

Rv. 4 på Gran, nyttiggjøring av svartskifer

Sluttrapport og erfaringar

STATENS VEGVESENS RAPPORTAR

Nr. 333



Tittel

Rv. 4 på Gran, nyttiggjering av svartskifer

Undertittel

Sluttrapport og erfaringar

Forfattar

Halldis Fjermestad, Elisabeth Gundersen, Per Hagelia, Anne Brit Moen og Malin Torp

Avdeling

Prosjektavdeling øst

Seksjon

Prosjekt Vestoppland

Prosjektnummer

105150

Rapportnummer

Nr. 333

Prosjektleder

Anne Brit Moen

Godkjent av

Anne Brit Moen

Emneord

Alunskifer, svartskifer, syre- og tungmetallpotensial, utlekking, tunnel, masseutskifting av myr, XRF, logistikk

Samandrag

I 2013 fekk Statens vegvesen – Prosjekt Vestoppland løyve til å nyttiggjere alunskifer og annan forureinande svartskifer i samband med masseutskifting av ei myr for bygging av ny Rv. 4 gjennom Gran kommune. I løyvet frå Fylkesmannen, Miljødirektoratet (MD) og Statens strålevern (SSV) blei det gitt fleire vilkår som måtte oppfyllest av Statens vegvesen. Dette galdt særleg geotekniske, hydrologiske og geokjemiske forhold i og omkring masselageret; prosedyrar for klassifisering med omsyn til potensial for utlekking av syre og tungmetall og krav til oppfølging i anleggsfasen og driftsfasen. Denne rapporten er eit sluttdokument frå Statens vegvesen til MD og SSV. Rapporten går gjennom alle undersøkingar, analysar og tiltak som er utført og presenterer erfaringar med korleis potensielt forureinande masse kan nyttast som ressurs i samband med vegbygging når forholda ligg til rette for det.

Tal sider 234

Dato 26.04.2018

Title

National Road 4, utilization of black shale

Subtitle

Final report and experiences gathered

Author

Halldis Fjermestad, Elisabeth Gundersen, Per Hagelia, Anne Brit Moen og Malin Torp

Department

Projects Department Eastern Region

Section

Project Vestoppland

Project number

105150

Report number

No. 333

Project manager

Anne Brit Moen

Approved by

Anne Brit Moen

Key words

Alum shale, black shale, acid and heavy metal potential, leaching, tunnel, mass replacement of bog, XRF, logistics.

Summary

In 2013 the Norwegian Public Roads Administration (NPRA) was permitted to use alum shale and other black shale in connection with mass replacement of a bog for construction of new National Road 4 at Gran. The permissions from the County Governor, the Norwegian Environment Agency (NEA) and the Norwegian Radiation Protection Authority (NRPA) were given on the assumption of full compliance with several defined condition. The most important conditions were related to geotechnical, hydrological and geochemical properties within and around deposited black shales, with emphasis on acid rock drainage and heavy metal leaching potential, with demand for monitoring during the construction phase and the operational phase. This present final report from NPRA to NEA and NRPA presents all investigations, analyses and measures that have been carried out, showing how potentially polluting rock mass may be utilised as a resource in connection with road construction under favourable conditions.

Pages 234

Date 26.04.2018



FORORD

Det var svært få i Norge som hadde noko særleg kompetanse på svartskifer/alunskifer då Prosjekt Vestoppland starta førebuingane for å få løyve om lokal lagring av alunskifer frå tunnelane på ny rv.4 i Gran. Endringa i Forurensingsforskriften som kom i 2009 skjerpa og krava til korleis ein kunne ta ut og gjere bruk av alunskifer, i mot kva ein såg for seg under reguleringsplanlegginga i 2003–2005, og gjorde det naudsynt med ein omfattande søknadsprosess. Vi fekk svært god hjelp og rettleiing frå Miljødirektoratet (den gong KLIF) representert ved bl.a Hans Jørund Hansen og Thomas Hartnik, men avgjerande for å komme godt i gang var solid støtte frå fagmiljøet både eksternt og internt. At særleg Roger Roseth (Bioforsk), Erik Endre (NGI/Structor), Trygve Dekko og Kjetil Moen (Multiconsult), og Fredrik Bockelie (Sagex), delte sine erfaringar med oss heilt frå tidleg fase, var avgjerande for at den vidare utviklinga blei positiv og har medvirka til større tryggleik om eigenskapane til denne spesielle bergarten. Prosessen har vore prega av tverrfaglege og engasjerte personar, og godt samarbeid har gjort at ein har lukkast med til dømes å ta i bruk handheldt utstyr ute på anlegget og til å etablere sett av grenseverdiar som gjorde klassifisering og sortering muleg.

Gjennomføringa av dette pilotprosjektet hadde ikkje vore muleg for Prosjekt Vestoppland utan støtte frå eit svært sterkt internt fagmiljø i Statens vegvesen, der Per Hagelia har vore ein uvurderleg faginstans heilt frå starten av, og Elisabeth Gundersen bidrog til å få endelig løyve i 2013 med tiltaksplanen for hydrologi. At etatsprosjektet NORWAT valde å bruke Gran som «case», var og til stor hjelp med bl.a prøvetaking og mange studentoppgaver via NMBU. Om ikkje alle i prosjektet har greidd å følgje med på innhaldet i alle ivrige fagdiskusjonar så har vi heldigvis heile vegen hatt kompetent oppfølging av Elisabeth Gundersen, Malin Torp og Halldis Fjermestad som har samla trådane. Dei har og i all hovudsak stått for innsamling av data og forfatta rapporten saman med Per Hagelia. Ein stor takk til alle som har bidrege, og ikkje minst ein stor takk til alle i byggeledelsen som trufast og pliktoppfyllande har sørga for ein trygg gjennomføring. Det er ikkje muleg å nemne alle, men vil rette ein stor takk til Jon Kvisberg i søknadsfasen for pågangsmot og koordinering, og spesielt Stian Ellingsen og Per Olav Tangen for etterretteleg oppfølging og positiv innstilling i gjennomføringsfasen.

Det har vore ei spennande reise, heilt frå då prosjektet byrja førebuingane til søknaden fleire år før anleggstart, fram til dagens resultat etter opninga av vegen i 2017. Pilotprosjektet har vore krevjande og eit stort løft for Statens vegvesen. Krava som var stilt i løyvinga frå miljømyndigheitene i 2013 var svært omfattande, og det har vore mange ukjente parameter som ein måtte finne undervegs. Sjølv om arbeidet har kravd mykje ressursar så har det vore svært interessant, og vi vonar at sluttrapporten gjev trygge svar, og at meir kunnskap om svarte skifre kan bli til nytte for framtidige prosjekt.

Til slutt vil vi rette ein spesiell takk til Erik Endre (NGI/Structor) som har vore fagleg rådgjever undervegs i heile perioden. Han har og saman med Hedda Vikan (Statens vegvesen) gitt gode innspel til forbedringar på denne sluttrapporten.

Gran, april 2018

Anne Brit Moen

INNHALD

Forord	1
DEL 1. BAKGRUNN FOR MASSEUTSKIFTING MED SVARTSKIFER	7
1. Introduksjon og bakgrunn.....	7
1.1. Innleiing	7
1.2. Bakgrunn.....	9
1.3. Regelverk og grenseverdiar	11
1.4. Oversikt grunn- og miljøundersøkingar og vitskaplege gradsoppgåver	14
1.4.1. Geologiske grunnundersøkingar	14
1.4.2. Vassprøver tatt før- og i anleggsperioden	19
1.4.3. NORWATs Arbeid og Vitskaplege gradsoppgåver som har blitt gjennomført.....	20
2. Geologiske forundersøkingar	22
2.1. Innleiing	22
2.2. Tidlege undersøkingar for tunnel i samband med kommunedelplanen	23
2.3. Feltundersøkingar i samband med reguleringsplanen	23
2.4. Forundersøkingar i samband med byggeplan.....	27
2.4.1. Ingeniørgeologiske undersøkingar for Granstunnelen.....	27
2.4.2. Bruk av steinmaterialar	30
2.5. Utlekkingsstestar og mineralsamansetning	31
2.5.1. Statisk utlekkingsstest i samband med reguleringsplansarbeidet	31
2.5.2. Utlekkingstestar ved NMBU-Ås innan NORWAT-prosjektet	33
2.5.3. Samla tolking	38
3. Undersøkingar i myr.....	39
3.1. Vassbalansen.....	39
3.2. Sonderingar, pumpetest og overvaking av grunnvasstand.....	41
3.3. Kjemiske undersøkingar av grunnvatn og vassdrag	44
3.3.1. Vassprøver av grunnvatn og vassdrag	44
3.3.2. Eh – pH-målingar med handhaldt instrument	46
3.4. Topografi og tilgjengeleg volum for masseutskifting	50
DEL 2. KLASSIFISERING OG IDENTIFISERING AV SVART LEIRSKIFER, INKLUDERT ALUNSKIFER, OG GJENNOMFØRING AV MASSEUTSKIFTING AV MYR	52
4. Tidslinje for utført masseutskifting med SVARTskifer	52
5. Klassifisering av svart leirskifer	53

5.1.	Metode for identifisering og klassifisering av svart leirskifer	53
5.1.1.	Bakgrunn for val av metode	53
5.1.2.	Klassifisering av Leirskifer med XRF	53
5.1.3.	Tilleggsvurderingar	60
5.1.4.	Klassifisering av tunnelstein.....	60
5.1.5.	Klassifisering i dagsone	63
5.2.	Resultat av svartskiferklassifisering	63
5.2.1.	Tunnel	63
5.2.2.	Dagsone.....	64
5.2.2.1.	Horgenmoen	65
5.2.2.2.	Nordtangen	67
5.2.3.	Vurdering av radioaktivitet basert på XRF-analysar av uran	73
5.3.	Diskusjon av metode for klassifisering	74
5.3.1.	Grenseverdier for klassifisering av potensielt syredannende massar	74
5.3.2.	Bestemming av radioaktivitet i massane	76
5.3.3.	Kjerneboring foran tunnelstuff og uttak av prøver på stuff	77
5.3.4.	Klassifisering av berg i dagsone.....	78
6.	Masseutskifting med alunskifer	79
6.1.	Metode for utgraving av myr	79
6.2.	Oppfølging av grunnvasstand under anlegg	81
6.3.	Utrekning av omrekningsfaktor mellom faste og lause massar.....	84
6.4.	Oppfølging av masseutskifting og vasskjemi i open byggegrop	85
6.5.	Utlegging av massar frå tunnel og dagsone.....	89
6.6.	Setningsmålingar	91
6.7.	Oversikt over volum svartskifer sprengt ut frå tunnel og frå dagsoner	95
6.8.	Utstrekning av masselager	95
6.9.	Statistikk over kjemisk samansetjing til utlagd skifer	96
6.9.1.	Oppfølging av fyllingsfrontar i masselageret.....	96
6.9.2.	Fyllingsfront 22.05.14.....	97
6.9.3.	Fyllingsfront 27.08.14.....	98
6.9.4.	Fyllingsfront 23.02.15.....	99
6.9.5.	Fyllingsfront 24.03.15.....	100
6.9.6.	Fyllingsfront 20.04.15.....	101
6.9.7.	Fyllingsfront 11.05.15.....	102

6.9.8. Fyllingsfront 01.06.15.....	104
6.9.9. Fyllingsfront avslutning juli 2015.....	105
6.10. Mellomlagring	106
6.11. Ferdigstilling og drenering av masseutskifta område	109
6.11.1. Tildekking av Masselageret	109
6.11.2. Drenering	110
6.11.3. Viktig å ha ei tett oppfølging under anleggsperioden.....	111
DEL 3. RESULTAT FRÅ MILJØOVERVAKING OG OPPFØLGING UNDER ANLEGGSPHASE.....	113
7. Miljøovervåkingsprogram.....	113
7.1. Overvåkingsregime.....	113
7.2. Tolking av vassprøver.....	115
8. RESULTAT FRÅ OMRÅDE FOR MASSEUTSKIFTING	116
8.1. Under masseutskifting.....	116
8.1.1. Vassprøver i open byggegrop i masselager	116
8.1.2. Målingar av eH/pH og oksygen med handheldt utstyr.....	123
8.1.3. Flotasjon av oljeaktig lag på overflata av opent vatn i masselager	125
8.1.4. Tolking/konsekvensar.....	128
8.2. Etter masseutskifting.....	129
8.2.1. Overvaking i masselageret	129
8.2.1.1. Vassprøver i Overvåkingsbrønnar frå masselageret	130
8.2.1.2. Manuell logging med handheldt utstyr	135
8.2.1.3. Automatisk logging	137
8.2.1.4. Gipsutfelling og svelling	143
8.2.2. Overvaking av tilgrensa områder til masselageret.....	145
8.2.2.1. Drensvatn frå tunnel og område sør for tunnel.....	145
8.2.2.2. Overvåkingsbrønnar nedstraums og oppstraums masselageret.....	148
8.2.3. Tolking av vassprøver	154
9. UTSLEPP AV ANLEGGSVATN	157
9.1. Drivevatn frå tunnel.....	157
9.1.1. Utsleppsløype for tunneldrivevatn	157
9.1.2. Reinseanlegg.....	158
9.1.3. Vekeblandprøver.....	158
9.1.4. Tolking/konsekvensar.....	160
9.2. Utpumpa vatn frå område for masselager.....	161

9.2.1. Utsleppskrav og forventa kvalitet på vatn i byggegrop.....	161
9.2.2. Reinseanlegg for utpumpa vatn frå masselageret.....	162
9.2.3. Drifting av anlegget	164
9.2.4. Prøvar av utsleppsvatn og reinseeffekt.....	165
9.2.5. Estimering av urankonsentrasjonar i Vigga	171
9.2.6. Tolking/Konsekvensar	172
10. Vassresipientar	173
10.1. Oversikt prøvelokalitetar	173
10.1.1. Prøvelokalitetar ved vegskjæringer	173
10.1.2. Prøvelokalitetar ved masselager	173
10.2. Vigga.....	175
10.2.1. Vassprøver 2014–2015	175
10.2.2. Automatisk logging av vasskvalitet med multiparametersonder (MPS).....	180
10.2.3. Passive prøvetakarar (DGT) for biotilgjengelege metall i vassfasen.....	180
10.2.4. Vassprøver etter tildekking av masselaget.....	182
10.2.5. Fiskeundersøkingar	184
10.2.6. Tolking/ konsekvensar	184
10.3. Bekk på Nordtangen (vegskjering nord for Gran).....	185
10.3.1. Historikk.....	185
10.3.2. Vassprøvar	188
10.3.3. Botndyr.....	195
10.3.4. Tolking/ konsekvensar	195
10.4. Bekk i Horgenmoen (forskjering nordre tunnelpåhogg)	196
10.4.1. Historikk.....	196
10.4.2. Vassprøvar	197
10.4.3. Test av absorbent.....	204
10.4.4. Tolking/ Konsekvensar.....	204
10.5. Vøienbekken.....	205
10.5.1. Vassprøver	205
10.5.2. DGT.....	206
10.5.3. Tolking/konsekvensar	206
10.6. Jarenvatnet	206
10.6.1. Sedimentprøver	206
10.6.2. Analysar av fisk	207

11.	Vurdering av miljøpåverknad	207
11.1.	Vurdering av miljøpåverknad i vassdrag	207
11.2.	Vurdering av masselagerets tilstand	210
12.	Oppfølging vidare	211
12.1.	Overvakingsprogram	211
12.2.	Hensynssoner	213
DEL 4	ERFARINGAR FRÅ GRAN	215
13.	Forundersøkingar	215
13.1.	Geologisk og geotekniske undersøkingar	215
13.2.	Hydrologiske og vasskjemiske undersøkingar	217
13.3.	Lagringsmetode	218
14.	Under anleggsdrifta	219
14.1.	Klassifisering av svartskifer med XRF i anleggsdrifta	219
14.1.1.	Viktigheita av XRF-bruk	219
14.1.2.	Grenseverdiar – behov for mineralogisk analyse i kvart prosjekt	220
14.2.	Samarbeid byggherre og utførande entreprenør	221
14.3.	Redusering av miljørisiko	222
14.3.1.	Miljøovervakingsprogram	222
14.3.2.	Tiltak mot spreieing av Forureining	223
15.	vidare utvikling	225
15.1.	Lokal lagring	225
15.2.	Klassifisering av svartskifer	225
15.3.	Tålegrenser i vatn	226
15.4.	Reinsing av vatn	227
15.5.	Vidare bruk av data frå Gran	227
16.	Referansar	228
17.	Vedlegg	233

DEL 1. BAKGRUNN FOR MASSEUTSKIFTING MED SVARTSKIFER

1. INTRODUKSJON OG BAKGRUNN

1.1. Innleiing

I 2003 blei kommunedelplanen med val av korridor for ny firefelts rv. 4 gjennom Hadeland vedteken. Dette innebar også at det blei nødvendig å ta hand om store mengder svartskifer med syreproduserande potensiale, kjent som alunskifer, frå tunnelane i Gran. Det var elles på austlandet fleire døme på at bergarten kunne gje svært uheldige miljøpåverknader, til dømes forsuring og forureining av vassdrag. Kunnskapen om fagområdet var heller liten i bransjen, og prosjektet tok difor i reguleringsplanfasen kontakt med Bioforsk for å starte eit FoU-prosjekt. Ein blei i 2005 einige om følgande målsetting:

- Gjennomføre undersøkingar retta mot å skaffe ein så brei oversikt som mulig
- Skaffe fram opplysningar som kan gje ein miljøforsvarlig handtering av alunskifer/svartskifer i aktuelle prosjekt
- Utarbeide fornuftig dimensjonerte tiltak tilpassa mulig avrenning og vassdrag

Bioforsk (Roseth 2006) utarbeidde på oppdrag frå Statens vegvesen følgjande forslag til FoU-program i samband med nybygging av Rv 4 på Hadeland, Rv 3 og 25 Løten og E6 Moelv- Kolomoen. Forslaget omfatta følgjande:

- «Gi en miljømessig relevant oversikt over ulike typer av alunskifer og svartskifer, sammensetning, geokjemi og forvitningsstabilitet, basert på tilgjengelig informasjon i forhold til litteratur og gjennomførte undersøkelser
- Vurdere/gradere typer av alunskifer/svartskifer i forhold til potensielle miljøproblemer
- Skaffe fram og sammenstille analyser og undersøkelser av avrenningskvalitet og miljøeffekter knyttet til kjente deponier med alunskifer (fokus Norge og Sverige)

- Ta nye vannprøver på utvalgte deponier med ulik alder og ulik fjellkvalitet for ferske opplysninger med samme metodikk og måle/beskrive sammensetning av fysisk tilgjengelig alunskifer/svartskifer på de samme lokalitetene.
- Vurdere opplysninger om alunskifer/svartskifer på aktuelle vegprosjekter i forhold til innsamlet kunnskap og skissere riktig dimensjonerte tiltak for håndtering av disse massene i deponier, tunneler og skjæringer i anleggs- og driftfase.
- Tiltakene vurderes i forhold til lokale forhold, dvs. veglinje, tunneler, planlagte massedeponier, avrenningsmønster og resipientkapasitet/verdi/sårbarhet til de vassdragene som vil motta avrenningen fra disse områdene
- Evt. utføre supplerende undersøkelser av lokale fjellkvaliteter i samarbeid med vegprosjektene og utføre tiltaksvurderinger i samarbeid med valgte konsulenter».

Førebels undersøkingar utført av Statens vegvesen indikerte at bygging av Granstunnelen og andre inngrep neppe ville føre til sur avrenning på kort sikt, på grunn av relativt høg bufferevne i lokale bergartar (Hagelia, 2005). Dette tidlege arbeidet var stort sett basert på uforvitra prøver og det var behov for vidare og meir detaljerte undersøkingar.

Reguleringsplanen for rv.4 Roa – Jaren blei vedteken i Gran kommune i desember 2006, men ikkje i Lunner kommune. Konsekvensen av dette var at heile prosjektet blei teken ut av Nasjonal Transportplan (NTP), og kom ikkje inn igjen som prioritert prosjekt før 2010, og då berre med utbygging i Gran. Dette førte til stillstand i både projektering og FoU i over tre år.

I 2009 blei Forurensingsforskriften skjerpa når det gjaldt handtering av m.a. alunskifer. FoU-prosjektet for å auke kunnskap om alunskifer hadde då lege på is nokre år pga manglande finansiering til vegbygginga, men kom i gang med auka styrke m.a. i samband med at det etter forskriftsendringa blei krav om ein søknadsprosess for å få lov til lokal lagring av massane.

Konseptet hadde heile tida vore å lagre dei utsprengte massane raskt i eit oksygenfritt (reducerande) miljø for å unngå sur avrenning og metallmobilisering ved forvitring og oksidasjon av alunskifer. Målet var å halde massane inerte, og dermed unngå forureining. Ein hadde i reguleringsplanfasen tenkt å lagre massane i ei myr i Lunner

med stor kapasitet, men dette måtte pga delinga av prosjektet endrast til utskifting i ei litt mindre myr i Gran, like utanfor søndre tunnelåpning.

For Prosjekt Vestoppland var det både pga. kostnader og lagringskapasitet i myra svært viktig å få kontroll på omfanget av skifer som hadde potensiale for forureining. FoU-prosjektet blei sett i gang igjen i 2010, og prosjektleiinga trekte inn fleire firma og fagpersonar i bransjen med spesialkompetanse om alunskifer (mellom anna frå «black shale»-prosjektet og ulike miljøfag) i tillegg til etatens egne ressursar og Multiconsult, som var rådgjevar for byggeplanen. Grunnundersøkingane frå kommunedelplanfase og reguleringsplanfase blei supplert med m.a. refraksjonsseismikk, bore- og kaksprøver, og kjerneprøver. Kjerneprøvene og kartlegginga av dei blei spesielt viktige i det vidare arbeidet med FoU-arbeidet, som i 2011 blei utvida med følgjande målsetting:

- Utarbeide plan for undersøkingssmetodikk for oppfølging og sortering av alunskifer/svartskifer på stuff
- Utarbeide grunnlag for å bestemme grenseverdier som igjen gir rammer for oppfølging under anlegg og ressursbehov.
- Teste aktuelle metodar for analyse av kjerneprøver og bergprøver for kontroll på stuff

Det blei raskt tatt avgjerd om at bruk av handheldt XRF for in situ kartlegging på stuff var eigna, samt at differensiering av ulike type skifrar og var mulig med god støtte i forskningsarbeidet utført av NGI ved Erik Endre (Endre, 2013a). Ei utfordring var mangelen på krav og grenseverdier for dei ulike tungmetalla i bergprøver. Det blei i gangsett fleire prosessar med mellom anna utlekkingsforsøk for å finne nok grunnlag. Etter fleire møter med Klima- og forurensingsdirektoratet (Klif, no endra til Miljødirektoratet) gjekk prosjektet i 2012 vidare med ein søknad om lokal lagring av utsprengt alunskifer ved masseutskifting i myr under ny rv.4.

1.2. Bakgrunn

Statens vegvesen fekk i 2013 løyve til å nyttiggjere svartskifer i oppbygging av vegkroppen. I løyve frå Fylkesmannen, Miljødirektoratet og Statens strålevern er det gitt vilkår som gjeld gjennomføring, dokumentasjon og rapportering til kvar einskild etat. Denne rapporten svarer ut vilkår 31 i Miljødirektoratets brev datert 27.september 2013.

I brevet er det gitt løyve til graving i alunskifer og bruk av alunskifermassar til oppbygging av veg. Rapporten svarar også ut vilkår 2.5.2 i løyvet gitt av statens strålevern 10.12.2013 til «virksomhet som kan medføre radioaktiv forurensning». Vilkår 31 i Miljødirektoratets løyve krev at:

«Senest 6 måneder etter at anleggsarbeidene er avsluttet skal det sendes inn en sluttrapport til Miljødirektoratet. Rapporten skal beskrive det arbeid og de tiltak som er gjennomført og de resultater som er oppnådd, resultatene fra overvåking i tiltaksfasen, samt et forslag til videre overvåkingsprogram for driftsfasen. Levering av eventuelt farlig avfall skal dokumenteres. Bruk og disponering av syreholdig alunskifer skal beskrives.»

Ettersom Statens strålevern sitt vilkår er tilsvarande Miljødirektoratet har vi fått aksept for å samle alt i ein rapport.

Forundersøkingane fokuserte spesielt på følgjande:

- Skaffe ein mest mogleg nøyaktig oversikt over kor alunskifer og eventuelt andre forureinande svartskifrar er lokalisert og knytte førekomstane til pelnummer
- Avdekke dei kjemiske og mineralogiske eigenskapane til alunskifer, svartskifer frå galgebergledet og dei andre bergartane som førekom i den planlagde tunneltraseen med tanke på reaktivitet, avrenningsproblematikk og eventuelt behov for mellomlagring før deponering
- Undersøke myra som var foreslått som masselager for å dokumentere om alunskifer kunne lagrast med tanke på kjemisk stabilitet (anoksisk), geoteknisk stabilitet og hydrologisk stabilitet.

Statens vegvesen har, i samarbeid med fleire fagmiljø, brukt lang tid på å bygge opp nødvendig kunnskap både for eigen del og for byggebransjen elles. Vi vil i denne rapporten også legge vekt på å dokumentere korleis kunnskapen om vegprosjektet på Gran blei bygd opp. Vidare ønsker vi å få fram kva som gjer forholda på Gran spesielt eigna for lokal masselagring av svartskifer og kva som eventuelt skil desse frå andre stader.

På Gran var det to typar svartskifer som førekom i tunnellopet; svartskifer frå alunskiferformasjonen og svartskifer frå galgebergledet i Tøyenformasjonen. Der vi i denne rapporten skriv svartskifer, inkluderer dette bergrepet både alunskifer og skifer frå galgebergledet dersom det ikkje er spesifisert kva type svartskifer det gjeld.

1.3. Regelverk og grenseverdier

Kapittel 2 i Forurensingsforskriften omhandlar opprydding i ureina grunn i samband med bygge og gravearbeid. § 2–3a i forskrifta definerer ureina grunn på følgjande måte: «grunn som danner syre eller andre stoffer som kan medføre forurensning i kontakt med vann og/eller luft». Forskriften definerer også grunn som «forurenset grunn dersom ikke annet blir dokumentert».

I denne samanhengen har det tradisjonelt alltid vore eit stort fokus på kambrisk alunskifer, fordi dei fleste variantar av denne svarte skiferen inneheld høge konsentrasjonar av tungmetall og også ofte har eit syredannande potensial. Også andre svarte skifrar enn alunskifer kan representere liknande problem. Årsaka til dette er at svarte skifrar er danna ved svært langsam sedimentasjon under sterkt reduserande forhold der jernsulfid, spesielt pyritt (FeS_2), er stabilt. Jernsulfid inneheld mange av dei skadelege tungmetalla (Ni, Cd, Zn, As m.fl.). Ved oksidasjon av svarte skifrar vil desse metalla bli frigitt til det ytre miljø. Sulfidoksidasjon avgir varme ved kjemiske reaksjonar med vatn og luft og eitt av reaksjonsproduktene er svovelyre. Ved forvitring av alunskifer, dvs. når vatn og oksygen slepp til, kan desse reaksjonane gå raskt. Naturleg forvitra alunskifer i overflata er derfor i prinsipp mest reaktiv og har dermed eit større syre- og tungmetallpotensial enn uforvitra alunskifer i djupet. Tunnelmasse under dagfjellssona er vanlegvis lite påverka av forvitring, men kan vere det i tilknytning til sprekkesoner. Senking av grunnvatnet i bergmasse av alunskifer i samband med byggeaktivitet kan føre til auka oksidasjon. Oksidasjon av alunskifer fører oftast også til svelling og problem for fundament, fyllingar m.m. (Bastiansen, m.fl., 1957).

I løpet av planlegginga kom det ei viktig endring i Forurensningsloven: Frå og med 1. januar 2011 blei radioaktivitet tatt inn forskriftens §1 Saklig virkeområde «Forskriften gjelder forurensningslovens anvendelse på stråling fra radioaktive stoffer som er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet...». «...Gjennom forskriften gis

forurensningsloven anvendelse på radioaktiv stråling og radioaktive stoffers virkning på miljø og helse. Forurensningsloven gjelder for forurensning i det ytre miljø og ikke for arbeidsmiljø». Uraninnholdet i alunskifer varierer mellom 50–200 ppm. Uran er knytta til andre mineral enn jernsulfid, men blir likevel løyst ut i vatn og er dermed raskt tilgjengeleg for det ytre miljø.

Det auka fokuset på strålingsproblematikken betyr at Statens vegvesen nå har eit sjølvstendig ansvar for å dokumentere om masseuttak kan føre til strålefare på det ytre miljø. I praksis betyr dette at Statens vegvesen som byggherre må varsle Statens Strålevern om prosjektet kjem i berøring med radioaktiv bergmasse, søke tillatelse ved eventuell handtering og gjennomføre tiltak i samsvar med krav gitt av Statens Strålevern. Statens strålevern definerer berg med over 1 Bq/gram som radioaktivt avfall som må handterast etter Avfallsforskriften. Dersom slik masse blir avdekka på deler av våre planlagde vegstrekningar må Statens vegvesen søke Statens strålevern om løyve.

Praksis har tidlegare vore å køyre alunskifer til godkjent deponi til Langøya i Vestfold. Statens vegvesen avdekte alt tidleg på 2000 talet såpass store volum med alunskifer at ein såg lokal lagring som det einaste som var økonomisk forsvarleg. Prosjektet på Gran har vore eit krevjande pilotprosjekt med stort behov for kompetanseoppbygging og tett samarbeid mellom interne og eksterne krefter innan miljøgeologi, hydrogeokjemi, hydrologi, geoteknikk og biologi. Arbeid innan desse disiplinane har føregått både før og etter at Statens vegvesen fekk løyve til lokal lagring av alunskifer. Det er henta inn omfattande dokumentasjon både frå forundersøkingar, anleggsfasen og tidleg driftsfase.

Bakgrunnen for at Statens vegvesen fekk løyve frå Miljødirektoratet (MD) var:

- At myra med behov for masseutskifting låg i eit djupt trauforma søkk der toppen av bergoverflata under myrmassane ligg omkring 0 til 15 meter djupare enn høgste nivå i resipienten (elva Vigga som renn ut i sørenden av Jaren). Myrmassane har eit øvre tjukt lag av torv (3–8 meter), med marin silt og leire under. I tillegg var det registrert lag av mergel og innslag av ujamt fordelt sand og morenemateriale. Dei naturgitte tilhøva låg godt til rette for tiltaket.
- Mesteparten av alunskifervolumet og anna problematisk svartskifer (galgebergledet) var representert med hovudsakleg uforvitra tunnelmasse frå

Granstunnelen, forvitra alunskifer i forskjeringa rett nord for tunnelen og innslag av alunskiferlag mellom vulkanske gangbergartar (mænaitt og camptonitt) i to vegskjeringa sør for Jaren sentrum. Storparten av alunskifermassen kunne derfor transporterast via tunnelen til masselageret (myra), som er lokalisert rett sør for Granstunnelen.

- Statens vegvesen og NGI hadde utført grundige undersøkingar av miljøgeologiske- og vasskjemiske forhold, både i og utanfor områda med alunskifer. I tillegg skaffa Statens vegvesen fram dokumentasjon av geotekniske, hydrologiske og geokjemiske eigenskapar i myra med tanke på design for stabil lagring av alunskifer (samarbeid med NMBU).
- Statens vegvesen fekk fram ein omfattande risikoanalyse og detaljerte planar for kjemisk klassifikasjon, tildekking, drenstiltak, hydrologisk tiltaksplan, beredskap og overvaking for å unngå oksidasjon og skadeleg avrenning ved sprenging, transport, mellomlagring og masseutskifting.
- Det var etablert eit sterkt tverrfagleg nettverk mellom prosjektleiinga i Prosjekt Vestoppland og Vegdirektoratet (Tunnel og betongseksjonen, Miljøseksjonen og Geo- og skredseksjonen). Ved etablering av det fireårige FoU-programmet NORWAT i SVV blei rv 4 Gran vald ut som ein hovudaktivitet i tett samarbeid med NMBU-Ås. Det har og vore betydeleg støtte frå fagmiljøet i NGI, Multiconsult og Bioforsk.

Statens strålevern (SSV) aksepterte at vilkåra for god handtering av radioaktivt avfall var ivaretatt ved masseutskifting av myra (brev datert 10.12.2013). Det blei likevel nødvendig å søke SSV separat om handtering av alunskifer på strekninga nord for Granstunnelen, der det er alunskifer i nokre høge vegskjeringar. Det blei gitt løyve til dette i brev datert 04.07.2014.

Fylkesmannen i Oppland (FMO) gav utsleppsløyve, i brev datert 19.11.2013, med svært omfattande utsleppsgrenser for anleggsfasen og driftsfasen. Grenseverdiane baserte seg på tilstandsklasse 2 og 3 i Miljødirektoratets utkast til miljøklassifiseringssystem av ferskvatn (TA3001) (KLIF, 2012), sjå tabell 27 og 33. I anleggsfasen viste det seg å vere vanskeleg å halde seg innanfor nokre av krava (sjå Del 3). Prosjektet søkte FMO om litt høgare grenseverdier for nokre parameter i søknad datert 27.06.2014, noko som førte til ei munnleg avklaring frå FMO i eit møte. Grenseverdiane som gjeld for driftsfasen var

uendra, men vart omsøkt i 20.06.2017 i samband med utslepp av tunnelvaskevatt (SVV, 2017), basert på ei miljørisikovurdering av NIBIO (2017).

1.4. Oversikt grunn- og miljøundersøkingar og vitskaplege gradsoppgåver

1.4.1. GEOLOGISKE GRUNNUNDERSØKINGAR

Tabell 1 under gir ei oversikt over dei mest viktige undersøkingane som blei utført på kvart plansteg.

Tabell 1. Oversikt over undersøkingar utført på Rv 4 Gran grense-Jaren						
År	Geologiske/ geotekniske rapportar	Boringar i berg (opptak borekaks, kjerneboringar mm)	Undersøking av alunskifer og andre bergartar på Gran	Undersøking av myr/masselager og resipient	Forholdet til Forurensingsloven	Planfase
2001– 2003	Statens vegvesen (Iversen og Klüver, 2001, Iversen 2001)	Borholsinspeksjon (Elvebakk, 2001)	Kartmessig utbreiing (innleiande)	Nei	Nei	Konsekvensutgreiing og kommunedelplan: Vedtak 2003.06.26
2004	Geophysics (2004) Lausmasse og refraksjonsseismikk	Nei	Nei	Nei	Miljøoppfølgingsplan	Reguleringsplan,
2005	Bergartsidentifikasjon Borekaks (Geokart AS, 2005) Vurdering av alunskifervolum i vegskjeringar (SVV– Sloreby 2005, Vedlegg 1.2) Forprosjekt tunnel (Rambøll 2005)	Borekaks frå tunnel- og skjeringar (SVV– Sloreby (2005, Vedlegg 1.1 og 1.2)	Innleiiande mineralidentifikasjon og statisk utlekkings- forsøk (Hagelia, 2005)	Omfattande boreprogram i myr (SVV–Sloreby)	Miljøoppfølgingsplan Fokus på syrepotensial og tungmetallmobili- sering i alunskifer, galgebergskifer mm.	Reguleringsplan,
2006	Nei	Nei	Forslag til FoU-program (Roseth, 2006)	Nei	Forslaget til FoU leggst til grunn for vidare prosjektering	Reguleringsplan Gran grense – Jaren. Vedtak 2006.12.13. <i>Stans i framdrift til 2010.</i>

2010	Granstunnelen – kreativ fase (Multiconsult 2010)	Nei	Svartskifer, Hadeland VGS (Endre, 2010)	Nei	Auka fokus på tiltak etter endring i forurensningsloven i 2009	Byggeplan
2011	Premissnotat tunnel (Multiconsult 2011-1) Refraksjonsseismikk (Toresson, 2011) Vurdering av alunskifervolum i vegskjeringar (Multiconsult 2011-2)	Supplerande fjellkontrollboringar (SVV) Kjerneboringar (fire djupe kjerner BH 1 til BH4, Multiconsult 2013, Endre, 2013a)	Handtering av alunskifer (Multiconsult 2011-4) Vegoppbygging, avrenning, eksponerings-miljø betong (SVV- Hagelia 2011)	Prøvegraving, myr (Multiconsult 2011-3) Forslag om lokal lagring av alunskifer ved masseutskifting (Multiconsult, referat i Vedlegg 2) Prøvetaking/analyse av vatn ved ulike årstider (Multiconsult)	Tiltaksplan (Dekko/Multiconsult 2011-4, Roseth/Bioforsk 2011)	Byggeplan
2012			Endre/NGI arbeider med kjemisk stratigrafi og skaffar fram grunnleggande føresetnader for kjemisk klassifikasjon av alunskifer og andre svarte leirskifrar	Multiconsult/SVV/ NORWAT/NMBU Opptak av 54 mm sylindrar («Hull nr. 1») geoteknisk)	Møte med Statens strålevern (mars 2012) Måling av Bq/g i skifer tunnel (v/IFE: Endre 2012 vedlegg 5.1) Første ROS-analyse (august) Søknad til KLIF	Byggeplan Oppstart etatsprogrammet NORWAT (2012-2015)

2013 Januar til juli	Geologisk rapport Granstunnelen med geologiske lengdeprofiler utarbeidd av Tunnel og betongseksjonen- Vegdirektoratet (Multiconsult 2013)	Supplerande fjellkontrollboring og nye kjerneboringar, BH 5, BH6-1, BH6-2. Komplettering av geologi i undergrunnen	Kriterier for identifisering og karakterisering (Endre, 2013a) Utlekkingstestar i NORWAT-prosjektet. Tungmetall inklusive uran (Masteroppgåver Fjermestad 2013, Helmers 2013)	Multiconsult/SVV/ Bioforsk. Undersøking av myr og etablering av monitorbrønner (Eh-pH, vasskjemi, pumpetest). Uttak og målingar av Eh-pH og på 54 mm sylindrar m.m) med geotekniske analysar	Arbeid med søknader/møter med Klif/MD	Byggeplan Konkurransegrunnlag Anleggsbefaring NCC tildelt kontrakt
2013 August til desember		Oppstart kjerneboringar framfor tunnelstuf (begge tunneløpa blei drevne mot nord)	Opplæring og uttesting av handheldt XRF, inkl. kalibrering av instrumentet for bruk på svarte leirskifrar mm.		Interne grenseverdier for klassifisering av svarte skifrer etablert (Statens vegvesen) Revidert ROS-analyse Utsleppsløyve frå Fylkesmannen 19.11.13 September løyve frå MD, og desember løyve frå SSV	Samhandling med valt entreprenør. Anleggstart, september 2013
2014	Rapportering av ingeniørgeologiske forhold i Nova Point Tunnel (Statens vegvesen) ERT-scanning frå Helikopter (NGI, 2014)	Kjerneboringar framfor tunnelstuf og innsamling av bergprøver frå stuf	Masteroppgåve i NORWAT uranutleking (Hernandez-Santos 2014). Kontinuerleg klassifisering av tunnelmasse ved XRF	Multiconsult/SVV/ NORWAT/NMBU	Måling av Bq/g i skifer frå skjeringar (vedlegg 5.2) i alunskifer Utslepp til resipient (Roseth/Bioforsk 2014). Revidert utsleppsløyve	Anlegg

2015	Rapportering av ingeniørgeologiske forhold i Nova Point Tunnel (Statens vegvesen)	Kjerneboringar framfor tunnelstuff (avslutta etter ein kom inn i alunskifer)	Kontinuerleg klassifisering av tunnelmasse ved XRF (mindre omfang i alunskifer) Oppstart storskala utlekkingsstest (kontainerforsøk, effekt av kalking (Fjermestad, Hagelia & Thommasen, 2017)	SVV/ NORWAT/NMBU	Sluttrapport midlertidig rensesanlegg Granstunnelen (FMO)	Anlegg
2016	Rapportering av ingeniørgeologiske forhold i Nova Point Tunnel (Statens vegvesen)		Storskala utlekkingsstest fortsetter. XRF-målingar langs veg i dagen mm Masteroppgåve Alunskifer svelling (Terefe 2016)	SVV/NORWAT/NMBU		Anlegg
2017		Geologisk sluttrapport (under arbeid)	Resultat frå utlekkingsforsøk i felt (Fjermestad mfl. 2017) Masteroppgåver ved UiO (Erstad 2017, Børresen 2017)	ROS-analyse for eventuelle hensynsoner, bygging og graving i nærområda (SVV, 2017-18)	Utarbeiding av sluttrapportar for tiltaket Område er lagt inn i Grunnforurensningsdata basen.	Vegopning 8. juli 2017

1.4.2. VASSPRØVER TATT FØR- OG I ANLEGGSPERIODEN

I rapporten (del 2 og 3) går vi gjennom resultatene for undersøkingane av vasskjemi og hydrologi. Følgjande miljøundersøkingar for anleggsfasen er utført (tabell 2):

Tabell 2. Oversikt over miljøundersøkingar utført i samband med anleggsarbeida på Gran og masseutskifting med alunskifer. Tabellen angir område, type undersøking, dato for prøvetaking, referanse til vedlegg og kommentarar.

Område/lokalitet	Type prøve/undersøking	Tidsperiode	Vedlegg	Kommentar
Vigga, bekkar og grunnvatn	Vassprøver	2011 og 2012	6	Multiconsult
Myrområde	Boring av 14 brønner for overvaking og pumpetest	21.02.2013 – 27.02.2013		Brønnane blei tatt ned under anlegg, brønn 13 står att.
Myrområde før masseutskifting	Vassprøver i overvakingsbrønner	04.2013 – 10.2013	7	Statens vegvesen
Myrområde før masseutskifting	Eh/pH i brønner på myr	04. 2013	Tabell 9	Bioforsk
Myrområdet	Online logging av grunnvasstand med loggarar i brønner	18.03.2013 –		Eh/pH måling i brønn 13
Myrområde, byggegrop	Vassprøver	03.2014 – 07.2015	12.1	Utført i perioden medan utlegging av svartskifer føregjekk.
Myrområde, byggegrop	Eh-pH med handhaldt multiparametersonde	03.2014 – 06.2015	13	Utført i perioden medan utlegging av svartskifer føregjekk.
Myrområde, brønner	Vassprøver		14	
Myrområde, brønner	Eh-pH med handhaldt multiparametersonde	2016–2017	15	SVV
		2017–2018	16	NIBIO
Myrområde, brønner	Online multiparametersonde	2016 –	Kap 8.2.1.3	Måleinstrument frå GEONOR i brønn B1,B2 og B3 (eH/pH i brønn B1 og B3)

Myrområde, utpumpa vatn	Vassprøver	06.2014 – 06.2015	20	
Tunnel, drivevatn	Vekeblandprøver, Vassprøver	Veke 48, 2013 – veke 43, 2015	19.1 19.2 Tabell 31	Slutt drivefase uke 22, nedrigga renseanlegg veke 40
Tunnel, drivevatn	Online multiparametersonde	28.11.2013 – 05.11.2015	19.1	
Vigga	Vassprøver	01.2014 –	24	
Vigga	DGT	01.2014 – 06.2016	27	COWI
Vigga	Online multiparameter sonde		26	NIBIO
Horgenmoen, bekk	Vassprøver	03.2014 –	22.1	
Nordtangen, bekk	Vassprøver	02.2014 –	23	
Vøienbekken	Vassprøver	2014, 2017	25	
Vøienbekken	DGT	01.2014 – 06.2016	27.1	COWI
Testområde <i>rødmull</i> , utløp frå bekk i Horgenmoen til Jarevatn	Vassprøver	06.01.2015	22.2	Striesekkar med <i>harpet rødmull</i> blei lagt ut som adsorbent 15.12.2014
NORWAT-undersøkingar	Vassprøver, botndyr, metallopptak i fisk mm	2013 – 2015		Sjå sluttrapport (Skipperud m.fl. 2016)

1.4.3. NORWATS ARBEID OG VITSKAPLEGE

GRADSOPPGÅVER SOM HAR BLITT GJENNOMFØRT

Kunnskapsutviklinga har føregått i nært samarbeid mellom Statens vegvesen og universitet på NMBU. Etatsprogrammet NORWAT gjennomførte feltarbeid og prøvetaking før anleggstart (juni og september 2013), under anleggsperioden (juni 2015) og etter at utgraving og deponering av svartskifer var ferdig (september 2015). Prøvar som blei tatt under feltarbeida omfatta vatn, både oppslutta og in-situ fraksjonert vatn, sediment, botndyr, fisk og noko jord og planter. Prøvetakinga inkluderte analysar av relevante metall i prøver fra utvalgte lokalitetar. Analyser av U-238 og Th-232 og Po-210 var

også inkludert. Gammadosar blei også målt in situ ved hjelp av Automess på alle prøvetakingslokalitetane. Oppsummerte resultat frå NORWATs arbeid og forskningsresultat er publisert i sluttrapporten *Inngrep i områder med sulfidrike mineraler – Effekter og miljørisiko* (Skipperud m. fl. 2016). Rapporten er tilgjengeleg på NORWAT sine sider på www.vegvesen.no. På same område ligg også aktuelle masteroppgåver og vitenskaplege artikler frå rv 4. Tabell 3 viser utførte masteroppgåver knytt til vegprosjektet. I tillegg har ein doktorgrad blitt gjort på sorbentundersøkingar (Alvarenga, 2016) og Frøydis Meen Wærsted er i gang med ein anna doktorgrad.

Tabell 3. Masteroppgåver (og ein doktorgrad) utført med relevante problemstillingar frå Rv 4 Gran

Tittel	Forfattar	År	Institusjon
Mobilitet av uran fra forskjellige bergarter som funksjon av pH: Implikasjoner for tunnelbygging	Tari Anne Helmers	2013	UMB
Mobilitet av uran og andre metall i bergarter i ny vegtrasé på Gran, Hadeland	Halldis Fjermestad	2013	UMB
Potential Mobility of Radionuclides and Trace Elements in Bedrock Materials and in the Deposition Area at a Tunnel Construction Site RV4 Gran, Hadeland	Stephanie Hernandez Santos	2014	NMBU
Leaching Uptake and Effects in Brown Trout (<i>Salmo trutta</i>) of Radionuclides and Metals from Black Shales and Sulphur Bearing Gneiss	Maren Hjulstad	2015	NMBU
Immobilization of uranium as a function of peat content	Mansoor Ahmad	2015	NMBU
Utvikling av vannkvalitet i en innsjø med ulike påvirkningsfaktorer studert ved sedimentanalyser – med eksempel fra Jarevatnet med hovedfokus på biologiske analyser	Marlene Sørli	2015	NMBU
Ecological implications of road construction in an alum shale bedrock area. A state highway (Rv4) case study	Joachim Engelstad	2016	NMBU
Swelling properties of Alum Shale as a function of its mineralogy	Desta Terefe	2016	UIO
Applicability of Natural Porous Materials and Lime with Conditioning and Sorption Properties for Wastewater Treatment	Emilio Alvarenga	2016	NMBU
Leaching of uranium and heavy metals from acid producing black shales	Lars-André Erstad	2017	UIO
Geochemical and mineralogical evaluation of mineral-water reactions and leaching potential in a black shale depot	Håkon Skumsrud Børresen	2017	UIO

2. GEOLOGISKE FORUNDERSØKINGAR

2.1. Innleiing

Dei miljøgeologiske undersøkingane fokuserte på geologiske tema som vanlegvis ikkje går inn i ordinære vegvesenprosjekt. Det blei lagt særleg vekt på detaljert bergartsidentifikasjon, mineralogisk og geokjemisk analyse og nøyaktig geologisk kartlegging av bergartsgrenser. Geologien i området Gran – Jaren er kompleks, med behov for mange observasjonspunkt for å komme fram til riktig tolking av geologien i undergrunnen.

Prosjektområdet mellom Gran grense og Jaren går gjennom kambriske–ordoviciske sedimentære bergartar, inklusive svarte skifrar (ca. 500–470 millionar år gamle) (sjå figur 1). Den sedimentære lagrekka på Hadeland er sterkt påverka av seinare folding og overskyving i kaledonsk tid (ca. 400 millionar år sidan) og inntrenging av magmatiske gangar (mænaitt m.m.) for omkring 300 millionar år sidan. Det finst få stader med godt blottlagt berg i området. Lausmassane blei danna under og etter siste istid, og består hovudsakleg av elveavsetningar omkring elva Vigga og elles morene, marin silt og leire og torv. Det er i tillegg førekomstar av forvittringsjord med innslag av alunskifer.

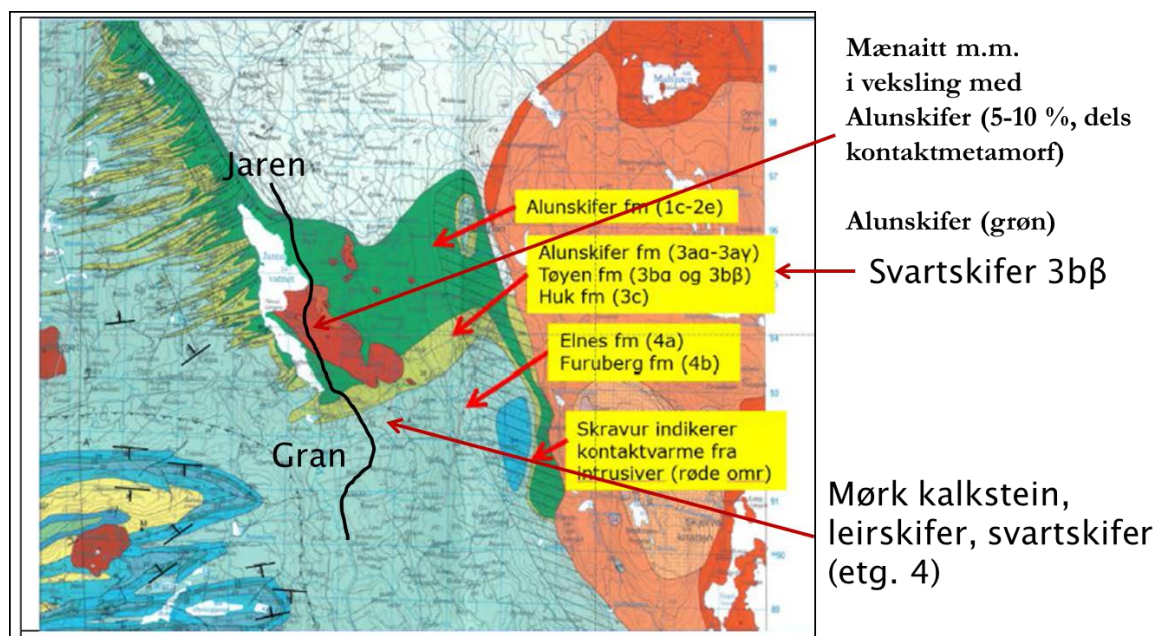
Planlagde masseuttak med alunskifer var i hovudsak frå dei ca. 1700 m lange Granstunnelane og nokre vegskjeringar nordanfor. Geologisk kartlegging, registreringar og boringar hadde som mål å skilje mellom a) miljømessig problematiske svartskifrar (alunskifer og deler av såkalla Galgebergskifer) og b) ulike kalksteinsvariantar og uproblematiske svarte leirskifrar som kan disponerast fritt. Forundersøkingane la etter kvart stor vekt på den lokale sedimentære stratigrafien og strukturgeologisk forståing av kaledonsk deformasjon som grunnlag for nøyaktig lokalisering av bergartsgrenser relatert til pelnummer. Undersøkingane gav grunnlag for uttak av representative prøver for miljøgeologisk analyse, inklusive mineralsamansetning, totalkjemi, utlekkingstestar og potensiell innverknad på ytre miljø. Området for planlagd masselager i ei torvmyr rett sør for Gran sentrum blei undersøkt i stor detalj med tanke på geotekniske, hydrologiske og geokjemiske eigenskapar.

Med utgangspunkt i dette var det muleg å estimere totalvolumet av potensielt miljøskadelege svartskifrar, etablere nødvendig beredskap, utarbeide

klassifiseringssystem/rutinar for å skilje ut masse med høgst miljørisiko og ein optimal anleggslogistikk med tanke på lokal lagring av svartskifer over gitte grenseveridar.

2.2. Tidlege undersøkingar for tunnel i samband med kommunedelplanen

Den første geologiske forundersøkinga for Granstunnelen blei utført i samband med kommunedelplanen. Undersøkinga konkluderte med at tunnelen ville gå gjennom alunskifer, og andre svarte skifrar og kalksteinar. Arbeidet konkluderte med at tunnelprosjektet var gjennomførbart og gav viktig informasjon om utstrekninga til alunskiferen (Iversen og Klüver 2001, Iversen 2001).



Figur 1. Geologisk oversiktskart med alunskifer farga i mørkegrønt (basert på kart frå NGU). Dei ulike formasjonane er bestemt av Geokart AS (2005) og NGI (Endre, 2013a). Den svarte streken viser nye Rv 4 Gran grense - Jaren.

2.3. Feltundersøkingar i samband med reguleringsplanen

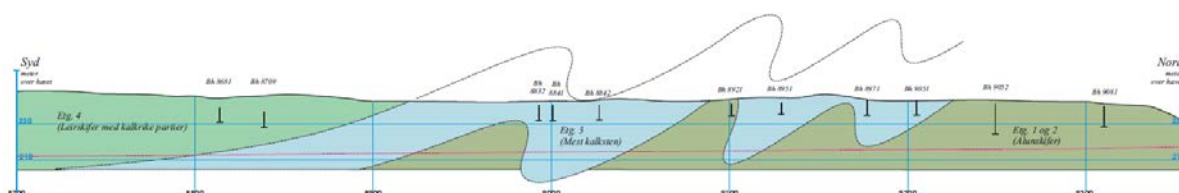
Området omkring Gran - Jaren er stort sett overdekt av lausmassar og jordbruksland. Det blei derfor sett i verk eit omfattande program med fjellkontrollboringar med tanke på geotekniske forhold og betre oversikt over utbreiinga til alunskiferen og andre

bergartar. Fjellkontrollboringane over tunneltraséen og planlagde vegskjeringar i Nordtangenområdet mellom Gran og Jaren omfatta opptak av borekaks av bergmasse for kvar meter (alle ned til 5 meter i berg under lausmassane). Det blei tatt opp borekaks på 11 punkt over tunnelen (totalt 56 prøver) og på 16 ulike stader (totalt 215 prøver) lenger nord. Tunneltraséen var dominert av alunskifer og andre sedimentære bergartar, medan to vegskjeringar omkring Nordtangen hadde stort innslag av tidleg permisk gangbergartar mænaitt og camptonitt i veksling med alunskifer. Resultata blei brukt for finne fordeling av alunskifer og gangbergartar i vegskjeringane. Det viste seg at alunskifermengda auka tydeleg mot djupare nivå, og det blei etablert vertikalfilar med tanke på å optimalisere vertikalkurvaturen med tanke minst muleg uttak av alunskifer (Vedlegg 1.2).

Geokart AS (2005) utførte systematiske visuelle undersøking av alle kaksprøvene, assistert med binokularlupe. Prøvene frå tunneltraséen blei undersøkt med tanke på farge, mengde finstoff, synleg førekomst av sulfid og fossilmateriale. Fossilfaunaen gav grunnlag for å etablere ein relativt detaljert stratigrafi, med kambrisk alunskifer i nordre deler av tunneltraséen og elles ordoviciske kalksteinar og svart leirskifer (Elnesformasjonen). Prøvene frå skjeringane lengre nord blei undersøkt med tanke på prosentvis fordeling av alunskifer, mænaitt og camptonitt.

Alunskiferen mellom desse magmatiske gangbergartane var ofte nokså hard «tablettformede med glatte flater og et nesten porselensaktig preg» og tyda på innverknad frå magmatisk varme (kontaktmetamorfose). Alunskifer-kaksa frå tunneltraseen var svak med mykje finstoff.

Geokart AS peika i sin rapport på problematiske kaledonske foldestrukturar og mulege overskyvningar som kunne tyde på at alunskiferen kanskje kunne komme inn i tunnelen på fleire stader (figur 2). Dei viste til behov for kartlegging av strøk og fall i felt og meir nøyaktige etablering av bergartsgrenser ved hjelp av kjerneboringar.



Figur 3: Profil langs tunneltraseen ved Gran. Alle borehull er påsatt vest for profilet og projisert inn dette. De to sydligste hullene ligger ca. 100 - 120 meter fra profilet. Tolkningen av geologien i profilet er meget usikker; hovedsakelig bygget på loggene av kaks fra borehullene og det geologiske kartet i figur 1, som også tillegg viser at lagene er sterkt foldet.

Figur 2. Førrels geologisk lengdeprofil langs tunneltraseen på Gran (Geokart AS 2005), hovudsakeleg basert på logging av kaks frå borehola og tidlegare geologisk kartlegging av NGU. Geokart AS presiserte at tolkinga er veldig usikker, med behov for meir nøyaktige undersøkingar.

Statens vegvesen ved Erik Sloreby, Edvard Iversen og Per Hagelia hadde fleire synfaringar i 2005. Dei geologiske registreingane omfatta tunneltraséen og skjeringar nordanfor, inklusive inspeksjon av borepunkta der kaksprøvene blei henta opp. Det var avgjort av betydning å ha med lokalkjent geolog/geoteknikar (Sloreby) i dette arbeidet. Viktige observasjonar med tanke på alunskiferproblematikken var:

- Alunskiferen i den planlagde forskjeringa rett nord for Granstunnelen ovanfor Horgenmoen viste kraftig og tilsynelatande djup forvitring (Figur 3)
- Alunskiferlaga mellom mænaitt og camptonitt omkring Nordtangen og nordanfor var til dels svært tynne. Det var også tydeleg utfelling av gul-grøne forvittringsmineral og rustraude skorper utanpå mænaitt, danna frå alunskifer, fleire stader. Berre tjukkare alunskiferlag verka relativt upåverka av djup forvitring og hadde lokalt eit feittaktig preg litt under skjeringsoverflata (Figur 4).

I eit eige førrels notat blei det foreslått å sette opp knuseverk for å utnytte dei gode steinmaterialkvalitetane til mænaitt og camptonitt i vegoverbygninga (Hagelia 2005). Dette blei ikkje gjort.

Rambøll (2005) rapporterte via forprosjekt for Granstunnelen i samband med reguleringsplanen og la til grunn at alunskiferen ikkje hadde nemneverdig syrepotensial. Rapporten inneheld ikkje referanseliste, men bygde i stor grad på eit førrels resultat frå ein utlekkningstest der forvittra alunskifer ikkje var vurdert (Hagelia 2005). Resultata frå denne første utlekkningstesten er av praktiske omsyn oppsummert saman med seinare utlekkningstestar utført som masteroppgåver innan NORWAT-programmet på byggeplan (sjå kapittel 2.5.1).



Frå Rv 4 rett nord
for Gran sentrum

Merk forvitring
med sannsynleg størst
forureiningspotensiale



Frå Rv 4 lengre nord.
Alunskiferlag i kalkstein
(venstre)
Alunskifer og mænaitt
(høgre)

Figur 3. Alunskifer i felt. Øvre rad viser sterkt forvittra alunskifer ved det planlagde tunnelpåhogget nord for Gran nærme Horgenmoen. Nedre rad viser alunskifer og kalkstein (venstre) og eit borepunkt med opptak av kaks frå Nordtangenområdet (høgre): merk svart alunskifer og store mengder sterk mænaitt.



Figur 4. Tynne lag av alunskifer mellom mænaitt-benkar langs gamle Rv 4 ved Nordtangen (2005). Grønleg-gule utfellingar av jarositt m.m. danna ved forvitring av alunskifer (venstre) og lokalt tykkare lag av feit alunskifer i (høgre)

2.4. Forundersøkingar i samband med byggeplan

2.4.1. INGENIØRGEOLOGISKE UNDERSØKINGAR FOR GRANSTUNNELEN

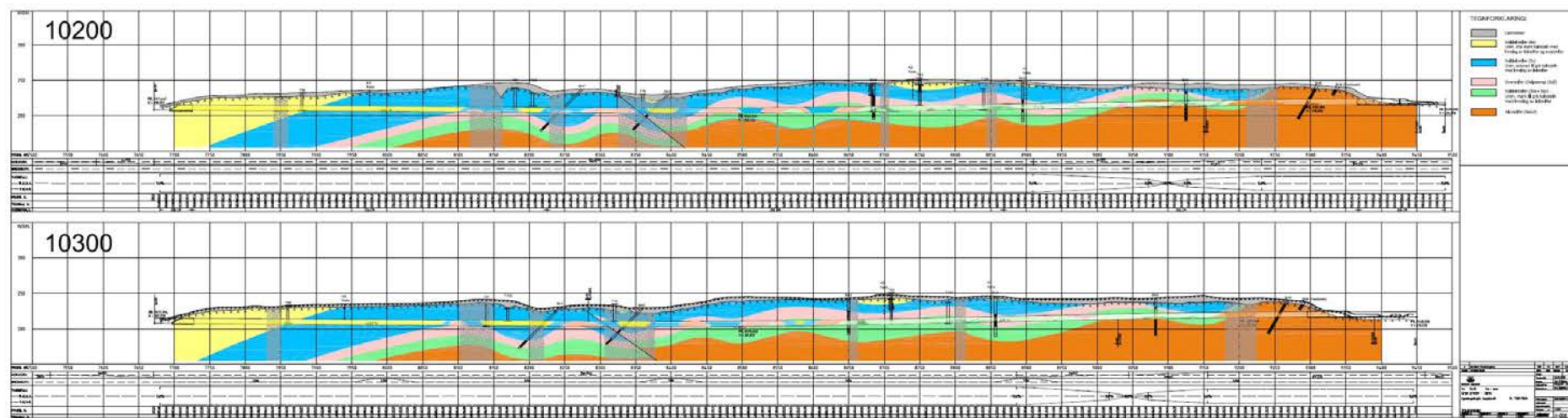
Det blei utført kjerneboringar på fire lokalitetar frå terrenget på skrå ned mot planlagt tunnelprofil i 2011. (Sjå figur 5). Desse blei logga ved bruk av vanlege prosedyrar for ingeniørgeologisk kartlegging. I tillegg kartla NGI kjemisk og litologisk stratigrafi (lagdeling).

Undersøkingane viste at det var manglande samsvar mellom på den eine sida geologisk kartlegging (NGU) og boringane (kjerneboringar og kaksboringar). Supplerande kjerneboring (BH5 og BH6) og kaksboringar blei utført av Statens vegvesen i januar til februar 2013 for å etablere sikrere tolking av geologien på tunnelnivå, med spesiell vekt på sikker tolking av alunskifer og andre svarte skifrar (Galgeberg). Kjerneboring nær nordre påhogg skapte problem med fastkøyring og stort kjernetap i djupforvitra alunskifer (figur 6). Området med forskjeringane ovanfor Horgenmoen var også sterkt forvitra, og ein la derfor til grunn at dette området ville ha størst fare for avrenning av tungmetall.

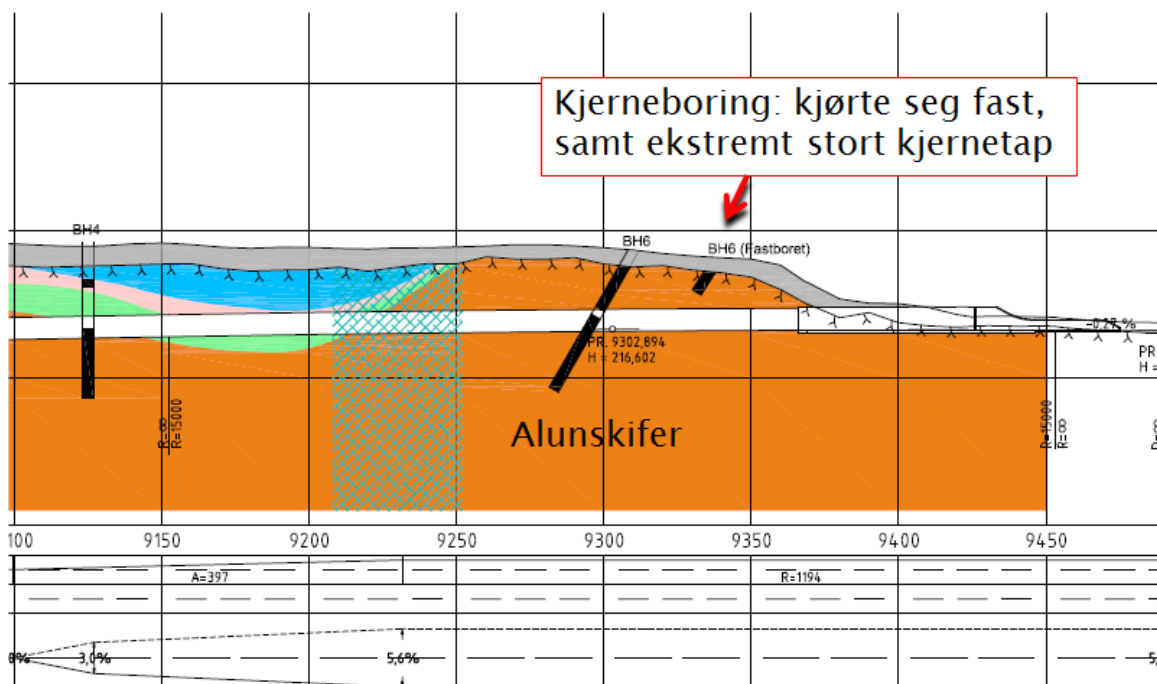
På grunnlag av nye kjerner og kaksboringar konstruerte Tunnel og betongseksjonen– Statens vegvesen vertikale lengdeprofilar for heile tunnelen (reinteikna og rapportert av Multiconsult 2013 i figur 5). Under driving av tunnelen viste det seg at tolkinga basert på kjerneboringa og kaksboringar stemte relativt bra med tanke på forekomst av alunskifer (merka oransje i figuren), og delvis forureinande svartskifer (Galgebergledet: rosa). Observert geologi i tunnelen er teikna inn for samanlikning. Geologisk profil er vedlagt i vedlegg 3.

NGI viste at svartskifer tilhøyrande Galgebergledet (3bβ, ikkje alunskifer) likna kjemisk på alunskiferformasjonen (Endre, 2013b), og rådde til at ein burde vurdere å handtere desse på same måte som alunskifer. Rapporten frå NGI fokuserte også på fragmenteringsegenskapane alunskifer og andre svarte skifrar, som dannar svært mykje reaktivt finstoff ved sprenging, utlasting og overfartar med anleggsmaskinar. Endre (2013a) peikar også på at forvitra alunskifer har større syrepotensial enn uforvitra alunskifer. Ei eventuell senking av grunnvatnet over Granstunnelen etter driving ville

kunne føre til auka oksidasjon av alunskifer (Bastiansen mfl. 1957), noko som blei vurdert som uheldig både med tanke levetid av sprøytebetong i tunnel (Hagelia 2011) og mogleg på diffus avrenning. Ein la derfor til grunn at det var behov for systematisk forinjeksjon mot tunnellekkasjar. Multiconsult undersøkte vassbalansen over tunneltraséen og viste at faren for senking av grunnvatnet likevel var liten (Multiconsult 2013).



Figur 5. Lengdeprofil av det nordre og søndre tunnellopet. Nordgåande løp (øvt) og sørgåande løp (nedst). Nordre påhoggsområde er til høgre på begge profilane Gul farge indikerer Elnes (4a), blå indikerer Huk kalkstein (3c), rosa indikerer Tøyen Galgeberg (3b β), grøn er Tøyen Hagaberg (3b α) og oransje farge indikerer Alunskiferformasjonen (2-3a). Faktisk geologi i tunnellopet er teikna inn i ettekant av tunnelkartlegginga. Dei svarte strekane viser områda der det blei utført kjerneboring. Lengdeproflet er også vedlagt (vedlegg 3).



Figur 6. Detalj frå nordre del av Granstunnelen med påhoggsområde og forskjeringa ved Horgenmoen, med innteikna kjerneboringar. Området frå ca pelnummer 9325 til 9450 hadde innslag av djup forvitring og svak alunskifer inntil 5–10 meter i fastbora BH6 og tydeleg også i øvre 1–2 meter i forskjeringa.

2.4.2. BRUK AV STEINMATERIALAR

Alunskifer og andre svarte skifrar er svært svake bergartar som er lette å knuse, og kan derfor ikkje brukast i vegoverbyggnaden. Områda i skjeringane omkring Nordtangen har derimot eit svært stort innslag av mænaitt og camptonitt. Desse bergartane er finkorna svært sterke bergartar med stort potensial for bruk i berelag, og det blei foreslått å undersøke dette nærmare med tanke på å sette opp knuseverk for god utnytting av kortreist stein (Hagelia 2011). Reint mekanisk kunne det vere mogleg å skilje ut den finknuste alunskiferen ved å sette opp eit sikteverk. Prosjektet gjekk ikkje vidare med dette.

2.5 Utlekkingsstestar og mineralsamansetning

2.5.1 STATISK UTLEKKINGSTEST I SAMBAND MED REGULERINGSPLANSARBEIDET

For å skaffe fram førebels oversikt over utlekkingspotensialet til svartskifrane på Gran valde Geologi og tunnelseksjonen i Vegdirektoratet ut 7 av kaksprøvene (tabell 4) frå arbeidet til Geokart AS (2005) for utlekkingsforsøk (Hagelia 2005). Utvalet representerte variasjonar innan kambro-siluriske sediment. Prøvene blei også undersøkt mineralogisk ved bruk av røntgendiffraksjon (XRD) utført ved Naturhistorisk museum i Oslo. Minerala har stor innverknad på utlekkingsprotensialet, fordi dei har ulik løysingsevne.

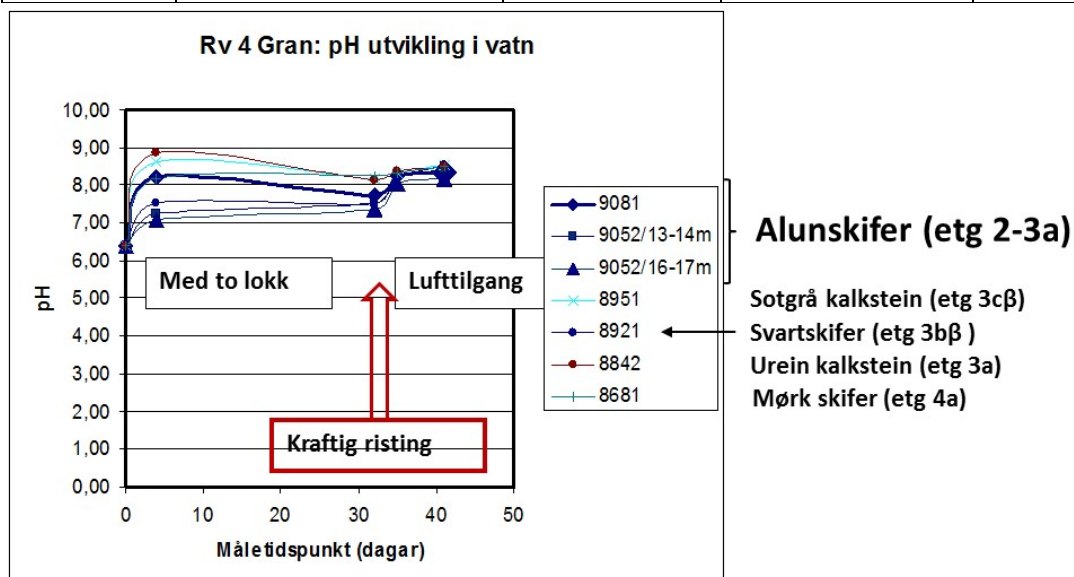
7 prøver blei lagt i vatn over 41 dagar (Figur 7), og pH blei målt i vatnet etter 4, 32, 34 og 41 dagar (figur 8). Analyse av vatn blei utført etter 41 dagar (NIVA 2005 vedlegg 4). Hovudkonklusjonen var at pH auka frå 6,41 i testvatnet til mellom 8,00 og 8,5 for alle prøvane. Fram til dag 32 var flaskene tetta med lokk. Den krappe auken i pH frå dag 32-35 har uventa samanheng med kraftig risting (ved dag 32) og auka tilgang på luft (opne flasker 32 - 41 dagar). Feit alunskifer (9052/16-17m) viste kraftig anriking av sulfat (1090 mg/L) etter 41 dagar og høge tungmetallkonsentrasjonar (Ni = 224 µg/L, Mn = 457 µg/L, Fe = 59 µg/L, Co = 12 µg/L, Cd = 3 µg/L). Det blei ikkje gitt ei presis tolking, men resultatane viste anriking av sulfat og tungmetall utan opplagt syredanning («Neutral Rock Drainage»). Årsaka til dette kan vere løyselege sulfat eller alternativt at oksidasjon av pyritt (svovelkis) med syreproduksjon er kamuflert på grunn av høgt innhald av kalsiumkarbonat som er buffer. Figur 9 viser at sulfat var kraftig utluta i alunskifer prøvene frå pel 9052, og mest i fullstendig uforvitra prøve 9052/16-17 m (sulfat = 1090 mg/L). Krom (Cr) og kopar (Cu) var lågt i alle prøvene (sjå analyserapport i vedlegg 4).



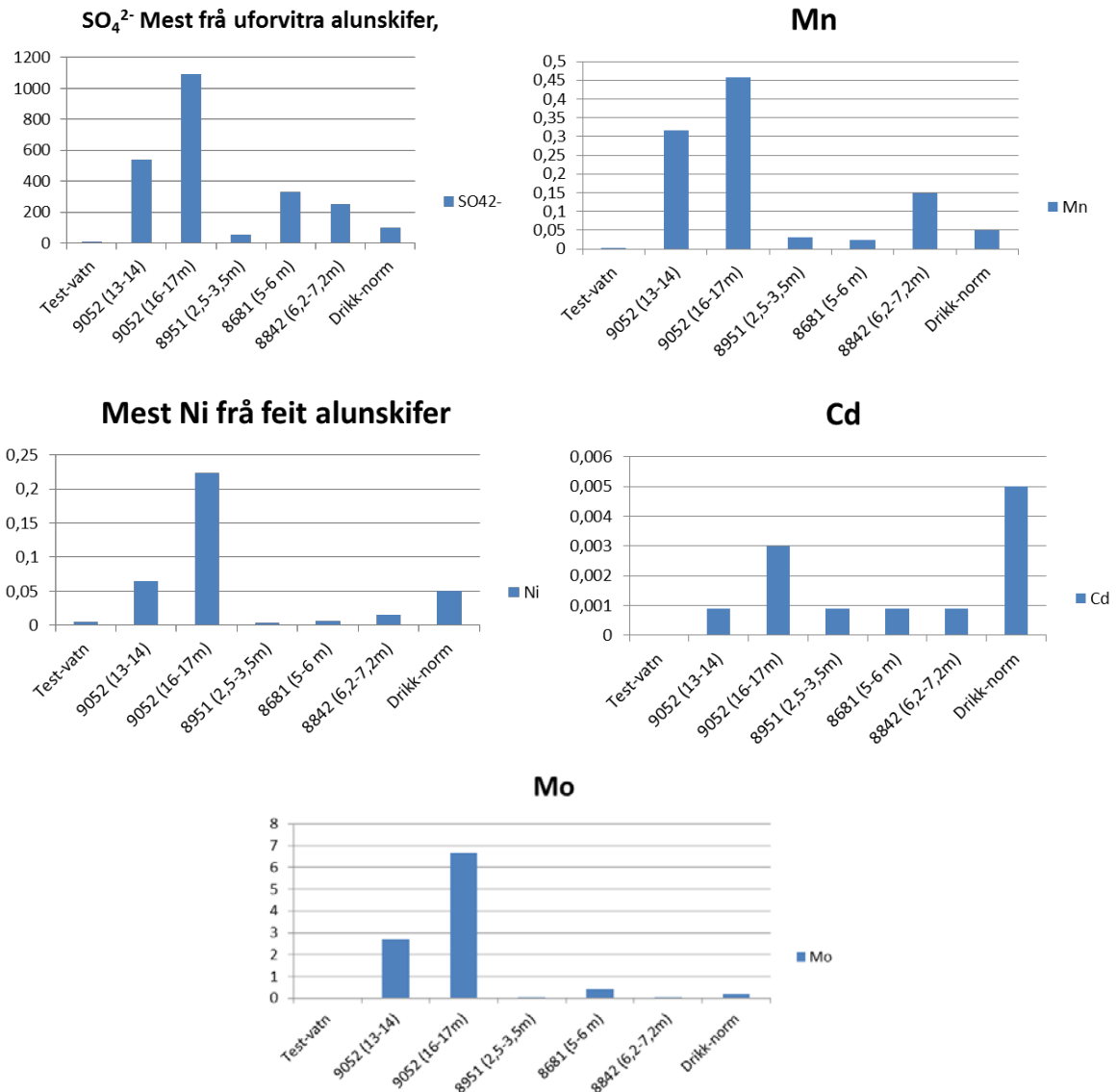
Figur 7. Statisk utlekkingsstest med 100 ml kaks (mestdelen 0 til 0,5 mm) fylt til 500 ml med springvatn. Flaskene på bildet var alle alunskifer.

Tabell 4. Kaksprøver brukt i utlekkingsforsøk (Hagelia 2005). Prøvenummer refererer til tidlegare pelnr. vist i Vedlegg 1.1. *) prøve 8921 blei seinare identifisert som svartskifer frå Galgebergledet.

Kaksprøve	Bergart – etasje (Geokart AS)	Hovudmineral XRD	Kismineral XRD	Merknad
9081/ 9,5-10,5m	Alunskifer. Glinsande m kalkspat og svovelkis	Kvarts, muskovitt	Pentlanditt Svovelkis	
9052/ 13-14m	Alunskifer. Glinsande Lite kalkspat. Svovelkis	Kvarts, mikroklin, dolomitt, ankeritt, skapolitt	Litt svovelkis	Skapolitt vitnar om kontaktmeta- morfose
9052/ 16-17m	Alunskifer. Kolsvart- Feit. Lite kalkspat. Kis?	Kvarts, muskovitt, ankeritt	Litt svovelkis	
8951/ 2,5-3,5m	Kalkstein 3 cβ- sotgrå Bruser sterkt i HCl. Ikkje kis	Ikkje analysert	Ikkje analysert	
8921/ * 4,9-5,9m	Alunskifer- mjølaktig glinsande	Kvarts, muskovitt, ankeritt, skapolitt, grafitt	Neppe kis	Termisk påverka
8842/ 6,2-7,2m	Kalkstein 3c - urein Små spreidde korn av svovelkis	Kvarts, muskovitt, ankeritt, magnesium- kalsitt	Ikkje kis	
8681/ 5-6m	Mørk skifer 3c-4a m karbon	Kvarts, muskovitt, albitt	Ikkje kis	



Figur 8. Utvikling av pH verdi i vatn i kontakt med alunskifer (mørk blå), svartskifer frå Galgebergledet (etg. 3bβ) sotgrå kalkstein (turkis), urein mørk kalkstein (brun) og mørk skifer (grå). Den første målinga er pH-verdien i test vatnet som blei brukt (pH = 6,41). Dei to neste målingane (4 dagar og 32 dagar) er utført medan flaskene var tetta med to lokk. Så blei flaskene rista godt og opna. Dei to siste målingane (34 og 41 dagar) viser at pH verdien i alle prøvene auka etter lufttilgang.



Figur 9. Vatna blei analysert etter eksponering i 41 dagar. Samanstillinga viste mobilisering av sulfat og sulfidbundne metall (Ni, Cd, Mo) trass i pH = 8–8.5. Alle verdiar i mg/L. Prøve 9052 16–17m er «feit» alunskifer. Sjå tabell 4 for identifisering av prøvene. Drikk-norm er grenseverdiar frå drikkevannsforskriften (2013).

2.5.2 UTLEKKINGSTESTAR VED NMBU–ÅS INNAN NORWAT-PROSJEKTET

Det blei utført tre masteroppgåver ved NMBU med forskjellige utlekkingstestar på bergartsprøver frå Gran (Fjermestad 2013; Helmers 2013 og Santos 2014).

Sekvensiell ekstraksjon blei utført i oppgåva til Fjermestad (2013). Prinsippa for sekvensiell ekstraksjon er å tilsetje ulike løysningar til bergartsprøver i ulike steg der ein forsøker å simulere effektar av endra pH og redoks-regime. Tabell 5 viser resultat av

analyse ved røntgendiffraksjon (XRD semi-kvantitativ utført av Hans-Jørgen Berg ved Naturhistorisk Museum i 2013, Hagelia 2013a) på 6 av dei 10 prøvane frå forsøket.

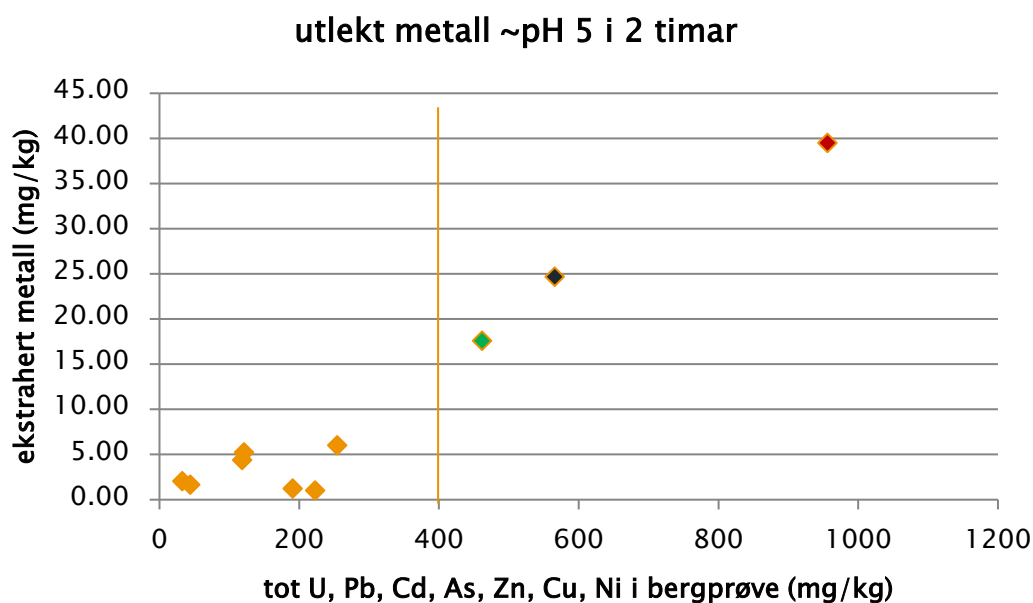
Ut frå forsøket såg ein at kadmium og sink viste ein høg mobilitet i forhold til dei andre spormetalla. Spesielt ved tilsetjing av oksidasjons- og reduksjonsmiddel til prøven blei mobiliteten høg. Fleire metall såg ut til å vere knytt til sulfid, og blei frigjorte ved oksidasjonsmiddelet H_2O_2 (oksidasjonsmiddelet skal simulere ein tilstand med optimal oksidasjon av sulfid). Slike metall var Cu, Zn, Cd, Co og Ni (til dels også Pb). U og Mo viste i tillegg ein viss grad av mobilitet i dei første stega, noko som tyder på at metalla har fraksjonar som enkelt kan mobiliserast til eit vassmiljø. Alunskiferen og Elnes skiferen var utypiske for si bergartsgruppe med tanke på uraninnhald (uraninnhaldet i alunskiferen var lågt til å vere alunskifer (22 mg/kg), medan uraninnhaldet i Elnesskiferen var høgt til å vere Elnesskifer (30 mg/kg)). Ei forklaring kan vere at prøvane er feilklassifisert eller at prøvane er bytta om.

Tabell 5. Mineralsamansetning av kaksprøver undersøkt ved sekvensell ekstraksjon (Fjermestad 2013). Alle prøvene er frå tunneltraseen. Prøvenummer refererer til pelnummer. KSK = Kloritt-serpentin-kloritoid mineral.

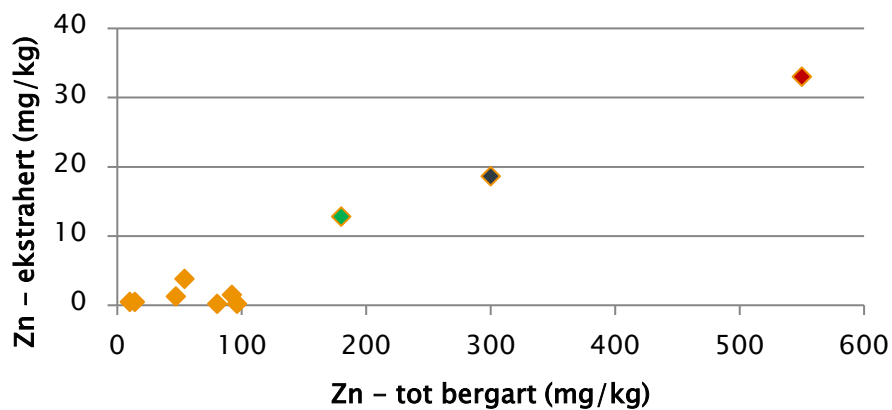
Prøve- nr	Prøvenummer i felt (djupn i berg)	Mineral og relative mengder (basert på vurdering av intensitetar, er usikkert)	Bergartstype
1	8921 (4,9-5,9 m)	Kvarts>>muskovitt > pyritt ≈ dolomitt ≈KSK ≈kaolin	Svartskifer (Galgeberg, et. 3bβ)
3	9081 (9,5-10,5 m)	Kvarts>kalsitt>dolomitt >markasitt>muskovitt≈mikroklin	Alunskifer (etasje 2-3a)
4	8709 (4-5 m)	Kvarts>kalsitt>albitt>ankeritt pyritt>muskovitt ≈KSK≈kaolin	Mørk skifer (Elnes etasje 4a)
5	8681 (3,0-4,0)	Kvarts >kalsitt>KSK >muskovitt	Mørk skifer-kalkstein (etasje 4a)
6	8842 (3,2-4,2 m)	kvarts>Kalsitt>ankeritt> muskovitt>pyritt>markasitt	Karbonførande kalkstein (et. 3c)
10	8841 (7,5-8,5 m)	Kvarts>kalsitt>ankeritt>KSK ≈ muskovitt>anhydritt≈pyritt	Karbonførande kalkstein (et. 3c)

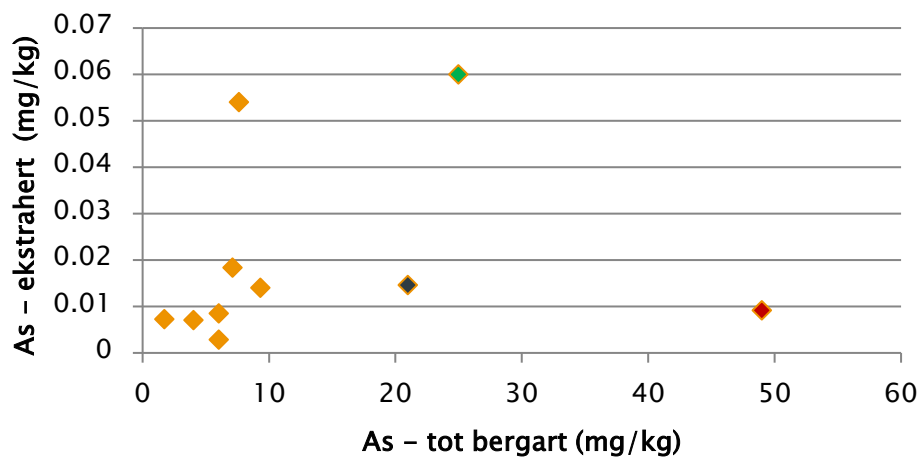
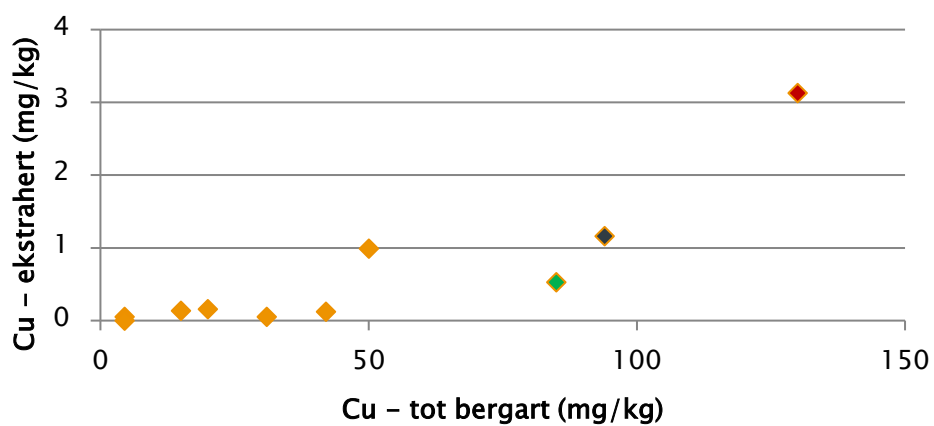
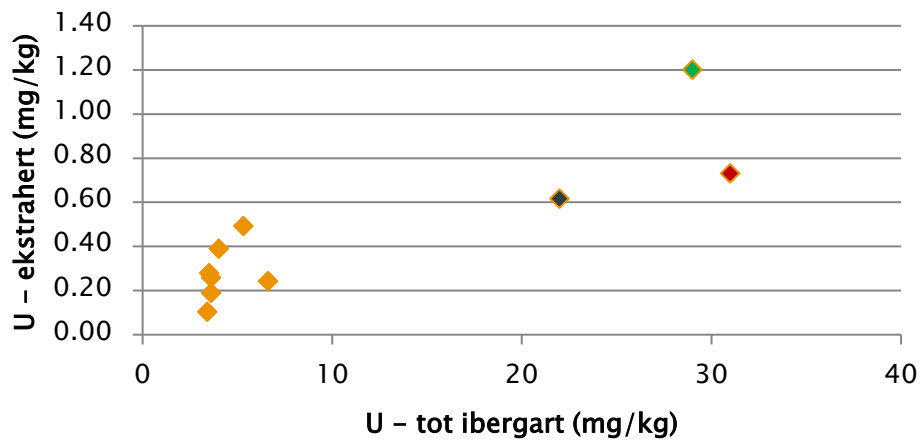
Figur 10 og 11 viser utlekte konsentrasjonar av ulike grunnstoff i frå ti bergartsprøver etter tilsetjing av 1M NH_4Ac =pH 5 i to timar. Prøvane merka med oransje var kalksteinar, medan prøvar med andre fargar var variantar var svart skifer. Det var tydeleg variasjonar i innhald av metall i bergartspøvane, og utlekkinga auka ved auka innhald i bergarten. Resultata vist i figurane var ein del av grunnlaget for å utarbeide

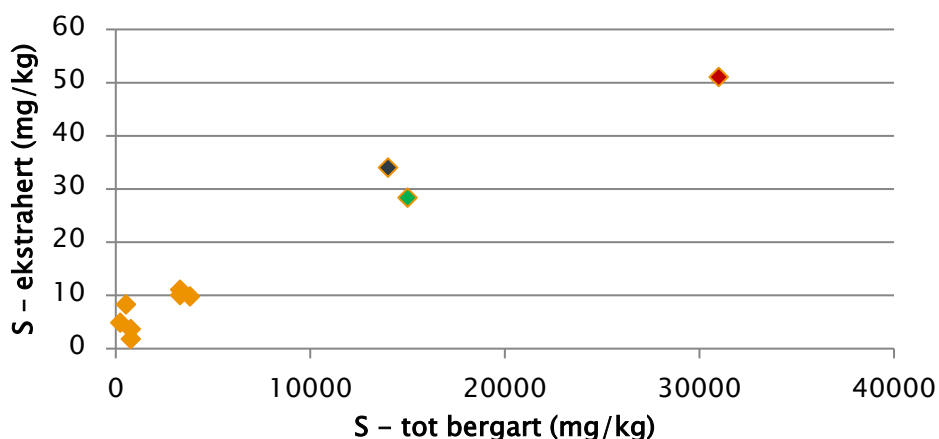
grenseverdier for klassifisering med XRF i anleggsfasen (sjå kapittel 5.1.2 og vedlegg 8.1 *Grunnlag for interne grenseverdier*).



Figur 10. Figuren viser utlekte konsentrasjonar ved tilsetjing av ei løysning (1M NH₄Ac) med pH = 5 i 2 timar. Forholdet mellom prøve og løysning var 1:10. Prøven var sikta gjennom 2 mm masker og utgjorde 2 g. grøn prikk er prøvenr 4 (Elnes skifer), svart er nr 3 (alunskifer) og mørk raud er prøvenr 1 (Galgeberg).

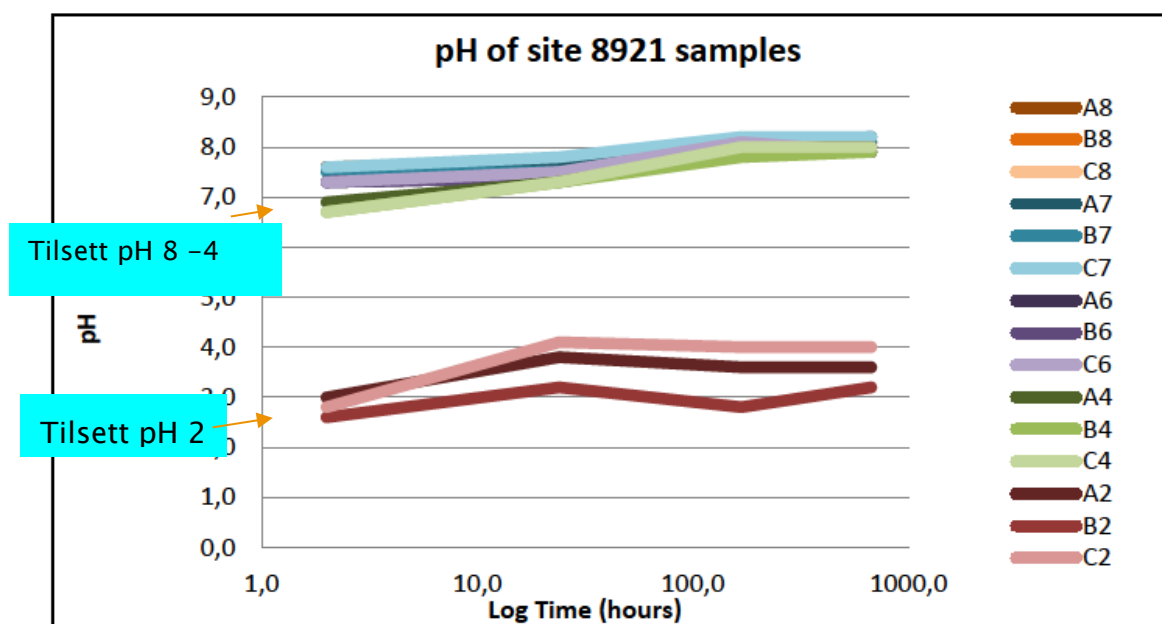






Figur 11. Figurane viser utlekte konsentrasjonar av ulike grunnstoff ved tilsetjing av ei løysning (1M NH_4Ac) med $\text{pH} = 5$ i 2 timar. Forholdet mellom prøve og løysning var 1:10. Prøven var sikta gjennom 2 mm masker og utgjorde 2 g. Grøn prikk er prøvenr 4 (Elnes skifer), svart er nr 3 (alunskifer) og mørk raud er prøvenr 1 (Galgeberg). Alunskiferen og Elnes skiferen var utypiske for si bergartsgruppe med tanke på uraninnhald (uraninnhaldet i alunskiferen var lågt til å vere alunskifer, medan uraninnhaldet i Elnesskiferen var høgt til å vere Elnesskifer).

Helmers (2013) undersøkte utlekking av uran i fleire prøvar av skifer og kalksteinar frå Gran (frå same lokalitar som i tabell 4, alunskifer var ikkje med i forsøket) ved tilsetjing av ulike pH-løysningar til materialet. Prøvane hadde høgt innhald av karbonat, som dermed forhindra syredanning frå oksidasjon av pyritt. Etter tilsetjing av ei løysning med pH 4 til prøvene, klarte alle prøvane å buffre løysninga opp til nøytrale pH-verdiar. Ved tilsetjing av ei løysning med pH 2 blei løysninga buffra opp til pH 3–4 for svartskiferprøven frå Galgebergledet (figur 12). Samtidig blei 25 – 35 % av uranet løyst ut frå galgebergskiferen (8921) ved tilsetjing av pH 2-løysning over 1 mnd. 1 – 15 % av uranet blei løyst ut ved nøytrale pH-verdiar. Ved nøytrale til alkaline forhold viste skifer med høgast karbonatkonsentrasjonar (prøve 8709 Elnes) den største U-mobiliteten.



Figur 12. Effekt av ulik pH på Galgeberg svartskifer med ulik start-pH i testvatnet. Dei oransje linjene representerer prøver som blei vaska med pH 8 -løysning ved 2 timar, 1 dag, 1 veke og 1 mnd, medan dei blå, lilla og grøne linjene representerer prøver som blei vaska med pH-løysningar med pH-verdiar på høvevis 7, 6, 4 og 2.

2.5.3 SAMLA TOLKING

Samla tolking viser at det er særleg alunskifer og deler av Galgebergskiferen som gir høge utlekkingsverdiar av tungmetall. Den største risikoen for potensiell utlekking av forhøgde konsentrasjonar frå svartskifer skjer ved oksygenrike, sure forhold. Samtidig skjer det også utlekking av uran m.fl. metall frå svartskifer ved nøytrale pH-verdiar. Karbonførande kalksteinar (etasje 3c mm) gav også merkbar, men relativt låg, mobilisering av uran og det er sannsynleg at dette er knytt til organisk karbonat. Samtidig var det totale innhaldet av uran i desse steinane lågt (rundt 4 mg/kg). Ein bør merke seg at første steg i sekvensiell utlekking etter metoden ved NMBU representerer korttids utlekking i vatn med kontakttid på berre 1 time, og det blei registrert svært låg utlekking av tungmetall og sulfat på dette steget. Men dei tidlege forsøka med statisk utlekking i ionefattig vatn over 41 dagar viste likevel tydeleg utlekking. Utlekking over fleire månadar kan dermed føre til metallmobilisering utan at det dannast syre.

Det er elles viktig å legge merke til at magnetkis (pyrrhotitt) ikkje er påvist i alunskiferen på Gran. Dette mineralet blir danna ved metamorfose av svovelkis (pyritt), og er utbreidd i Oslo på grunn av varme frå permiske magmatiske bergartar. Det er vist at mindre

mengder av monoklin pyrrhotitt fører til katalytisk oksidasjon av pyritt, medan fråvere av pyrrhotitt gjer alunskiferen mindre reaktiv og har lågare syrepotensial (Bastiansen mfl. 1957). Alunskifer og galgebergskifer på Gran fører oftast ein del karbonat (kalsitt, dolomitt, ankeritt) som i tillegg verkar som pH-buffer. I tillegg er det identifisert mindre innslag av relativt lettløselege sulfatmineral som anhydritt og hexahydritt i Galgebergskifer. Samtidig utlekking av sulfat, Ni, Cd og Mo i den statiske utlekkingstesten over 41 dagar tyder likevel på oksidasjon av pyritt og markasitt (Ni, Cd, Mo, Zn, As er typisk knytta til sulfidmineral). Syrepotensialet i alunskiferen på Gran er på «kort sikt» (over mange månadar) å rekne som lågt og i praksis styrt av bufferkapasiteten. Syrepotensialet kan derimot auke på lenger sikt dersom denne blir brukt opp. Forvitra alunskifer er rekna som mest problematisk i så måte. Det blei derfor lagt opp til omfattande og systematisk overvaking av områda langs veg i dagen og masselageret både i anleggsfasen og driftsfasen.

Utlekkingstestane viste at fleire metall (som til dømes U. Ni, Mo, Cd, As og Zn) kan lekke ut ved nøytral pH. Det blei gjort fleire utlekingsforsøk i større skala i anleggsfasen, der utsprengte massar frå tunnel og dagsone blei nytta. Desse undersøkingane stadfesta at utlekking av tungmetall skjedde ved nøytrale og basiske pH-verdiar.

3. UNDERSØKINGAR I MYR

For å finne ut om området var eigna som eit masselager for svartskifer var det viktig å avdekke strømmingsforholda inn og ut av myra, botntopografi og type lausmassar rundt lageret.

3.1. Vassbalansen

For området der vi planla å legge svartskifer blei det gjennomført ei enkel vassbalanse for å få eit grovt estimat på nydanning av grunnvatn. Ut i frå den årlige nedbøren (P) vil noko fordampe (E), noko vil renne av som overflateavrenning (Q) og det resterande vil infiltrere grunnen og mate grunnvatnet (ΔS). Denne balansen kan skrivast som:

$$P = E + Q + \Delta S$$

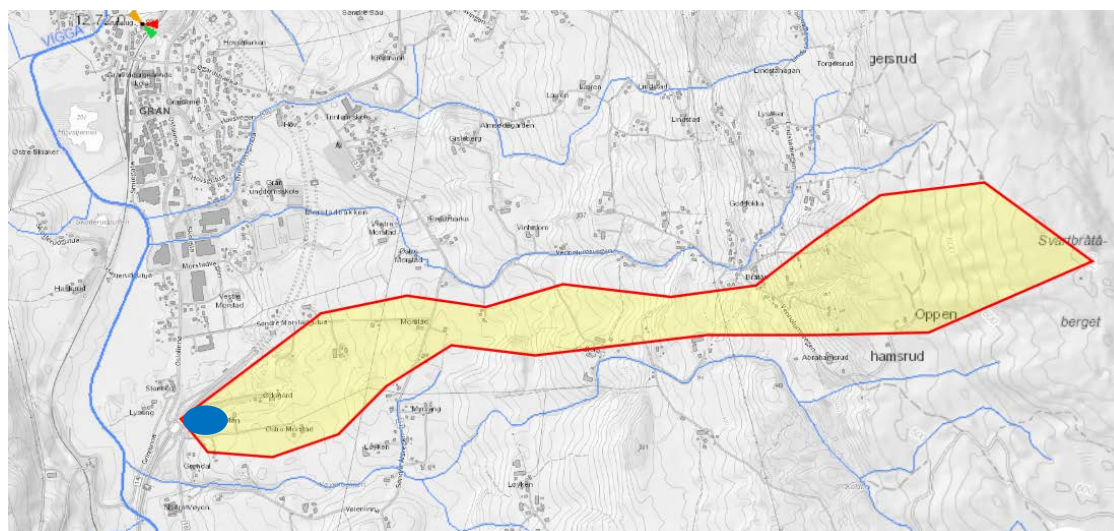
Vassbalansen blei estimert ut ifrå nedbørsverdiar frå Lunner målestasjon (figur 14), avrenningsdata frå NVE og Turc's formel for andelen av nedbør som vil fordampe. Det

aktuelle nedbørsfeltet ligg mellom to bekkar og har eit ca. areal på 1,5 m².

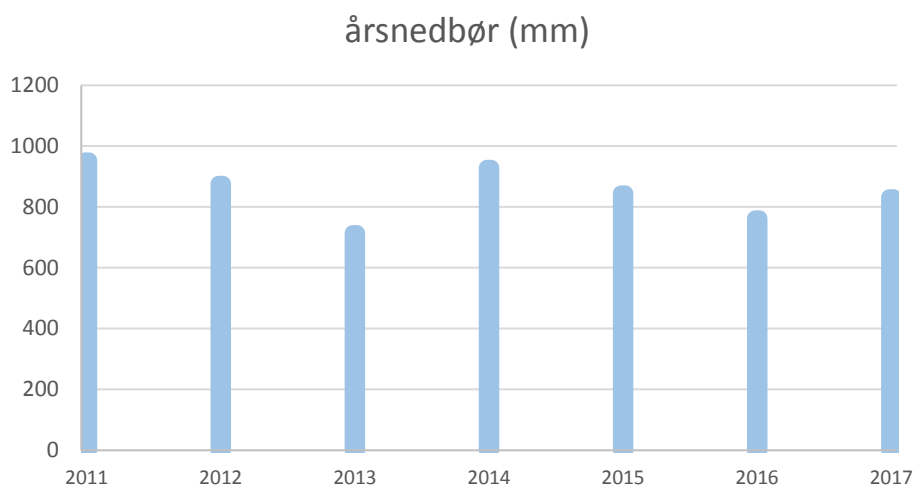
Gjennomsnittstemperaturen på Gran er 1,7 °C. Verdiane som blei bruk i utrekninga er gitt i tabellen under.

Årleg nedbør	Årleg avrenning	Årleg fordampning	Årleg infiltrasjon til grunnvatnet
0,85 m	0,21 m	0,32 m	0,32 m

Denne forenkla vassbalansen gir ei total nydanning av grunnvatn på ca. 479456 m³/år. Nedbørsfeltet består for det meste av jorder og dyrka mark med lite busetjing og tette flater. Overslaget viser at det er godt med grunnvatn i området. Eit omtrentleg nedbørsfelt er vist i figur 13.



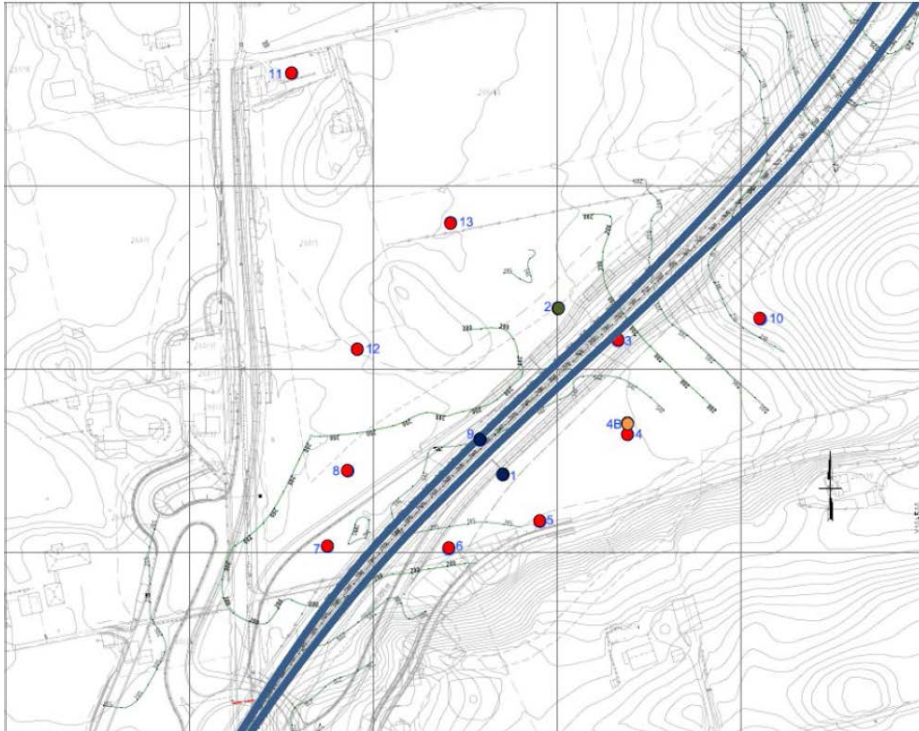
Figur 13. Figuren over viser eit omtrentleg nedbørsfelt. Sjølve masselageret er markert med ein blå ellipse nedst i feltet.



Figur 14. Års-nedbør dei siste 7 åra frå stasjon 20540 på Lunner.

3.2. Sonderingar, pumpetest og overvaking av grunnvasstand

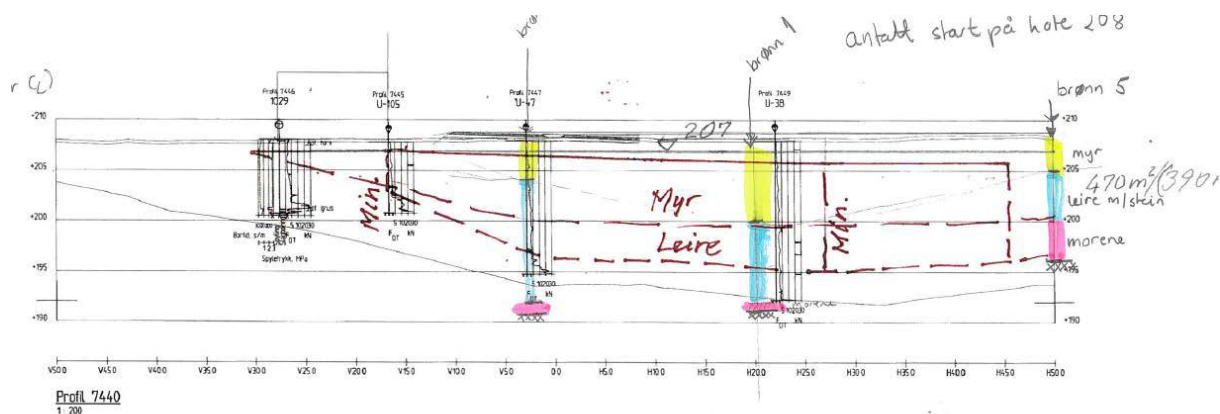
Det var venta at svartskiferen var stabil viss den blei liggande permanent under lågaste grunnvasstand med minimal tilgang til oksygen. For å få ein indikasjon på naturleg variasjon av grunnvasstanden i myra før denne blei grave ut blei det sett ut 13 brønner i og rundt det aktuelle området. Brønnplassering er vist i Figur 15.



Figur 15. Kart over brønner som blei sett ut i og rundt det aktuelle området for masseutskiftning.

Grunnvasstanden blei målt i over eitt år før utbygging. Lågaste målte grunnvasstand i denne perioden var ca. kote 204. Det blei derfor vedtatt å legge inn ein sikkerheitsmargin på 1 m slik at toppen av svartskiferfyllinga skulle gå opp til kote 203. Vasstand i Vigga nedstrøms myra blei målt til ca. kote 202 ved lågaste vasstand.

I tidligare planfasar har det blitt utført fleire sonderingar i myra ned til fast morene og fjell (illustrert i figur 16). Desse avdekkar at det under eit topplag med torvmassar var marine avsetningar av type blaut silt og leire. Massane hadde eit høgt humusinnhald, dvs. dei er svært setningsgivande ved ei senking av grunnvatnet. Under dei marine avsetningane blei det fleire stader påvist ei hard botnmorene. Massane ned til botnmorenen måtte fjernast for å få eit størst mogleg tilgjengeleg volum for svartskifer, og for å redusere setningar på framtidig veg.



Figur 16. Tverrprofil 7440 med innteikna totalsondering, dreietrykkssonderingar, og tre grunnvassbrønner. Undersøkingane gir et bilde av dei ulike lausmassane.

For å få ei forståing av dei hydrologiske eigenskapane til myra og tilgrensa områder blei det gjennomført ein pumpetest. Denne er framstilt i rapporten *Tiltaksplan Hydrologi*, (Statens vegvesen 2013). Det blei pumpa ut vatn frå brønner med filter i dei ulike avsetningane. I tillegg til pumpebrønnen blei senking i 9 av brønnane rundt logga. Pumpetesten viste at dei overliggende laga av torv, silt og leire hadde låg permeabilitet. Det var vanskeleg å pumpe noko særleg vatn ut av desse laga sjølv ved ei låg pumperate. Brønnen blei raskt tømt og det tok lang tid før vatnet i brønnen steig opp til opphavelig nivå før pumping. For brønnane med filter i morene og eit par meter ned i fjell var situasjonen heilt motsett. I desse massane var vassgivarevna stor. Her såg vi ein rask reaksjon i alle brønnane med ein gong pumpa starta. Det blei pumpa ut ca. 80 l/min, og etter ca. 2,5 timar målte vi ei senking i pumpebrønnen på ca. 1 m. Då pumpa blei slått av kom vatnet raskt tilbake i brønnen og «recovery» – perioden var ikkje veldig mykje lenger enn pumpe-perioden. Desse resultata skulle vise seg å vere nyttige under anleggsperioden og etter utbygging. Tilstrøyming av vatn frå morene/fjell ville raskt gjenopprette grunnvasstanden ved ei midlertidig senking. Vi erfarte også at dei stadlege massane som skulle gravast vekk var såpass tette at dei kunne leggest over deponerte massar på sideterrenget til vegen. Massane var ikkje eigna til bruk i sjølve vegoppbygginga (Hagelia 2011).

Pumpetesten viste også at tette massar med liten permeabilitet over botnmorenen/topp fjell vil føre til at strøymingsgradientane i lausmassane vil vere retta oppover mot overflata. Grunnvasstrykket i botnmorenen/topp fjell var skulda infiltrasjon frå snøsmelting og nedbør i fjellside i tillegg til den topografiske skilnaden mellom myra

og infiltrasjonsområda. Dette gir eit strøymingsmønster i grunnvatnet med lange opphaldstider og dermed gode moglegheiter for reduserande grunnvatn (låge Eh-verdiar) som er gunstig for lagring av svartskifer. Grunnvatnet i botnmorenen/topp fjell vil fylle masselageret med vatn til eit nivå som svarar til trykkehøgda i dette laget. Dersom infiltrasjon gjennom toppen av lageret blir forhindra, vil ein positiv trykkgradient i botnlaget/toppfjell hindre lekkasjar frå deponiet mot undergrunnen. Det var derfor eit ønske at dei deponerte massane fekk ein permeabilitet i same storleik som massane som blei fjerna.

In-situ målingar av mellom anna Eh-pH av grunnvatnet frå botnmorene/topp av fjell bekrefta at dette vatnet var oksygenfattig med låge/gunstige Eh-verdiar.

Berget i området under deponiet er dominert av mørke kalksteinar, kalkførande leirskifer og svartskifer knytt til etasje 4a i Elnesformasjonen. Mørke skifer i Elnesformasjonen er ikkje skadeleg på same måte som alunskifer. Det var også viktig å kjenne til dei kjemiske eigenskapane til vatnet. Dette blei analysert ved hjelp av vassprøver frå kvar av brønnane. Frå sonderboringane og registrering av borekaks frå brønnane fekk vi eit bilete av lagdeling i myra. Brønnskjema registrerte også tilsig av vatn, eller om massane var tørre. Brønnplasseringar for kvar brønn blei plassert i det mest vassførande laget. For dei fleste brønnane i sjølve myra var dette i morene og i fjell. Massane over var stort sett tørre. Registreringar for kvar brønn er vist i tabell 6. Observasjonsbrønnane blei plassert utanfor sjølve området. Tanken med desse var å observere før under og etter bygging. Brønnane i sjølve området blei fjerna etter kvart som området blei gravd ut.

Tabell 6. Oppsummering av brønnskjema for kvar brønn.

Brønn nr	Totalt dyp	Filter plasserin	Divernivå	Registrert vanninnslag (L/time)	Merknad til plassering av filter	Type brønn
1	18 m	14-17,5 m	12m	500-1000/50-500	I morene/svart skifer	Pumpebrønn
2	18 m	2-8 m	17m	50-500/<50 (tørt under)	I myrjord med sand/leire	Pumpebrønn/Observasjonsbrønn
3	18 m	11-17,5 m	14,5m	<50/>1000	I morene/ svart skifer	Observasjonsbrønn
4	46 m	2-6,5 m 19-30 m	20m	<50/>1000 <50/<50/>1000	Fuktig myrjord/fin sand Leire m stein/morene/svart skifer	Pumpebrønn/Observasjonsbrønn
4B	8,3 m	2-7 m	7,5m	<50/50-500/<50	I myrjord/sand/leire	Observasjonsbrønn
5	13,55 m	9-13 m	11,5m	50-500/50-500	I morene og skifer	Observasjonsbrønn
6	14,55 m	9,5-14 m	14m	<50/50-500	I morene/svart skifer	Observasjonsbrønn
7	13,3 m	4-13 m	12,8m	50-500/500-1000	I mørk leire/skifer	Observasjonsbrønn
8	15,2 m	4-14 m	13,2m	50-500/500-1000	I mørk leire/skifer	Observasjonsbrønn
9	18 m	11,5-17,7 m	17m	500-1000/>1000	I morene og skifer	Pumpebrønn/Observasjonsbrønn
10	8 m	1-7,5 m		tørt heile vegen	I stein, jord/sand/stein/sand & svart/grå skifer	Permanent brønn
11	6 m	1-5,7 m		tørt?/<50/50-500	Jord, grå leire & fjell	Permanent brønn
12	6 m	1-5,7 m		tørt heile vegen	Fyllmasse/ brun leire/ fjell	Permanent brønn
13	18 m	1-16,5 m		50-500/500-1000/500-1000/500-1000/>1000	Myrjord/grå leire og silt/leire/morene/ svart skifer (sprekker)	Permanent brønn

3.3. Kjemiske undersøkingar av grunnvatn og vassdrag

3.3.1. VASSPRØVER AV GRUNNVATN OG VASSDRAG

I byggeplanfasen blei det tatt prøver frå elva Vigga, to bekkar, nokre brønnar og andre vasskjelder i området rundt masselageret, for å kartlegge bakgrunnsverdiar til bruk som referanseverdiar. Prøvene blei tekne i oktober 2011, og i april og september 2012.

Resultata er gitt i eige notat vedlagt søknaden til KLIF i 2012 og er lagt ved rapporten i vedlegg 6.1 og 6.2. I tabell 7 er utvalde parameter samanstillt.

I Horgenbekken som drenerer ut i sørenden av Jarevatnet blei det målt uranverdiar på 80 og 90 µg/l. Dette er høgt og viser at bekken tydeleg er naturleg påverka av alunskifergrunn. Nikkel var 31 µg/l og sink var 30 µg/l, noko som også er høgt og tilsvarar tilstandsklasse 3 (moderat) og 4 (dårlig) etter Miljødirektoratets klassifiseringsgrenser for ferskvatn (2016). I bekken ved Nordtangen var uranverdiane 8,8 og 6,4 µg/l. Også denne bekken såg ut til å vere påverka av alunskifergrunn. I Vigga var uranverdiane 2,0 og 1,4 µg/l. Metallkonsentrasjonane i elva tilsvarte klasse 2 «god». Vassdraga hadde også påverknad av nitrogen, der nitrat-N var høgast i Horgenbekken (maks 7,8 mg/l) og Nordtangenbekken (maks 4,2 mg/l).

Tabell 7. Vasskjemi i bekker og elva Vigga før anleggsarbeidet starta utført av Multiconsult frå 2011–2012 (vedlegg 6).

	pH	Alkalinitet pH 4,5 (mmol/l)	SO ₄ (mg/l)	U (µg/l)	Ni (µg/l)	Zn (µg/l)	NO ₃ -N (mg/l)
Vigga	8,1	2,4–2,7	28–30	1,4–2,0	2,0–3,7	1,6–6,2	2,0–3,2
Horgenbekken	8,1–8,3	4,5–5	85–100	74–92	20–31	9,8–30	4,2–7,8
Nordtangenbekken	8,1–8,2	2,4–2,5	32–41	6,4–8,8	1,7–2,3	1,1–1,8	2,9–4,2

Før anleggsarbeida starta hausten 2013 blei det tatt prøver i dei 14 observasjonsbrønnane på og rundt det framtidige masselageret (figur 15 og 17). Vassprøvene blei tatt i fem omgangar mellom april og oktober i 2013. I vedlegg 7 er vassprøvene som blei tatt i forundersøkingane samla. I tabell 8 er gjennomsnitt, min og maks frå desse brønnane vist. PH var mellom 6,5 og 8,1 i brønnane. Det blei påvist nokre høge verdiar av tungmetall for mellom anna Ni (opp til 130µg/l), Zn (opp til 144 µg/L) og Pb (opp til 35 µg/l).

Tabell 8. Vassprøver frå forundersøkingane. Oversikt over gjennomsnitt, min og maks-konsentrasjonar i vassprøver frå brønner i tilknytning til myrområdet for det framtidige masselageret (totalt 60 prøver). Det blei teken prøve frå kvar brønn to til fem gonger gjennom 2013. * = ufiltrert prøve (fullstendige data i vedlegg 7)

	eining	gjennomsnitt	maks	min	Krav i utslleppløype FMO i anleggsfase
Ca (Kalsium)	mg/l	109	201	22,0	
Fe (Jern)	µg/l	66	797	0,0012	
K (Kalium)	mg/l	3,0	9,8	0,72	
Mg (Magnesium)	mg/l	8,7	20	2,9	
Na (Natrium)	mg/l	9,5	32	1,5	
Al (Aluminium)	µg/l	6,7	87	0,053	
As (Arsen)	µg/l	0,8	2,8	0,025	8,5
Ba (Barium)	µg/l	110	310	0,046	
Cd (Kadmium)	µg/l	0,06	1,1	0,001	1,5
Co (Kobolt)	µg/l	0,79	8,0	0,003	
Cr (Krom)	µg/l	0,11	0,50	0,005	3,4
Cu (Kopper)	µg/l	1,8	6,9 (16*)	0,005	7,8
Mn (Mangan)	µg/l	335	1750	1,70	
Mo (Molybden)	µg/l	5,4	29	0,17	
Ni (Nikkel)	µg/l	7,8	62 (130*)	0,0044	34
P (Fosfor)	µg/l	32	289	0,44	5000
Pb (Bly)	µg/l	2,6	35	0,032	14
Si (Silisium)	mg/l	3,7	8,6	1,3	
Sr (Strontium)	µg/l	662	2500	101	
Zn (Sink)	µg/l	10	144	0,44	11
V (Vanadium)	µg/l	0,17	0,68	0,006	
B (Bor)	µg/l	32	93	0,00	
Th (Thorium)	µg/l	1,0	16	0,0020	
U (Uran)	µg/l	5,1	20 (23*)	0,042	
Hg (Kvikksølv)	µg/l	<0,002	<0,01	<0,002	0,07
S-total	mg/l	16	43	0,30	
Sulfat (SO ₄)	mg/l	50	159	0,055	
Nitrat-N (NO ₃ -N)	mg/l	38	750	0,0030	
Ammonium-N (NH ₄ -N)	mg/l	1,3	5,5	0,028	
N-total	mg/l	6,6	51	0,24	
Fosfat-P (ortofosfat-P)	mg/l	0,03	0,23	0,0050	
P-total	mg/l	0,14	0,51	0,0019	5
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	13	22	4,1	
TOC	mg/l	7,9	32	1,0	
pH		7,5	8,1	6,5	>6 og <8,5
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m	63	105	32	
Alkalinitet pH 4.5	mmol/l	5,1	8,1	2,5	
Alkalinitet pH 8.3	mmol/l	< 0,15	< 0,15	< 0,15	



Figur 17. Prøvetaking av brønnar på myrområdet i 2013.

3.3.2. EH – PH–MÅLINGAR MED HANDHALDT INSTRUMENT

Det er målt in situ Eh–pH verdier i vatn i observasjonsbrønnane/pumpebrønnane i myra. Det er vidare utført Eh–pH testar direkte på 54 mm sylinder (geoteknisk boring).

Den 10. April 2013 (dagen før pumpetesten starta opp) utførte Bioforsk målingar av oksygenivå, temperatur, Eh–pH, konduktivitet og turbiditet i observasjonsbrønnane på myra med eit handheldt instrument (Bioforsk, 2013). Det blei gjort målingar rett under grunnvasspegelen og ved plasseringa til brønnfilteret. Resultata viste låge oksygenivå i brønnane som i hovudsak fekk inn vatn frå fjell (sjå tabell 9).

Brønn 13 skilte seg ut med veldig låge Eh–verdier. Brønnen har filter som går frå topp til botn, men det vassførande laget er i fjell, det vil seie at brønnen hovudsakleg blir fylt opp med anaerobt fjellvatn. Effekten av dette djupe grunnvatnet vil vere høgst konserverande på svovelkis og dermed hindre forsuring og akselerert tungmetallutlekking.

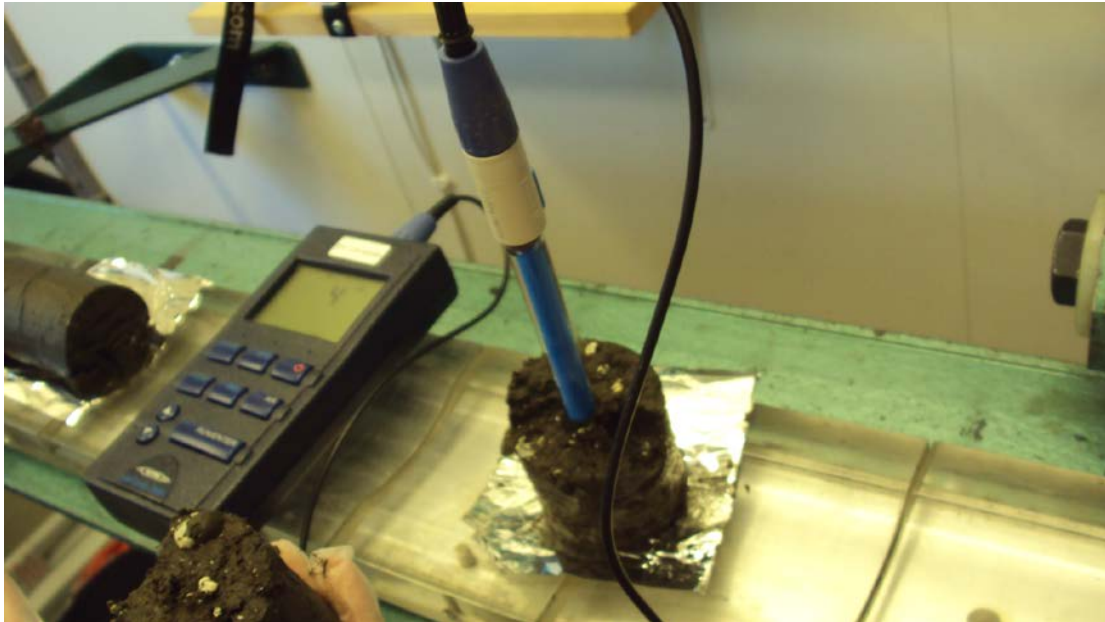
Tabell 9. Målinger av grunnvatn med multiparametersonde (SEBA hydrometrie KLLQ) 10. april 2013. Brønn 10,11 og 12 blei ikkje prøvetatt grunna høgt sedimentinnhald (Bioforsk, 2013) Redoksmålingane (ORP) er korrigererte til standard hydrogenelektrode.

Well	Depth [m] (Aproximatley)	Depth below watertable [m]	Temprature [C]	pH	O2 concentration [mg/l]	O2 saturation [% O2]	ORP (Redox) [mV]	Conductivity [mS]	Turbidity [NTU]
1	6	0.67	5.97	7.66	2.92	24.9	190.4	0.53	0.6
1	15	9.65	5.84	7.52	0.45	3.9	33.2	0.62	220.4
2	7	2.12	6.63	6.75	0.46	4.2	129.9	0.83	256.0
3	6	0.20	6.80	7.54	6.46	58.0	15.9	0.63	136.2
3	15	8.92	6.36	7.51	0.43	4.0	-273.0	0.72	0.9
4	6	1.58	6.30	7.25	4.78	42.4	226.0	0.63	247.0
4	25	20.57	5.99	8.96	1.03	9.1	-152.3	0.82	0.8
4b	6	0.78	6.13	7.00	4.07	36.0	143.5	0.69	44.6
5	6	0.94	5.74	7.30	3.78	32.7	-64.8	0.66	4.8
5	10	4.94	5.46	7.03	1.04	8.5	-172.0	0.73	44.2
6	5	0.18	6.48	7.70	9.95	88.8	256.0	0.54	3.0
6	12	7.18	5.31	7.17	1.38	12.0	261.4	0.73	57.9
7	5	0.68	4.86	6.49	1.23	10.5	98.6	0.55	3.4
7	10	5.67	5.02	6.53	0.41	3.5	50.6	0.62	205.5
8	7	0.17	6.54	6.45	1.07	9.1	87.8	0.62	12.6
8	10	4.16	6.40	6.52	0.34	3.0	50.2	0.70	11.1
9	6	0.56	6.40	7.46	4.29	36.6	147.8	0.62	17.5
9	15	9.57	6.08	7.35	0.42	3.7	-19.5	0.70	113.9
13	6	0.98	5.28	7.24	0.99	0.6	-277.7	0.73	1.3
13	13	8.14	5.46	7.25	0.46	4.0	-313.7	0.74	287.0

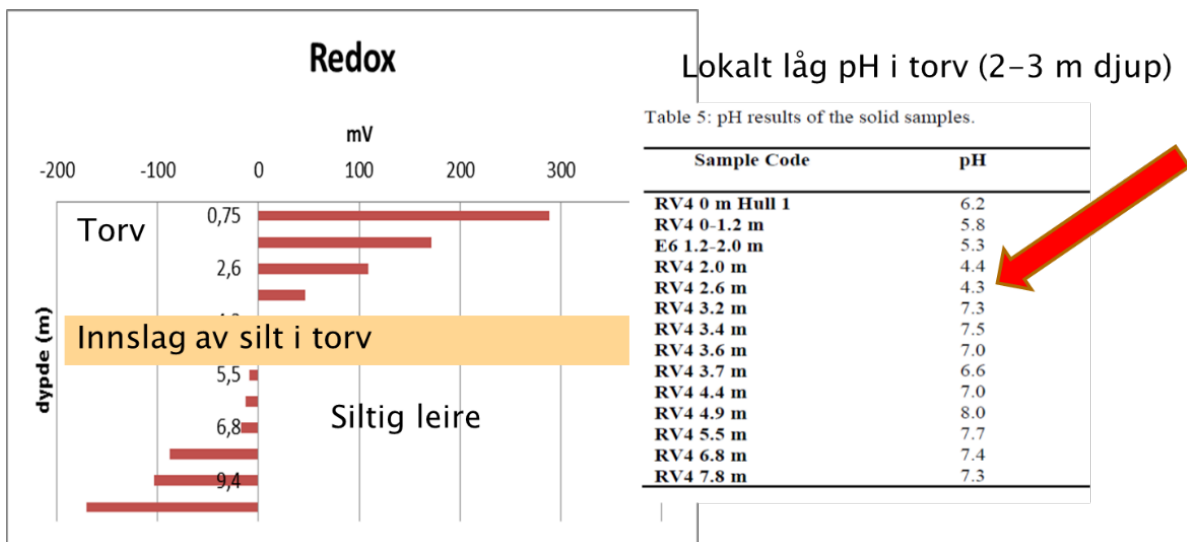
Det var i utgangspunktet rekna med at torvlaget representerte anaerobe forhold med negative Eh-verdiar tilsvarande forholda i geologiske miljø der svartskifer blir danna (Multiconsult 2013). Dette blei testa ut av NMBU innan NORWAT prosjektet i samband med uttak av 54 mm sylindrar for geotekniske analysar i februar 2013. Alle målingane blei utførte suksessivt i geoteknisk feltlaboratorium innan 5 minutt etter kvart som sylindrane blei trekte opp av myra (figur 18). Resultata er gitt i figur 19.

Det viste seg, i motsetnad til det som var venta, at *in situ* målingane i torva faktisk hadde svært positive Eh-verdiar (+ 50 til + 300 mV) med pH-verdiar mellom 6,2 og 4,3. Berre djupare nivå av marin silt og leire viste reduserande forhold (Eh = - 10 til - 175 mV) og pH = 7-8. Her blei pyritt også funne (figur 20). Eh-verdiane i torva er i seg sjølv

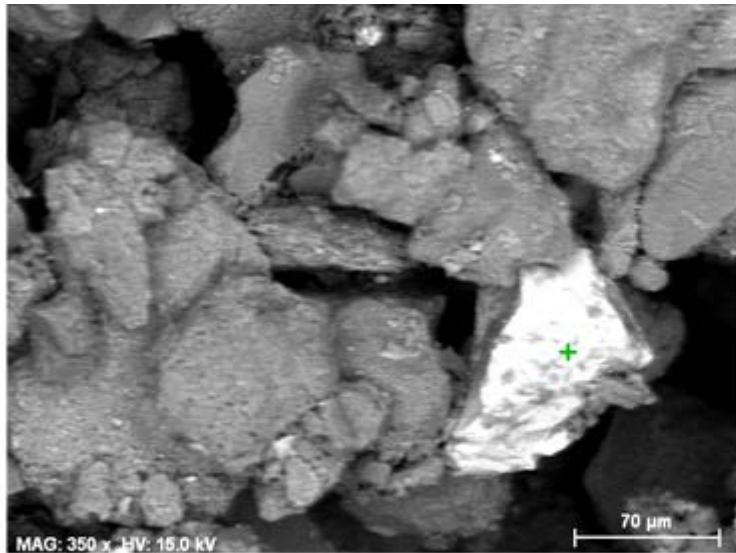
relativt ugunstige med tanke på stabilisering av svovelkis på lenger sikt, noko som krev endå lågare Eh-verdiar (ca Eh = - 300 mV, sjå figur 21), og viste at myra står i kontakt med oksygenførande overflatevatn under naturlege forhold.



Figur 18. In situ måling av Eh og pH på delprøve frå 54 mm sylinder henta opp av myra bare 5 minutt tidlegare, og trekt ut i utskyarbenk ca. 1 minutt før målingane. Effekten av oksidasjon etter uttak blei rekna som fråverande. Foto: Per Hagelia Statens vegvesen .



Figur 19. Eh og pH målingar utført på 54 mm sylinder frå område rett ved monitorbrønn 7, vinteren 2013. Merk låg pH omkring 3 meter i nedre del av torva. Utført av NMBU i NORWAT prosjektet.

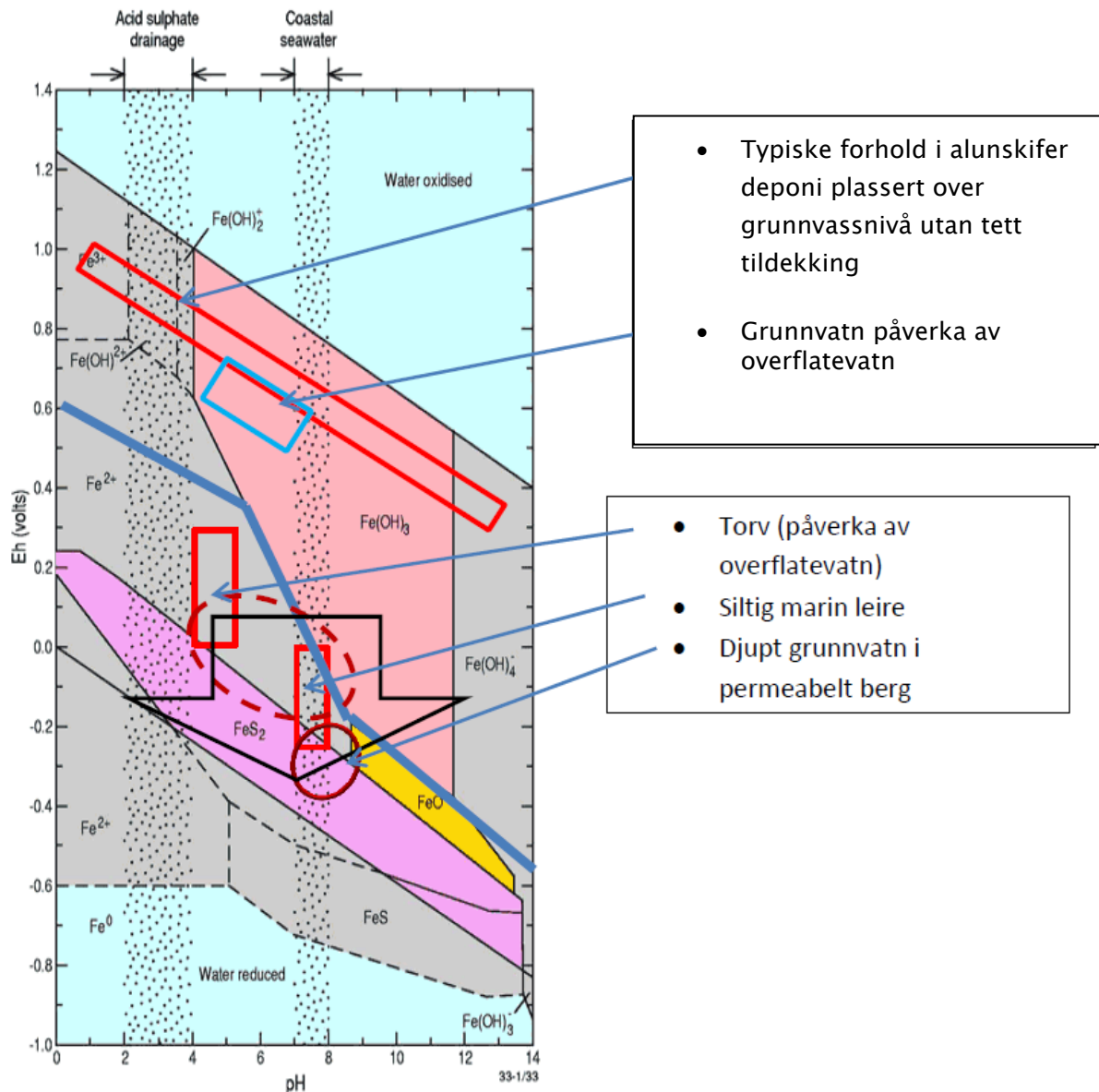


HF1Date:2013-02-13 10:09:50Image size:1200 x 900Mag:350xHV:15.0kV

Figur 20. Pyritt (lyst) i marin siltig leire på 7.8 meters djup frå 54 mm sylinder 15–20 m sør for monitorbrønn 3. Dette viser at sulfid er stabilt djupt nede i marine avsetningar (Foto: Naturhistorisk museum, Hans-Jørgen Berg).

Samla resultatata er framstilt i figur 21 saman med stabilitetsfelt for svovelkis (FeS_2) og stabilitetsområda for to- og treverdig jern. Ved høge positive Eh er treverdig jern stabilt og svovelkis svært ustabil. For å oppnå kjemisk stabilitet av svovelkis i masselageret er det nødvendig å oppnå anaerobe forhold med Eh lågare enn -0.3 V (-300 mV) ved aktuelle pH-verdiar = 7 til 8. Figur 19 viser at alle målingar av Eh i myra før utgraving låg innanfor stabilitetsfeltet til to-verdig jern (reducerande forhold). Typiske verdiar for Eh-pH for meir oksiderte forhold er også vist, der ein kan vente kraftig sulfidoksidasjon med potensial for relativt raskare forsuring.

Vatn frå djupt nivå frå permeabelt berg under myra (særleg i brønn 13 og 3) hadde tilfredsstillande Eh-verdiar med tanke på kjemisk stabilitet av pyritt. Pumpetesten viste at slikt vatn ville ha ein tendens til å strøyme oppover i masselageret (Kitterød 2013). Effektiv skjerming mot infiltrasjon av oksygenrikt overflatevatn ved riktig geoteknisk design, som sørger for ei tett overflate, vil føre til at grunnvatnet i kontakt med svartskifer vil bli reducerande og dermed hindre oksidasjon av svovelkis og utlekking av tungmetall.

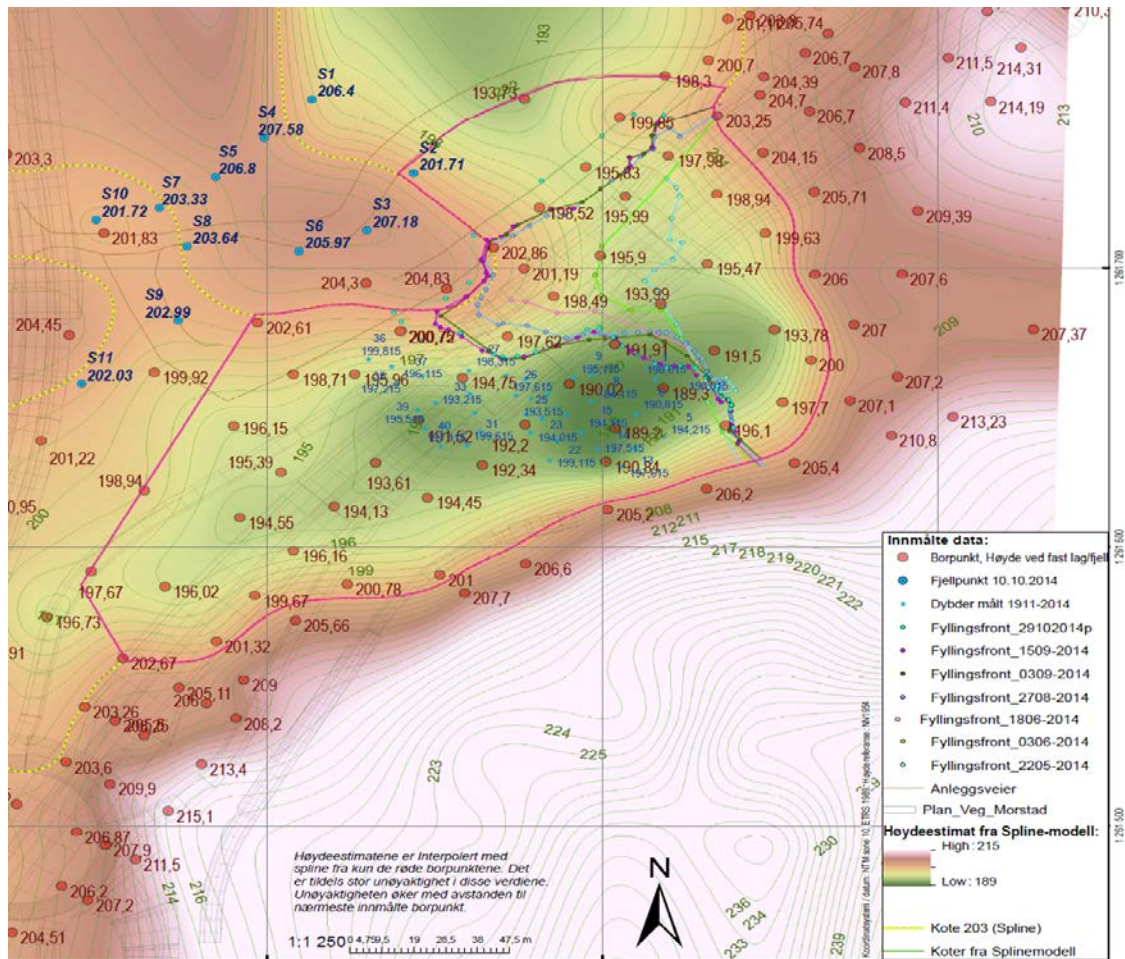


Figur 21. Figuren viser stabilitetsfeltet til svovelkis og to- og treverdig jern i standard Eh - pH diagram. For at svovelkis skal være stabilt i masselageret (og dermed hindre syredanning og akselerert tungmetallutlekking) må Eh-pH forholda vere i det rosa feltet. Stipla ellipse viser det dominerande variasjonsområda for myra i torv og siltig leire. Sirkelen viser Eh-pH variasjon i djupt grunnvatn frå permeabelt berg under. Blå linje viser øvre stabilitet for Fe²⁺. Den kombinerte effekten av skjerming for infiltrasjon av oksygenrikt overflatevatn og tilførsel av djupt grunnvatn skal føre til Eh-pH verdier som treffer stabilitetsfeltet for svovelkis (der svart pil peikar).

3.4. Topografi og tilgjengelig volum for masseutskifting

Botntopografien blei estimert ved hjelp programmet ArcGis som benytter ulike interpolasjonsmetodar mellom borepunkt. Kartet i figur 22 er laga på bakgrunn av

sonderinger som indikerer avstand ned til faste massar og berg. For å få glatte kotekurver er interpolasjonsmetoden Spline nytta.



Figur 22. Sonder-boringar i raud skrift. Supplerande boringar i blå skrift og kontrollmålingar av djupn frå båt etter oppgraving av myra under anlegg.

Figur 22 viser botntopografien og boringar. Tilgjengeleg volum for svartskifer er vist innanfor den rosa linja som følgjer delvis kote 203 og anleggsområdet. Kartet viser at området har ein gunstig topografi for eit masselager. Det meste av massane i lageret vil bli liggande inn mot fjell. I toppen av lageret der massane ligg inn mot andre lausmassar er det i dag sett ned brønner for å overvake eventuelle lekkasjar.

For å vere sikker på at ein hadde kome ned til det faste laget under utgraving blei det gjort målingar frå båt. Desse er vist i figur 22 som små blå prikkar. Figuren viser også nokre «utfyllingsfrontar». Etter kvart som svartskiferen blei lagt ut blei utfyllingsfrontane målt inn. På den måten fekk vi kontroll på plassering av dei ulike salvene og kontroll på volum tatt ut av tunnel og lagt ut i masselageret.

DEL 2. KLASSIFISERING OG IDENTIFISERING AV SVART LEIRSKIFER, INKLUDERT ALUNSKIFER, OG GJENNOMFØRING AV MASSEUTSKIFTING AV MYR

4. TIDSLINJE FOR UTFØRT MASSEUTSKIFTING MED SVARTSKIFER

Tabell 10 oppsummerer tidspunkta for når dei viktigaste arbeida vart gjort.

Tabell 10. Tidslinje for arbeida med å masseutskifte myrområdet med svartskifer. Tunnelane blei drive frå sør, og gjekk i første del igjennom etasje 4a - Elnesformasjonen.

År	Sprengningsarbeid			Masseutskifting myr med skifer	
	Dagsone		Tunnel	Utgraving	deponering av skifer
	Horgenmoen	Nordtangen			
2013			Oktober: Start tunnelsprengning		
2014	August-september 2014: sprengning i alunskifer nord for tunnelen v/ Horgenmoen	Feb. – april: Sprengning i skjæring Nordtangen	1.feb: Oppstart kjerneboring 17. – 22 mars: Første påtreff svartskifer Galgeberg 7. – 27 mai Galgeberg i tunnelen 4. juli.–23. aug Galgeberg	24.02.14: Oppstart gravearbeid i myr Mai: Oppsett av renseanlegg for utpumping av vatn 28.juli Ny grab med større gravekapasitet	20. –21. mars deponering av 2 salver Galgeberg (~1300fm ³) 8. mai – 6.juni: deponering av 9 salver Galgeberg (~6500 fm ³) 11. – 12- aug: Deponering av 2 salver Galgeberg (~1100fm ³) Aug/sept: Deponering av alunskifer frå nordre påhogg i masselageret
2015		mars: sprengning nordre Nordtangen jul.15	9. – 20. jan: Galgeberg (sørg. løp) 1. – 7. feb : galgeberg (sørg. Løp) 21. – 26. feb: alunskifer i nedre del av salva (nordg. og sørg. løp) 5. mars: Påtreff alunskifer nordg. løp 13. mars: Påtreff alunskifer sørg. løp Mai: gjennomslag begge tunnellop		16. jan –ei salve galgebergskifer deponert (~600 fm ³) 4. feb. ei salve (~500fm ³) 23–26.feb: 5 salver deponert (~2300fm ³). Hagaberg/galgeberg og innslag av alunskifer 05.13 /13.03.15 Resten av løpa går til deponering i masselager (~40 000fm ³)

5. KLASSIFISERING AV SVART LEIRSKIFER

5.1. Metode for identifisering og klassifisering av svart leirskifer

5.1.1. BAKGRUNN FOR VAL AV METODE

Metode for identifisering og klassifisering av svart leirskifer tok utgangspunkt i bruk av handheldt XRF (X-ray fluorescens), som er eit instrument som analyserer kjemisk innhald i prøva ved hjelp av røntgenstråler. Basert på konsentrasjonar av fleire grunnstoff frå XRF-analysen (svovel, kalsium og totalt innhald av tungmetall) blei kvar prøve klassifisert som deponipliktig eller ikkje deponipliktig. Klassifisering basert på totalkonsentrasjonar i bergartar må generelt bygge på kjennskap til mineralogien til dei enkelte bergartane. Tolking og bruk av totalkjemiske data frå handheldt XRF på Gran bygger på vårt kjennskap til mineralsamansetninga i alunskifer og andre bergartar lokalt. Utlekkingstestar var også ein del av grunnlagsdata. Det er løysingsevna til minerala som styrer utlekkingspotensialet, saman med fragmenteringsegenskapane. Metoden vi brukte for klassifisering er også skildra i Statens vegvesens rapport «Bruk av XRF på bergartar for vurdering av miljørisiko» (Hagelia & Fjermestad 2016).

5.1.2. KLASSIFISERING AV LEIRSKIFER MED XRF

5.1.2.1. *Instrumentet*

Instrumentet som blei nytta i Rv 4 prosjektet var ein handheldt XRF av typen NITON XL3t GOLDD+. Instrumentet kan analysere konsentrasjonar av grunnstoff frå magnesium (Mg) til uran (U). Grunnstoff som er lettare enn Mg, inklusive natrium (Na) og karbon (C), kan ikkje analyserast. Analyseprogrammet «Mining», som følger med instrumentet, blei nytta på alle analyser, sidan dette var best tilpassa bergartsanalysar. Det var likevel behov for å justere nokre av fabrikk-kalibreringane. Innstilt analysetid varierte frå 100 til 120 sekund, alt etter kor god nøyaktigheit som var ønska. Det er nødvendig med opplæring på slike instrument før bruk.

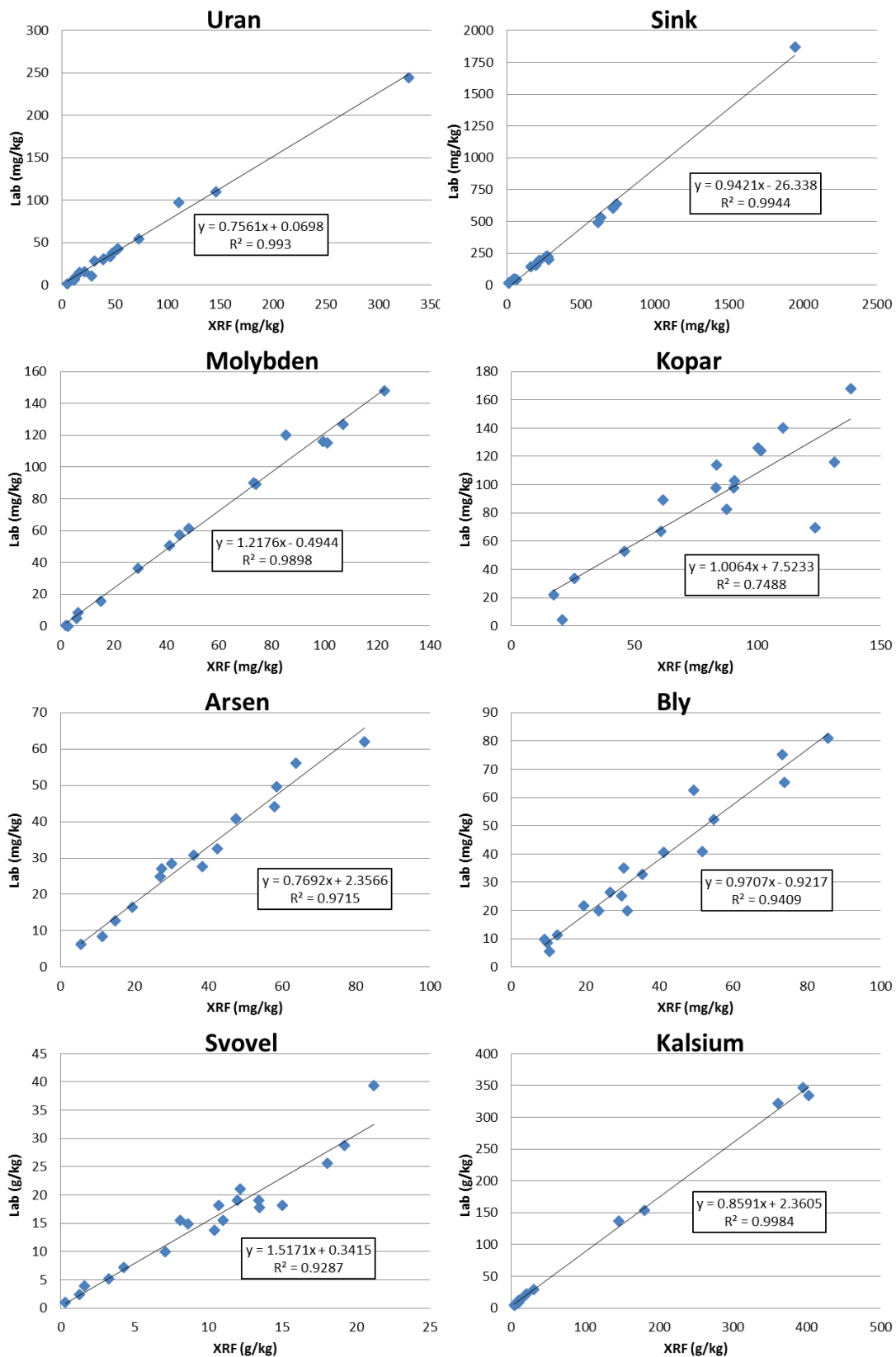
Justering av kalibrering

NGI hadde på førehand utført undersøkingar av borkjerner med vekt på geokjemisk stratigrafi (Endre, 2013a). Bergartsprøver frå desse borkjernene hadde blitt analysert for

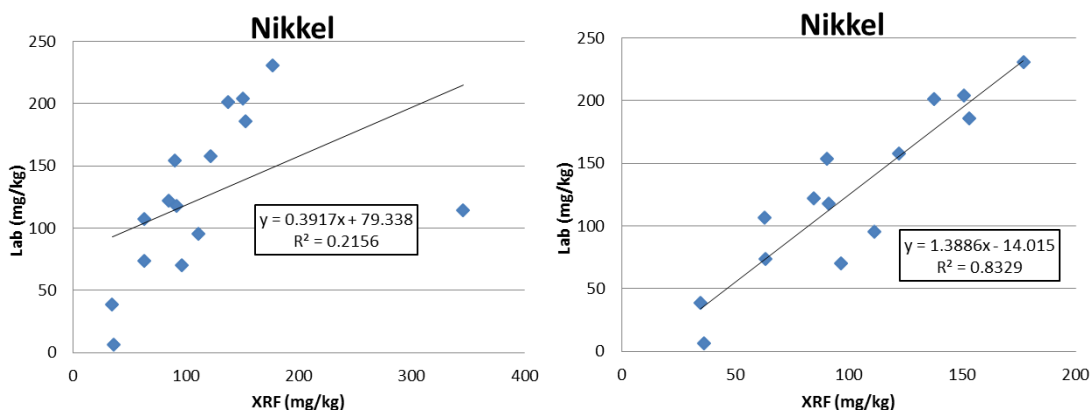
kjemisk innhald med fullt kvantitative metodar ved eit akkreditert laboratorium (ALS Laboratory Group). Erik Endre hadde sikra seg at pulverpreparat av alle prøver var tilgjengeleg, og vi valte ut 20 prøver («fasit») som dekte heile den kjemiske variasjonen i bergartane på Gran. Fem ulike bergartstypar frå tunnelen var representert i utvalet: *Alunskifer* (2–3a), *kalkleirskifer* (3b α), *svartskifer* (3b β = Galgebergledet), *urein kalkstein* (3c) & *leirskifer* (4a). Det finknuste materialet (ca. 5–10 μm) blei preparert i prøvekoppar og analysert med XRF-en plassert i haldar som høyrde til instrumentet. Dette eliminerer usystematiske feil. Det blei laga kalibreringskurver for alle grunnstoffa vi hadde kjente analysedata på. Dei grunnstoffa som hadde tydelege og systematiske avvik frå kjente lab-verdiar fekk ein korreksjonsfaktor lagt inn i instrumentet. Målingar med instrumentet gir dermed resultat som samsvarer med sann verdi innan statistisk usikkerheit.

Korrelasjonsfigurar for grunnstoff brukt til analysering av bergartar på Gran er gitt i figurar nedanfor (Figur 23 og 24). Labverdiar (sann verdi) er gitt på y-aksen, XRF-verdiar på x-aksen. Det blei lagt inn justerte kalibreringar for grunnstoff som hadde ein tydeleg avvikande trend frå kjente verdiar, dette inkluderte uran (U), arsen (As), sink (Zn), molybden (Mo), kalsium (Ca) og svovel (S).

Nokre av grunnstoffa som var planlagt å bruke som grunnlag for XRF-karakteriseringa av svartskifer kunne ikkje nyttast på grunn av dårleg kvalitet på XRF-målingane. Dette gjaldt for nikkel (Ni), som hadde ei høg deteksjonsgrense (omkring 30–40 ppm), og viste ein dårleg korrelasjon med dei kjente prøvene (beste $R^2 = 0,83$, men først etter fjerning av uteliggjar, sjå Figur 24), og for kadmium (Cd), som hadde høgre deteksjonsgrenser (omkring 9 ppm) enn våre behov. Dette hadde ikkje innverknad på vurderingane av deponipliktig materiale, fordi Ni og Cd korrelerte positivt med mange av dei andre tungmetalla som var utslagsgivande ved interne grenseverdiar.



Figur 23. Kalibreringskurver. X-aksen er målinger utført på finknust bergartspulver plassert i små plastkopper og med handheldt XRF plassert i holdar. Y-aksen er «fasit» utført i eksternt laboratorium ved ICP-MS. Alle data i mg/kg = ppm. Lineær regresjon for kvart element viste stort sett gode korrelasjoner, men samsvaret mot sanne verdier varierte. Kalibreringa blei derfor justert for kvart enkelt element, dersom avviket var tydeleg.



Figur 24. Nikkel gav generelt dårlegare korrelasjon mot kjente laboratorieverdjar. Høgre bilde viser betre korrelasjon, men etter fjerning av uteliggjar.

5.1.2.2. Interne grenseverdjar

Det blei satt interne grenseverdjar for å klassifisere om ei prøve var deponipliktig eller ikkje deponipliktig. Dokumentet *Grunnlag for interne grenseverdjar* (Statens vegvesen 2013 vedlegg 8.1) oppgir grunnlaget for korleis grenseverdiane for XRF blei sett. På dette tidspunktet eksisterte det ikkje grenseverdjar for bruk av XRF med tanke på alunskifer. Det var derimot krav om at all svartskifer som kunne ha syredannende potensiale (alunskifer) måtte deponerast. Det var difor sentralt å få etablert føringar som kunne skape nok tryggleik til at ein raskt kunne skilje på deponipliktig og ikkje deponipliktig skifer. Dei interne grenseverdiane blei etablerte etter følgjande hovudprinsipp:

- Alunskifer i alle variantar definerte den kjemiske variasjonen for deponipliktige masse.
- Kalksteinar definerte på same måte kjemisk variasjon for ikkje-deponipliktig masse.
- Bergartar som heilt eller delvis overlappa den kjemiske variasjonen av karakteristiske grunnstoff i alunskifer blei definert som deponipliktige.

Grenseverdiane var sett på førehand på grunnlag av statistisk behandling av alle kjemiske analysar utført under forprosjektet på Gran (Endre, 2013b), og var vidare basert på utlekkingstestar, der kjemisk samansetting i bergartsmateriale blei samanlikna med utlekking til vatn i laboratorieforsøk, og potensiell syreproduksjon (Fjermestad 2013; Helmers 2013). Grenseverdiane er plotta i Figur 25 og 26, og er lista

opp i tabell 11. Den kjemiske variasjonen viser at svartskifer av typen Galgeberg med kjemi tilsvarande alunskifer også burde deponerast. Klassifiseringsmåten baserte seg på; 1) om prøva var potensielt syredannande, 2) om innhald av potensielt forureinande tungmetall var på nivå med alunskifer. Ei grense på totalt 320 mg/kg vart nytta som grenseverdi for totalt innhald av Mo, Pb, As, Zn, U, og Cu. Grensa var 400 mg/kg dersom eitt av metalla U, As og Mo var under grenseverdiane. Både syrepotensial og innhald av tungmetall måtte kome ut som mulig deponipliktig for at prøven skulle bli definert som deponipliktig. Framgangsmåten for klassifiseringa av kvar enkelt prøve er vist i Vedlegg 8.2 *Klassifiseringsmåte XRF* og er gjengitt nedanfor:

1. Syrepotensial

1. sjekk S-innhaldet (korrigert for BaSO₄)
2. Er det under 10.000 mg/kg (1%) → OK!
3. Er det over 12.000 mg/kg → mulig deponipliktig
4. Er det mellom 10.000 og 12.000 mg/kg → usikkert, sjekk forholdet Ca:S

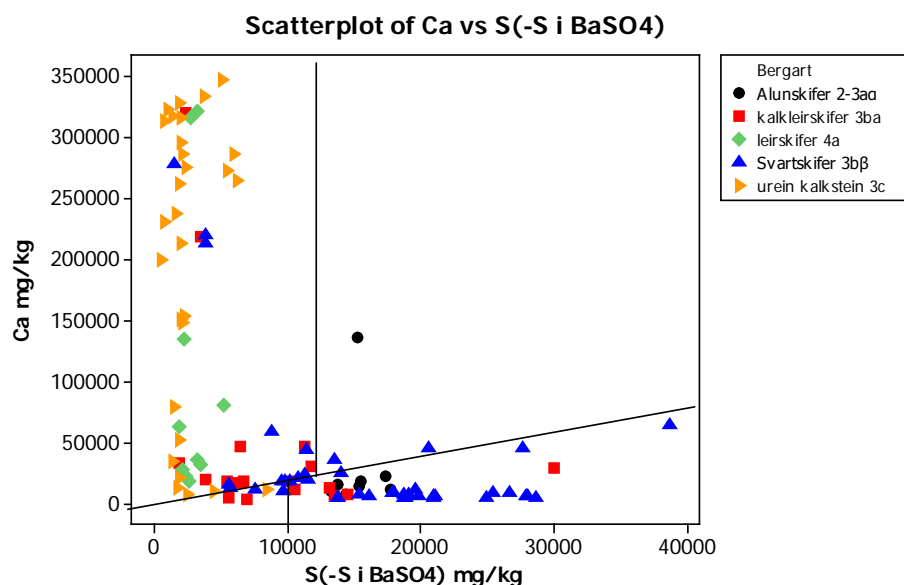
Sjekk Forholdet Ca:S

5. Er Forholdet Ca:S meir enn 2:1 → OK!
6. Er forholdet Ca:S mindre enn 2:1 → mulig deponipliktig
7. Alle skifertypar: test med saltsyre (HCl) om det brusar: ingen, svak eller sterk brusing

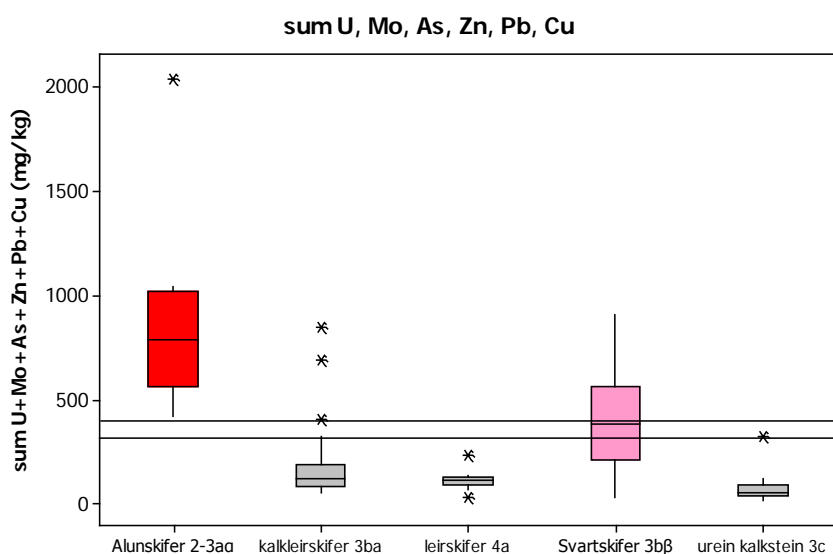
2. Tungmetall

1. Er innhald av Mo, Pb, As, Zn, U, og Cu > 320 mg/kg → gå til 3
2. Er innhald av Mo, Pb, As, Zn, U, og Cu < 320 mg/kg → OK!
3. Finn ut:
 - Er alle 3 tungmetalla U, Mo og As over grenseverdiane sine (sjå tabell) → deponipliktig
 - Er 1 eller 2 av tungmetalla over grenseverdiane, gå til siste punkt
 - Viss ingen av dei 3 tungmetalla er over grenseverdiane. OK!
 - Er samla verdi > 400 mg/kg → deponipliktig. Er samla verdi < 400 mg/kg → OK!

Det blei utarbeida eit Excel-ark (sjå figur 27) som XRF-resultata blei kopiert inn i der det kom tydeleg fram om prøven var definert som deponipliktig etter våre interne grenseverdier. For å skape tryggleik for alle involverte partar og gje liten sjanse for miljøskader blei grenseverdiane forsøkt å sett konservativt.



Figur 25. Kjemiske data frå dei fire første borkjernene (BH1 – BH4) frå tunneltraseen, motatt e-post frå NGI (Endre, 2013b). Dei stratigrafiske nivåa er på førehand definert av NGI. Interne grenseverdier for syrepotensial blei definert med utgangspunkt i typisk alunskifer (svarte symbol). Potensielt syredannande berg har $S > 10000$ mg/kg og $Ca/S < 2$, og er plassert under svart skrålinje. Dette inkluderte også variantar av svartskiferen 3b β (Galgerbergledet). Kalsium i desse sedimentære bergartane reflekterer hovudsakleg innhald av kalsiumkarbonat, som er uttrykk for pH buffer.



Figur 26. Variasjon i summert tungmetallkonsentrasjon (U, Mo, As, Zn, Pb og Cu) i bergartar i dei fire første borkjernene (BH1 – BH4) frå tunneltraseen frå Gran, basert på kjemiske analysar ved ICP-MS (Endre, 2013b). Prøvetutvalet (n) for statistikken er 8, 19, 10, 42 og 29 for dei respektive bergartane. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data). Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. Den interne grenseverdien for å klassifiere ut skifer med høgt tungmetallinnhald blei plassert mellom alunskifer og kalksteinar. Skifer med sum av tungmetall > 400 mg/kg blei definert som potensielt skadelege mht. utlekking. Ved konsentrasjonar mellom 320 – 400 mg/kg (mellom dei to horisontale linjene) blei det i tillegg sett på konsentrasjon av utvalgte tungmetall, for å vurdere om skiferen var deponipliktig.

Pelnr	Analyser	Link	Vurdering
8285,5	1	Utrekning	Ikke deponipliktig
8287,5	2	Utrekning	Ikke deponipliktig
8288,7	3	Utrekning	Ikke deponipliktig
8290,5	4	Utrekning	Ikke deponipliktig
8292,5	5	Utrekning	Ikke deponipliktig
8294,4	6	Utrekning	Ikke deponipliktig
8296,7	7	Utrekning	Deponipliktig
8296,7	8	Utrekning	Deponipliktig
8298,4	9	Utrekning	Ikke deponipliktig
8300,3	10	Utrekning	Deponipliktig
8302,6	11	Utrekning	Deponipliktig
8304,1	12	Utrekning	Deponipliktig
8305,8	13	Utrekning	Ikke deponipliktig
8306,6	14	Utrekning	Ikke deponipliktig
8307,6	15	Utrekning	Ikke deponipliktig
8308,5	16	Utrekning	Ikke deponipliktig

Figur 27. XRF-data blei lagt inn i eit spesiallaga excelark, der det kom klart fram om prøven var deponipliktig etter våre kriteriar. Ein kunne også klikke på kvar prøve for å sjå kva som var utslagsgivande for at prøven blei deponipliktig.

Tabell 11. Oversikt over dei interne grenseverdiane og bakgrunnen for dei valgte konsentrasjonane. Seinare blei nikkel blitt erstatta med molybden (grenseverdi sett til 35 mg/kg), sidan nikkel ikkje hadde like god deteksjon på XRF-instrumentet. Grenseverdi for sum tungmetall vart då 320 mg/kg. Men bergartar med verdiar under 400 mg/kg blei frikjende dersom U, As eller Mo var under den gitte grenseverdien.

Grunnstoff	Registrerte verdiar i alunskifer (8 prøver) på Gran frå analysar av borprøver i forundersøkingane (NGI Endre, 2013b)	Interne grenseverdiane fargekodar etter grenseverdiane i sediment SFT-2007	Kommentar Mobilitet i pH intervall 5-8 ligg til grunn
S	13.700 - 28.200 mg/kg	10.000 mg/kg	Alunskifer med denne mengda er meir problematisk enn Galgeberg 3bβ med same innhald (m.a. ut frå skifrigheit)
Cu	67,2 - 114 mg/kg	60 mg/kg	Låg mobilitet i utlekkingsstest
Ni	70 - 231 mg/kg	70 mg/kg	Moderat mobilt i utlekkingsstest.
As	8,46 - 62 mg/kg	15 mg/kg	Låg mobiltet i utlekkingsstestar
Cd	3,07 - 20,5 mg/kg	1 mg/kg	Høg mobilitet i utlekkingsstestar
Zn	177 - 641 mg/kg	150 mg/kg	Høg mobilitet i utlekkingsstestar
Pb	19,8 - 52,1	20 mg/kg	Moderat mobilt i utlekkingsstest
U	15,6 - 244 mg/kg	25 mg/kg	Moderat til høg mobilitet i utlekkingsstest Sams masse under 1 Bq/g*)
Sum tungmetall (Cu, Ni, As, Cd, Zn, Pb og U)	495 - 2118 mg/kg	400 mg/kg	Sum av grenseverdiane = 341 mg/kg

5.1.2.3. *Vurdering av radioaktivitet basert på urankonsentrasjon*

NGI hadde gjort eit utval av representative prøver for å finne ut om utsprengt masse kunne overskride grenseverdien på 1 Bq/gram. Prøvene blei undersøkt ved IFE og viste at alle innsendte prøver, bortsett frå ei enkelt prøve av ein kalkkonkresjon, låg under grensa (NGI 2012). Vi la derfor til grunn at ingen deler av alunskifermassen kunne reknast som radioaktivt avfall. Ved hjelp av XRF blei det etablert ein korrelasjon mellom uraninnhald i ppm og Bq/gram som viste at grenseverdien låg på nær 100 ppm uran. Denne korrelasjonen gjeld berre for alunskifer som har lite av andre radioaktive element (typisk låge thoriumkonsentrasjonar. Vanlegvis er thorium ca 10–12 mg/kg i alunskifer).

5.1.3. TILLEGGSVURDERINGAR

I tillegg til XRF-analyser blei lagdeling i berget med strøk, fall og volumestimering av skiferen estimert, der dette var mogleg på borkjernene. Det blei i samråd med fagpersonar som bidrog i førebuingane vedteke at tunnelsalver med under 10 % alunskifer ikkje blei rekna som deponipliktig.

Galgebergskiferen har eit antatt mindre forureiningspotensiale enn alunskiferen. Det er fleire oppgitte grunnar til dette (Endre, 2013a) Mellom anna har galgebergen eit anna oppsprekkingsmønster (sukkerbitmønster), som fører til eit mindre overflateareal enn alunskiferen. Galgebergskiferen har også vist seg å ha større sulfidaggregat, som er mindre finfordelte enn alunskiferen, og dei er dermed mindre utsette for forvitring. På bakgrunn av dette blei det i anleggsfasen foreslått å operere med akseptable volumgrenser for svartskifer Galgeberg Tøyen (3bβ) over interne grenseverdier på < 60 % for svartskifer i overgang med Huk kalkstein (3c) og < 50 % for svartskifer i overgang med Galgeberg Hagaberg (3bα). Denne tilnærminga blei brukt i praksis.

5.1.4. KLASSIFISERING AV TUNNELSTEIN

Borkjerner

Prøvetaking for å vurdere om ei salve var deponipliktig blei utført på to måtar:

- Kjerneboring framfor tunnelstuffen med påfølgjande kartlegging av kjerna.
- Prøvetaking på tunnelstuffen

Å ha kontroll på kambrosilurlagrekka i tunnelen var av avgjerande betydning for å lukkast med ei god kartlegging av fjellet. Det blei regelmessig utført kjerneboring 50–100 m framover i tunnellopet, for å få oversikt over forventa geologi dei neste vekene og når skifte i leirskifertype på stuff ville skje. Dette gjorde at vi kunne vite når vi måtte i gang med ei meir omfattande prøvetaking i tunnelen. Kjernene blei logga og analysert med XRF (figur 28). Bergartstypane blei teikna inn i lengdeprofil for begge tunnellop. I områder med svartskifer blei det gjennomført tettare med XRF-analyser (kvar meter kjerne). Resultata frå logginga blei samanlikna med observasjonar på tunnelstuppen og tunnelprofilar (sjå kapittel 5.2) for å komme fram til ei best mogleg tolking av forholda ved neste salve.



Figur 28. Måling med handheldt XRF på borkjerner. Kwart analyseområde blei teikna inn med tusj (sjå sirkel på kjerne til venstre i kassa) og dokumentert.

Alt arbeidet med XRF-analysane og logging av borkjerner blei gjort inne i ein eigen feltcontainer, eller på plassen utanfor. Feltcontaineren var utstyrt med arbeidsbenk og dockingstasjon for pc. Ein manuell agatmorter blei kjøpt inn for å ha moglegheita til å knuse ned, og preparere prøver når det var nødvendig. XRF som analysemetode analyserer ikkje karbonat (TIC; Total Inorganic Carbon). Kalsium blei nytta som «proxy» erstattar for TIC for å indikere bergartens syrenøytralisierende kapasitet fordi dette stort sett reflekterer innhaldet av kalsiumkarbonat (kalsitt). I tillegg til XRF-målingane blei 10 % saltsyre nytta til å teste bergartar og borkjerner for innhald av kalsitt. Saltsyre på ei lita flaske med dråpeteljar er ein tradisjonell feltgeologisk metode som raskt påviser

kalsitt, som gir intens brusing. Dolomitt er også nokså vanleg på Gran, men er mindre løyseleg og brusar svært lite i 10 % kald saltsyre.

Det blei også utført strøk- og fallmålingar på kjernene, for å dokumentere hellinga til skiferlagrekkene, og på den måten tolke bergfoldinga inne i tunnelen. Alle tolkingar blei registrert i kjerneloggar. Desse kjerneloggane med tilhøyrande XRF-analyser vil bli samanstilt i ein eigen datarapport.

Uttak av prøver frå tunnelstuff

Prøvetaking frå tunnelstuffen (endeveggen i tunnelen så langt tunnelen er komen) blei gjort ved å samle inn seks knyttnevestore steinprøver med hammar, i god tid før salva blei fyrt av. Som oftast blei prøvene tatt i samband med tunnelkartlegginga etter sprenging, men dersom fjellet var for dårlig, blei det henta prøver etter at tunnelveggen var sikra med betong. Det blei henta ut tre prøver frå øvre delar av stuffen (ved bruk av korga), og tre frå nedre deler. Steinprøvene blei oppbevart i posar merka med pelnummer og lokalitet på stuff før dei blei tatt med inn i feltkteinaren for analyse (figur 29). Våte steinar låg ei stund til tørking på benken ved romtemperatur før analyse blei gjennomført. Målinga blei utført på ei eigna, mest mogleg jamn og homogen overflate på steinprøven, om mogleg, på tvers av lagdelinga.

Analyseresultata blei lagt inn i eit excelark, der analysene, utifrå dei gitte grenseverdiane, kom ut som deponipliktige eller ikkje deponipliktige. Andelen deponipliktige prøver per stuff avgjorde om salven ble deponipliktig eller ei. I første delen av tunnelen, der svartskifer av typen Galgeberg blei kartlagt, blei salven definert som deponipliktig dersom over halvparten av tunnelsteinane var deponipliktige (4 av 6 prøvar). For alunskifer var grensa 2 av 6 deponipliktige steinar, eller over 10 % alunskifer i salva. Før salven blei sprengt fekk entreprenøren beskjed om salven var deponipliktig eller ikkje.



Figur 29. Framgangsmåte for prøvetaking av steinar frå tunnelstuppen. Grunnstoffa med tilhøyrande konsentrasjonar kom opp på XRF-skjermen etter kvart som dei blei analyserte. Ved å legge inn grenseverdiar for visse grunnstoff, kom konsentrasjonane opp med raud farge på skjermen ved overskriding.

5.1.5. KLASSIFISERING I DAGSONE

XRF-analyser på steinmateriale frå sprenging i dagen blei utført ved XRF-analyser på stein som var synleg i skjeringa, og somme tider ved å analysere borekaks frå området. Borekakset blei knust i agatmortar og preparert i prøvekoppar før analyse. Ved klassifisering i dagsone måtte volumestimering nyttast som verktøy for å vurdere mengda skifer i salva. Salver med < 10 % alunskifer blei i utgangspunktet vurdert som ikkje deponipliktige massar.

5.2. Resultat av svartskiferklassifisering

5.2.1. TUNNEL

Vedlegg 9.1 og 9.2 gir ei oversikt over alle tunnelsalvane som blei vurdert som deponipliktige, og bakgrunnen for vurderinga. Totalt blei 48 000 pfm³ svartskifer ifrå Granstunnelen deponert i masselageret. Av dette var ca 10 500 pfm³ svartskifer frå Galgeberg-leddet. Resten var frå alunskifer-formasjonen. Geologien i tunnelen samsvarte godt med tidlige estimat frå forundersøkingane.

Det blei utført svært mange XRF-analyser av bergartane i tunnelen med fleire tusen analyser totalt. Rundt hundre av desse analysene blei utført på skifer frå alunskiferformasjonen. Statistikken for desse er gitt i tabell 12. Etter påtreff av alunskifer i tunnelen blei frekvensen på prøvetakinga med XRF redusert. Dette var fordi

alle salvene deretter uansett skulle deponerast i masselageret, og det trongst ingen klassifisering for å avgjere det. Ulempa av den reduserte prøvetakinga var at statistikken på kjemisk innhald av skiferen i denne delen av tunnelen ikkje blei like god som statistikken for skiferen tidligare i tunnelen (som blei prøvetatt for kvar salve). Alle XRF-analysane frå tunnelen og dagsona skal samlast i ein eigen datarapport.

På førehand var det planlagt at geologiske vurderingar i form av strøk og fall, strukturgeologi og overgangar mellom bergartsgrenser skulle kartleggast på kontrollingeniørane si tunnelkartlegging. Strøk- og fallmålingar på stoff blei i liten grad utført. Det var vanskeleg å kartlegge orientering på skifrigheitsplan og skilje dette frå sprekkesystem på stoff. Det blei heller ikkje kartlagt i detalj korleis fjellet varierte, dette var grunna at overgangsgrensene mellom ulike bergartshorisontar stort sett var vanskeleg å sjå på tunnelstuppen, med unntak av grensa mellom huk kalkstein og dei tilgrensande skiferhorisontane.

Ved dårleg fjell blei det sprengt halve salver. Dette blei gjort i fleire område av tunnelen der det var svartskifer og spesielt i alunskifer.

Tabell 12. Statistikk av alunskiferprøvar frå tunnelen, basert på 98 XRF-analyser. 7 av prøvene er antatt mænaitt med låge verdiar for S og tungmetall. 72 av prøvene er tekne frå nordre løp frå pelnr 9176 til 9266, medan resterande prøver er frå pelenummer 9178, 9215 og 9219 frå sørgåande løp

	S	Ca	U	As	Zn	Pb	Mo	Cu	Cd	Ni	K	Th
Gjennom- snitt	30 250	26 930	90	58	470	46	167	122	-	297	37 270	12
maks	72 950	419 500	158	10 1	1 586	70	328	282	29	517	52 670	22
min	874	1 970	<8	<5	>15	>7	>3	>15	>8	>30	2 300	<LOD
median	29 880	12 410	96	63	487	48	176	131	-	317	38 360	12

5.2.2. DAGSONE

Vedlegg 9.3 oppsummerer resultatane av XRF-analysane og den påfølgjande vurderinga gjort av salvene sprengt frå dagsona (Horgenmoen og Nordtangen). Lokalitetane er merka av i figur 30.



Figur 30. Området nord for Gran sentrum der alunskifer inngår i berggrunnen. Ny veg er merka oransje, og oransje kryss symboliserer lokalitetar der svartkifermasse blei sprengt ut. Bakgrunnsfoto: www.googlemaps.com.

5.2.2.1. HORGENMOEN

Ved Horgenmoen bestod berggrunnen av alunskifer, med innslag av nokre mænaittgangar. I dette området var det også forvitra skifer i overgangen mellom jord og den faste berggrunnen (sjå figur 31 og 32). Det blei utført regelmessige stikkprøver av berget med XRF for å ha oversikt over kjemisk variasjon i skiferen. Det utsprengte materiale herifrå blei frakta til masselageret for lokal lagring av skifer. Tabell 13 oppsummerer kjemisk innhald i skiferprøvar frå Horgenmoen. I dette området blei dei høgste urankonsentrasjonane på anlegget påvist (maks 228 mg/kg). Innhaldet av svovel var i gjennomsnitt rundt 5 %. Området ved det nordlege tunnelpåhogget var også antatt djupare i lagrekka, enn alunskiferen lengre sør i tunnelen. Fleire analyser var utført på skifer frå Horgenmoen i samband med at skifer herifrå blei tatt ut til eit storskala utlekkingsforsøk i friluft (dei høgste uranverdiane blei funne i dette forsøksmaterialet). Statistikken i tabell 13 er dermed påverka av desse analysene. Resultata frå forsøket kan finnast i rapporten «Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv. 4, Hadeland» (Fjermestad, Hagelia og Thomassen, 2017).



Figur 31. Folda skifer ved Nordtangen. Her kan ein sjå at alunskiferen visse stader var meir forvitra enn andre. Det var også mange kalkbollar i området.

Tabell 13. Innhald av utvalde grunnstoff i skiferen på Horgenmoen. Statistikken er basert på 78 XRF-analyser frå ulike lokalitetar på Horgenmoen ved det nordlege tunnelpåhogget. Ved utrekning av gjennomsnitt for verdiar under deteksjonsgrensa er halvparten av verdien brukt. For Cd var kun 9 analyser over deteksjonsgrensa. Konsentrasjonar er i mg/kg.

	S	Ca	U	As	Zn	Pb	Mo	Cu	Cd	Ni	K	Th
Gjennomsnitt	52 150	32 817	116	70	177	30	186	123	6,2	212	36 253	11
maks	136 019	354 998	228	113	1 233	72	342	269	38	486	47 602	22
min	3 860	1 885	9,4	18	<10	<10	<3	<20	< 9	<40	2 182	<5



Figur 32. Sprengingsarbeid ved nordre tunnelpåhogg ved Horgenmoen 09.12.2014 (til venstre) og ved påhogget etter gjennomslaget i slutten av mai 2015 (til høgre).

I slutten av sprenginga ved det nordre påhogget kom det fram ein del mænaitt i massane. Mykje av denne steinen blei plukka ut av massane før resten av skiferen blei

køyr til masselageret. Dette var for å minimere mengdene som måtte deponerast, då masselageret begynte å bli fullt. Mænaitten var også godt eigna til bruk i vegfyllingar. Eit problem som oppstod ved det nordre tunnelpåhogget var at fjellet hadde svært dårlig kvalitet. Fjellet var så oppsprukke at entreprenøren ikkje kom ned til fast fjell. Etter ferdig sprenging blei alunskiferen derfor jamna ut opp til nivå for trau (grensa for der vegoppbygginga startar) sjå figur 33. Dette inneber at her ligg veg og tunnelportalar direkte på ein såle av alunskifer. Dette er ei potensiell sårbar løysing med tanke på svelletrykksutvikling over tid.



Figur 33. Tunellpåhogget etter at sprengingsarbeida var over. Alunskifer blei jevna ut opp til trau. Biletet til høgre viser stabben mellom dei to tunnellopa før denne blei heilt dekkja av sprøytebetong. Mænaitten (ultra finkorna syenittisk bergart) er tydelig som kvite lag i alunskiferen.

5.2.2.2. NORDTANGEN

Som for Horgenmoen blei det utført XRF-analyser etter kvart som det blei blottlagt alunskifer i området ved Nordtangen. I dette området var det, i motsetning til ved Horgenmoen, eit mindre volum skifer samanlikna med harde intrusive bergartar av mænaitt (syenitt) og camptonitt. I skjeringa lengst nord, førekom det nokre breiare belte av alunskifer, med noko høgre innhald av svovel (tabell 15). Her blei det køyrt ut nokre fleire lass til masselageret. Totalt frå området på Nordtangen blei det frakta rundt 1500 pfm³ alunskifer til masselageret, av det var mesteparten frå nordre skjering.

Nordtangen sør

Det blei estimert at dei fleste salvane i den sørlege skjeringa hadde eit alunskiferinnhald på < 10 %. Men lengre nede i skjeringane kan volumet av svartskifer lokalt ha vore opptil 50 %. Dette ser ein på biletet i figur 37. Boringane i planfasen viste også at djupare deler av skjeringa hadde større volum av alunskifer (vedlegg 1.2). Mesteparten av sprengsteinsmassane (bortsett frå eitt lastebillass) frå den sørlege skjeringa på Nordtangen blei brukt i linja som vegoppbygging på grunn av den låge volumandelen av skifer. Mænaitten var godt eigna til vegoppbygging og det var teknisk vanskeleg å sortere ut skiferen frå resten av sprengsteinen. XRF-målingar av skiferen på fleire ulike lokalitetar i skjeringa viste at mykje av skiferen hadde eit lågt innhald av svovel (tabell 14 og 15). Rundt 50 % av prøvane hadde svovelkonsentrasjonar under 0,5 % (<5000 mg/kg).

Alunskiferen i skjeringa har blitt varmpåverka av kontakten med vulkanske intrusivbergartar, og dermed antatt mindre reaktiv. Det var også generelt lågare uranverdiar i steinen samanlikna med fersk/uforvittra alunskifer. Skiferen varierte veldig i form, nokre var veldig kompakte, medan andre var meir forvittra (sjå figur 35). Nokre av prøvene herifrå blei også sendt til radioaktivitetsanalyser ved IFE og våtkjemisk analyse på eit akkreditert laboratorium (ALS Laboratory Group). Sjå kapittel 5.3.2 for desse resultatane.



Figur 34. Området ved Nordtangen skjeringa (sør) ved starten av sprengingsarbeida, 19.02.2014.



Figur 35. Venstre bilete: Eit skiferlag innimellom syenitten i skjeringa. Denne skiferen bar preg av forvitring. Ein del av denne skiferen blei sendt til våtkjemisk analyse, og viste svovelinnhald på 1200 mg/kg, noko som er relativt lite (0,12 % S). Det same pulveret blei også analysert med XRF, sjå «skifer 2» i tabell 14. Høgre bilete: Ein meir kompakt skifer som også var tilstades i skjeringa. XRF-målingar direkte på steinen viste svovelverdiar frå 7000 – 22 000 mg/kg.



Figur 36. Området ved Nordtangen etter sprenging 27.02.2014 – Eit skiferlag kjem til syne til høgre i biletet.



Figur 37. Området ved Nordtangenskjeringa (sør) etter ferdig sprenging. Lenger ned i skjeringa auka tjukkelsen på alunskiferlaga.

Tabell 14 viser den kjemiske variasjonen i skiferen på Nordtangen sør analysert med ICP-MS (als Laboratory Group) og med XRF (verdier i parentes). Skiferen for kvart nummer 1-7 er tekne frå ulike lokalitetar/skiferlag i skjeringa på Nordtangen. Prøvene 6 og 7 er kaksprøver frå forundersøkingane. Svovelinnhaldet varierte mykje i ulike skiferlag. Fire av dei sju skifrane hadde svovel under 0,5 %, medan tre hadde svovel frå 2 - 2,5 %. XRF-analysene viste svovelverdier opp til 6,6 %.

Tabell 14. prøvetaking av skifer ved Nordtangen i den sørlege skjeringa. Prøvene er analysert på akkreditert laboratorie (ALS Laboratory Group As). Verdiane i parentes er gjennomsnittet av fire analyser med XRF på same utgangsmaterial av finknust pulver. Svovelinnhaldet varierte mykje i prøvane som blei analyserte (frå 678 - 25 000 mg/kg). Uran var under 61 mg/kg.

Prøve	S	Ca	U	Zn	As	Cu	Ni	Cd	Mo	Pb	K	Th
skifer 1	19 700 (20 107)	1 400 (3 276)	39 (36)	105 (84)	50 (41)	143 (108)	124 (78)	15 (12)	82 (76)	34 (22)	45 500 (41 824)	17 (18)
skifer 2	1 200 (2 236)	4 700 (5 559)	44 (40)	728 (670)	49 (68)	173 (172)	346 (432)	11 (<LOD)	136 (125)	29 (12)	41 100 (34 742)	15 (< LOD)
skifer 3	3 780 (6 762)	1 900 (3 256)	61 (54)	816 (833)	40 (43)	17,1 (<LOD)	55 (<LOD)	5,6 (<LOD)	119 (107)	213 (142)	45 200 (42 742)	17 (15)
skifer 4	678 (2 058)	9000 (14 345)	28 (26)	24 (16)	3,1 (13)	17,7 (<LOD)	39 (<LOD)	0,15 (<LOD)	56 (69)	3,4 (12)	30 500 (32 186)	7,9 (13)
Skifer 5	1230 (2147)	2 400 (3 814)	55 (46)	83 (72)	16,1 (27)	94 (82)	80 (34)	1,34 (<LOD)	113 (104)	11 (12)	49 100 (42 534)	18 (16)
Skifer 6	25 400 (66 472)	18 900 (20 664)	45 (43)	87 (86)	46 (55)	89 (89)	98 (86)	2,05 (<LOD)	112 (115)	24 (12)	37 300 (35 686)	13 (12)
Skifer 7	22 100 (41 607)	27 800 (13 332)	38 (43)	79 (73)	13 (36)	99 (113)	96 (110)	0,94 (13)	96 (94)	18 (18)	31 700 (36 703)	13 (15)

Tabell 15. Oversikt over 35 skiferprøver frå Nordtangen sør analysert med XRF. Ved utrekning av gjennomsnitt og median er halvparten av deteksjonsgrenser brukt på element >LOD.

	S	Ca	U	As	Zn	Pb	Mo	Cu	Cd	Ni	K	Th
Gjennom- snitt	16 125	11 784	38	45	217	21	99	86	4,8	122	31 990	11
maks	67 440	37 480	59	80	1144	161	191	727	13	852	46 095	19
min	650	2 960	20	12	<10	<10	<4	< 12	<7	<30	2 345	>6
median	4 893	5 860	39	42	70	12	107	81	4	51	33 090	12

Nordtangen nord

I den nordre skjeringa blei det til saman tatt over 30 XRF-analyser av fjellet.

Gjennomsnitt, min og maks av analysene er samanstilte i tabell 17. I nedre del av skjeringa var det meir svartskifer enn i den øvre (figur 39), og det blei også skilt ut noko svartskifer herifrå som blei køyrt til masselageret. XRF-analysane av fjellet viste høgre svovolverdiar samanlikna med analysane frå skjeringa ved Nordtangen sør. Dei fleste analysene viste over 1 % Svovel. Det var også fleire stader teikn til forvitring av prøven (figur 40). Det blei analysert på kaksprøver i samband med boring av ladehol (figur 38), og haugen med det mørkaste pulveret blei utvald for analyse med XRF. Prøven hadde svovel på 1,2 % medan kalsium på 3,4 %. Resultata frå kaksprøven og andre analysar direkte på fjellet er vist i tabell 16.



Figur 38. Ladehol med borkaks i den nordre Nordtangen-skjeringa. Det blei gjort XRF-analyser på borkakset med svartast farge. Dette var ikkje deponipliktig (sjå resultat i tabell 16 nedanfor).



Figur 39. Den ferdige skjeringa ved Nordtangen nord.



Figur 40. Sone med forvitra skifer på Nordtangen nord. På desse flatene var svovelinnhaldet høgt. På uforvitra overflater i same laget var S lågt. Dette kan skuldast at nydanna svovelmineral blir konsentrert på sprekkeoverflater.

Tabell 16. Oversikt over XRF-analysar i skjering direkte på fjellet etter utsprengning. Prøve nummer 4 er ei XRF-analyse av kaksprøve frå ladehol (finkust prøve preparert i prøvekopp). Gult forvittringslag på prøve 1b indikerer sulfatmineral. Det er også gjenspegla i høg As.

Alunskiferprøvar Nordtangen nord	S	Ca	U	As	Zn	Pb	Mo	Cu	Cd	Ni
1 a forvitra skifer	5520	2640	23.7	36.2	<LOD	128	98.6	21.4	<LOD	<LOD
1 b gult forvittringslag	77100	2620	27.0	218	81.9	90.1	181	86.3	<LOD	177.0
2 a skifer nedre lag	18000	2610	17.7	35.8	106	149	38.7	77.7	<LOD	70.3
2 b skifer nedre lag	49100	12900	31.6	38.7	<LOD	27.0	129	91.0	<LOD	242.0
3 skjering	13100	51300	35.8	<LOD	<LOD	8.7	6.2	<LOD	<LOD	46.3
4 kaksprøve	11700	33900	14.0	21.4	98.4	17.1	23.3	78.1	<LOD	83.7

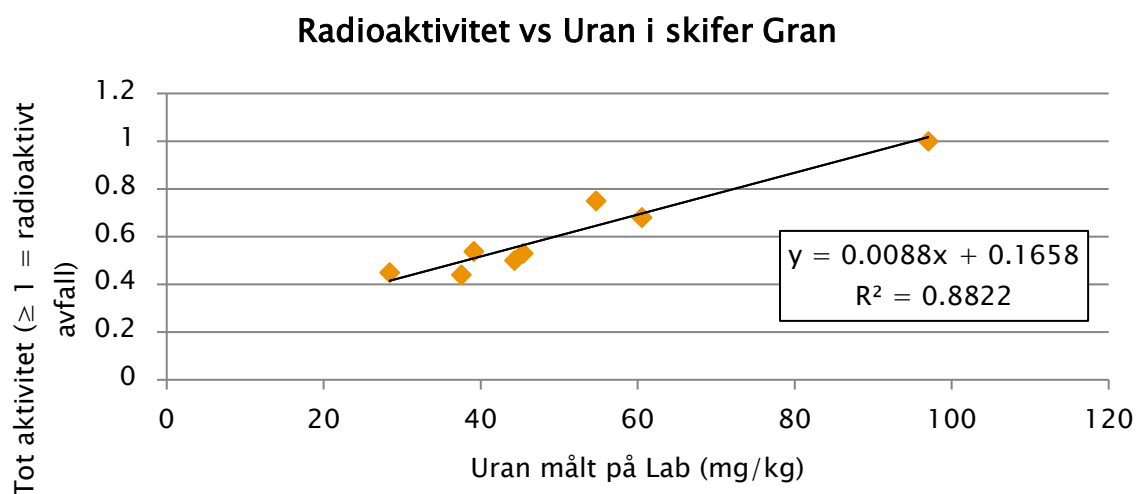
Tabell 17. Oversikt over utvalde grunnstoff i skifer frå den nordre skjeringa på Nordtangen, basert på 31 XRF-analyser tatt direkte på fjellet (og ein kaksprøve). Fleire av analysene (13 av 31stk) er gjort på delvis forvitra skifer, dermed kan gjennomsnittet for nokre grunnstoff vere påverka av enkelte høge målingar *= forvittringslag, ** = kaksprøve

	S	Ca	U	As	Zn	Pb	Mo	Cu	Cd	Ni	K	Th
Gjennom- snitt	26 865	31164	61	95	623	103	131	131	<15	251	24 574	9,8
maks	83 435	218 415	117	364*	3942*	622*	370*	636*	<15	1187*	44 843	19,5
min	4260	1740	14**	<10	<12	8,7	6,2	21	<15	43	3421	<6
median	19 032	7 567	56	63	86	27	30	82	<15	173	24 137	9,6

5.2.3. VURDERING AV RADIOAKTIVITET BASERT PÅ XRF-ANALYSAR AV URAN

Prøver fra forundersøkingane hadde vist at ein kunne etablere ein korrelasjon mellom uraninnhaldet og radioaktivitet i skiferen på Gran og at 100 mg/kg uran tilsvara 1 Bq/g (basert på Endre 2012, vedlegg 5.1). Vi etablerte dermed 100 mg/kg som ei grense for å klassifisere radioaktivt avfall. Analyser av radioaktivitet i alunskifer på Nordtangen (vedlegg 5.2) viste også same trend. Prøver frå Nordtangen og tunnel tilsa at grensa for overskriding av 1 Bq/g var rundt 95 mg/kg (sjå figur 41).

Under rutinemessig systematisk analyse av tunnelstein viste det seg at uran i nokre få tilfelle var høgare enn 100 ppm. Analysene med høgst uran blei gjort på forvitra skifer i den nordre tunnelforskjeringa på Horgenmoen. Nå var det likevel slik at all alunskifer gjekk til masselageret på Gran, og det aller meste hadde < 100 ppm uran (< 1 Bq/gram). Den totale mengden skifer over 100 ppm uran er vanskeleg å vurdere eksakt, men det blei gjort funn over ei ca 100m strekning. Ei ordentleg volumestimering hadde krevd systematiske målingar langs linja i dagsona, noko som ikkje blei gjennomført. Samtidig er det også mogleg at ekstra prøvetaking kunne avdekka områder med lågare innhald av uran. Fleire mænaittgangar i skiferen i dette området vil også ha bidrege til lågare aktivitet av sams masse, då denne bergarten hadde lågare uranverdiar.



Figur 41. Prøver av skifer frå Nordtangen (2014) og ei analyse frå borkjerne frå tunnelen (2012) med analyse av radioaktivitet og uran og forholdet mellom desse parameterane.

5.3. Diskusjon av metode for klassifisering

5.3.1. GRENSEVERDIAR FOR KLASSIFISERING AV POTENSIELT SYREDANNANDE MASSAR

Alunskifer skulle i alle variantar vere «deponipliktig», og grenseverdiane for klassifisering med XRF blei sett på bakgrunn av dette. Den viktigaste parameteren for å stadfeste om berget var alunskifer var innhaldet av uran. Normalt har alunskifer uran over 60 mg/kg, medan galgebergskifer normalt har verdiar under 40 mg/kg (Endre, m. fl., 2015).

I all hovudsak fungerte grenseverdiane veldig bra ved at alunskifer kom ut som deponipliktig ved XRF-målingar. Nokre unntak var det likevel. Til dømes kunne skot på kalkbollar med mindre svovel gjere at svovelinnhaldet kom under 1 % og blei dermed klassifisert «ikkje deponipliktig». I praksis var ikkje dette noko som kunne føre til feilklassifisering, fordi kalkbollane var godt synlege, og det blei alltid gjort fleire analyser per lokalitet. Alunskiferen på Nordtangen avveik også i fleire tilfelle frå Granstunnelen og Horgenmoen ved at tungmetallkonsentrasjonane, og spesielt uraninnhaldet var lågare enn alunskifer frå tunnelen, og at svovel varierte mykje og førekom både over og under grenseverdien for svovel. Fleire av prøvene frå Nordtangen endte dermed opp som «ikkje deponipliktige». Området Nordtangen mot Jaren representerer eit djupare stratigrafisk nivå enn Gran–Horgenmoen (etasje 2) og det er sannsynleg at vi her er nede i etasje 1. Alunskifer i etasje 1c og d er kjent for relativt lågare svovel og tungmetallinnhald enn etasje 2 (Bjørlykke, 1974). Årsaka til dei lågare verdiane kan derfor vere knytta til primær variasjon. Det er også muleg at varme frå mænaitt og camptonitt kan ha endra kjemien til skiferen ved kontaktmetamorfose, medan effektar av tektonikk (folding og overskyving i kaledonsk tid) er omtrentleg lik på heile parsellen.

Svartskifer av galgebergformasjonen var deponipliktig dersom den hadde eit syredannande potensiale (basert på innhald av svovel og kalsium), og samtidig hadde overlappende tungmetall–kjemi med alunskiferformasjonen. For å bli klassifisert som deponipliktig måtte prøven få utslag over grenseverdiar både på summerte tungmetallverdiar (over 320 mg/kg) og det syredannande potensiale. For galgeberg svartskifer kunne dermed prøvar med syredannade potensial over grenseverdien slå ut

som ikkje deponipliktige på grunn av lågt tungmetall-innhald. Kriteriane for klassifisering blei satt slik for å unngå at XRF-skot på tilfeldige sulfid-korn i Elnes-skifer eller Hagabergformasjonen, som i utgangspunktet var definert som ufarlege massar, blei definert som deponipliktige. Ein bakgrunn for at grensene blei satt slik var at galgebergskiferen var definert som mindre reaktiv, på grunn av mindre finfordelte sulfid i skiferen og blir mindre finknust (sukkerbitberg) (Endre, 2013a). Dermed vil det syredannande potensialet og forureiningsrisikoen vere mindre i Galgebergskiferen enn alunskiferen. At sulfida er større og mindre finfordelte i galgebergskiferen enn i alunskiferen blei også observert i prøvar frå Gran undersøkt i masteroppgåvene til Erstad (2017) og Børresen (2017).

Noko av skiferen i Hagabergformasjonen viste seg å likne på skiferen i Galgebergformasjonen i utsjånad, men hadde i gjennomsnitt eit noko lågare tungmetall- og svovelinnhald. Denne blei ikkje klassifisert som deponipliktig ved XRF-målingar. Galgeberg (svart) og Hagaberg (grønlig grå) veksla og blei repertert i centimeterskala i visse områder. Dette indikerer at «redoks fronten» låg nær sedimentoverflata når skiferen blei danna.

Det kan diskuterast om seks XRF-analyser var eit tilstrekkeleg grunnlag for å skilje mellom deponipliktig og ikkje-deponipliktige salver av galgebergskifer (seks analyser per salve tilsvarar omtrent ein analyse per 100 m³ sprengstein ved full salvelengde). Sidan grenseverdiane blei sett konservativt blei det operert med at ein salve med Galgebergskifer måtte ha fire deponipliktige analyser av totalt seks prøver for at sams masse skulle vere deponipliktig. Dermed kunne éin ikkje-representativ prøve gjere at prøven blei frikjend. Samtidig var dette ein metode som var gjennomførbar og enkel å etterprøve i ettertid. I praksis var det berre tre frikjende salver av Galgeberg der tre av seks analyser var over dei interne grenseverdiane. Ved eitt tilfelle blei ei salve med fem av seks analyser over dei interne grenseverdiane (galgebergskifer) køyrt til fylling i linja på grunn av for sein gjennomføring av XRF-analyser.

Fleire salver med Galgebergskifer som blei klassifisert som ikkje-deponipliktig er nytta i fyllmassar til vegoppbygging. I deler av desse massane kunne det også forekomme Galgebergskifer som var over grenseverdiane med XRF (jf praksisen nemnt ovanfor). Det blei ikkje noko regime for å kontrollere kor slike frikjende salver med Galgeberg, eller anna leirskifer frå tunellen blei plassert i linja. Dersom dette hadde vore kontrollert,

kunne ein valt å følgje opp med ytterlegare kartlegging viss det var område med vassgjennomstrøyming. Kalkstein frå Huk-formasjonen blei også brukt i vegfyllingar, og denne vil på andre sida vere nøytralisierende i miljøet.

Som ein sikkerheitsventil for å heilgardere oss imot noko avrenning frå frikjent Galgeberg som blei brukt i linja, kunne grenseverdiane også vore så låge at også all Galgebergskifer var innan kategorien for deponipliktig masse. Dette hadde sannsynlegvis gjort klassifiseringa noko enklare. Ei anna tilnærming kunne ha vore at færre «deponipliktige analyser» måtte til for å klassifisere heile salva som deponipliktig. Samtidig hadde mykje meir skifer måtte blitt deponert ved desse tilnærmingane, også skifer som hadde lågt innhald av svovel og tungmetall og som etter gitte kriteriar ikkje var potensielt forureinande.

Etter våre vurderingar, skal ikkje den frikjente Galgeberg-skiferen som er brukt i linja medføre noko stor total utlekking. Men ein må likevel forvente noko diffus avrenning med vasskjemi som speglar bergartane i fyllinga. Miljøet på Gran er tilpassa eit liv i slike bergartar, og bergartane her er også grunnlag for eit rikt jordsmonn.

Totalt sett meiner vi at dei internt sette grenseverdiane var det beste utgangspunktet vi hadde for ei god nok klassifisering av massane, men det er viktig å arbeide vidare med å finne riktige nivå. Grenseverdiane bygde på den kunnskapen og erfaringane vi hadde om skiferen på førehand og var konservativt beregna. Dei valte grenseverdiane var også tilpassa klassifisering ved bruk av handheldt XRF, og det viste seg å vere ein enkel gjennomføringsmetode som hadde god korrelasjon til laboratorieprøver.

Det er mogleg at ein i framtida kan tenke seg å differensiere også innan alunskifer, men problemet med dette er at kjemien ofte varierer på liten skala. Vi vil derfor hevde at klassifisering i praksis må dreie seg om salve for salve, og at det vil vere svært vanskeleg å tilpasse anleggslogistikken til skilje ut delar av kvar salve.

5.3.2. BESTEMMING AV RADIOAKTIVITET I MASSANE

I Miljødirektoratets rettleiar for karakterisering av syredannande bergarar som kom i 2015 (Endre, m. fl., 2015) blei 90 ppm brukt som grense: «Erfaringsmessig indikerer et uraninnhold på >90 mg/kg at en burde måle radioaktiviteten for å avgjøre om den ikke overstiger 1 Bq/g». På bakgrunn av analyser av skifer frå forundersøkingane brukte vi ei

grense på 100 mg/kg for definering av massar med radioaktivitet over 1 Bq/g. Gammamålingar utført i forundersøkingane på borkjerner frå tunnelen (Endre 2012), sjå figur 42, viste verdiar mellom 260 og 700 Y/sekund (= cps), noko som tilsa at skiferen ikkje var klassifisert som radioaktivt deponeringspliktig avfall. Jamfør radioaktivitetsmålingar på IFE i Endre (2012) korrelerte gammaverdiar på over 700 Y/sekund med ein radioaktivitet over 1 Bq/g.



Figur 42. Gammamålingar på kjernemateriale frå forundersøkingane (Foto: Erik Endre).

I praksis var dei fleste målingane under 100 mg/kg uran, og den totale massen som blei deponert i masselageret vil ha ein sams radioaktivitet godt under 1 Bq/g.

Uranksentrasjonane kunne imidlertid variere på små avstandar i berget, og slik sett var vurdering av sams masse vanskeleg. Eksempelet med høg uran på skifer lokalt på Horgenmoen viser at dersom ein hadde brukt handheldt XRF også i forundersøkingane ville ein kunne ha avdekt variasjonen på eit mykje tidlegare tidspunkt.

Området på Horgenmoen og ved den nordlege forskjeringa til tunnelen med høgare uranverdiar blei oppdaga på grunn av analyser på stikkprøver med XRF, og hadde truleg ikkje blitt avdekka utan dette hjelpemiddelet.

5.3.3. KJERNEBORING FORAN TUNNELSTUFF OG UTTAK AV PRØVER PÅ STUFF

Klassifiseringa av kvar salve kunne nokre gonger vere utfordrande i praksis. I starten vart det forsøkt å rekne ut gjennomsnittlege konsentrasjonar av svovel og tungmetall i

ei salve basert på XRF-analysar av salvene, og ut frå det avgjere om heile salva var deponipltig. Denne metoden blei fort forkasta, då heterogenitetar i prøvematerialet vanskeleggjorde å gjere ei vurdering ut i frå dette (ein høg prøve kunne gjere at gjennomsnittet blei høgt, og påverke sluttresultatet sjølv om resten av prøvane var under grenseverdier).

I oppstarten blei det foreslått å analysere på borkaks frå salveboringa for å vurdere om salva var deponipltig. Dette vil i teorien gi meir representative prøver, sidan ein då får tatt ut fjell ikkje berre i stuff-flata men prøven blir ei blandprøve frå fjellet innover i salva. Det var tenkt å tørke materialet, nytte prøvesplittar og deretter og knuse materialet med agatmorter, før preparering i prøvekoppar og analyse med XRF. I praksis fant vi ut at dette arbeidet ville ta altfor lang tid. I tillegg var tidsrommet før salva gjekk kortare. Massane måtte også ha blitt tørka i eget tørkeskap. På bakgrunn av dette blei denne metoden forkasta.

Volumvurderinga av salven kunne også vere utfordrande, når ein ikkje såg tydelege overgangar mellom laga i tunnelen. Etter kvart blei enklare reglar satt for når salva skulle reknast som «deponipltig», mellom anna ved å utarbeide eit excelark som gav klart svar om prøven var deponipltig eller ikkje. Det blei også klare reglar for kor mange av analysane som måtte vere overskrida for at heile salven skulle bli klassifisert som deponipltig (sjå kapittel 5.1.2). Oppsummert finn vi at metoden fungerte godt og var enkel å gjennomføre med god kvalitet sjølv om det var skiftarbeid og fleire involverte. Metoden gav rask oversikt og bidrog til forutsigbart driftsopplegg for entreprenøren.

5.3.4. KLASSIFISERING AV BERG I DAGSONE

Områda med alunskifer i dagsona var kjent på førehand. Sjølve metodikken for å prøveta desse salvene var mindre systematisk enn for tunnelsalvene. I dagsona måtte det takast prøver på bakkenivå ved uttak av borkaks frå borhol eller berg på overflata.

Dette var ei utfordring i blandingssoner på Nordtangen, der alunskifer låg i tynne lag i veksling med mænaitt. Her var det vanskelegare å vite akkurat korleis berget såg ut under overflata, dersom ein ikkje hadde ei utsprengt flate å gå ut i frå, slik som på tunnelstuffen. Data frå forundersøkingane som hadde estimert kor laga gjekk var til god hjelp.

Sidan alunskiferen utgjorde < 20 %, og det var vanskeleg å sortere ut alunskifer frå blandingslag blei det meste av skiferen liggjande igjen i området til fylling under vegen. En betre metode kunne kanskje ha vore å sprengje ut skjeringa meir seksjonsvis, i «trappetrinn». Anlegging av knuseverk kunne kanskje ha vore ein fordel her, for å kunne skilje menaitten til byggstein og sortere ut alunskifer. Dette var imidlertid ikkje nemnt i konkurransegrunnlaget, og dermed ikkje så lett å gjennomføre. Det bør også kunne vurderast om ein kan fire på krava viss skjæringa er tørr, eller om massane blir lagt tørt i fylling med liten sjanse for kontakt med vatn.

På Horgenmoen var det enklare å gjere vurderingar, sidan all massen her var deponipliktig. Sidan det ikkje var behov for å klassifisere kvar enkelt salve blei det mindre bruk av XRFen til kartlegging og meir brukt til stikkprøver på salvene. Dette gjorde igjen at statistikken for dette området blei mindre omfattande, og at vurdering av radioaktive massar over 1 Bq/g blei vanskelegare.

Ei generell utfordring i dagsona var å samle opp fragmentert materiale etter sprenginga. Finstoffet vil vere mest reaktivt og bidrog sannsynlegvis til dei auka konsentrasjonane av nokre metall nedstraums i bekkane på Horgenmoen og Nordtangen etter sprenginga av skjeringane i alunskifer (sjå del 3).

6. MASSEUTSKIFTING MED ALUNSKIFER

6.1. Metode for utgraving av myr

I kontakta med hovedentreprenør var det lagt opp til to metodar for masseutskifting; fortrenking ved hjelp av sprenging, og utgraving. Massefortrenking eignar seg best der det er god tilgang på massar som skal fortrenge (i dette tilfellet svartskifer) og at massane som skal fortrenkast er blaute, her torv, silt og leire. Under driving av tunnelen kom det i starten lite svarskifer som blei klassifisert som «deponipliktig». I tillegg var det vanskeleg å gjennomføre sprenging på grunn av strenge krav til ristingar på nytt nabobygg og nærleik til rv. 4. Entreprenøren valte derfor å grave ut massane. Figur 43 illustrerer ulike steg i utgravingsprosessen.



Figur 43. Utgraving av myr. De øverste to bildene viser ulike gravemaskiner, mens det store bilde nederst viser en beltekran med grabb.

Entreprenøren sin opprinnelege plan var å grave ut ved hjelp av ei tyngre gravemaskin med lang arm. Denne maskina kom aldri. I staden blei det brukt to andre mindre maskiner, sjå små bilete i figur 43. Problemet med desse var at den første hadde for lita rekkevidde og den andre for lita skuffe. Endeleg løysing blei å bruke ei beltekran med grabb for graving under grunnvannsstand. Grabben tok ca. 4 m² og to til tre grabbar var nok til å fylle planet på ein lastebil med blaute massar, sjå nedre bilde i Figur 43. Over grunnvasstand var ikkje krana like effektiv så tørre massar blei stort sett gravd ut med vanlig gravemaskin. Totalt blei det tatt ut ca. 300 000 m³ lausmassar, det meste av dette var massar som blei tatt ut under vatn, dvs. volumet inkluderer ein god del vatn.

6.2. Oppfølging av grunnvasstand under anlegg

Ettersom det meste av deponipliktig svartskifer kom samla i den nordre delen av tunnelen, dvs. i sluttfasen, blei det bestemt å grave ut eit stort nok område slik at ein var i stand til å ta imot tunnelmassar frå to løp utan å forsinke framdrifta av tunneldrivinga.

I starten av utgravinga blei det pumpa vatn ut av byggegropa. Dette, i tillegg til at utgravinga førte til eit større volum for vatn, førte til ei rask senking av grunnvatnet i og rundt byggegropa. Eit viktig omsyn under utgravinga var derfor å følgje opp vasstanden i byggegropa og grunnvasstanden i dei tilgrensande områda. Spesielt rundt eit heilt nytt naudetatsbygg på nabotomta var det viktig å ikkje senke grunnvasstanden under kote 203, som blei sett som nedre grense for naturlege variasjonar. Sjølve bygget står på pelar, medan infrastruktur i bakken som kablar og røyr ligg rett i massane. Ikkje lenge etter at bygget stod ferdig og blei tatt i bruk blei det tidleg synlege setningssskadar i massane rundt sjølve bygget. Statens vegvesen blei kontakta med krav om erstatning. Dette blei avvist på grunnlag av den tette oppfølginga vi hadde med variasjonar i grunnvatnet. Spyling med vatn og luft ved nedboring av foringsrør for stålkernepelar i samband med etablering av bygget og tilleggsbelastning frå masseutskifting rundt bygget blei lagt fram som mest sannsynlege årsaker. I tillegg hadde Gran kommune nyleg gravd djupe VA-grøfter nært opp til området, og det kan ha påverka den opprinnelege grunnvasstanden. Figur 44 viser eksempel på setningssskadar rundt bygget.



Figur 44. Synlege setningssskadar rundt nytt naudetatsbygg.

Oppfølginga av grunnvasstanden blei gjort ved hjelp av «divarar», eit måleinstrument som hang ned i dei ulike brønnane og som målte bl.a. nivå for grunnvasstand 4 gonger i døgnet. Vasstanden i sjølve byggegropa blei målt manulelt ein til to gonger om dagen. Kvar diver var kopla til eit modem og ein sendar for on-line overvaking. Målingar av vasstand frå byggegropa blei lagt manelt inn i same system. Figur 45 viser eit bilete frå ei slik overvaking. Figuren viser grunnvasstand i dei brønnane som på det tidspunktet var operative og vasstanden i sjølve byggegropa (vasstanden i byggegropa er vist som mørk lilla strek). Figuren viser at pumping av vatn ut av byggegropa førte til ei rask senking av grunnvatnet i alle brønner bortsett frå brønn nr. 12. For å unngå eventuelle setningar på nabotomter blei det sett ei grense for lågaste tillatne grunnvasstand. Dette førte til at pumping av vatn ut av byggegropa under utgraving måtte gjerast med stor varsemd. Etter at krana (sjå figur 43) blei sett i produksjon blei det ikkje lenger behov for pumping av vatn. Utgravinga i seg sjølv førte også til ei senking av vasspegelen, men denne var vesentleg mindre og ein erfarte at når aktiviteten i byggegropa stoppa steig vasstanden igjen raskt. I Figur 45 ser ein tydeleg korleis vasstanden i byggegropa steig etter at pumpa var stoppa. Dette stemmer godt med tidligare målingar i samband med pumpetesten og utført vassbalanse som stadfesta at tilførsel av grunnvatn frå underliggjande fjell er god.



Figur 45. Overvakinga av grunnvatn i brønner og vasstand i byggegrop under anlegg. Målingane viser at vasstanden i byggegropa og i brønnane rundt raskt blei reetablert etter at pumpa blei slått av. Hoppet i brønn 13 er skulda nedbør. Plasseringa av brønnane er vist i figur 15.

Den rosa kurva i figur 45 er frå brønn 12 som stod i eit område med tett siltig leire og som ikkje blei grave ut men dette området blir liggjande tett inn mot masselageret. Grunnvatnet her låg vesentleg over grunnvatnet i sjølve byggegropa og er i liten grad påverka av variasjonane i vasstand i sjølve byggegropa. Dette indikerer at dette området har ein svak hydraulisk kontakt med området som blei masseutskifta, slik at fare for strøyming av grunnvatn ut av masselageret her er lite sannsynleg.

Etter kvart som utgravinga gjekk framover blei overvakingsbrønnane i sjølve myra tatt ned. Overvakingsutsyret blei flytta til brønnane som stod i randsona og utanfor sjølve utgravingsområdet. Flytting av måleutstyr frå brønn nr. 6 til brønn nr. 11 er vist i Figur 46.



Figur 46. Her er kontrollingeniøren i ferd med å fjerne måleutstyr i brønn nr. 6. Som det kjem fram av biletet er det øvste torvlaget rundt brønnen allerede fjerna.

Gjennom heile anleggstida blei Eh-pH logga i brønn 13. Målingane viste stabilt låge ORP (oxidation-reduction potential) verdiar rundt - 365 mV (som tilsvarer Eh på - 151 mV) og pH rundt 6,7. Det var ikkje noko som tyda på at desse verdiane var påverka av anleggsarbeidet, i motsetning til grunnvasstanden som følgde vassnivået i byggegropa. Grunnvassnivået i brønn 13 blei brukt som ein kontrollbrønn for å sikre at grunnvasstanden ikkje blei lågare enn kote 203. Figur 45 viser eit hopp i grunnvasstanden i denne brønnen etter ein periode med mykje nedbør.

6.3. Utrekning av omrekningsfaktor mellom faste og lause massar

Statens vegvesen nyttar vanlegvis standard omrekningsfaktorar mellom faste og lause massar. For å få ei forutsigbar anleggsdrift var det viktig å vite om tilgjengeleg volum for deponipliktige massar var tilstrekkelig eller om massane måtte køyrast til godkjent deponi.

For å få ein meir representativ omrekningsfaktor blei det utført nokre enkle forsøk der ein ved måling av vekt og volum fant at omrekningsfaktoren mellom fast og laus alunskifer låg rundt 1,8. Forsøka blei utført i ein konteinar på området (figur 47). Resultata blei seinare verifisert på ein større mengde på Statens vegvesen sitt laboratorium på Lillehammer.



Figur 47. Enkle forsøk på måling av vekt og volum av faste og sprengte massar.

Alunskifermassene som blei lagra kom i dei fleste storleikar. Det aller meste var svært nedknust med mykje finstoff, men det var også større steinar og fleire konkresjonar i form av sirkulære kuler med diameter på opp mot ein meter og mindre, sjå Figur 81. Dei sirkulære konkresjonane indikerer alunskifer av type 3a, medan diskosformer indikerer etasje 2. På Gran observerte vi først og fremst dei sirkulære kulene.

6.4. Oppfølging av masseutskiftning og vasskjemi i open byggegrop

Opprinneleg plan var å få til ei suksessiv utgraving og tilbakelegging av svartskifer for å redusere behov for mellomlagring og unngå ei større byggegrop (utgravid volum for masselager) enn nødvendig. Det viste seg at dette ikkje kunne kombinerast med ei effektiv framdrift. Spesielt ettersom det meste av dei deponipliktige massane frå tunnelen kom samla for begge løp i slutten av drivinga. I tillegg produserte tunneldrifta stein til masselageret vesentleg raskare enn tida det tok å klargjere masselageret. Ein maksimal produksjon i tunnelane tilsvarte 3 salver/døgn, noko som gav ca. 1300 faste m³/døgn. I overslaget er det tatt omsyn til ei marginal siktutviding og ca. 0,5 m oversprenging. Ein maksimal produksjon tilsa at det ikkje blei utført forinjeksjon. Beslutning om forinjisering blei tatt fortløpande for kvar salve. Bergmassekvaliteten verkar også inn på framdrifta. Ved god bergmassekvalitet var salvelengdene 5,5 meter, medan denne blei redusert til ca. 3 m ved dårlig/svak bergmasse, særleg i alunskifer.

Erfaringar har vist at lekkasjar i svarte leirskifrar ikkje kjem umiddelbart, men etter ei tid. Det kan ta timar, dagar og i enkelte tilfelle veker før lekkasjebiletet blir synleg. Beslutninga om forinjeksjon kan derfor vere basert på tørre flater før lekkasjane blei etablert, men målingar av innlekkasjevatn inn i tunnelen etter periodar med mykje nedbør indikerer at det generelt kjem lite vatn inn og vesentleg mindre enn opptatte krav til innlekkasje.

Multiplisert med ein omrekningsfaktor på 1,8 gir 1300 faste m³ alunskifer/døgn eit volum på 2340 lause m³/døgn. Tørre myr-massar over grunnvasstand blei gravd ut med vanleg gravemaskin, medan beltekranen var mest effektiv for blaute massar under vatn. I full produksjon fylte krana mellom 115 – 120 lastebillass per døgn noko som tilsvarar ca. 259 m³ – 270 m³ massar under grunnvasstand. Det tok derfor mellom 8 – 9 døgn med full utgraving under vatn for å klargjere eit volum frå eitt døgn tunneldrift. I tillegg måtte ein fjerne massane over vatn.

Transport av myrmassar ut av området var meir tidkrevjande enn å transportere stein frå tunnelen og ut i myra. Ofte blei det stopp i gravinga fordi ein ikkje hadde tilgjengeleg område for å ta imot myrmassar. Alle desse faktorane tilsa at det var viktig å få gravd ut det meste av myrområdet før tunnelen kom inn i alunskiferen. På den måten kunne vi

redusere behovet for mellomlagring. Transport og omlasting av alunskifer førte til at denne blei endå meir nedknust. Ein meir nedknust alunskifer er meir reaktiv enn ein intakt alunskifer. Det var derfor eit ønske å redusere ytterlegare nedknusing. Det meste av skiferen blei derfor køyrd rett ut i myra. Figur 48 viser utgraving av myrmassar over og under grunnvasstand.



Figur 48 Utgraving av myrmassar under vatn med grabb hengande frå beltekran og vanleg gravemasking over vatn.

I sjølve byggegropa blei det gjennomført kontrollar med djupnemålingar for å sjekke at ein hadde kome ned til rett nivå. Det var spesielt viktig å fjerne blaute massar for å redusere setningar på framtidig veg. I tillegg blei det gjort målingar av temperatur, Eh og pH i vatnet (figur 49). Dei siste målingane viste at dei øvre vassmassane bar preg av god lufting, dvs. det blei målt positive Eh-verdiar, men oksygeninnhaldet avtok mot djupna. Det var også årstidsvariasjonar. Om vinteren var byggegropa dekkja av is, sjå figur 84.



Figur 49. Måling av djupn til venstre og av vasskjemi (ORP, temperatur, pH og oksygennivå ved ulike djup), til høgre. Den handhalde målarer hadde ei rekkevidde på 10 meter.

Utgravinga gav gode moglegheiter for nærmare studiar av korleis myrområdet var bygd opp. I Figur 50 ser vi marine sediment med eit stort innhald av sneglehus som har kilt seg i mellom eit øvre og nedre torvlag. Spesielt i den underliggjande torva var det større godt bevarte stokkar og trerøtter. Nokre stader dukka eit lag av kvite massar opp under torvlaget (figur 51 og 52). Dette laget blei av dei lokale omtalt som «mergel». Laget innehaldt mykje strå og skjelrestar, og hadde konsistens som leire. Lokale geologar meinte at den kvite fargen var skulda av kalk.



Figur 50. Viser et lag av sand og siltig leire som har kilt seg inn i eit torvlag. Det som kan sjåast som kvite partiklar i dei marine strandavsetningane er sneglehus, sjå lite bilde. Den gul-orange fargen i det nederste laget kjem frå tømmerstokkar som ligg i torva.



Figur 51. Viser eit kvitt lag under torva og over leira.



Figur 52. Nærbilete av mergel. Biletet viser tydelege restar av strå, i tillegg til skjell og sneglehus.

I følge NGU's kart over laumassar ligg marin grense i kote 190. Observasjonar under utgraving av myra kan tyde på at denne grensa ligg ein god del høgare i området for masselageret. Avsetningane kan indikere eit tidligare brakkvatnområde.



Figur 53. Utsnitt frå NGUs laumassekart som viser nivå for marin grense. Raud sirkel markerer ca. område for masselageret. At området er skravert indikerer at dette området ligg over marin grense.

Figur 54 viser ei av fleire undersøkingar av massane i myra før utgraving. Prøva er tatt ca. midt i området og startar i ca. kote 208. Vi ser at det er torv ned til ca. 8 m og at

det er marine sediment under dette, dvs. frå ca. kote 200, eller om lag 10 m høgare enn øvre marin grense i NGU's oversiktskart. Figur 50 er tatt langs kanten av myra og viser marine sediment omkring kote 204,5 – 205, så det er sannsynleg at øvre marin grense gjekk heilt opp til kote 205. Målt omrøyrte skjærstyrke viser ei sensitiv siltig leire som stadvis er kvikk.

Oppdr.nr.: E040019													
Prøveserie: L508			Analyseår: 2004				Prøvetaker: 54 mm						
Dybde m	Materiale	Prøve	Vanninnhold %			γ kN/m ³	S _f	Skjærstyrke kN/m ²					Gl. %
			20	40	60			20	40	60	80	100	
1	er ikke med!		436										
2	dyholdig torv	H4	437			600	10.4						84.9
3	Torv H4-5	trereste	438			499	11.6						46.2
4	Torv H4-5	20cm prøve	439			272	11.9	φ					39.5
5	torv	H5	440			399	12.8						34.2
6	svak dyholdig torv	H2	441			348	11.5						42.1
7	torv	H7-8	442			290	12.0	p _p					27.6
8	torv	H9	443			188	13.2	φ	φ _q				6.7
9	siltig leire	kvikk	444				19.2						2.4
10	siltig leire	kvikk	445				18.7						3.2
11	Leire	noe forstyr	446				19.3						3.4
12	Siltig Leire	noe forstyr	447				18.9						
13	siltig sandig leire		448				19.2	6					3.0
14	siltig leire	noe forstyr	449				18.7						2.7

Figur 54 Analyse av massane frå undersøkingar utført i 2004 (SVV – Sloreby).

6.5. Utlekking av massar frå tunnel og dagsone

Tunneldrivinga kom inn i alunskifer den 5. mars 2015 i det nordre løpet (profilnummer 9176) og den 13. mars 2015 for det søndre (profilnummer 9159). Dette var etter at ca. 88 % av tunnelen var ferdig utsprengt. Før denne tiden var det kun mindre mengder svartsiker, noko (Galgeberg 3bβ) frå tunnelen og noko alunskifer frå Horgenmoen (ved det nordre påhogget til tunnelen) som hadde blitt lagt ut i masselageret. Ettersom begge løpa blei drive fram nokså parallelt nådde begge løpa fjellpartiet med alunskifer omtrent samtidig. Etter dette skulle all sprengstein frå tunnelen leggest i masselageret. Sjølv utlegginga fungerte ved at lastebilane tømte lasset på skråningskanten og ein doser skauv massane utanfor fyllingstippen, sjå figur 55.

Det var viktig å få plassert massane under kote 203. For å få til dette måtte ein i kortare periodar senke grunnvatnet i sjølv byggegropa til under kote 203, ved utpumping av vatn. Dette blei gjort i mindre seksjonar slik ein oppnådde ei kontrollert og kortvarig

grunnvassenking rundt byggegropa. Alunskifermassane blei då planert ned til kote 203 og det blei lagt annan tunnelstein, inkludert mørk og svart skifer opp til ca. kote 205.



Figur 55 tømning av lass med alunskifer og dosing av massane ut frå fyllingstippen.

Utpumping av vatn frå myra etter at alunskifer blei lagt ut førte til eit behov for reinsing av vatnet før utslepp til resipienten Vigga. Effekt av vassreinsing er skildra i avsnitt 9.2. I slutten av perioden, då masselageret begynte å bli fullt blei det gravd lengre ut i sideterrenget i sørenden for å få plass til siste rest av alunskifer frå det nordre tunnelpåhogget. I dette området er det plassert overvaksingsbrønner (sjå kap. 8.2.2.2).

I byggekontrakta var det ein post om djup-komprimering ved bruk av fall-lodd. Hensikta var å pakke massane betre saman for å redusere setningar på framtidig veg, og for å minimere permeabiliteten i dei utlagde massane. Det blei gjennomført ein test med 22 tonns lodd og ei løftehøgde på 20 meter (figur 56). Loddet blei sloppe i eit rutemønster der komprimering av kvart hol blei målt inn. Forsøket gav ei effektiv komprimering på ca. 70 cm på dei utlagde massane. Metoden blei forkasta av følgjande årsaker:

- Setningskravet for vegstrekingen det var aktuelt å bruke metoden på var større enn antatt eigensetning i steinfyllinga.
- Komprimeringa førte til fare for større nedknusing av alunskiferen, noko som ikkje var ønskeleg.
- Metoden kunne ikkje forsvareast tidsmessig og økonomisk

Ein la derfor meir vekt på komprimering som følge av overlaging i tida frå utlegging til veg-opning. Setningsutviklinga blei halde oppsyn med, sjå avsnitt 6.6. Med ei antatt eigensetning i ei vegfylling på ca. 0,5 cm pr. meter fylling ville det bli opp mot 11 cm setning i dei djupaste oppfyllingane, viss alt av blaute underliggande massar blei fjerna.

Dette stemmer svært bra med det som er målt (avsnitt 6.6). For å ha full kontroll på utgravn volum og kor massane blei lagt ut, blei fyllingsfronten målt inn kvar veke.

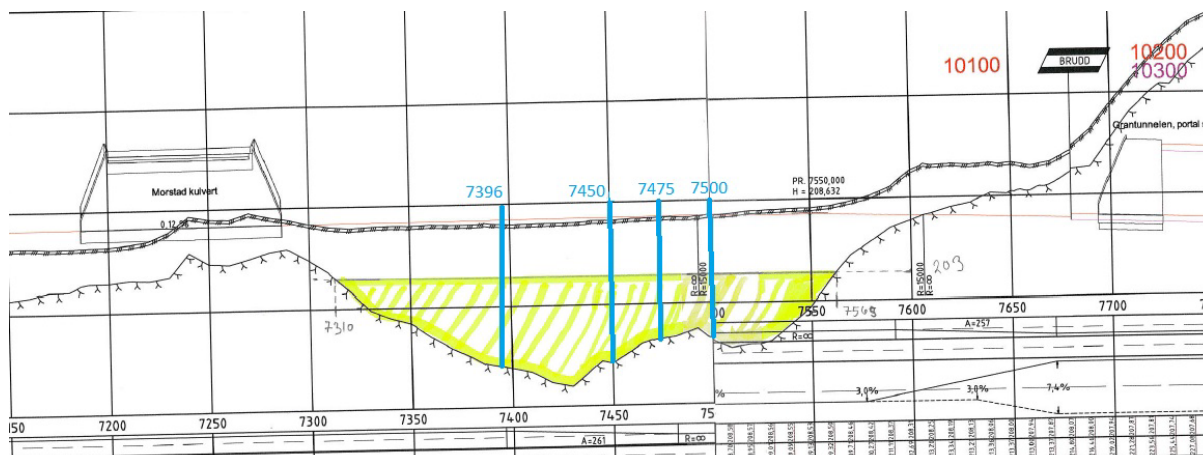


Figur 56. Forsøk med komprimering med fall-lodd.

6.6. Setningsmålingar

I avsnitt 6.4 blei det gått ut ifrå at eigensetningar i vegfyllinga ville bli opp mot ca. 11 cm på det djupaste området viss vi rekna med at fyllinga sette seg ca. 0,5 cm pr. meter fylling og at dei underliggande blaute massane blei fjerna. Det blei vidare antatt at setningane ville kome i løpet av anleggstida slik at setning på ferdig veg ville bli minimal. For å få ei oversikt over utviklinga av setninga ble det gjennomført slangesetningsmålingar. Slike målingar inneber at ein legg ut ein litt brei hageslange/ elastisk røyr der ein ønskjer å måle. Sjølve målinga blir gjort ved hjelp av eit instrument som blir ført inn i slangen og som måler høgda i fleire punkt langs hele slangen. Her blei det lagt ut 40 m lange slangar i 4 profil på tvers av vegen og litt ut på sideterrenget. Slangane ligg frostfritt, ca. i kote 206 omkring 0,5 meter over grunnvatnet. I område mellom ca. kote 206 og kote 203 ligg det ikkje-deponipliktige tunnelmassar med eit

dominerande innslag av galgeberg- og hagabergmasse. Plassering av slangane i forhold til profilnummer er vist i figur 57.



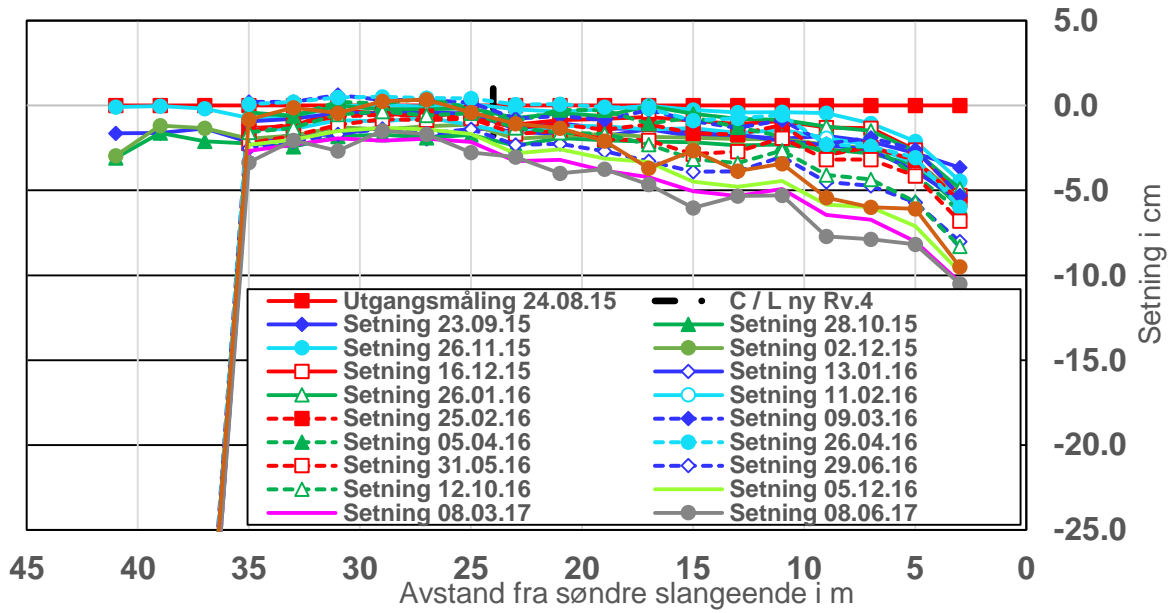
Figur 57. Figuren viser eit lengdesnitt av det utgravede området. Snittet er tatt ca. midt mellom dei to vegbanene. Det gule området går opp til kote 203 og viser kor det er lagt ut svartskifer. Dei blå strekane illustrerer høgde under senterlinje i det profilet der slangane kryssar vegtraséen.

Første måling blei tatt den 24.08.2016. På denne tida var utfyllinga tildekt og ein var i gang med å legge drenering. Det har blitt gjennomført målingar fram til 12.12.2017. I den siste målinga blei det berre målt i to slangar (profil nr. 7396 og 7475). Ein slange blei fjerna under anlegg og ein var full av snø under siste måling. Det blei utført nøyaktig nivellering i samband med kvar enkelt måling for å sikre at alle målingar var riktige i forhold til nullmålinga.

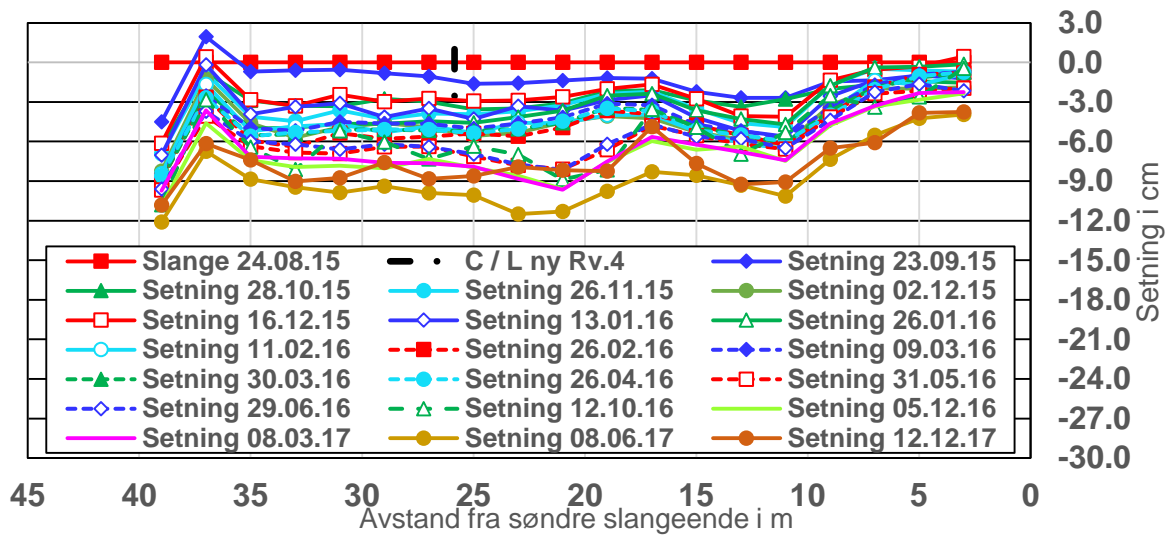
Målingane viste at rørslene i fyllinga generelt er små, det er berre snakk om 1–3 cm mellom kvar måling. Resultat av målingar frå to av slangane er vist i figurane under (figur 58 og 59).

Alle slangane har sett seg etter at dei blei lagt ut og det er ein del variasjonar langs slangane. Dei totale setningane ligg mellom ca. 4 og 12 cm. Dette kan kome av variasjonar i fyllingshøgde under slangane og stor variasjon i storleiken på steinane i massane som blei lagt ut. Målingane viser ikkje ei jamn setning, derimot viser målingane i fleire omgangar ei heving. For eksempel ser vi at slangane i ca. profil 7396 (figur 58) låg høgare den 12.12.17 enn målinga gjennomført den 08.03.17. Figur 59 viser tidsutviklinga for slangane i ca. profil 7475 i 6 punkt som er plassert 1 m, 3 m og 5 m på begge sider av senterlinja mellom dei to vegbanene. Figuren viser at alle punkta følgjer liknande utvikling. For denne slangane er det fleire gangar målt ei heving, slik at netto setning i nokre område er omtrent null.

Ny Rv. 4 , Slangesetningsmålinger i fylling av alunskifer , Ca. profil 7475

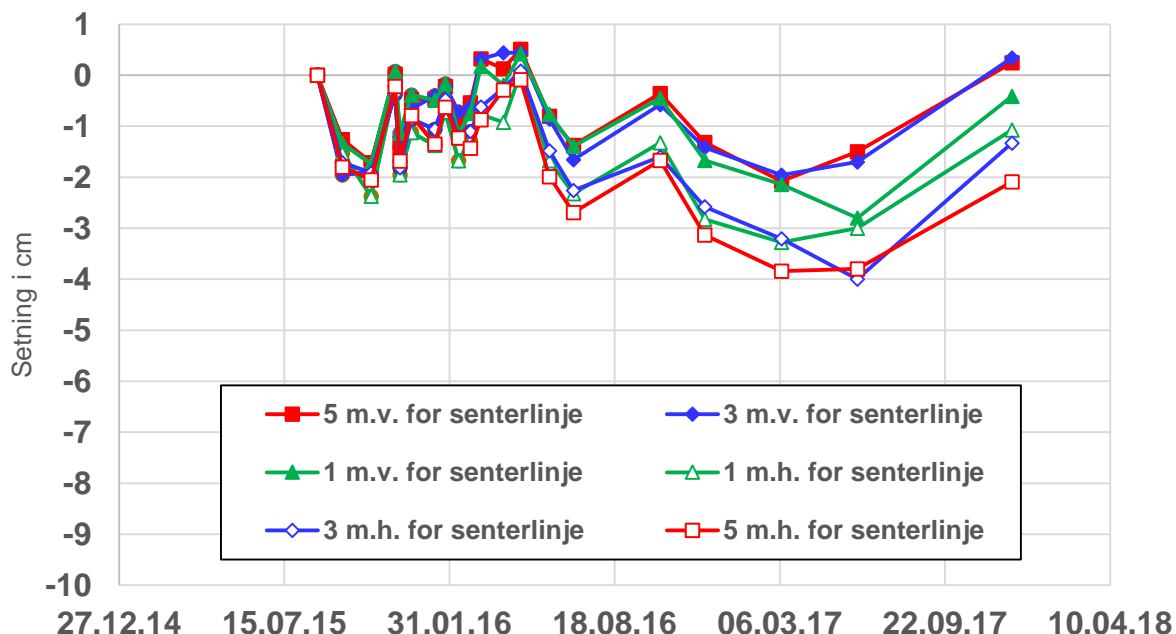


Ny Rv. 4 , Slangesetningsmålinger i fylling av alunskifer , Ca. profil 7396



Figur 58. Resultat av setningsmålinger.

Ny Rv. 4 , Slangesetningsmålinger i fylling av alunskifer , Ca. profil 7475 ,
Setningsutvikling i pkt. nær senterlinje.



Figur 59. Setningsutvikling over tid for nokre punkt nærme senterlinja mellom dei to vegbanane. Målingar til venstre er vest for senterlinja og målingar til høgre ligg aust for senterlinja.

Kvifor vi i periodar måler ei heving er enno usikkert, og blir diskutert vidare i kapittel kap 8.2.1.4 i lys av blant anna vasskemiske data frå monitorbrønnane i nærområdet. Generelt kan hevinga skuldast:

- Horisontale forskyvingar inne i fyllinga som gjer at nokre område blir pressa opp, men dette verkar ikkje veldig sannsynleg all den stund området er svært flatt.
- Effektar av frost, kan kanskje tenkast fordi noko av hevinga har føregått på vinterstid. Det er likevel argument mot dette fordi tidleg heving på omkring 4 cm førekom i september berre ein måned etter nullmåling (sjå blant anna Profil 7396, figur 58). Slangane var også i utgangspunktet lagt i frostfri sone.
- En mulig svelling i alunskifer under grunnvassnivå.
- En mulig svelling i ikkje-deponipltig galgebergmassar over grunnvassnivået.

Figur 59 viser variabel setning og heving frå nullmålinga i august 2015 med omtrent likt forløp på begge sider av senterlinja fram til våren 2016 (maksimal heving). Deretter er det merkbart at målingar på venstre og høgre side av senterlinja fortsatt har same forløp, men med større effekt av setningar på venstre side. Alle målingar viser tydeleg heving på omkring 2 cm frå sommar 2017 til vinter 2017. Svelling i alunskifer er eit velkjent problem, men svellemekanismane er ennå ikkje fullt ut forstått (sjå diskusjon i kap 8.2.1.4 i del 3).

6.7. Oversikt over volum svartskifer sprengt ut frå tunnel og frå dagsoner

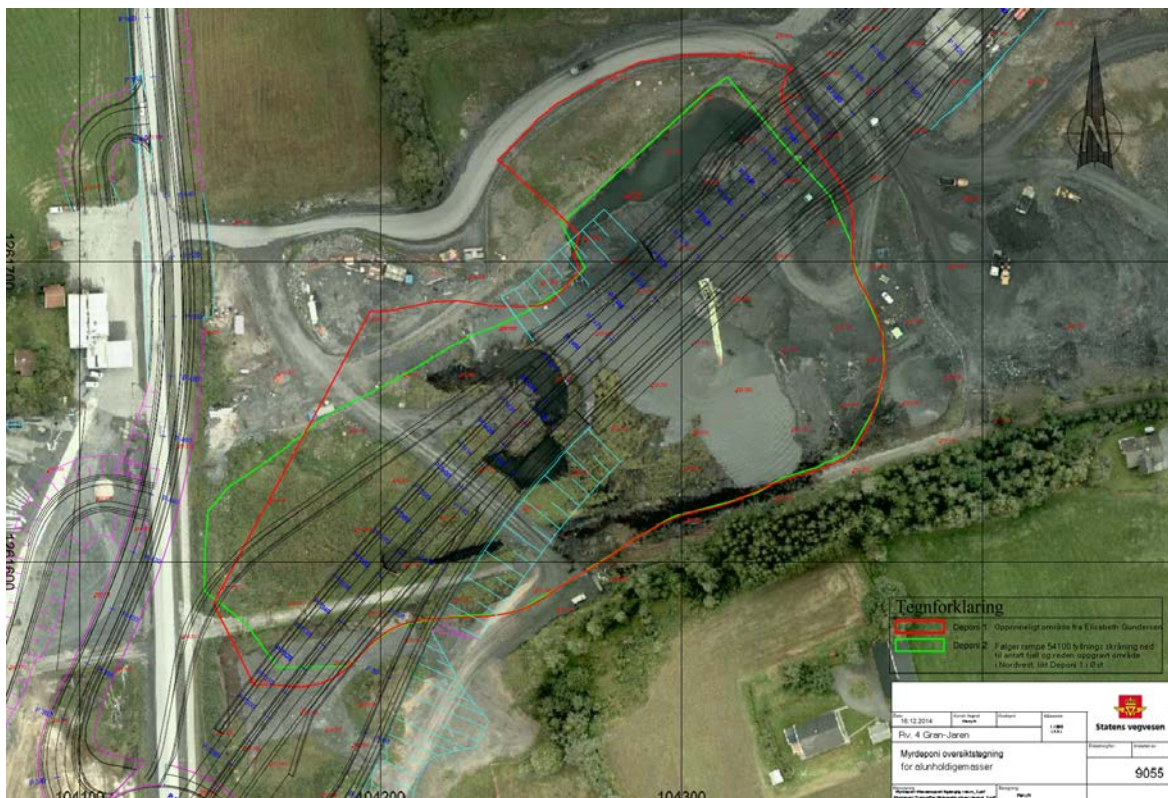
Oppsummert blei det total sprengt ut 360.000 pfm³ stein ifrå Granstunnelen. 48 000 av dette var svartskifer klassifisert som potensielt syredannande stein i samsvar med interne grenseverdier. Desse massane blei frakta til lokalt masselager for lagring under grunnvassnivå. Skifer som ikkje blei klassifisert som potensielt syredannande blei brukt i ulike fyllingar for veglinja . Tabell 18 viser oversikt over svartskifer som blei klassifisert som potensielt syredannade, og lagra i det lokale masselageret.

Tabell 18. Volum av faste massar svartskifer klassifisert som potensielt syredannade massar som blei lagt i masselageret på Gran

Total mengde svartskifer til masselager og eksternt deponi	Sprengstein (pfm ³)
Tunnel (alunskifer, galgebergskifer)	48 000
Forskjering og dagsone ved Horgenmoen (alunskifer)	16 500
Vegskjering, Nordtangen (alunskifer)	1 500
Total mengde svartskifer (galgeberg og alunskifer) til masseutskifting av myr.	67 000
Overskotsmassar til godkjent deponi (Borge)	18

6.8. Utstrekning av masselager

Figur 64 viser korleis området for masseutskifting blei endra under anleggsdrifta. Den raude grensa er opprinneleg område avgrensa av kote 203, medan den grønne grensa illustrerer det reelle område som blei gravd ut. Nokre område viste seg vanskeleg å grave, for eksempel inn mot anleggsvegen. For å sikre tilstrekkeleg stabilitet for vegen blei det sett ei grense for kor langt ein kunne grave. I områda under ramper og inn til tidlegare Rv. 4 blei det gravd ut meir enn planlagd. Dette for å få plass til dei siste massane rundt tunnelpåhogget i nord. Figur 60 viser at dei totale endringane av området var små i forhold til opprinneleg plan.



Figur 60. Figuren viser korleis planlagt område endra fasong under anlegg. Det var kun mindre endringar.

6.9. Statistikk over kjemisk samansetjing til utlagd skifer

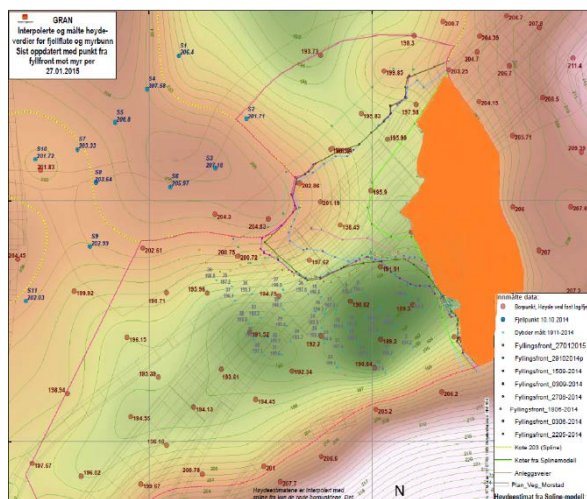
6.9.1. OPPFØLGING AV FYLLINGSFRONTAR I MASSELAGERET

I enkelte vilkår i løyvet frå Miljødirektoratet og Statens strålevern er det satt krav til kva som skal dokumenterast, mellom anna kor alunskiferen ligg.

Det blei regelmessig målt inn fyllingsfrontar etter kor langt ut svartskifer som overskrida våre interne grenseverdier hadde blitt lagt i masselageret. Ut i frå XRF-analyser på utsprengt masse mellom kvar innmålte fyllingsfront blei det laga statistikk på kjemisk innhald i skifermassane på dei ulike lokalitetane i myra. Oversikta over kvar fyllingsfront er vist i kapitela under. Fullstendig oversikt over alle analyser vil bli tilgjengelege i ein eigen datarapport.

6.9.2. FYLLINGSFRONT 22.05.14

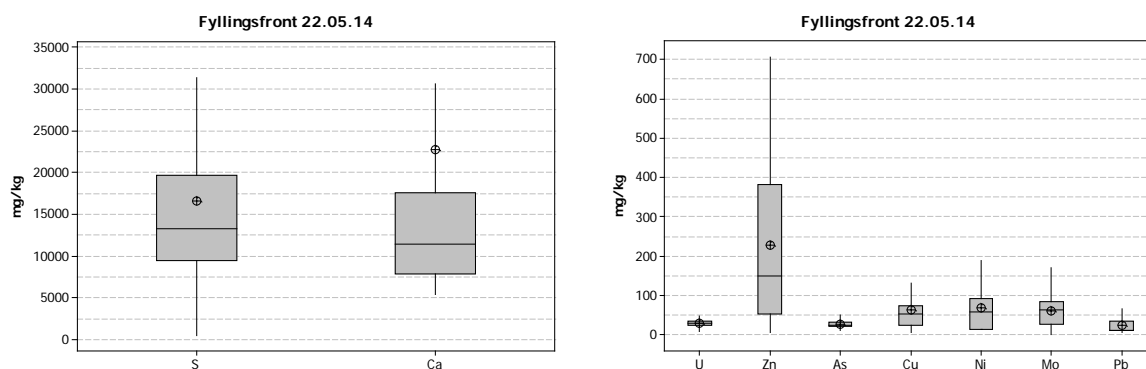
Svartskifer av type Galgeberg (etasje 3b β) blei sprengt ut i perioden 20. mars – 22. mai 2014. Elleve av dei utsprengte salvene vart klassifisert som deponipliktige, og utgjorde rundt 8000 pfm³ totalt. 84 XRF-analyser blei gjort på stikkprøver av dette materialet før det blei lagt i masselageret. Figur 61 og 62 og tabell 19 viser lokalitet i fylling og statistikk av kjemisk innhald i massane.



Figur 61. Fyllingsfront for massar lagt i masselageret mellom 20.03 og 22. mai 2014.

Tabell 19. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager fram til 22. mai 2014. Alle verdiar er i mg/kg.

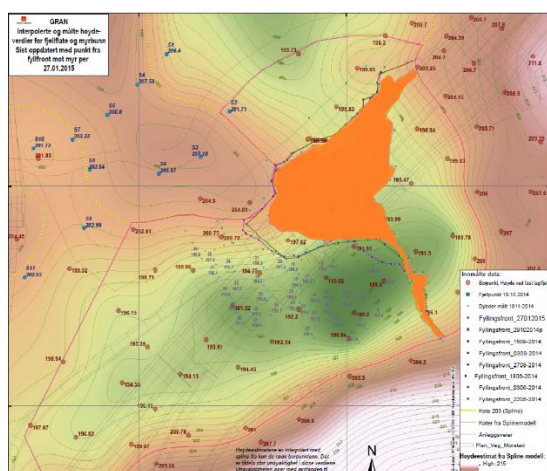
	S	Ca	U	Ni	As	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	13340	11440	30	59	25	150	63	12	54
gjennomsnitt	16650	22770	29	69	28	227	60	23	63



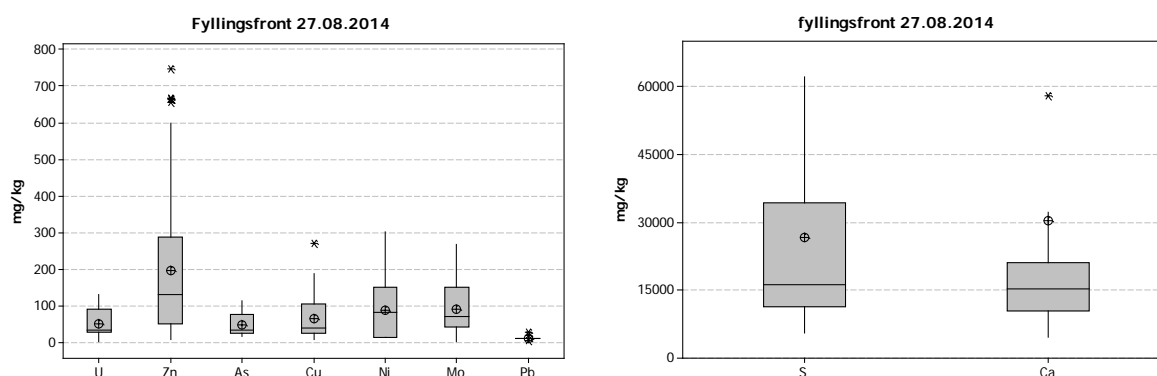
Figur 62. Innhald av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager fram til 22. mai 2014. Figuren er basert på 84 XRF-analyser på 11 tunnelsalver. Uteliggjarar (ein verdi som aviker frå resten av data) i datasettet er tatt ut. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet.

6.9.3. FYLLINGSFRONT 27.08.14

Massane lokalisert på det skraverte området i figur 63 blei transportert til masselageret mellom 22. mai til 27. august 2014. Det var både galgebergskifer fra tunnelen (to salver) og alunskifer fra nordre forskjæring av tunnelen. 41 XRF-analysar blei gjort av massen, der halvparten er galgeberg og halvparten alunskifer. Utvalde grunnstoff er vist i figur 64 og tabell 20. I realiteten er også noko av galgebergskiferen i statistikken frå fyllingsfronten 22.05 også plassert innanfor markert område for denne fyllingsfronten. Det er grunna at noko av svartskiferen som blei sprengt ut frå tunnelen i starten av mai måtte vente i «kø», og blei mellomagra ein periode før det blei lagt i masselageret.



Figur 63. Utfyllt område i masselageret for masser utlagd mellom 22. mai og 27. august 2014.



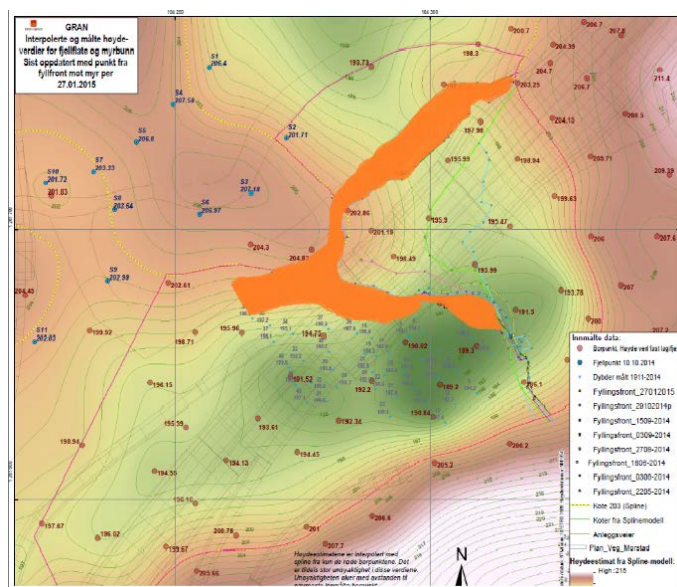
Figur 64. Innhold av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 22. mai – 27.august 2014. Figuren er basert på 41 XRF-analysar på 2 tunnalsalver og massar sprengt ut frå dagsone. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggar (ein verdi som aviker frå resten av data).

Tabell 20. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 22. mai – 27. august 2014. Alle verdiar er i mg/kg. Medianen er lågare enn gjennomsnittet fordi meir enn halvparten av prøvane var tekne frå Galgebergskifer, som hadde lågare innhald av parameterna under. Dei resterande analysane frå alunskifer bidrar til å auke gjennomsnittet.

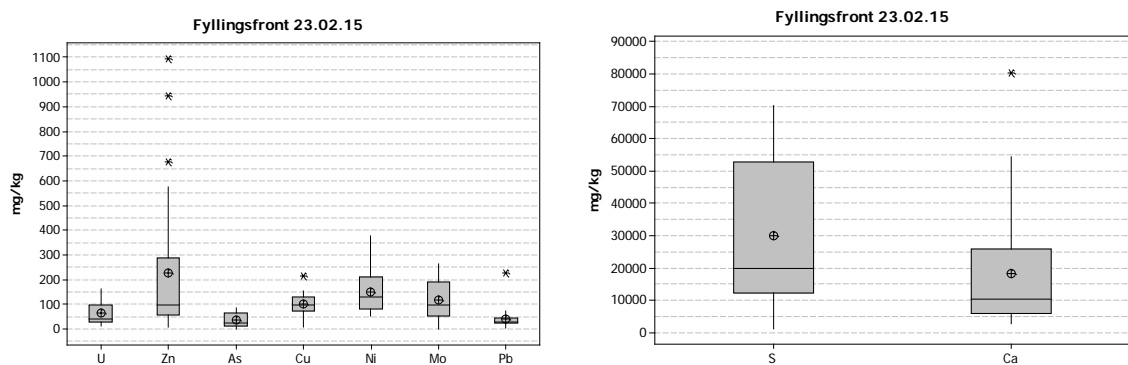
	S	Ca	U	Ni	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	16100	15300	34	82	130	71	12	41
Gjennomsnitt	26600	30300	51	88	196	92	12	65

6.9.4. FYLLINGSFRONT 23.02.15

Massane i det merka området i figur 65 består av utsprengt fjell lagt i masselageret frå august 2014 til februar 2015. Dette er både galgeberg svartskifer frå tunnelen og alunskifer frå nordre tunnelpåhogg. På hausten i denne perioden blei lite av berget frå tunnelen klassifisert som deponipliktig. Utpå hausten blei ein del alunskifer frå den nordre forskjeringa på Horgenmoen sprengt ut og lagt i masselageret. Totalt blei 30 analyser utført på desse massane, der 18 blei gjort på tunnelstein (pelnr 8925 og 8980 sør og 9111 nord) og 12 blei analysert på massar frå nordre forskjering rundt pel nr 9500. Kjemisk statistikk for massane er vist i figur 66 og tabell 21.



Figur 65. Utfylt område for massar som blei lagt ut i masselageret mellom 27.08.14 og 23.02.15



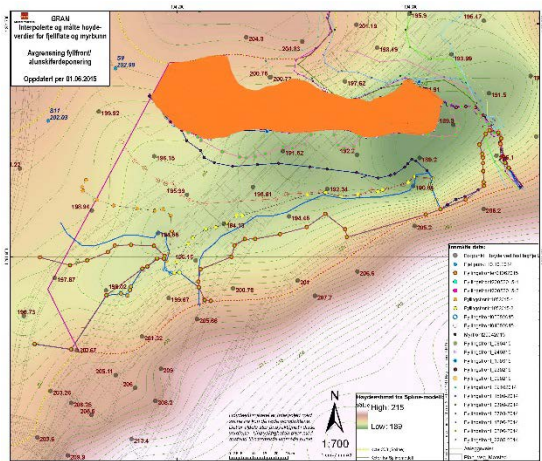
Figur 66. Innhold av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 27.08.14 og 23.02.15. Figuren er basert på 30 analyser av skifer i dagsone og i tunnel. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data).

Tabell 21. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselageret frå august 2014 til februar 2015. Alle verdiar er i mg/kg.

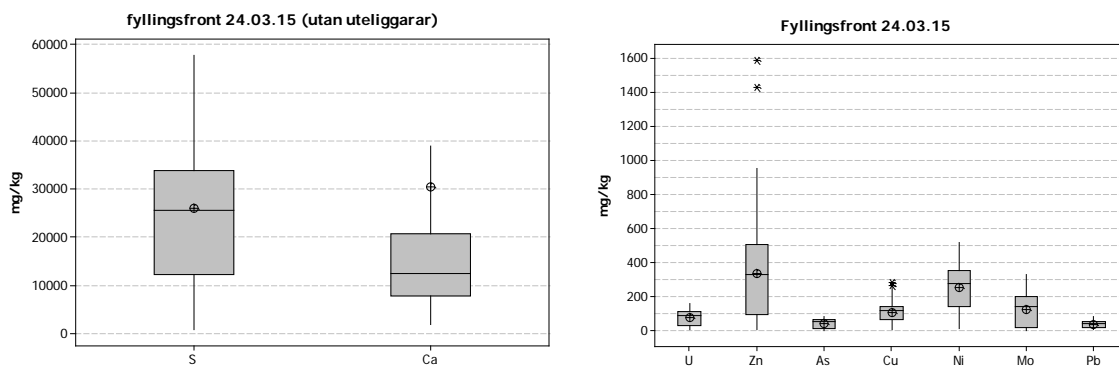
	S	Ca	U	Ni	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	20000	10500	40	130	97	96	30	98
Gjennomsnitt	30000	18300	65	150	230	117	40	100

6.9.5. FYLLINGSFRONT 24.03.15

Massane lokalisert i merka området i figur 67 blei transportert til masselageret mellom 23. februar til 24. mars 2015. Det blei gjort totalt 85 XRF-analyser på dette materialet, og alle var frå tunnelen. Figur 68 og tabell 22 viser statistikk av kjemisk innhald til massane i området. I denne perioden kom tunnelen inn i alunskifersona, og salvene gjekk kontinuerleg til masselageret frå 5.mars i nordgåande løp og frå 13. mars i sørgåande løp. 34 av analysene var utført på borkjerner frå pel 9186 og 9231 i det nordlege løpet, og var alunskifer. Resten blei analysert på stoffprøver frå åtte ulike pelenummer der rundt 20 av prøvane var skifer frå Galgeberg/Hagaberg og resten alunskifer.



Figur 67. Utfylt område i masselageret som blei fylt opp mellom 23. februar og 24. mars 2015



Figur 68. Innhold av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 23. februar til 24.mars 2015. Figuren er basert på 85 analyser av skifer i tunnel. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data) Uteliggjarar for S og Ca er tatt ut (5 av 85 analyser hadde Ca > 10 %). Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet.

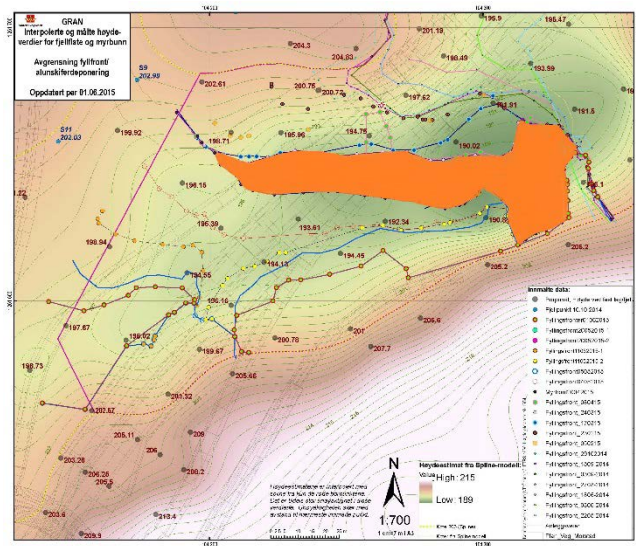
Tabell 22. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselageret frå 23. februar til 24.mars 2015. Alle verdier er i mg/kg.

	S	Ca	U	Ni	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	25600	12500	87	276	331	142	45	117
Gjennomsnitt	26100	30500*	74	253	338	127	38	107

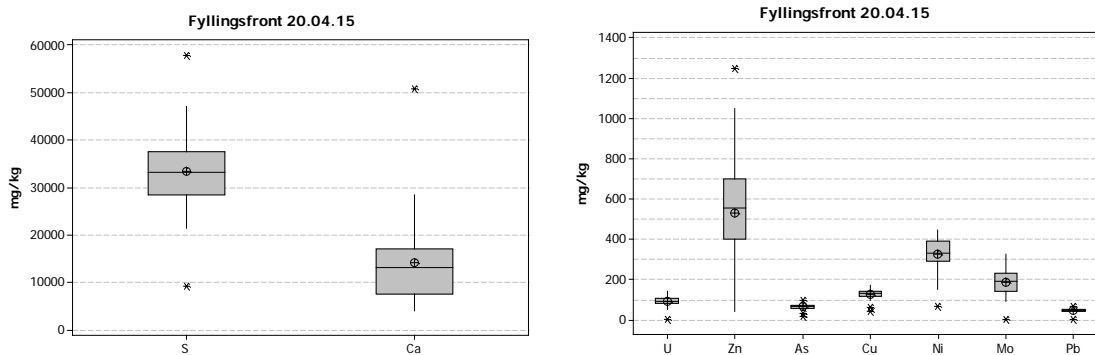
*5 av 85 analyser hadde Ca > 10 % (11 – 42 %)

6.9.6. FYLLINGSFRONT 20.04.15

Massane lokalisert i merka området i figur 69 blei transportert til masselageret mellom 24. mars og 20. april 2015. Alle massar i dette området er frå alunskiferpersona i tunnelen. Det blei gjort tilsaman 34 XRF-analyser på massane (figur 74 og tabell 23). To salver blei analysert, resten av analysene blei gjort på borkjerner frå pelenummer 9233 til 9266.



Figur 69. Området i masselageret som blei fylt opp mellom 24. mars til 20. april



Figur 70. Innhold av utvalgte grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 24. mars og 20. april 2015. Figuren er basert på 34 analyser av skifer i tunnel. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data).

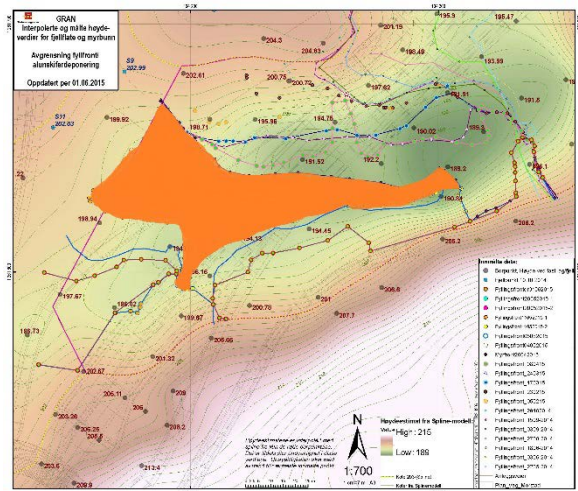
Tabell 23. Median og gjennomsnittet av utvalgte grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselageret frå 24. mars og 20. april. Figuren er basert på 34 analyser av skifer i tunnel. Alle verdiar er i mg/kg.

	S	Ca	U	Ni	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	33100	13200	94	334	557	194	49	133
Gjennomsnitt	33400	14200	94	328	532	187	49	128

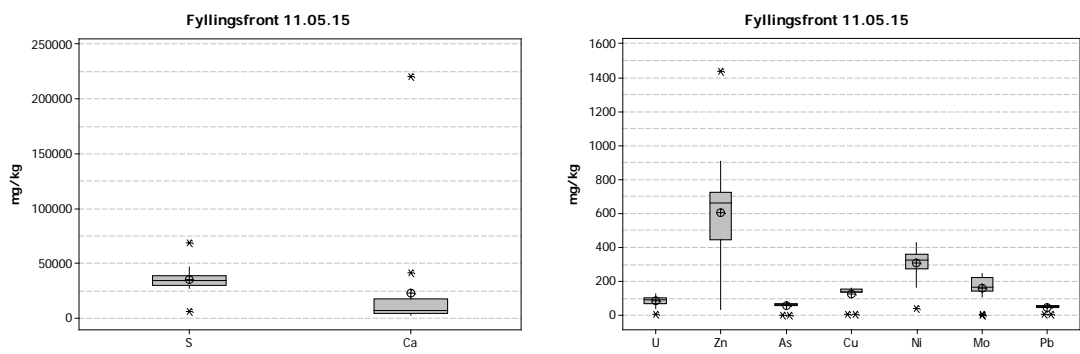
6.9.7. FYLLINGSFRONT 11.05.15

Mellom 20.april og 11. mai blei det lagt ut alunskifer frå tunnelen i merka område i figur 71. Det blei gjort XRF-analyser på alunskifer frå tunnelen frå pelenummer 9327 (Nordg.)

og 9266 (sørg.). Det blei gjort totalt 17 analyser og to av dei var på mænaitt. Statistikken basert på prøvene frå dei to stoffane er gitt i figur 72 og tabell 24.



Figur 71. Området i masselageret som blei fylt opp mellom 20. april og 11. mai 2015.



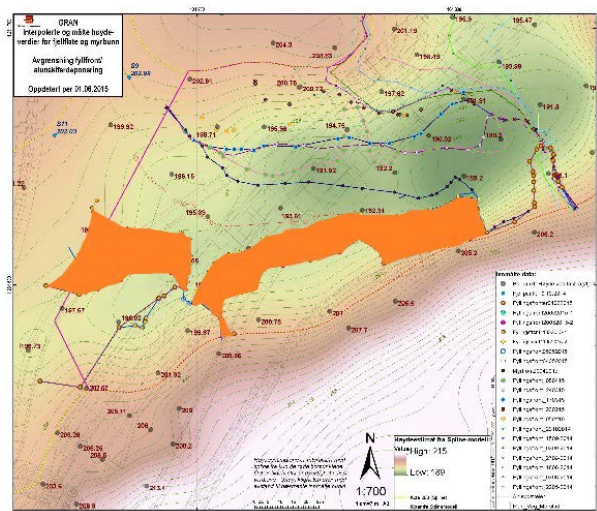
Figur 72. Innhold av utvalde grunnstoff i massar lagt i masselager frå 20. april til 11. mai 2015. Figuren er basert på 17 analyser av alusklifer frå to stoffar i tunnelen. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data).

Tabell 24. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselageret frå 20. april til 11. mai. Figuren er basert på 17 analyser av skifer frå tunnelen. Alle verdiar er i mg/kg.

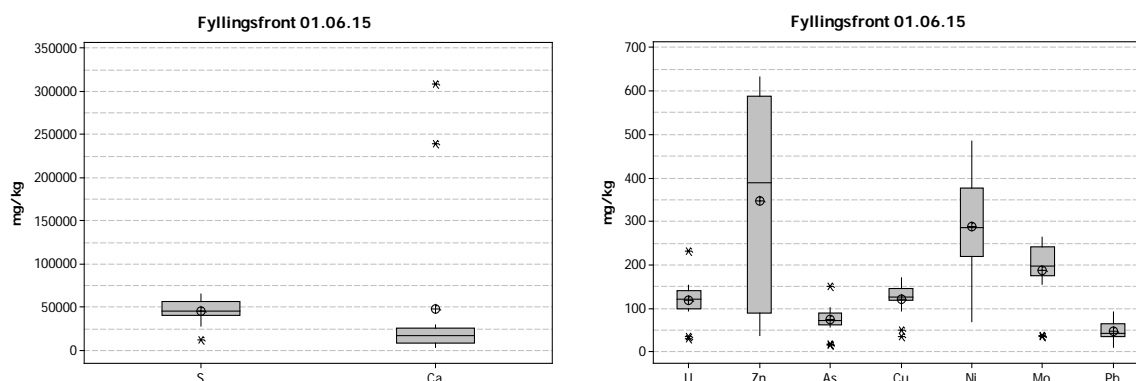
	S	Ca	U	Ni	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	34380	7280	95	325	662	167	54	141
Gjennomsnitt	35500	23200	87	310	607	162	53	146

6.9.8. FYLLINGSFRONT 01.06.15

Massane lokalisert på merka området i figur 73 blei transportert til masselageret mellom 11. mai og 1. juni 2015. Det blei tatt ut rundt 1 fm³ i frå det nordgåande tunneløp frå pelenummer 9364 – 9367 (rundt 20 m frå det nordlege påhogget) til bruk i eit utlekkingsforsøk ved tunnelriggen (Statens vegvesen rapport nr. 665, Fjermestad, Hagelia & Thommassen, 2017). På dette materialet blei det utført 16 XRF-analyser, som utgjør statistikken for massane som gjekk til masselageret mellom 11. mai til 1. juni. Sidan analysene er utført på ein liten del av massane som gjekk til masselageret i denne perioden, er dei ikkje nødvendigvis representative for den totale massen. Innhaldet av svovel var generelt høgt i skiferen med gjennomsnitt 4,5 %. Uraninnhaldet var også høgare enn resten av tunnelen, og var gjennomsnittleg 120 mg/kg (tabell 25).



Figur 73. Området i masselageret som blei fylt opp mellom 11. mai og 1. juni 2015.



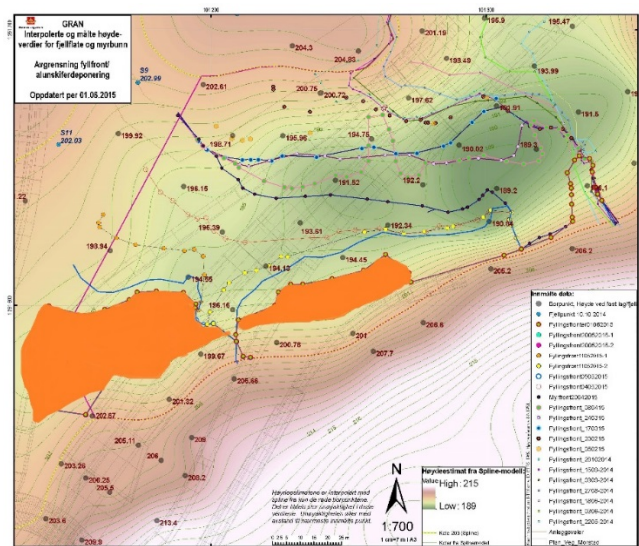
Figur 74. Innhald av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselager frå 11. mai til 1. juni 2015. Figuren er basert på 16 analyser av alunskifer frå ein stoff i tunnelen. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggjar (ein verdi som aviker frå resten av data).

Tabell 25. Median og gjennomsnittet av utvalde grunnstoff i svartskifermassar lagt i masselageret frå 11. mai til 1. juni. Figuren er basert på 16 analyser av skifer frå tunnelen. Alle verdier er i mg/kg.

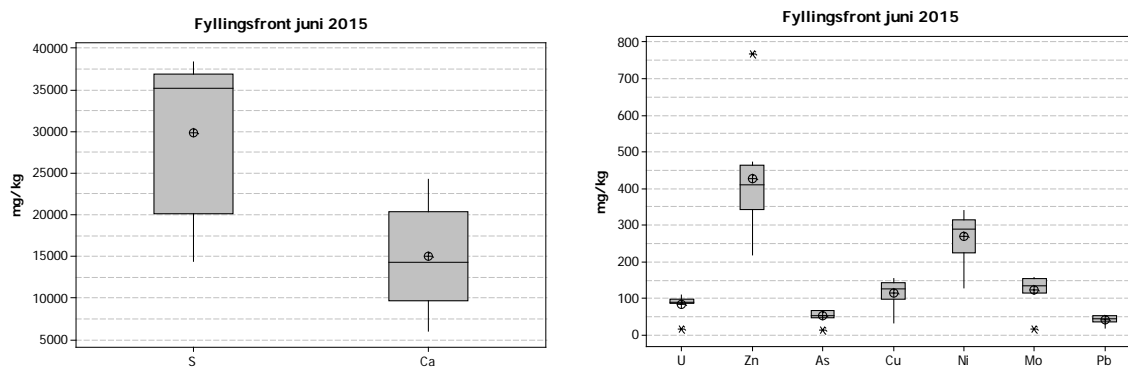
	S	Ca	U	Ni	As	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	45833	17846	121	287	72	391	198	42	127
Gjennomsnitt	45335	48583	120	290	75	348	187	48	122

6.9.9. FYLLINGSFRONT AVSLUTNING JULI 2015

Myra blei ferdig masseutskifta sommaren 2015. Dei tilførte massane i denne perioden blei plassert i merka område i figur 75, og bestod av alunskifer frå nordre påhogg og sålerensk-massar frå tunnelsålen i områder med alunskifer (200 meter per tunnellopp). Langs ei strekning på 100 meter i det nordre tunnelloppet blei det utført åtte XRF-analyser på sålerenskmassar som blei gravd ut og lagt i masselageret. Sålerensk er massar som har lagt i sålen av tunnelen gjennom drivinga av tunnelen. Desse var også innblanda kult som blei tilført sålen i drivefasen. Sålerenskmassane kan vere forureina av oje og anna lekkasje frå anleggsmaskiner, men blei ikkje prøvetatt for dette. Tabell 26 og figur 76 oppsummerer kjemisk variasjon i sålerensken.



Figur 75. Området i masselageret som blei fylt opp frå 1. juni og fram til endeleg avslutting.



Figur 76. Statistikk for XRF-analyser av 8 prøver av sålerensk i nordre tunneløp, pel.nr. 9190 – 9285 som blei lagt i masselageret frå 1. juni fram til juli 2015. Boksen representerer området der 50% av data ligg, medan den horisontale streken i midten er medianen til datasettet. * = uteliggjarar (ein verdi som aviker frå resten av data).

Tabell 26. Median og gjennomsnitt av kjemisk innhald i ein del av massene som blei lagt i masselageret i perioden frå 1. juni fram til juli 2015. Alle verdiar er i mg/kg.

	S	Ca	U	Ni	As	Zn	Mo	Pb	Cu
Median	35207	14319	91	291	54	410	135	45	126
gjennomsnitt	29860	15060	85	270	52	427	123	43	115

6.10. Mellomlagring

I nokre periodar med stor transport av deponipltig skifer ut av tunnelen blei ikkje massane kjørt rett ut i lageret men blei mellomlagra i ein haug som blei lagt ned på ferdig utfylt område. Etter at tunnelen kom inn i alunskifer og det meste av myra blei gravd ut blei mellomlagring berre nytta i kortare periodar på eit par dagar. På den tida var anleggsdrifta godt innkøyrd. I starten av prosjektet, i mai 2014 kom ni salver av galgeberskifer i løpet av ein periode på tolv dagar. Dette utgjorde rundt 8000 fm³ eller eit volum på ca. 14400 m³ lause massar. Anleggsmaskina som då blei brukt til utfylling hadde ikkje kapasitet til å handtere denne mengda. Dette førte til den lengste perioden med mellomlagring av massar før utlegging. Dei mellomlagra massane blei strødd med kalk og tildekkka av plastdukar (jf. beredskapsplanen), men fullgod gjennomføring var utfordrande før ein fekk etablert gode rutinar for varsling og kommunikasjon, slik at ein lettare kunne tilpasse tilgjengeleg maskinpark. Mellomlageret låg oppstrøms massedeponiet slik at eventuell avrenning gjekk ned i masselageret. Det blei vurdert at galgebergskifer (med generelt lågare forvitringsegenskapar og forureiningspotensial)

ikkje medførte noko stor risiko for auka forvitring. Det blei også tatt prøver av drensvatnet, i den grad det fanst drensvatn å ta prøver frå. Analyseresultata ligg vedlagt (vedlegg 12.2) i resultat frå vassovervakinga. Resultata viste ingen indikasjon på avrenning av syre eller tungmetall. I denne perioden blei nokre salver lagra lenger enn 14 dagar, men ikkje lenger enn ein måned.

I praksis blei ikkje tildekking gjennomført for alle mellomlagra masser ved kortvarig lagring. Dette synes også i figur 77 og 78. Likevel antar vi at konsekvensen av dette ikkje var veldig stor, sidan lagringstida var kortvarig, og eventuell avrenning ville renne til masselageret. Ved lengre tids lagring skulle massar tildekkast. Figur 79 viser eksempel på tildekkta massar på mellomlagring ved masselageret.



Figur 77. Massane på biletet er skifer frå galgeberg-leddet. 21.mai 2014. I denne perioden måtte massar mellomlagrast på grunn av at fleire salver med Galgebergskifer kom etter kvarandre på kort tid. Gravemaskina brukt til utfylling hadde begrensa kapasitet.



Figur 78. Skifermassar frå alunskiferformasjonen som står på vent før dei skal masseutskiftast i masselageret. 20. mars 2015.



Figur 79. Mellomlagra massar av alunskifer før dei blei lagt i masselageret. 16.06.15. Ein vassett duk blei lagt over massane i ventetida før dei blei deponert. I framre deler av biletet er dekkmassar fylt over alunskiferen.

Nokre massar blei igjen etter at masselageret hadde blitt fylt att (rundt 30 tonn). Desse blei liggjande på entreprenørens lagerplass, med duk over seg (sjå figur 80). Massane i denne haugen blei liggjande nokre månader før dei blei sendt til Borge deponi i Fredrikstad. Deklarasjonsskjema er vedlagt i vedlegg 10.



Figur 80. Mellomlagra alunskifermasser etter at masselageret var fylt opp. Desse massane blei sendt til godkjent mottak i Fredrikstad (Borge deponi) og utgjorde 30450 kg.

6.11. Ferdigstilling og drenering av masseutskifta område

6.11.1. TILDEKKING AV MASSELAGERET

Opprinneleg plan var å legge ein tett syntetisk membran over dei utlagde massane, men ettersom kostnader til membran ikkje var ein del av kontrakta ønska prosjektleinga ei alternativ løysing. I dette området ville det ha blitt utfordrande å legge membranen slik at den fikk riktig fall, ein syntetisk sveisa membran er også sårbar for punkteringar, bl.a. frå fundament til vegskilt og belysning. Det blei derfor avgjort å gå bort frå membranen og erstatte denne med andre stadlege massar og ei ekstra drenering for å avskjere overflatevatn frå høgareliggande terreng.

Direkte over alunskifermassane blei det lagt 2–3 m med anna skifer frå tunnelen. Anleggsaktiviteten, med mange lastebilar som transporterte massar inn og ut, førte til ein markant nedknusning av massane i toppen. Fleire stader blei topplaget meir eller mindre pulverisert med mykje finstoff som bidrar til ei god tetting, sjå bilete i figur 81. Ulempa med den valde metoden var at ein ikkje fekk same massar over heile området. Byggherre var ute og kontrollerte det meste av dei lassa som blei lagt over, men rakk ikkje over alt.



Figur 81. Bilde til venstre viser ein doser som skyv utlagd alunskifer ut i masselageret. Bilde til høgre viser ein lastebil som tippar eit lass av alunskifer ved fyllingsfronten. Pila i biletet til høgre viser ein kongresjon («bolle») med ein diameter på rundt ein meter. I masselageret blei det lagt ut fleire slike i ulike storleikar.

Vegbana og sidefelta skulle tilbakeførast til opprinneleg terrengnivå som låg mellom ca. kote 208 – 210. På sideterrenget på søndre side blei det lagt tilbake opprinnelege silt- og torvmassar. Dette området er i dag tilbakeført til landbruk, sjå bilde til venstre i figur 82. På nordre side skal området tilbakeførast til næring. For å hindre utbygging som kan påverke masselageret er det i dag laga hensynssoner rundt området med eigne restriksjonar, sjå kapittel 12.2. Biletet til høgre i figur 82 viser området på nordre side av ny rv. 4. Dette området er i dag ikkje utbygd, men det kan komme framtidig næringsutbygging. Området har i dag ikkje ein direkte adkomst frå ny rv. 4.



Figur 82. Sideterrenget slik det såg ut etter avslutta tildekking.

6.11.2. DRENERING

Langs ytterkanten av begge vegbanene blei det lagt drenering (sjå bilete i figur 83). Det blei nytta topp-slissa drenerør som vil halde grunnvatnet under ei kote gitt av nivå for slissene. Når grunnvatnet når opp til slissene går vatnet inn i røyra, og pumpes vidare til et neddykket utløp i Vøyenbekken. Dreneringen vil sørge for at grunnvasstand holder seg under et øvre nivå som ligger rundt ca. kote 206,2. Målinger av grunnvasstand i masselageret viser at det er relativt små endringer og at disse følger årstidene. Dette fører til at vasstanden avtar gjennom vinteren med en påfølgende rask stigning i forbindelse med snøsmeltingen. Den største vannmengden ut av masselageret kommer derfor i perioder med snøsmeling og/eller mye nedbør.

Figur 83 viser en dreneringskum og drenerøret som kommer inn. Selve drenerørene er omsluttet av pukk som holdes på plass av en filterduk som forhindrer at finstoff kjem inn

i drensøyra. Selve drensgrøften er fylt med grov steing med høy permeabilitet for å lede overflatevann inn mot dreneringen.



Figur 83. Utlegging av drenering langs veggana.

I tillegg til drenering rundt vegen er det også lagt en egen drenering rundt tunnelportalene og langs ytterkarn av masselageret.

6.11.3. VIKTIG Å HA EI TETT OPPFØLGING UNDER ANLEGGSPERIODEN

Utbygging av ny Rv. 4 mellom Gran grense og Jaren var eit stort prosjekt som totalt omfatta 9,3 km 4-felts veg, tunnel, lokalvegar og fleire konstruksjonar. Masseutskifting av myr var ein av mange parallelle prosessar som gjekk føre seg samtidig. I slike store prosjekt er svært mange underentreprenørar i sving. Veldig mange av desse gjer «sin» jobb utan nokon større kunnskap om heilskapen i prosjektet eller om problematikken rundt alunskifer. For å få til ei smidig og effektiv anleggsdrift blei det i tillegg til vanlege byggemøte arrangert egne møter mellom byggherre og entreprenør der forhold som bl.a. gjaldt masseutskifting blei diskutert. Generell kunnskap om alunskifer og vilkår i løyvet som sette premiss for anleggsdrifta blei også tatt opp.

Figur 84 under viser eit tilfelle der eit lass med diverse massar blei tippa i masselageret. Det blei oppdaga eit par slike episodar der lass blei lagt feil. Desse massane blei seinare gravd opp igjen. Biletet til høgre viser korleis kontrollingeniøren legg til rette for vassprøver og in-situ målingar på vinteren. Byggherren sitt nærvær på anlegget var derfor heilt avgjerande for eit vellukka prosjekt. Både for å kontrollere arbeidet, bidra med informasjon og forhindre feil undervegs.



Figur 84. Tipping av feil massar i lageret til venstre og klargjering for måling av vasskjemi til høgre.

DEL 3. RESULTAT FRÅ MILJØOVERVAKING OG OPPFØLGING UNDER ANLEGGSFASE

7. MILJØOVERVAKINGSPROGRAM

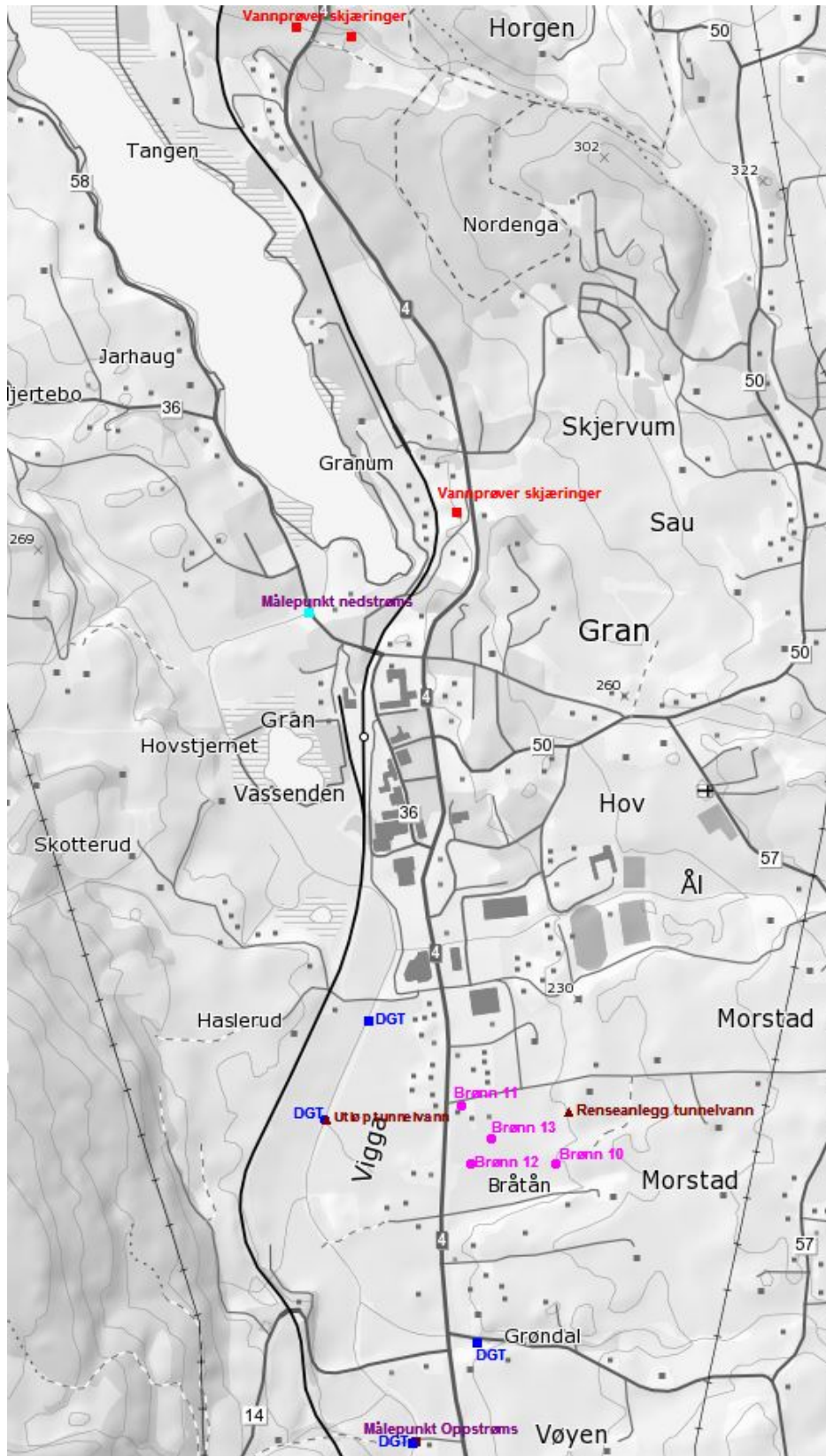
7.1. Overvakingsregime

Miljøovervåkingsprogrammet frå Gran har vore spesielt omfattande samanlikna med andre vegprosjekt. Overvaking av vasskvalitet har inkludert vassprøver, kontinuerleg overvaking av parameter som turbiditet og pH i Vigga og passive prøvetakarar.

Overvåkingsprogrammet for anleggsfasen er gitt i vedlegg 11.

I forundersøkingane blei det tatt prøver av bekkar i 2011 og 2012 (Vedlegg 6.1 og 6.2), og i løpet av 2013 blei grunnvassprøver frå myra for det framtidige masselageret tatt ut (vedlegg 7). Til saman fungerer desse prøvane som referanseverdier for grunnvatnet og bekkane i området. Oversikt over vassprøvene tatt før- og i anleggsfasen er gitt i tabell 2 del 1).

I figur 85 er lokalitetane for vassprøvene gjennom anleggsperioden merka av. Som følge av endra arbeid på anlegget i 2015 (avslutting av tunneldrift, oppstart vegarbeid sør i linja og ferdigstilling av masselager for svartskifer), blei nokre prøvetakingslokalitetar flytta i starten av 2016. Meir om lokalitetar for prøvetaking og dei tilhøyrande resultatane er gjennomgått i kapittel 10 *Vassresipientar*. Vassprøvene som blei tatt gjennom anleggsperioden blei analysert via ALS Laboratory Group AS. Metallanalysane blei som ein hovudregel filtrert gjennom 45µm før analyse.



Figur 85. Overvakingspunkt for vassprøver gjennom anleggsperioden fram til 2015, då reinseanlegg for tunnel blei avvikla etter ferdig driving av tunnel. Brønn 10 og 12 i masselageret blei øydelagt under masseutskiftinga og erstatta av tre nye overvakingsbrønnar etter ferdigstilling. Seinare er det etablert seks nye overvakingsbrønnar nedstrøms og oppstrøms masselageret. Det er også gjort endringar i plassering av prøvetakingspunkt i Viggå etter kvart som anleggsarbeida har endra lokalitet.

7.2. Tolking av vassprøver

Ved tolking av vassprøver frå resipientar er Miljødirektoratets tilstandsklassar for vurdering av miljøkvalitet i ferskvatn, M-680 (Miljødirektoratet, 2016) brukt (tabell 27) som eit tolkningsgrunnlag. Tilstandsklassane er ikkje meint å brukast for å vurdere grunnvatn, då grunnvatn ofte naturleg overskridar klasse I (bakgrunn) og klasse 2 (god), spesielt i berggrunnen på Gran. Likevel er tilstandsklassane somme stader nytta som eit vurderingsgrunnlag for tolking og samanlikning av prøver opp mot påverknad på nærliggjande resipient. Vassprøvar i utsleppsvatn frå anleggsfasen er vurdert ut ifrå utsleppsgrenser i frå utsleppsløvet (Fylkesmannen i Oppland, 2013) og eventuell effekt på resipient.

Tabell 27. Tilstandsklassar for ferskvatn, M-608 (Miljødirektoratet, 2016).

Navn på substans	Klasse I (µg/L)	Klasse II (µg/L)	Klasse III (µg/L)	Klasse IV (µg/L)	Kasse V (µg/L)
Kadmium (Cd)	0,003	<i>Fotnote 1</i>	<i>Fotnote 2</i>	<i>Fotnote 3</i>	<i>Fotnote 3</i>
Bly (Pb)	0,02	1,2	14	57	>57
Nikkel (Ni)	0,5	4	34	67	>67
Kvikksølv (Hg)	0,001	0,047	0,07	0,14	>0,14
Kobber (Cu)	0,3	7,8	7,8	15,6	>15,6
Sink (zn)	1,5	11	11	60	>60
Arsen (As)	0,15	0,5	8,5	85	>85
Krom (Cr)	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 høyrer til klasse V.

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

Figur: Klassifiseringssystem for vann og sediment. 1) AF: sikkerhetsfaktor

8. RESULTAT FRÅ OMRÅDE FOR MASSEUTSKIFTING

8.1. Under masseutskifting

8.1.1. VASSPRØVAR I OPEN BYGGEGROP I MASSELAGER

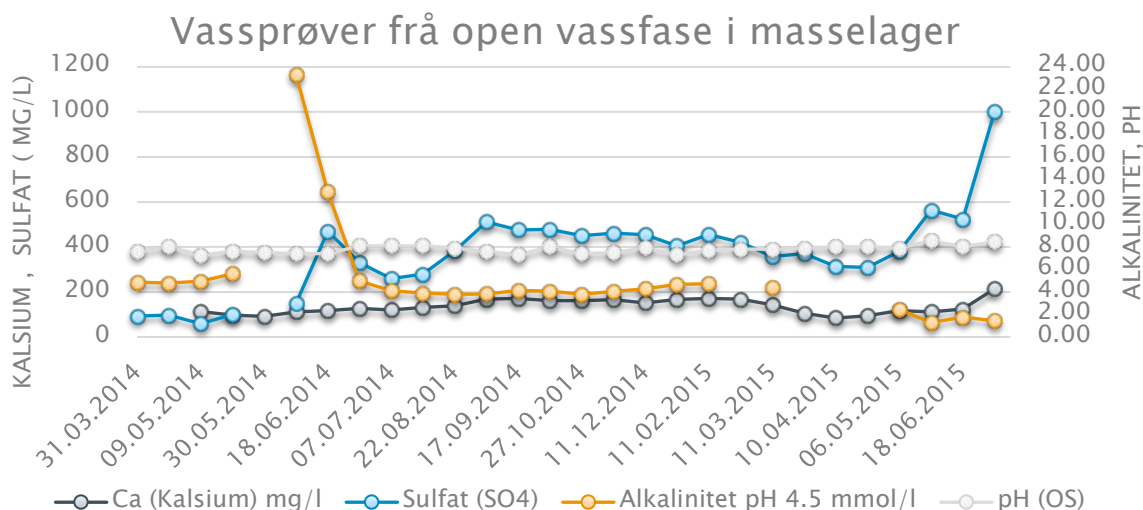
Statens vegvesen henta inn vassprøver regelmessig frå open byggegrop medan masseutskiftinga pågjekk. Desse prøvene er samanstilt i vedlegg 12.1 I figurane 86–88 er utvalde parameter samanstilt i grafar som illustrerer utviklinga i vasskvaliteten over tid.

pH og bufferevne

Figur 86 viser korleis pH, alkalinitet, sulfat og kalsium varierte i den opne vassfasen i masselageret gjennom anleggsperioden. Desse parametera er indikatorar på i kva grad syredannande (og nøytralisierende) prosessar føregår. pH i vatnet blei (på lab) målt til å ligge mellom 7,3 – 8,5 gjennom heile masseutskiftinga. Det blei ikkje, verken på lab eller med handhaldt instrument, målt låge pH-verdiar i vatnet i perioden med deponering av svartskifer. Alkalinitet (pH 4,5) låg hovudsakelig i området 4 – 5 mmol/l, som er relativt høgt. Det var derimot store ytterpunkt (frå 1,3 til 23 mmol/l). Dei høgaste alkalinitetsverdiane blei målt i juni 2014, og er antatt å vere ein konsekvens av deponering av fleire salver med Galgebergskifer i perioden mai/juni, som kan ha hatt restar av injeksjonsmassar og sprøytebetong frå arbeid i tunnelen. Alkaliniteten i vatnet gjekk gradvis ned etter kvart som lageret fylte seg opp, og var på det lågaste i juli 2015 med ein verdi på 1,43 mmol/l. Reduksjonen i alkalinitet kan sannsynlegvis relaterast til forbruk av karbonat ved nøytralisering av syredannande prosessar, slik at pH haldt fram med å vere stabil i vatnet. Samtidig med at alkaliniteten sank, auka sulfatkonsentrasjonane i vatnet, som er en indikator på oksidasjon av sulfid. Alkalinitetsmålingar frå brønnar før masseutskiftinga var i intervallar frå 2,5 – 8,1 mol/l (vedlegg 7).

Ca-innhaldet i myrvatnet var høgt, målt frå 84 til 214 mg/l, men heldt seg relativt stabilt. Vi veit frå tidligare undersøkingar at berggrunnen i Gran (inkludert alunskiferen) har høgt innhald av karbonatar. Sulfat auka noko i perioden etter deponering av galgeberg (frå tunnel) og alunskifer (frå dagsone) i 2014. Deretter søkk

sulfatkonsentrasjonane til rundt 400 mg/l, før ei markant auke kom på slutten av deponeringa våren 2015. Totalt sett auka sulfatinnhaldet i vassprøvene frå 92 mg/l i starten av deponeringa, til 1000 mg/l ved slutten av deponeringa. Sulfat er eit forvittringsprodukt etter at sulfid i skiferen har blitt oksidert, og er dermed teikn på at det har skjedd syredannande prosessar i massane. Alkaliniteten var derimot høg, og bidrog til å motverke syredanning i vatnet.



Figur 86. Vassprøvar av kalsium, sulfat, alkalinitet og pH tatt i opne vassmassar i masselageret gjennom masseutskiftinga.

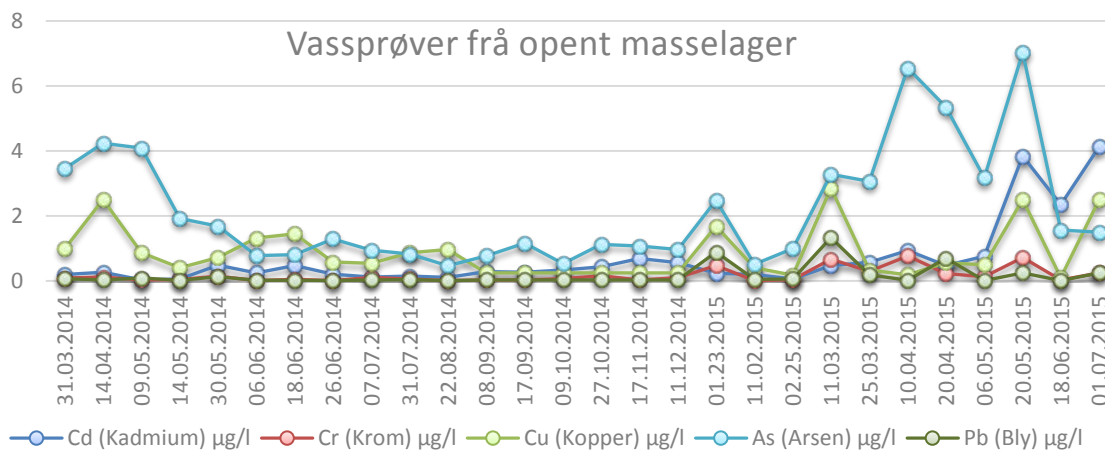
Metallmobilisering

Etter kvart som meir skifer blei deponert i masselageret auka konsentrasjonen av fleire metall i vatnet i byggegropa. Dette samsvarer med aktiviteten som føregjekk der. Når graving pågjekk og vatnet blei rørt auka også konsentrasjonen av fleire metall.

Bly, krom og kopar viste generelt låge konsentrasjonar, alle under 3µg/l (figur 87).

Verdiane tilsvarte tilstandsklasse 1–2 for ferskvatn bortsett frå ein prøve i klasse 3 for Pb (1,33 µg/l). Desse metallar er lite løyselege ved nøytral pH.

Cd var mellom 0,03 – 4,13 µg/l i prøvane (tilstandsklasse 2 – 4). As mellom 0,47 – 7 µg/l (tilstandsklasse 2 –3). As auka etter at alunskifer blei deponert våren 2015. Mot slutten av deponeringa av alunskifer, når eit større volum svartskifer hadde blitt deponert var det ein tydeleg auke for Cd.



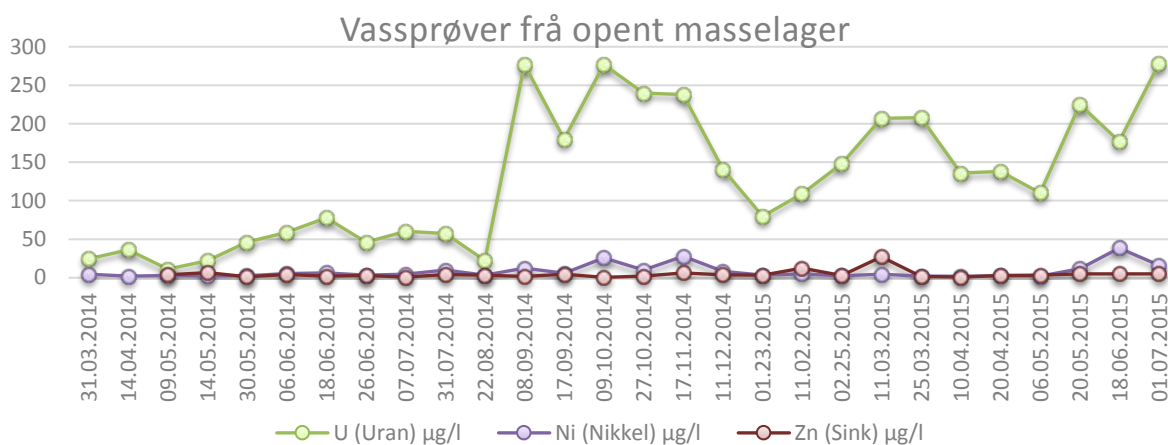
Figur 87. Vassprøvar av Cd, Cr, Cu, As og Pb tatt i opne vassmassar i masselageret gjennom masseutskiftinga.

Figur 88 viser konsentrasjonar av U, Ni og Zn i dei opne vassmassane. U viste ein generell stigning gjennom masseutskiftinga, og hadde målte konsentrasjonar frå 11 – 270 µg/l. U viste samanfallande trendar med sulfat. Nikkelkonsentrasjonane varierte frå 2 – 39 µg/l, mens Zn blei målt med variasjonar mellom 0,8 – 27 µg/l. Ni og Zn låg i tilstandsklassar på respektive 2–4 og 1–4.

Det var samanhengande masseutskifting av blaute massar med svartskifer (galgeberg) i juni 2014, og dette kan forklare aukinga av uran i den perioden. Urankonsentrasjonane gjekk deretter ned i sommarperioden, då det var mindre aktivitet i masselageret. Etter at entreprenøren skifta ut gravemaskin med kran (sjå figur 43 i del 2) i slutten av juli, auka kapasiteten på masseutskiftinga betrakteleg. Uran førekom i dei høgste konsentrasjonane i alunskifer, og etter deponeringa av dei første lassa med alunskifer frå dagsona (Horgenmoen) i august 2014 steig urankonsentrasjonane markant i vatnet i byggegropa; frå 22µg/l i august til 277 µg/l i september. I januar 2015 var uranverdiane redusert til 80µg/l. Auka verdiar for uran frå februar 2015 heng sannsynlegvis saman med auka aktivitet og omrøring, men også at vatnet blei utskifta ved utpumping av vatn.

Frå 5. mars blei alunskifer frå dei 200 siste metrane av tunnelen kontinuerleg frakta ut til masselageret. Dermed blei byggegropa stadig meir utfylt utover vårparten. På dette tidspunktet blei det gravd ut i ein ende av masselageret og fylt igjen i den andre. Det var høgare konsentrasjonar av svovel og tungmetall i alunskiferen frå dei nordre delane av tunnelen, som blei deponert på slutten. I vassprøvene frå byggegropa auka sulfat og metall mot slutten av deponeringa. Dersom ein legg tilstandsklassar for ferskvatn til

grunn her, så var dette vatnet det mest forureina med tilstandsklassar opp til klasse 3 «moderat» for Ni og As og opp til klasse 4 «dårlig» for Cd. Høgste konsentrasjon av uran var 278 µg/l ved slutten av deponeringa 1. juli 2015. Aukande temperaturar frå vår til sommar kan også ha påverka reaksjonsfarten for forvitningsprosessar (inkludert oksidasjon av pyritt), då forvitring og fleire prosessar går fortare ved aukande temperaturar.



Figur 88. Vassprøvar av uran, nikkel og sink tatt i opne vannmassar i masselageret gjennom masseutskiftinga.

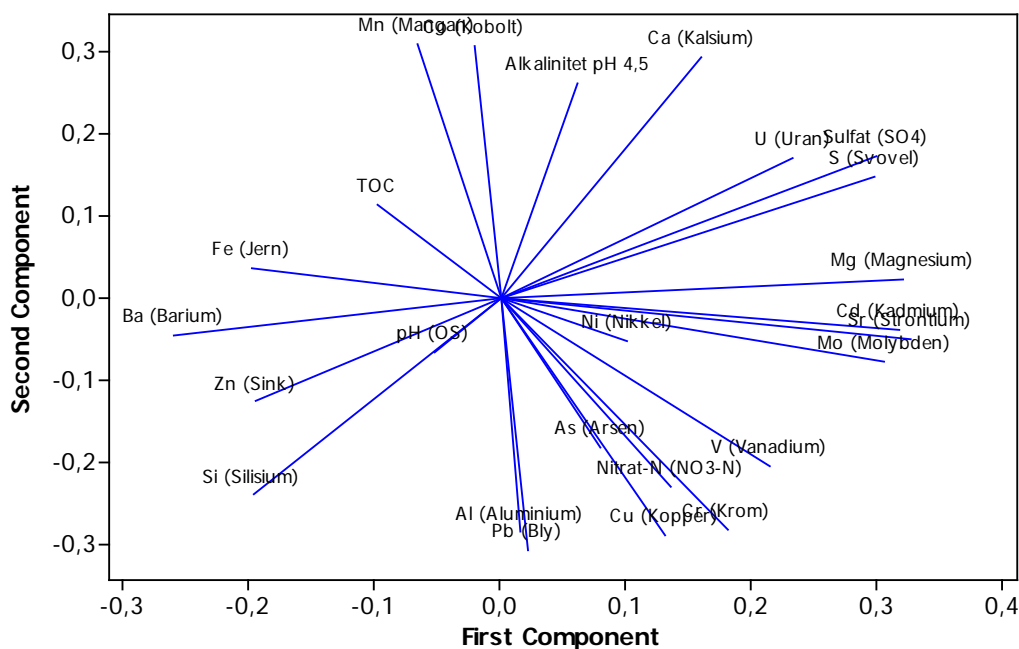
Statistisk vurdering av vassprøvane

Det blei gjort ei PCA-analyse (principal component analysis) på analyseresultata frå vassprøvane frå den opne vassfasen i masselageret. Analysen er ein statistisk analyse for å avdekke trendar i større datasett, som viser seg i form av to aksar i eit koordinatsystem, der x-aksen representerer ein variasjonsfaktor, medan y-aksen representerer ein anna. Det blei inkludert metall/grunnstoff, sulfat, alkalinitet, nitrat, pH og TOC for å få fram trendar og korrelasjonar i datasettet (sjå figur 89). Figur 90 viser korleis kvar enkelt vassprøve plasserte seg i koordinatsystemet og korleis dei varierte frå kvarandre. Meir om slike diagram kan lesast om her:

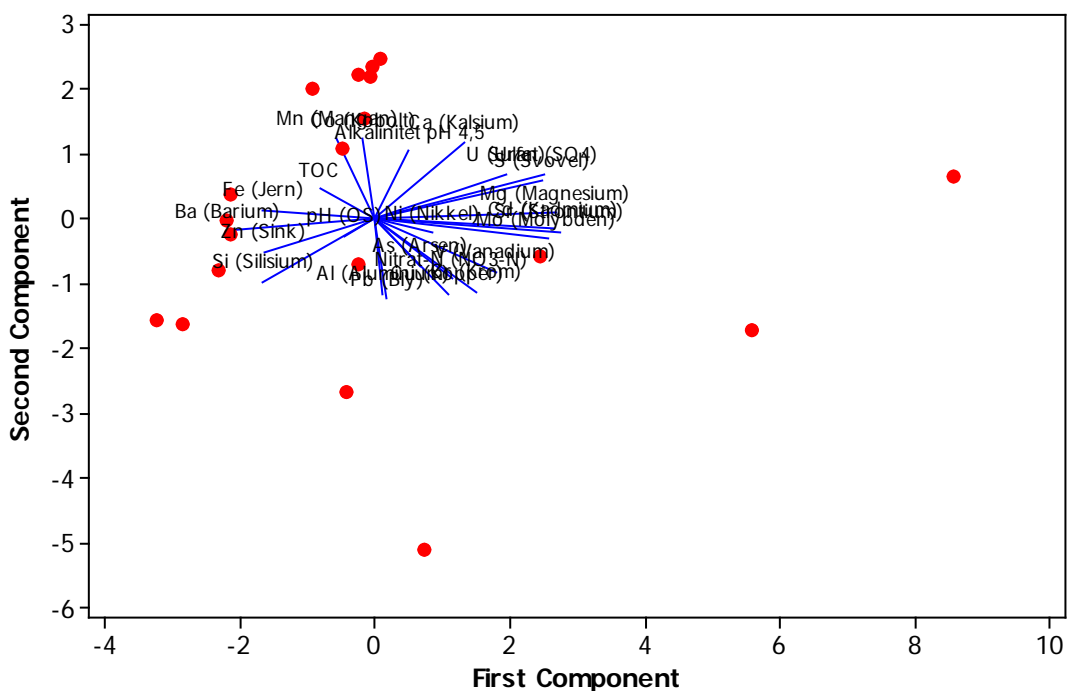
https://en.wikipedia.org/wiki/Principal_component_analysis

Første komponent (x-aksen) forklarte 33 % av variasjonen i datasettet, medan andre komponent (y-aksen) forklarte 16% av variasjonen i datasettet. Desse to forklarte til saman 50% av variasjonen.

Kalsium og uran korrelerte positivt med sulfatinnhaldet i vassprøvene frå den opne byggegropa og dei var samtidig negativt retta mot pH. Også konsentrasjonar av Cd, Mo og Ni såg ut til å ha ein samanheng med sulfatkonsentrasjonen. Metallmobilisering kan sjåast i samanheng med sulfat, ved at metall som er bunde i sulfid blir frigjort ved sulfidoksidasjon. Konsentrasjonar av sink var låge og såg ut til å korrelere negativt med sulfat og uran, men positivt med pH. Sink-konsentrasjonane var innanfor variasjonsområdet frå forundersøkingane (tabell 8). Pb, Al, As, Cu og Cr danna eit «kluster» i grafen, noko som tyder på at desse korrelerte med kvarandre. Sjå vedlegg 12.1 for fullstendige data frå vassprøvene tatt i det opne masselageret.



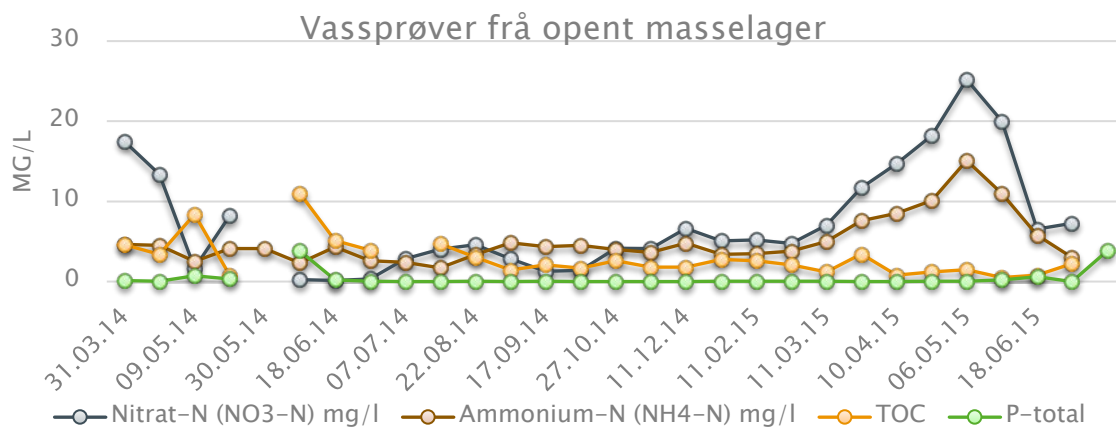
Figur 89. 1. og 2. komponent (X og y-aksen) forklarar 50 % av variasjonen mellom prøvane. Jo lengre «pilar» jo meir av variasjonen forklarar dei. Parameter i samme område korrelerer positivt med kvarandre, medan parameter på motsatt side for kvarandre korrelerer negativt med kvarandre.



Figur 90. Figuren viser korleis vassprøvene (markert med raude prikkar) varierer i forhold til kvarande, ut i frå konsentrasjonar av ulike parameter i prøvene. Jo lengre avstand mellom dei prøvene, jo større variasjon er det mellom dei.

Næringsstoff

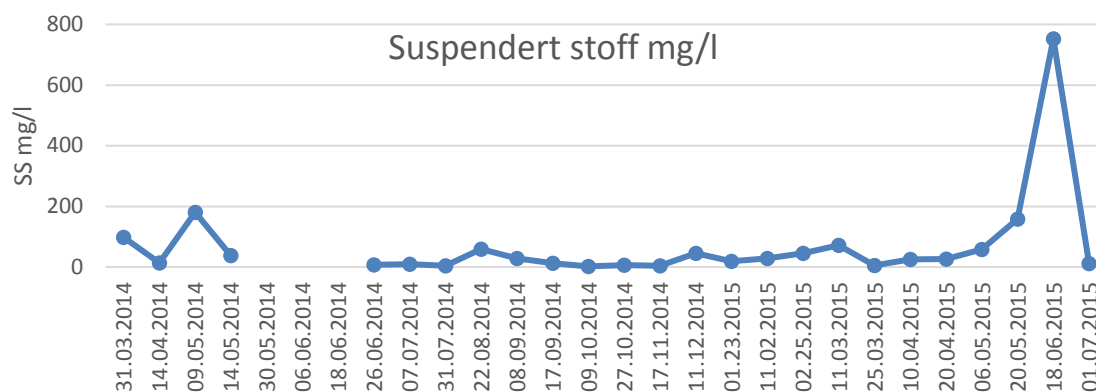
Figur 91 viser variasjonen av næringsstoff i vassprøver tatt frå det opne masselageret. Konsentrasjonar av nitrat og ammonium auka jo meir skifer som blei lagt i masselageret mot slutten av masseutskiftinga. Sannsynlegvis bidrar sprengstoffrestar i sprengsteinen frå tunnelen til ei aukeing av nitrogensambindingar i vatnet. I følge Norsk forening for Fjellsprengningsteknikk (Weideborg m. fl., 2009) kan ein rekne med at mellom 7–15 % av nitrogenet forblir uomsett etter sprenginga, og kan finnast igjen i drensvatnet og tunnelmassane. Total organisk karbon (TOC) blei målt frå 0,5 til 11 mg/l, noko som kan tyde på stor variasjon som følge av at myrmassar blei fjerna, og at det skjedde ei omrøring av massane. Mot slutten av utgravinga var det mindre TOC i vatnet.



Figur 91. Næringsstoff (nitrat, ammonium, fosfor og organisk karbon (TOC) i open vassfase gjennom masseutskiftingsperioden.

Suspendert stoff

Suspendert stoff i «myrvatnet» varierte ut frå aktivitetane som pågjekk. Deponering av massar førte til mykje suspendert stoff i vatnet. SVVs vassprøver blei tatt i overflatevatnet i det opne masselageret, og hadde stort sett verdiar under 100 mg/l (figur 92). Éin prøve tatt i juni 2015 skil seg ut med SS på 750 mg/l. Det kan forklarast ved at den blei tatt samtidig med at det føregjekk deponering av alunskifermassar like ved (figur 128).



Figur 92. Suspendert stoff i vassprøvar frå myra. Den høge verdien frå juni 2015 kom av at vassprøven blei tatt rett etter deponering av alunskifer.

8.1.2. MÅLINGAR AV EH/PH OG OKSYGEN MED HANDHELDT UTSTYR

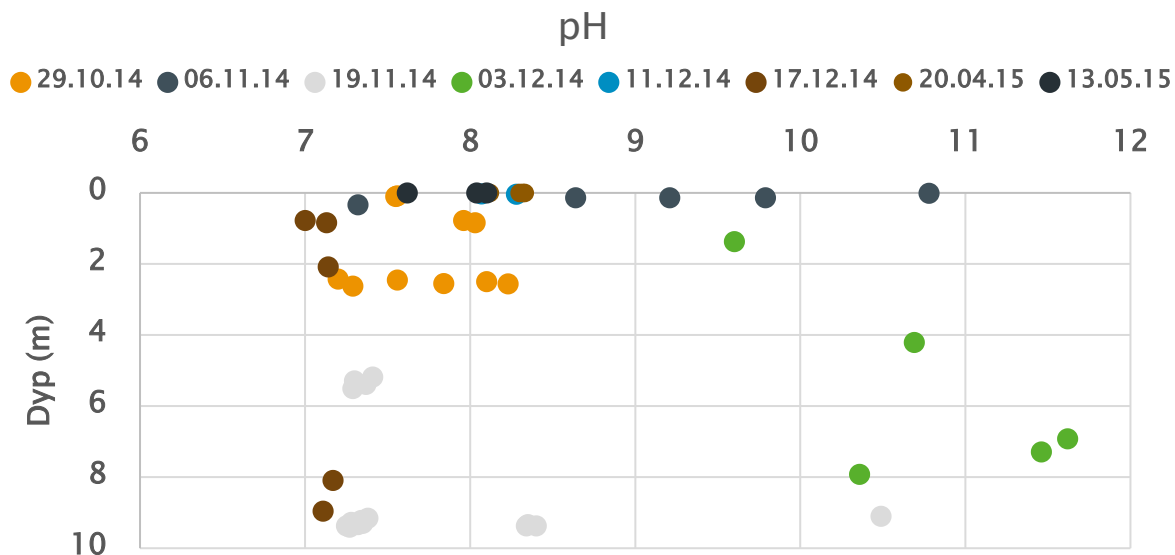
Eh-pH

Det blei regelmessig utført ORP/Eh- (Oksidasjons-reduksjonspotensial) og pH-målingar med handhaldt instrument i det opne masselageret mens deponeringa pågjekk. Det blei brukt eit instrument av typen q-SENSE multi parameter water quality probe fra Eijkelkamp. Proben var utstyrt med 10 meter lang leidning som kunne senkast ned i vatnet til ønska djup. Det blei tatt fleire målingar ved kvar prøvetaking, og i fleire djup. Målesensoren målte pH, ORP (redox), oksygenmetting (DO % sat), temperatur, djup og konduktivitet. Elektroden for måling av ORP var ein Sølvklorid-elektrode, og resultatata frå desse målingane måtte omreknast til Eh (standard hydrogenelektrode) ved ein formel utleia frå instrumentet sin manual. Instrumentet blei regelmessig kalibrert for aktuelle parameter. Resultata frå målingane med instrumentet er gitt i vedlegg 13.1. Figurane 93 – 95 viser målingar av pH, Eh og oksygenmetting på ulike djup i dei opne vassmassane.

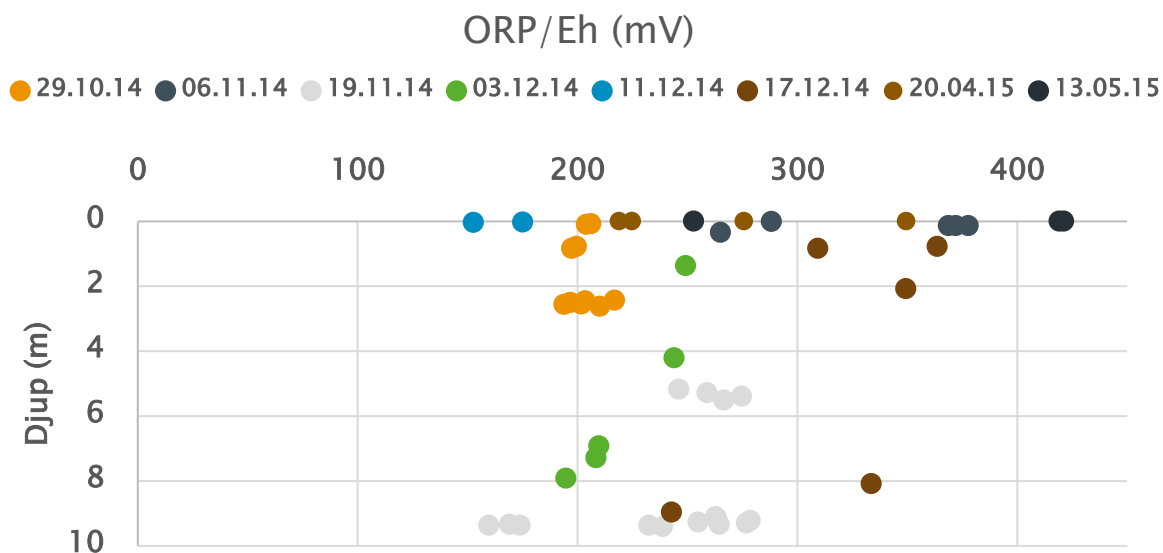
pH varierte frå 7 til 11,6 i målingane frå den handhaldte pH-sonden. Sannsynlegvis er dei høgste verdiane uriktige, då vi periodevis opplevde at sonden målte for høg pH. Dette gjeld målingane gjort 06.11.14 og 03.12.14. Vassprøvane som blei analysert på lab i same periode hadde pH-verdiar frå 7,3 til 8,5. Analysane derifrå blir dermed rekna som sikrare data for den perioden. Samtidig kan pH ha blitt forhøga i periodar ved at tunnelsteinen som har blitt deponert har hatt innblanding av sprøytebetong.

Eh-verdiane var på den positive skalaen (mellom 153 til 421 mV) ned til 10 meters djup, og var på et nivå der sulfidoksidasjon var venta å skje (verdiar høgre enn -200 mV ved pH 7, sjå figur 21). Ved slike verdiar er oksidering av sulfid og påfølgjande syreproduksjon venta å skje. Måling av oksygenmetting viste frå 0 – 119 % oksygen. Verdiar over 100 % viser ei overmetting av oksygen i vatnet. Slik overmetting kan skje ved omrøring/tilførsel av ekstra oksygen til vatnet før oksygeninnhaldet kjem i likvekt med lufta (t.d. er dette vanleg ved produksjon av O₂ ved fotosyntese). Prøvane viser at det var oksygen tilstades i vatnet gjennom masseutskiftinga, men at oksygenmettinga, som forventet, avtok på større djup. Det tok ofte mange minutt før ORP-målingane stabiliserte seg (starta på høg ORP-verdi og gjekk gradvis nedover), dermed er det knytt noko usikkerheit rundt fleire målingar på grunn av ulik ventetid ved kvar måling.

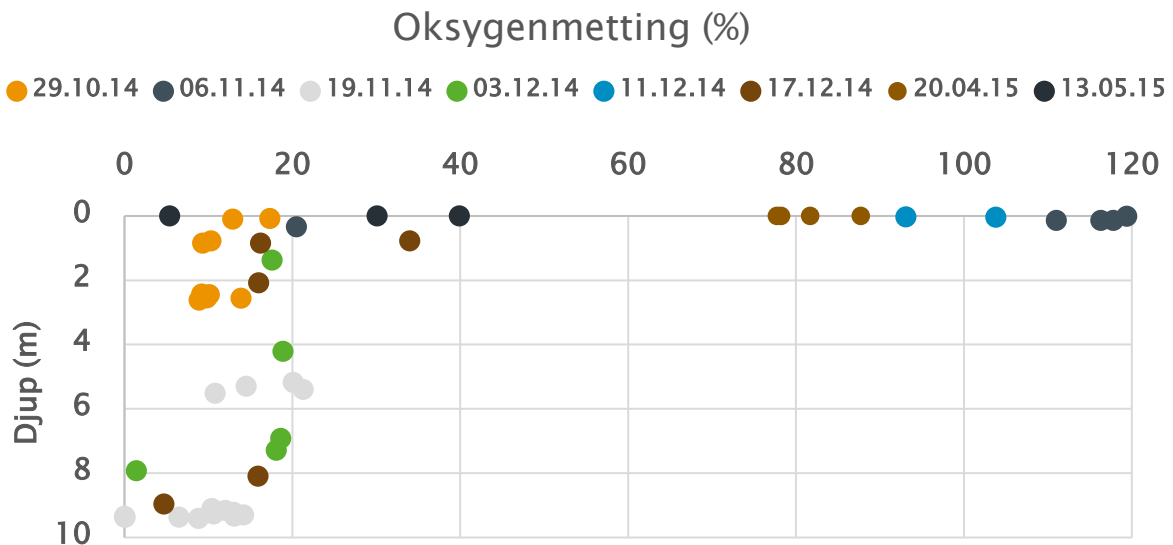
Målingane som var over 100 % metning blei tatt i overflata. Flesteparten (26 av 28) av oksygenmålingane utført på meir enn 1 m djup hadde ei oksygenmetning mellom 0 og 20 %.



Figur 93. pH målt med handheltdt pH-meter i dei opne vassmassane gjennom masseutskiftingsperioden. Dei høgste verdiane tatt 3. desember 2014 er moglegvis for høge, det samme gjeld dei høgste målingane (over pH 9) 6. og 19. november.



Figur 94. ORP, gjengitt som Eh i det opne vatnet gjennom masseutskiftingsperioden.



Figur 95. Målinger av oksygenmetting i det opne vatnet gjennom masseutskiftingsperioden.

8.1.3. FLOTASJON AV OLJEAKTIG LAG PÅ OVERFLATA AV OPENT VATN I MASSELAGER

Allereie etter utlegging av galgebergskifer kunne ein tydeleg observere eit svart belegg som flaut på vassoverflata (figur 96, 97 og 98). Belegget kunne i utsjånad minne om oljefilm. Dersom ein stakk handa ned i belegget kjente ein at det var seigt og klebrig, og massen festa seg på fingrar og måtte vaskast vekk. Etter kvart danna det seg mindre klumpar i filmen, og etter utlegging av alunskifer auka mengda av belegg. Klumpane såg ut som svampar med gassfylte holrom/porer som gjorde at desse haldt seg flytande. Massen innehaldt også partiklar frå vatnet, og det såg ut som at små fraksjonar av skiferpartiklar (galgeberg og alunskifer) klumpa seg naturleg saman. Skummet såg ut til å samle/tiltrekke seg stoff nær overflata og verka å ha ein lokalt reinsande effekt på vatnet. Det er ennå usikkert om prosessen også hadde reell innverknad på reinsing av løyste metall i den totale vassmassen. Men det høge innhaldet av svovel og metall viser tydeleg at «svampflaka» nødvendigvis må ha fanga opp desse elementa i nokon grad, i det minste lokalt i overflata.

Det blei tatt prøver av massen, som blei tørka og deretter preparert og analysert med XRF. Det blei også sendt inn prøve til analyse på lab. Resultata (sjå tabell 28) viste vanlege alunskiferverdiar på tungmetall. Prøven viste høgt innhald av svovel og kalsium og uraninnhaldet var på 55 µg/L. Det var noko ulike konsentrasjonar for fleire av

grunnstoffa i prøven analysert med XRF samanlikna med prøven sendt til Lab-analyse. Dei to prøvane blei tekne på ulike prøvepunkt, og kan dermed heller ikkje ventast å vere like. Prøven viste også eit relativt høgt innhald av olje/hydrokarbon (Fraksjon >C10–C40 = 1330 mg/kg TS). Hydokarbona kan stamme frå organisk innhald i skiferen eller oljerestar frå anleggsverksemda. Det organiske C i norsk alunskifer er vanlegvis identifisert som antrasitt-likande eller «near graphite». Det er likevel nyleg påvist innhald av amorft organisk karbon i alunskifer på Gran (Terefe, 2016), som kan tenkast å vere årsak til flokkuleringa. Det er nødvendig med vidare undersøkingar for å finne ut kor den klebrige massen kjem frå og for å kunne forstå flokkuleringsmekanismen.



Figur 96. Finstoff flyt på vassoverflata etter utlegging av Galgebergskifer.



Figur 97. Flotasjonsmasse på vatn i byggegropa etter utlegging av alunskifer. Etter utlegging av alunskifer auka omfanget av finstoff som flaut på overflata og samla seg i større einingar.

Tabell 28. Analyser av overflatelaget på vatnet i byggegropa. Ein prøve blei analysert med XRF. Ein annan på Lab med ICP-MS (ALS laboratory Group AS). Desse prøvane var ikkje av identisk prøvemateriale, men henta på ulike stader.

Parameter	Eining	XRF Oljehinne	Lab analyse (ALS)
S	mg/kg	43880,82	
Ca	mg/kg	8436,72	19700
U	mg/kg	64,37	52,1
As	mg/kg	54,01	16,1
Zn	mg/kg	291,24	109
Pb	mg/kg	43,92	13,2
Mo	mg/kg	249,3	97,9
Cu	mg/kg	118,95	48,7
Cd	mg/kg	8,55	1,49
Ni	mg/kg	327,75	111
Al	mg/kg	76340,3	5610
Cr	mg/kg	163,97	11,9
V	mg/kg	4112,54	
Mg	mg/kg	3576,38	
Bal	mg/kg	613878,5	
Si	mg/kg	173852,33	
P	mg/kg	1147,72	
Cl	mg/kg	852,24	
K	mg/kg	39905,45	
Ti	mg/kg	3647,23	
Mn	mg/kg	< LOD	77,8
Fe	mg/kg	27484,54	9620
Ba		1023	106
TOC	mg/kg		28,6
Oljeforbindelsar			
Fraksjon >C10-C12	mg/kg		9,5
Fraksjon >C12-C16	mg/kg		154
Fraksjon >C16-C35	mg/kg		1050
Fraksjon >C35-C40	mg/kg		110
Sum PAH-16	mg/kg		0,33



Figur 98. Biletet til venstre er frå masselageret og biletet til høgre viser ein pytt utanfor tunnelpåhugget i nord. Belegg på vassoverflata var eit tydeleg teikn på at vatnet var i kontakt med massar med ein kjemi tilsvarande alunskifer.

«Flokkuleringsmekanismen» var også tydeleg etter avslutta deponering. Dvs. at sjølv om alunskifermassar ligg frå kote 203 og djupare vil finstoffet som klumpar seg og flyt på vassoverflata følgje denne. Det er tydeleg at denne flokkuleringa føregår i sjiktet mellom grunnvatn og umetta meir oksygenrik sone. Denne effekten såg ut til å samle finstoffet slik at vatnet under blei klarare, og er ein effekt vi ikkje var klar over før anleggsstart. Figur 99 under viser ei grøft som blei opna for å legge ned slangane for setningsmålingane. Grøfta gjekk ned til ca. kote 205, vesentleg høgare enn utlagt svartskifer, men grunnvatnet i grøfta har tydeleg vore i kontakt med underliggjande alunskifer eller Galgeberg. Dette viser at den mekanismen vi observerte på den opne vasspegelen også vedvarer etter at byggegropa er fylt igjen.



Figur 99 Graving av ei grøft for slangar for setningsmålingar. Biletet viser at noko av den fine nedknuste alunskiferen dannar eit belegg på toppen av vasspegelen og følgjer dette.

8.1.4. TOLKING/KONSEKVEN SAR

Hovudtrenden var at løyste metall i byggegropvatnet i masselageret auka med tida etter kvart som meir skifer blei deponert, og vatn blei fortrent og pumpa ut. Spesielt då svartskifer frå alunskiferformasjonen blei deponert, auka tungmetallkonsentrasjonane i vatnet. Cd, As, Ni og Zn nådde maksimalt tilstandsklasse 4 i byggegropvatnet. U var også forhøga opp mot 300 µg/l. Desse verdiane viser at det skjedde ein viss utlekking av tungmetall, såkalla *Neural Rock Drainage*. Andre metall som Cr, Cu og Pb viste låge

konsentrasjonar. Sulfat auka spesielt i siste del av deponeringa, frå 300 mg/l i april til 1000 mg/l i juli og tyder på at det skjedde sulfidoksidasjon i skiferen gjennom masseutskiftinga. Målingar av Eh og oksygeninnhald i vatnet stadfesta at det var oksiderande forhold i masselageret. Det var likevel mykje bufferevne tilstades i vatnet, og sannsynlegvis førte forbruk av buffer til at alkaliniteten søkk noko mot slutten av deponeringa. Det blei ikkje, verken på lab eller med handhaldt instrument, målt låge pH-verdiar (mindre enn 7) i vatnet i perioden med deponering av svartskifer.

8.2. Etter masseutskifting

8.2.1. OVERVAKING I MASSELAGERET

Etter at masseutskiftinga var ferdig blei det etablert tre nye overvaksingsbrønner i sjølve masselageret. Desse hadde inntaksfilter på ulike djup, for å få informasjon om kjemisk/fysisk tilstand i vatnet på ulike nivå av masselageret, sjå tabell 29. Brønnane blei plassert på Statens vegvesen sin eigedom, dvs. dei står i nærleiken av nedlagt drenering langs vegbana. I kvar brønn heng det ein diver som måler grunnvasstand og temperatur. I tillegg blir det målt Eh og pH i brønn B1 og B3. Data blir logga to gangar i døgnet og resultatata blir overført on-line til ei passordbeskytta nettside. Det blir tatt manuelle vassprøver frå brønnane i tillegg til overvakinga. Ved prøvetakinga blir diver og sendar heist opp frå brønnen, før vassprøven blir tatt ved hjelp av ein «vasshentar». Prøvane blir deretter levert til godkjent laboratorie for analyse.

Tabell 29. Brønndata frå dei tre overvaksingsbrønnene i masselageret. Brønn B1 blei bora i desember 2015, medan brønn B2 og B3 blei bora i mars 2016. Inntaksfilteret er nederst i brønnen og har ei breidde på 1 meter.

	Brønn B1	Brønn B2	Brønn B3
Tidspunkt for boring	Desember 2015	Mars 2016	Mars 2016
Kote for vassinntak (m)	202–203	197–198	187–188
Djupn (Meter frå bakkenivå)	5	10	18

8.2.1.1. VASSPRØVAR I OVERVAKINGSBRØNNAR FRÅ MASSELAGERET

Figur 100 – 102 viser resultat frå utvalde parameter frå vassprøvar tatt i brønn B1–B3. Alle resultatata er vist i vedlegga 14.1 –14.3.

pH og bufferevne

pH har vore stabil gjennom heile måleperioden fram til vinter 2018 og svingt mellom 6,9 og 8 i vassprøver frå alle tre brønnane. Det var ein reduksjon i pH for brønn B1 og B2 på 0,7 og 0,6 pH-einingar totalt frå mai 2016 til november 2017. Total alkalinitet har derimot totalt sett stige med 5 mmol/l (frå 1,9 mmol/l i januar 2016 til 6,9 mmol/l i november 2017). I brønn B2 var alkaliniteten hovudsakleg mellom 2 og 3, før den i november 2017 auka til 5,4 mmol/l. I brønn 3 har alkaliniteten vore stabilt høg mellom 4 og 6 mmol/l. Konsentrasjonen av sulfat i vatnet har vore høgast i brønn B1 (300 – 500 mg/l), som er den grunnaste brønnen. I brønn B2 har konsentrasjonane vore noko lågare (mellom 100 – 150 mg/l), medan brønn B3 har hatt dei lågaste konsentrasjonane av sulfat i vatnet (40–210 mg/l). Dette tyder på at det føregår sulfidoksidasjon i øvre delar av masselageret. Lågare sulfat i brønn B2 og B3 kan sannsynlegvis relaterast til eit lågare oksygenivå og lågare Eh i dei djupare laga av masselageret, der brønn B3 står.

Metallmobilisering

Brønn B1 har vassinntaket sitt 5 meter under terrengflata mellom kote 202 og 203, rett ved høgste grense for deponering av deponipliktige massar. I denne brønnen har dei høgaste konsentrasjonane av tungmetall blitt påvist. Samtidig har verdiane av fleire metall (t.d. Cd, U og Mo) vore avtakande fram mot siste prøvetaking i november 2017. Dette kan indikere at brønn B1 er meir utsatt for ytre påverknader enn dei to andre djupare brønnane, t.d. ved mating av overflatevatn. Høge metallverdier tyder også på at det har skjedd sulfidoksidasjon, ved at sulfidbunde metall er løyst ut. I brønn B2, som har inntaket sitt 5 meter lenger nede i masselageret, har metallkonsentrasjonane vore mykje lågare. For brønn B3 har konsentrasjonar av metall vore låge og på bakgrunnsnivå, med unntak av nokre få enkeltanalyser.

I brønn B1 var uran og molybden spesielt høgt i starten av 2016, før verdiane gjekk ned fram mot sommaren. På det høgaste var uran på 930 µg/l (mars 2016) og molybden 1780 µg/l (januar 2016). Ved dei to siste målingane hausten 2017 var uran rundt 200

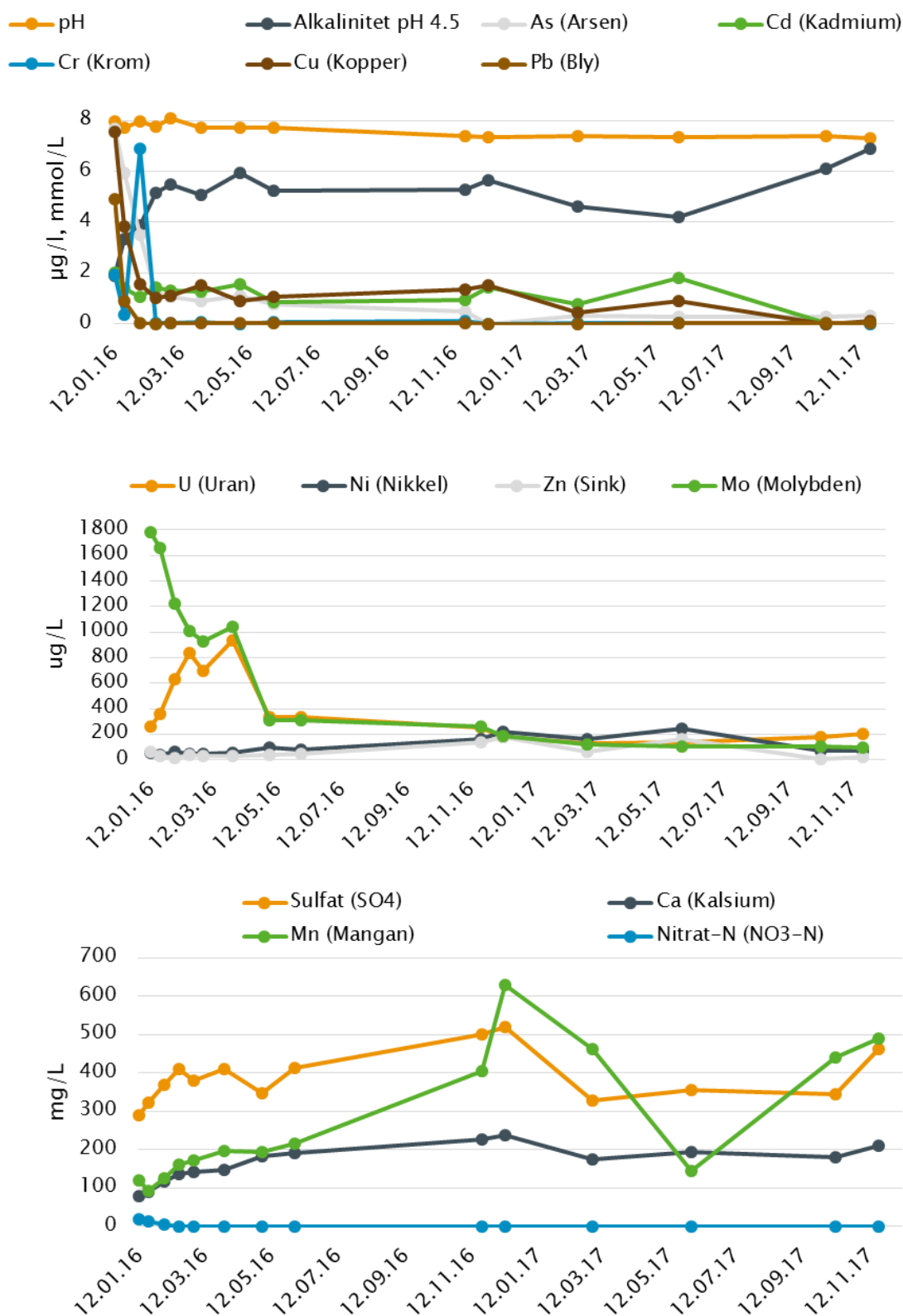
µg/l, mens molybden var rundt 100 µg/l. Moglegvis kjem reduksjonen for U og Mo, og andre metall, av endra tilstandsformer ved reduksjon av Eh (og til dels pH) i brønnen (sjå kapittel 8.2.1.3). I brønn B2 var det også reduksjon for uran og molybden, men startkonsentrasjonane var noko lågare (U: 630, Mo: 430). Dei var i slutten av 2017 på same nivå som i brønn B1 (<200 µg/l). I brønn B3 har U vore mellom 5,1–7,3 µg/l, og Mo frå 14 – 33 µg/l.

Nikkel og sink i brønn B1 har gjennom prøvetakingsperioden periodevis auka i konsentrasjonar, og var maksimalt på 242 µg/l for nikkel i juni 2017, og 175 µg/l for sink i desember 2016. Verdiane tilsvarar tilstandsklasse 5. Konsentrasjonane for begge metallar avtok imidlertid ved dei siste prøvetakingane, og var i november 2017 73 µg/l for nikkel og 19 µg/l for sink. I brønn B2 og B3, som ligg djupare, har konsentrasjonen av nikkel og sink vore mykje lågare. Der har nikkel vore mellom 2,4 og 14 µg/l i brønn B2 og mellom 1,2 og 4,0 µg/l i brønn B3. Sink har avtatt i konsentrasjonar i brønn B2 og gått frå 30,6 µg/l i mai 2016 til 2,8 µg/l i november 2017. Brønn B3 har hatt konsentrasjonar mellom 2,8 og 25 µg/l. Den lågaste blei målt i november 2017.

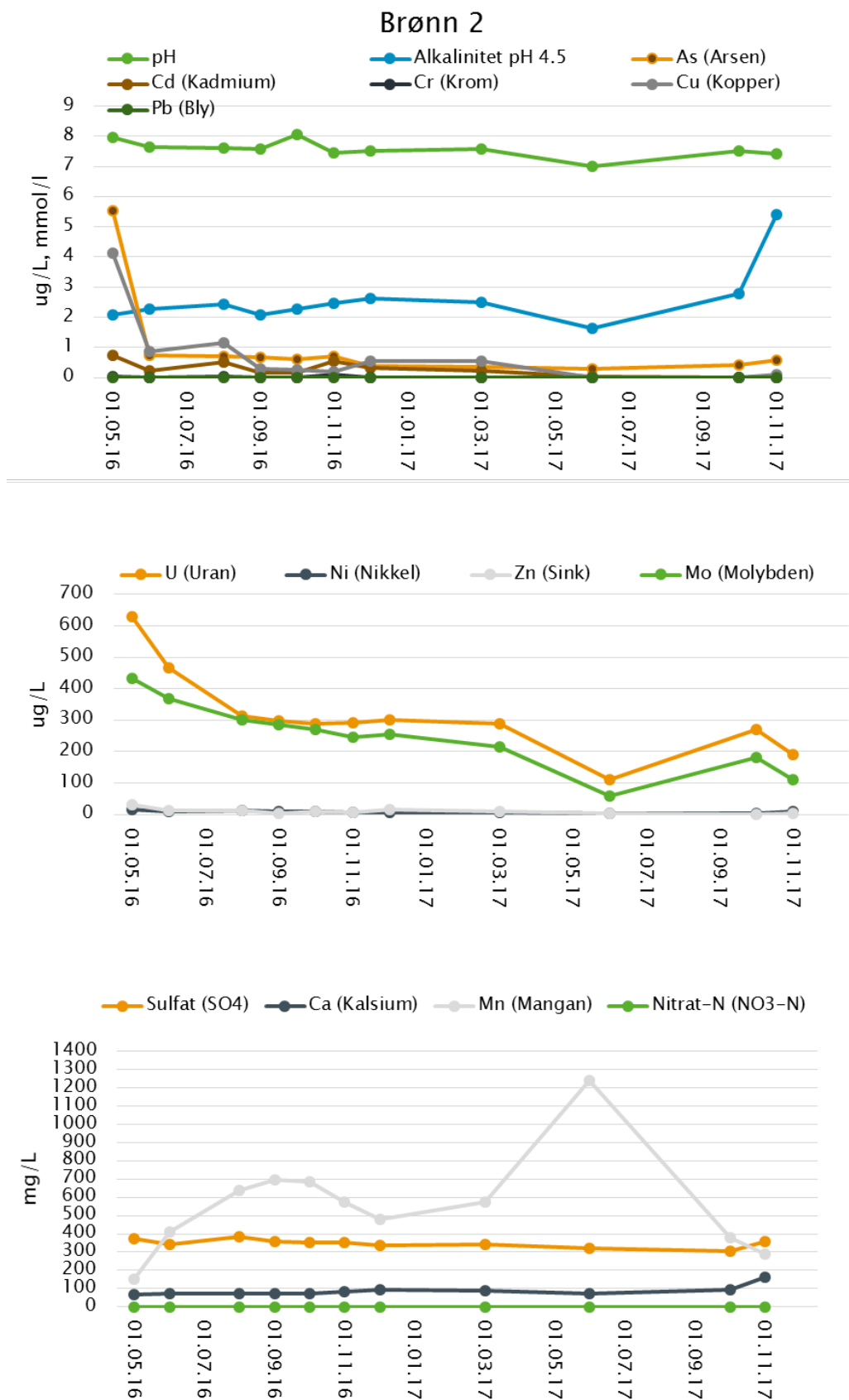
Konsentrasjonen av kadmium i brønn B1 var i januar 2016 2,0 µg/l (klasse 4) og blei gradvis redusert til 0,014 µg/l (klasse 2) i november 2017. Også i brønn B2 blei kadmium redusert frå 0,74 µg/l (klasse 3) i mai til 0,024 µg/l (klasse 2) i november 2017. For brønn B3 har konsentrasjonane vore under 0,086 µg Cd/l (klasse 2) gjennom heile perioden. Arsen har hatt ein nedadgåande trend både i brønn B1 og B2, og gått frå 7,7 µg/l (klasse 3) til 0,3 µg/l (klasse 2) i brønn B1 og fra 5,5 µg/l til 0,59 µg/l i brønn B2. I brønn B3 har verdiane vore mellom 0,12 – 0,7 µg As/l.

Bly og krom har generelt vist låge konsentrasjonar i dei tre brønnene, og viste verdiar i klasse I (bakgrunn) i 2017. Brønn B1 hadde ein konsentrasjon av bly på 4,9 (klasse 3) i januar 2016, medan prøver etter det har ligge under 1 µg/l. Krom hadde ein konsentrasjon på 6,9 µg/l (klasse 5) i februar 2016, men har i 2017 vore under 0,1 µg/l (klasse I). Kopar har vore i tilstandsklasse I eller II for alle brønnene, maksimalt 7,6 µg/l i brønn B1 januar 2016.

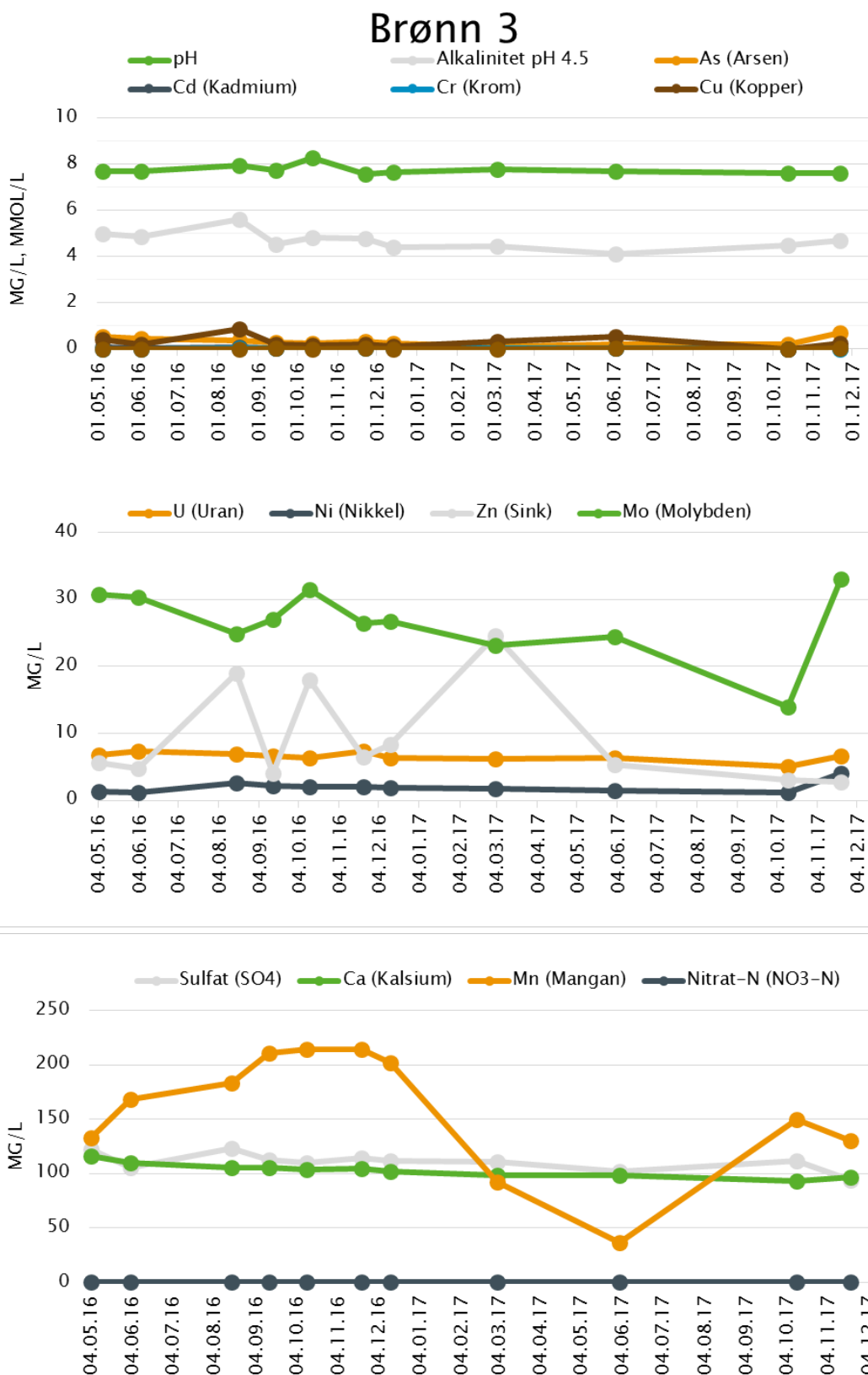
Brønn 1



Figur 100. Konsentrasjon av utvalde parameter i brønn B1 frå 2016–2017



Figur 101. Konsentrasjon av utvalde parameter i brønn B2 frå 2016-2017

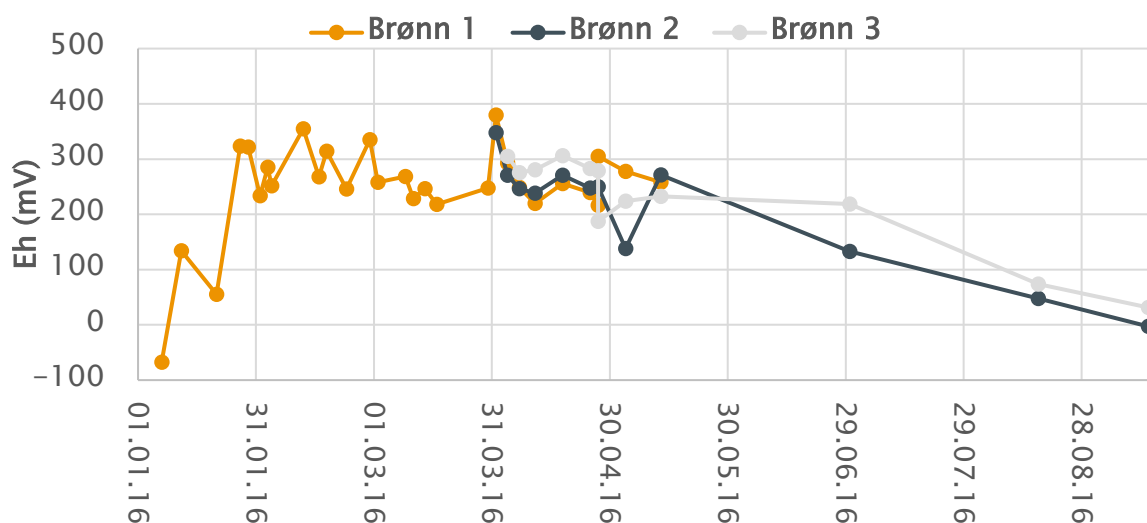


Figur 102. Konsentrasjon av utvalde parameter i brønn B3 frå 2016–2017

8.2.1.2. MANUELL LOGGING MED HANDHALDT UTSTYR

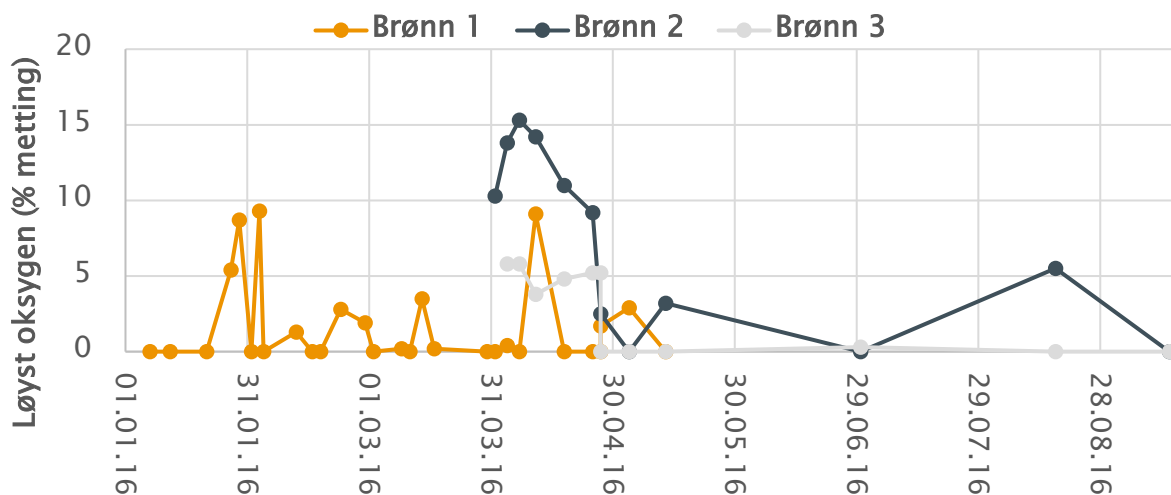
Før kontinuerleg logging blei installert i overvakingsbrønnane B1–B3 på masselageret blei det handhelte instrumentet q-SENSE multi parameter water quality probe, nytta for måling av oksygenmetting og reduksjonspotensialet til vatnet. Gjennom 2016 blei målingar gjort ved faste intervall, ved å senke ned målesensoren i kvar brønn. Resultata for Eh og løyst oksygen er gitt i figur 103 og 104. Fullstendige data finst i vedlegg 15.1 og 15.2. Det blei forsøkt å måle ved same djupn for kvar gong i dei ulike brønnane, men dette blei ikkje følgt opp i tilstrekkeleg grad. Målingane blei utført frå 0,7 – 3,1 m djup i brønn B1, frå 1,4 – 5,3 m djup i brønn B2 og frå 2,1 – 6,5 m djup i brønn B3.

Eh var, med unntak av to målingar, på pluss-sida av skalaen. Dei siste målingane viste ein reduksjon i Eh ned mot null i brønn B2 og B3 i september 2016. Instrument for kontinuerleg logging av Eh/pH blei installert i brønn B3 frå juni 2016 og brønn B1 frå desember 2016. Etter dette blei prøvetakinga med handhaldt instrument redusert. I målingane frå den kontinuerlege logginga var Eh nede på –220 mV i brønn B3, hausten 2016. Dette var mykje lågare enn målingane med handhaldt instrument viste. Vi opplevde ofte at det tok lang tid før det handhalde instrumentet stabiliserte seg, og det er dermed grunn til å tru at Eh-målingane frå den kontinuerlege logginga (kap 8.2.1.3) er nærmare reelle verdiar.

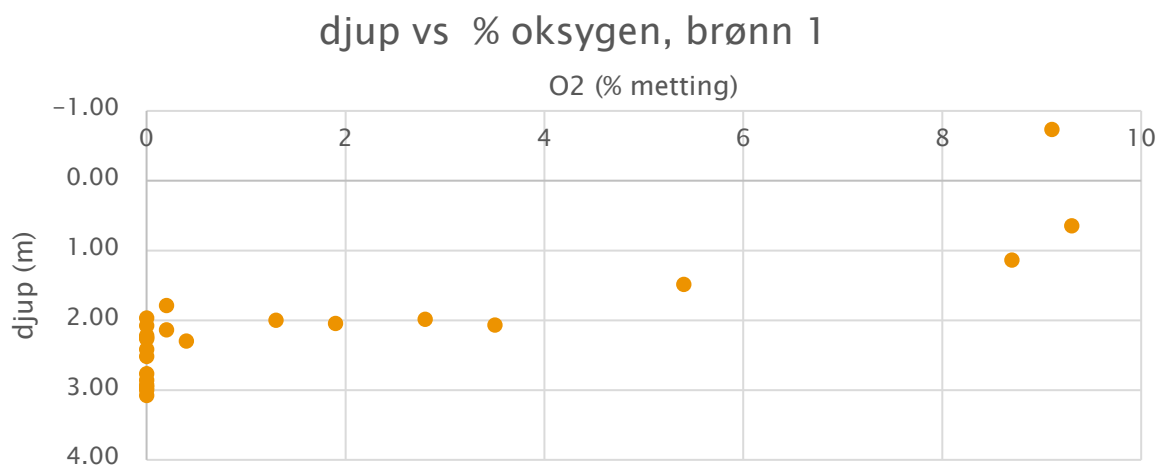


Figur 103. Eh (mV) i brønn B1, B2 og B3 på lukka masselager frå januar til september 2016. Måleutstyret i brønn B1 blei teipa fast i toppen etter mai for å halde det på plass, dermed blei det ikkje målt med handhaldt utstyr i denne brønnen ved dei resterande målingane. Målingane blei utført frå 0,7 – 3,1 m djup i brønn B1, frå 1,4 – 5,3 m djup i brønn B2 og frå 2,1 – 6,5 m djup i brønn B3.

Løyst oksygen var < 10% i B1, <16 % i B2 og <6 % i B3. Oppløyst oksygen er sterkt relatert til djup i vassøyla i brønnen, sidan oksygentilførselen skjer via diffusjon frå lufta. Dette er illustrert i figur 105, som viste at oksygenmettinga var 0 % ved 2,5 m djupn frå grunnvasspegelen i brønn B1.



Figur 104. Løyst oksygen i brønn B1, B2 og B3 på lukka masselager frå januar til september 2016. Brønn B1 blei teipa fast i toppen etter mai, dermed blei den ikkje målt ved dei resterande målingane. Målingane blei utført frå 0,7 - 3,1m djup i brønn B1, frå 1,4 - 5,3 m djup i brønn B2 og frå 2,1 - 6,5 m djup i brønn B3.

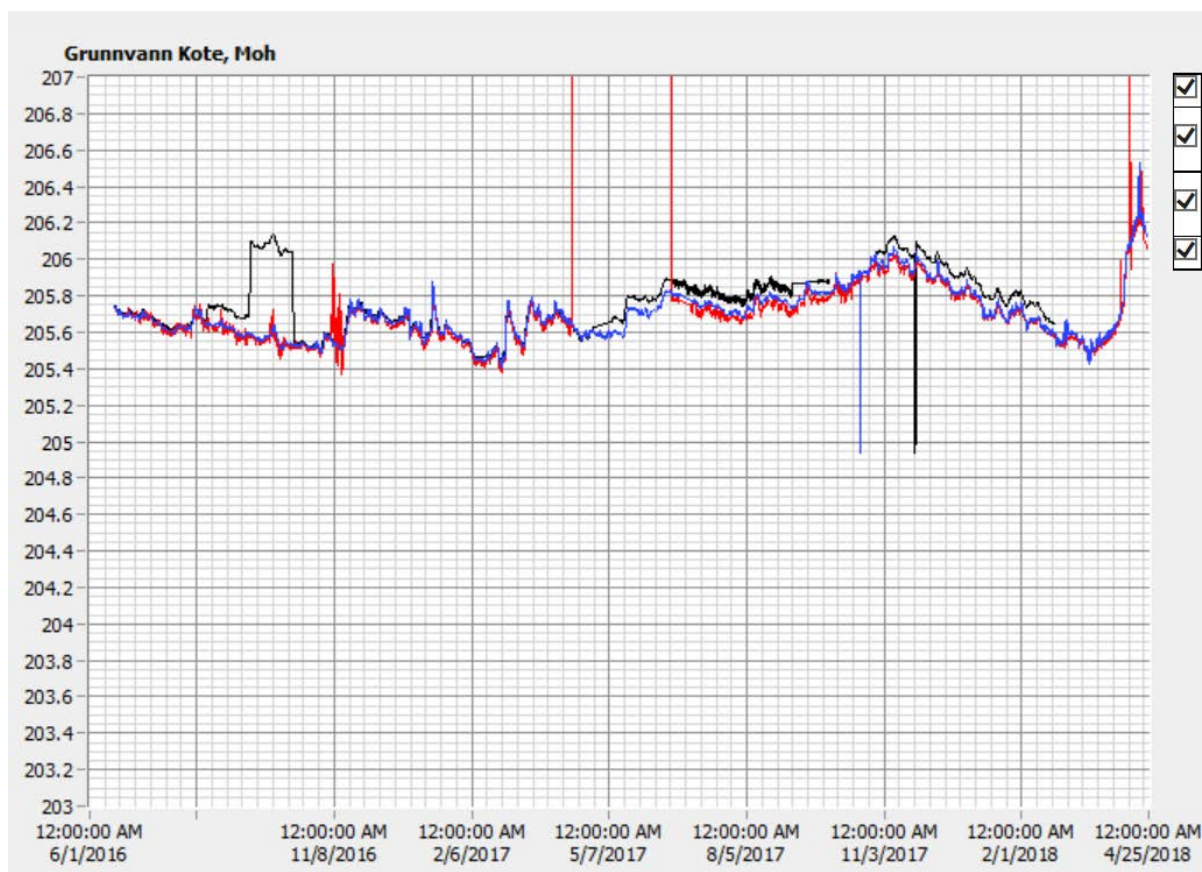


Figur 105. Figuren viser korleis oksygeninnhaldet i vatnet avtok med djupna i brønn B1, som var den grunnaste brønnen. Ved 2,5 meters djup var det ikkje lenger målbart oksygen i vatnet. Målingane blei gjort i perioden frå januar til mai 2016.

8.2.1.3. AUTOMATISK LOGGING

Grunnvasstand

Figurane 106–111 viser resultatane frå den kontinuerlege logginga av grunnvasshøgde, temperatur, Eh og pH i brønn B1, B2 og B3 på masselageret. Grunnvasstanden har vore nokså stabil i perioden frå juni 2016 til april 2018 med variasjoner mellom ca. kote 205,5 og 206,4. Den stabile vasstanden kjem av at brønnane er plassert i nærleiken av drenerør langs vegbana som har slisser som ligg i nivå for øvre målte grunnvannstand rundt kote 206,2. Vasstanden inn mot dreneringsrøyra vil derfor ikkje stige høgare enn dette. Målingar som avviker frå den generelle trenden kjem av at måleinstrumentet (diveren) blir tatt ut av brønnen kvar gong det blir tatt ei vassprøve. I perioden frå november 2017 – April 2018 har grunnvasstanden sokke, noko som stemmer bra med ei frossen overflate og lite nydanning av grunnvatn. Den raske stigninga i slutten av måleperioden er ein tydeleg respons på snøsmelting.

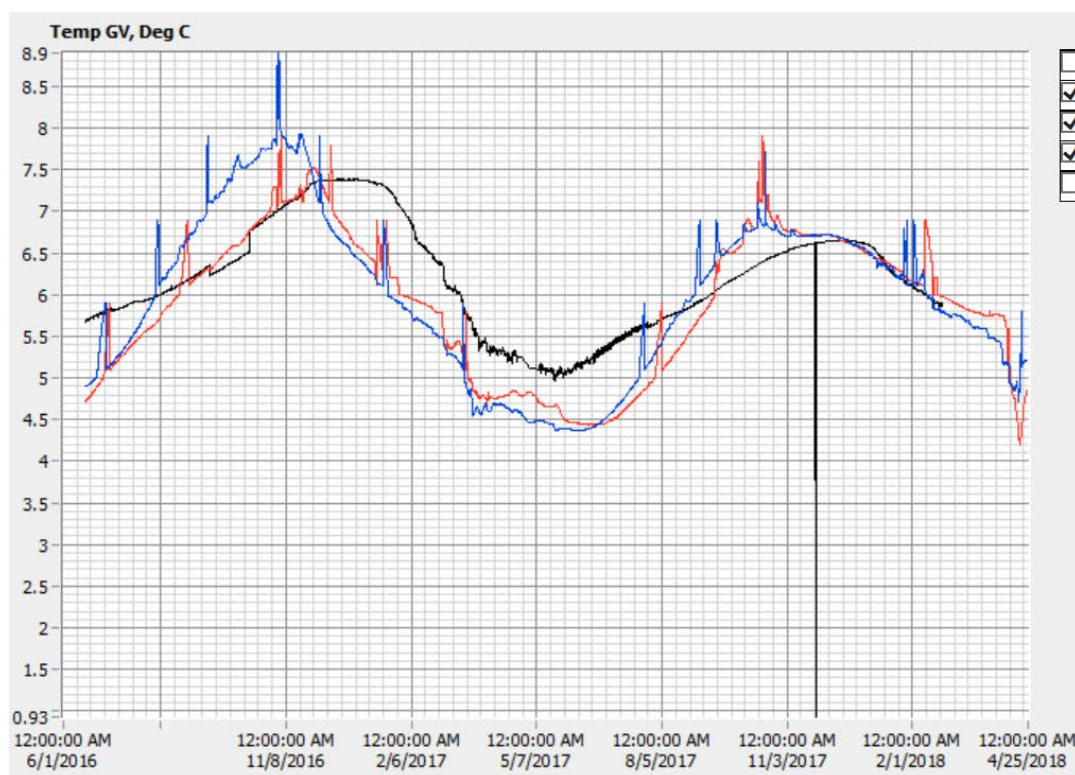


Figur 106. Logging av grunnvasstand i dei tre brønnane B1 – B3 frå 1. juni 2016 – 24. apr. 2018. Blå kurve er brønn B1, raud kurve brønn B2 og svart kurve brønn B3. Peakar i målingane er feil som skuldast at sjølve måleapparatet blir tatt ut av brønnen når ein tar vassprøve.

Temperatur

Temperaturmålingane frå juni 2016 viser at verdiane svingar gjennom året.

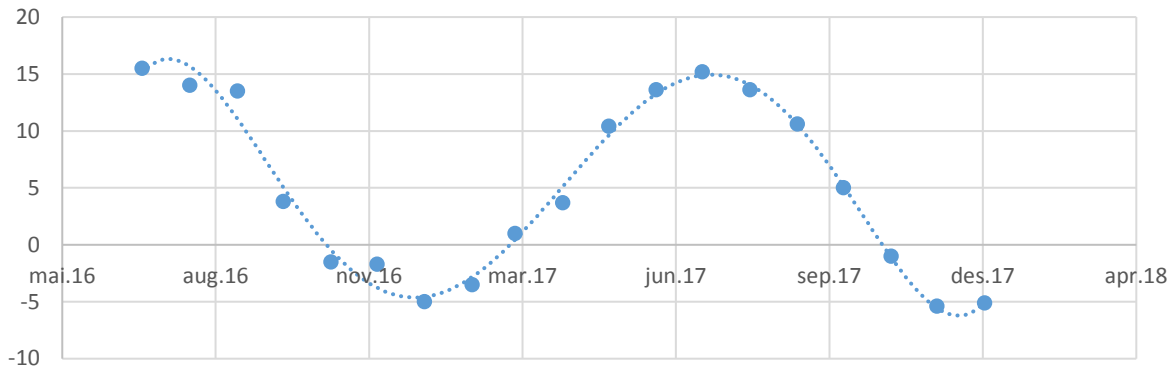
Temperaturane varierer mellom 4 og 8 grader i den første delen av måleperioden, der dei lågaste temperaturane kjem på vår-/sommarhalvåret, og aukande temperaturar utover hausten fram til januar. Dermed er temperaturen på vatnet noko forsinka samanlikna med lufttemperatur og nedbør. Låge temperaturverdiar med svingingar rundt 5 °C er typisk for grunnvatn i denne dybden. Figur 107 viser temperaturmålingar i dei tre brønnane i perioden 1. juli 2016 – 24. april 2018. I figur 108 og 109 ser vi gjennomsnittlege lufttemperaturar og gjennomsnittsnedbør frå Gran målestasjon i same periode. Generelt ser vi at dei høgste temperaturverdiane i grunnvatnet er registrert i månadane november – januar, medan dei lågaste temperaturane er målt i månadane mai – juli. Temperaturen i masselageret ligg dermed tilsynelatande ca. 6 månadar etter temperendingane i luft. Dette er i samsvar med andre målingar av grunnvasstemperatur på 5–7 meters djup gjennomført av NGU (2003), som viste ein tilsvarande forsinking i grunnvasstemperaturen samanlikna med variasjonar i lufttemperaturen. Dette gav dei lågaste grunnvasstemperaturane om sommaren og dei høgaste om vinteren.



Figur 107. Logging av temperatur i dei tre brønnane juli 2016 – april 2018. Blå kurve er brønn B1, raud kurve brønn B2 og svart kurve brønn B3. Hoppa i kurven skuldast at måleinstrumentet (diveren) blir tatt opp av brønnen kvar gong det blir tatt ei vassprøve. Dette representerer derfor ikkje reelle

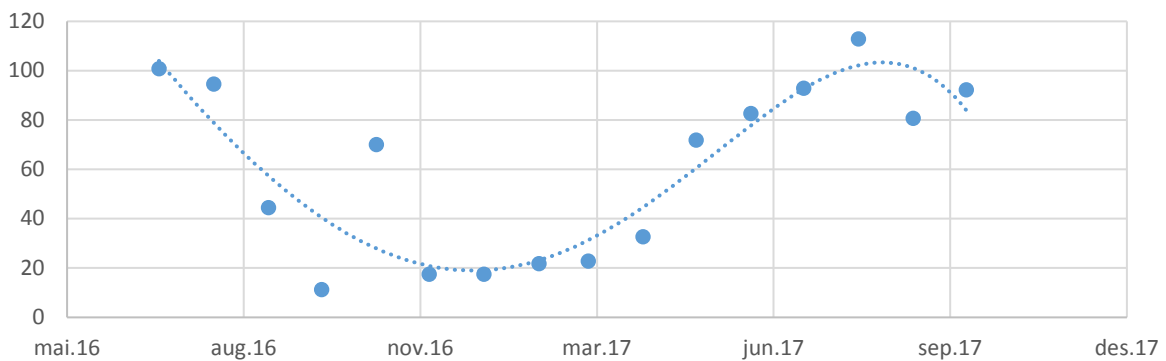
variasjonar. Kurvene viser ein glatt og tydeleg temperaturvariasjon gjennom året. Det bratte temperaturfallet i slutten av måleperioden kan sjåast i samanheng med smelteperioden og dermed tilførsel av kaldt vatn frå overflata. Ettersom batteriet til sendaren i brønn B3 i slutten av gjeldande måleperiode har gått tom for straum, er ikkje temperaturverdiane i den nedste brønnen med i slutten av måleperioden. Sjølv diveren logger likevel verdiar, slik at kurva blir oppdatert når batteriet blir lada opp.

Middeltemperatur Gran målestasjon



Figur 108 Middeltemperatur på Gran juli 2016 – januar 2018

Nedbør Gran målestasjon



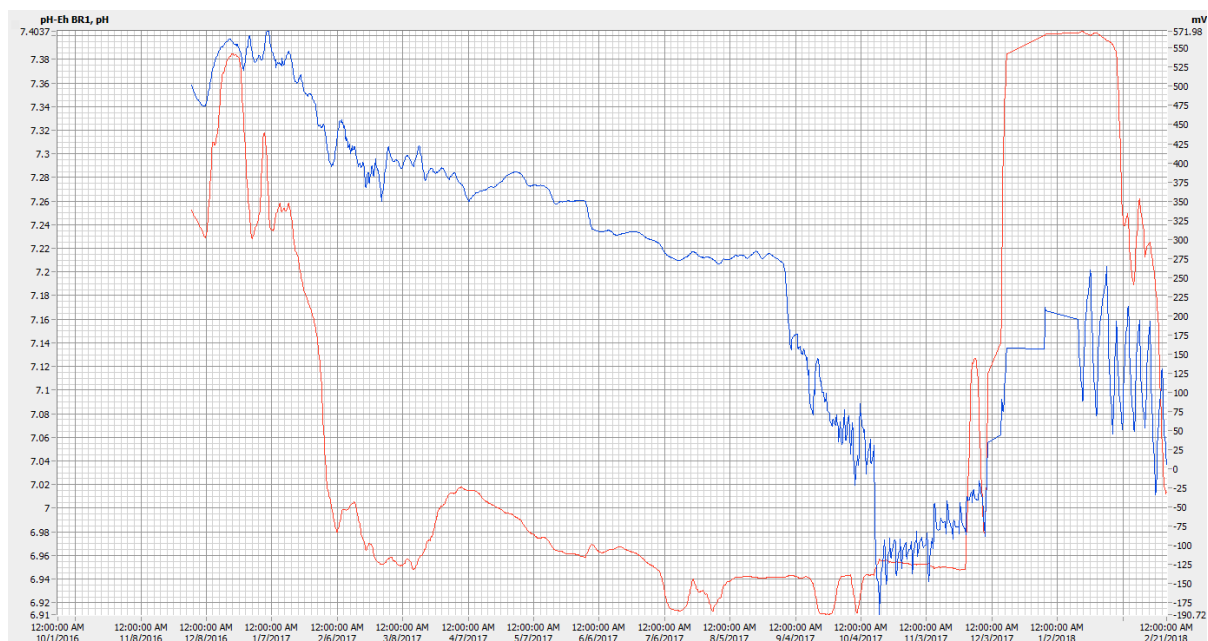
Figur 109 Månadsnedbør på Gran juli 2016 – oktober 2017

I den første delen av måleperioden er det ein tydeleg variasjon mellom dei tre brønnane der temperaturen i dei to grunnaste brønnane (på ca. 5 og 10 m djupn) følgjer omtrent den same utviklinga, medan temperaturen i den djupaste brønnen heng litt etter og har ikkje like stor variasjon. I slutten av måleperioden ser vi at kurvene er samanfallende. At temperaturaukinga først kjem i dei grunnaste brønnene indikerer at vatnet høgare opp i masselageret er meir påverka av forhold på overflata som lufttemperatur og nedbør. I den første delen av måleserien var temperaturvariasjonen nokså stor. Dette kan skuldast ein større grad av infiltrasjon av vatn frå overflata under anleggsperioden. Etter at

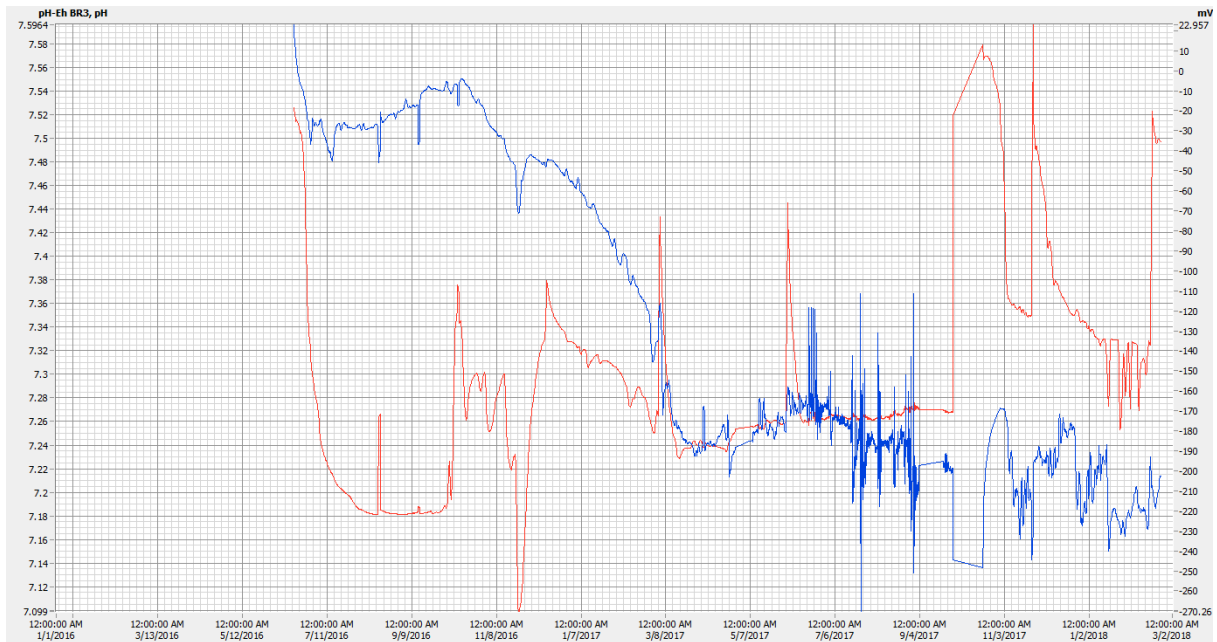
anleggsarbeida blei avslutta ser det ut som at temperatursvingingane er dempa. Den jamne temperaturutviklinga indikerer at påverknaden frå overflata er redusert, men det raske temperaturfallet i brønn 2 og 1 i slutten av måleperioden skuldast mest sannsynleg at det har kome inn kaldt smeltevatn frå overflata. Fallet avviker frå den generelle trenden og kjem i samband med smelteperioden. Dette kan indikere at masselageret er sårbart for inntregning av overflatevatn i periodar med mykje nedbør og/eller snøsmelting.

Reduksjonspotensial/ Eh og pH

Logging av Eh/pH i brønn B1 (figur 110) har vist at Eh i største deler av 2017 var mellom -100 og -175 mV. Eh starta på verdiar over 300 mV rett etter at instrumentet blei satt ned i brønn B1 i mars 2016. Deretter sank verdiane til verdiar ned mot -190 mV hausten 2017. Etter prøvetakinga i november 2017 auka verdiane markant, før dei etter eit par månader starta å søkke igjen. Sannsynlegvis har prøvetakinga ved oppheising av målesonden påverka instrumentet, og dermed er denne brå stigninga ikkje representativt for vatnet, men ein målefeil. I same periode har pH vore mellom 7,4 og 6,9, og har gått noko ned sidan oppstart av målingane. I brønn B3 (figur 111) starta Eh-verdiane på -18 mV, men gjekk raskt ned til under -200 mV. Deretter har verdiane hovudsakleg vore mellom -100 og -200 mV. Raske «hopp» i Eh kjem av at målesonden har blitt heisa opp ved prøvetaking av brønnen.



Figur 110. Logging av Eh/pH i brønn B1 frå desember 2016 – februar 2018. Blå kurve er pH, medan raud er Eh (Mv).



Figur 111. Logging av Eh/pH i brønn B3 fra juni 2016 – februar 2018. Blå kurve er pH, medan raud er Eh (Mv).

Ved vassprøvetaking, når vi har heist opp målesensoren frå vatnet, og den har kome i kontakt med luft, har sensoren nokre gonger brukt lang tid på å kome tilbake til opphavelig Eh-nivå (som i figur 110). Det kan sjå ut til at sensoren treng lang tid (opp til fleire månader) på å stabilisere seg. Dette må følgast med på vidare i overvakinga.

Den 23. november 2017 og 15. februar 2018 målte NIBIO Eh (ORP), pH og oksygen i brønn B2 og B3 med manuelt måleutstyr (vedlegg 16 og tabell 30). Resultata frå november 2017 viste at brønn B2 og B3 hadde oksygenmettingar på 89 % og 70 % 30 m under grunnvasspegelen. Eh var ved same måling på 2,5 mV i B2 og 200 mV i B3. fem – seks meter djupare var O₂-mettinga på 42 % og eH var -167 mV i B2, medan i B3 var O₂-mettinga på 9 % og eH -151 mV. Frå 10 – 15 m djup i B3 var O₂-mettinga 1,3% og eH -182 mV. Ved målingane i brønn B2 og B3 i februar 2018 var oksygennivåa omtrent dei same, men Eh hadde gått opp i begge brønnane, og var ved 6 m djup 120 mV i brønn B2 og -20 i brønn B3. I følgje den kontinuerlege logginga var eH rundt -140 mV i brønn B3 før vassprøvetakinga den 15. februar. Per 24.02.18 var Eh i brønn B1 -49 mV og pH 7,0, medan brønn B3 hadde Eh - 35 mV og pH var 7,2.

Tabell 30. Prøvetaking med handholdt måleutstyr i brønn B2 og B3 23.11.17 og 15.02.18 utført av NIBIO.

		temperatur	konduktivitet	vannivå	pH	O2 kons	O2 metning	ORP /Eh (redox)	Turbiditet
Brønn	date/time	°C	mS	m		mg/L	%	mV	NTU
B2	23.11.2017 11:19	6.4	0.9	0.35	7.9	9.99	88.9	2.5	94
	23.11.2017 11:19	7.2	1.1	6.37	7.4	4.61	41.9	-166.6	61
B3	23.11.2017 11:37	7.4	0.6	0.35	7.7	7.62	69.5	195.8	5
	23.11.2017 11:37	7.9	0.6	2.31	7.7	4.99	46.0	245.0	1
	23.11.2017 11:38	7.9	0.6	3.31	7.6	3.64	33.6	186.4	11
	23.11.2017 11:39	7.8	0.6	4.24	7.5	2.08	19.1	19.9	1
	23.11.2017 11:39	7.5	0.6	5.28	7.5	0.99	9.0	-151.3	1
	23.11.2017 11:40	7.1	0.6	6.29	7.5	0.46	4.1	-181.8	1
	23.11.2017 11:41	6.8	0.6	7.29	7.5	0.27	2.4	-189.1	1
	23.11.2017 11:42	6.6	0.6	8.30	7.5	0.17	1.5	-186.2	0
	23.11.2017 11:42	6.5	0.6	9.29	7.4	0.14	1.3	-179.7	0
	23.11.2017 11:44	6.5	0.6	10.31	7.4	0.14	1.3	-177.1	1
	23.11.2017 11:44	6.5	0.6	11.29	7.4	0.14	1.3	-179.8	0
	23.11.2017 11:45	6.5	0.6	12.28	7.4	0.14	1.3	-184.1	0
	23.11.2017 11:46	6.5	0.6	13.30	7.4	0.14	1.3	-189.0	0
	23.11.2017 11:47	6.6	0.6	14.29	7.4	0.14	1.3	-191.5	92
	23.11.2017 11:48	6.7	0.8	15.29	7.4	0.14	1.3	-182.5	0
	B2	15.02.2018 13:16	4.8	0.91	1.01	6.7	9.64	82.24	140.78
15.02.2018 13:17		5.6	0.93	2.95	6.9	5.76	50.28	152.20	5.09
15.02.2018 13:18		5.9	0.97	3.91	7.0	2.32	20.43	120.11	5.49
15.02.2018 13:19		6.1	1.05	4.93	7.0	1.00	8.81	80.37	0.98
15.02.2018 13:19		6.2	1.05	5.90	7.0	0.56	4.94	38.18	8.42
B3	15.02.2018 13:48	5.3	0.63	1.02	7.4	7.62	65.87	54.24	6.27
	15.02.2018 13:49	5.6	0.62	1.93	7.3	3.85	33.55	69.70	2.65
	15.02.2018 13:50	5.7	0.62	2.94	7.3	2.01	17.55	80.71	2.35
	15.02.2018 13:51	5.8	0.63	3.92	7.2	1.16	10.19	81.24	2.25
	15.02.2018 13:52	5.9	0.63	4.90	7.2	0.56	4.91	14.99	3.92
	15.02.2018 13:53	6.0	0.63	5.91	7.2	0.31	2.76	-20.23	3.92
	15.02.2018 13:54	6.2	0.64	6.91	7.2	0.17	1.52	-39.99	8.91
	15.02.2018 13:55	6.2	0.64	7.92	7.2	0.15	1.31	-54.77	5.09
	15.02.2018 13:55	6.2	0.64	8.79	7.2	0.15	1.31	-62.31	9.50
	15.02.2018 13:56	6.2	0.65	9.90	7.2	0.15	1.31	-69.96	7.45
	15.02.2018 13:57	6.1	0.69	10.91	7.2	0.15	1.31	-75.50	16.16
	15.02.2018 13:58	6.1	0.72	11.91	7.2	0.15	1.31	-80.86	4.02
	15.02.2018 13:59	6.1	0.77	12.92	7.2	0.15	1.31	-85.57	2.45
	15.02.2018 14:00	6.2	0.77	13.91	7.2	0.15	1.31	-87.04	244.42

Det er mogleg at brønnane har høgare Eh enn resten av masselageret, med innverknad frå luft frå overflata i brønnen. Brønnane er likevel utstyrt med lokk som burde hindre dette. Høgare konsentrasjonar av sulfat og tungmetall i den grunne brønnen samvarer

tydeleg med meir oksiderande forhold. Eh-verdiane her er langt unna det som trengst for kjemisk stabilisering av svovelkis (dvs ca - 300 mV). Jamt over meir reduserande forhold i den djupare brønnen (B3: 18 m djup, B2: 10 m djup) samsvarer på si side med signifikant lågare sulfat og metallinnhald. Dette er klart i tråd med gjeldande geokjemisk litteratur (Appelo og Postma 2005).

8.2.1.4. GIPSUTFELLING OG SVELLING

Periodevis blei det oppdaga at leirskifer frå tunnelen som låg opent i dagen (klassifiserte massar som var godkjente til bruk i fyllingar) etter kvart fekk kvite utfellingar på overflata. Dette ser ein eksempel på i figur 112, og skjedde både på Galgebergskifer og Elnesskifer. Noko av dette blei testa ved å dryppe saltsyre på materialet. Det blei då sett brusing, noko som tyder på at det var kalisumkarbonat i massane. Alunskifer og galgebergskifer frå tunnelen som var lagra i opne konteinrar for naturleg gjennomstrøyming av regn fekk også slike utfellingar (massar i storskalaforsøka – sjå Fjermestad, Hagelia & Thomassen (2017)). Dette blei skrapa av og sendt til mineralogisk analyse (XRD), og gips blei påvist.



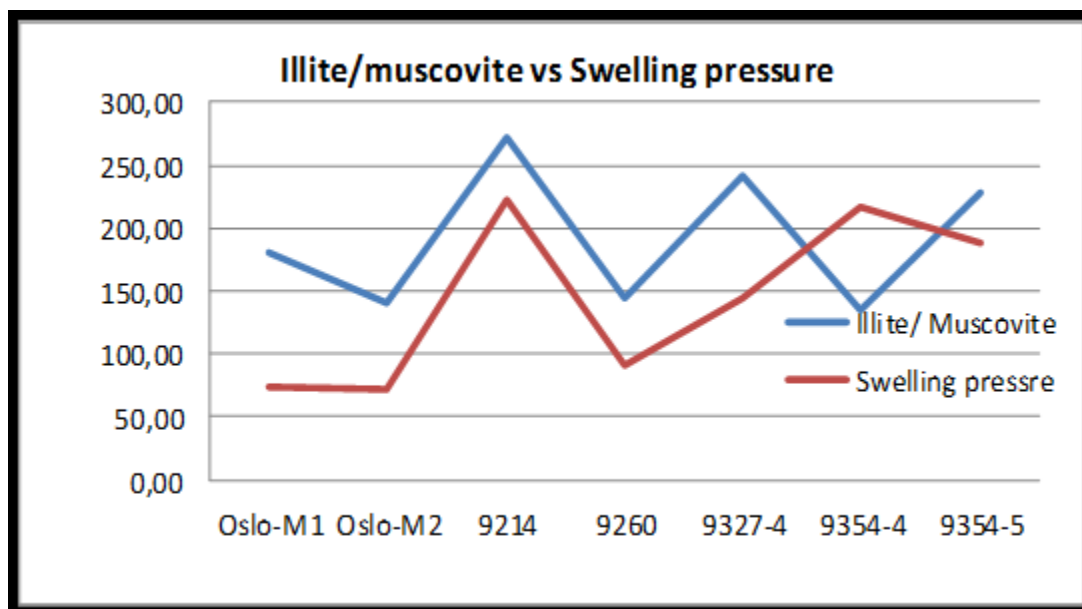
Figur 112. Kalkutfellingar på alunskifer i friluft (frå svartskifer brukt til utlekkingsforsøk)

Svelling i leirskifer kan foregå ved ulike mekanismar:

- Ved utfelling av gips dersom sulfatbidraget blir høgt; kan inntreffe dersom sulfidoksidasjonen blir stor.
- Anhydritt konvertering til gips ved hydrering
- Svelling av leirmineral

Innhaldet av sulfat og kalsium i vassprøvane frå brønnane viser at det er langt under metningspunktet for danning av gips (metningspunktet ligg ved 1450 mg/l sulfat og ved 650 mg/L kalsium).

Eventuell innhald av anhydritt i skiferen kan også bidra til formasjon av gips. Samtidig har anhydritt i liten grad blitt avdekket ved mineralogiske analyser av Gran-materialet (Fjermestad 2013; Helmers; 2013; Santos 2014; Terefe 2016; Børresen 2017; Erstad 2017). Det blei utført svelletestar på fem alunskiferprøver frå Granstunnelen i ei masteroppgåve frå UIO (Terefe, 2016). Ingen av prøvane viste danning av gips på grunn av testforholda, men det blei derimot vist at innhaldet av eit blanda sjiktsilikat/leirmineral (illitt/muskovitt) førte til moderat svelletrykk i ødometer under tilsetning av vatn (sjå figur 113).



Figur 113. Svelletrykk (y-aksen oppgitt i kPa) viste ein klar samanheng med innhaldet av blanda sjiktsilikat av illitt og muskovitt (Terefe 2016). Prøver frå Gran og Oslo (M1 og M2).

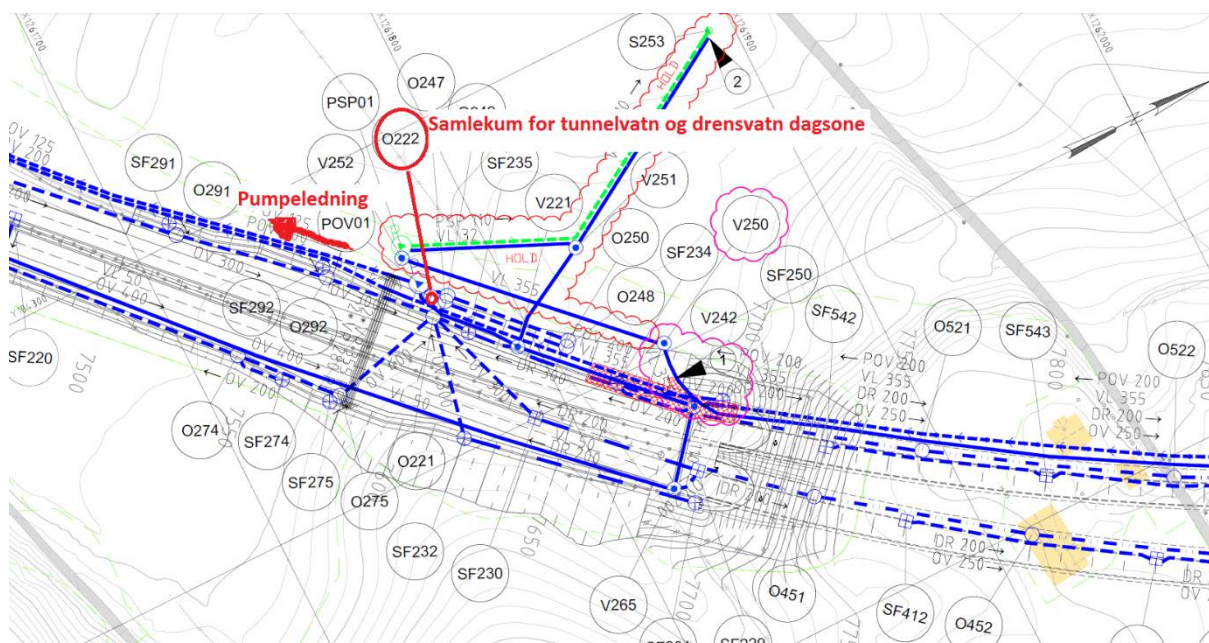
Setningsutviklinga under anleggstida blei overvaka ved setningsmålingar over masselageret. Dette er skildra i kap. 6.6 i del 2. Den generelle trenden er, som forventet at det skjer ei setning. Men i nokre punkt har det vore ei heving slik at netto setning er null. Årsaka til hevingane er ikkje sikkert avdekket, men det ser ut til at ein kan sjå vekk frå effektar av både frost (måleslangar under frostsona) og forskyvingar (neppe tenkbart på flatmark). Det er derfor meir sannsynleg at episodane med heving kan ha samanheng med svelling i galgebergskifer eller alunskifer. Vasskjemien i dei to brønnane i sjølve masselageret (Brønn B1 og Brønn B3) viser at gips er undermetta (ikkje utfelt) og dette

er neppe forklaringa. Det kan snarare sjå ut til å kunne ha samanheng med innhald av blanda sjiktsilikat av illitt og muskovitt, som sveller når svartskiferen er neddykka i vatn eller ligg i umetta sone over grunnvasspegelen der det er fuktig. Svelling i sjiktsilikata er reversibel og kan forklare at svelling (løft) ikkje er permanent, men kan gå tilbake. Svelletrykka var moderate. Utvikinga av setning og eventuell vidare heving blir overvaka framover.

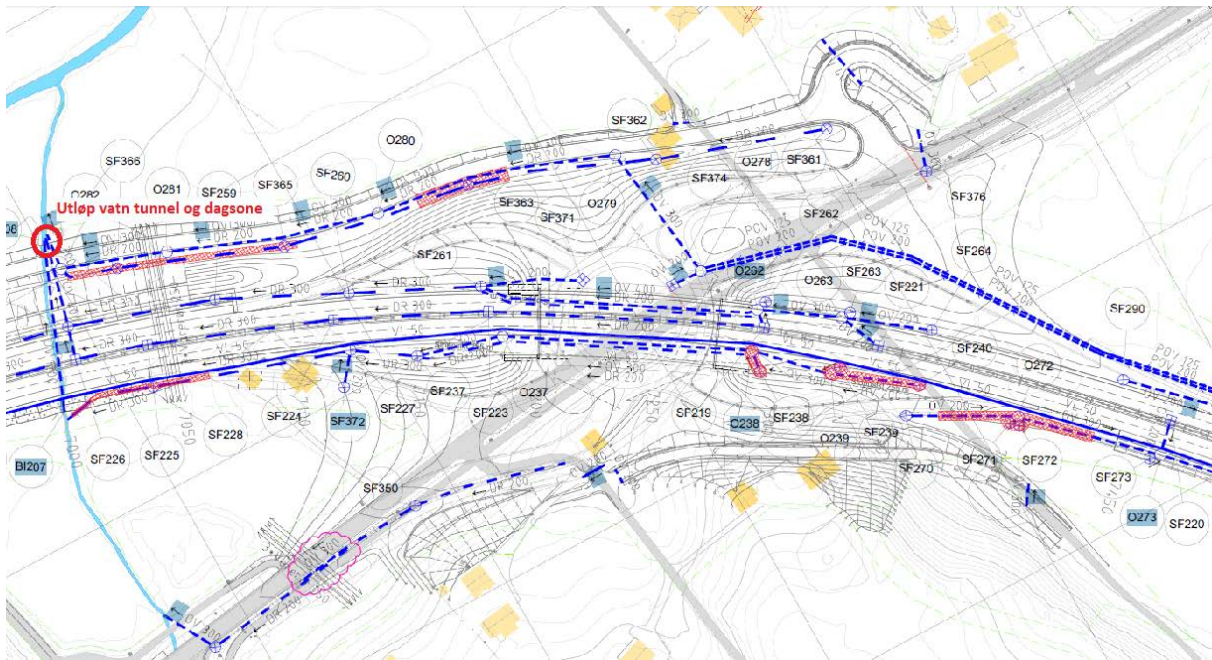
8.2.2. OVERVAKING AV TILGRENSA OMRÅDER TIL MASSELAGERET

8.2.2.1. DRENSVATN FRÅ TUNNEL OG OMRÅDE SØR FOR TUNNEL

Både innlekkasjvatn frå Granstunnelen og drensvatn frå området utanfor Granstunnelen blei samla i eit felles rørsystem i 2016 med utløp til nedre deler i Vøienbekken rett før den møter Vigga (figur 114 og 115). Drensvatn frå området består både av drensvatn frå portalområdet og langs ny veg, i tillegg til noko landbruksdrenering frå overliggende område. Ved tunnelvask blir vaskevatnet handtert og reinsa i eit lukka system før utslepp.



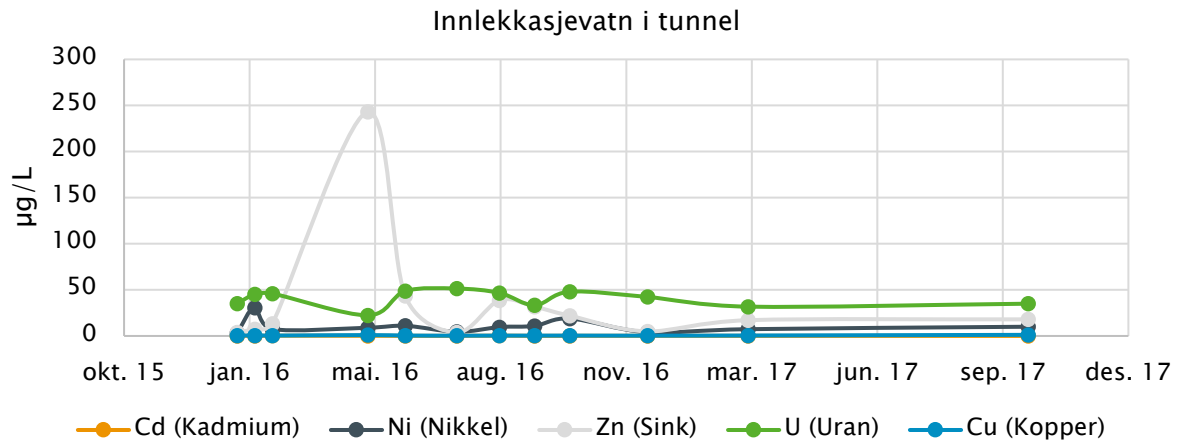
Figur 114. Arbeidsteikning for drenering- og vatnbehandling i portalområdet for Granstunnelen sør.



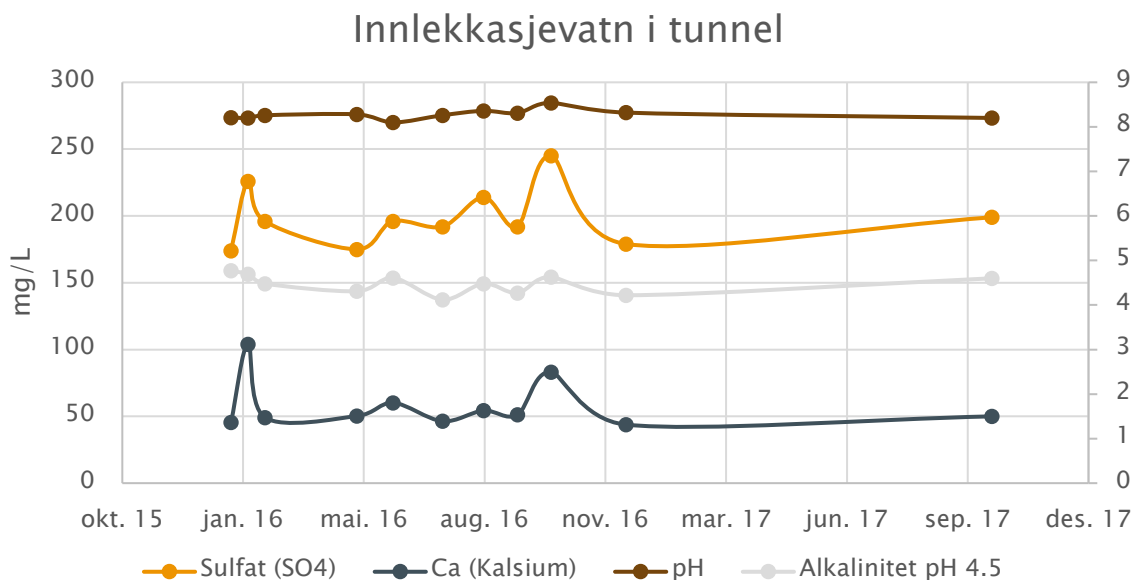
Figur 115. Arbeidsteikning for drenering- og vatnbehandling i portalområdet for Granstunnelen sør og vidare mot utløpet til Vøien.

Innlekkasjevatt tunnel

Innlekkasjevattnet har regelmessig blitt prøvetatt etter at sprengingsarbeida var ferdige. Figur 116 viser konsentrasjonar av metalla Cd, Ni, Zn, U og Cu prøvetatt i utjammingsmagasinet i pumpesumpen. Vasskjemien er spegla av at vatnet drenerer i fjell med skifer og kalkbergartar, men påverknad frå betong kan også spele inn på vasskjemien. Tilstandsklassen til vatnet basert på metall er for Cd, Cr, Pb og Hg i klasse 1 og 2. For Zn, Ni og As har verdiane svingt mellom klasse 2 og 5 (Zn) og 2 og 3 (Ni) og 2 og 3 (As). Konsentrasjonane er på nivå som ikkje utgjør ein skade for resipienten den blir tilført. Den høge Zn-verdien kan ha vore ei feilmåling, sidan den avviker frå resten av dei andre målingane. Uran har vore mellom 22 og 51 $\mu\text{g}/\text{l}$. pH har vore stabil mellom 8 og 8,5, og alkaliniteten har vore rundt 4,5 (sjå figur 117). For å følge med på om det skjer endringar i vasskjemien, vil vi fortsette å ta vassprøvar av dette vatnet framover i den neste treårs-perioden.



Figur 116. Konsentrasjonar av metalla Cd, Ni, Zn, U og Cu i innlekkasjevatt oppsamla i pumpesumpen i Granstunnelen. Vatnet er prøvetatt i perioden januar 2016 til november 2017.

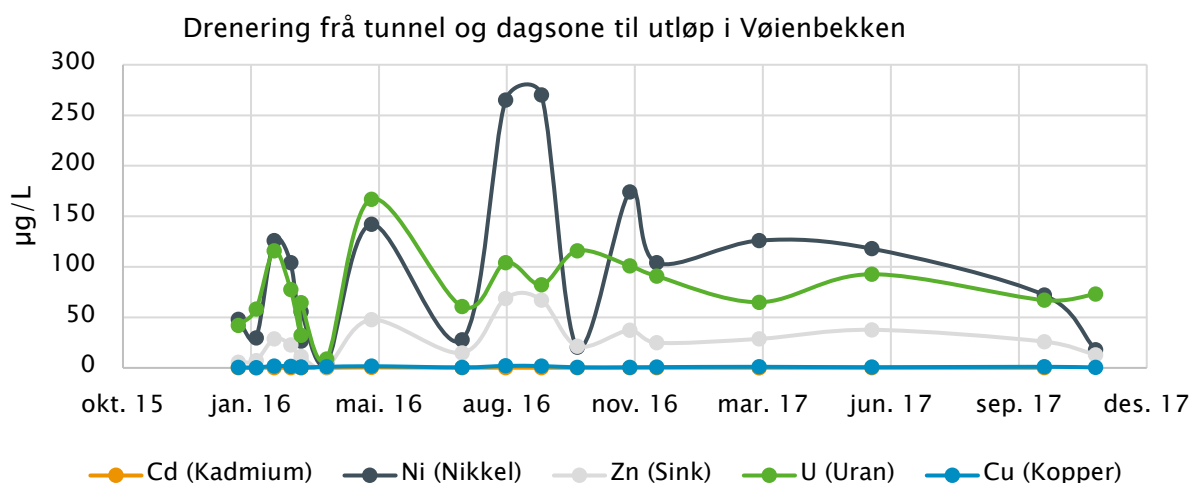


Figur 117. Innlekkasjevatt tunnel i pumpesump. pH og alkalinitet er gitt på sekundæraksen.

Drensvatt i utløp til Vøienbekken

Kalkstein og skifer frå hagaberg-, elnes- og galgebergformasjonen, som ikkje blei definert som deponipliktige har blitt brukt i fyllingar for vegoppbygging. Slike skifrar har eit variabelt, men naturleg forhøga innhald av metall, som også kan sporast igjen i dreneringsvatnet i massane. Galgebergformasjonen hadde urannivå opp til 40 mg/kg. Figur 118 viser prøvar av utløpsvatnet der både innlekkasjevattnet i tunnelen og drensvattnet frå veganlegget sør for tunnelen er blanda saman. Vatnet som går ut i dette røyret har blitt prøvetatt jamleg og finst i vedlegg 17. Drensvattnet frå

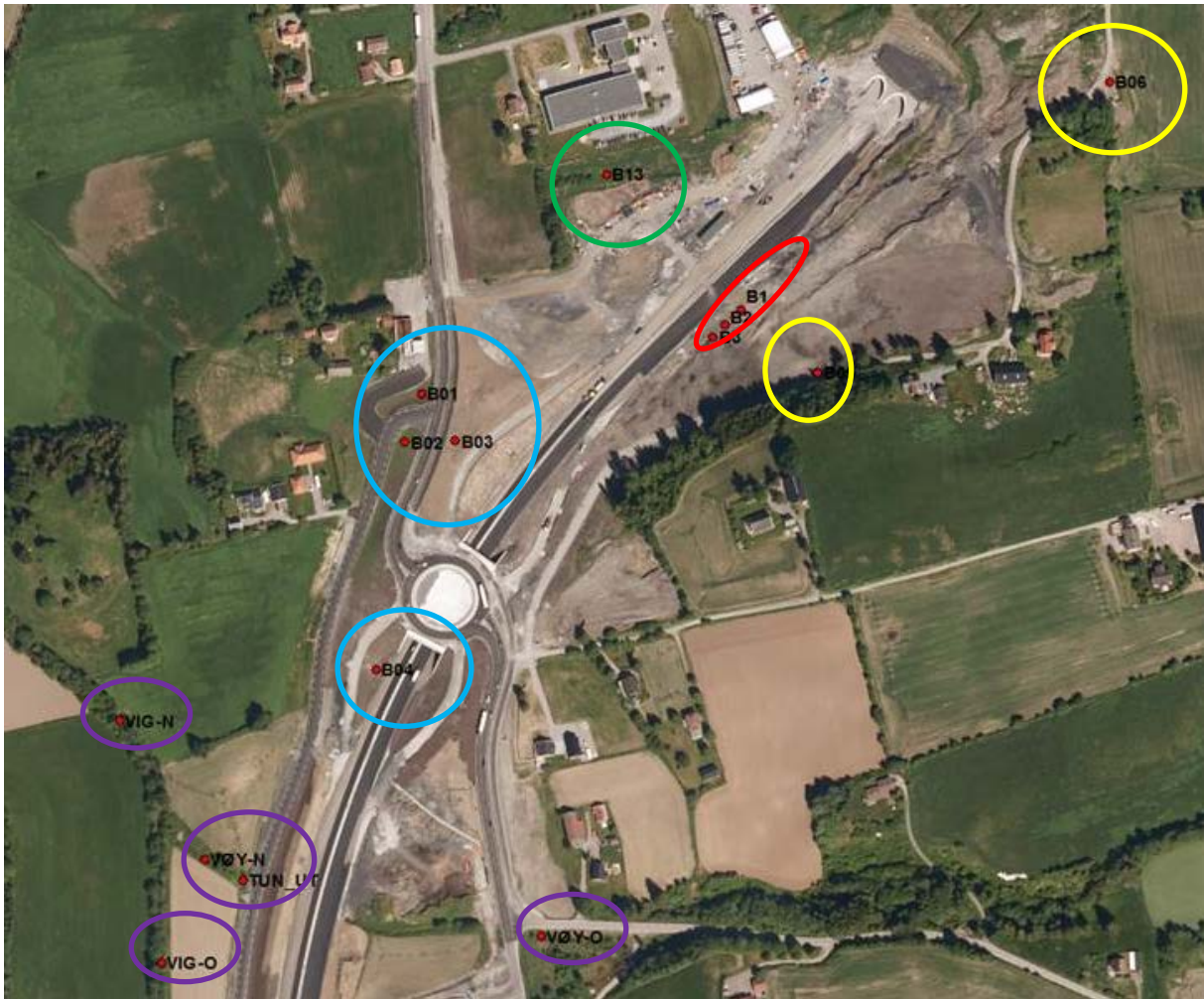
portalområdet/dagsona har generelt hatt høgare urankonsentrasjonar enn innlekkasjevattnet i tunnelen. Den høgste påviste urankonsentrasjonen frå drensuvatnet var 167 µg/L i mai 2016. Ni var på det høgste 270 µg/l i drensuvatnet i september 2016. Periodevis blei vatnet fortynna av tunnelvatnet, som hadde lågare innhald av tungmetall. Sidan pumpa som pumpar ut innlekkasjevattn frå tunnelen er nivåstyrt, går pumpa i periodar, slik at vatnet ikkje går kontinuerlig i røyret. Dette er trulig grunnen til at verdiane svingte mykje mellom prøvetakingane. Når tunnelpumpa ikkje pumpa ut innlekkasjevattn blei nikkilverdiane høgare i utløpet. Samtidig var vassføringa i utløpet låg når tunnelpumpa ikkje gjekk, og dei høge verdiane er berre så vidt sporbare i Vigga med ei auke på rundt 1 µg/l (sjå kapittel 10.2).



Figur 118. Konsentrasjonar av metalla Cd, Ni, Zn, U og Cu i utløpsvatn frå tunnel og drensøyr for overflatevatn frå området prøvetatt i perioden januar 2016 til november 2017. Drenering frå område utanfor tunnelen gir toppane med høge nikkell- og urankonsentrasjonar når pumpa med drensuvatn frå tunnelen ikkje går.

8.2.2.2. OVERVAKINGSBRØNNAR NEDSTRAUMS OG OPPSTRAUMS MASSELAGERET

Som ein del av overvåkingsprogrammet i driftsfasen blei det sett ned fem nye brønnar i tillegg til dei tre brønnane som står midt i lageret. Plassering av dei nye brønnane er vist i figur 119. Brønn 13 er den einaste brønne som har kontinuerlege data frå før, under og etter anlegg. Brønnane nedstrøms er plassert på Statens vegvesen sin eigedom, medan for brønnane oppstrøms blei det gjort avtalar med grunneigar. Brønndata er oppsummert i tabell 31.



Figur 119. Oversikt over overvåkingsbrønner i masselageret (B1, B2 og B3) og oppstrøms og nedstrøms masselageret BO1 – BO6 og B13. Brønnene som står oppstrøms er markert med gul sirkel og brønnene nedstrøms med blå sirkler. Brønnene i lageret er markert med ein raud ellipse, medan grøn sirkel viser brønn nr. 13 som blei sett ned før anleggsstart. Dei lilla ellipsane markerer prøvepunkt oppstrøms- og nedstrøms i elva Vigga, i Vøyenbekken og frå røyret der vatn frå pumpeumpen i tunnelen blir sleppt ut.

Tabell 31. Brønndata for brønner oppstrøms og nedstrøms masselageret.

	Nedstrøms				Oppstrøms		B 13
	BO1	BO2	BO3	BO4	BO5	BO6	
Kote terreng	208,137	210,758	212,728	211,229	216,058	232,524	
Kote topp brønn	208,753	211,296	213,324	211,755	216,847	233,019	
Djupn (Meter frå topp brønnrør)	8	9,4	24	12	10	9	18
Djupn (m og kote) for inntaksfilter	6 (202,7)	7 (204,3)	22 (191,3)	10 (201,8)	7 (209,8)	7 (225,5)	1-16,5
Kote for grunnvasstand (feb 2018)	204,97	205,05	205,15	203,81	210,67	226,79	

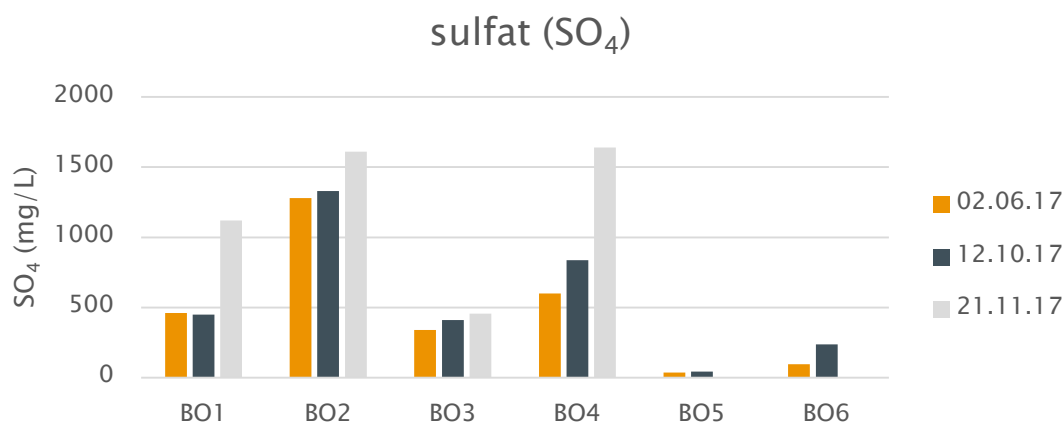
Målingar av kote for grunnvasstand i alle brønnar blei gjort i februar 2018 og er vist i figur 120. Målingane viser at grunnvatnet nedstraums masselageret ligg litt lågare enn i sjølve lageret (50–60cm). Dette indikerer at det er ein strøymingsgradient ut av lageret. Den største gradienden er frå lageret og mot brønn BO4 som ligg langs ny rv. 4 i eit område der det blei masseutskifta med frikjende steinmassar frå tunnelen (og anna god stein) heilt ned til fjell. Dette er opne massar så det er naturleg at den største strøyminga ut av lageret er under og langs ny rv. 4. Mengde vatn som kjem ut av lageret er avhengig av permeabiliteten til massane og variasjonar i grunnvasstanden.



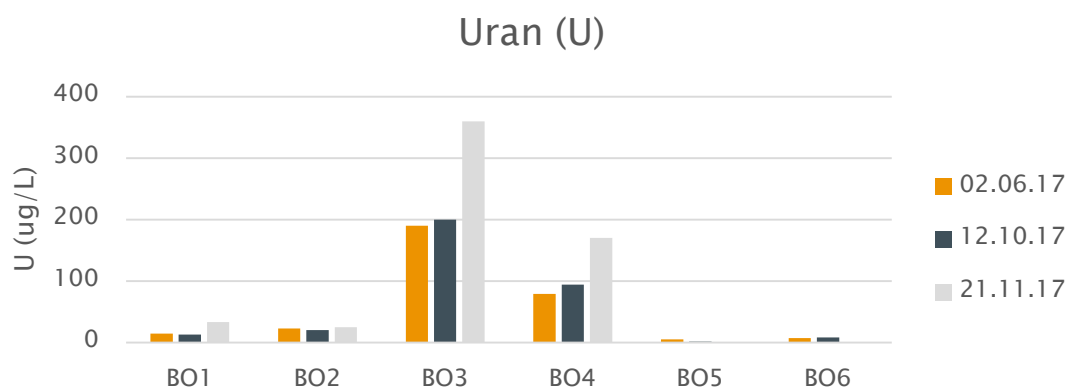
Figur 120. Registrering av grunnvasstand i overvaksingsbrønnar i (B3) og tilgrensa områder til masselageret.

Brønnane nedstraums masselageret blei prøvetatt for kjemi i juni, oktober og november 2017 og i februar 2018. Resultata frå overvakinga er gitt i vedlegg 18.1 og 18.2. Figur 121–124 viser konsentrasjonar av SO_4 , U, Zn og Ni i overvaksingsbrønnane som er sett opp rundt masselageret (prøvetatt i 2017). Figurane viser at det for sulfat, uran og nikkell er høgare konsentrasjonar i nokre brønnar nedstraums (BO1–BO4) samanlikna med brønnane oppstraums (BO5 og BO6). Verdiane er også høgare enn maks-konsentrasjonar målt for U, Ni og sulfat i brønnar i myra før anleggsperioden (som er eit bilete på bakgrunnskonsentrasjonar). Sulfat var høgast i BO1, BO2 og BO4 (opp til 1600

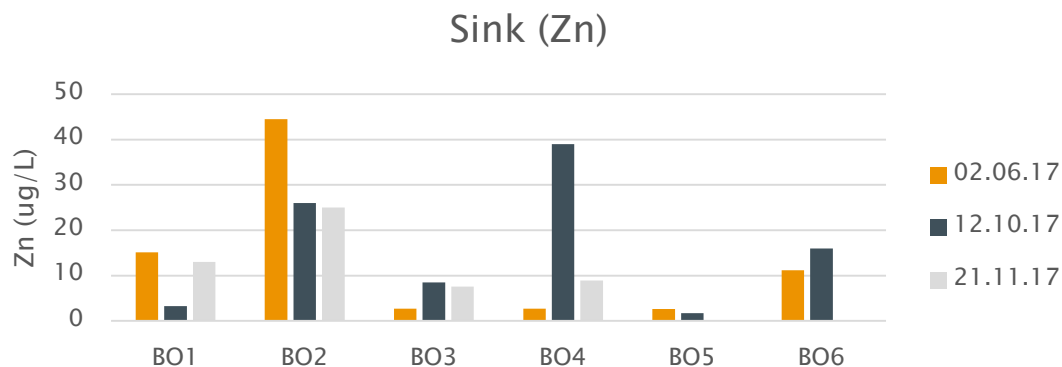
mg/l). Dette er høgare enn verdiane målt i brønnane i sjølve masselageret (B1, B2 og B3). U var høgast i BO3 (opp til 360 µg/l), medan Ni var høgast i BO2 (opp til 430 µg/l). Cd var lågt i brønnane nedstraums med verdier i klasse 2, med unntak av prøvar tatt i oktober frå brønn BO2 (0,28 µg/l) og BO4 (0,57 µg/l) som var i klasse 3. Også As var lågt i brønnane nedstraums og var under 0,5 (klasse 2) med unntak av Brønn BO3 med verdier mellom 1,1 og 3,4 µg/l (klasse 3). Zn var meir ujamt fordelt mellom brønnane, men hadde dei høgaste påviste konsentrasjonane i brønn BO2 nedstraums med 44 µg/l. Også i brønn O6 oppstraums var det forhøga verdier av Zn (16 µg/l på det høgste). Som vist i vedlegg 7 og tabell 8 var Zn også påvist i ulik grad ved brønnprøvetakingar i forundersøkingane (i 2013) av området, med maks-verdi på 144 µg/l i ein brønn som stod i området før anleggsarbeida starta.



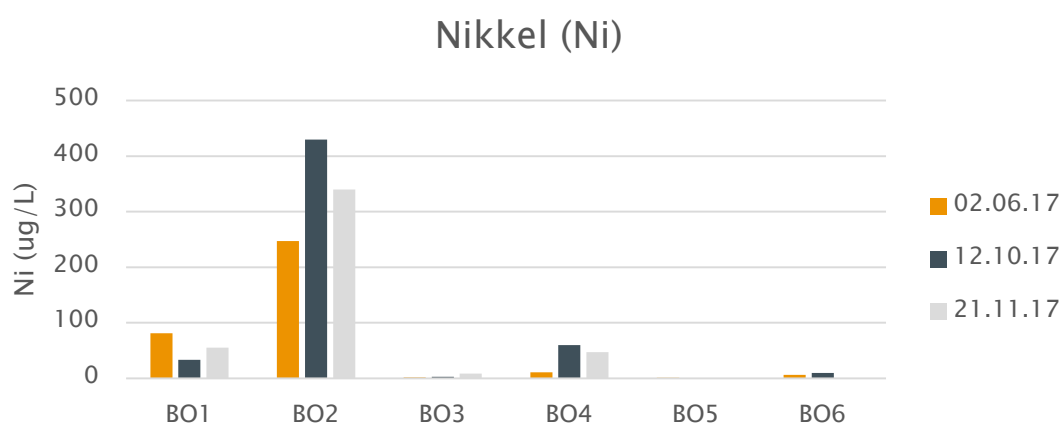
Figur 121. Sulfat (SO₄) i overvåkingsbrønnane BO1 – BO6. BO1 – BO4 er lokalisert nedstraums masselageret, medan BO5 – BO6 er lokalisert oppstraums lageret.



Figur 122. Uran (U) i overvåkingsbrønnene BO1 – BO6. BO1 – BO4 er lokalisert nedstraums masselageret, medan BO5 – BO6 er lokalisert oppstraums lageret.



Figur 123. Sink (Zn) i overvåkingsbrønnane BO1 – BO6. BO1 – BO4 er lokalisert nedstraums masselageret, medan BO5 – BO6 er lokalisert oppstraums lageret.



Figur 124. Nikkel (Ni) i overvåkingsbrønnane BO1 – BO6. BO1 – BO4 er lokalisert nedstraums masselageret, medan BO5 – BO6 er lokalisert oppstraums lageret.

Den siste prøvetakinga gjort i februar 2018 (tabell 32) viser ein tydeleg påverknad frå vegsalt i fleire av brønnane. Vassprøver frå brønner i myra før utbygging hadde kloridverdiar mellom 5,29 – 19 mg/l. På bakgrunn av dette er det tydeleg at fleire av brønnane er sterkt påverka av vegsalt. Dette gjeld først og fremst observasjonsbrønn BO1, BO2, BO3, BO4 som alle ligg tett inn mot og nedstraums ny rv. 4. Når det gjeld brønn BO6 ligg denne på privat grunn og har i alle tidligare vassprøver hatt eit kloridinnhald mellom 51 og 64 mg/l. Dette ser ut til å ligge over naturlege bakgrunnsverdiar og kan kome av jødsling i samband med jordbruk. I januar og februar 2018 var lufttemperaturen stort sett under null grader, med ein mildvêrsperiode i januar. Dei høge verdiane av klorid i BO2 og BO1 tyder på opne massar der smeltevatn går rett ned i brønnen. I brønn BO3, BO4 er påverknaden frå vegsalt mindre, men fortsatt markant.

Samtidig som NIBIO utførte prøvetakinga i november, målte dei også Eh/ORP, pH og oppløyst oksygen i brønnane nedstraums masselageret (Brønn BO1–O4) og i brønn B2 og B3 i masselageret. Resultata er i vedlegg 16. Målingane viste at det, som venta, var oksiderande forhold i brønnane nedstraums masselageret, bortsett frå nedst i brønn O3, som skilde seg ut med Eh på –90 og oksygenmetting på 2,8 %. Det at BO3 viser så låge verdiar for Ni og Zn kan vere relatert til lågare Eh her. Når U likevel er høg, tyder det på at U går i løysing uavhengig av sulfidoksidasjon.

Tabell 32. Oversikt over resultat frå siste prøvetaking av overvakingsbrønner, Vøienbekken og utløp frå dreinsvatn tunnel og dagsone av NIBIO i februar 2018. Sjå kart i figur 119 i kapittel 8.2.2.2. for lokalisering av prøvepunkt.

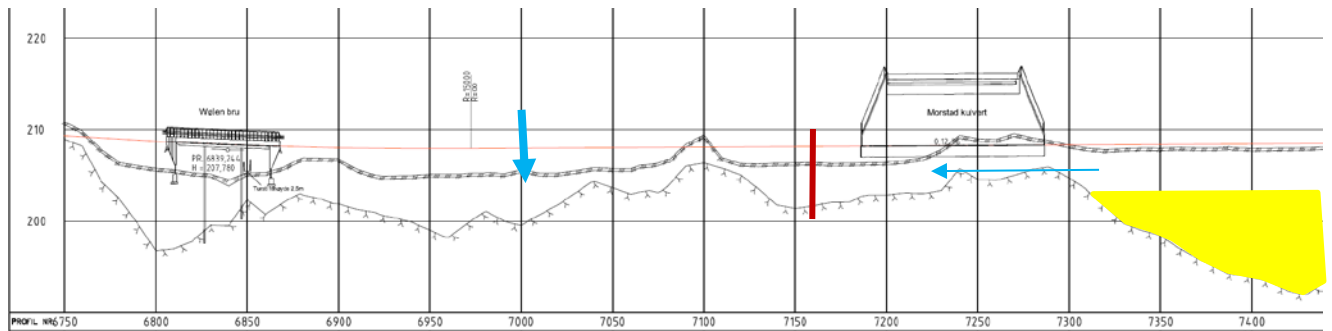
		Nedstraums masselager				Oppstraums masselager		I masselageret			Vøienbekken		utløp dreinsvatn
		B01	B02	B03	B04	B05	B06	B1	B2	B3	VØY-N	VØY-O	TUN-UT
pH		7,5	7,1	7,5	7,5	7,8	7,6	7,5	7,7	7,8	8,1	8,2	8,0
Konduktivitet	mS/m	165	286	117	171	57,5	123	114	92,6	63,0	45,8	40,7	160
Alkalitet til pH 4,5	mmol/l	3,2	6,2	6,9	6,3	5,4	16	7,4	5,2	5,5	3,6	2,7	7,2
Alkalinitet til pH 8, som P-alkalinitet	mmol/l	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Suspendert stoff	mg/l	420	25	76	530	720	1900	38	730	690	< 2	5,2	< 2
Klorid (Cl)	mg/l	430	300	35	59	17	64	20	21	11	15	8,8	68
Sulfat (SO4)	mg/l	112	1040	346	665	44,3	95,3	336	278	120	59,6	28,5	443
Total Fosfor	mg/l	0,16	0,009	0,051	0,36	0,23	13	0,022	0,83	0,52	0,011	0,015	<0,003
Fosfat (PO4-P)	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2	2,8	<2	<2	<2	7,0	7,0	<2
Ammonium-N	µg/l	210	570	1700	97	16	730	1000	2600	140	15	21	170
Nitrat (NO3-N)	µg/l	5,7	190	<5	1900	6900	1800	210	26	8,4	4200	4200	440
Total organisk karbon (TOC)	mg/l	7,4	2,1	1,7	6,7	1,4	22	2,5	2,5	1,3	2,2	2,3	1,9
Løst organisk karbon (DOC)	mg/l	2,2	1,7	1,6	1,4	0,73	13	2,6	1,8	1,3	2,2	2,3	1,6
Arsen (As)	µg/l	0,060	0,043	1,4	0,061	0,16	0,37	0,22	0,65	0,70	0,14	0,13	0,13
Bly (Pb)	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,031	<0,01	<0,01	0,018
Kadmium (Cd)	µg/l	0,013	0,036	0,044	0,071	0,005	0,023	0,072	0,087	0,018	0,010	4	0,071
Kobber (Cu)	µg/l	0,67	0,33	0,23	0,38	0,46	3,0	0,54	0,16	0,30	0,37	0,42	0,83
Krom (Cr)	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,10	0,081	<0,05	<0,050	<0,05	0,056	<0,50	<0,05
Nikkel (Ni)	µg/l	7,8	42	4,3	16	0,88	5,2	71	25	4,0	3,4	0,61	110
Sink (Zn)	µg/l	0,54	7,8	3,0	3,0	1,2	2,8	41	4,9	2,3	1,7	0,23	26
Aluminium (Al)	µg/l	1,2	< 1,0	< 1,0	1,2	3,8	1,7	< 1,0	< 1,0	1,9	6,2	6,0	< 1,0
Barium (Ba)	µg/l	44	24	48	46	48	280	25	40	97	38	29	35
Bor (B)	µg/l	33	210	120	19	21	45	79	110	73	17	14	90
Fosfor (P)	mg/l	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30
Jern (Fe)	µg/l	4,3	2,9	1,7	0,69	1,0	98	0,88	0,43	9,1	3,6	5,9	1,8
Kalium (K)	mg/l	13	24	8,3	6,7	2,2	59	9,9	9,7	4,0	3,8	3,2	12
Kalsium (Ca)	mg/l	110	460	230	350	130	290	280	180	140	97	86	310
Kobolt (Co)	µg/l	0,024	2,2	0,42	0,42	0,090	1,5	0,20	0,63	0,45	0,054	0,038	1,2
Magnesium (Mg)	mg/l	17	120	35	57	11	24	32	23	14	7,4	4,1	45
Mangan (Mn)	µg/l	0,10	700	460	110	5,2	7000	280	330	110	3,2	2,6	94
Molybden (Mo)	µg/l	11	1,9	220	31	0,98	4,1	110	120	23	5,1	1,6	19
Natrium (Na)	mg/l	270	210	92	99	16	33	37	56	29	13	5,1	83
Silisium (Si)	µg/l	1300	5100	5400	4100	3400	5500	4600	4300	3400	2600	3300	4200
Strontium (Sr)	µg/l	1300	6300	2400	310	460	1200	2300	2600	720	420	270	3200
Svovel (S)	mg/l	47	410	130	250	16	33	120	98	43	24	11	170
Vanadium (V)	µg/l	<0,02	0,021	0,061	<0,02	0,23	0,47	0,10	0,46	0,11	0,23	0,076	0,087
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Thorium	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,10	<0,01	<0,10	<0,01	<0,10	<0,10	<0,10	<0,010
Uran (U)	µg/l	4,0	22	390	83	2,1	5,5	150	200	6,5	8,3	1,5	65

8.2.3. TOLKING AV VASSPRØVER

Vassprøvetaking i dei ulike brønnene i masselagret har vist pH-verdiar over 7 gjennom heile prøvetakingsperioden fram til november 2017, med unntak av brønn B1, som periodevis har vist verdiar rett under pH 7. pH har gått noko ned i brønn B1 og B2, samtidig som at alkaliniteten har auka. Dei djupaste delane av masselageret (representert ved brønn B3) har gunstige stabile kjemiske forhold der det er lite forvitring av skifermassane. Her har uranverdiar vore stabile og under 10 µg/L gjennom prøvetakingsperioden. I brønn B1, som er grunnast, finn vi dei høgste tungmetallkonsentrasjonene og sulfatverdiane, som indikerer at det skjer sulfidoksidasjon. U og Mo har på den andre sida gått vesentleg ned i brønn B1, og nedgang har også skjedd for As, Cd og Cu. Dette kan vere eit teikn på at det skjer ei instilling mot likevekt mot meir gunstige forhold, som hindrar mobilisering av metall.

Samtidig har Ni og Zn hatt ein meir aukande trend, og sulfat har vore relativt stabil i brønn B1. Dette må følgjast med på vidare. Ni og Zn er venta å vere bunde i sulfid, og følgeleg er det venta å sjå ein samanheng mellom desse metalla og sulfat. Børresen (2017) fant derimot ingen sulfidmineral med nikkell i sine undersøkingar av alunskiferen frå Gran og påpeikar at Ni i staden kan vere bunde i organisk materiale. På den andre sida rapporterte Hagelia (2005) høgt innhald av nikkelsulfidet pentlanditt i ei kaksprøve av alunskifer. Terefe (2016) rapporterte vidare at sinkulfidet sphaleritt (sinkblendende) var vanleg i alle prøvene ho analyserte.

Målt nivå for vasstand i alle brønnane indikerer at det er ein strøymingsgradient ut av masselageret. Gradienten er størst mot observasjonsbrønn BO4 som ligg nærmast ny rv. 4 der det er masseutskifta med vesentleg meir opne massar samanlikna med stadlege massar i områda rundt. Figur 125 viser eit lengdesnitt frå masselageret, via Morstadkulverten og til Vøienbrua som kryssar Vigga. Figuren indikerer nivå for vegbana, tidligare trereng- og bergoverflate, i snittet under senterlinje mellom dei to vegbanene. Vøienbekken kryssar rv. 4 i ca. profil 7000. Denne bekken vil vere nærmaste resipient for vatn som transporteres fra masselageret og gjennom steinfyllinga under ny rv. 4. Det er etablert målepunkt oppstraums og nedstraums bekken slik at ein kan følge med på vasskvaliteten. Det er forventa at grunnvasstrøyminga gir små bidrag. Avstand frå brønn BO4 til Vøienbekken er over 150 m (Figur 125).



Figur 125 Lengdesnitt frå Morstadkulvert til Wøien bru som går over Vigga. Snittet er tatt under senterlinja mellom dei to vegbanene. Vøienbekken kryssar vegen i ca. profil 700 (lodrett blå pil). Observasjonsbrønn BO4 (vist med tjukk raud strek) er plassert i vegskulder frå kulverten ned mot rv.4. Brønnen går litt ned i berg. Tynn raud strek markerer overflata på vegbana, under dette vises tidligare terreng medan kurven under der er antatt bergoverflate. Sjølvemasselageret går opp til kote 203 og er markert med gult i figuren.

Logging av grunnvasstanden i sjølvemasselageret er skildra i avsnitt 8.2.1.3. Denne viser at grunnvasstanden er påverka av årstidsvariasjonar og at vegdreneringa sørger for at vassstanden sjeldan kjem over ca. kote 206,2. Sjølv om brønnane har lokk, blir dei likevel utsett for tilgang på luft frå toppen. Dermed er ikkje vatnet i brønnane nødvendigvis heilt representativt for vatnet i sjølvemasselageret, som er dekkja med fleire meter massar som hindrar lufttilgang. Ut frå dette kan det vere at vatnet i sjølvemasselageret har gunstigare Eh-verdiar enn dei som er målt i brønnane. Forståinga av oksidasjons- og reduksjonsprosessane er komplekse. Ingen av prosessane kan ventast å vere i likevekt, sidan mange redoks-reaksjonar ofte går sakte frå naturen si side. Spesielle mikrobiologiske organismar i jord kan til dømes bidra til å akselerere graden av sulfidoksidering. Det er til dømes usikkert i kor stor grad biologisk aktivitet spelar inn på oksideringa av sulfid.

Vatnet i dei øvre delane av masselageret har eit forhøga tungmetallinnhald samanlikna med dei opphavelige bakgrunnsverdiar. Dette kan skuldast at masselageret ikkje har ei tilstrekkeleg tett overdekking. Temperaturmålingene indikerer at toppen av masselageret er spesielt utsett i periodar med snøsmelting og mykje nedbør. Lenger ned er det vesentleg meir stabile forhold. Sidan det også er brukt noko svarte og mørke leirskifrar med naturleg høge metallkonsentrasjonar i fyllmassar over dei deponipliktige massane (sannsynlegvis Elnes- og Hagabergformasjonen og Galgebergledet), må vi vente at drensvatn som går igjennom desse massane har ein kjemisk samansetting som speglar dei ulike skifrane. Utlekkingsforsøket i friluft med alunskifer og galgebergskifer frå Granstunnelen (Fjermestad, Hagelia & Thomassen, 2017) viste at ved optimale

forvittringsforhold kan høge konsentrasjonar av sulfat og uran oppstå i kontakt med galgebergskifer med høgt svovel og tungmetallinnhald.

I slutten av deponeringa av alunskifer sommaren 2015 blei noko alunskifer deponert i området under rampa mot brønnane BO1, BO2 og BO3. Brønn BO3 er plassert nærme rampa og viser dei klart høgste uranverdiane. Dette indikerer at brønnen er plassert i deponert alunskifer på randen av grensa for masselageret. Alle overvåkingsbrønnane nedstraums masselageret (BO1– BO4) viser at sulfatkonsentrasjonane i grunnvatnet her er høgare her enn i sjølve masselageret. Det høge innhaldet av sulfat (det høgste vi har registrert –omkring 1500 mg/l), kombinert med nær nøytrale pH-verdiar (6,8 – 7,5) og varierende men tydeleg tungmetallmobilisering tyder på at det her er snakk om sulfidoksidasjon. Alunskifer er den mest sannsynlege bidragsytaren, også spesielt i lys av høge urankonsentrasjonar i BO3 og BO4 (ca 80 til 350 µg/l). Brønn BO4 skal derimot ikkje stå i alunskifer. Denne brønnen er plassert eit godt stykke utanfor masselagerområdet der bergoverflata ligg rundt kote 203. Dei høge konsentrasjonane indikerer at brønnen mottar vatn frå masser som er påverka av alunskifer og eventuelt også galgebergskifer. Ulik vasskjemi mellom dei fire brønnane kan tyde på liten strøyming og at vasskjemien er meir prega av lokale forhold rundt kvar brønn. Massane som er brukt i oppbygging av rampane er vesentlig meir opne enn massane over sjølve lageret. Dette vil føre til ein større tilgang av oksygenrikt overflatevatn som lokalt kan endre grunnvasskjemien. Figur 126 viser brønn BO3 og BO4. Overvaking og prøvetaking i åra framover vil gi oss betre innsikt.



Figur 126. Bilete til venstre viser brønn BO4 og bilete til høgre brønn BO3.

Totalt sett er vasstransporten gjennom dei utlagde massane i vegfyllinga begrensa der mengda vatn som lekk ut vil variere med årstida og nedbør.

Prøvetaking i Vøienbekken og Vigga har vist låge metallkonsentrasjonar, og er lite synleg påverka. Grunnvatnet sin kjemiske tilstand og strøymingsforholda er noko vi vil følgje med på i tida framover gjennom overvakinga. Vi vil vurdere å sette ned ein brønn til i dette området for å få ein betre oversikt over korleis grunnvatnet bevegar seg gjennom vegfylling og langs bergoverflata. For å få eit mål på hydraulisk konduktivitet i massane mellom brønnane kan ein utføre ein pumpetest.

9. UTSLEPP AV ANLEGGSVATN

9.1. Drivevatn frå tunnel

9.1.1. UTSLEPPSLØYVE FOR TUNNELDRIVEVATN

I samband med prosjektet rv.4 Gran grense – Jaren blei det av Fylkesmannen i Oppland innvilga utsleppsløyve for drive- og vaskevatt frå anleggs- og driftsfasen, datert 19.11.2013 (Fylkesmannen i Oppland, 2013). Ei utvida liste med metall var inkludert i utsleppsløyvet, noko som medførte ein utvida kontroll av utsleppsvatnet. Vidare var det krav om kontinuerleg overvaking av temperatur, pH og suspendert stoff i reinsa vatn frå midlertidig reinseanlegg tunnel. Etter fleire overskridingar av Ni, Zn, Cr, Cu og ammoniakk (NH₃) i utsleppsvatnet, blei desse grenseverdiane omsøkte i søknad datert 27.06.2014 (Statens vegvesen, 2014). Desse verdiane gjaldt berre når Vigga hadde vassføring over 0,5 m³. I vurdering av prøveresultata la vi oss på eit konservativt nivå, og gjorde vurderingar der vi såg at grenseverdiane blei overstige, ved å evaluere verdiane i forhold til vassføringa i Vigga, som var mottakande resipient for tunneldrivevatnet.

Det blei utarbeida ein sluttrapport for Reinseanlegget for tunneldrivevatnet, «Sluttrapport utsleppstillatelse for midlertidig reinseanlegg Grantunnelen», i 2015 som blei sendt til Fylkesmannen i Oppland (Rapporten er vedlagt som vedlegg 19). I rapporten blei det rapportert på korleis utsleppskrava blei overhaldd med relevante målingar og vassprøver vedlagt. Behandling av tunneldrivevatnet og rapportering i samband med utsleppsløyvet til Fylkesmannen i Oppland inngår ikkje som ein direkte del av løyvet frå Miljødirektoratet/Statens strålevern, men eit samandrag frå

sluttrapporten er skildra i dei neste kapitla, sidan mykje er relatert til temaet i denne rapporten.

9.1.2. REINSEANLEGG

Som midlertidig reinseanlegg for tunneldrivevatn i anleggsperioden nytta entreprenøren eit konteinerbasert renseanlegg levert av Containertech. Reinseanlegget var eit standard reinseanlegg for tunneldrivevatn. Avløpsrøyr frå anlegget blei leia til eksisterande overvasskum og vatnet rann deretter vidare til Vigga.

Reinseanlegget bestod av sedimentasjonscontainarar med oljeutskiljar, før det blei leia inn i eining for syredosering. Her blei saltsyre (HCl 34%) brukt til å justere pH (i ein startfase blei svovelsyre nytta som syrejusteringsmiddel). Etter pH-justering blei vatnet leia gjennom eit filtermedium før det blei pumpa ut til resipient.

Reinseanlegget var i drift i perioden frå veke 48 2013 til veke 43 2015. Tunnelens drivefase (då det pågjekk sprengningsarbeid) var frå veke 48 i 2013 til veke 22 i 2015. Totalt var reinseanlegget i drift i ca. 90 veker.

Totalt blei det slept ut 125 110 m³ reinsa tunneldrivevatn. Det gjennomsnittlige utsleppet var ca. 1400 m³/veke (ca.200 m³/d eller ca. 8 m³/t). Ikkje alle dagar var driftsdagar. Reinseanlegget var dimensjonert for 40 m³/t. Vassføringa på utsleppet var veldig varierende, og det førekom periodar der belastninga av reinseanlegget var over 40 m³/t.

9.1.3. VEKEBLANDPRØVER

Det blei tatt ut mengdeproporsjonale blandprøver av reinsa vatn som gjekk til overvassnett og ut til Vigga. Ved uttak av blandprøva stod behaldaren ei veke i reinseanlegget (romtemperatur – avhengig av vifta sin funksjon), der den mottok delprøver av vatnet som gjekk ut. Prøvekvaliteten vil dermed vere påverka av dette, sidan spesielt temperatur vil påverke tilstandsformen til nokre parameterar. Temperatur har for eksempel stor effekt på andel ammoniakk ein måler i prøven. Samtidig blei prøven lufta (ikkje forsegl) under perioden når prøven blei samla opp. Tabell 33 viser oversikt over gjennomsnitt, maks, min og estimert totalt utslepp frå reinseanlegget for tunneldrivevatn.

Tabell 33. Viser utrekna mengde totalutslepp frå reinseanlegget i perioden veke 48, 2013 – veke 43, 2015 for utvalde parameterar. pH har ikkje reell snittverdi, då pH er i logaritmisk skala. 8 er median pH. Ved konsentrasjonar under rapporteringsgrense blei halvparten av konsentrasjonen brukt i utrekninga av gjennomsnitt og totalt utslepp. Utsleppsgrenser for aktuelle parameter satt av Fylkesmannen i Oppland (FMO) er oppgitt i siste kolonne. Talla i parentes er omsøkte grenseverdier i SVVs søknad til FMO, datert 27.06.14. Raude tall viser verdier over utsleppsgrensa.

Parameter	Eining	Gjennomsnitt	Max	Min	n	Totalt utslepp (Kg)	Utsleppsgrense (FMO)
pH		8,0	9,9	6,9	90		>6 og <8,5
Sum PAH-16	µg/l	0,030	0,77	0,014	17*	0,018	
Ammoniakk (NH ₃)	mg/l	0,24	3,37	< 0,003	68	29	0,05 (3,5)
Ammonium (NH ₄)	mg/l	9,2	35	0,01	85	1100	
P-total	mg/l	0,12	1,61	0,002	77	14	5
Suspendert stoff	mg/l	68	820	1	89	8100	100
N-total	mg/l	35	134	4	85	4100	
As (Arsen)	µg/l	1,4	2,7	0	88	0,17	8,5
Cd (Kadmium)	µg/l	0,19	0,57	0,04	81	0,02	1,5
Cr (Krom)	µg/l	6,1	32,5	0,3	88	0,7	3,4 (15)
Cu (Kopar)	µg/l	4,9	60,5	0,5	89	0,6	7,8 (25)
Hg (Kvikksølv)	µg/l	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	0,0	
Ni (Nikkel)	µg/l	10,2	65,2	0,7	90	1,2	34 (100)
Pb (Bly)	µg/l	0,4	4,1	0,4	17*	0,04	14
U (Uran)	µg/l	10,0	32,5	0,3	82	1,2	
Zn (Sink)	µg/l	127	6060	< 2	90	15	11 (35)
Fraksjon C5-C40 (sum)	µg/l	57	855	63	24*	6,7	5000

* Få målingar, ein stor andel under LOD og er dermed ikkje med i utrekninga av gjennomsnitt, dvs snittverdien er i realiteten mykje lågare.

Parameter som i nokre veker overskreid verdier i det opphavelige utsleppsløvet var (min og maks i parentes): pH (6,9 – 9,9), ammoniakk (<0,003–3,37 mg/l), suspendert stoff (1–820 mg/l), krom (0,3–32,5 µg/l), Kopar (0,5–60,5 µg/l), nikkel (0,7–65,2 µg/l) og sink (<2 – 6060 µg/l). Det er usikkert kva den høge sink-verdien i ei vassprøve skuldast. Det er mogleg at grunnstoff som krom, kopar og sink også kan stamme frå betong nytta i tunnelen.

Eit tilbakevendande problem var høg turbiditet (suspendert stoff) i utsleppsvatnet. Etter ein periode med høgare konsentrasjonar av suspendert stoff i tunneldrivevatnet blei det frå mars 2014 nytta grøfter til sedimentering inne i tunnelen, og det blei starta med tilsetjing av PAX (fellingskjemikalie) til vatnet før det blei sleppt på reinseanlegget. Etter dette blei turbiditetsverdiane reduserte. Utsleppsvatnet blei overvaka ved kontinuerlege målingar, og resultatane frå desse målingane er å finne i Sluttrapporten for Reinseanlegget for Granstunnelen i Vedlegg 19.

Etter at drivinga av tunnelen var avslutta høsten 2015, blei vatnet frå tunnelen reinare og det var ikkje lenger behov for reinsing. Likevel blei det framleis tatt regelmessige stikkprøvar av innlekkasjevatnet i pumpesumpen, som blei pumpa ut til Vigga. Statens vegvesens stikkprøver frå innlekkasjevatnet finst i vedlegg 17. Generelt var pH mellom 7 og 8,5 i dette vatnet. Vatnet har hatt en signatur frå svare skifrar ved at nikkel, sink og uran er noko forhøga (U: opp til 51 mg/l, Ni: opp til 31 µg/l, Zn: opp til 49 µg/l (enkeltmåling på 250µg/l er truleg eit avvik). Samtidig kan betong også bidra til å auke konsentrasjonar av fleire metall som også overlappar med svarte og mørke skifrar sitt fingeravtrykk i vassfasen. Innlekkasjevatnet frå tunnelen er også omtala i kapittel 8.2.2.1 (Drensvatn frå område sør for tunnel).

9.1.4. TOLKING/KONSEKVEN SAR

Det var fleire utfordringar når det gjaldt drifta av reinseanlegget gjennom tunneldriveperioden. På grunn av svartskiferfjell (etasje 2 t.o.m. 4a) i tunnelen blei det generert vatn med mykje finpartikulert materiale, som det var vanskeleg å reinse. I tillegg kravde reinseanlegget mykje ettersyn, men blei imidlertid ikkje fulgt opp i tilstrekkeleg grad av entreprenøren. Ei stor utfordring var mangelfull rapportering om avvik frå rutinar i reinseanlegget og mangel på forklaringar rundt avvikshendingar frå entreprenøren. I tillegg var det lite fortløp i rapportering av vassprøvar, og heller ingen forklaring/tolking av vassprøvar opp mot grenseverdiane.

Vekeblandprøver for reinsa tunneldrivevatn viste periodiske overskridingar av utsleppsgrensene for pH, ammoniakk (NH₃) og metalla Cr, Cu, Ni og Zn. Ni og Zn er vanlege grunnstoff som kan kome ut i frå svarte skifrar. Ein må i tillegg gå ut ifrå at betong også kan påverke kjemien i vatnet. Overskridingar for turbiditet og metall skjedde oftast i perioden frå starten av februar 2014 til april 2014 inntil PAX-tilsettinga

starta å fungere. I vekeblandprøvene var det få overskridingar av turbiditet, men målingane av turbiditet frå entreprenøren si eiga kontinuerlege overvaking av turbiditet i utløpsvatnet viser at det periodisk var høg belastning av partiklar i vatnet som gjekk ut av reinseanlegget. Det var usemje mellom entreprenør og SVV om rutine for varsling og betydinga av forhøga verdiar når snittet på vekeblendeprøver var under kravet.

Påverknad på Vigga er omtalt i kapittel 10.2. Generelt viste resultatane frå vassprøvar i Vigga nedstraums utsleppspunkt for reinsa tunneldrivevatn små forskjellar samanlikna med konsentrasjonane oppstraums prøvepunkt. Dei passive prøvetakarane (DGT-ane) viste også liten forskjell i metallkonsentrasjonar mellom oppstraums og nedstraums prøvepunkt i elva.

Alle påviste konsentrasjonar av ammoniakk (NH_3) i blandprøvene frå reinseanlegget var under den omsøkte grenseverdien på 3,5 mg/l. Overvaking av pH og vassstemperatur frå den kontinuerlege overvakinga i Vigga indikerte at det stort sett har vore liten fare for danning av toksisk ammoniakk i elva under måleperioden. Episodane med størst potensiale for uheldig danning av NH_3 oppstod på sommaren, med låg vassføring og dårleg resipientkapasitet.

Turbiditet forårsaka av anleggsdrifta er antatt å vere ein parameter som kan ha påført lokale og kortvarige negative miljøeffektar i Vigga. Det er imidlertid ikkje forventa merkbar biologiske endringar i elva som følgje av dokumenterte anleggsskapte episodar.

9.2. Utpumpa vatn frå område for masselager

9.2.1. UTSLEPPSKRAV OG FORVENTA KVALITET PÅ VATN I BYGGEGROP

For utpumping av vatn til Vigga frå open byggegrop gjaldt utsleppsgrensene som var sett i utsleppsløyvet frå Fylkesmannen i Oppland. Det blei etablert eit reinseanlegg som skulle reinse utpumpa alunskiferpåverka vatn frå byggegropa, og vatnet blei regelmessig prøvetatt for å sikre at utsleppsvatn var i samsvar med grenseverdiar sett i utsleppsløyvet. Påslepp av utpumpa vatn frå masselageret var rundt 50 meter ovanfor målepunktet «Vigga midt» i overvakingssystemet. Vi hadde ikkje grenseverdiar for uran i utsleppstillatelsen, men uran er derimot ein viktig komponent som kan bidra til

kjemisk og radioaktiv forureining i miljøet. I tillegg er det saman med m.a. Ni, Mo, Zn, Cd og As eit viktig grunnstoff for å vurdere *Neutral Rock Drainage* (NRD). Å overvake utslepp av uran var også eit fokus i løyvet frå Statens strålevern. Vi tok utgangspunkt i at konsentrasjonane etter utslepp i Vigga ikkje skulle overstige 15 µg/l, som er den Canadiske grenseverdien for langtids eksponering av akvatisk liv i ferskvatn (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2011). Det blei utført estimat på konsentrasjonane i Vigga basert på prøver av vatnet i den opne byggegropa, mengde/rate utpumpa vatn, og vassføring i Vigga sjå kap 9.2.4. På bakgrunn av resultat frå utlekkingsforsøket utført på alunskifer frå området (Fjermestad, Hagelia, & Thomassen, 2017), førebudde vi oss på svært høge verdiar i vatnet (worst case scenario), og valde reinsemetode på bakgrunn av dette.

9.2.2. REINSEANLEGG FOR UTPUMPA VATN FRÅ MASSELAGERET

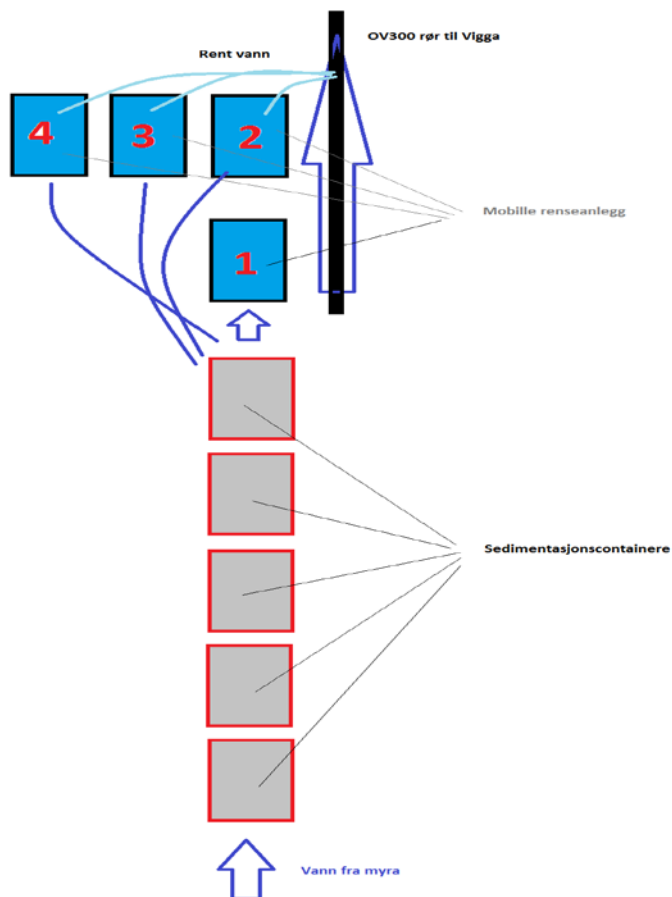
I 2014 blei det pumpa ut noko vatn frå byggegropa, men målingar viste låge konsentrasjonar av metall då. På dette tidspunktet gjekk vatnet gjennom sedimentasjonskonteinrar før utslepp. Vi førebudde oss på at vatnet i byggegropa, etter kvart som meir alunskifer blei deponert når tunnelen nådde sona med alunskifer, kunne innehalde vatn med høge tungmetallkonsentrasjonar, inkludert uran. Det blei dermed bestemt å skaffe eit reinseanlegg for vatn som måtte pumpast ut av området medan masseutskiftinga pågjekk. Eit anlegg frå Nordisk Vannteknikk blei vald. Anlegget hadde forsedimentering i fire seriekopla containrar på 30 m³ per stykk og tre stk mobile reinseanlegg på 18 m³ per stykk med tilsetjing av kjemisk fellingsmiddel (figur 127) før vatnet gjekk gjennom eit filter før utslepp. Figur 128 viser ei skisse av reinseanlegget. Reinseprosessen var basert på sedimentering og «flokkulering», dvs. at partiklane ved hjelp av eit flokkuleringsmiddel skulle binde seg saman til større einingar som deretter skulle filtrerast ut før vatnet blei sloppe ut til resipient. Oppgitt kapasitet for reinseanlegget var på opp mot 400 m³ per døgn eller 20–72 m³/t (ved fire containrar á 5–18 m³/t). Dette var avhengig av partikkelinnhald i vatnet.



Figur 127. Reinsekonteinrar frå Nordisk vannteknikk.

Det var vanskeleg å finne gode reinsemetodar for uran på markedet. Etter anbefaling frå Nordisk Vannteknikk blei fellingsmiddelet «Polyclay 815» vald som sorbent. Det var basert på bentonitt iblanda kol og var ei blanding av 60% polyclay 603 og 40 % polyclay 806. Kjemikaliet hadde vist at det kunne reinse partikkelrikt vatn i enkle laboratorieforsøk (Nordisk vannteknikk, 2014). Ulike typar av Polyclay blei også testa via NORWAT med positive resultat (Salbu, et al., 2013). I notatet frå 2013 blei det sagt at «Bentonitt ansees også å være en velegnet sorbent for uran og metall på grunn av funksjonelle grupper som binder metall effektivt ved pH rundt 7 og ved temperatur rundt 20°C». I deira forsøk viste Polyclay 810 best resultat; 1 g Polyclay 810/L viste 22% reduksjon av U, medan 6 g Polyclay 810/l viste 67 % reduksjon av U ved 2 timars flokkulering/sedimentering. NORWAT var på denne tida i gang med fleire testar av ulike sorbentar for å fjerne uran frå vatn, men undersøkingane var ikkje ferdigstilte.

Anlegget hadde ingen pH-regulering fordi pH aldri hadde vist låge konsentrasjonar i områda med alunskifer, men det var mogleg å installere det ved behov.



Figur 128. Skisse av reinseanlegget og dei ulike reinsetrinna. Det var fire sedimentasjonskonteinrarar. Kvar av dei fire flokkuleringskammera hadde kapasitet på 5 –18 m³/t.

9.2.3. DRIFTING AV ANLEGGET

Utpumpa vatn frå masselageret blei sendt gjennom sedimentasjonskonteinrarane før utlepp. Reinsetrinnet med tilsetjing av flokkuleringsmiddel blei totalt sett lite brukt. Grunnen til dette var ein kombinasjon av at:

- vassprøvar i vatnet ut viste konsentrasjonar under utleppstillatelsen frå FMO, bortsett frå Cd i prøvar tekne i vatnet frå 20. mai som viste maks 2,3 µg/l (utleppsløyvet var 1,5 µg/l).
- estimerte konsentrasjonar av uran i Vigga basert på konsentrasjonar i utlepptet utgjorde ikkje ein fare for negative konsekvensar i Vigga.
- det var for lite partiklar i utleppsvatnet, slik at flokkuleringa ikkje fungerte optimalt, noko som igjen førte til at filteret i siste reinsetrinn tetta seg.

Statens vegvesen tok sjølv ansvaret for å drifte anlegget. Entreprenøren hadde ansvar for pumpa og pumpeleidningane fram til reinseanlegget.

Det blei pumpa ut vatn frå masselageret periodevis frå midten av februar 2015 til slutten av juni 2015, tilsaman ca. 100 dagar. Det blei nytta ei pumpe med maksimal kapasitet på 23 liter per sekund for å pumpe vatn frå masselageret og ut i Vigga gjennom reinseanlegget. I to periodar i februar og mars 2015 blei ei større pumpe brukt med maks kapasitet på 71 l/sek. Denne pumpa var i bruk totalt 15 dagar, men blei tatt ut då pumpinga gav auka potensial for høgare urankonsentrasjonar nedstraums i Vigga ved låg vassføring. Ved full pumping blei reell mengde vatn som blei pumpa ut noko lågare enn oppgitt maks-kapasitet til pumpa. For å få ned pumperaten blei pumperøyret strupa i ulik grad, slik at ein mindre andel vatn blei pumpa ut. Det blei undersøkt at å strupe 80 % av røyret gav best reinseeffekten (for pumpa med pumperate på 23 l/sek).

I fleire periodar gjekk vatnet berre gjennom sedimenteringskonteinarene og ikkje dei siste reinsetrinna. Ein av årsakene til dette var at vatnet periodevis var for reint (for lite partiklar i vatnet), slik at filtra tetta seg ved at det ikkje blei danna store nok «flokkar» og filtreringsmattene i reinsekonteinaren tetta seg. Den naturlege «flokkuleringsprosessen» skildra i kapittel 8.1.3 og naturleg sedimentasjon i masselageret medverka til at det vatnet som kom inn i reinseanlegget hadde for låg turbiditet til at den kunstige flokkuleringsprosessen fungerte optimalt. Denne «naturlege reinsinga» bidrog altså til at effekten av dei «kunstige» reinseanlegga blei begrensa.

Om vinteren blei det eit problem med is i miksekonteinaren, og det førte til at konteinarene måtte vinterisolerast.

9.2.4. PRØVAR AV UTSLEPPSVATN OG REINSEEFFEKT

Det blei regelmessig tatt prøver av vatnet som blei pumpa ut frå masselageret (sjå figur 130 og tabell 34 og 35). Fullstendig oversikt er gitt i vedlegg 20.

Innhaldet av kadmium og uran i vatnet ut frå myra auka mot slutten av masseutskiftinga (sjå kapittel 8.1.1). 19. mai starta utpumping av vatn frå myra etter eit opphald frå 22. april. Vassmengda som blei pumpa ut frå myra etter dette var frå 4 – 20 L/s. Vatnet var for det meste klart, og gjekk dermed ikkje gjennom renseanlegget (kun

sedimentasjonskammer). Prøvetaking i vatnet ut frå myra 20. mai viste ein kadmiumkonsentrasjon på 2,8 µg/L. 4. juni var den 2,25 µg/L. Utsleppsgrensa var på 1,5 µg/L. I sjølve myra blei det målt 3,84 µg Cd/L på det høgste (20. mai). I same analysen var konsentrasjonen av U på 225 µg/L og Mo var høgt med 4600 µg/L. Pb, Zn, Cu, Cr og As viste forholdsvis låge verdiar i vatnet ut frå myra. I Vigga var det høg vassføring i dene perioden, noko som medførte liten risiko for vassmiljøet.

Deponering av alunskifer rett ved pumpa ut frå myra og merksemd rundt høge kadmiumverdiar, gjorde at det utpumpa vatnet igjen blei leia via reinseanlegget (med alle reinsetrinna) frå 18. juni. Då var vatnet turbid og mørkt på farge på grunn av deponering av alunskifer rett ved pumpa (figur 129). Pumpa gjekk då med lågare kapasitet (rundt 4 l/sek). I denne samanhengen blei det tatt inn- og ut prøver frå reinseanlegget og sendt til analyse. Vatnet før og etter reinsing hadde tydeleg fargeforskjell. Dette tyda på at reinseanlegget ved sedimentasjon og bruk av fellingskemikalie hadde god effekt på å reinse suspendert stoff. Sannsynlegvis bidrog den låge pumperaten til at reinseanlegget ikkje blei overbelasta, og dermed god tilbakehalding av suspendert stoff. Reinseffekten for metall var derimot variabel. Analysane for reinsa vatn viste ein liten nedgang for mellom anna U og Cd med rundt 20 % nedgang og Ni på 66 % nedgang. Andre metall som t.d. Mo hadde ingen vesentleg reduksjon. Kanskje hadde reinseffekten for metall vorte betre ved ei endå lenger opphaldstid i flokkuleringskammeret eller ved meir Polyclay per liter vatn.



Figur 129. 18. juni blei alunskifer på mellomlageret fylt rett ved pumpa. Då var vatnet ganske turbid i sedimentasjonskonteinarane, og reinseanlegget blei starta. Som følge av skiferdeponering like ved, hadde vassprøven eit høgt innhald av suspendert stoff. Den blå slangen til venstre, blei brukt ved utpumping av vatn frå masselageret.

Tabell 34. Prøver tatt i innløp til og utløp frå reinseanlegget i 2014 og 2015. Prøvene tatt 18.06 gjekk igjennom alle reinsetrinna, også i steget med fellingskjemikaliet polyclay. Dei resterande prøvene gjekk berre gjennom sedimentasjonskonteinrarar. RA= Reinseanlegg

Parameter		RA inn 06.06.14	RA ut 06.06.14	RA inn 23.01.15	RA ut 23.01.15	RA inn juni 15	RA ut juni 15	RA inn 18.06.15	RA ut 18.06.15
Suspendert stoff	mg/l	1100	770	19	18			133	16
pH		7,5	7,9	7,3	7,7	7,6	7,8	8,0	7,8
Alkalinitet pH 4,5	mmol/l	6,5	5,8	4,7	4,9				
Ledningsevne	µS/cm	740	740	1320	1370	1236	1165	134	136
TOC	mg/l	3,3	3,6	2,7	2,9	1,5	1,2	0,65	0,71
Klorid	mg/l	23	23	37	41	23	25	22	23
Nitrat-N	mg/l	2,0	2,0	5,1	5,3	42	32	7,55	8,06
Sulfat	mg/l	130	160	400	440	340	330	510	520
Al (Aluminium)	µg/l	0,004	0,008	300	310	1400	210	19	130
As (Arsen)	µg/l	0,44	1,2	2,5	2,2	6,9	5,8	1,9	0,43
B (Bor)	µg/l	84	93	65	63			98	96
Ba (Barium)	µg/l	210	190	220	210			72	73
Ca (Kalsium)	mg/l	110	110	170	160	120	100	124	129
Cd (Kadmium)	µg/l	0,18	0,20	0,24	0,27	0,32	0,12	2,3	1,8
Co (Kobolt)	µg/l	0,08	0,20	1,2	1,1	2,0	0,54	0,42	0,29
Cr (Krom)	µg/l	0,01	0,01	0,48	0,38			<0,005	0,055
Cu (Kopper)	µg/l	0,80	1,2	1,7	2,6	5,7	1,4	0,25	< 0,05
Fe (Jern)	mg/l	0,0014	0,0018	0,41	0,46	3,2	0,48	<0,002	0,0014
Hg (Kvikksølv)	µg/l	<0,002	<0,002					<0,002	<0,002
K (Kalium)	mg/l	5,2	5,7	7,7	7,8			17	17
Mg (Magnesium)	mg/l	7,9	7,7	14	14			21	20
Mn (Mangan)	µg/l	20	10	370	310	130	57	70	61
Mo (Molybden)	µg/l	110	140	110	100	850	770	1700	1600
Na (Natrium)	mg/l	49	57	100	100			120	120
Ni (Nikkel)	µg/l	3,6	2,7	3,5	3,3	14	3,6	11	3,6
P (Fosfor)	µg/l	4,5	6,9	29	31			7,3	<2
Pb (Bly)	µg/l	0,01	0,01	0,89	1,1	2,3	0,57	<0,05	0,61
Si (Silisium)	mg/l	4,3	4,4	5,5	5,3			3,6	2,9
Sr (Strontium)	µg/l	750	77	1020	1010			2900	2800
Th (Thorium)	µg/l	< 0,04	< 0,04	0,062	0,063	0,12	0,1	< 0,02	< 0,02
U (Uran)	µg/l	34	36	80	76	77	140	150	120
V (Vanadium)	µg/l	0,5	0,84	1,3	1,1	9,8	7,4	3,4	2,5
Zn (Sink)	µg/l	3,7	3,4	3,5	7,0	21	10	4,0	3,8
Po-210	Bq/l					0,013	0,0002		

I tabell 34 er inn- og ut-prøver frå reinseanlegget samanstillt. Det er kun prøven tatt 18. juni som viser prøver tatt før og etter reinsing i alle stega (også polyclay). Dei andre er tatt frå vatn som gjekk igjennom sedimenteringsanlegget. Det er tydeleg at reinseanlegget med berre bruk av sedimentasjonskonteinrarane ikkje hadde noko god

effekt på å reinse løyste metall som U, Cd og Mo. I juni 2015 tok NORWAT prøver av vatnet frå masselageret før og etter det gjekk gjennom sedimentasjonskonteinarane (ikkje polyclay – flokkulering), og dokumenterte ein dårleg reinseeffekt av uran. Dei påpeika at årsaka var at fleire av metalla førelåg som lågmolekylære former og som anion som ikkje kan sedimenterast ut. Dei grunnstoffa som ikkje viste nokon særleg nedgang over sedimenteringsanlegget var U, Th Mo, As, Ca, V, S. I tillegg var klorid, nitrat, sulfat og totalt organisk karbon rimeleg uberørt av reinseanlegget. U, Mo, S og Ca førekom som lågmolekylære former.

Tabell 35 viser minimum, maksimumsverdiar for utvalde parameter i vassprøvane i vatnet som gjekk ut til Vigga.

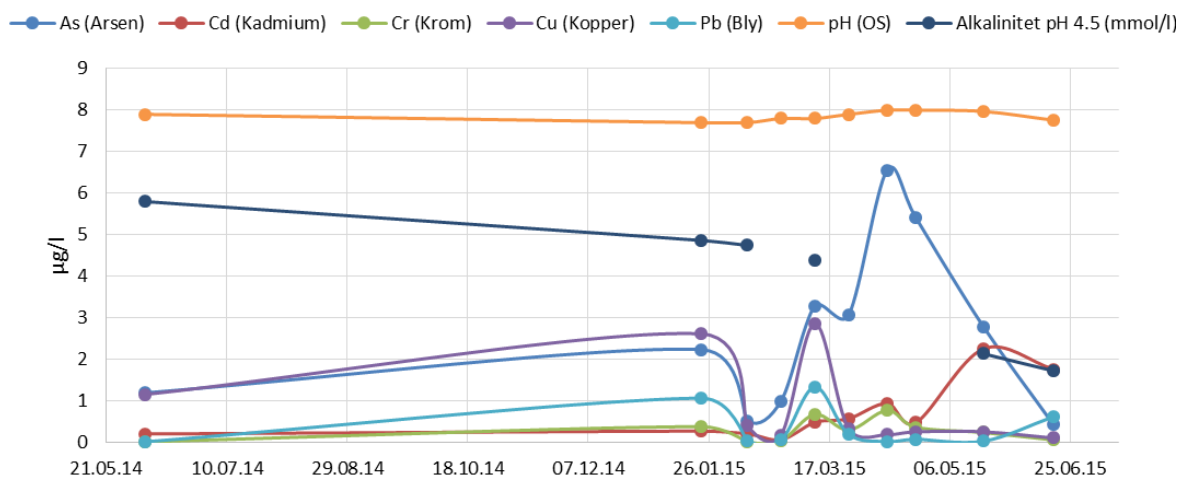
Tabell 35. Oversikt over minimum og maksimumkonsentrasjonar i vatnet som blei pumpa ut frå masselageret i samband med masseutskiftinga med svartskifer. Konsentrasjonane har fått farge etter tilstandsklassar for ferskvatn (Miljødirektoratet, 2016). Vidare er desse konsentrasjonane samanlikna med utsléppsgrensa for anleggsvatn frå Fylkesmannen i Oppland. Utsléppsgrenser som er overskrida er merka med raudt. Statens vegvesen søkte i 2014 om å endre nokon av grensene for nokre parameter, og desse er oppgitt med parantes bak utsléppsgrensa. Det finst ikkje nasjonalt gjeldande grenseverdiar for uran, suspendert stoff eller sulfat.

Metall	Eining	Minimumsverdi	Maksimumsverdi	Tilstandsklasse (M-608)	Utsléppsgrensa fra FMO
As	µg/l	0,43	6,6	2-3	8,5
Cd	µg/l	0,061	2,3	2 - 4	1,5
Cr	µg/l	<0,02	0,77	1-2	3,4 (15)
Cu	µg/l	<0,2	2,9	1-2	7,8 (25)
Ni	µg/l	1,9	51	2-4	34 (100)
Pb	µg/l	0,016	1,3	1-3	14
Zn	µg/l	0,85	27	1-4	11 (35)
U	µg/l	36	230		
SS	mg/l	5,4	770		100
SO4	mg/l	160	529		

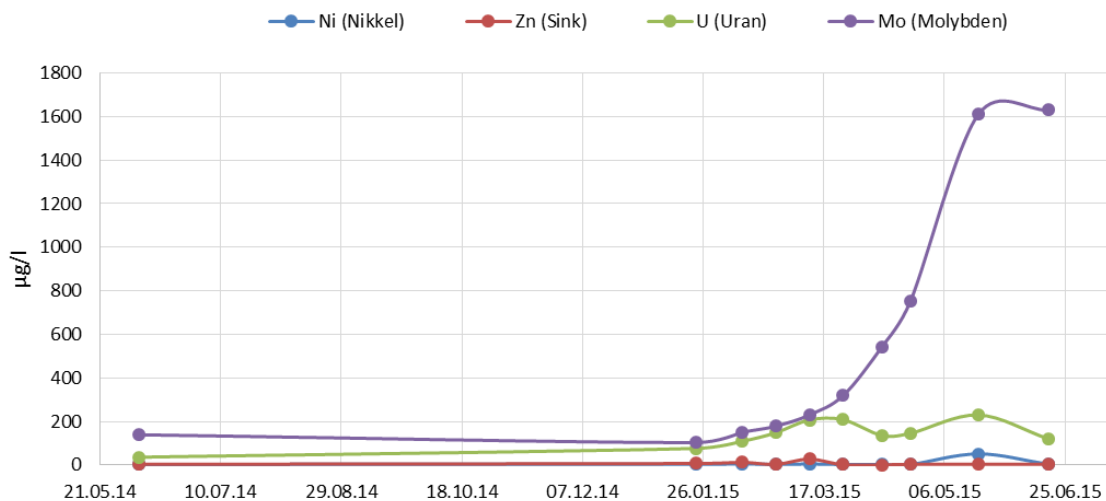
I figurane nedanfor (figur 130) er konsentrasjonar av utvalde parameter i det utpumpa vatnet vist over tid. Kadmium viste aukande konsentrasjonar frå start prøvetaking i 2014 til mai/juni 2015, då dei siste prøvane hadde konsentrasjonar over utsléppsløyyet frå Fylkesmannen i Oppland. For nikkell var konsentrasjonane relativt låge, og under utsléppsgrensa, bortsett frå ei enkeltprøve i mai 2015 på 51 µg/l (denne var framleis under omsøkt utsléppsgrensa på 100 µg/l.). Sink viste også relativt låge konsentrasjonar, i tilstandsklasse 1 og 2, bortsett frå to prøver i februar og mars 2015

på 13 og 27 µg/l, som også var over utsleppsgrensa på 11 µg/l (men under omsøkt grense på 35 µg/l). Uran auka i konsentrasjonar utover i 2015 fram mot slutføringa av masseutskiftinga. Høgste konsentrasjon blei påvist i mai 2015, og var då 230 µg/l. pH var relativt stabil i vatnet, og låg rett rundt 8 ved alle prøvetakingar. Alkaliniteten såg derimot ut til å gå noko ned etter kvart. Den var spesielt høg i starten, og kan ha vore påverka av sprøytebetongrestar i massane som blei lagt ut i masselageret. Utslepp av suspendert stoff var ved prøvetakinga i juni 2014 på 770 mg/l, noko som var høgt. Dei resterande prøvane tatt i utsleppsvatnet var innanfor utsleppskrav sett av Fylkesmannen.

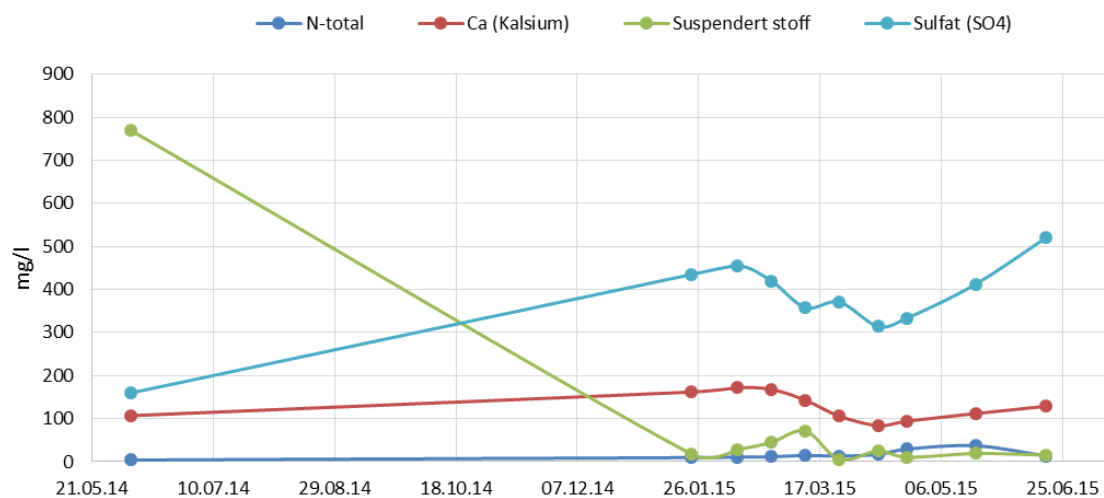
Utpumpa vatn frå masselager



Utpumpa vatn frå masselager



Utpumpa vatn frå masselager

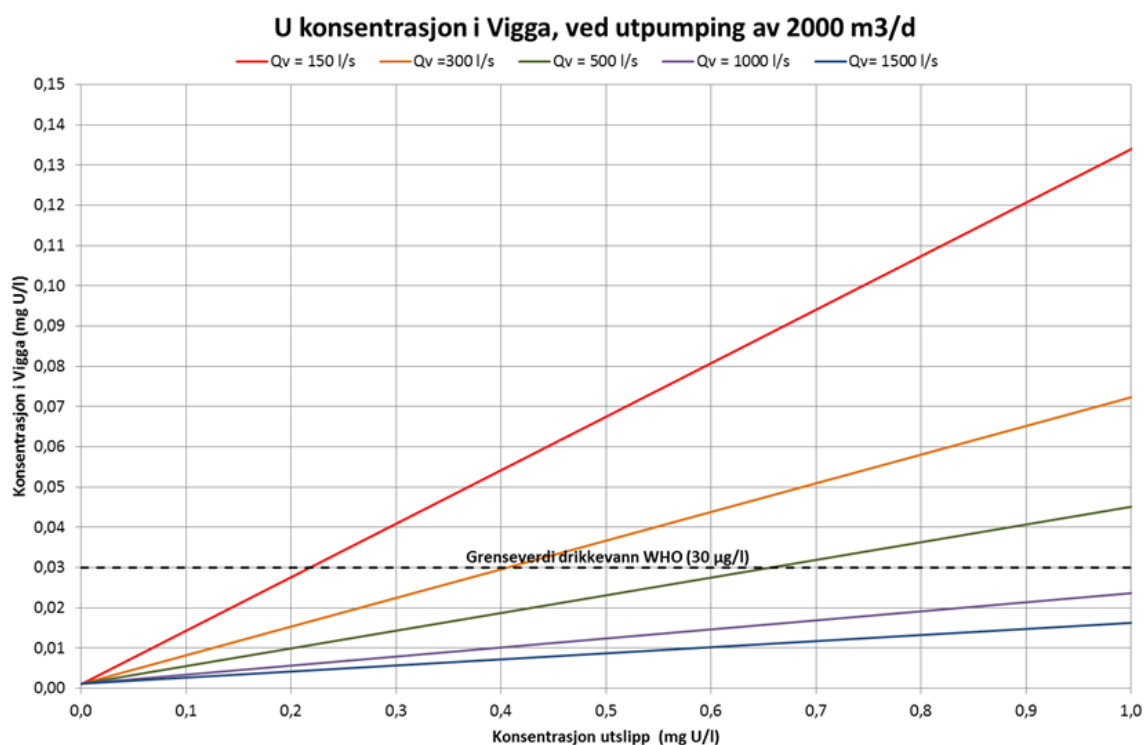


Figur 130. Prøver av utpumpa vatn frå masselageret frå mai 2014 - juni 2015.

9.2.5. ESTIMERING AV URANKONSENTRASJONAR I VIGGA

Bioforsk (nå NIBIO) laga sensitivitetsanalyser for å få oversikt over korleis ulike utslepp ville påverke Vigga ved ulike vassføringar (sjå figur 131). Desse tok vi utgangspunkt i for å vurdere effekten på Vigga. Sidan det normalt tok 1–2 veker før analyseresultata frå vassprøvene blei levert, lagde vi eit rekneark for å estimere makskonsentrasjonar i Vigga ved utpumping av vatn med høge uranverdiar (vedlegg 21). Ein verdi på 300 µg U/l brukt i utrekninga, for å unngå underestimering. Dermed må estimert konsentrasjon i Vigga sjåast på som ein «worst case»- situasjon. Bakgrunnsverdiar av uran i Vigga blei sett til 1,2 µg/l ut ifrå vassprøvar oppstrams i elva.

Grenseverdien på 15 µg U/l for toksisitet for ferskvassorganismar er definert ut frå langtidseksposering, medan korttidseksposering har ein grenseverdi på 30 µg/l. I følgje litteraturen (Markich, 2002), vil uran som blir bunde til karbonat og organisk materiale i vatnet vere mindre biologisk tilgjengeleg for vassorganismar. Alkaliniteten i Vigga tilseier at det er mykje karbonat tilgjengeleg.



Figur 131. Sensitivitetsanalyse utført av NIBIO (tidligere Bioforsk) (Leikanger, 2015) for utslippsvatn med ulike konsentrasjonar av U ved ulike vassføringar i Vigga (vist ved ulike fargar). Utrekningane har blitt utført med utgangspunkt i ei døgnbelastning på 2000 m³/d (23 l/sek). x-aksen representerer utslippet til Vigga, anten det er frå masselageret, reinseanlegget eller ei anna kjelde. Y-aksen representerer konsentrasjonen i Vigga, nedstrams eit tenkt utslippspunkt (fortynna anleggsvatn). I realiteten var maks-konsentrasjonane mellom 0,2 og 0,3 mg/L i utslippet, og slik sett ikkje i fare for å overskride grenseverdien for drikkevann i perioden for utpumping.

Høgste innhald av uran målt i utpumpa vatn var i underkant av 230 µg/l. Våre estimeringar, tilsa at konsentrasjonane var under 15 µg/l i Vigga, med unntak av 17. – 19. februar og 6. mars (estimert maks-konsentrasjon på 19 µg U/l) då den største pumpa på 71 l/sek. blei nytta.

I perioden mellom 6. – 18. mars, då den største pumpa blei nytta, blei det 11. mars tatt prøver i utløpsvatnet frå masselageret som viste 203 µg U/l, mens det i Vigga, på same tid, var 4,3µg U/l. Estimert verdi utifrå utrekningane skulle då ha vore 8 µg/l. Det indikerte at våre estimat for å rekne ut urankonsentrasjonar i Vigga var konservative. Det blei ikkje påvist konsentrasjonar over 5 µg/l i Vigga ved regelmessige vassprøver. Effekten på Vigga er nærmare omtalt i kapittel 10.2.

9.2.6. TOLKING/KONSEKVEN SAR

Reinseanlegget for utpumpa vatn hadde ein ulempe med at viss vatnet var for klart, tetta filteret seg etter flokkuleringkammeret. Dette førte til at vatnet fleire ganger var for klart til å gå gjennom flokkuleringssteget. Reinseanlegget viste likevel ikkje særleg god reinseffekt på løyste metall som U, Cd og Mo. Reinseffekten for slike komponentar kunne kanskje blitt betre ved ein mindre belastning per sedimentasjonskonteinar og lengre opphaldstid i flokkuleringskammeret eller ved meir Polyclay per liter vatn. For nikkell verka derimot reinseffekten å vere høgre (66% reduksjon i prøven ut frå anlegget).

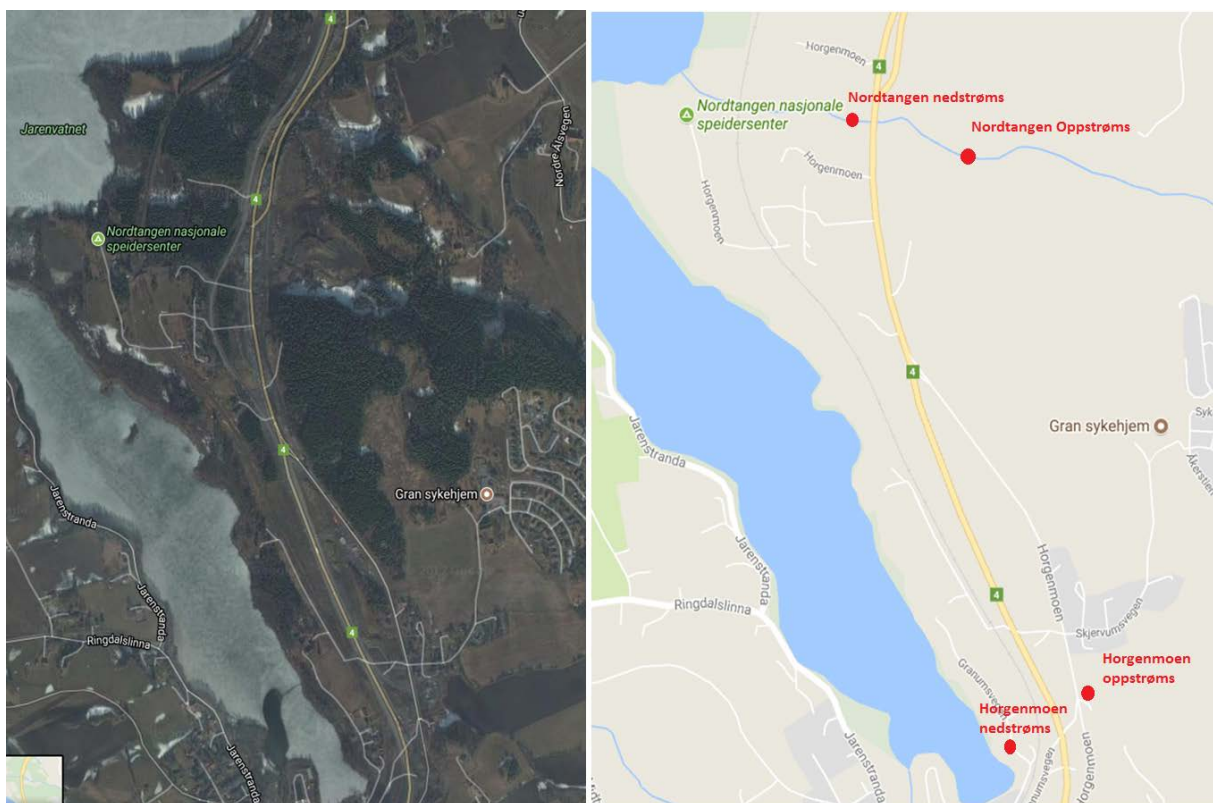
Konsentrasjonar i utpumpa vatn var, med unntak av Cd, Ni, Zn og turbiditet i korte periodar, godt under verdiane i utsleppsløyvet for tunnel (Ni og Zn var under omsøkte utsleppsgrenser). Samtidig var vassføringa i Vigga høg i mesteparten av periodane då utpumping av anleggsvatn skjedde. Tilstandsklassar for metall i Vigga var 1–2, bortsett frå ei enkeltmåling av Zn på 14 µg/l i Vigga (klasse 4). Denne konsentrasjonen blei målt på ein dag med mykje vassføring i Vigga, og kan ikkje relaterast til utpumping av byggegropvatn frå masselageret aleine (3 % av vassføringa i elva kom frå utpumping av vatn med 27 µg/l Zn). På bakgrunn vassprøvane som blei tatt i Vigga og estimerte konsentrasjonar ut frå vassføring og utsleppsrate reknar vi ikkje at utpumpa vatn frå masselageret var skadeleg for vassmiljøet i Vigga.

10. VASSRESPIENTAR

10.1. Oversikt prøvelokalitetar

10.1.1. PRØVELOKALITETAR VED VEGSKJÆRINGER

Figur 132 viser prøvetakingslokalitetar i dei to bekkane nord for Gran som blei prøvetatt. Horgenbekken (i figuren kalt Horgenmoen), rett ved det nordre tunnelpåhogget er ein bekk med relativt liten vassføring som har vist teikn til å drenere i alunskiferberggrunn. Bekken på Nordtangen er ein litt større bekk. Denne bekken drenerer i variabel berggrunn, sannsynlegvis noko skifer og noko hardarde berg. Alle vassprøver frå desse bekkane finst i vedlegg 22 og 23.

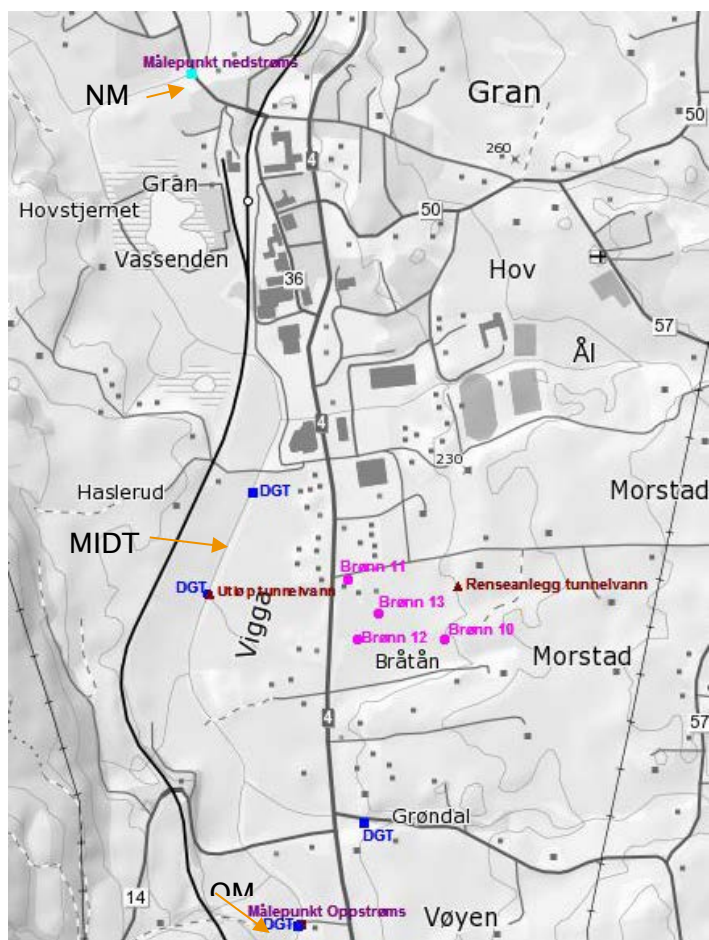


Figur 132. Oversikt over prøvepunkt for vassprøvar nord for Granstunnelen

10.1.2. PRØVELOKALITETAR VED MASSELAGER

Vigga passerer oppstraums og nedstraums området for masseutskifting, og har hatt ei spesielt tett oppfølging i anleggsperioden. Vigga er sterkt modifisert på den aktuelle strekninga, både ved kanalisering og senking av elveløpet. Langs elva ligg det store

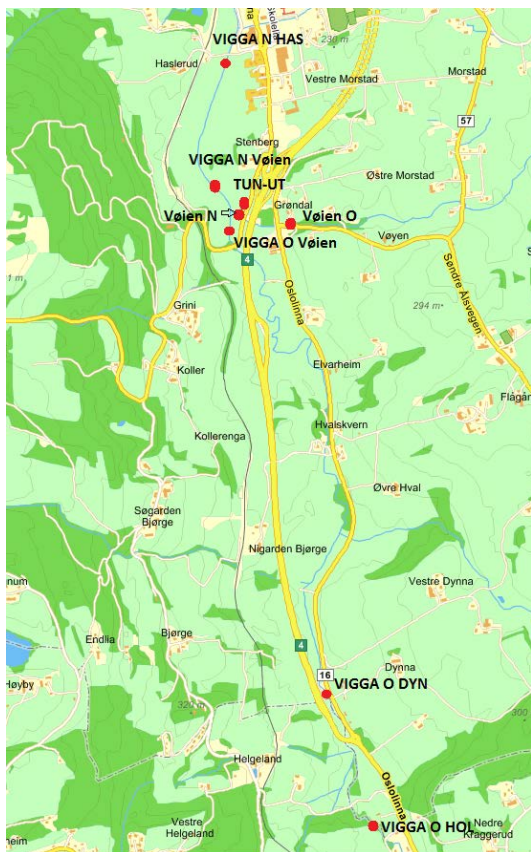
jordbruksareal med avrenning til vassdraget via overvatn og drenering. Det blei henta inn vassprøver oppstrøms og nedstrøms 1–2 gonger i månaden. Vigga blei også overvaka med kontinuerleg overvaking av turbiditet, pH og konduktivitet og med passive prøvetakarar, som skulle måle konsentrasjonar av biotilgjengelege forureiningar i Vigga. Figur 133 viser prøvetakingspunkt i Vigga frå 2011 fram til og med midten av februar 2016. Nokre av prøvepunktta i Vigga blei flytta i 2016 etter at byggeaktiviteten på anlegget endra seg, og figur 134 viser dei nye målepunkta. Oppstrøms prøvepunkt i Vigga vart då flytta lenger oppstrøms (mot sør på kartet).



Figur 133. Oversikt over prøvepunkt gjennom anleggsperioden for tunneldrivinga t.o.m. 2015. MIDT= ca 50 meter nedstrøms utleppspunkt for reinsa tunneldrivevatn, OM = oppstrøms midt, NM = nedstrøms midt.

Det blei tekne enkeltprøver i 2011 og 2012 frå Vigga, i grunnvassbrønner og i bekkar i området nord for Gran, som angir naturlege bakgrunnsverdiar. Desse var vedlagt søknaden om løyve (sjå vedlegg 6.1). Alle vassprøvene frå overvakinga i anleggsfasen er vedlagt i vedlegg 24.1 og 24.2.

Vøienbekken drenerer eit stykke sør for masselageret og renn ut til Vigga (sjå figur 134). Denne bekken blei prøvetatt i 2014, i samband med at det blei satt ut passive prøvetakarar her i ein periode. Prøvetakingspunktet fungerte som bakgrunnsmålingar/referansestasjon. Etter at utsleppspunktet for drensvatn frå tunnelen og dagsone blei lagt til Vøienbekken har Vøienbekken også blitt prøvetatt i 2017, og er med som eit punkt i det vidare prøvetakingsprogrammet. Prøver frå Vøienbekken er å finne i Vedlegg 25.



Figur 134. Oppdaterte prøvepunkt for 2016. I Vigga blei oppstrøms- og nedstrøms prøvepunkt flytta lenger oppstrøms (vist som Vigga O DYN og HOL), etter at vegarbeid starta opp sør i linja, og for å unngå at avrenning frå Gran sentrum skulle påverke målingane nedstrøms.

10.2. Vigga

10.2.1. VASSPRØVER 2014–2015

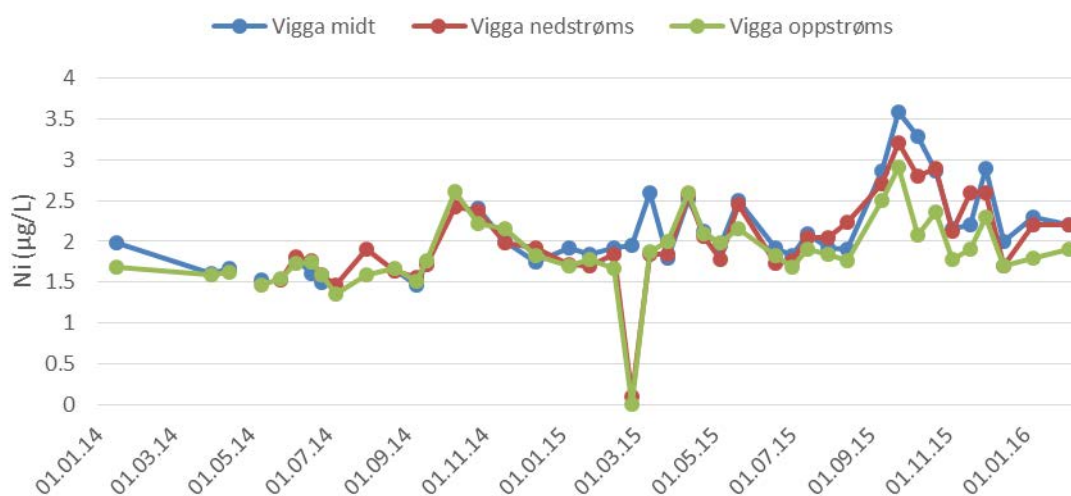
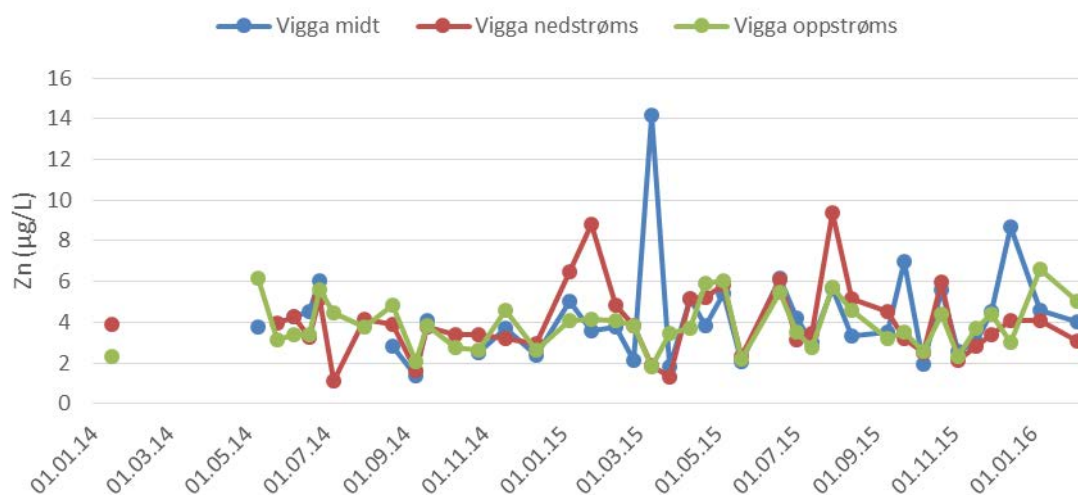
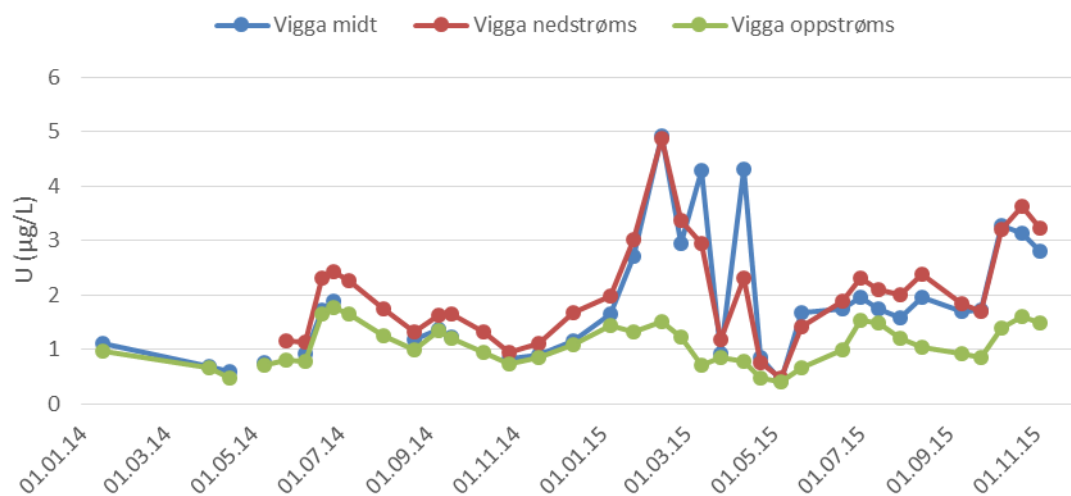
Vi tok vassprøvar i Vigga oppstrøms og nedstrøms masselageret kvar måned, og i periodar med meir aktivitet, kvar 14. dag. Alle vassprøvene frå Vigga er samanstilt i vedlegg 24.1 og 24.2.

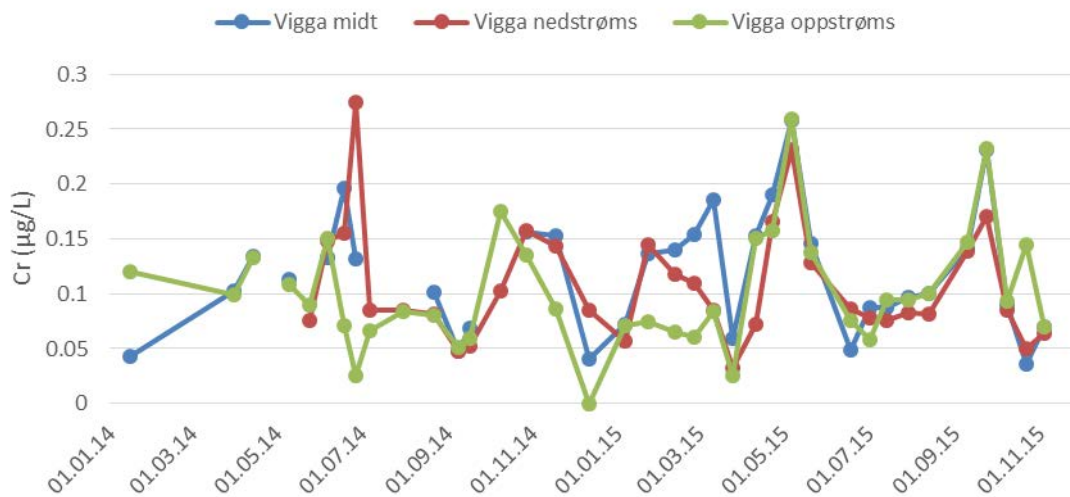
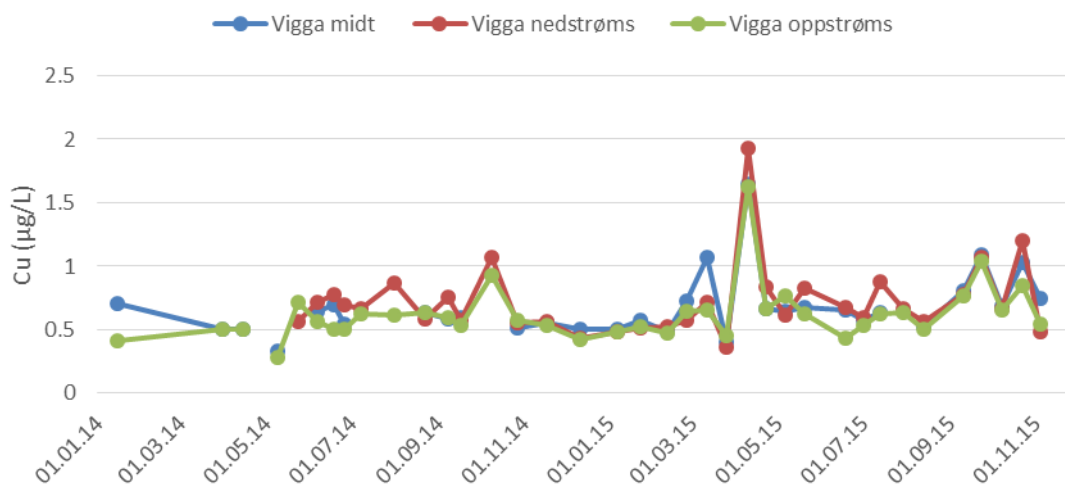
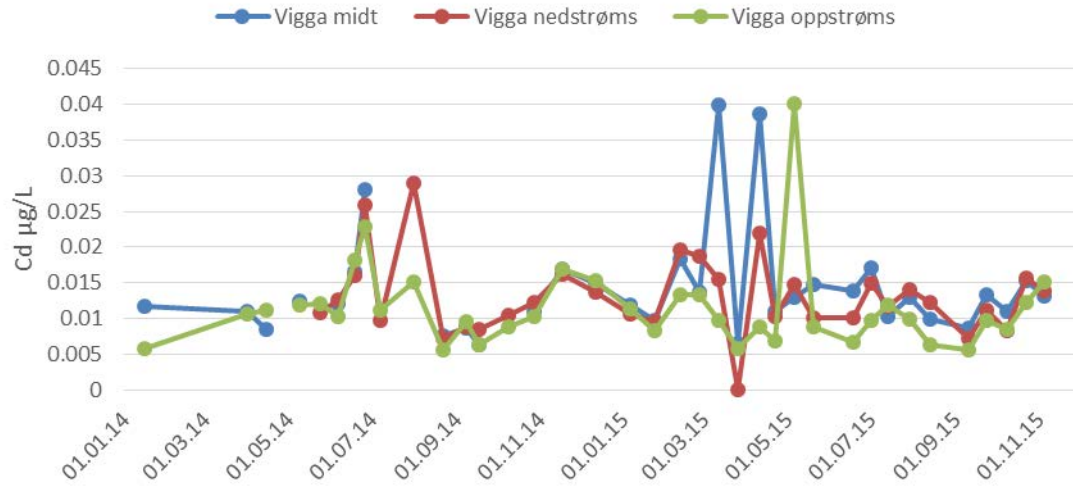
Figurane nedanfor (figur 135) viser konsentrasjonar for ulike grunnstoff på ulike prøvepunkt i Vigga oppstraums og nedstraums og rett nedanfor utsleppssona (kalt Vigga midt) for reinsa tunneldrivevatn frå 2013–2015. Figur 133 viser lokalitetane for prøvetakingspunkta (NM, MIDT og OM).

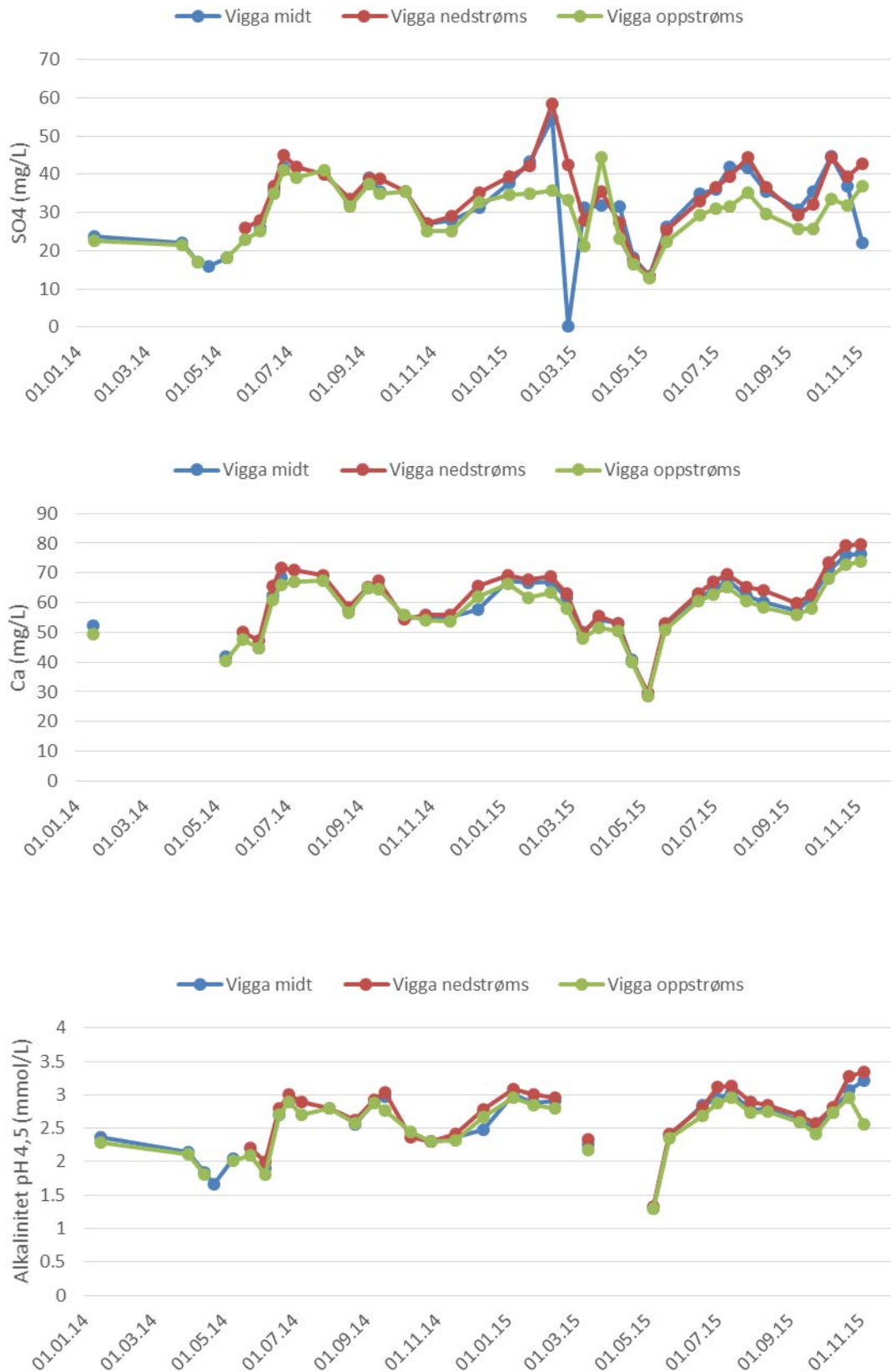
Resultat frå alle prøver viste at U, sulfat og finstoff var parameter som i periodar viste ei auke nedstraums samanlikna med prøvar oppstraums i Vigga. Også metalla Ni, Cd og Cr i perodar ei lita auke nedstraums, samtidig som konsentrasjonane var låge (tilstandsklasse 2). Metalla og sulfat auka truleg hovudsakleg som følgje av utpumping av alunskiferpåverka vatn frå myr og frå drivevatn frå tunnel (dette gjekk gjennom reinseanlegg, (sjå sluttrapport til fylkesmannen vedlegg 19 (Statens vegvesen, 2015)). Konsentrasjonane av Uran i vassprøvene frå Vigga var noko høgare enn bakgrunnsverdi når vatn frå det opne masselageret gjekk ut i Vigga. Dette medførte ikkje høge verdiar over tid. Høgast målte konsentrasjon låg oppunder 5 µg U/ liter i Vigga. Denne prøven var også påverka av drivevatn frå tunnel. For finstoff er det usikkerheit knytt til kjeldene. Kjelder for auka finstoff i Vigga relatert til anleggsarbeida er antatt å vere påslepp av reinsa tunneldrivevatn og vatn frå myr, men anleggsarbeid langs elv kan også ha bidratt til noko avrenning. Andre kjelder til finstoff er tilførande bekkar, avrenning frå jordbruk, erosjon frå opne jorder, avrenning frå sentrumsområde, arbeid av andre utførande langs Vigga osv. Variasjonar i finstoff frå tunneldriving blei funne igjen i målingane nedstraums i Vigga. Anleggsarbeid i leirskifer i kontakt med vatn førte til partikkelrikt vatn, og ved nokre uønska hendingar der det blei pumpa ut slikt vatn, blei det synleg i elva og fanga opp av multiparametersonder nedstraums i Vigga.

Nitrogen (N) og fosfor (P) i Vigga har vore høgt i Vigga både oppstraums og nedstraums anleggsarbeida. Oppstraums har total N svinga frå 1,3 – 4,7 mg/l, medan tala er 1,9 – 6,8 mg/l nedstraums. Alle desse verdiane tilsvarar klasse 5 «meget dårlig» etter SFT sine tilstandsklassar frå 1997. P har, med nokre få unntak, vore under 10 µg/l, som tilsvarer tilstandsklasse 2 «god». Jordbruk er antatt å bidra mest til avrenning av N og P, private avløpsanlegg med utløp til Vigga bidrar også. Anleggsrelatert tilførsel av N vil vere restar av uomsatt sprengstoff som følgjer med tunneldrivevatnet ut, gjennomsnittleg verdi i tunneldrivevatnet var 35 mg/l, og bidrog dermed til ei viss auke av N nedstraums i Vigga i anleggsperioden. Etter ferdig driving kan det også vere noko diffus avrenning frå sprengstein brukt i fyllingar i veglinja. Over sommarsesongen har Viggavassdraget

overskot av nitrat, slik at det er fosfor som begrensar algeveksten. Nitrogenutsleppet sin eutrofieringseffekt er derfor høgst truleg nokså liten.







Figur 135. Konsentrasjonar av U, Zn, Ni, Cd, Cu, Cr, Sulfat (SO₄), Ca og alkalinitet oppstraums, nedfor utsleppspunkt for reinsa tunneldrivevatn (Vigga midt) og nedstraums i Vigga frå 2014 t.o.m. 2015.

10.2.2. AUTOMATISK LOGGING AV VASSKVALITET MED MULTIPARAMETERSONDER (MPS)

Resultata frå den automatiske logginga er samanstillt i NIBIO (tidligare Bioforsk) sine rapportar i vedlegg 26.1 – 26.3. pH-målingane i Vigga viste ingen unormale verdiar.

Den kontinuerlege overvakinga med MPS avdekkja fleire episodar der det er sannsynleg at avrenning, utpumping eller arbeid ved anleggsområda var årsaka til auka turbiditet i Vigga. Fleire episodar som viste ei auke av turbiditet frå 10 – 30 NTU ved målestasjonen nedstraums kunne sjåast i samanheng med utslepp av turbid vatn frå reinseanlegget ved Granstunnelen (erfaringsmessig tilsvarar 1 NTU frå 0,5 – 1,5 mg SS/L (Roseth m.fl.,2014)). Dei fleste av episodane med høg turbiditet i vassdraget inntraff imidlertid i periodar med aukande vassføring i elva, og var ikkje forårsaka av anleggsdrifta.

MPS i elva nedstraums var plassert eit godt stykke nedstraums anleggsområdet. MPS-ane var innstilt slik at SMS-alarm blei sendt ut ved overskridelsar av turbiditet på 100 NTU og ved pH over 9 eller under 6 i Vigga nedstraums. Sidan målepunkta var langt ifrå kvarandre påverka også eventuell jordbruksavrenning og avrenning frå Gran sentrum målestasjonen nedstraums. I 2016 blei målestasjonen flytta lengre opp for å unngå at ikkje-anleggsrelatert avrenning påverka målingane nedstraums.

Både SVV sin YM-koordinator, formenn og YM-kontakt hos entreprenør mottok alarmane som kom frå Målestasjonane i Vigga. MPS-alarmane skilde ikkje på om turbiditeten var skulda mykje partiklar i elv p.g.a. flaum eller om det var eit anleggsrelatert utslepp, og dette medførte ei avventande haldning frå entreprenøren som påverka reaksjonstida.

10.2.3. PASSIVE PRØVETAKARAR (DGT) FOR BIOTILGJENGELEGE METALL I VASSFASEN

DGT er passive prøvetakarar som blei sett ut i Vigga over lengre tidsrom (3–4 veker), for å registrere konsentrasjonar av eventuelle biotilgjengelege metall i vatnet. Figur 136 viser dei aktuelle prøvepunktta i Vigga.

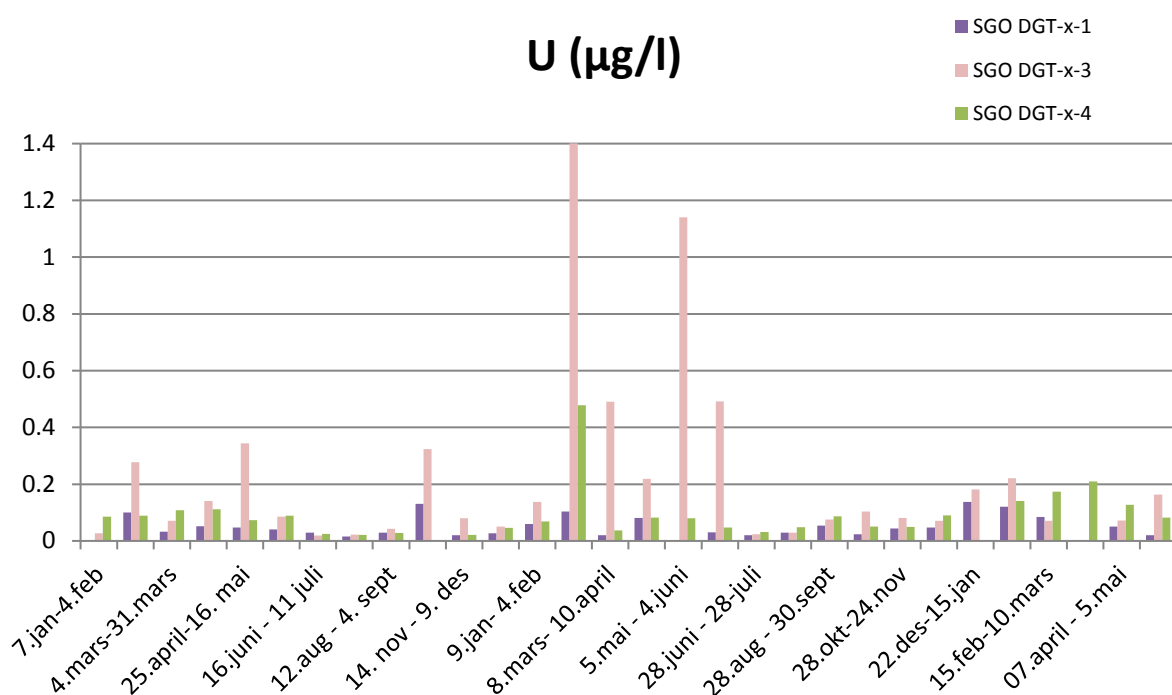


Figur 136. Oversikt over DGT-lokalitetar i Vigga gjennom anleggsperioden (COWI, 2016). Stasjon 3 blei flytta lenger opp i elva frå desember 2015, fordi det var nærmare utløpet frå tunnel og drensvatn til Vøienbekken.

Resultata frå overvakinga er samanstilt i tre rapportar frå COWI, som også inkluderer ein sluttrapport (Vedlegg 27.1 –27.3). Resultata frå måling av metall/metalloid med DGT i samband med overvakinga av Vigga 2014–2016, viste relativt låge konsentrasjonar tilsvarande tilstandsklasse 1 (bakgrunn) og tilstandsklasse 2 (god). Enkelte nivå av Cr og Ni blei tidvis påvist i tilstandsklasse 3 (moderat). Sjølv om nivåa var låge viste resultata at den årlege gjennomsnittskonsentrasjonen av metalla Al, Ni og U nedstrøms anleggsområdet auka under måleperioden. DGT-Analysane viste aukeing for uran spesielt i perioden mars – juni 2015, noko som hang saman med utpumping av alunskiferpåverka vatn, sjå figur 137. Auken var liten og representerte ingen fare for det akvatiske liv i Vigga. Auken samsvara også med auke av uran i vassprøvene (figur 135). Vidare var det store variasjonar i biotilgjengelege metall i Vigga og variasjonen såg ut til å vere sterkt knytt til årstid, vassføring, pH og type aktivitetar på anleggsområdet.

Målingane viste at konsentrasjonen for dei fleste metalla var noko høgare ved utsleppspunktet for tunneldrivevatn (stasjon 3) samanlikna med målepunkta oppstrams (stasjon 1) og nedstrams (stasjon 4) anleggsområdet. Det var med andre ord ingen markante forskjellar i metallkonsentrasjon mellom stasjonane oppstrams og nedstrams anleggsområdet. Dette tyda på at Vigga i liten grad blei påverka av avrenning frå svartskiferdeponiet i tidsperioden for anleggsarbeida.

Generelt viste DGT-ane lågare konsentrasjonar enn vassprøvene, og såg ut til å vere mindre eigna til å fange opp kortvarige anleggsrelaterte utslepp, t.d. av tunneldrivevatn. DGT-ar er eit bilete på gjennomsnittlege konsentrasjonar av biotilgjengelege metall.



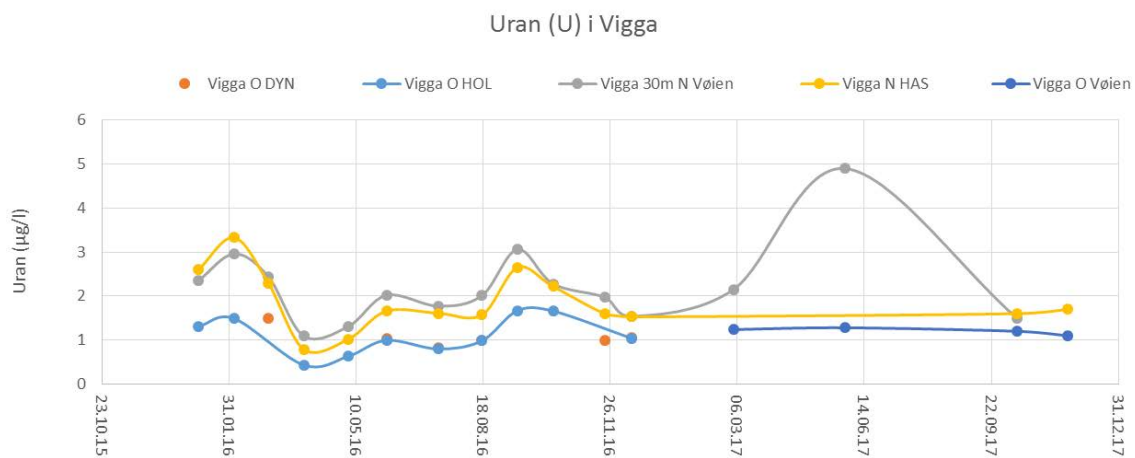
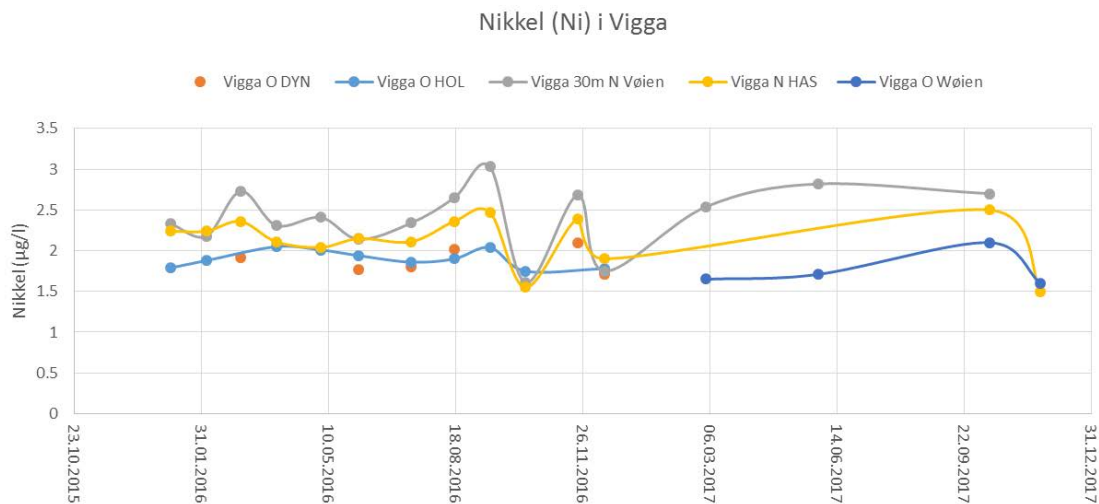
Figur 137. Resultat frå DGT i Vigga i anleggsperioden frå februar 2014 – mai 2016 (COWI). SGO DGT-x-1 = Vigga oppstrams, 3 = utsleppspunkt tunneldrivevatn, 4 = nedstrams.

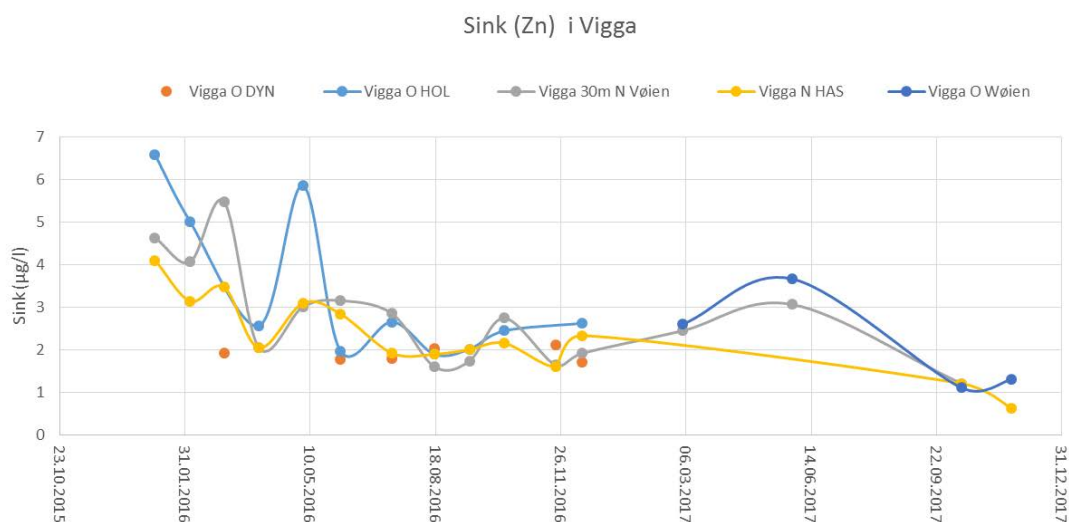
10.2.4. VASSPRØVER ETTER TILDEKKING AV MASSELAGET

Etter at masselageret blei lukka i juli 2015, fortsette vi å ta prøver i Vigga.

Reinseanlegget for tunneldrivevatn var fortsatt operativt fram til oktober 2015, for å ha kontroll på vatn som gjekk ut frå innlekkasjvatn frå tunnel og drenering frå sålen i tunnelen. Figur 138 har samanstilt konsentrasjonar av Ni, U og Zn i Vigga frå oktober 2015. I denne perioden var det frå 1–2 µg/l auke i Ni- og U-konsentrasjonar

nedstraums i Vigga samanlikna med oppstraums verdiar. For Ni tilsvare konsentrasjonane tilstandsklasse 2 «god» i Vigga. U var under 5 µg/l i Vigga. Zn såg i fleire tilfelle ut til å vere høgre oppstraums i Vigga enn nedstraums masselageret/utløp for drensvatn, og kan dermed ikkje seiast å vere ein parameter som påverkar Vigga i stor grad. Tilstandsklasse i Vigga har vist seg å vere i klasse 1 og 2.





Figur 138. Resultat frå prøvetaking av Ni, U og Zn i Vigga frå 2016–2017. Prøvelokalitetane er dei same som vist i figur 134.

10.2.5. FISKEUNDERSØKINGAR

Brun-ørret (*Salmo trutta*) blei fanga i Vigga ved bruk av el-fiske på ulike stasjonar i nedre del av elva i 2013 før tiltaket blei igangsatt og i 2015 etter at gjennomføringa av tiltaket (massetutskiftinga med svartskifer) var ferdig. Garnfiske i Jarenvatnet blei også utført i 2015, der mort abbor og gjedde blei fanga. Fisken blei målt og dissekert for å samle inn organ til analyse for å sjekke opptak av metall i lever, nyre og gjeller. Det var ingen forskjell i opptak av Cd, U og Mo i organa til fisk fanga i nedre deler av Vigga i 2015 samanlikna med fisk i 2013. Fisken hadde også normal kondisjonsfaktor, og var ikkje forskjellig frå fisk lenger oppstraums i Vigga eller frå før anleggsperioden. Meir om resultatane kan finnast i NORWATs sluttrapport (Skipperud m.fl., 2016).

10.2.6. TOLKING/ KONSEKVENSA

Resultata for prioriterte metall (etter Miljødirektoratets tilstandsklasser) i Vigga viste generelt små forskjellar mellom konsentrasjonane oppstraums og nedstraums utsleppspunktet. Konsentrasjonane var også relativt låge. Basert på gjennomsnittlege konsentrasjonar i Vigga låg Cr, Cd, Cu, Pb, Ni og Zn i tilstandsklasse I og II (bakgrunnsnivå til god tilstand). Blant vassprøvene frå Vigga blei det kun påvist éin konsentrasjon i klasse 4, som var Zn på 14 µg/L (I blandsona frå utløpsrøret). Det blei påvist ei auke for U i Vigga frå start 2015 fram til massetutskifting av myra blei avslutta,

men konsentrasjonane var under miljøskadeleg nivå (<5µg/L). Basert på NORWATS overflatevassprøvar innsamla på feltarbeid i 2013 og 2015, var vasskvaliteten på dei fleste prøvetakingsstadene i området tilfredsstillande, med høg pH, høgt Ca-nivå, moderat TOC og låge metallkonsentrasjonar. Det var ikkje mogleg å observere ein vesentleg påverknad av tunnelarbeida i Vigga eller bekkane som ligg i anleggsområdet med utløp til Vigga.

DGT-ane som var utplassert i Vigga gjennom anleggsperioden registrerte låge nivå av biotilgjengelege metall, noko som indikerer at dyrelivet ikkje blei påverka av løyste metall i elva. Det var vanskeleg å knytte resultata opp mot enkeltepisodar, men resultata viste heller trendar over tid. COWI lagde eit erfaringsnotat om bruk av DGTar i overvakinga (Saunes, 2016), og dette er vedlagt i vedlegg 27.4.

Multiparametersonder (MPS) for turbiditet og pH i Vigga var nyttige verktøy for å kunne fange opp eventuelle anleggsrelaterede utslepp av ureint vatn med høg turbiditet, pH eller leiingsevne. Turbiditet forårsaka av anleggsdrifta kan truleg ha påført lokale og kortvarige negative miljøeffektar i Vigga. Det er imidlertid ikkje forventa større biologiske endringar i elva som følgje av dokumenterte anleggsskapte episodar (sjå årsrapportane frå NIBIO i vedlegg 26.1–26.3). Overvaking av pH og vassstemperatur frå den kontinuerlege overvakinga i Vigga indikerte at det stort sett har vore liten fare for danning av toksisk ammoniakk i elva under måleperioden. Episodane med størst potensiale for uheldig danning av NH₃ oppstod sommarstid, med låg vassføring og dårleg resipientkapasitet.

10.3. Bekk på Nordtangen (vegskjering nord for Gran)

10.3.1. HISTORIKK

På Nordtangen renn det ein bekk i dalsøkket, som vi gjennom anleggsfasen har prøvetatt månadleg oppstraums og nedstraums anleggsområdet (sjå kart i figur 132). Oppstraums lokalitet er ikkje påverka av anleggsarbeida. Før anleggsarbeida starta var det myr og skog i dette området, som blei fjerna i samband med vegutbygginga.

Jernutfellingar blei observert i anleggsområdet (oppstraums) før anleggsperioden. Prøver

frå forundersøkingane i 2013 viste at konsentrasjonane av Fe (0,55 – 0,85 mg/l), U (4 – 7µg/l) og Mo (4 – 5,7 µg/l) til ein viss grad var høge før anleggsarbeida starta, noko som sannsynlegvis var pga alunskifer i grunnen.

Sprengsteinen frå Nordtangen-skjeringane blei brukt i vegoppfyllingsformål på Nordtangen. Sprengsteinen inkluderte også nokre soner med alunskifer (vurdert som trygt utifrå mindre skifermengder og XRF-målingar som viste fleire tilfeller av lågt syredannande potensial i skiferen). I massane som er brukt her vil det dermed også finnast restar av alunskifer. Bekken blei rennande delvis gjennom dette området, før den blei lagt om i 2015. Figur 139 viser bekkeløpet ved oppstarten av sprengningsarbeida. Det blei lagt ut kalk som eit tiltak for å minimere påverknad av eventuell sur avrenning til bekken. Det er usikkert kor mykje effekt dette hadde. Uansett blei det ikkje påvist låge pH-verdiar i anleggsfasen.



Figur 139. Nordtangenbekken i starten av anleggsperioden (vinter 2014). Det blei lagt ut kalk langs bekkekanten som eit tiltak for å unngå sur avrenning frå området for sprengningsarbeida.

Nedstraums i bekken såg vi i løpet av 2014 ein aukande grad av jernutfellingar som farga botnen brun (figur 141). Dette kom etter at sprengningsarbeida starta opp på Nordtangen. Utfellingane var av same type som er observert både oppstraums og nedstraums i bekken på Horgenmoen. Konsentrasjonar av fleire metall og sulfat auka i denne perioden nedstraums samanlikna med oppstraums verdiar (sjå figurar i kapittel 10.3.2) . pH gjekk noko ned (ei pH-eining). Vårflaum og erosjon i jordmassar oppstraums førte også til auka partikkeltilførsel i bekken (figur 140).

På hausten 2015 blei bekken lagt om til å gå utanom området som blei brukt til mellomlager på oppsida av vegen på Nordtangen. Samtidig blei bekken lagt i nytt røyr under vegbana. Etter dette minka jernutfellingane vesentleg i bekken, men fortsatt var det noko utfellingar lokalt i sigevatn frå området. Også konsentrasjonar av tungmetall som uran, nikkel og sink blei redusert til nærmare bakgrunnsnivå. Ei siste flytting av bekken hausten 2016 gjorde at bekken igjen i ein kortare periode blei påverka av auka finstoff-avrenning, før det blei laga eit nytt bekkeløp på jordet, omtrent der det hadde gått før vegbygginga starta. I etterkant blei det laga nytt steinlagt bekkeløp på jordet der bekken opprinneleg rann. Nedstrams fekk bekken steinlagt utløp ned til sitt opprinnelege løp. I 2017 var det ikkje lenger jernutfellingar i bekken (figur 142).



Figur 140. Nordtangenbekken. Til høgre: Bekken rett nedanfor oppstrams prøvetakingspunkt. Flaumperioden våren 2015 førte til mykje erosjon i jordmassane. Bekken blei seinare lagt om. Til venstre: Bekken er lagt om i grøft langs masselager. I november 2016 blei også denne bekken fylt igjen og flytta.



Figur 141. Partikkelrikt vatn nedstrams på Nordtangen. Vår 2015. Figur til høgre viser jernutfellingar nedstrama anlegget i sigevatn frå Nordtangen (november 2015).



Figur 142. Nordtangenbekken nedstrøms 30. mai (til venstre) og 12. oktober 2017 (til høgre). Vatnet har fått steinlagt bekkeløp ut frå røyr under veg. Rustutfellingane er vekke.

10.3.2. VASSPRØVAR

Tabell 36 viser gjennomsnitts-, min- og makskonsentrasjonar for utvalde metall i bekken på Nordtangen, og angir tilstandsklassar etter økologisk tilstand (M60–2016). Figurane i figur 143 oppsummerer utviklinga av konsentrasjonar av utvalde parameter i Nordtangen-bekken oppstrøms og nedstrøms anleggsområdet gjennom anleggsperioden og fram til 2017. Fullstendige analyser er gitt i vedlegg 23. pH i bekken varierte frå 2014 til 2017 frå 6,8 – 8,3 nedstrøms og frå 7,5 – 8,6 oppstrøms. pH målt i 2017 (totalt 3 prøver) viste ein pH rundt 8 både oppstrøms og nedstrøms. Den lågaste pH-verdien blei påvist i august 2014, det var samtidig med observasjonane av jernutfellingar i bekken.

Sulfat hadde, felles med U, Ni, Zn, As, Cd og Mn, i perioden frå haust 2014 og eitt års fram i tid høgare nivå nedstrøms enn oppstrøms. For As, Cd tilsvara dei høgste konsentrasjonane nedstrøms tilstandsklasse 3 (mot tilstandsklasse 2 oppstrøms). For Ni og Zn var tilsvara dei høgste verdiane nedstrøms tilstandsklasse 4 (mot tilstandsklasse 2 oppstrøms). Nivåa av løyste metall blei deretter redusert utover hausten 2015 etter omlegginga av bekken. As og Cd var då i klasse 2 og Ni og Zn var då under 10 µg/l som tilsvara klasse 3 og 2. prøver tatt i mai og oktober 2017 viste nikkel og sink i klasse 2 og 1. For U var konsentrasjonane markant høgare nedstrøms enn oppstrøms frå haust 2014 fram til haust 2015. Høgste målte verdi nedstrøms var 49 µg/l i oktober 2014 (mot oppstrøms verdi 5 µg/l). I 2016 og 2017 var

konsentrasjonane redusert til under 20 µg/L, og ved prøvetakinga den 12.10.17 var det ikkje vesentleg forskjell mellom urankonsentrasjonar oppstraums og nedstraums prøvepunkt. Det var liten forskjell mellom oppstraums og nedstraums målingar av Cu, og konsentrasjonane var i klasse 1 og 2. Ved fleire prøvetakingar var det ein nedgang i Cu nedstraums i forhold til oppstraums. Heller ikkje for Pb var det stor forskjell mellom oppstraums og nedstraums, og konsentrasjonane var låge, i klasse I og II. Dette gjaldt også for Cr. Det blei igjen ei auke av sulfat, og ei mindre auke av U, hausten 2016. Dette kan ha samanheng med at bekken igjen blei flytta på i samanheng med arrondering av terrenget, og flytting av bekken tilbake til det opphavelege elveløpet. Sulfatkonsentrasjonane ved nedstraums prøvepunkt avtok betrakteleg i 2017. Ved prøvetaking 12. oktober 2017 var sulfatverdiane 32 mg/l oppstraums mot 50 mg/l nedstraums.

Tabell 36. Inndeling i tilstandklassar (Miljødirektoratet, 2016) for klassifisering av tilstand oppstraums og nedstraums i Nordtangenbekken under anleggsperioden. Det finst ikkje nasjonalt gjeldande grenseverdier for uran, suspendert stoff eller sulfat.

Metall		Minimumsverdi	Maksimumsverdi	Gjennomsnitt	Tilstandsklasse
As	Oppstraums	<0,06	0,44	0,27	1-2 (berre ein i kl. 3)
	Nedstraums	0,2	1,7	0,63	1-3, hovudsakleg 2-3
Cd	Oppstraums	0,01	0,02	0,01	2
	Nedstraums	0,01	0,2	0,05	2 og 3
Cr	Oppstraums	LOD (0,01)	0,16	0,05*	1-2
	Nedstraums	LOD (0,01)	0,2	0,05*	1-2
Cu	Oppstraums	<0,001	1,57	0,88	1-2
	Nedstraums	<0,001	1,4	0,72	1-2
Ni	Oppstraums	0,61	1,28	0,91	1-4, kun 2 og 1 i 3 og 4.
	Nedstraums	1,36	64	13	2-4
Pb	Oppstraums	LOD (0,01)	0,016	0,006*	1
	Nedstraums	LOD (0,01)	0,020	0,009*	1-2
Zn	Oppstraums	0,22	4,1	1,9	1-2 (berre ein i 4, ellers kun 1-2)
	Nedstraums	0,56	38	6,3	1-4
U	Oppstraums	1,4	7,0	4,8	
	Nedstraums	3,3	49	16	
SS	Oppstraums	1,4	175	20	
	Nedstraums	LOD (0,5)	540	61*	
SO4	Oppstraums	<0,060	49	35	
	Nedstraums	0,5	200	83	

* LOD er inkludert i gjennomsnittsutrekning som LOD/2.

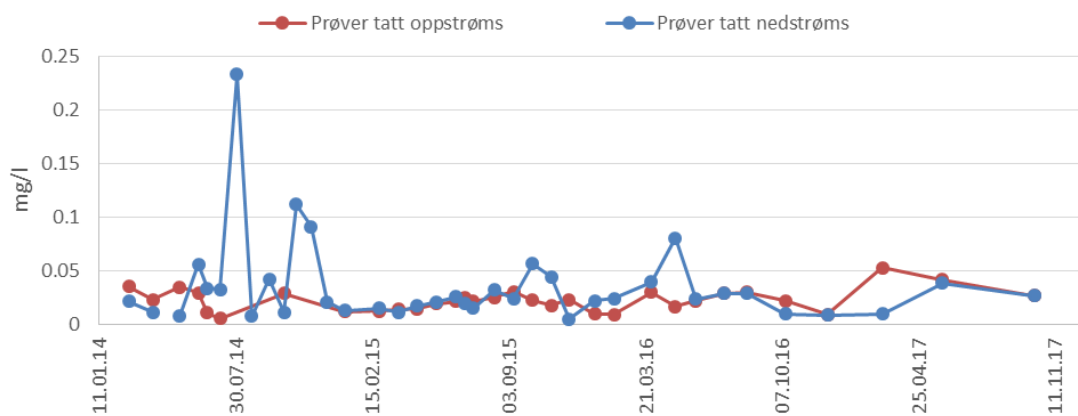
Typisk for området nedstrøms på Nordtangen er at det under anleggsperioden har vore mykje finstoff som er blitt frakta med i bekken som følge av hogst, opent landskap, bekkeomlegging og gravearbeid i tillegg til anna aktivitet på open flate. I diagram for suspendert stoff i bekken, var det episodar med høgt SS før det utjamna seg vår 2015. Ved bekkeomlegginga eroderte bekken i jorda.

Innhald av jern i vassprøvene nedstrøms var forhøga på nokre tidspunkt, men utfelte jernsambindingar vil ikkje synast i vassprøvene, sidan vatnet var filtrert før metallanalysen. Jernutfellingane er sannsynlegvis ei følgje av anleggsarbeida og flytting av bekken, og truleg har drenering i svart leirskifer ei rolle. Slike utfellingar var imidlertid også tilstades før anleggsarbeida starta i oppstrøms område og kan også oppstå når myrområder blir drenerte. Tabell 37 viser ei analyse av sigevatnet på Nordtangen, der vi observerte jernutfellingar. Det var mykje Organisk materiale (TOC 6,5 mg/l) og mangan i vatnet. U (13,4 µg/l), Ni (9,9 µg/l) og As (1,3 µg/l), var forhøga (tilsvarende klasse 3 for Ni og As), medan andre metall som Cd, Co, Cr, Pb og Zn var låge med tilstandsklasse 1 og 2.

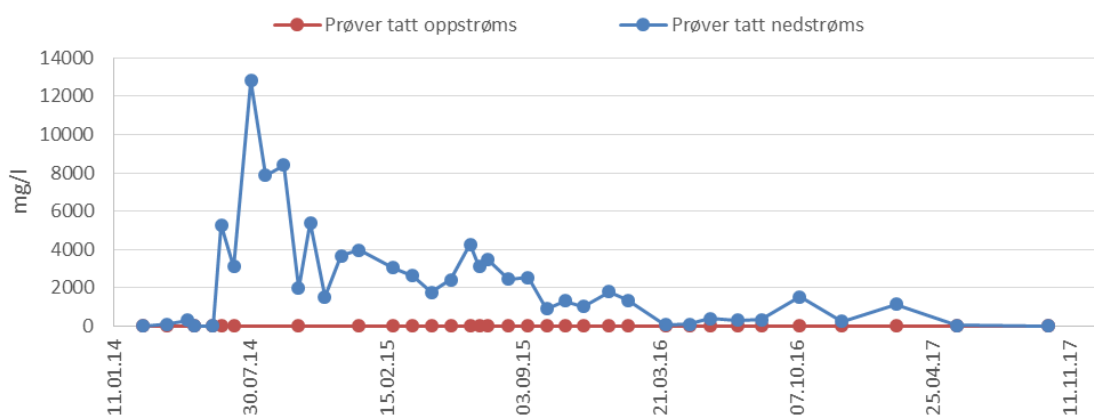
Tabell 37. prøvetaking av sigevatnet i nedkant av Nordtangen mellomager av massar.

ELEMENT	eining	Utløp fylling Nordtangen			
			Ba (Barium)	µg/l	124
			Cd (Kadmium)	µg/l	0.0153
TOC	mg/l	6.46	Co (Kobolt)	µg/l	3.12
Alkalinitet pH 4.5	mmol/l	6.82	Cr (Krom)	µg/l	0.0648
Ledningsevne	mS/m	65.4	Cu (Kopper)	µg/l	0.153
Suspendert stoff	mg/l	19.2	Hg (Kvikksølv)	µg/l	<0.002
S (Svovel)	mg/l	13.8	Mn (Mangan)	µg/l	5660
Klorid (Cl-)	mg/l	10.1	Mo (Molybden)	µg/l	8.88
Sulfat (SO4)	mg/l	34	Ni (Nikkel)	µg/l	9.93
pH		7.27	Pb (Bly)	µg/l	<0.01
Ca (Kalsium)	mg/l	129	Sr (Strontium)	µg/l	731
Fe (Jern)	mg/l	0.0683	Zn (Sink)	µg/l	1.19
Mg (Magnesium)	mg/l	10	U (Uran)	µg/l	13.4
As (Arsen)	µg/l	1.32			

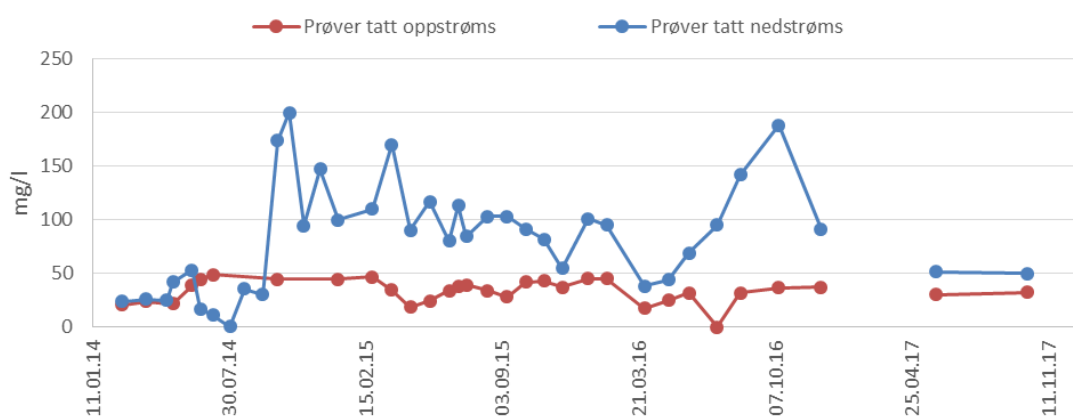
Jern (Fe) i Nordtangen-bekken



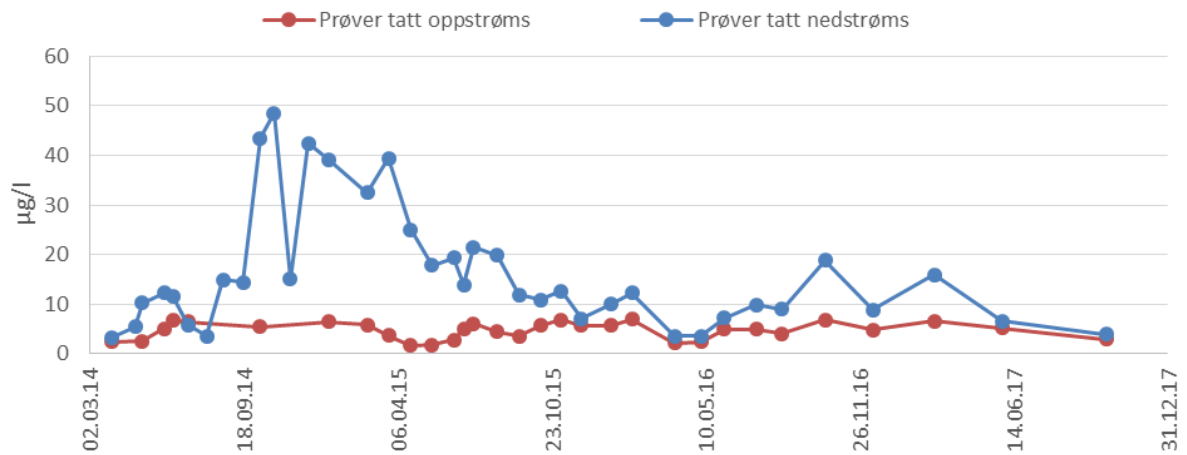
Mangan (Mn) i Nordtangen-bekken



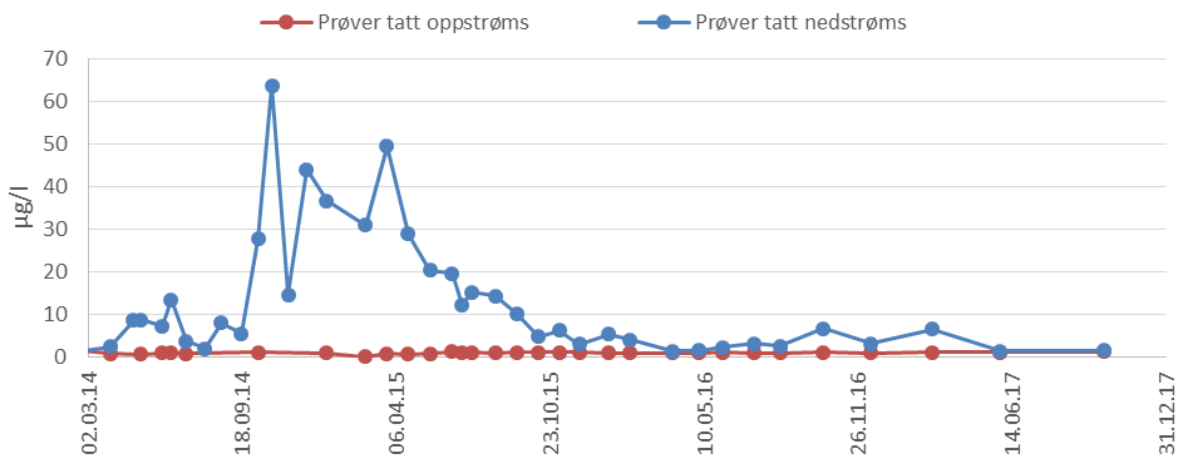
Sulfat (SO4) i Nordtangen-bekken



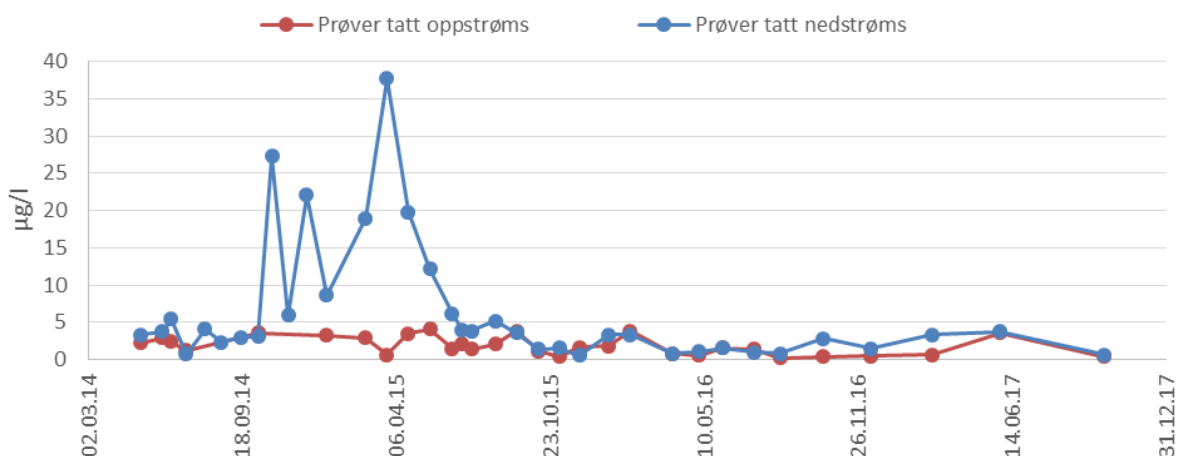
Uran (U) i Nordtangen-bekken



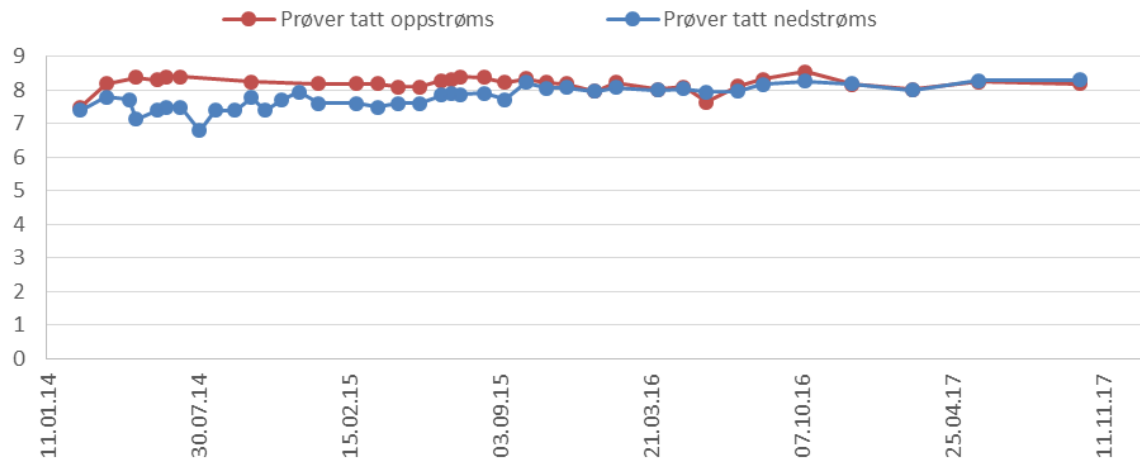
Nikkel (Ni) i Nordtangen-bekken



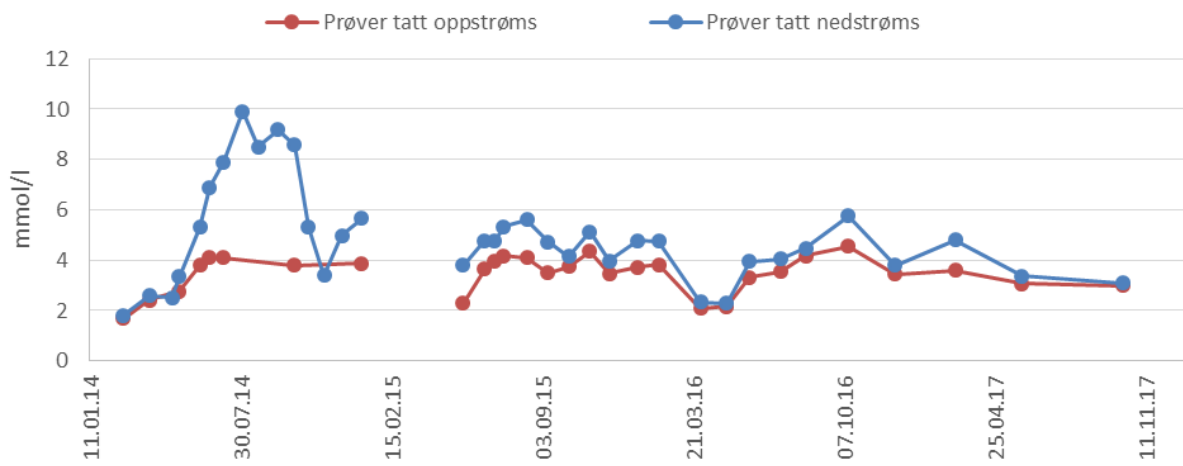
Sink (Zn) i Nordtangen-bekken



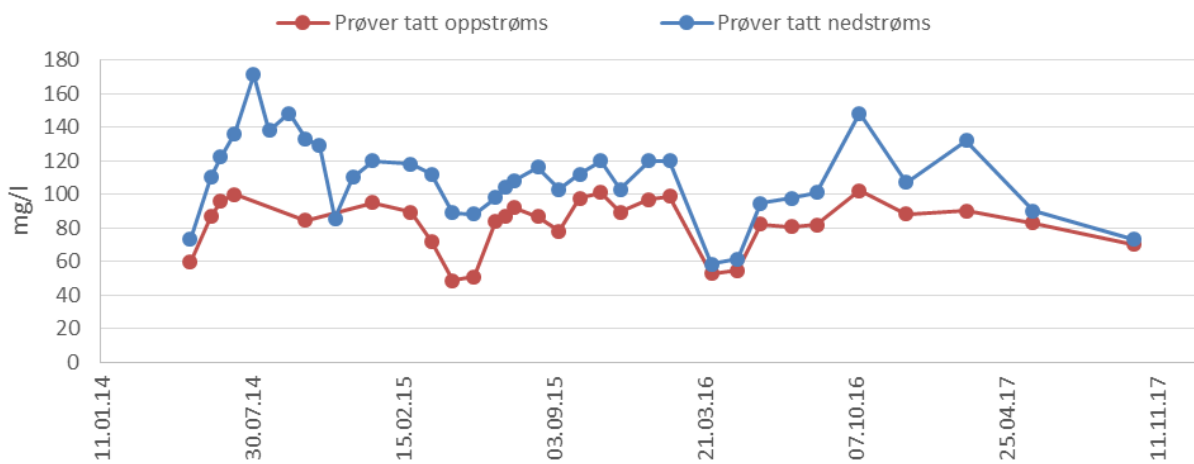
pH i Nordtangen-bekken



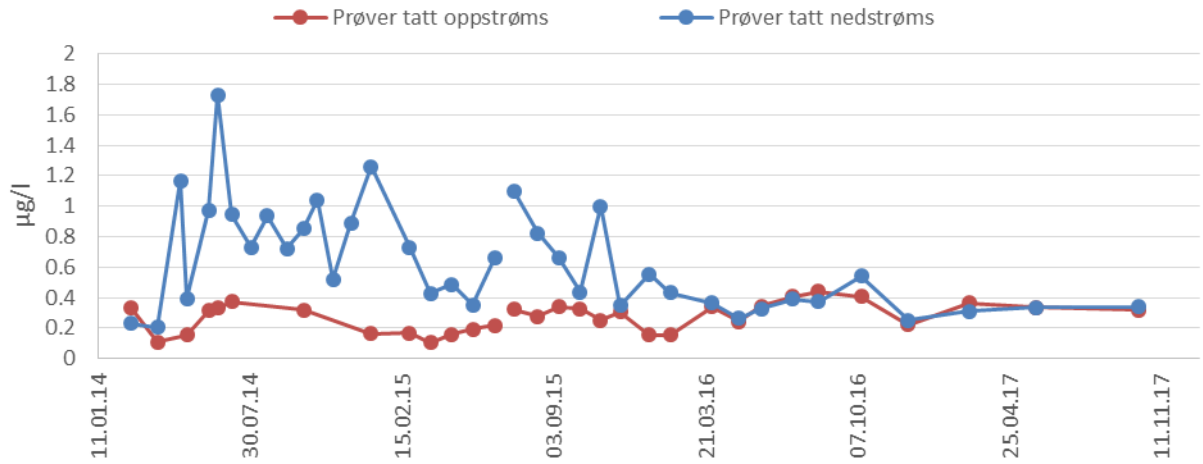
Alkalinitet pH 4,5 i Nordtangen-bekken



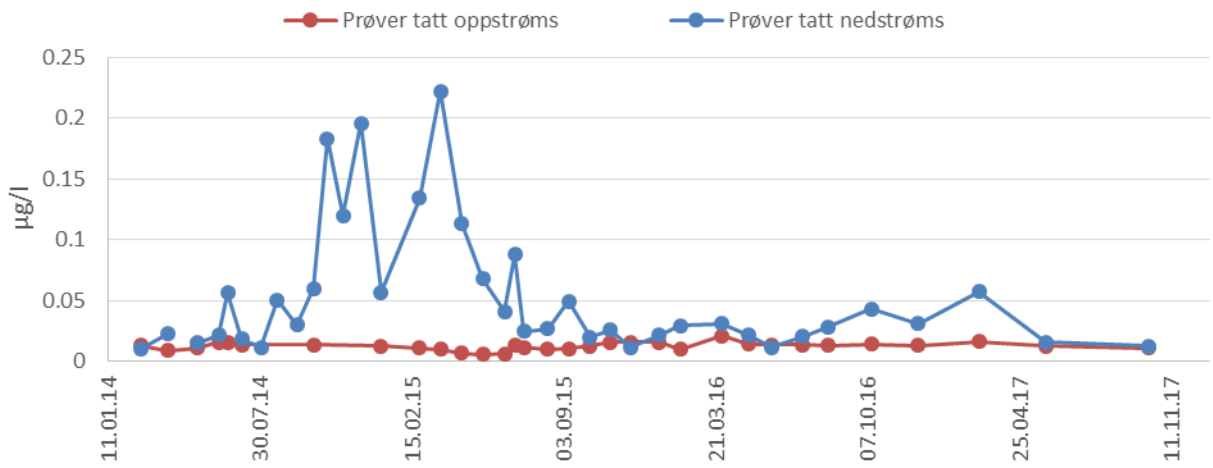
Kalsium (Ca) i Nordtangen-bekken



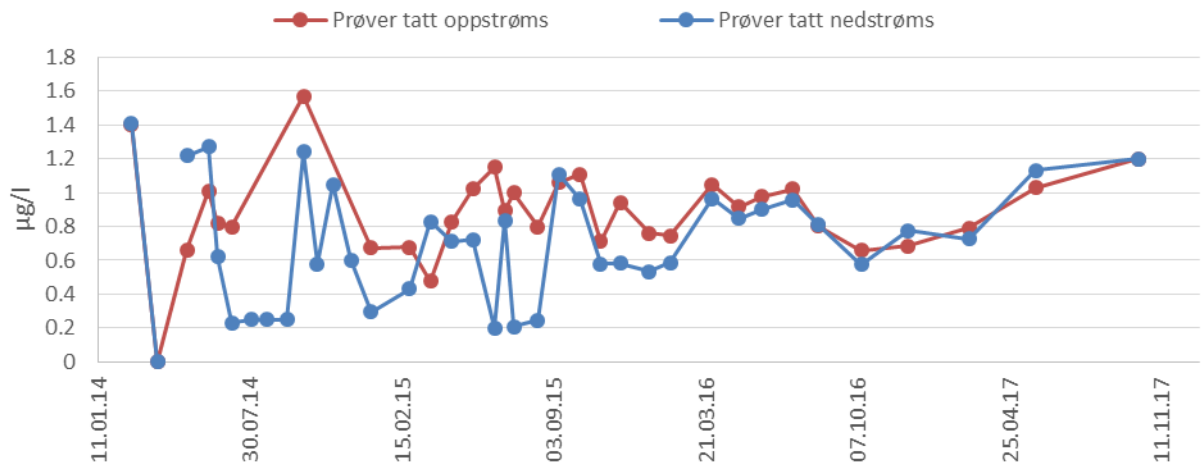
Arsen (As) i Nordtangen-bekken

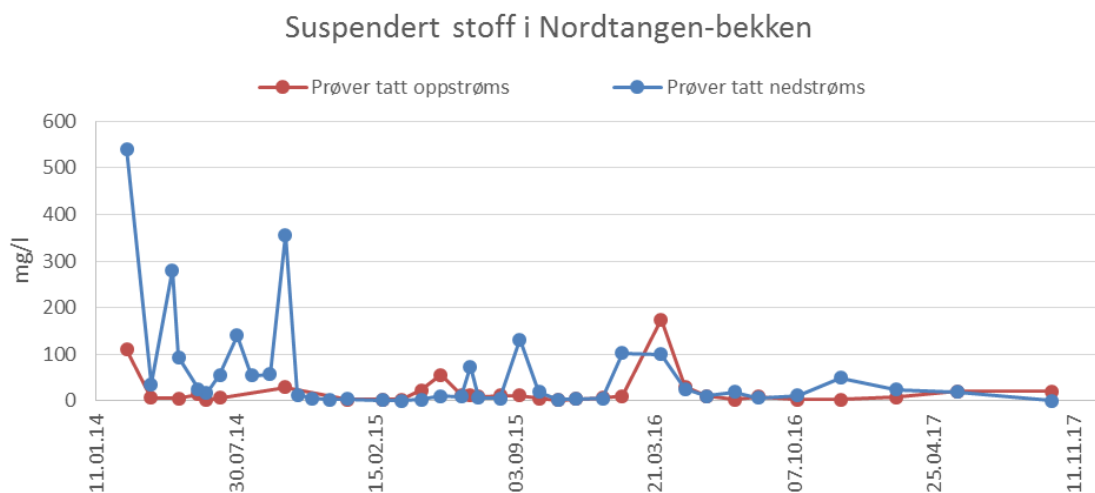


Kadmium (Cd) i Nordtangen-bekken



Kopper (Cu) i Nordtangen-bekken





Figur 143. Utvalde parameter prøvetatt i bekken på Nordtangen oppstrøms og nedstrøms frå 2014 – 2017.

10.3.3. BOTNDYR

Bekken på Nordtangen var ein av bekkane som blei prøvetatt for botndyr før og under anleggsarbeida (Engelstad, 2016). Hensikta var å kartlegge samansetjinga av ulike grupper og artar og å kartelegge metallnivåa i botndyra. Mykje finpartiklar og utfellingslag av jernoksid i bekkebotnen var ein faktor som gjorde at botndyrsamfunna var sterkt redusert ved prøvetaking sommaren 2015, samanlikna med forundersøkingane. Bekken viste auka konsentrasjonar av metall i botndyr under anleggsperioden enn før anleggsperioden. Dette tyder på det periodevis har vore dårlege forhold for botndyra i bekken medan anleggsarbeida pågjekk.

10.3.4. TOLKING/ KONSEKVEN SAR

Bekken på Nordtangen drenerer i eit område med alunskifer i grunnen og viste før byggearbeida blei igangsatt noko forhøgde konsentrasjonar av Fe, As, Co, Zn og Ni, noko som sannsynligvis er skulda påverknad frå alunskifer. Bekken på Nordtangen fekk negative påverknader i anleggsfasen. Ein viktig grunn til dette var auka suspendert stoff og at utfelling av rust dekkja botn på bekken i en periode. Den periodevise stiginga i tilstandsklassar nedstrøms anleggsområdet hang saman med anleggsaktiviteten. Rustutfellingane forsvann etter at bekken blei lagt om anleggsområdet, og ut ifrå dei siste vassprøvene tatt i 2017 ser det ut til at bekken gradvis har kome tilbake til opphavelig tilstand nedstrøms, dvs. metall og pH varierer mindre mellom oppstrøms og nedstrøms lokalitet.

I etterkant av anleggsarbeida skal bekken følgast opp med vassprøvar for å følgje med på tilstanden.

10.4. Bekk i Horgenmoen (forskjering nordre tunnelpåhogg)

10.4.1. HISTORIKK

Bekken som renn gjennom området for nordre tunnelportal er naturleg prega av alunskifer i grunnen oppstraums anlegget. Tidligare målingar før anleggsperioden viste verdiar heilt opp i 90 µg/l for U (sjå vedlegg 6). Bekken har hatt låg vassføring, spesielt om vinteren og sommaren med lite tilsig av vatn. Både oppstraums og nedstraums i bekken har det vore observert jernutfellingar gjennom prøvetakingsperioden (sjå figur 144), og ofte hatt ei dårleg lukt ved både oppstraums og nedstraums prøvepunkt.

Bekken på Horgenmoen blei prøvetatt regelmessig frå mars 2014, då anleggsarbeida starta opp i dette området. I starten av prøvetakinga blei det kun tatt prøver nedstraums vegen, og ikkje på oppstraums prøvepunkt, som skal vere upåverka av anleggsarbeida. Frå 17.09.14 starta prøvetakinga på oppstraums punkt. Dermed manglar det bakgrunnsdata/samanlikningsgrad for prøvane som er tatt før 17.09.14

Prinsipielt skal all alunskiferhaldig masse ha blitt fjerna frå gravearbeida. Slik masse blir imidlertid pulverisert og fragmentert under sprenging og graving. Derfor vil det ligge igjen noko som det er svært vanskeleg å lokalisere og samle opp igjen. Dette vil vere vanleg for alle anleggsarbeid der ein er i kontakt med alunskifer. Alunskifer blei fjerna ned til traub, dvs. der vegkroppen startar. Det betyr at det fortsatt finst alunskifer i dette området som ikkje er gravd i under anleggsarbeida og som derfor ikkje blei fjerna.

Hausten 2015 var grunnarbeida her ferdig, og det pågjekk vidare arbeid med tunnelportalen.



Figur 144. Horgenbekken oppstrøms (til høgre) og nedstrøms (til venstre) anleggsområdet for ny veg. Det er jernutfellingar i botnen på begge lokalitetane. Bilder er tatt 1. juli 2015.

10.4.2. VASSPRØVAR

Tabell 38 og figur 145 viser oversikt over vassprøver som blei tatt oppstrøms og nedstrøms i bekken som kryssar vegen i røyr forbi Horgenmoen. Bekken viste ei auke for uran- og sulfatverdiar då anleggsaktiviteten inkluderte sprenging og graving i berggrunnen frå sommaren 2014. Maksverdi for U nedstrøms var på 333 $\mu\text{g/l}$ i juni 2014, då det pågjekk grunnarbeid i området. Bekken blei lagt i røyr kort tid etter, og verdiane blei deretter redusert for kvar vassprøve (14 dagars mellomrom) med unntak av ein vassprøve tatt 27. oktober 2014 (figur 145). Det blei tatt fleire vassprøvar oppstrøms anleggsområdet, og prøvane viste at utsprengt område hadde ei viss utlekking som blei fanga opp nedstrøms i bekkestrengen. Dette er sannsynlegvis relatert til auka mengder av fragmentert skifer etter sprengingsarbeida.

Sprenging og fjerning av masse for tunnelportal nord frå vinter 2015 til mai/juni 2016 gav igjen utslag på uranverdiane nedstrøms i bekken, og var på det høgste 150 $\mu\text{g/L}$ i august 2016 (konsentrasjonar av uran var frå 50 – 77 $\mu\text{g/L}$ oppstrøms i bekken). På dette tidspunktet var gravearbeida ferdig i området. Samtidig blei også den høgste konsentrasjonen av nikkelpåvist på 116 $\mu\text{g/L}$ (tilstandsklasse 5), då var oppstrømsverdien 31 $\mu\text{g/l}$ (klasse 3). Det er uvisst kva denne aukinga kom av, då vegarbeid hovudsakleg var over på dette tidspunktet. At konsentrasjonar av uran og andre metall som nikkelpåvist er høgare om sommaren kan ha med mindre vassføring å gjere, som

gjere at metall kan bli oppkonsentrert i vatnet. I tillegg kan høgare temperaturar til ein viss grad gjere at forvittringsreaksjonane i berget går fortare.

I 2017 har uranverdiane gått gradvis nedover på nedstraums lokalitet, men er fortsatt noko høgare enn oppstraums. Vi antar at dette kjem av at det fortsatt er finstoff av alunskifer i området, men at det også er ei følge av at det naturleg finst alunskifer i området mellom nedstraums og oppstraums prøvetaking, og ei auking frå dette området er derfor forventet. Vassprøven frå 12. oktober 2017, viste urankonsentrasjonar på 68 µg/L nedstraums og 50 µg/L oppstraums i bekken. Anleggsarbeidet har også til ein viss grad endra drenering og vassføring i området, så det kan og ha blitt eit litt endra nedslagsfelt nedstraums enn oppstraums.

pH-området for Horgenmoen var under heile anleggsperioden høgare nedstraums enn oppstraums (mellom 7 og 8,4 oppstraums og frå 7,8 – 8,5 nedstraums). Samtidig var sulfat høgare nedstraums enn oppstraums gjennom heile prøvetakinga (gjennomsnittsverdi på 137 mg/l nedstraums samanlikna med 95 mg/l oppstraums).

For metalla As og Cd var det generelt liten forskjell i konsentrasjonar nedstraums samanlikna med oppstraums verdiar, og konsentrasjonane var hovudsakleg i tilstandsklasse 2 eller 3 på begge prøvepunkt. Cu, Pb og Cr viste same trend, og hadde låge konsentrasjonar både oppstraums og nedstraums, som tilsvarte tilstandsklasse 1 og 2. Ni førekom i høge konsentrasjonar både oppstraums og nedstraums, og var som regel noko høgare nedstraums enn oppstraums. Maksverdiar på begge punkt var i klasse 5, medan dei lågaste verdiane var i klasse 3.

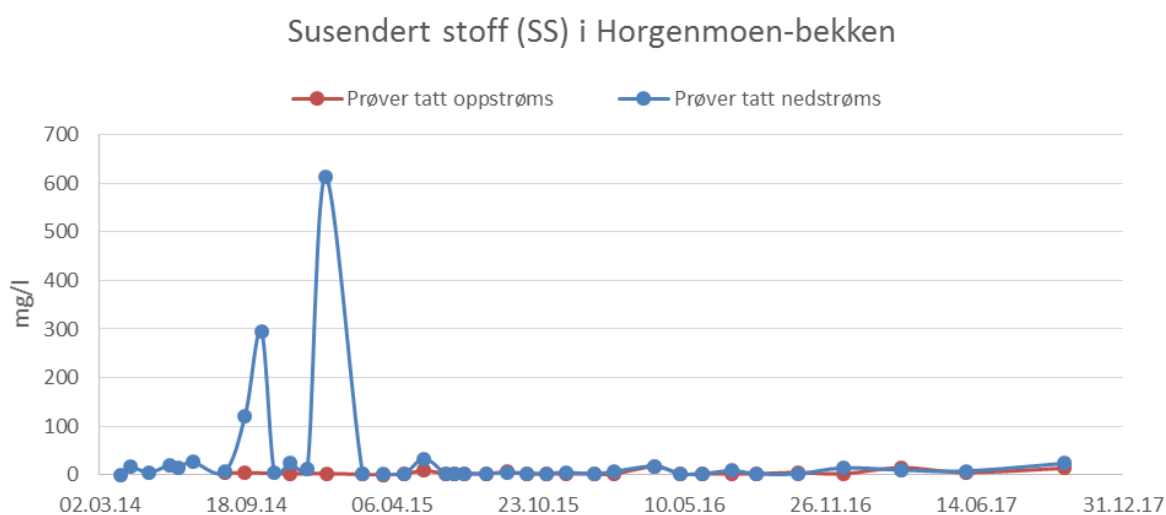
Gjennomsnittsverdiar for sink var i klasse 3 både oppstraums og nedstraums gjennom anleggsperioden. Maksverdiar var på 64 µg/l oppstraums og 54µg/l nedstraums, noko som tilsvarende klasse 4. Zn-verdiane var høgare oppstraums enn nedstraums.

Finstoff i vassprøvane var ved tre tilfeller (sept, okt 2014 og jan 2015) svært mykje høgare nedstraums enn oppstraums, og var mellom 100 og 600 mg/l. Utanom dette var verdiane stort sett låge i bekken (frå 0,5 – 30 mg/l).

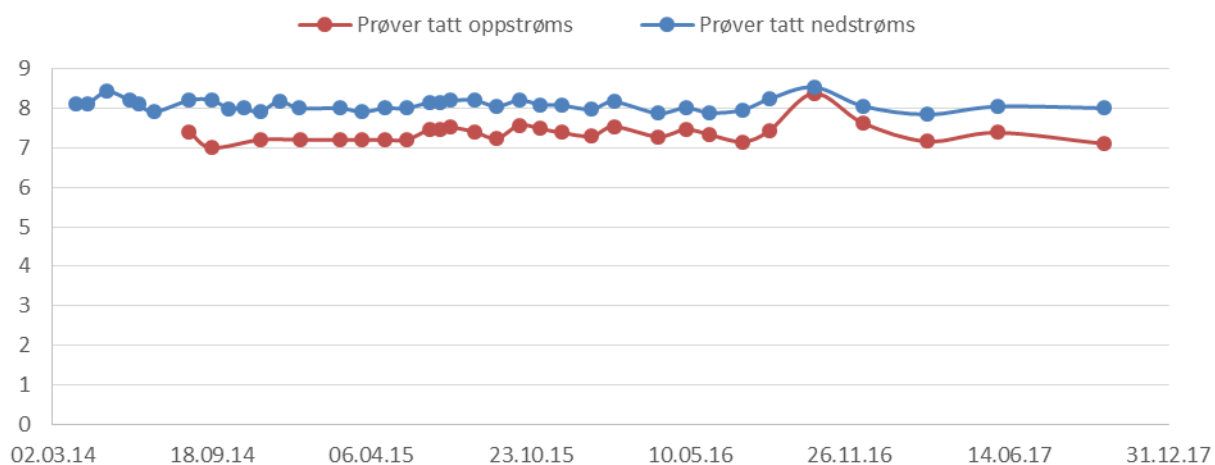
NORWAT tok prøver av sedimentet i Horgenbekken i 2015, og resultatene viste dei høgste sedimentkonsentrasjonane av Cd, U og Ni, samanlikna med dei andre bekkane på Gran. Urankonsentrasjonane var mellom 17 og 29 mg/kg. Horgenbekken blei imidlertid ikkje prøveatt i forundersøkingane til NORWAT.

Tabell 38. Inndeling i i tilstandklassar for klassifisering av tilstand oppstraums og nedstraums i Horgenmoenbekken (Miljødirektoratet, 2016). Det finst ikkje nasjonalt gjeldande grenseverdiar for uran, suspendert stoff eller sulfat. Konsentrasjonar er gitt i µg/l, bortsett frå SS og SO₄ som er mg/l.

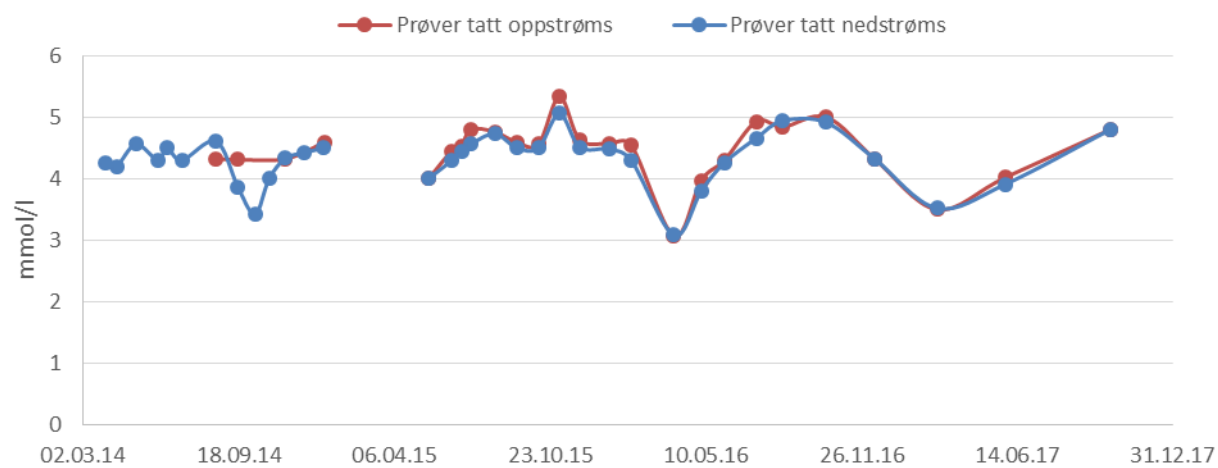
Metall		Minimumsverdi	Maksimumsverdi	Gjennomsnitt	Tilstandsklasse
As	Oppstraums	<0,06 (LOD)	0,71	0,29	1-3
	Nedstraums	<0,06 (LOD)	2,23	0,30	1-3
Cd	Oppstraums	0,01	1,30	0,26	2-3
	Nedstraums	0,01	0,83	0,22	2-3
Cr	Oppstraums	LOD (0,01)	0,11	0,03	1-2 (hovuds 1)
	Nedstraums	LOD (0,01)	0,12	0,03	1-2 (hovuds 1)
Cu	Oppstraums	LOD (0,2)	1,32	0,50	1-2
	Nedstraums	LOD (0,2)	3,01	0,64	1-2 (hovuds. 2)
Ni	Oppstraums	16	79	37	2-5 (1 i 5)
	Nedstraums	23	116	50	2-5
Pb	Oppstraums	<0,01	0,03	0,01	1-2 (kun to i 2)
	Nedstraums	<0,01	0,66	0,03	1-2 (kun to i 2)
Zn	Oppstraums	11	63	31	2-5 (hovuds 4)
	Nedstraums	2,5	54	17	2-4 (hovuds 4)
U	Oppstraums	38	79	56	
	Nedstraums	54	333	109	
SS	Oppstraums	LOD (1,0)	18	4,3	
	Nedstraums	LOD (0,02)	613	37	
SO ₄	Oppstraums	59	127	96	
	Nedstraums	79	236	137	



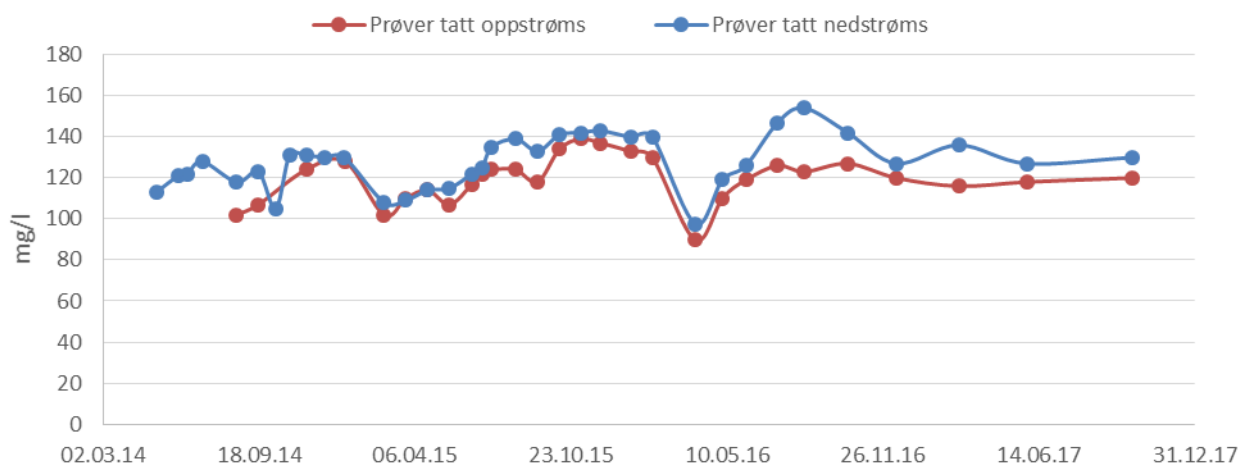
pH i Horgenmoen-bekken



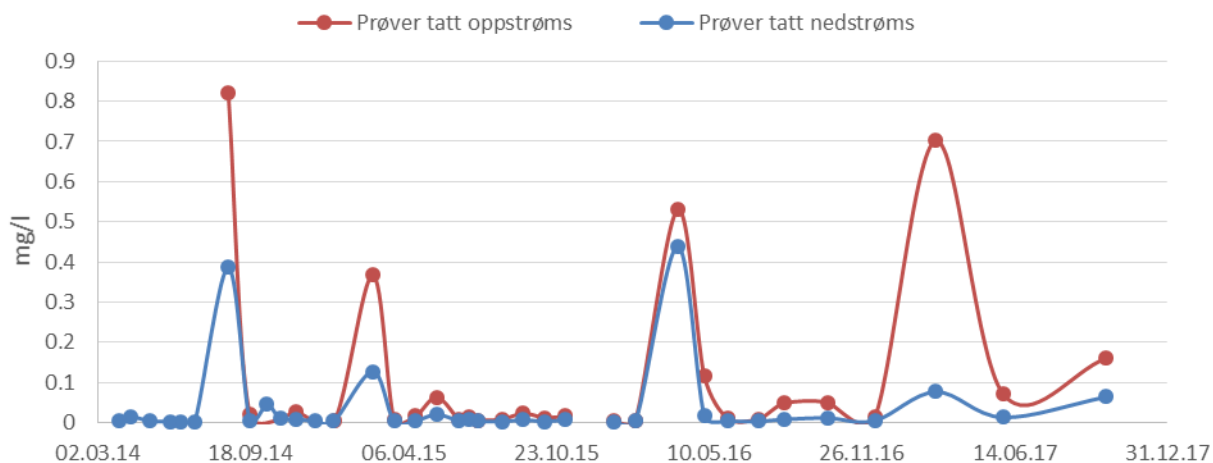
Alkalinitet pH 4,5 i Horgenmoen-bekken



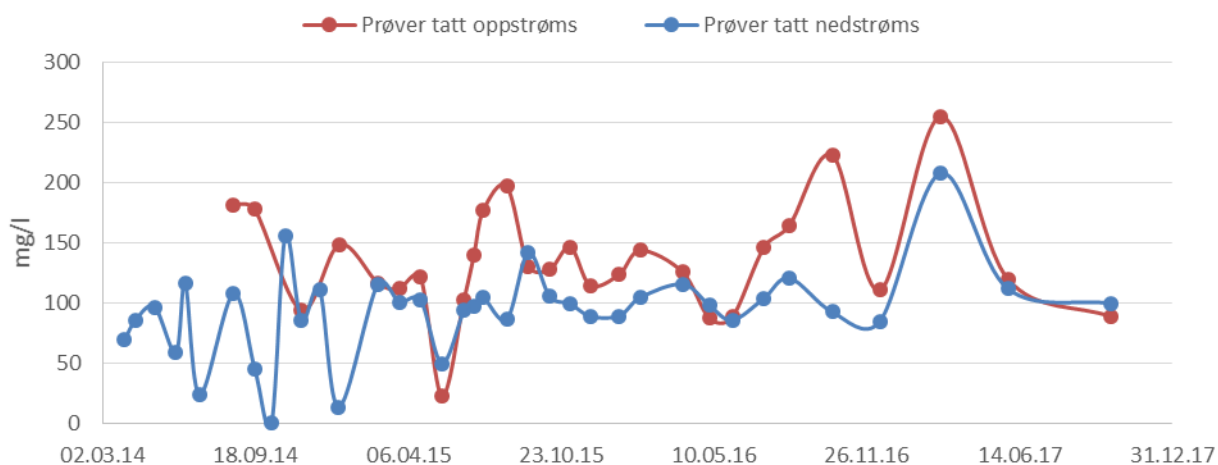
Kalsium (Ca) i Horgenmoen-bekken



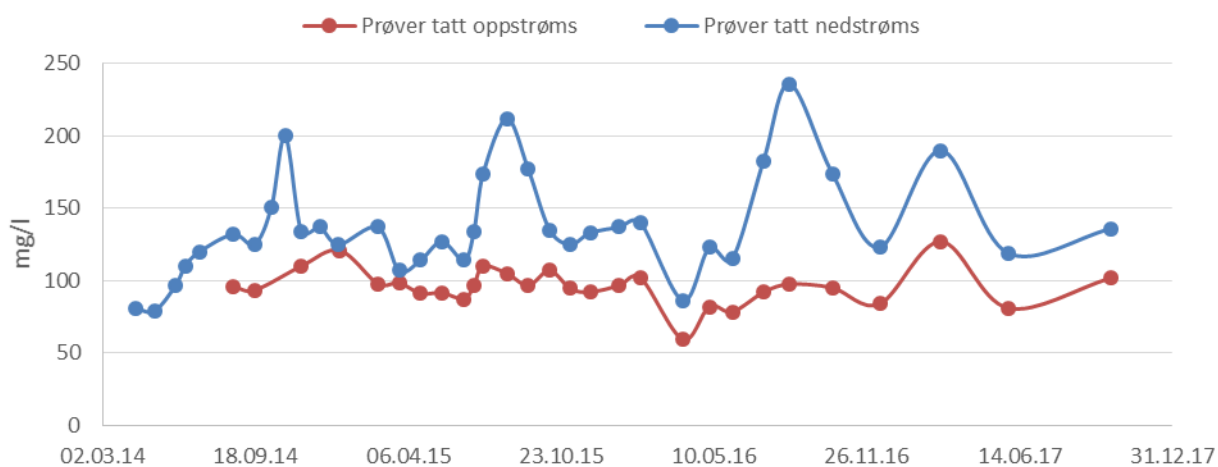
Jern (Fe) i Horgenmoen-bekken



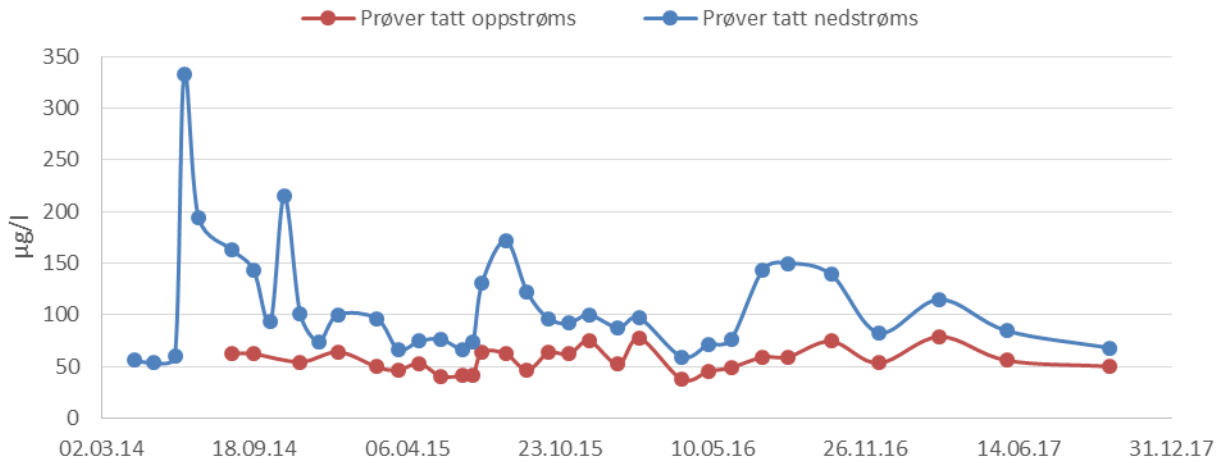
Mangan (Mn) i Horgenmoen-bekken



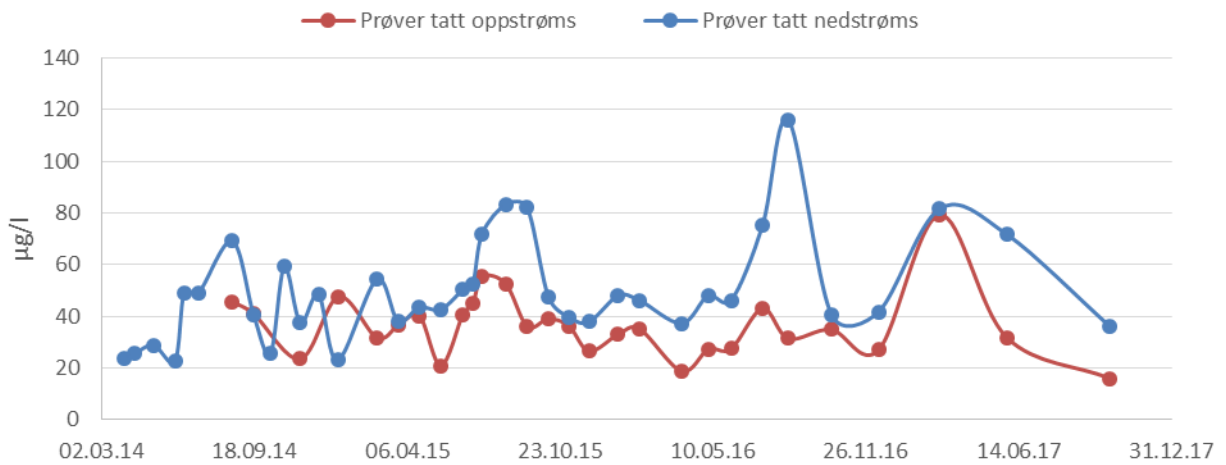
Sulfat (SO4) i Horgenmoen-bekken



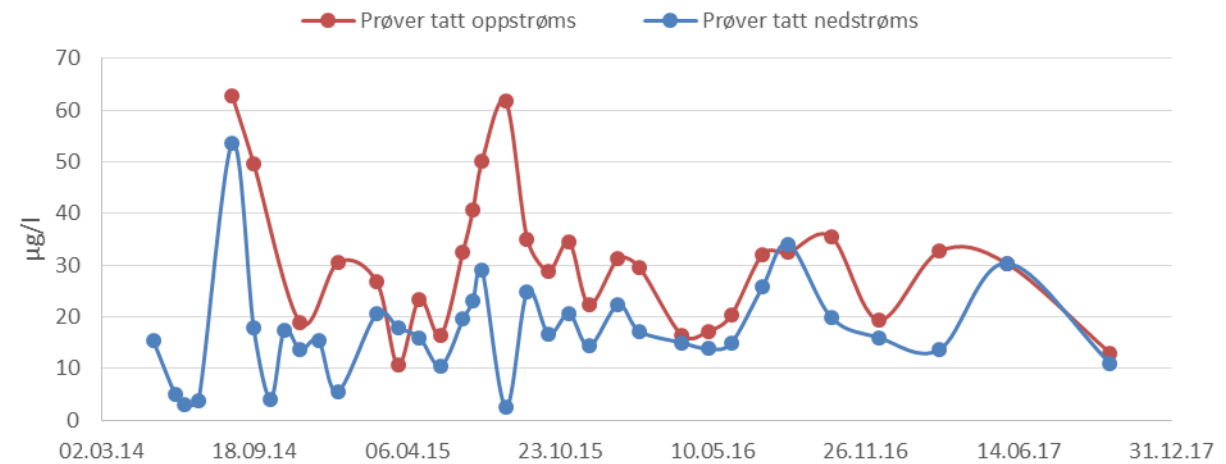
Uran (U) i Horgenmoen-bekken

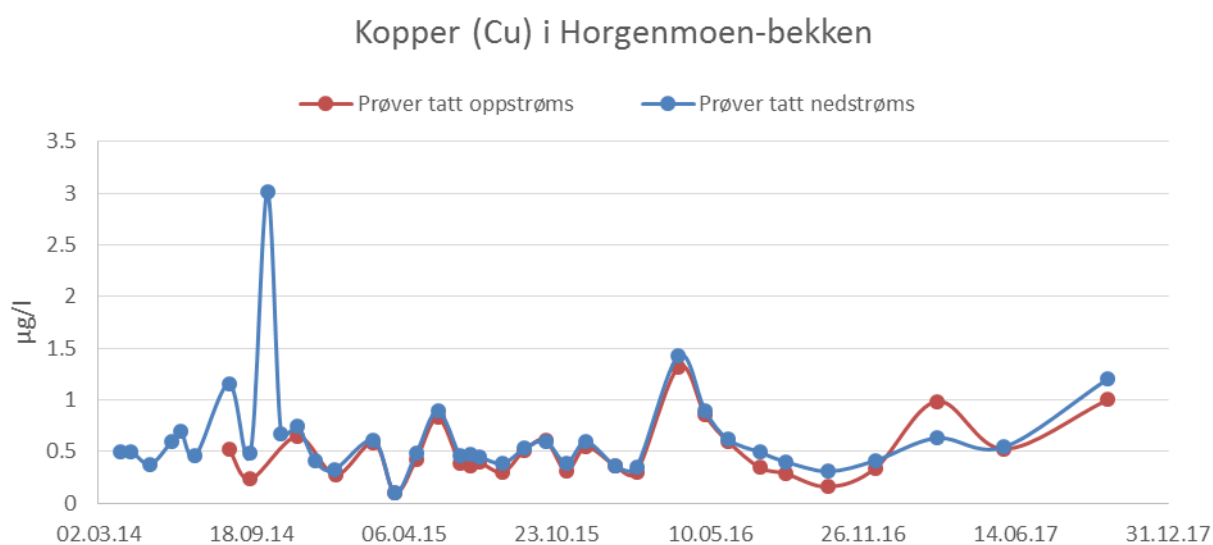
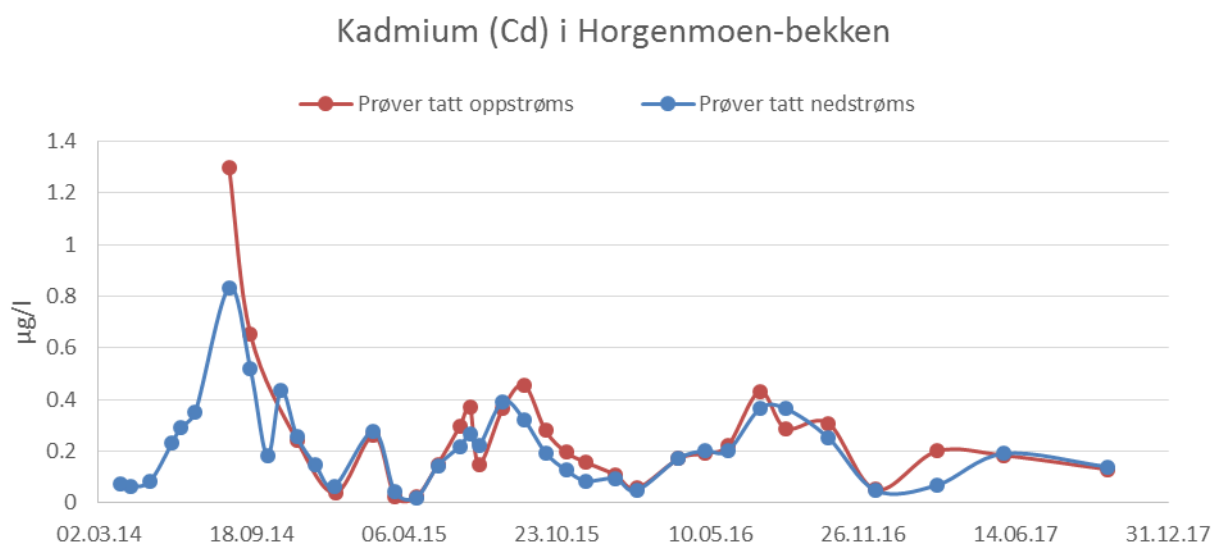
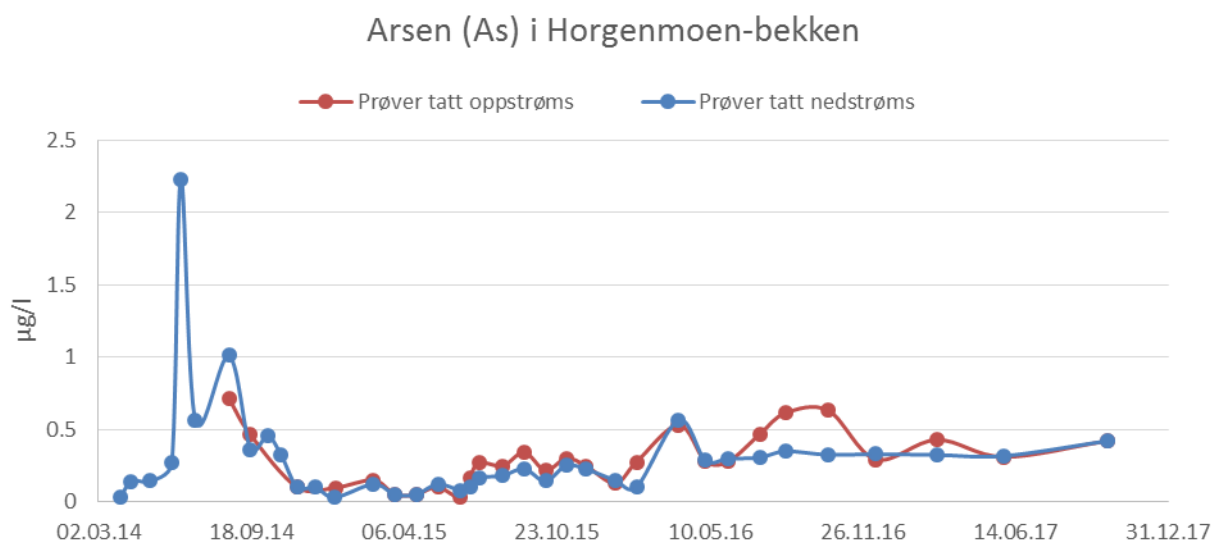


Nikkel (Ni) i Horgenmoen-bekken



Sink (Zn) i Horgenmoen-bekken





Figur 145. Utvalde parameter prøvetatt i bekken på Nordtangen oppstrøms og nedstrøms frå 2014 - 2017.

10.4.3. TEST AV ABSORBENT

Det blei vurdert å utføre tiltak i Horgenbekken ved å teste ein adsorbent bestående av jernhaldig sand. «Harpet rødmull» blei lagt som ein barriere nedstrøms i bekken (sjå figur 146). Dette blei skaffa frå B-sjiktet frå grustak og skulle fungere som sorpsjonsmateriale for uran og eventuelle andre miljøproblematiske metall. Harpet rødmull blei lagt ut 15. desember 2014, og vassprøvar blei tatt nedstrøms barrieren i starten av januar 2015. Sjå resultat frå prøvetakinga i vedlegg 22.2. Prøvane viste ubetydelege forskjellar og truleg var utlegging/design for dårlig med tanke på retensjonstid, samtidig som at årstida ikkje var gunstig med tanke på temperatur. Vi fortsette derfor ikkje med dette forsøket, men same type materiale blei vurdert under etatsprogrammet NORWAT.



Figur 146. Jernmold i striesekkar blei lagt ut nedstrøms ved utløpet i Horgenbekken ved utløpet til Jarevatn.

10.4.4. TOLKING/ KONSEKVENSAAR

Horgenbekken viste dei høgste konsentrasjonane av uran og mange andre metall som ein kan vente i eit alunskiferområde, samanlikna med Vigga og Nordtangen-bekken. Bekken har ikkje hatt god vasskvalitet verken oppstrøms eller nedstrøms, ut i frå

Miljødirektoratets rettleiar for klassifisering av ferskvatn, med konsentrasjonar av nikkel i klasse 5 og Zn i klasse 4 på det høgaste på begge lokalitetar. Horgenbekken var imidlertid også påverka av alunskifer før vegarbeida starta opp, noko som blei vist ved Statens vegvesen prøvetaking i forundersøkingane (sjå vedlegg 6.1). Dei auka konsentrasjonane av sulfat, U og Ni nedstraums i anleggsfasen er sannsynlegvis ein konsekvens av anleggsaktiviteten, som medførte fragmentert skifer i området etter sprengningsarbeida.

Etter slutført anleggsaktivitet har konsentrasjonane blitt redusert ved nedstraums prøvepunkt, men nokre parameter er fortsatt noko forhøga samanlikna med oppstraums. Vi antar at dette er ei følgje av at det naturleg finst alunskifer i området mellom nedstraums og oppstraums prøvepunkt. Vassprøven tatt 12. oktober 2017 viste urankonsentrasjonar på 68 µg/L nedstraums og 50 µg/L oppstraums i bekken. Prøvetaking av denne bekkestrengen vil fortsette i miljøovervakingsprogrammet for driftsfasen.

10.5. Vøienbekken

10.5.1. VASSPRØVER

Vøienbekken blei prøvetatt med vassprøver oppstraums i fire omgangar frå mars – juni 2014. Dette var referanseprøver for naturleg bakgrunnsnivå i området. Det blei ikkje tatt prøver nedstraums i Vøienbekken ved desse prøvetakingane. Vøienbekken blei igjen prøvetatt i tre omgangar i 2017 oppstraums og nedstraums, etter at utløp for drensavatn frå tunnel og dagsone blei lagt til Vøienbekken, for å overvake korleis utløpet påvirka Vøienbekken nedstraums. Resultata er vist i Vedlegg 25. NORWAT brukte også Vøienbekken (oppstraums) som eit referansepunkt ved sine feltarbeid.

Oppsummert har Vøienbekken vist god kjemisk kvalitet i tilstandsklasse 1–2 oppstraums og nedstraums ved aktuelle prøvetidspunkt.

Etter at utsleppet vart lagt til Vøienbekken, blei éin konsentrasjon av nikkel i klasse 3 (4,2 µg/l) påvist nedstraums 12.10.17 (oppstraums var Ni 1,6 µg/l). Vatnet blir etter kort tid vidare fortynna i Vigga. Uran viste ved prøvetakingane i oktober og november 2017 ei auking frå 0,9 µg/l oppstraums til henholdsvis 4,4 og 6,9 µg/l nedstraums før

utløpet i Vigga. pH i Vøienbekken har vist mellom 7,7 og 8,1. Vøienbekken er noko påverka av nitrogen og fosforavrenning, som sannsynlegvis er landbruksrelatert.

10.5.2. DGT

Det blei sett ut passive prøvetakarar (DGTar) oppstrams i Vøienbekken i totalt 8 periodar over 3 veker i 2014. Dette var referansestasjonar, som blei brukt til å samanlikne med DGTar nedstrams i Vigga. Det var låge metallkonsentrasjonar som blei tatt opp i DGTane i prøvepunktet for Vøienbekken. Meir om DGT-undersøkingane i Vøienbekken og Vigga finst i vedlegg 27.1 –27.3.

10.5.3. TOLKING/KONSEKVEN SAR

Etter at utløp for drensvatn blei anlagt ut til Vøienbekken, har nedre deler av Vøienbekken (ei strekning på ca 50 m), før utløpet til Vigga fått tilført drensvatn med noko høgare metallkonsentrasjonar, slik at nedstramsverdiar aukar. Likevel er bekken i nedre deler fortsatt i klasse 1 og 2, med unntak av ei måling av Ni på 4,9 µg/l i oktober. Nedstrams har det på det høgste blitt påvist 6,9 µg U/l. Vatnet blir etter kort tid vidare fortynna i Vigga. Bekken blir prøvetatt vidare i overvakingsprogrammet.

10.6. Jarenvatnet

Jarenvatnet er mottakande resipient for elva Vigga og dei to bekkane nord på Gran; Horgenbekken og Nordtangenbekken. Jarenvatnet har sannsynlegvis fått noko auka tilførsel av visse metall og sulfat relatert til vegbygging i alunskifer i nedbørsfeltet til vatnet. Jarenvatnet blei imidlertid ikkje prøvetatt med vassprøver i vårt faste overvakingsprogram, men i staden blei det i samband med NORWAT henta inn sedimentprøver og gjort analysar av fisk i vatnet for vurdering av miljøpåverknad.

10.6.1. SEDIMENTPRØVER

Representantar frå NORWAT tok ut sedimentprøver frå ein prøvelokalitet ved Vigga sitt utløp i Jarenvatnet og i 2013 og 2015. Generelt reflekterte konsentrasjonane av grunnstoff i sedimenta konsentrasjonene i vatnet på lokaliteten, og låg innanfor variasjonsområdet til verdiane funne i 2013 (Skipperud m.fl., 2016). Det blei i tillegg tatt ut sedimentkjerner frå det nordlege og sørlege bassenget i Jarenvatnet i november 2014

(Sørli, 2015). I sedimentkjernene blei det ikkje funne særskilde spor etter vegprosjektet, inkludert fyllingane som blei anlagt i forbindelse med riksveg 4. Jarevatnet har sannsynlegvis også tilbake i tid vore påverka av avrenning frå områder med skifer ettersom resultata i undersøkinga viste at det var høgare verdier av svovel på 1800-tallet samanlikna med verdier på 2000-tallet. Studien viste vidare at bassenga følgjer same utvikling frå 1800-tallet fram til rundt 1960 – 1970-tallet. Fra då av viser nordleg basseng ei anna utvikling samanlikna med sørleg basseng, med generelt høgare verdier for organisk materiale, klorofyll a og svovel. Dette indikerer at nordleg basseng blir påverka av ei meir lokal drivkraft, som er antatt å vere urbanisering med ikkje tilstrekkeleg infrastruktur for kloakkhandtering. Med ein lang periode med menneskeleg aktivitet i nedbørsfeltet (m.a. jordbruk og gruvedrift) vil det vere urealistisk å etablere eit uttrykk for ein referansetilstand utan menneske (Sørli, 2015). Sedimentkjernene frå 2014 vil vere viktige referansemålingar som seinare kan brukast ved undersøkingar av eventuelle endringar framover i tid.

10.6.2. ANALYSAR AV FISK

Mort, abbor og gjedde blei fanga med garn i Jarevatnet ved utløpet av Vigga i 2015, og blei analysert med hensyn på ulike spormetall i ulike organ (Skipperud m.fl. 2016). Det blei dokumentert U og Cd i organ til mort og abbor i Jarevatnet, og dette kan vere eit resultat av opptak av metallet via næringskjeda. Det blei imidlertid ikkje tatt prøver av fisk frå denne lokaliteten før anleggsarbeida starta, slik at det ikkje er mogleg å samanlikne med før-prøvar. Analysane kan likevel brukast som samanlikningsgrunnlag ved endringar i sediment- eller vassprøvar framover i tid.

11. VURDERING AV MILJØPÅVERKNAD

11.1. Vurdering av miljøpåverknad i vassdrag

Både analysar av opptak av metall i fisk, og passive prøvetakarar i Vigga viste at det var låg risiko for negative skadeverknader av opptak av metall i vasslevande organsimar.

Grenseverdiane for metall i utsleppsløyvet for anleggsfasen (Fylkesmannen i Oppland) tilsvarte verdier i klasse 3 (KLIF, 2012). Til tider overskreid utsleppet av det reinsa

tunneldrivevatnet grenseverdiane for turbiditet pH, ammoniakk (NH₃) og metalla Cr, Cu, Ni og Zn. Det førte til ei viss auke i Vigga, men konsentrasjonane var likevel låge, i tilstandsklasse 1 og 2.

Makskonsentrasjonane av Cu, Ni, Pb og Zn var i forundersøkingane for vassprøvetaking av brønnar i myra allereie over den gitte utsleppsgrenser i utsleppsløynet for anleggsvatn (t.d. Zn der 13 av 53 prøvar oversteig 11 µg/l, Ni der 4 av 52 oversteig 34 µg/l). Dette viser at området naturleg var påverka av berggrunnen i området (Elnes leirskifer), og at utsleppsgrensene var sett konservativt.

For utslepp av vatn frå byggegropa i masselageret var det enkelte overskridelsar av Cd, Ni og Zn. Dette førte ikkje auka tilstandsklasser i Vigga. Det var ikkje sett utsleppsgrense for uran, men vi baserte oss på at utsleppet ikkje skulle ha negative konsekvensar for vassmiljøet i Vigga (d.v.s. over 15 µg/l etter Canadian Council of Ministers of the Environment, 2011). Høgste målte urankonsentrasjon i Vigga var rundt 5 µg/l, noko som er ansett som ikkje miljøskadeleg. Samtidig gjer karbonat-innhaldet i Vigga at uran er mindre toksisk (antatt over 100 mg CaCO₃/L tilseier PNEC-verdi for uran på mg-nivå i følgje Skipperud m.fl. (2016).

Dei passive prøveatakarane i Vigga (DGTar) kunne ikkje fange opp metallkonsentrasjonar som var skadelege for fisk. NORWAT dokumenterte også låge konsentrasjonar av tungmetall i organa på fisken (brunørret) både før og etter ferdig anleggsarbeid, og nivåa var betydeleg lågare enn det som kan gi negativ effekt. I tillegg hadde fisken ein normal kondisjonsfaktor. Resultata frå undersøkelsen viste ingen effektar på fisken som var samla inn som kunne relaterast til anleggsverksemd.

Sannsynlegvis utgjorde periodevise overskridingar av suspendert stoff frå utløpet for reinsa tunneldrivevatn den største potensielle negative påverknaden på Vigga gjennom anleggsperioden. Dette kan ha bidrege til kortvarige lokale negative effektar, ved tilslamming av elvebotn, men vil bli spylt vekk ved neste flaum (sjå rapportar frå NIBIO i vedlegg 26).

Bekkane på Nordtangen og Horgenmoen fekk begge påvist varierende grad av auke i metall nedstraums samanlikna med oppstraums verdiar. Horgenbekken hadde høge verdiar av uran, som kan vere skadelege for organismar i bekken. Bekken var imidlertid

påverka før anleggsarbeida starta; det er ikkje ein bekk for fisk og sannsynlegvis er det lite botndyr som har tilhald her.

Det oppstod rustutfellingar i bekken som gjekk gjennom anleggsområdet på Nordtangen. Dette var noko som forsvann etter å legge om bekken utanfor anleggsområdet. Kanskje kunne denne bekken blitt lagt i røyr eit større strekke for å unngå negativ påverknad i anleggsperioden.

Bekkane på Nordtangen og Horgenmoen har etter avslutting av anleggsarbeida vist lågare innhald av tungmetall. Prøvetakinga i oktober 2017 viste at bekken på Nordtangen hadde tilnærma likt kjemisk innhald nedstraums som oppstraums, medan den siste målinga i februar 2018 viste at U-konsentrasjonane var noko høgre nedstraums (13 µg/l) enn oppstraums (6 µg/l). Bekken på Horgenmoen hadde i oktober 2017 fortsatt noko høgre konsentrasjonar av U og Ni nedstraums enn oppstraums (auke med 20 µg/l), medan Zn, As, Cd og Cu var på same nivå oppstraums og nedstraums. Bekkane blir prøvetatt vidare i det treårige overvakingsprogrammet.

Konsentrasjonane av uran i sediment frå lokalitane frå feltarbeidet til NORWAT (inkludert Vigga og bekk på Nordtangen) i 2015 var mellom 2,3 – 8,9 mg U/kg og låg innanfor variasjonsområdet til verdiane funne i 2013, og det var derfor ikkje mogleg å sjå ein påverknad frå tunnelarbeidet. Bekken på Horgenmoen hadde høgare konsentrasjonar av uran i sedimentet ved prøvetaking i 2015 (mellom 17 og 29 mg/kg), men blei ikkje prøvetatt for dette i forundersøkingane.

NORWAT gjorde ei screening av forventade doserate for dei ulike resipientane (Skipperud m.fl., 2016). For lokalitetane *Vigga utløp i Jarevatnet* og *Nordtangenbekken* var forventade doserate <10 µGy/t for alle målte radionuklidar for alle inkluderte organismar ($p < 0.05$), og sannsynet for ein negativ radiologisk effekt var liten. Horgenbekken, som naturleg har høge urankonsentrasjonar hadde forventade doserate 17 µGy/t for insektlarver (botndyr) og zooplankton, 26 µGy/t for blautdyr (sniglar og skjell) og 10 µGy/t for karplanter. Konservativ doserate for krepsdyr og reptiler på 10 µGy/t blei forventade overskrida. Vi kan altså ikkje utelukke radiologiske effektar på lokal biota ved Horgenbekken.

11.2. Vurdering av masselagerets tilstand

I løpet av arbeida med masseutskiftinga var det ulik grad av oksygentilgang til massane som blei lagt i myra, noko som kan ha ført til ein viss grad av oksidasjon av sulfid i massane. Dette viste seg ved at sulfatkonsentrasjonane i vatnet auka i perioden etter utlegging av skifer. Vi har følgd med på masselagerets tilstand etter ferdigstilling ved å overvake grunnvatnet i masselageret. Etter at masselageret blei ferdigstilt har oksygentilgangen blitt redusert. Vi har sett reduserande forhold med Eh-verdiar ned til -200 Mv både i den grunnaste og i den djupaste brønnen. Det er likevel ennå eit stykke igjen til optimale Eh/pH-forhold. Eh-verdiane blir redusert jo djupare i masselageret ein måler.

Oppsummert frå dei siste prøvetakingane ser vi den ønska effekten med låg, negativ Eh i dei djupare delane av masselageret. I øvre deler er det meir oksygentilgang og Eh er høgre. Brønnane B1–B3 har også låge konsentrasjonar av nitrat og høg eller høgare konsentrasjon av ammonium, noko som tyder på reduserande forhold. Brønn B1 og B2 har større konsentrasjonar av Ni, U og sulfat enn brønn B3, noko som kan tyde på at oksidasjonsprosessen har verka i brønn B1 og B2. Likevel har konsentrasjonane av mellom anna Cd og U gått vesentleg ned sidan 2016 både i B1 og B2. Alkaliniteten i brønnane har halde seg stabilt høg ved siste prøvetakingar i november 2017 og februar 2018, noko som er positivt. Det blir viktig å følgje med på korleis alkaliniteten og sulfatkonsentrasjonen varierer i prøvene framover. Variasjonar i Eh og vasskjemi skal framover sjåst i samanheng med variasjonar i grunnvassstand, temperatur og årstidsvariasjonar. Dette vil gi ein indikasjon på om masselageret er tilstekteleg tett.

Nokre av brønnane nedstraums (BO2, BO3 og BO4) har auka innhald av sulfat og metall (mellom anna uran og nikkel). Også utløp av drensvatn (TUN–UT) frå området har høge metallkonsentrasjonar, utan at dette vatnet er venta å ha ein direkte samanheng med vatnet i masselageret. Sidan det delvis er brukt svart leirskifer i oppfylling av ramper og anna utfylling av området, så vil også noko diffus avrenning kome herifrå. Brønnane nedstraums er spesielt påverka av vegsalt; Det er målt høgt kloridinnhald i brønn BO1 og BO2. Også utløpet for drensvatn frå veg og tunnel (TUN–UT) har høg konduktivitet og ser ut til å vere saltpåverka.

Oppfølginga i den neste treårsperioden vil gi fleire data, og vil gi eit større grunnlag for å vurdere mekanismane som skjer i tilknytning til masselageret. Det vil vere spesielt viktig å følgje med på mengde vatn og vasskjem i på det vatnet som kjem ut frå masselageret under vegbana og blir transportert via dreneringa. Vi er klar over at lekkasje inn i masselageret og vasstransport ut er størst i periodar med snøsmelting og mykje nedbør. Viss dette er forhold som over tid ikkje er akseptable må ein sjå på avbøtande tiltak.

12. OPPFØLGING VIDARE

12.1. Overvakingsprogram

NIBIO er engasjert for å følge opp det tre-årige miljøovervakingsprogrammet for masselageret i driftsfasen. Plan for prøvetaking er lista opp i tabell 39. NIBIO starta overvakinga i oktober 2017, og har per 23. april 2018 utført 4 prøvetakingsrundar. I tillegg til vassprøvetaking har grunnvasstand og Eh/pH blitt målt i nokre av brønnane. Figur 119 i kapittel 8.2.2.2 viser prøvetakingspunkt i tilknytting til masselageret.

Framover blir det viktig å følgje med på om buffer (CaCO_3) blir brukt opp (ved at alkaliniteten søkk) og om pH endrar seg. Konsentrasjon av løyste metall som Ni, Zn og U må også overvakast i masselageret og i nedstraums område. Samtidig er vassbalansen viktig å ha oversikt over, for å studere strøymingsforholda og grunnvasstanden i området. NIBIO skal rapportere funna årleg. Etter tre år skal det utarbeidast ein rapport med overvakingsresultat og diskusjon av vidare oppfølging. Denne rapporten skal føreligge innan utgangen av 2020. Det vil bli lagt vekt på å dokumentere vasskvaliteten i Vigga.

Tabell 39. Oversikt over prøvetakingspunkt for treårig overvåkingsprogram for masselageret 2017–2020. * = brønnar som gir informasjon om kjemisk tilstand og vassbalanse.

Prøvetakingspunkt	Frekvens	Kommentar
Masselager		
* Brønn B1 myr (5 m)	6–8 pr år (SVV)	Må avdekke årstidvariasjonen, kanskje færre pr./år etter 2018. Vassprøve, automatisk logging av Eh/pH, vasstand, temperatur
* Brønn B2 myr (9m)	6–8 pr år (SVV)	Må avdekke årstidvariasjonen, kanskje færre pr./år etter 2018. Vassprøve, automatisk logging av vasstand
* Brønn B3 myr (15m)	6–8pr år (SVV)	Må avdekke årstidvariasjonen, kanskje færre pr./år etter 2018. Vassprøve, automatisk logging av Eh/pH, vasstand, temperatur
*) Brønn BO1 – BO6 nedstrøms/oppstraums masselager	4 pr år (SVV)	Vassprøve og vasstand
*) Brønn 13	4 pr år (SVV)	Vassprøve og vasstand
Vigga/Vøien		
Vigga oppstraums	4 pr år (SVV)	Nytt målepunkt frå 20.02.16. Oppstraums utløp Vøienbekken. Vassprøve
Vigga nedstraums	4 pr år (SVV)	30 meter nedstraums Vøienbekken, alternativt ved Haslerudgutua (HAS). Vassprøve
Oppstraums i Vøienbekken	4 pr år (SVV)	Vassprøve
Nedstraums i Vøienbekken	4 pr år (SVV)	Vassprøve
Utløp tunnelvatn og dreinsvatn (til Vøien)	4 pr år (SVV)	Vassprøve
Bekk 1 Horgenbekken		
Horgen oppstrøms	4 pr år (SVV)	Vassprøve. Etter første år kan det vurderast å redusere prøvetakingsfrekvens.
Horgen nedstrøms	4 pr år (SVV)	Vassprøve. Etter første år kan det vurderast å redusere prøvetakingsfrekvens.
Bekk 2 Nordtangenbekken		
Nordt. oppstrøms	4 pr år (SVV)	Vassprøve. Etter første år kan det vurderast å redusere prøvetakingsfrekvens
Nordt. nedstrøms	4 pr år (SVV)	Vassprøve. Etter første år kan det vurderast å redusere prøvetakingsfrekvens
Pumpesump tunnel		
I pumpesump	2 pr år (SVV)	Vassprøve. Prøvar av dreinsvatn.
Ved tunnelvask (heilvask)		
Pumpesump	v/tunnelvask 1/år	Skal gjerast dei første gongene tunnelen blir vaska: Prøve i vaskevassmagasinet før utslepp til utjammingsmagasinet
Vigga oppstrøms og nedstrøms	v/tunnelvask 1/år	Skal gjerast dei første gongene tunnelen blir vaska: Vassprøvar skal takast i Vigga samband med utslepp av tunnelvaskevatt

12.2. Hensynssoner

Statens vegvesen sendte eit brev til Gran kommune i mars 2017, med kopi til Fylkesmannen i Oppland og NVE, der vi la fram forslag til hensynssoner for området rundt masselageret for kommuneplanens arealdel.

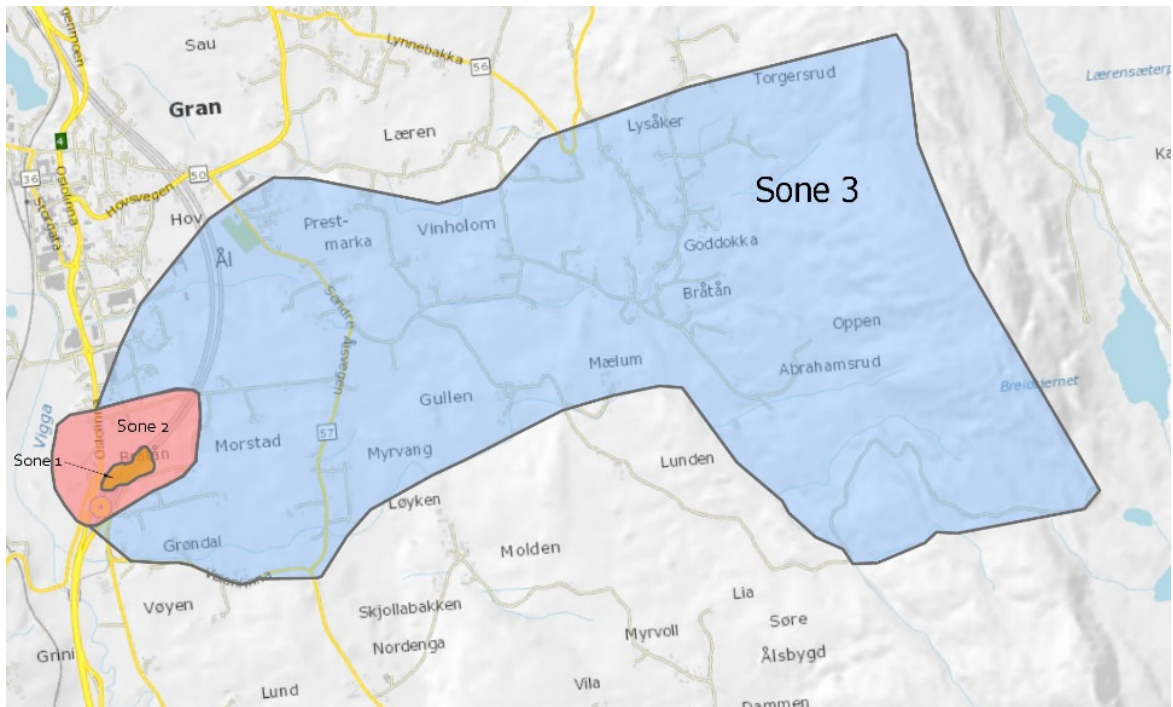
Sjølv om det ikkje er lovleg å gjere tiltak som senkar grunnvatnet, så anbefalte Statens vegvesen at det skulle opprettast tre hensynssoner for å sikre området (sjå kart i figur 147 for forslag til avgrensing):

Sone 1 er sjølve masselageret. Restriksjonsnivået her vil vere direkte knytta til å redusere faren for endring av grunnvassforholda.

Sone 2 utgjer ei sone der vi antar at ei grunnvassenking vil gi ein muleg senking av grunnvatnet i masselageret. Området kan byggjast ut på visse vilkår, så framt at det ikkje påverkar grunnvassforholda.

Sone 3 utgjer eit utvida nedbørsfelt til sone 1 og strekkjer seg opp mot Svartbråtåberget. Mykje av nedbøren går i dag til direkte avrenning i to bekkesystem og mindre til infiltrasjon. I denne sona må det visast aktsemd mot tiltak som kan redusere infiltrasjon av overvatn ned i grunnen, då redusert infiltrasjon på sikt vil kunne påverke grunnvasstanden.

Hensynssonene med dei tilhøyrande reglane blei tatt inn i tråd med vår anbefaling, men planen er fortsatt ikkje sluttbehandla. Lågare grunnvasstand enn det svartskifer er lagra på (kote 203 moh) er og lite truleg, då elva Vigga ligg på om lag på same kote forbi masselageret.



Figur 147. Forslag til hensynssoner i tilknytning til masselageret til Kommuneplanens arealdel.

DEL 4 ERFARINGAR FRÅ GRAN

13. FORUNDERSØKINGAR

13.1. Geologisk og geotekniske undersøkingar

I område med alunskifer og svartskifer er det viktig å utføre geologisk kartlegging ekstra tidleg i planprosessen for å finne det mest eigna trasévalget og førebu nødvendige tiltak. Det er alltid nødvendig å utføre eiga geologisk kartlegging i detaljert målestokk for å knytte førekomst av potensielt forureinande berg i grunnen til berggrunnsgeologiske kart som viser kva bergart som er i overflata. For dette prosjektet var det særskild viktig å utføre ei detaljert kartlegging (målestokk 1:1000) av alle bergartane som grunnlag for ei realistisk tolking av geologien på tunnelnivå. Bergartane var folda og med teikn til overskyving, noko som kunne tenkast å føre til at alunskifer kunne dukke opp på meir enn eitt område. Det geologiske profilet vi tolka oss fram til viste seg å fange opp det vesentlege, noko som hadde store fordelar for bl.a. anleggslogistikk og om massane kunne brukast i veglinja eller om dei måtte køyrast til masselageret. Det er generelt nødvendig å knytte bergartstypene til pelenummer som grunnlag for prising, logistikk og masseberekning. Svart leirskifer, inkludert alunskifer, er svake bergartar som kan gjennomgå ei rask forvitring. Feltkartlegging og registreringar må legge vekt på forvittringsomfang og fragmenteringsegenskapar. Stor overdekning med lausmassar er ofte eit problem, og det må tidleg settast i gang eit boreprogram med opphenting av prøver og borekaks for vidare analysar med tanke på forureiningspotensial for dei ulike massetypane. Over svarte leirskifrar vil det ofte vere eit forvittringsprofil (kan vere potensielt forureinande) som lett blir tolka som morenemassar ved geotekniske sonderingar. Også korttransporterte lausmassar (forvittringsjord, mjøsmorene m.m.) bør undersøkast i felt, både visuelt, med kjemiske analysar og mineralidentifikasjon (XRD), både med tanke på forureiningspotensialet og naturlege bakgrunnsverdiar, for å avklare deponeringsalternativ ved bortkøyring til godkjend deponi eller lokale løysningar.

I samband med planlegging av tunnelar med uttak av berg med potensiale for forureinande utlekking, er det særleg viktig med detaljerte geologiske og geofysiske

undersøkingar for sikker tolking av korleis dei ulike svarte, grå og kalkrike leirskifrane har utstrekning i grunnen.

På Gran hadde vi ved kartlegginga god nytte av ein kombinasjon av kjerneprøver og kaksprøver frå fjellkontrollboringar. Prøvene må analyserast for å karakterisere skiferen, dette inneber m.a.

- Identifisere og karakterisere type svart, grå og kalkrik leirskifer som kan påtreffast.
- Avdekke kjemiske og mineralogiske variasjonar som kan påverke potensiale for avrenning (kjemisk analyse jfr M310 og mineralanalysar (XRD))
- Avdekke kva for tungmetall som er knytt til svovelforbindelsar (mineralkjemisk analyse og mineralidentifikasjon, XRD)
- Avdekke kva for mineral dei radioaktive elementa (uran og thorium) er knytt til. Dette gjeld særleg for uran, som er mobilt. Thorium er stort sett ikkje mobilt.
- Avdekke bufferevna i skiferen (innhald av kalsiumkarbonat m.m.)
- Vurdere frigjering av tungmetall, inkludert uran, ved nøytrale pH-verdiar (Neutral Rock Drainage).
- Etablere ein detaljert geologisk lengdeprofil i tiltaksområdet. Dette forutset at ein har identifisert kvar ein er i kambro-silurlagrekk.

Det kan vere nyttig å utføre utlekkingsstestar på dei aktuelle skifrane i området, for å gjere ei vurdering av potensiale for avrenning på kort sikt. Det er ein vanlig oppfatning at det primært er utvikling av avrenning med låg pH som skal takast omsyn til, men ein må og vurdere potensialet for frigjering av tungmetall som eksempelvis nikkell, molybden, kadmium, uran og sink ved nøytrale pH verdiar.

Det er og viktig å vere bevisst på at miljørisiko og det forureinande potensialet for alunskifer og andre svarte og mørkegrå leirskifrar avheng av korleis massane blir handtert og lagra. Dette gjeld og deler av jordprofilet/lausmasseprofilet oppå svarte leirskifrar. Viss lokal løysing for lagring er mest eigna, er det ekstra viktig å involvere miljømyndighetene tidleg. Tungmetall, uran og aluminium er naturlege element i naturen. Det er i kva konsentrasjon ein finn dei i, eller dei blir frigjort i, som avgjer om dei kan utgjere ein risiko for miljøet. Eit svært viktig moment i vurderingane er då kva bakgrunnsverdiar (konsentrasjonar) som er representative for eit område.

13.2. Hydrologiske og vasskjemiske undersøkingar

Det er viktig å kartlegge overflatevatn og grunnvatn, og strøymingsmønsteret i grunnen i det influensområdet ein antar kan bli påverka av inngrepet. Føremålet er å få ein god dokumentasjon av førsituasjonen både i område der ein planlegg å ta ut svartskifer og lausmassar som kan vere deponipliktige, og i område som kan nyttast som lokale lager. Ved lokal lagring er det ein fordel å legge til rette slik at ein minimerer transport og mellomlagring.

Som ein del av plan for ytre miljø inngår kartlegging av moglege resipientar og ei verdivurdering av vassdrag. Det må fokuserast på sårbare og verdifulle resipientar når ein skal planlegge overvakinga.

Avrenninga vil alltid vere påverka av hydrologiske og hydrogeologiske forhold, det er derfor svært viktig å skaffe oversikt over nedbørsfelt, vassbalansen og nedbørstatistikk for tiltaksområdet. Om nødvendig kan ein sette opp ein eigen vêt-stasjon der meteorologisk institutt har dårleg dekning. Variasjonar i grunnvatn i lausmassar og fjell bør overvakast i god tid før anleggsstart, gjerne i fleire år slik at ein får ei god forståing av årstidsvariasjonar og kor raskt grunnvatnet responderer på nedbør.

Kartlegging av overflatevatn blei på Gran utført ved å ta vassprøver frå bekkar og vassdrag innanfor antatt influensområde. Dei første vassprøvene som blir tekne i et område bør analyserast med omsyn på eit breitt spekter av parameter for å kartegge vasskemi og bakterieinnhald, for å få gode referanseverdiar og informasjon om naturlege bakgrunnsverdiar. Ein bør alltid måle inn med kartkoordinatar til stader det blir tekne prøver, då eit anleggsområde endrar seg over tid. Endringar i strøymingsbiletet kan og endre den kjemiske samansettinga i vatnet i tilgrensande grunnvassbrønner. Private drikkevassbrønner innanfor influensområdet bør undersøkast både med omsyn til grunnvasskemi og kapasitet.

Dei fleste bekkar og vassdrag er prega av flaum og påverknad frå jordbruk eller andre forureiningskjelder gjennom året. God kunnskap før oppstart om dette og årsvariasjonar i prøveresultat vil vere til god nytte for å kunne tolke resultata raskare og betre under anleggsarbeidet. Det er og viktig for å kunne dokumentere at eventuelle endringar er innanfor dei krav som er sett.

For å undersøke grunnvatn må det settast ned brønner. Det er viktig å vere klar over skilnaden på grunnvatn i lausmassar som har eit samanhengande grunnvass-spegel og grunnvatn i berg der vatn først og fremst blir transportert via sprekkesystem i bergmassane. For å avdekke eventuelle samanhengande vassførande lag i lausmassane kan ein gjennomføre ein pumpetest. På Gran blei det pumpa vatn frå brønner med filter i ulike lag, både i lausmassar og i fjell. Registrering av senketrakta i pumpebrønnen og observasjonsbrønnane rundt gav nyttig informasjon om strøyming og strøymingsgradientar.

13.3. Lagringsmetode

Ein kvar lagringsmetode har som mål å oppnå:

- geoteknisk stabilitet
- geokjemisk stabilitet (tilpassa stabiliteten til mineral som kan frigje tungmetall og syre ved oksidasjon)
- hydrogeologisk stabilitet (mest mogleg statiske forhold)

Svart leirskifer og spesielt alunskifer har potensiale for ei forvitring som kan føre med seg frigjering av tungmetall, uran og aluminium. Når omfang av overskotsmassar av svarte leirskifrar er så stort at levering til godkjent deponi vil utgjere ein vesentleg del av totaløkonomien i prosjektet, bør ein vurdere om lokal lagring er økonomisk, praktisk og miljømessig forsvarleg. Det bør tilstrebast å prosjektetre løysingar som ikkje set krav til forvaltning i ettertid.

Parallelt med at ein avdekkar forholda i det aktuelle området bør ein ha ein prosess med Fylkesmannen og kommunen som forvaltar lovverket. Ein slik prosess må startast tidlig. I vårt tilfelle blei ansvaret for behandlinga av søknaden overført til KLIF (Miljødirektoratet) frå Fylkesmannen i Oppland. Statens strålevern må og ha eigen søknad. Søknadsprosessen tok ca. 2 år.

Når ein etter grundige forundersøkingar har kartlagt og vurdert overskotsmassane, må det undersøkast om ein kan nyttiggjere seg av dei. Ny Rv. 4 på Gran var lagt over eit myrområde der ein uansett måtte gjere tiltak for å oppnå ei vegstrekning med tilstrekkeleg stabilitet og setningsutvikling. Aktuelle tiltak var masseutskifting, bygge veg på flåte eller myrbru. Andre måtar for nyttiggjering alunskifer kan vere å fylle igjen eit sidetak i anleggsområdet dersom tilgang til god stein er ein mangelvare i prosjektet.

Kvar løysing og kvart område vil ha sine utfordringar, først og fremst for å avgrense tilgang til oksygen eller vatn (at det oppstår forvitring), men og med tanke på praktisk gjennomføring undervegs, og eventuell overvaking av slike masselager i etterkant.

For masseutskifting i myra på Gran var det viktig å dokumentere:

- Topografiske forhold og tilgjengeleg lagringsvolum, type massar som vart liggande inn mot masselageret.
- Hydrologi og hydrogeokjemi, spesielt interaksjonane mellom dei utlagde massane og grunnvatn.
- Vassbalanse for området. Korleis vasskjemien og vasstransporten var gjennom området, og avklare om det var mogleg å oppnå anoksiske forhold for kjemisk stabilisering av alunskifer.. Sørge for tiltak for avskjering og drenering av oksygenrikt vatn i overflata.
- Kontroll på grunnvasstand og på eventuelle konsekvensar ved endringar.
- Metode for masseutskifting og driftsopplegg. Fokus på potensiale for å bevare massane mest mogleg uforvitra (fortrenging, utgraving, kort mellomlagring etc.)

Overvaking av grunnvasstand og vasskjemi før, under og etter masseutskiftinga var spesielt sentralt på Gran sidan konseptet for lagringa av massane var eit oksygenfattig miljø i ei myr.

14. UNDER ANLEGGSDRIFTA

14.1. Klassifisering av svartskifer med XRF i anleggsdrifta

14.1.1. VIKTIGHEITA AV XRF-BRUK

Bruk av handheldt XRF var heilt avgjerande for å få ei god og trygg handtering av massane som blei produsert i løpet av anleggsdrifta. Analysar på kjerneprøver i opp til 100m framfor tunnelstuff og prøver frå kvar tunnelstuff, bidrog til ei effektiv anleggsdrift. Det gav føreseieleg driftsopplegg for entreprenøren, og byggherre hadde god kontroll på svartskiferen frå tunnel og dagsone, som etter løyvet frå MD skulle lagrast i masselageret.

Lokalt anvendelig utstyr og etablering av enkle rutinar for analyse gjorde at byggherrepersonalet på tunnel kunne gjennomføre ei rask vurdering og identifisering og klassifisering av bergartane. Sortering av massane fortløpande på stoff var avgjerande både for å lukkast med anleggsgjennomføringa, og for å sikre rask lagring i oksygenfattig miljø.

14.1.2. GRENSEVERDIAR – BEHOV FOR MINERALOGISK ANALYSE I KVART PROSJEKT

Grenseverdiar som blei nytta på Gran var tilpassa for dei gjeldande forholda på Gran. Dei same grenseverdiane er ikkje nødvendigvis anvendelige på andre prosjekt. Årsaka til dette er at totalkjemien ikkje aleine reflekterer potensialet for utlekking. Det er løysingsevna til minerala, saman med fragmenteringsegenskapane, som reelt styrer over dei kjemiske reaksjonane som kan fører til auka konsentrasjonar og mogleg forureining. Utan bakgrunnskunnskap frå mineralogisk analyse (type sulfid og innhald av karbonat) i forprosjektet ville det ha vore vanskelegare å gi ei riktig tolking av totalkjemi basert på handheldt XRF. Mineralogisk analyse er med andre ord ein føresetnad for å sette opp interne grenseverdiar i det einskilde prosjekt.

Grenseverdiane for svovel og kalsium tok utgangspunkt i at svovel i hovudsak var bunde i sulfid (potensielt syreproduserande svovelkis) og at kalsium var bunde i kalsiumkarbonat (kalsitt, som verkar som pH buffer). Dette var på førehand verifisert med mineralogisk analyse ved røntgendiffraksjon (XRD) på fleire prøver av alunskifer og andre svartskiferar. Innhald av kalsiumkarbonat kan og påvisast ved syretest (kvalitativ metode), som vi testa jamleg på kjerneprøver frå Granstunnelen. I andre situasjonar vil derimot kalsiuminnhaldet vere knytt til feltspat og andre tyngre løyselege mineral som ikkje er effektive som pH buffer. Total svovel kan representere svovelkis, som på Gran, samt eksempelvis innslag av nikkelsulfid, sinksulfid og kopparsulfid. Derimot vil totalinnhaldet av svovel i alunskifer i Oslo reflektere både svovelkis og magnetkis. Magnetkis kan raskare enn svovelkis sette i gang forvitring som reduserer pH, og som difor kan gjere alunskiferen vesentleg meir reaktiv og kan auke potensialet for danning av syre- og utlekking av tungmetall.

Klassifiseringsrettleiaren frå Miljødirektoratet som kom i 2015 (NGI, 2015) legg opp til å kartlegge det syredannande potensialet ved hjelp av svovelinnhaldet (syredannande potensial), totalt organisk karbon (TOC) og totalt uorganisk karbon (TIC), som

representerer karbonatinnhaldet (nøytraliseringspotensial). Deretter er jern/svovelforholdet relevant for å finne ut om jern er bunde i sulfid. Rettleiaren framheld også viktigheita av å identifisere ulike stratigrafiske nivå i den geologiske lagrekka. Dette er framstilt i ulike trekantdiagram som hjelpemiddel for klassifiseringa. Ein kan knytte nokre viktige kommentarar til klassifiseringsrettleiaren:

- Systemet er svært nyttig for å skilje mellom ulike kambro–siluriske sedimentære bergartar, inklusive forskjellar og likskapar mellom alunskifer og andre svarte skifrar (grunnlag for å samanlikne nye analysedata med tidlegare erfaringar).
- AP–NP–diagrammet er utvikla basert på analysar av TIC (total Inorganic Carbon). Dette kan ikkje analyserast med handheldt XRF.
- Rettleiaren er ikkje tilrettelagt for sikker klassifisering av svovelførande gneisbergartar med stort syrepotensial, fordi mineralogien og måten dei førekjem på har eit stort spenn og er i tillegg svært forskjellig frå kambro–siluriske sedimentære bergartar (Hagelia og Fjermestad 2016).
- Rettleiaren er ikkje berekna på å kunne identifisera alle typar forureinande bergartar. Ein må generelt undersøke mineralogien i både uforvittra og forvittra deler av bergmassen, kornstorleiken til potensielt forureinande mineral, forvitringstilstanden (overflatenær eller omfattande djupforvitring?) og fragmenteringsegenskapar.

På Gran nytta vi i tillegg til analyser av svovel og kalsium også grenseverdier for utvalde metall som indikatorar for å påvise svartskifer med potensiale for utlekking av forhøga konsentrasjonar. Fleire metall kan vere høge i bergartar som ikkje nødvendigvis er syredannande. Dette bør takast omsyn til ved val av grenseverdier. På Gran vart derfor ein sum av fleire metall nytta som grenseverdi, der enkelte av dei var ekstra viktige. Eit sikkert metall for å identifisere svartskifer frå alunskiferformasjonen er normalt uran. Ved høge uranverdier over 50 mg/kg er det sannsynleg at det er alunskifer i grunnen.

14.2. Samarbeid byggherre og utførande entreprenør

Eit godt samarbeid mellom alle aktørar er nøkkelen for ei god gjennomføring. På Gran nytta entreprenøren i stor grad egne tilsette og maskinpark i tunneldrivinga, medan utgraving og utkøyning av massar i masselageret først og fremst blei utført av

underentreprenørar. God koordinering av ulike arbeidsoppgåver som gjekk føre seg samtidig var viktig, og rask og riktig klassifisering var avgjerande for at ein unngjekk forstyrrande inngrep i anleggsdrifta. Kjerneprøver frå stuff på opp mot 100 m lengde blei derfor bora på helg eller om natta, og prøvetaking og analyse for kvar salve vart gjort saman med normal kartlegging på stuff. Analysane gjorde at det blei meir føreseieleg om massane måtte leggest i masselageret under vegkroppen, eller om dei kunne nyttast til vegbyggingsformål som øvrige massar. I periodar med stor aktivitet blei det gjennomført jamlege møter med formenn frå entreprenøren, kontrollingeniørar og fagressursar frå byggherre for å sikre god kvalitet og koordinering.

Det var mykje utskifting av entreprenørens YM-ansvarlege. Gjennom anleggsperioden var det til saman fem personar som stod som ansvarleg for ytre miljø, og dette var uheldig. Oppfølgingsarbeidet måtte difor i stor grad gjerast av byggherrens ressursar.

I ettertid ser vi at ein i utforming av kontrakt og tildelingskriteria kunne ha lagt større vekt på kunnskap om-, og handtering av alunskifer. Sjølv om det var stilt krav om YM-koordinator, så meiner vi at kommunikasjonen kunne ha blitt endå betre dersom entreprenøren hadde hatt eigen miljøgeologisk ekspertise innan emnet i prosjektorganisasjonen. YM-koordinatorar har ofte ikkje tilstrekkeleg kunnskap om dette. Dessutan er det fleire tekniske val i samband med prosjektering som ikkje blir fanga opp av YM då konsekvensar/risiko ikkje er openbare. Dette vil vere særleg viktig å tydeleggjere som krav i prosjekteringsfase for totalentreprisar og OPS-kontraktar, då denne kunnskapen enno er mangelfull i bransjen.

14.3. Redusering av miljørisiko

14.3.1. MILJØOVERVAKINGSPROGRAM

På førehand var det gjort ei kartlegging av resipientane som kunne bli påverka i anleggsperioden, og registrering av naturlege bakgrunnsverdiar. Måleopplegget og kva parameter ein skal overvake må tilpassast dei lokale forholda. En må og analysere relevante grunnstoff og forbindelsar som er knytt til forvitring og frigjering til ei vassfase, i tillegg til parameter som avdekkar forureining frå anleggsdrifta. Prøvane bør analyserast både filtrert og ufiltrert for å sjå kva som er på ioneform. Dette er spesielt viktig for aluminium.

Miljøovervakingsprogrammet på Gran var særst omfattande sidan det var eit pilotprosjekt og det var usikkerheit knytt til kva som skulle krevjast. Overvakinga var gjort for å kunne dokumentere situasjon før byggestart og ein eventuell miljøpåverknad i størst mogleg grad, men også for å få meir kunnskap om korleis inngrep i svartskifer påverkar lokale vassdrag.

Vi tok i bruk fleire overvakingmetodar, og opplevde at dei på kvar sin måte kunne gje oss informasjon om eventuelle påverknader i vassresipientane. Det viktigaste var vassprøver oppstraums og nedstraums i elver og bekkar i tilknytning til anlegget, og frå eigne inspeksjonsbrønner i både fjell og lausmassar.

Jamlege uttak av vassprøver gjev gode indikasjonar på effekt av tiltaket på det aktuelle tidspunktet, og gjer det mogleg å observere trendar i endringar i konsentrasjonar over tid. Samtidig kan ein knytte resultata opp mot gjeldande tilstandsklassar for vassdrag. Dei passive prøvetakarane var eit nyttig supplement for å dokumentere og vurdere konsentrasjonar av metalliske grunnstoff over tid, og derav økologisk risiko for vasslevande organismar. Kontinuerleg nettbasert overvaking i Vigga av pH, turbiditet, leiendingsevne og vasstand var eit godt verktøy for å kunne følgje med på variasjonar i Vigga og eventuelle hendingar med utslepp av suspendert stoff.

14.3.2. TILTAK MOT SPREIING AV FORUREINING

Dersom det er mogleg bør det gjerast tiltak for å unngå at bekkar drenerer i nærleiken av utsprengde svartskifermassar. Eitt tiltak kan vere å midlertidig legge om bekkar eller legge bekken midlertidig i røyr forbi det aktuelle anleggsområdet.

Det er vanskeleg å få fjerna finfragmentert materiale heilt frå anleggsområdet etter sprenging. Slikt finstoff er det mest reaktive og kan føre til ei diffus avrenning med auka metallkonsentrasjonar frå området. Ved etablering av skjeringar i alunskifer og andre svarte leirskifrar bør ein heilt unngå djupsprenging og underboring, og generelt legge opp til sprenging som gjev lite finstoff. I vegnormalane N200 er det krav til ikkje å undersprengje i svake bergartar, men dette må følgast opp spesielt då kunnskapen om svake bergartar, slik som svarte leirskifrar er noko mangelfull. Undersprenging i svart leirskifer kan og medføre auka miljørisiko og auka risiko for setningssskadar grunna forvitring. For å gje minst mogleg grunnlag for forvitring og finstoffproduksjon i

skjeringar med skifer bør ein vurdere saumboring og forsiktig sprenging, eller eventuelt vurderer saging. Tildekking med sprøytebetong gjev og god sikring mot forvitring.

Det bør gjerast vurderingar på førehand på moglege reinsetiltak for vatn som er påverka av svartskifer. Å reinse vatn med løyste metall kan vere utfordrande, og det er ofte vanskeleg å få god effekt på reinseanlegga. Dei omfattande reinsetiltaka på Gran hadde i praksis låg grad av effekt på løyste metall.

På Gran vart det registerert at det oppstod ei naturleg flokkulering i vassoverflata når skiferen vart lagt i myra. Finstoff frå massane som blei lagt ut samla seg på vassoverflata og utvikla seg til større samanhengande einingar som flaut på grunn av danninga av gassfylte lommer. Denne prosessen, saman med naturleg sedimentering av partiklar i masselageret, bidrog til at vatnet som blei pumpa ut var relativt klart, og at reinseløysingar basert på kunstig flokkulering ikkje fungerte spesielt bra. Det er alltid viktig å ta prøver av vatnet før og etter det har passert reinseanlegget, for å dokumentere reinseeffekten til anlegget.

Gjennom tiltaket på Gran blei det gjennomført vitenskaplege undersøkingar av ulike sorbentar for fjerning av uran (Alvarenga m.fl., 2016; Ahmad, 2015). Resultata viste mellom anna at torv kunne brukast som naturleg sorbent for opptak av uran, molybden og nikkel. Det viste seg at 10 g torv per liter kunne ta opp 99% av uranet i testvatnet, medan 4 g torv/l tok opp 90 % (basert på 24 timars kontakttid) (Ahmad, 2015). Torv hadde ikkje effekt for opptak av svovel og arsen. Bruk av torv som reinsemetode blei ikkje testa i praksis på Gran. Fleire sorbentar blei testa i samband med NORWAT-prosjektet og nemnt i Skipperud m. fl. (2016). Bentonitt blanda med diatomitt (DB-12P-HP) hadde høg sorpsjonskapasitet for uran og andre metall ved pH 7,5.

Tiltak for å unngå sur avrenning har ofte vore kalking. På Gran vart det utført kalking i nokre områder. Dette gjekk vi likevel vekk frå etter kvart, både fordi pH i vatn frå området heldt seg på nøytrale verdiar gjennom heile anleggsperioden og fordi ein fekk erfaring med at vanleg jordbrukskalk ikkje var eigna. I utlekkingsforsøka med utsprengt svartskifer frå tunnel og dagsona på Gran (Fjermestad, Hagelia & Thomassen, 2017), vart det gjort forsøk med tilsetjing av kalk på nokre av pallane, men det viste seg at kalken som vart nytta faktisk førte til ei auka utlekking av uran.

15. VIDARE UTVIKLING

15.1. Lokal lagring

Lokal lagring av alunskifer har mange fordelar, både samfunnsøkonomisk og med tanke på miljøomsyn. Ein unngår transport over lengre avstandar og alunskiferen blir lagra i eit område med økosystem som allereie er tilpassa ein berggrunn av naturleg førekommande svartskifer. Det er fleire store utbyggingsprosjekt på austlandet der ein finn alunskifer og andre svarte skifrar. Å legge til rette for meir nyttiggjering av massane i anlegget, eller opne for fleire lokale deponiløysingar kan vere eit godt alternativ til bortkøyring til dei 3 eksisterande godkjende deponia på austlandet. For å lukkast bør fleire statlege byggherrar som Bane NOR, Statsbygg og Statens vegvesen, saman med miljøinstansane, sjå på moglege løysingar. Til dømes bør det vurderast om avgrensa fyllingar, sidetak, nedlagde steinbrot eller sjødeponi kan vere moglege framtidige tilpassa løysingar for plassering av massane. Sidan oppfølging og drift av eit framtidig masselager ligg på sida av byggherreverksemd i regi av staten, kan ei løysing vere å få med private samarbeidspartnarar. Det bør fokuserast på å finne robuste løysingar for lagring som ikkje gjer det naudsynt med krav til langvarig forvaltning.

15.2. Klassifisering av svartskifer

Ulike svarte leirskifrar har ulike forvitringsegenskapar og bergmekaniske eigenskapar. Rettleiaren for identifisering og karakterisering av svarte leirskifrar har det som grunnleggjande idé at når ein har identifisert ein type leirskifer, så har ein og informasjon om desse eigenskapane. Ein har då og fått grunnlag for å vurdere dei nærliggjande bergartane i den kambro-siluriske lagrekka. Dette var spesielt nyttig for dette prosjektet, då det er eit spenn i kjemisk samansetting og mineralinnhald innanfor dei svarte leirskifrane. Med systematisering av desse analysane vil det gje bransjen auka kunnskap om dei ulike svarte og grå leirskifrane. AP-NP diagrammet i Miljødirektoratets rettleiar gir saman med Fe-S diagrammet nødvendig informasjon. Meir detaljert informasjon kan ein få ved å undersøke relative mengder av grunnstoff. Eller ein kan arbeide vidare med å utvikle metodar for å enklare sette grenseverdiar for klassifisering av ein meir detaljert differensiering av potensielt syredannande og forureinande bergartar.

Bruk av XRF eller anna handheldt måleinstrument er godt egna for bruk i anleggsdrifta, og fastsetting av grenseverdier som er tilpassa bruk av denne type verktøy bør difor vektleggast i det vidare arbeidet. Analysane utført ved handheldt XRF kan også enkelt overførast til rekneark for vidare bearbeiding. XRF krev opplæring og ei viss forståing av apparatets verkemåte.

Samtidig bør det leggast vekt på å utvikle ein god metodikk for prøvetaking for å sikre representative prøver gjennom anleggsdrifta. Spesielt i dagsona kan det vere vanskeleg å få til systematisk prøvetaking og kontroll av massane, viss det ikkje er godt planlagt.

Vurderingar av når ei salve er deponipliktig er og eit stort spørsmål, sidan variasjonane i kvar enkelt salve kan vere store. På Gran hadde vi ikkje noko tidlegare eksempel å vise til, men fekk aksept for at berre salver med meir enn 10% alunskifer var deponipliktig. Med ei slik tilnærming vil ein diverre deponere svært mykje anna bergmasse unødige, men å skilje ut alunskifer frå anna berg er ikkje alltid praktisk mogleg. Med god planlegging og forundersøkingar bør likevel ein meir stadstilpassa tilnærming kunne nyttast. Eit tiltak er at ein må avklare tidleg (i planleggingsfasen) om andre bergartar i salva har naturleg bufferevne. I tillegg til bakgrunnsverdiene, er det og viktig å auke kunnskapen om tålegrensene i det aktuelle nedslagsfeltet der skiferen er tenkt nytta, og utarbeiding av ein metodikk for å setje slike tålegrenser. Kor stor del av ei salve som gjer at den eventuelt har potensiale for avrenning med forhøgde verdier vil normalt variere frå stad til stad.

Ei av det største utfordringane med tanke på grenseverdier og tålegrenser er å finne fornuftige prøvetakingsfrekvensar for uran. Både kva grenser som er relevante, og korleis ta prøver i eit område for å avdekke volum over 1 Bq/ gram. Statens vegvesen tar gjerne del i eit samarbeid med Statens strålevern om å utvikle rutiner for å oppnå reell representativ prøvetaking. Generelt vil ei nedknusing av materialet til < 250 µm og preparering av prøva før måling gje sikrere analyseresultat.

15.3. Tålegrenser i vatn

Det er svært viktig å kartlegge og definere naturlege bakgrunnsverdier i vassdrag. Deretter bør det gjerast betraktningar av tålegrenser i vatn i det aktuelle området, slik som vist til i førre avsnitt.

Nokre parameter finst i Miljødirektoratets rettleiar for å definere tilstandsklasse til vassdrag. Uran er derimot ikkje på den lista, og vi har i mangel av nasjonale retningslinjer lagt til grunn den canadiske grenseverdien for langtids eksponering av akvatisk liv i ferskvatn (15 µg/l). Heller ikkje molybden har nasjonal grenseverdi/ tilstandsklasse for ferskvatn.

For å enklare kunne vurdere forureiningsrisiko i resipientar burde miljømyndighetene arbeide for å etablere nasjonale retningslinjer for tilstandsklassar for dei aktuelle stoffa som manglar i rettleiaren. Det kan vere mange og varierte kjelder til ureining i eit vassdrag, og det bør utarbeidast ei fagleg vurdering på kva som er nok prøver for å gjelde som grunnlag for å definere naturlege bakgrunnsverdiar og tålegrenser i eit område.

15.4. Reinsing av vatn

Det bør jobbast vidare med å utvikle metodar for å reinse vatn frå svartskifer best mogleg. Ulike sorbentar kan fungere til ulike føremål, og det er nyttig å samle meir kunnskap om dette. Det viser seg ofte at produkt som fungerer på lab ikkje alltid har same effekt ved bruk i større skala. Derfor vil det vere nyttig å hauste erfaringar om praktisk bruk av ulike sorbentar som reinsemetode i nye prosjekt i svartskifergrunn. Det er spesielt viktig å rette søkelyset mot avrenning av metall ved nøytrale pH-verdiar. Metalla føreligg ofte som løyste sambindingar i vatnet, noko som gjer dei vanskelegare å reinse ut.

15.5. Vidare bruk av data frå Gran

I samband med tiltaket på Gran med påfølgjande overvaking har det blitt samla inn eit stort geokjemisk og hydrologisk datamateriale. Dei innsamla data er enten utgjevne i egne offentlege rapportar undervegs, eller lagt ved i vedlegg til denne sluttrapporten. Alle XRF-målingane frå klassifiseringa av skifer vil bli tilgjengelege i ein eigen datarapport seinare. Ei rekke funn og prøvetakingar har vore med på å auke kunnskapen omkring tiltak i svarte leirskifrar og påverknad på miljøet, men sjølv om mykje er gjort, er det framleis eit stort potensial for å nytte eksisterande data vidare i andre FoU-prosjekt. Ved ønske om tilgang til meir detaljert grunnlagsmateriale kan ein kontakte forfattarane bak denne rapporten.

16. REFERANSAR

- Ahmad, M. (2015). Immobilisation of uranium as a function of peat content. Master thesis, NMBU, Ås.
- Alvarenga, E. (2016). Applicability of Natural Porous Materials and Lime with Conditioning and Sorption Properties for Wastewater Treatment, PhD Norwegian University of Life Sciences, 2016, Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, Norway.
- Appelo C.A.J. og Postma D. (2005): Geochemistry, ground water and pollution (2nd Ed.) A.A. Balkema Publishers, Leiden 649 s.
- Bastiansen, R., Moum, J. & Roseenqvist, I.Th. (1957): Bidrag til belysning av visse bygningstekniske problemer ved Oslo-området alunskifere. NGI Publikasjon nr 22.
- Bioforsk (2013) Rv4 Gran. Vannprøver og måling av miljøkjemiske parametere in-situ i observasjonsbrønner 10.04.13
- Bjørlykke, K (1974). Depositional history and geochemical composition of lower palaeozoic epicontinental sediments from the Oslo region. NGU Bulletin 24, Nr 305.
- Børresen, HS. (2017). Geochemical and mineralogical evaluation of mineral-water reactions and leaching potential in a black shale depot. Masteroppgåve, Universitetet i Oslo.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2011). Scientific Criteria Document for the Development of the Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life – Uranium. Canadian Council of Ministers of the Environment.
- COWI. (2016). Sluttrapport overvåkning av Vigga ved bruk av DGT.
- Elvebakk, H. 2001: Borhullsinspeksjon RV 4, Roa-Jaren, Gran og Lunner kommune. Oppland. Rapport nr. 2001.063. Norges geologiske undersøkelse.
- Engelstad, J. G. (2016). Ecological Implications of Road Construction in an Alum Shale Bedrock Area – A State Highway (Rv4) Case Study. Master thesis, NMBU, Ås.
- Endre, E (2010). Karakterisering av svartskifer ved Nye Hadeland VGS. Notat nr: 20100465-00-5-TN. NGI.
- Endre, E (2012). Vurdering radioaktivitet i tunnelmasser. NGI-Teknisk notat, 1 oktober 2012.
- Endre, E (2013 a). Identifisering og karakterisering av skiferhorisonter i tunneltraséen. NGI-rapport, 20120110-01-R. 22. februar 2013.
- Endre, E (2013 b). Bearbeida analyseresultat frå borkjernene BH1-BH4 med geokjemisk stratigrafi E-post. 25.02.2013.
- Erstad, L-A (2017). Leaching of uranium and heavy metals from acid producing black shales. Experiments and modeling study. Masteroppgåve, Universitetet i Oslo.

Fjermestad, H. (2013). Mobilitet av uran og andre metall i bergartar i nye vegtrase på Gran, Hadeland. Masteroppgåve. Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås.

Statens vegvesen. (2017). Svar på forespørsel fra Statens strålevern om tilsyn i forbindelse med avslutning av vegprosjektet Rv. 4 Gran. Statens Vegvesen, 35.

Fjermestad, H., Hagelia, P. & Thommassen, T. (2017). Utlekkingsforsøk med svartskifer fra Rv 4, Hadeland. Statens vegvesens rapporter Nr. 665.

Fylkesmannen i Oppland. (2013). Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Statens vegvesen Region øst. Tillatelse.

Geokart AS (2005), Riksvei 4 Roa-Jaren. Undersøkelser av borekaks (I. Rui & B. Funke) rapport 12.07.2005.

GeoPhysics (2004). Rv 4 Roa - Jaren. Tunnel Gran sentrum. Refraksjonsseismiske undersøkelser. Oppdrag 04101.

Hagelia, P. (2005). Undersøking av alunskifer, mørk kalkstein og mørk skifer langs Ny Rv 4 Gran. Førebels notat til Prosjekt Vestoppland v/E Sloreby. Statens Vegvesen Vegvesen - Tunnel og betongseksjonen.

Hagelia, P. (2011). Alunskifer Rv 4 Gran - Jaren. Vegoppbygging - avrenning og eksponeringsklasse for betong. Statens vegvesen - Tunnel og betongseksjonen, Notat 12.01.2011.

Hagelia, P (2013a). Mineralogisk & kjemisk undersøking av alunskifer, mørk skifer og kalkstein; Statens vegvesen , Tunnel og betongseksjonen. 14 sider.

Hagelia, P. (2013b). Mineralogisk og kjemisk undersøking av torv, marin leire og silt for å avdekke eigenskapar som kan verke inn på utlekking og sorpsjon i samband med deponering av alunskifer. Statens Vegvesen - Tunnel og betongseksjonen, Laborierapport til Etatsprogrammet NORWAT, 20.03.2013.

Hagelia, P. (2014a). Utbetring av reinseanlegg for tunnelvatn Grantunnelen - Ny Rv 4 Gran grense - Jaren. Statens vegvesen - Tunnel og betongseksjonen, Notat, 2014-02-03.

Hagelia, P. (2014b). Handtering av alunskifer på R4. Forundersøkingar, nødvendige løyve og tverrfagleg vinkling i prosjektet (foredrag). Miljøringens temamøte - juni 2014 massehandtering - aktuelle løysninger og fremtidige perspektiver

Hagelia, P. & Fjermestad, H. (2016). Bruk av XRF på bergartar for vurdering av miljørisiko. Eksempel frå Rv 4 Gran og E18 Grimstad - Kristiansand. Statens vegvesens rapporter Nr. 516.

Helmers, T.A. (2013). The mobility of uranium from U-containing bedrock materials as a function of pH: Implications for tunnel construction. Master thesis. Norwegian University of Life Sciences, Ås.

Helmers, T.A. (2014). Sequential Extraction of Peat Moss Core (utlekkingsstest på torv og marin silt/leire frå deponiområdet på Gran). CERAD rapport – 6. juni–2014, NMBU–Ås, 31 sider.

Hjulstad, M. (2015). Leaching, uptake and effects in Brown Trout (*Salmo trutta*) of radionuclides and metals from black shales and sulphur bearing gneiss. Master thesis, NMBU, Ås.

IFE (2014). Bestemmelse av naturlig radioaktivitet i alunskifer. Oppdragsnr. 2014–1545 (brev til Statens vegvesen).

Iversen, E. & Klüver, B.H. (2001). Rv 4 Roa – Jaren. Plan for geologiske undersøkelser. Oppdrag E–234 Rapport nr. 1. Vegteknisk avdeling.

Iversen, E. (2001). Rv 4 Roa – Jaren. Vurdering av tunnelalternativer. Oppdrag E–234 Rapport nr. 2. Vegteknisk avdeling.

Kitterød, N-O. (2013). Resultater fra pumpe-test på Gran, Hadeland, utført av Statens vegvesen i perioden 11.04 – 27.06. 2013.

KLIF. (2012). Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota. KLIF.

Leikanger & Roseth (2013). Miljøovervåkning i Vigga i perioden 30.04.13 – 18.09.13. Bioforsk– Notat 25.09.13.

Leikanger, E. (2015, 02 09). Sensitivitetsanalyse. E-post. Bioforsk.

Markich, S. (2002). Uranium Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems: An Overview. *TheScientificWorldJOURNAL*, ss. 707–729.

Miljødirektoratet. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet (2013). Ny riksveg 4 gjennom Hadeland – Tillatelse til graving i alunskifer og bruk av alunskifermasse til oppbygging av veg. Ref. 2013/6357. Oslo 27.09.2013.

Miljødirektoratet (2014). Inspeksjonsrapport ved by Rv. 4 på Hadeland (alunskifer tunnel). Kontrollnummer: 2014.003.U.miljødir.

Multiconsult (2010). Kreativ fase. Objekt tunnel. Rapport nr. 121027–SI–RIG–RAP–00001.

Multiconsult (2011–1). Premissnotat tunnel. Notat nr. 121027_SI–TUNNEL–NOT–00001. Multiconsult.

Multiconsult (2011–2). Alunskifer – Vurdering av mengde i tunnel og skjæringer. Notat nr. 121027–SI–RIG–NOT–00003. Multiconsult.

Multiconsult (2011–3). Rv 4. Gran grense – Jaren. Prøvegraving i myrområder. Oppdrag/Rapportnr. 121027SI–RIG–NOT–00004

Multiconsult (2011–4). Ny riksvei 4 Gran – Jaren grense. Alunskiferproblematikk. Tiltaksplan for håndtering av sprengstein av alunskifer.

Multiconsult (2013). Rv 4 Gran grense–Jaren, Granstunnelen. Ingeniørgeologisk rapport (Rev 02). Oppdrag/Rapport nr. 1 21027SI–RIG–RAP–00003.

NIBIO (2017) Grantunnelen – Vurdering av miljørisiko ved utslipp av vaskevann til Vigga og forslag til nye grenseverdier. Notat, saksnr 10689.

NGI (2014) ERT–målinger Granstunnelen. Teknisk notat dokumentnr 20140554–01–TN.

NGI (2015). Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter. Veileder for Miljødirektoratet. M310–215.

NGU (2003). Overvåking av grunnvann. Rapport nr 1/2003. Landsomfattende grunnvannsnett (LGN) Norges vassdrags– og energidirektorat.

NGU (2017). Berggrunn N50. http://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/: NGU.

Nordisk vannteknikk. (2014, april). Youtube. Henta frå <https://www.youtube.com/watch?v=J-lrRTsIfRQ>

Rambøll (2005). Rv 4 Roa – Jaren, forprosjekt tunnel ved Gran. Oppdragsnr. 4042086A

Roseth (2006). Prosjektskisse: Alunskifer/svartskifer – miljøproblemer og tiltak ved vegbygging og massedeponering. Planlagt utbygging av Rv4, Rv3 og E6 gjennom områder med alun/svartskifer. Bioforsk– Notat, 30. august 2006.

Roseth (2011). Rv 4 Gran grense – Jaren. Vurdering av tiltaksplan for håndtering av sprengstein fra alunskifer. Bioforsk– Notat, 18. oktober 2011.

Roseth, R & Leikanger, E (2014). Utslippstillatelse rensed anleggsvann fra tunnel Rv4 Gran grense til Jaren – revidert vurdering av grenseverdier for tungmetaller og ammoniakk, innspill. Bioforsk– Notat, 12. februar 2014.

Roseth, R. m.fl. (2014) On–line målinger av vannkvalitet i vegutbyggingsprosjekter – erfaringer. Bioforsk Jord og miljø. Statens vegvesen rapport 291.

Salbu, B., & Alvarenga, E. (2013). Task 5: Tiltak: Utprøving/vurdering av relevante tiltak for beskyttelse av det akvatiske miljøet. Institutt for plante– og miljøvitenskap. Universitetet for miljø– og biovitenskap.

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.

Saunes, H. (2016). Bruk av passiv prøvetakning (DGT) i miljøovervåking av vassdrag under anleggsdrift. Erfaringsnotat. COWI

Skipperud, L., Alvarenga, E., Lind, O.Chr., Teien H–Chr., Tollefsen K.E., Salbu, B. & Wærsted, F.M. (2016). Effekter og miljørisiko knyttet til inngrep i områder med sulfidrike mineraler. Rapport frå CERAD – NMBU. Statens vegvesens rapporter Nr. 651.

Statens strålevern (2013). Oversendelse av tillatelse etter forurensningsloven til virksomhet som kan medføre forurensning – disponering av alunskifer. 10. desember 2013. Ref. 12/00861/330.1

Statens strålevern (2014). Oversendelse av endret tillatelse etter forurensningsloven til virksomhet som kan medføre forurensning – disponering av alunskifer. 4 juli 2014. Ref. 12/00861/330.1

Statens vegvesen. (2014). Endringsøknad for utslippstillatelse til Rv. 4 Gran gr. – Jaren for drive- og vaskevann fra anleggs- og driftsfasen av Grantunnelen datert 19.11.2013. Søknad.

Statens vegvesen. (2015). Sluttrapport utslippstillatelse for midlertidig renseanlegg Grantunnelen. Statens vegvesen.

Statens vegvesen (2012). Søknad om fravik fra forurensningsforskriftens § 2–5 ved nyttiggjøring av utsprengte alunskifermasser til masseutskifting av myr. Brev til KLIF dagsett 15 mai 2012 (ref nr 2010/164703–142).

Statens vegvesen (2013). Tillatelse til graving i alunskifer og bruk av alunskifermasser til oppbygging av veg – svar på vilkår i brev datert 27. september 2013. Brev til Miljødirektoratet (Ref nr 2010/164703–203)

Statens vegvesen (2014) Tillatelse til disponering av alunskifer ved masseutskifting av myr i forbindelse med anleggelse av rv. 4 for Gran sentrum på Hadeland – svar på vilkår i brev datert 10. desember 2013. Brev til Statens strålevern (ref nr. 2010/164703–215)

Statens vegvesen (2017) Rv. 4 Gran grense – Jaren – Søknad om endring av utslippsgrenser for vaskevann fra Grantunnelen. Brev til Fylkesmannen i Oppland (15/207043–190)

Sørli, M. (2015). Utvikling av vannkvalitet i en innsjø med ulike påvirkningsfaktorer studert ved sedimentanalyser – med eksempel fra Jarenavatnet med hovedfokus på biologiske analyser. Master thesis, NMBU, Ås.

Terefe, D. (2016). Swelling properties of Alum Shale as a function of its mineralogy. Master thesis, Faculty of Mathematics and natural Sciences, Department of Geosciences. University of Oslo.

Toresson, Björn. 2011. Refraksjonsseismiska Mätningar för Rv 4 Gran grense – Jaren, tunnel förbi Gran centrum. Rapport. Impakt geofysikk. Göteborg.

Weideborg, M., Storhaug, R., Vik, E., Roseth, R., & Tveiten, V. (2009). Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Norsk forening for fjellsprenningsteknikk.

17. VEDLEGG

Vedleggsnr.	Namn på vedlegg	Sidetal
1.1	Kaksborepunkt over tunnelen 2005	1
1.2	Rv 4 alun skjeringar i 2005 - volum	2
2	Referat frå oppstartsmøte feb 2011	9
3.1	Geologisk profil	12
3.2	NGI – Identifisering og karakterisering av skiferhorisonter i trasé	13
4	NIVA analyserapport 2005	56
5.1	NGI – Vurdering radioaktivitet tunnelmasser	59
5.2	Bestemmelse av naturlig radioaktivitet i alunskifer, IFE	76
6.1	Vannprøvetaking på Gran 2011 og 2012	79
6.2	Vannanalyser 10.2011–09.2012	84
7	Brønner på Gran. Vassprøver 2013	85
8.1	Grunnlag for interne grenseverdier	89
8.2	Klassifiseringsmåte XRF	105
9.1	Oppsummering sørgående løp salvevurdering	107
9.2	Oppsummering_Nordgåande løp salvevurdering	110
9.3	Oppsummering dagsone salvevurdering	113
10	Deklarasjonsskjema alunskifer	114
11	Overvåkningsprogram anleggsfase	116
12.1	Vassprøvar i open byggegrop i masselageret	135
12.2	Drensvatn frå mellomlager	137
13.1	Samla Eh-data frå myr	138
13.2	Samla Eh-data frå myr_korrigering av ORP til Eh	139
14.1	Vassprøver i brønn 1 2016–2017	140
14.2	Vassprøver i brønn 2 2016–2017	141
14.3	Vassprøver i brønn 3 2016–2017	142
15.1	Måling av eH_pH i brønn 1	143
15.2	Måling av Eh_pH i brønn 2 og 3	144
16	ORP/Eh, O2 og PH i brønner i masselager 2018	145

17	Resultat vassprøver –utløp tunnel/drensvatn	146
18.1	Vassprøver i brønn BO1–BO6	149
18.2	Vassprøver i brønn 13 2013 og 2017	150
19.1	Sluttrapport utslippstillatelse for midlertidig renseanlegg Grantunnelen	151
19.2	Vekeblandprøver frå Renseanlegg tunnel	171
20	Vassprøver frå utpumpa vatn frå masselager	175
21	Estimering urankonsentrasjon i Vigga	176
22.1	Horgenbekken	178
22.2	Test rødmull	182
23	Vassprøver Nordtangenbekken	183
24.1	Vassprøver Vigga 2014–15	186
24.2	Vassprøver Vigga 2016–17	190
25	Vassprøver Vøienbekken	193
26.1	Bioforsk RAPPORT 10 (32) 2015 Miljøovervåking av Vigga	194
26.2	NIBIO rapport 1(86)2015 Miljøovervåking i Vigga 2015	217
26.3	NIBIO_RAPPORT_15.06.17 Resultater fra overvåking av vannkvalitet i Vigga 2016	237
27.1	Rapport overvåking Vigga 2014_COWI	261
27.2	Rapport overvåking Vigga 2015_COWI	277
27.3	Sluttrapport overvåking Vigga _COWI 2016	295
27.4	Erfaringer med DGT i overvåking av Vigga_COWI	319



Statens vegvesen
Region øst
Publikasjonsekspedisjonen
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO
Tlf: (+47) 22073000
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram saman