



RAPPORT

Deponi for nøytralisert og stabilisert uorganisk farlig avfall i Dalen gruve, Brevik

MILJØRISIKOVURDERING

DOK.NR. 20160127-01-R

REV.NR. 0 / 2018-06-22

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Prosjekt

Prosjekttittel: Deponi for nøytralisert og stabilisert uorganisk farlig avfall i Dalen gruve, Brevik
Dokumenttittel: Miljørisikovurdering
Dokumentnr.: 20160127-01-R
Dato: 2018-06-22
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: NOAH AS
Kontaktperson: Egil Solheim
Kontraktreferanse: Kontrakt datert 30. mars 2016

for NGI

Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Andreas O. Harstad, Tore I. Bjørnarå, Jürgen Scheibz, Nallathamby Sivasithamparam, Alexander Worren, Amir Kaynia, Arnstein Aarseth, Gudny Okkenhaug (alle NGI), Ingolf Rui (UiO), Arne Myrvang (Sigma H),
Kontrollert av: Gijs D. Breedveld (NGI)

Sammendrag

Norge har et behov for framtidig kapasitet for deponering av uorganisk farlig avfall. Med dagens prognoser vil eksisterende deponi for farlig avfall på Langøya være fullt i 2022. Miljødirektoratet har anbefalt Dalen gruve i Brevik som en av flere potensielt mulige lokaliteter for nytt deponi for uorganisk farlig avfall. På oppdrag av NOAH har Norges Geotekniske Institutt (NGI) gjennomført en miljørisikovurdering for å vurdere om Dalen gruve er egnet som deponi for behandlet uorganisk farlig avfall. Norcem driver uttak av kalkstein i Dalen gruve og har per i dag drevet ned til ca. 340 meter under havnivå. Deponering av avfall er planlagt opp til ca. kote 0. Utnyttbart volum til deponiformål er anslått til inntil 18 millioner m³.

Underjordisk deponering av avfall krever, i tråd med gjeldende regelverk, at det gjennomføres en miljørisikovurdering. Utredningen vil være en del av grunnlaget for konsekvensutredning (KU) for tiltaket og en eventuell framtidig reguleringsplan. Innholdet i miljørisikovurderingen er basert på planprogrammet til KU, og arbeidet er gjennomført i henhold til krav i avfallsforskriften. Miljørisikovurderingen omfatter deponering i Dalen gruve med fokus på gruvas og avfallets fysiske og kjemiske stabilitet, samt framtidig utlekking. Andre viktige miljøtema for tiltaket, som eksempelvis effekt av utslipp til resipient, er inkludert i KU.

Det er spesielt to aspekter som er sentrale når det gjelder å vurdere miljørisiko for utslipp fra et underjordisk deponi: 1) Berggrunnens beskaffenhet, dvs. fjellet som direkte omslutter gruva og annen omliggende berggrunn, og 2) avfallets kjemiske og fysiske beskaffenhet. Gjennom lang tids erfaring med behandlingsprosessen på Langøya har man opparbeidet god kunnskap om avfallet som er tenkt deponert i Dalen gruver. Likeledes har mange års drift av gruvene i Brevik basert seg på god forståelse av fjellet, både som en geologisk barriere mot vanninntrenging og bergrommenes stabilitet. Dette er viktige forutsetninger for å kunne ivareta sikkerheten til de som arbeider i gruva. Samlet har denne kunnskapen dannet grunnlaget for etableringen av det omfattende analyse- og testprogrammet som har blitt gjennomført de siste årene for å fremskaffe ytterligere dokumentasjon for en styrket og utvidet vurdering av risiko for transport av forurensning fra avfallet og ut av gruva. Eksempler på gjennomførte studier er: laboratorietesting og laboratorieforsøk på både avfall og gruvas kalkstein, kartlegging av forkastninger og sprekker, feltmålinger og analyser i grunnvannsbrønner, vannmengderegistreringer i gruva, analyser av avfallets kjemiske innhold, samt avfallets utlekkingsegenskaper og potensiell gassdannelse.

Kunnskap om gruvas geometri, omkringliggende berggrunn og avfallet har dannet grunnlaget for etableringen av en 3D-modell for deponiet og områdene rundt. Modellen integrerer kunnskapen om gruva og brukes til å beskrive transport av vann og oppløste metaller i gruvesystemet og omkringliggende bergarter. Modellen tar for seg grunnvannsstrømning og forurensningsspredning i både rom og tid; mens deponiet er i drift, etter at det er avsluttet og lang tid etter avslutningen (1000 år).

Basert på gjennomført miljørisikovurdering for underjordisk deponering av farlig avfall i Dalen gruver kan følgende oppsummering og konklusjon gjøres:

Geologisk og geomekanisk vurdering

Kalksteinen i Dalen gruver kan karakteriseres som massiv med liten oppsprekkingsgrad. Dette gir en bergmasse med lav hydraulisk konduktivitet (vannledningsevne), og rommene i gruva er generelt tørre. Kalksteinen er i stor grad selvreparerende slik at deformasjoner som gjennom tidene har forårsaket riss og mindre sprekker gror igjen med kalkspat. Overliggende bergarter (Skavråker leddet, Herøya fm.) består av kalkstein, og har en tettende effekt mot lekkasjer.

Det er registrert flere forkastningssoner i gruva. Den største er Dalen-forkastningen, hvor det er utført tetteltak (injisering) på grunn av sjøvannsinntrengning under etableringen. Driving mot andre forkastninger som Heistad-forkastningen har ikke vist større lekkasjer av vann, men det skjer en markant økning i oppsprekingsgrad mot forkastningen.

Den bergmekaniske stabiliteten i gruva er god som følge av høye horisontale spenninger i bergmassen. I tillegg har gruva blitt drevet etter en modifisert rom-og-pilar-brytningsmetode i den delen hvor deponiet er planlagt, noe som gir god bergmekanisk stabilitet. Oppsprekingsgraden nær de store forkastningene kan være høyere. Dette har nødvendiggjort bergsikring som bolting og injisering.

Vurderinger av seismisk aktivitet i området og analyse av effekten av jordskjelv viser kun små permanente forskyvninger etter et jordskjelv med returperiode på 10000 år. De jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten i kalksteinen. Dalen gruve vil derfor være stabil under og etter jordskjelvet.

Hydrogeologisk vurdering

Vann som kommer inn i gruva i Brevik i dag består av overflatevann og innlekkasje fra fjellet. Overflatevann kommer inn i gruva i hovedsak fra rasområdet, men også fra Dalen brudd. Tiltak som tetting av åpninger, etablering av terskler og dreneringssystemer vil kunne gi en betydelig reduksjon i vannmengden som kommer ned i gruva.

Intakt berg i Brevik er i seg selv tett med lav primær porøsitet. Innlekkingen av grunnvann skjer via sprekker i bergmassen, som i all hovedsak er knyttet til Dalen-forkastningen i sørdelen av gruva. Tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er derfor fullinjisert med sement.

Dagens forhold hvor vann pumpes slik at forholdene er tørre nederst i gruva på ca. kote -340 gir store innadrettede hydrauliske gradienter (mot gruva). Store deler av gruva ligger rett under fjorden, og saltholdig vann i innlekkasjepunktene indikerer innlekking av sjøvann. Dagens volum av innlekkasjevann er stipulert til ca. 800-900 m³/døgn. Kjemiske analyser av dagens gruvevann viser forhøyede konsentrasjoner av noen metaller. Dette kan skyldes naturlig innhold av metallene i kalksteinen, eller stamme fra gamle deponier i og omkring gruveområdet.

Deponering av stabiliserte masser i gruvesystemet forventes ikke å påvirke vannstrømningen nevneverdig pga. relativ høy permeabilitet i avfallsmassene. Vannet vil derfor i hovedsak følge de samme strømningsveier i gruva som i dag. Så lenge pumpingen av vann fortsetter for å drenere gruva, antas det hydrogeologiske systemet å være slik det observeres i dag. Under drift vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en innadrettet grunnvannsgradient inn i gruva og eventuelt deponerte masser. Grunnvann vil derfor ikke strømme ut av gruva, men samles opp og renses ved behov.

Under drift vil vannet stige suksessivt oppover i gruva i takt med at de laveste deler av gruva fylles opp. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av gruva) vil foreligge i starten av driftsperioden. Det blir mindre behov for pumping av vann ettersom fylte nivåer blir vannmettet. Da vil innlekkingen reduseres pga. økende mottrykk mot vanninnsig (reduert gradient). Mengden vann som vil komme i kontakt med avfallet under driftsperioden, og som eventuelt må behandles er imidlertid usikker og vil kunne endre seg over tid.

Etter at deponiet er avsluttet vil gruva fylles helt med vann. Brevik ligger på en halvøy omgitt av det samme havnivået på begge sider. I en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruva) foreligger det ingen hydraulisk gradient som forårsaker saltvannstransport. Ferskvann som infiltrerer vil gi en gradient som driver ferskvannstransport fra de høyereliggende delene av halvøya og ut mot havet. Modellsimulering (3D) av grunnvannsstrømmen i området etter at deponiet er avsluttet viser at når vannstrømningen når en stabil tilstand vil total vannmengde i kontakt med avfall være rundt 1 m³/d, 365 m³/år.

Vurdering av avfallet som planlegges deponert i gruva, geokjemisk vurdering

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (fortynnet svovelsyre fra Kronos Titan, Fredrikstad) utgjør hoveddelen av det stabiliserte avfallet som fraktes fra Langøya til deponiet i Brevik (>70%). I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. Den største fraksjonen er katode og anodeavfall fra aluminiumsindustrien. Resten av avfallsfraksjonene utgjør samlet en mindre andel av avfallet.

I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet avfallssyre med den basiske flyveasken, og sulfat i syra felles ut som gips. Metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Den stabiliserte avfalls-slurryen avvannes til en relativt tørr filterkake.

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfall viser liten utlekking og ligger på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Lav utlekking fra stabilisert filterkake er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder utlekkingstester på avfalls-slurry, samt overvåking av porevannskvaliteten i deponiet.

Langtidsutlekking i kolonne viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid. Det er liten forskjell mellom utlekkingstester med deionisert vann (standard i henhold til avfallsforskriften) og med vann fra gruva i Brevik, noe som indikerer at vannet som pumpes ut av gruva ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet. Vannet som pumpes ut av gruva i dag har forhøyet innhold av arsen og nikkel. Etter infiltrasjon i avfallet i kolonnen reduseres konsentrasjonen av disse elementene. Dette skyldes sorpsjonsegenskapene til det stabiliserte avfallet som følge av høyt jerninnhold og basisk pH.

Små mengder elementært (metallisk) aluminium i stabilisert filterkake kan gi dannelse av hydrogengass (H₂) over tid etter at deponiet er fylt med sjøvann. Et beskyttende

oksidsjikt (Al_2O_3) vil redusere hydrolysehastigheten (og eventuell dannelse av hydrogen), og det kan derfor ta lang tid før siste rest av i utgangspunktet meget små mengder metallisk Al er hydrolysert. Pågående testprogram for å undersøke restpotensiale for gassdannelse i stabilisert filterkake, indikerer lav hydrogenutvikling, også under eksponering i saltvann. Pågående langtidstester vil gi mer detaljert informasjon om mengden og hastighet på hydrogengass dannelse over tid.

Stabilisert filterkake som planlegges deponert i gruva er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i gruva (gruveveggen).

Utslipp til sjø etter avslutning

Tett bergmasse i kombinasjon med små gradienter i området, gir svært lav vannstrømning gjennom deponerte masser etter avslutning. Årlig mengde vann som infiltrerer massene er konservativt beregnet til $\sim 365 \text{ m}^3$. 3D simuleringen viser at ved antatt lav sorpsjon i bergmassen rund deponiet ($K_d=1$) vil totalutslippet fra deponiet til Eidangerfjorden være neglisjerbart også etter 1000 år (tilnærmet 0 kg/år). Selv hvis adsorpsjon i bergmassen neglisjeres, beregnes akkumulert utlekket mengde av tungmetaller over 1000 år til å ligge på $<0,1\%$ av totalt deponert.

Konklusjon

Overveiende tett bergmasse og god bergmekanisk stabilitet gjør at de geologiske forholdene i og rundt Dalen gruve vurderes å være godt egnet som geologisk barriere for et underjordisk farlig avfallsdeponi.

Basert på en samlet vurdering av de geologiske og hydrogeologiske forholdene i Brevik, i kombinasjon med det deponerte avfallets geokjemiske egenskaper vurderes det at underjordisk deponering av planlagt type stabilisert farlig avfall i Dalen gruve ikke vil medføre uakseptabel miljørisiko.

Innhold

1	Innledning	10
1.1	Bakgrunn	10
1.2	Omfang og innhold i miljørisikovurdering ved underjordisk deponering	12
2	Grunnlagsmateriale og forutsetninger	14
2.1	Kunnskapsgrunnlag	14
2.2	Testing og analyse	14
3	Beskrivelse av tiltaket	16
3.1	Lokalisering	16
3.2	Prosess og transport	17
3.3	Deponering i Dalen gruve	18
4	Geologi og geologisk barriere	19
4.1	Grunnlagsmateriale	19
4.2	Geologien i Breviksområdet og Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver	19
4.3	Forkastninger og svakhetssoner	28
4.4	Stabilitet av bergrom i Dalen/Kjørholt gruver	43
4.5	Tiltak for tetting og sikring i Dalen gruver	48
4.6	Effekt av seismisk aktivitet	51
4.7	Steinvikaformasjonen som geologisk barriere	56
5	Hydrogeologiske forhold i og rundt Dalen gruve	59
5.1	Grunnlagsmateriale	59
5.2	Vannstrømning i nåværende gruve	59
5.3	Grunnvannsforhold	65
5.4	Tiltak for å redusere vanninntrenging	70
5.5	Vannstrømning under deponiets driftsfase	71
5.6	Modellert vannstrømning etter endt deponivirksomhet	72
5.7	Oppsummering av hydrogeologiske forhold	78
6	Forurensning fra dagens gruve	80
6.1	Grunnlagsmateriale	80
6.2	Pågående og avsluttet deponering i gruva	80
6.3	Kjemisk sammensetning i vann som pumpes ut av gruva	83
7	Avfallskarakterisering	86
7.1	Avfallstyper og –mengder	86
7.2	Beskrivelse av ubehandlet avfall	87
7.3	Stabiliseringsprosess	94
7.4	Utlekkingspotensiale	100
7.5	Reaksjoner mellom deponert avfall og berggrunn/gruvevegg	111
7.6	Gassdannelse	113
7.7	Alternative stabiliseringsmetoder for flyveaske	118
7.8	Oppsummering - avfallskarakterisering	125
8	Transport av forurensning og utslipp til sjø	127
8.1	Utslipp fra deponiet under drift	127
8.2	Utslipp fra deponiet etter avslutning	128
9	Oppsummering og konklusjon - miljørisikovurdering	135
10	Referanser	138

Vedlegg

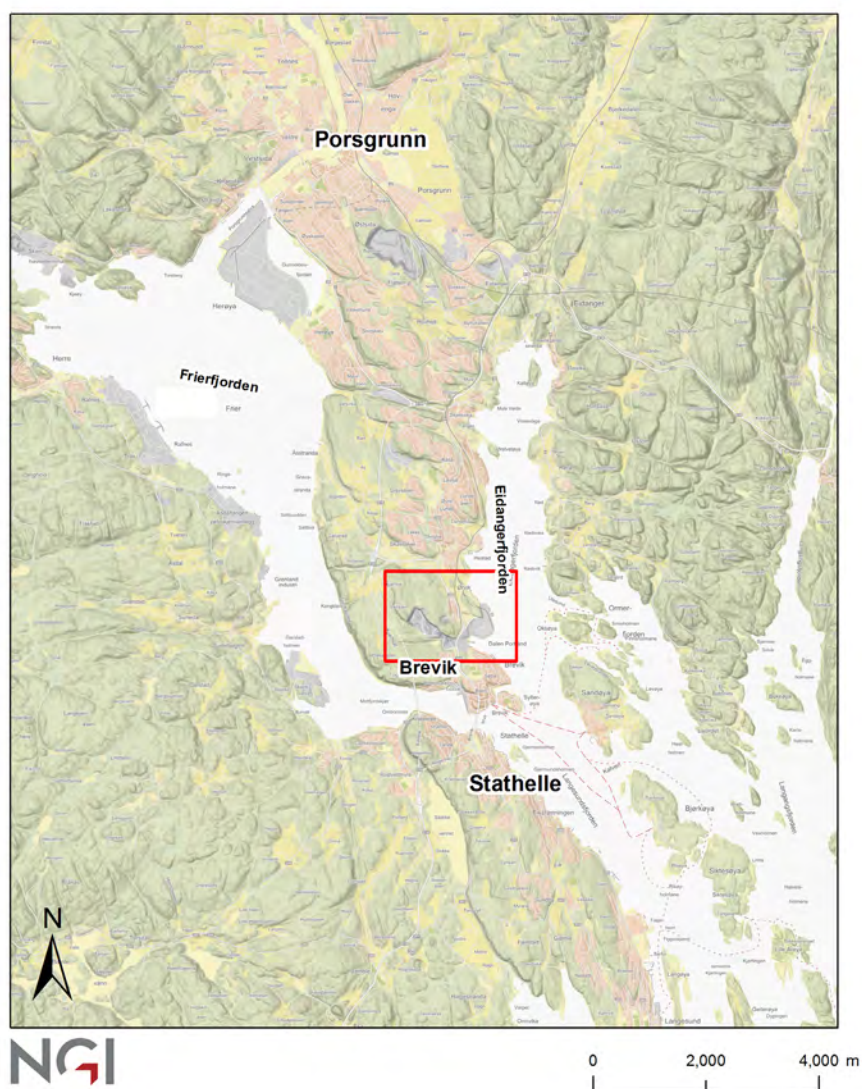
Vedlegg A	Geologiske profiler av Dalen/Kjørholt gruver
Vedlegg B	Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik. NGI-notat nr. 20120726-06-TN_rev2.
Vedlegg C	Historisk oversikt over jordskjelv i Norge
Vedlegg D	Hydrogeologiske undersøkelser ved Dalen gruve, Brevik. NGI-notat nr. 20160127-02-TN
Vedlegg E	Testresultater permeabilitet og porøsitet
Vedlegg F	Deponering av farlig avfall i Dalen gruve: Hydrogeologisk 3D modellering av vanngjennomstrømning og forurensningstransport. NGI-notat nr. 20160127-04-TN.
Vedlegg G	Rapport fra utlekkingstester, NGIs miljølaboratorium, 2018

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

NOAH driver i dag mottak, behandling og deponering av uorganisk farlig avfall på Langøya ved Holmestrand. Med dagens prognoser vil deponiet for farlig avfall på Langøya være fullt i 2022. Basert på kartleggingsarbeidet gjennomført av NGU og Direktoratet for mineralforvaltning (DMF) i 2016 (NGU, 2016) har Miljødirektoratet anbefalt Dalen gruver i Brevik som mulig lokalitet for nytt deponi for farlig uorganisk avfall. På oppdrag av NOAH har Norges Geotekniske Institutt (NGI) gjennomført en miljørisikovurdering for å vurdere om Dalen gruve er egnet som deponi for behandlet uorganisk farlig avfall. Lokalisering av gruva er vist i oversiktskart i Figur 1.



Figur 1 Kart som viser Eidangerhalvøya med lokalisering av Porsgrunn by og tettstedet Brevik. Område der Dalen gruve er lokalisert i grunnen er angitt med rød ramme.

Norcem driver uttak av kalkstein i Dalen gruver og har per i dag drevet ned til ca. 340 meter under havnivå. Deponering av avfall er planlagt opp til ca. kote 0. Utnyttbart volum til deponiformål er anslått til maksimalt 18 millioner m³. Det legges opp til en driftsperiode på minimum 25 år.

Underjordisk deponering av avfall krever at det gjennomføres en miljørisikovurdering (avfallsforskriften kapittel 9, Klima og miljødepartementet 2004). Miljørisikovurderingen skal bidra til å avklare om Dalen gruver er egnet til deponering av det tiltenkte avfallet. Utredningen utgjør en del av grunnlaget for konsekvensutredning (KU) for tiltaket og en eventuell framtidig reguleringsplan.

Innholdet i foreliggende miljørisikovurdering er basert på planprogrammet "Deponi for nøytralisert og stabilisert uorganisk farlig avfall", og arbeidet er gjennomført i henhold til krav i avfallsforskriften (se kapittel 1.2). Miljørisikovurderingen omfatter kun deponering i gruva. Andre viktige miljøtema for tiltaket, som eksempelvis effekt av utslipp på resipient, blir omtalt i KU og ikke i denne miljørisikovurderingen. Miljørisiko i forbindelse med ny tunnel ved Kongkleiv er ikke inkludert i arbeidet. Det samme gjelder risiko og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) av prosjektet.

En oversikt over de ulike bidragsyterne innen de ulike fagområdene som danner basis for denne rapporten er gitt i Tabell 1.

Tabell 1 Oversikt over bidragsytere for de ulike fagområdene i miljørisikovurderingen for underjordisk deponi i Dalen gruver

Geologiske/geofaglige vurderinger:	Dr. Andreas Olaus. Harstad (NGI) Prof. Emerit Ingolf Rui, geologi, (Universitetet i Oslo, Norcem) Dr. Nallathamby Sivasithamparam, geomekanikk/jordskjelv (NGI) MSc Alexander Worren, geoteknikk/jordskjelv (NGI) Prof. Amir Kaynia, geoteknikk/jordskjelv (NGI, Prof. II NTNU)
Geomekanisk vurdering:	Prof. Emerit Arne Myrvang, ingeniør geologi (Sigma H) Siv. Ing. Arnstein Aarset, ingeniør geologi (NGI)
Hydrogeologisk vurdering:	Dr. Tore Ingvald Bjørnarå, hydrogeologi/3D modellering (NGI), Dr. Jürgen Scheibz, hydrogeologi (NGI)
Geokjemisk vurdering/ avfallsvurdering, Utslipp	Dr. Gudny Okkenhaug, miljøgeokjemi (NGI, 1. Amanuensis II NMBU) Prof. Gijs D. Breedveld, miljøteknologi (NGI, Prof. II Universitetet i Oslo)
Ekstern kvalitetssikring	Dr. Helen French, hydrogeologi (NIBIO, 1. Amanuensis NMBU) Dr. Tom Lundgren, miljøgeolog (Ambiental)

1.2 Omfang og innhold i miljørisikovurdering ved underjordisk deponering

1.2.1 Generelt

I henhold til avfallsdirektivet kan underjordiske deponier i fast fjell/berg (eksempelvis granitt, gneis, kalkstein) lokaliseres i en avsluttet gruve eller i et nytt anlegg som etableres til formålet. Det vil for denne type fjell/berg ikke kunne oppnås en total isolasjon / omslutning av avfallet (i motsetning til deponering i saltstein). En underjordisk deponering må derfor skje på en slik måte at omkringliggende formasjon reduserer effekten av forurensning fra deponert avfall til et nivå som ikke medfører irreversible negative effekter på miljøet. Gruvenes egnethet som underjordisk deponi vil således være avhengig av den omkringliggende formasjonen og dens kapasitet til å redusere og holde tilbake forurensningskomponenter. (EUs avfallsdirektiv, vedlegg A; EU, 2002).

Det er spesielt to aspekter som er sentrale når det gjelder å vurdere miljørisiko for utslipp fra et underjordisk deponi:

1. Berggrunnens beskaffenhet. For Dalen gruver danner fjellet som direkte omslutter gruvene og annen omliggende berggrunn potensielt en naturlig geologisk barriere. Hvordan varierer geologien i området og hvordan er den geologiske historien? Hvor tett er det intakte fjellet mot vanninntrenging og finnes det forkastninger/ sprekkesystem som kan transportere vann?
2. Avfallets kjemiske og fysiske egenskaper. Hva består avfallet av og hvordan vil det oppføre seg under de fysiske og kjemiske forhold som er gjeldende i deponiet?

Forhold knyttet til konsekvenser for mulige resipienter er også svært viktig, men håndteres i selve konsekvensutredningen (KU), og ikke i denne miljørisikovurderingen.

1.2.2 Myndighetskrav

I henhold til avfallsforskriften kapittel 9 vedlegg II (kapittel 2.6) kan underjordiske deponier for farlig avfall kun ta imot behandlet avfall som oppfyller stedsspesifikke mottakskriterier som er fastsatt på bakgrunn av en miljørisikovurdering (Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) kapittel 9, vedlegg II, Klima og Miljødepartementet 2004).

Kravene til innhold i miljørisikovurdering beskrevet i vedlegg II, er basert på vedlegg A til rådsdirektiv 2003/33/EC (kriterier for mottak av avfall ved avfallsdeponier). Generelt skal miljørisikovurderingen inneholde en vurdering av (i) avfallet, (ii) mottakere, (iii) transportveger og (iv) effekt. Deponidirektivet fastlegger at målet med den underjordiske deponeringen er å isolere avfallet fra biosfæren (økosystemet på landjorda). Hensikten med miljørisikovurderingen er derfor å vurdere effekt på biosfæren også over lang tid (~1000 år).

Tabell 2 gir en oversikt over innhold i en stedsspesifikk risikovurdering for underjordisk deponi basert på vedlegg II i avfallsforskriften og vedlegg A i EUs avfallsdirektiv.

Tabell 2 Oversikt over krav til innhold i en miljørisikovurdering for underjordisk deponi (Klima- og Miljødirektoratet, 2004; EU, 2002)

Geologisk vurdering:	Detaljert kunnskap om geologi (berggrunn, lagstrukturer, topografi) Kartlegging av sprekker, sprekkesystem, forkastningssoner Mulig påvirkning av seismisk aktivitet (jordskjelv)
Geoteknisk/geomekanisk vurdering:	Dokumentasjon av stabiliteten av bergrommene. Vekselvirkninger med deponert avfall. Det må dokumenteres at bergrommene ikke deformeres slik at det oppstår transportveger til biosfæren Tilfredsstillende stabilitet under drift av bergrommene Dokumentasjon av avfallets stabilitet
Hydrogeologisk vurdering:	Detaljert kartlegging av hydrauliske egenskaper for å kartlegge grunnvannsstrømning (basert på hydraulisk ledningsevne i berggrunnen, sprekker og hydrauliske gradienter)
Geokjemisk vurdering/avfallsvurdering:	Basert på detaljert karakterisering av jord, berggrunn og grunnvann i området. Mulig endring over tid.
Effekt på økosystem/utslipp til sjø*:	Vurdering av virkning på potensielt påvirkede økosystemer. Nåværende situasjon og mulig utvikling over tid.
Vurdering av driftsfase	Vurdering av driften av deponianlegget og mottatt avfall
Langsiktig vurdering:	Vurderingene skal omfatte et langsiktig perspektiv, etter at driften har opphørt.
Andre forhold**:	Andre relevante forhold slik som for eksempel nærliggende industri eller gruvevirksomhet som kan komme i konflikt med deponiet

* Vurdering av effekt på økosystem er ikke inkludert i dette dokumentet, det er kun gjort beregninger av utslipp til sjø. Effekt på økosystem omhandles i egne utredninger i KU for tiltaket.

**Andre forhold som nærliggende industri og eventuell samdrift med Norcem er ikke inkludert i miljørisikovurderingen. Dette omhandles i egne utredninger.

2 Grunnlagsmateriale og forutsetninger

2.1 Kunnskapsgrunnlag

Både når det gjelder det tiltenkte avfallet og gruvenes naturlige geologiske barriere foreligger det et bredt kunnskapsgrunnlag basert på faktisk drift og studier gjennomført over mange år. Det har vært uttak av kalkstein til sementproduksjon i Breviksområdet siden 1916, først som dagbrudd og siden 1928 (Hydro) med gruvedrift. Som en del av driften i gruvene har det regelmessig blitt gjennomført detaljert kartlegging av geologi og bergmekanisk stabilitet i gruvene og omkringliggende områder. Sikkerheten til de som arbeider i gruvene har alltid hatt stort fokus og det foreligger derfor god dokumentasjon a disse forholdene hos Norcem i Brevik. Forståelse av fjellet som en naturlig geologisk barriere mot vanninntrenging er også et sentralt punkt for Norcems pågående drift, da gruvene i dag drives på relativt store dyp under Eidangerfjorden.

Nøytralisering av avfallssyre ved hjelp av flyveaske er en prosess som NOAH Langøya har benyttet siden 90-tallet. Avfallet har blitt, og blir, jevnlig karakterisert og testet for kjemisk innhold, forurensningspotensiale samt geotekniske egenskaper. Stabilitetsstudier av deponert avfall er også utført. Samlet har dette gitt detaljert innsikt og erfaring med avfallsets oppførsel under ulike forhold.

2.2 Testing og analyse

Tilgjengelig kunnskap om både bergmasse (geologisk barriere) og avfall har dannet grunnlaget for et omfattende analyse- og testprogram som er gjennomført de siste årene. Hensikten med utførte studier har vært å framskaffe ytterligere dokumentasjon for å kunne vurdere gruvenes og berggrunnens egnethet som geologisk barriere for et eventuelt deponi, i tillegg til å øke kunnskap om geokjemiske og geotekniske egenskapene til det stabiliserte avfallets. Tabell 3 gir en oversikt over de spørsmål som må besvares i en slik vurdering, samt hvilke metoder som er benyttet for å belyse de ulike punktene. Alt grunnlagsmateriale som har vært benyttet ved gjennomføring av foreliggende miljørisikovurdering er gitt i referanselisten.

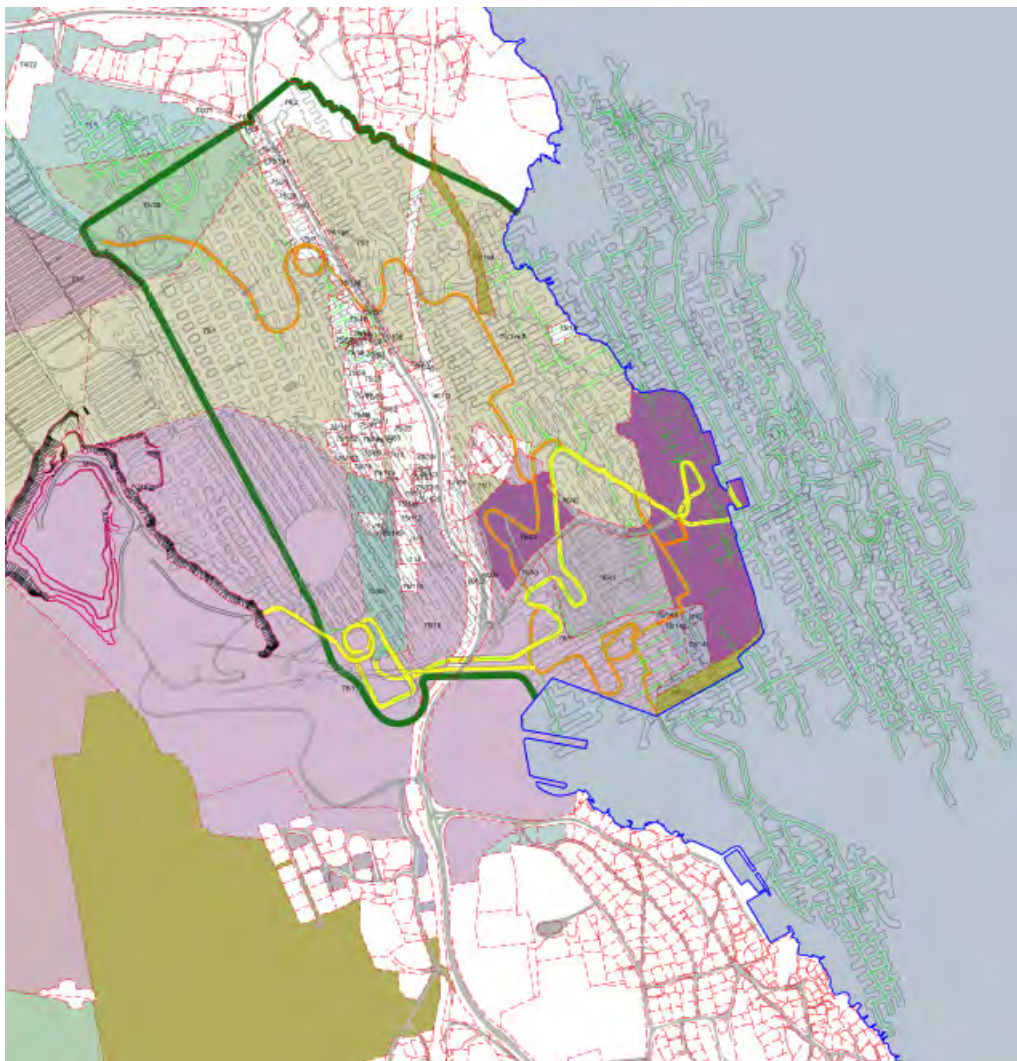
Tabell 3 Oversikt over metoder brukt for å fremskaffe dokumentasjon på spørsmål som må besvares i forbindelse med vurderinger av en mulig geologisk barriere og avfallets karakter.

Hva vil vi vite?	Hvilke metoder er anvendt for å dokumentere dette?
Hvor tett er bergmassen?	<ul style="list-style-type: none"> Målinger av permeabilitet og porøsitet på kjerneprøver av kalksteinen. Data på innlekkasjevann fra pumpesystem
Hvor kan vann strømme inn/ut og i hvilke mengder?	<ul style="list-style-type: none"> Detaljert kartlegging av forkastningssoner og sprekker i felt. Registrering og måling av vann i gruva (inkl. kjemiske analyser). Boring av grunnvannsbrønner. Vanntapsmålinger og registreringer i grunnvannsbrønner. Kjemiske analyser av vann fra grunnvannsbrønner.
Hvor stabile er gruvene? Vil jordskjelv påvirke stabiliteten?	<ul style="list-style-type: none"> Målinger av mekaniske egenskaper (trykkfasthet, strekkfasthet, elastisk modulus etc.). Måling av bergspenninger. Analyse av jordskjelvrespons, modell simuleringer
Hva inneholder den stabiliserte filterkaken, og hvordan opptrer de ulike komponentene?	<ul style="list-style-type: none"> Analyse av kjemiske totalkonsentrasjoner (ICP-MS, XRF) Morfologi (form) og forekomst av ulike kjemiske faser (Sveipelektronmikroskop med elementanalyse, SEM-EDX) Mineralsammensetning (XRD)
Hvor løselige er de farlige komponentene i den stabiliserte filterkaken	<ul style="list-style-type: none"> Analyse av ekstraksjoner med vann og andre kjemikalier Analyse av prøver fra kolonnetest med vann som kjøres over lang tid.
Kan avfallet danne farlige gasser?	<ul style="list-style-type: none"> Labororientesting for dannelse av H₂, CH₄, NH₃ over tid. Testing i pilotanlegg (i gruva)/felt
Hvordan oppfører avfallet seg fysisk	<ul style="list-style-type: none"> Ulike geotekniske labororientester Komprimerbarhet av stabilisert filterkake

3 Beskrivelse av tiltaket

3.1 Lokalisering

Planområdet ligger ca. 9 km i luftlinje sør for Porsgrunn by og ca. 1 km i luftlinje nord for sentrum av tettstedet Brevik (Figur 1). Tiltaket omfatter områder både over og under bakken. Planområdet omfatter arealer over bakken i tilknytning til kaiområde og tunnelåpning ved Kongkleiva (ca. 187 daa). Planområdet under bakken omfatter også tunnel fra ny kai til deponi, samt områder som i dag er berørt av gruvedrift (ca. 4444 daa). Områdene som er av betydning for miljørisikovurderingen er i hovedsak avgrenset av dagens planlagte konsesjonsgrense for Norcem's Dalen gruve under Eidangerfjorden. Figur 2 viser utbredelse av Dalen gruve.



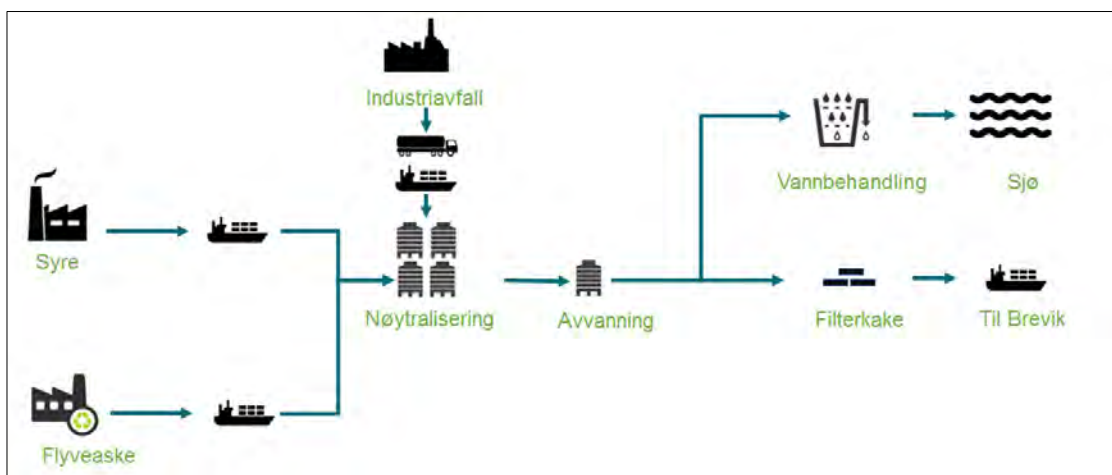
Figur 2 Utbredelse av Dalen gruve (NORCEM AS Brevik). Gruveganger/rom er tegnet inn med grå farge. Gul, oransje farge viser veisystem. Tykk grønn linje indikerer nivå for kote 0 på sålenivå, parallelt gruvens strøkretning og avgrensing mot nord og sør.

Deponiet er i sin helhet planlagt å ligge i områder under kote 0 i Dalen gruve. Figur 2 viser omtrentlig kote 0 på sålenivå (tykk grønn strek).

3.2 Prosess og transport

Behandling av farlig avfall vil fortsette på Langøya, og det er ikke planlagt behandlingsprosesser for avfall i forbindelse med deponilokaliteten i Brevik. I prosessen på Langøya nøytraliseres avfallssyre med alkaliske materialer. Avfallssyren består i hovedsak av svovelsyre fra prosessering av ilmenitt ved Kronos Titan, Fredrikstad. Hovedmengden alkalier er flyveaske fra rensing av røykgass ved avfallsforbrenningsanlegg. Se kapittel 7 for nærmere beskrivelse av prosessen og avfallet. Det behandlede avfallet avvannes i en filterpresse før omlasting på båt og videre transport til Brevik.

Alt ferdigbehandlet avfall vil bli transportert til Kongkleiv med skip. En prinsippskisse for prosessen på Langøya er vist i Figur 3.



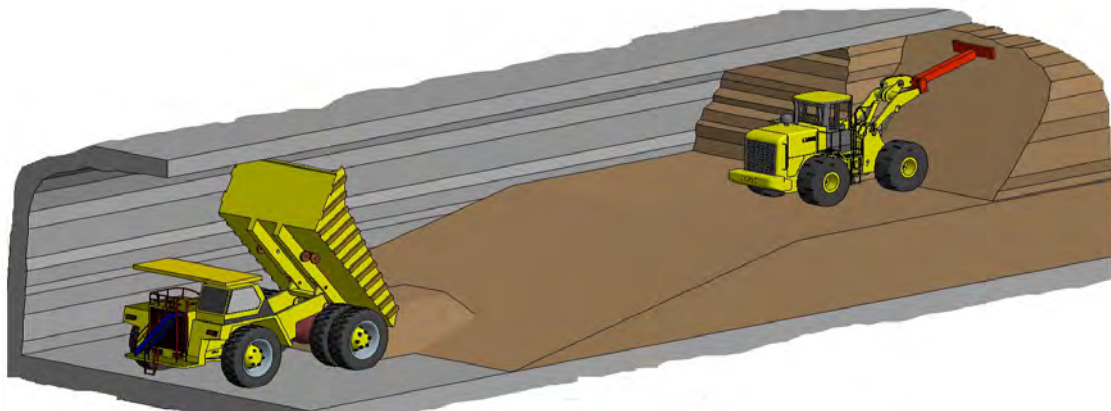
Figur 3 Prinsippkisse for behandlingsprosessen på Langøya og videre transport av stabilisert filterkake til Brevik (Illustrasjon: NOAH)

Ved Kongkleiva vil det bli etablert et mottaksanlegg for lossing av det behandlede avfallet fra Langøya. Behandlet avfall transporteres fra ny kai ved Kongkleiv og videre via tunnel inn og ned i Dalen gruve for deponering. Adkomsttunnel (bredde ca. 9 m, tverrsnitt 57 m²) fra kai i Kongkleiv til Dalen gruve vil ha en lengde på ca. 2 km avhengig av endelig utforming og tunneltrase. Det er startet et arbeid med detaljert geologisk og geoteknisk kartleggingsstudie av Kongkleiva og områdene innenfor, inkludert Kongkleivforkastningen. Dette arbeidet er ikke inkludert i foreliggende miljørisikovurdering.

3.3 Deponering i Dalen gruve

Behandlet avfall transporteres fra mottaksanlegget ved Kongkleiv med transportbånd eller dumpere. Oppfylling av gruvene vil starte i de dypeste delene og avfall fylles deretter suksessivt oppover i gruvesystemet. De dypeste bergrommene ligger i dag på kote -340 (meter under havoverflaten) og deponiet planlegges anlagt fra kote -340 til ca. 0, dvs. under havnivå. En typisk tunnel i Dalen gruve har et tverrsnitt på 112 m². Utnyttbart volum til deponiformål er anslått til ca. 18 millioner m³. Med maksimalt 800 000 tonn stabilisert farlig avfall per år anslås en minimum driftsperiode for deponiet på 25-35 år. Mengden farlig avfall som oppstår kan imidlertid variere, noe som vil påvirke behovet for årlig deponeringsvolum.

Avfallet legges ut i sjikt og komprimeres for bedre utnyttelse av gruvas volumkapasitet, samt at komprimeringen reduserer permeabilitet i selve avfallet, se Figur 4.



Figur 4 Prinsippkisse for deponering av stabilisert filterkake med dumper, utlegging og komprimering med vibroplate (Illustrasjon: NOAH)

Vann som lekker inn i gruvene under deponidriften vil i størst mulig grad bli holdt separert fra avfallet ved at et vannoppsamlingsystem i områdene med kjente innlekkasjer etableres. Vannkvaliteten i gruvene skal overvåkes og forurenset vann må behandles i vannrensaneanlegg før et eventuelt utslipp til sjø.

4 Geologi og geologisk barriere

Den kalksteins-dominerte berggrunnen i områdene rundt Dalen gruve består av en overveiende tett bergmasse med god bergmekanisk stabilitet. Fra en samlet vurdering av alle kartlagte grunnforhold vurderes Dalen gruve å være godt egnet for underjordisk deponi for farlig avfall.

Eventuelle jordskjelv opp til styrke Ma 5,5 har liten effekt på den bergmekaniske stabiliteten.

4.1 Grunnlagsmateriale

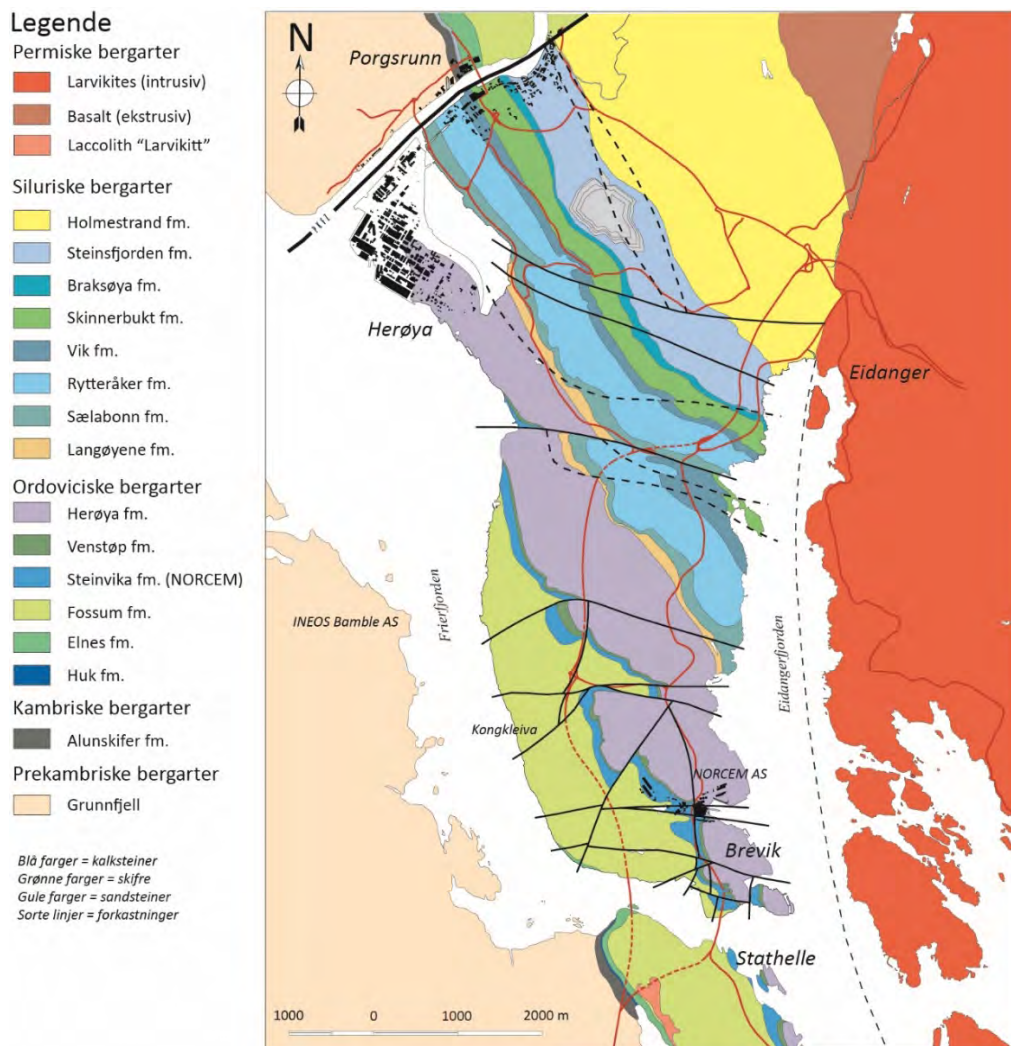
I forbindelse med driften av Kjørholt/Dalen gruver har det blitt gjennomført detaljerte kartlegginger av geologi og bergmekanisk stabilitet for gruvene og omkringliggende områder. Det foreligger derfor god dokumentasjon for disse forholdene hos Norcem i Brevik. En beskrivelse og vurdering av den aktuelle kalksteinformasjonen og dens egenskaper, samt tilgrensende formasjoner er gjennomført av personer som har inngående kjennskap til Kjørholt/Dalen gruver gjennom en årrekke; Ingolf Rui (tidligere professor i geologi ved UiO) og Arne Myrvang (professor ingeniørgeologi, NTNU, SigmaH). Det er videre gjennomført en sprekkekartlegging av Dalen gruver av Rambøll (Rambøll, 2016).

Basert på foreliggende grunnlagsmateriale er det gjennomført en vurdering av seismisk aktivitet. En egen jordskjelvanalyse er gjort basert på relevante prinsipper fra Eurocode 8. Beregningene ble utført i elementprogrammet Plaxis 2D AE.

4.2 Geologien i Breviksområdet og Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver

Gruvene i Brevik ligger i kalksteinene som geologisk er beskrevet som Steinvikaformasjonen (Owen et al., 1990). Dette er en kalkstein som inneholder mellom 80-90 % kalsiumkarbonat (kalsitt, CaCO_3). Det er det høye innholdet av kalsiumkarbonat som gjør denne bergarten spesielt godt egnet som råmateriale i produksjonen av sement. Stratigrafisk under disse kalksteinene ligger Fossumformasjonen som er en lagdelt blanding av kalkstein, sandstein og skifer. Stratigrafisk over Steinvikaformasjonen ligger grå leirskifer tilhørende Venstøpformasjonen og den kalkrike Herøyaformasjonen.

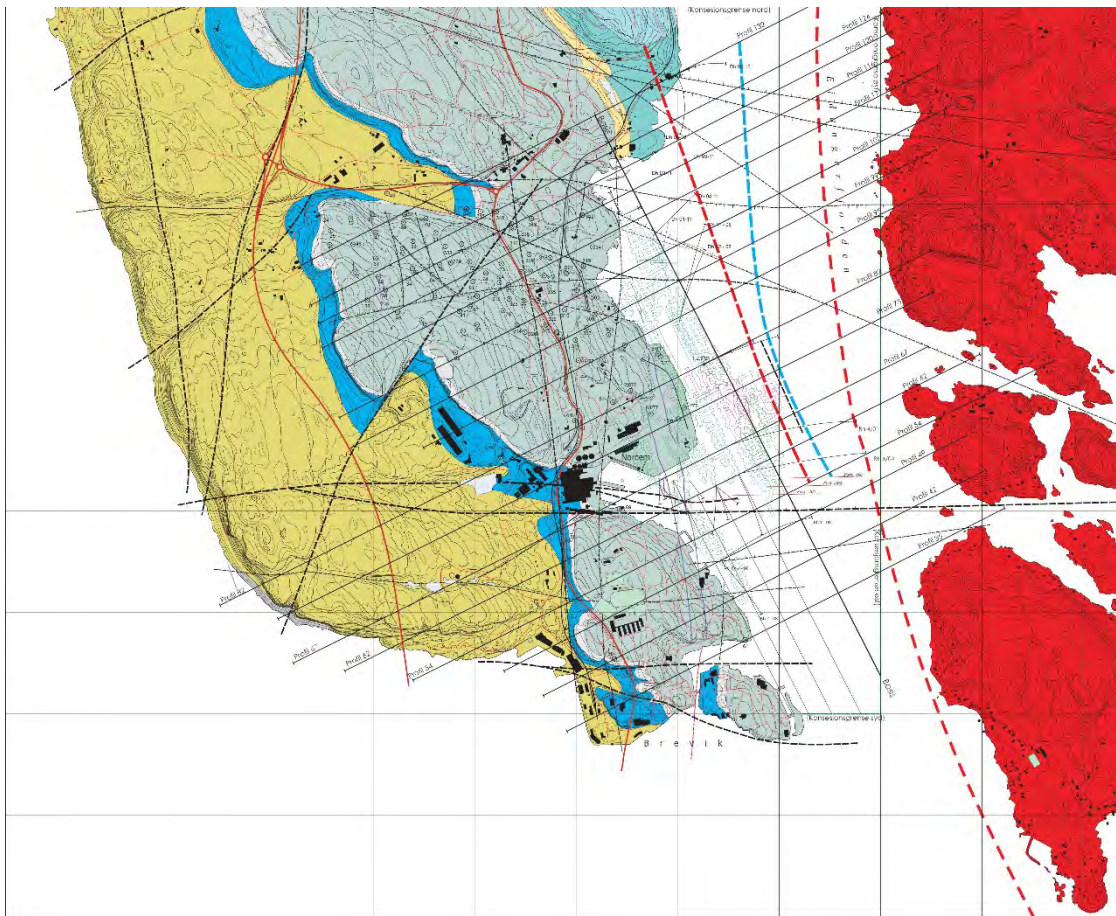
Figur 5 viser et geologisk kart over Eidangerhalvøya. I områdene rundt gruvene opptrer både over- og underliggende bergarter som sterkt omvandlede hornfels-bergarter. Disse er meget harde og nesten flint-aktige etter å ha blitt "stekt" i varmen fra dannelsen av larvikittbergartene i øst.



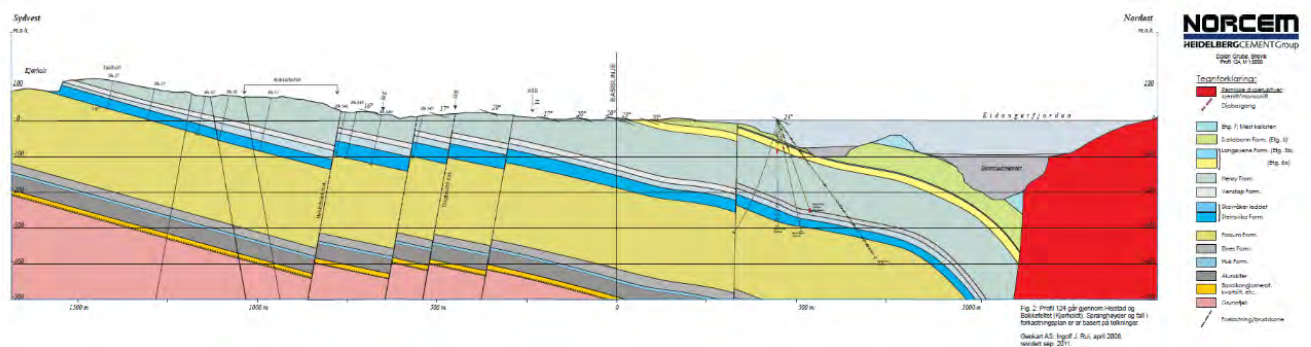
Figur 5 Geologisk kart over Eidangerhalvøya fra Porsgrunn til Brevik (Harstad, 2006)

I Figur 6 er det vist et utsnitt av kartet i Figur 5 som viser den sydlige delen av Eidangerhalvøya med innregnede linjer for eksisterende geologiske tverrsnitt. Figur 7 viser et slikt geologisk snitt med de ulike formasjonenes stratigrafiske oppbygging og gruvenes opptreden i Steinvikafomasjonen. På det dypeste ligger gruva i dag ca. 340 m under havnivå.

Geologisk tilhører det aktuelle området (hele Eidangerhalvøya med Eidangerfjorden i øst og Frierfjorden i vest) Oslofeltets kambro–silur bergarter. Kalksteinsformasjonen hvor Dalen/Kjørholt gruver i Brevik ligger er orientert NNW – SSO og forekommer i grunnen under store deler av Eidangerhalvøya



Figur 6 Utsnitt av det geologiske kartet i Figur 5 som viser sørligste del av Eidangerhalvøya. Kartet viser også Norcem's etablerte sett med profilinjer



Figur 7 Profil 124 fra Figur 6 som viser Steinвика fm. og den komplette lagfølgen i den nordlige delen av gruveområdet (Rui, 2014), se også vedlegg A

4.2.1 Steinvikaformasjonen

Steinvikaformasjonen består hovedsakelig av en massiv grå og grovkornet kalkstein. De stratigrafisk mektigste og kjemisk reneste (høyest CaCO₃ innhold) partiene synes å ligge i området Kjørholt-Dalen, begrenset mot nord av et system av forkastninger som stryker omkring Ø-V (Heistad- og Heistadbekken forkastningssone). Nær forkastningene ser man ofte at kalksteinen er kjemisk påvirket av hydrotermale væsker og kan i partier fremstå som en visuelt mer heterogen og kjemisk mindre ren kalkstein.

Rent stratigrafisk er Steinvika fm. todelt. Den nedre delen har størst stratigrafisk mektighet (er tykkest) og inneholder den reneste kalksteinen. I Kjørholt gruver sin driftstid kom all produksjon fra den nederste delen, noe den også gjør i dagens drift av Dalen gruve. Den totale tykkelsen på Steinvikaformasjonen er ca. 40 m, men dette kan variere noen meter i begge retninger (Figur 8). Den øvre delen av Steinvika fm. (kalt Skavråkerleddet) kan være fra ca. 6-10 m tykt i området og varierer tilsynelatende asynkront med variasjonene i den nedre kalkrike delen av Steinvika fm. Skavråker leddets nedre halvdel er også ganske kalkrik, men kjennetegnes ved at det kommer inn en serie tynne striper av svart hornfels (omvandlet leirskifer) og som bare er noen få centimeter tykke (Figur 8).

Steinvikaformasjonens kalksteiner er tettere og mindre oppsprukket enn de andre over- og underliggende bergartene. Dette er et resultat av kalksteinens svært homogene mineralogi og deres geologiske historie. Dannelsen av larvikittene i øst førte til en betydelig oppvarming (kontaktmetamorfose) av Eidangerhalvøyas sedimentære lagrekke. I tillegg til en mineralogisk omvandling i disse bergartene, gjennomgikk de også en teksturell omvandling. Kalksteinene i Dalen gruve er massive, har en middels kornstørrelse og fremstår teksturelt nærmest som en marmor (Figur 9). Dette skyldes en prosess som kalles kornforgroving og den resulterer fra kontaktmetamorfosen av bergartene. Kornforgrovingen er forbundet med en rekrystallasjon av kalksteinen og prosessen fjerner porer i bergarten, samtidig som den evner å tette eksisterende stikk og mikroriss. Kontaktmetamorfosen i området har også ført til en sementering av større sprekker og forkastninger internt i Steinvikaformasjonen slik som vist i Figur 10 og Figur 16.

Ovennevnte geologiske prosesser har resultert i at det er en kontrast i den effektive oppsprekingsgraden av kalksteinene i Dalen gruve sammenlignet med de mer skifrige over- og underliggende bergartene. De mer skifrige bergartene er omvandlet til sprøe, harde og mekanisk sterke kalk-silikat hornfelter, mens kalksteinene opptrer som en duktil og middels kornet marmor med relativt større evne til å ta opp deformasjon og spenninger internt. Sprekkemønster som observeres i skifrige bergarter på overflaten lar seg derfor ikke overføre direkte til kalksteiner i dypet. De relativt sett lave volumene av innlekkasjevann som er registrert i Dalen gruve bekrefter kalksteinens manglende porøsitet og permeabilitet i grunnmassen, samt et begrenset effektiv sprekknettverk.

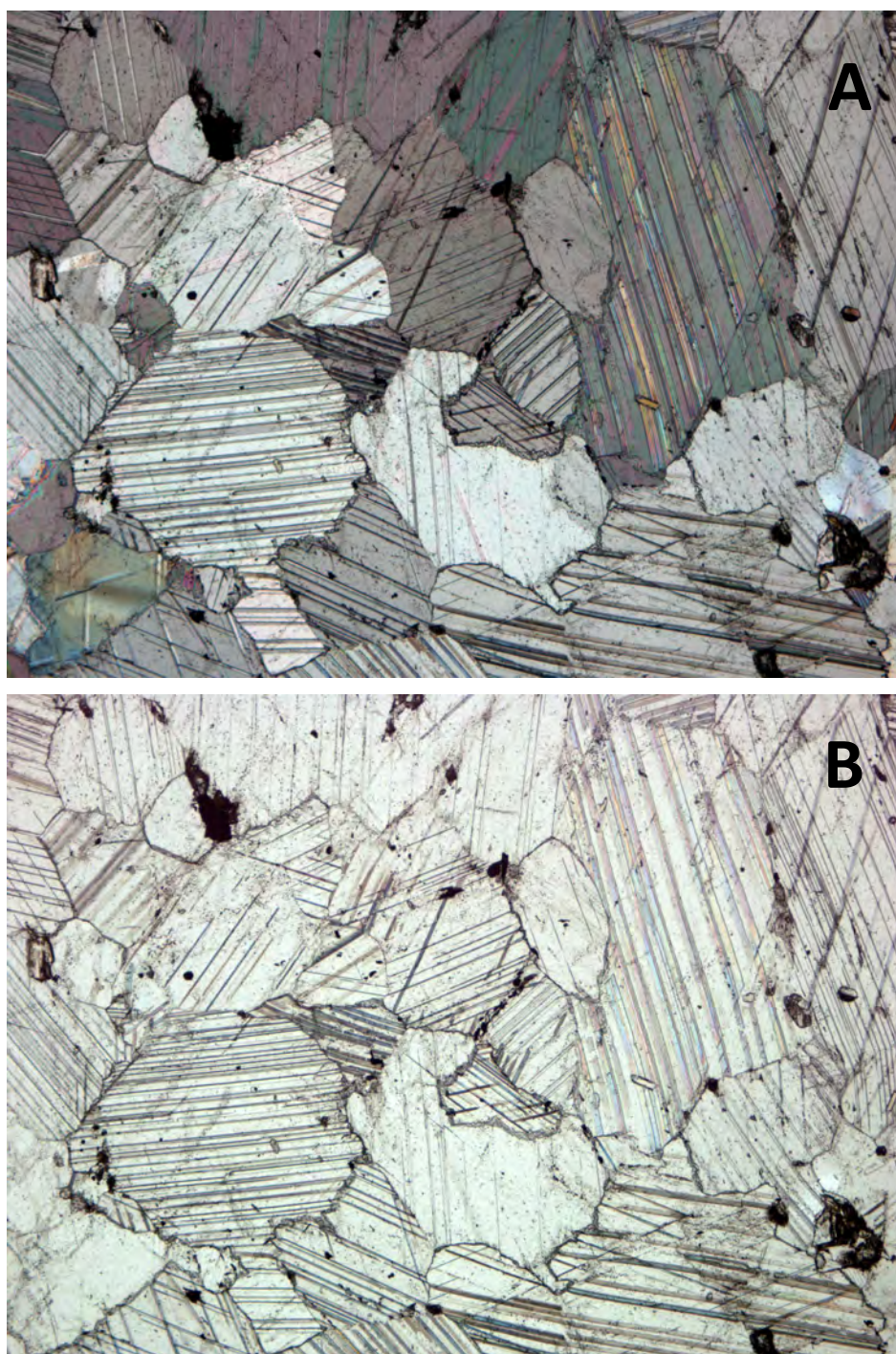
Venstøp Fm.,
 svart hornfels
 (rusten)

Steinsvika Fm.,
 Skavråker leddet.
 Fint båndet kalk-
 stein med horn-
 felslag

Steinsvika Fm.,
 Dalen kalkstein,
 massiv og ganske
 ren



Figur 8 Geologisk profil nær inngangspartiet til Dalen gruve. Viser den rene, massive kalksteinen nederst. Over følger Skavråker leddet (stripet). (Foto Rui, 2011)



Figur 9 Eksempel på bilde fra tynnslip av Steinvikaforsen som viser den typiske rekrystalliserte kalksteinens tekstruelle trekk: A) Planpolarisert lys, B) Gjennomfallende lys. Kalksteinens grunnmasse (matriks) tette korngrenser som låser alle korn sammen og ingen nevneverdig porøsitet eller permeabilitet. Bildekanten er ca. 2 mm. Bildet er hentet fra Harstad, 2006.

I tillegg til det dominerende innholdet av kalkspatt, CaCO_3 (i snitt 80-90%) opptrer også andre mineraler i begrensede mengder i kalksteinsbergartene (Harstad, 2006). De viktigste av disse er:

- Kjedesilikater (kalksilikater): tremolitt (og et par andre amfiboler) og diopsid; det siste øker på mot kontakten til larvikitten.
- Sjiktsilikater (glimmermineraler): phlogopitt, clinochlore og muskovitt.
- Feltspat: plagioklas og mikroklin.

Av de øvrige mineralene er skapolitt viktig i enkelte prøver. Grafitt er alltid til stede i små mengder. Kwarts er oftest til stede i variable mengder. Dolomitt, kaolin, titanitt, talk, apatitt og pyritt opptrer mer sporadisk i små mengder. Et mineral som savnes i dette miljøet er epidot, eventuelt zoisitt. Mineralparagenesen ellers passer best med øvre deler av albitt-epidot hornfels facies eller lavere deler av hornblende hornfels facies der diopsid er til stede. Dette tilsvarer temperaturer i kontaktaureolen omkring larvikitten på ca. 500-600°C.

4.2.2 Andre bergarter i området

Lagrekken som er tilstede i dag rundt Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver går fra Sælabonn fm. (nederste/eldste silur), suksessivt ned gjennom Langøyene fm., Herøy fm., Venstøp fm. og Steinvika fm. til et stykke ned i Fossum fm. (Figur 6 og Figur 7).

Herøy fm. består av en tykk serie med delvis hornfelsomvandlet knollekalk. Særlig den nedre delen er ganske homogen og kalkrik, og karbonatinnholdet er visuelt anslått til 60-70%. Denne delen av lagrekken har sannsynligvis lignende egenskaper som steinvikaformasjonen hva angår tekstur og oppsprekking.

I gruva, ved oppfaring i tverrslag mot heng, stoppes inndriften ved kontakt med mørke hornfelsstriper i nedre del av Skavråkerleddet. Høyere opp i lagdelingen blir hornfelslagene hyppigere og tykkere. Mesteparten av Skavråkerleddet er altså gjenstående i heng og virker som et tett lokk under den generelt mer oppsprukne Venstøpformasjonens hornfelses høyere opp i lagdelingen. Tilsvarende drives tverrslag mot vest til man påtreffer hornfels fra Fossumformasjonen i ligg. Nærhet til Fossumformasjonen kartlegges som oftest gjennom salveboring. Da det er ikke ønskelig med hornfels i sementproduksjonen er kontakten mellom Steinvikaformasjonen og Fossumformasjonen ofte ikke eksponert. Der tverrslag er drevet helt inn til Fossumformasjonen fremstår denne grensen som skarp.

Litt inne på Eidangerhalvøya, omkring utgående av Steinvikaformasjonen (Figur 5), ligger Kambro-Silurlagene med nokså flatt med et østlig til nord-østlig fall (12-16°) som er gradvis økende ned mot strandlinjen (18-22°). Boringer fra Dalen Gruve i dypet under Eidangerfjorden viser at denne tendensen fortsetter inn mot larvikittens grense der fallet kan bli så steilt som 70° eller mer (Figur 7).

4.2.3 Kjerneboringer fra Kjørholt/Dalen gruver

Det er boret et stort antall kjerneborhull fra dagen og ned gjennom Steinvikaformasjonens kalksteiner, særlig i den nordlige delen av gruveområdet. Norcems Bergavdeling har etablert et stort kjernelager, hvor de fleste prøver stammer fra boring i gruva og er fra tidsperioden 1999-2011. Kjernene er i dag lett tilgjengelige og i god tilstand. Kjernene er også godt dokumentert med fotografier og logger, se Figur 10. Data fra kjerneboringene har blitt brukt som grunnlagsdata for konstruksjon av de geologiske profilene som er benyttet som grunnlag i risikovurderingen.

Norcems kjerneboringsprogram har langt på vei hatt sammenfallende mål med de som er viktige for evalueringen av gruva som mulig deponi for behandlet farlig avfall. For Norcem er sentral informasjon knyttet til kalksteinens geometriske utbredelse i undergrunnen. I tillegg er tilstedeværelse og posisjon av eventuelle forkastningssoner viktig for driftsplanlegging. Avklaring rundt mulig innlekkasje av overflatevann knyttet til slike soner – eller andre geologiske strukturer – er også avgjørende for den ordinære gruve drift knyttet til uttak av kalkstein for sementproduksjon. Samlet sett er derfor den informasjonen som er innhentet av Norcem fra disse boringene direkte overførbare til vurderingene av gruva som er presentert i dette dokumentet.

4.2.4 Bunntopografien i Eidangerfjorden

Bunnen av Eidangerfjorden danner en temmelig jevn flate på ca. 100 meters dyp som fyller inn all eksisterende topografi. Seismiske undersøkelser (NOTEBY fra ~1980-tallet) viser en langt mer variert topografi for bergoverflaten under fjorden, med en fremtredende dypprenne langs larvikittkontakten i den østlige delen av fjorden (Figur 6 og Figur 7). Av dette kan en konkludere at fjorden er oppfylt av betydelige mengder kvartære løsmasser som for det meste stammer fra isavsmeltingen på tampen av siste istid. Alle tverrprofilene gjennom Dalen gruve viser dette entydig.

Tykkelsen av løsmassene kan gå opp i så mye som 150-200 m mektighet. Tallene er noe usikre på grunn av kvaliteten på de seismiske målingene i denne type trange farvann. Det er ikke kjent hva løsmassene består av, men det antas mye sand/grus med marin leire i de øvre delene. NGI er ikke kjent med at det eksisterer nyere seismiske undersøkelser og/eller kjerneprøver av bunnsedimentene i Eidangerfjorden.



Figur 10 Eksempler på borkjerner fra et 504 m langt borhull påsatt i Dalen gruve under Eidangerfjorden (Nivå -240). Kasse A viser hel og fin typisk Dalen kalksten; mørke sprekker fremkom under kjernebehandlingen etter opptak. Kasse B viser det samme, men gamle sprekker er limt sammen av kalkspatt. I Kasse C går hullet inn i en forkastning; man aner rester av kalkstein øverst til venstre. De neste 4 m er en kalkspattbreksje med rustbrune, jordaktige masser. Hullet går så inn i hornfels fra Fossum fm. i liggen av kalksteinen. Spranghøyden i forkastningen er ca. 40 m og det seg inn vann med saltsmak i borhullet.

4.3 Forkastninger og svakhetssoner

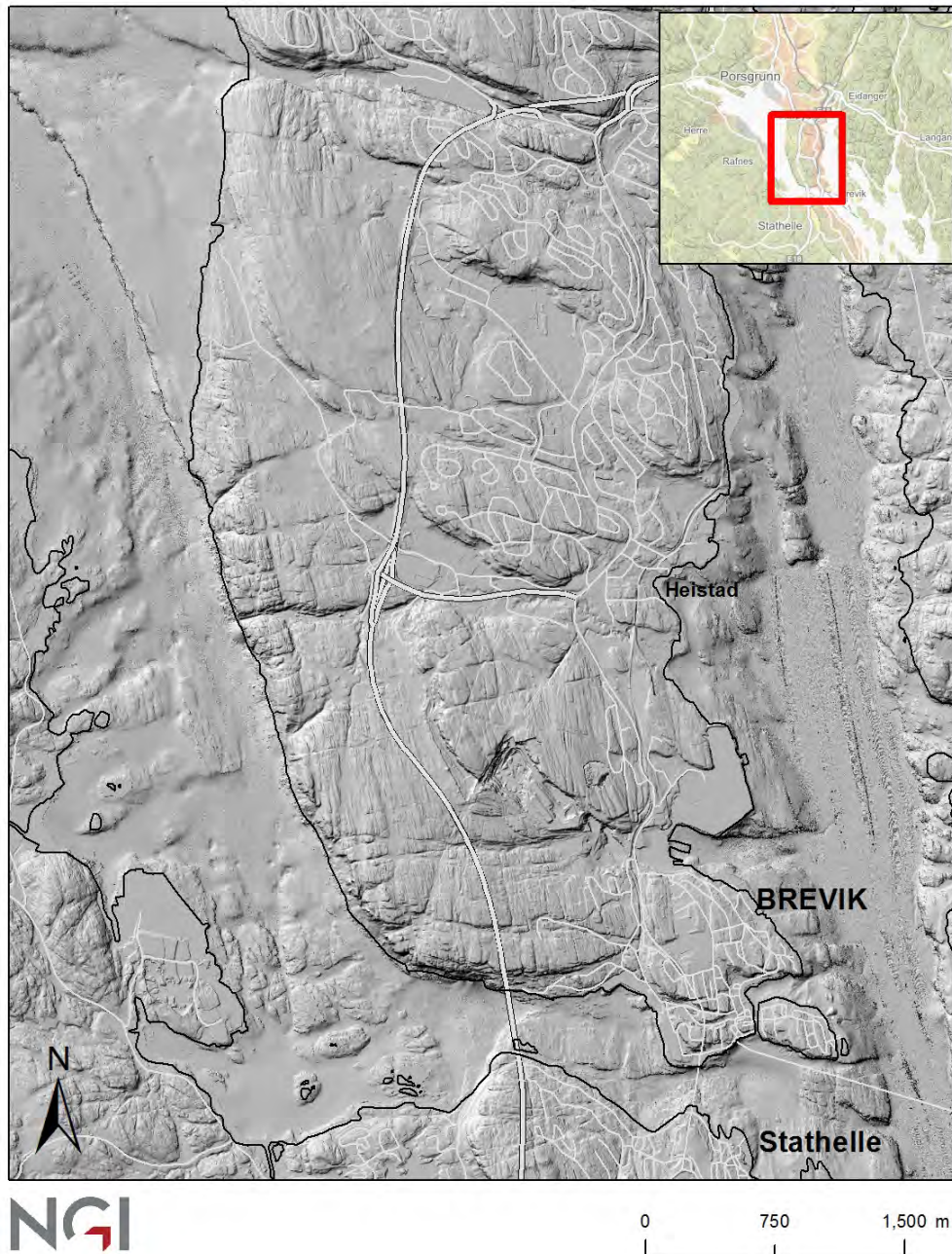
4.3.1 Forkastninger

Det er beskrevet og dokumentert flere større forkastningssoner i området (Figur 5). På terrengoverflaten er en forkastningssone definert som et langstrakt lineament der større bergområder er forskjøvet i forhold til hverandre og er dannet som følge av tektoniske krefter. I tre dimensjoner utgjør dette lineamentet skjæringspunktet mellom terrengoverflaten og forkastningsplanet i grunnen.

Et forkastningsplan er sjeldent en plan flate og forandrer gjerne retning og stupning både lateralt og i grunnen. Konsekvensen av dette er at den geografiske plasseringen av forkastningens utgående i terrenget sjelden sammenfaller geografisk med forkastningssonens plassering i dypet. Videre er det slik at en forkastningssone sjeldent eller aldri består av et unikt plan. Større forkastninger er svært ofte satt sammen av et sett med mindre forkastninger som overlapper og griper inn i hverandre og samlet utgjør det som regionalt kan kartlegges som en forkastningssone.

Når tektoniske spenninger frigjøres medfører dette ofte knusing og dannelse av svakhetssoner i de involverte bergartene. Slike forkastningssoner opptrer derfor ofte som relativt langstrakte fordypninger og eller daler i terrenget. Et system av forkastninger Ø-V gjennom Dalenbukta og Norcems fabrikkområde ble for eksempel lenge en sperre mot fortsatt ekspansjon av Dalen gruve mot syd, blant annet på grunn av inntrengning av vann. Det var først i 2004, etter detaljerte forundersøkelser, at gruva kunne drives inn til Sydfeltet ved hjelp av utstrakt sement injisering og bruk av sprøytebetong.

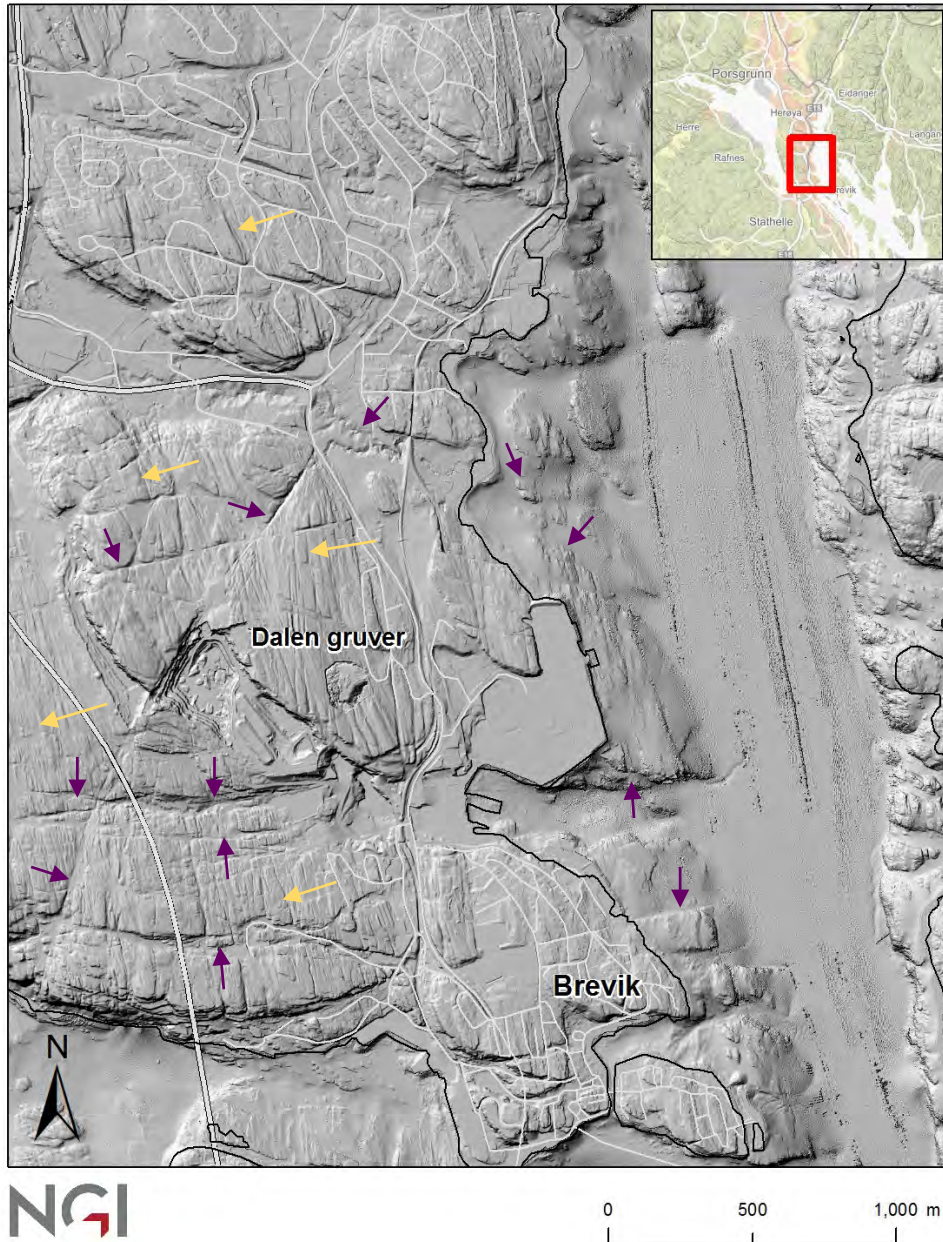
Moderne kartdata tilgjengelig fra Statens kartverks laserskanning av Norge (såkalte LIDAR data) er nylig blitt tilgjengelig for områdene rundt Brevik. Dette er svært detaljerte data, med en oppløsning ned mot 25 cm x 25 cm. Disse dataene kan brukes til å etablere en digital terrengmodell (DTM), der kun berggrunnen vises. Et kart som viser en DTM med 1 m x 1 m oppløsning over sørlige Eidangerhalvøya er vist i Figur 11. Også vist i Figur 11 er batymetriske data fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden i samme målestokk, som samlet gir et kontinuerlig bilde av topografien både over og under vann i dette området. Ved å sammenligne Figur 5 og Figur 11 kan man kjenne igjen de større forkastningene fra det geologiske kartet som topografiske strukturer i DTM kartet.



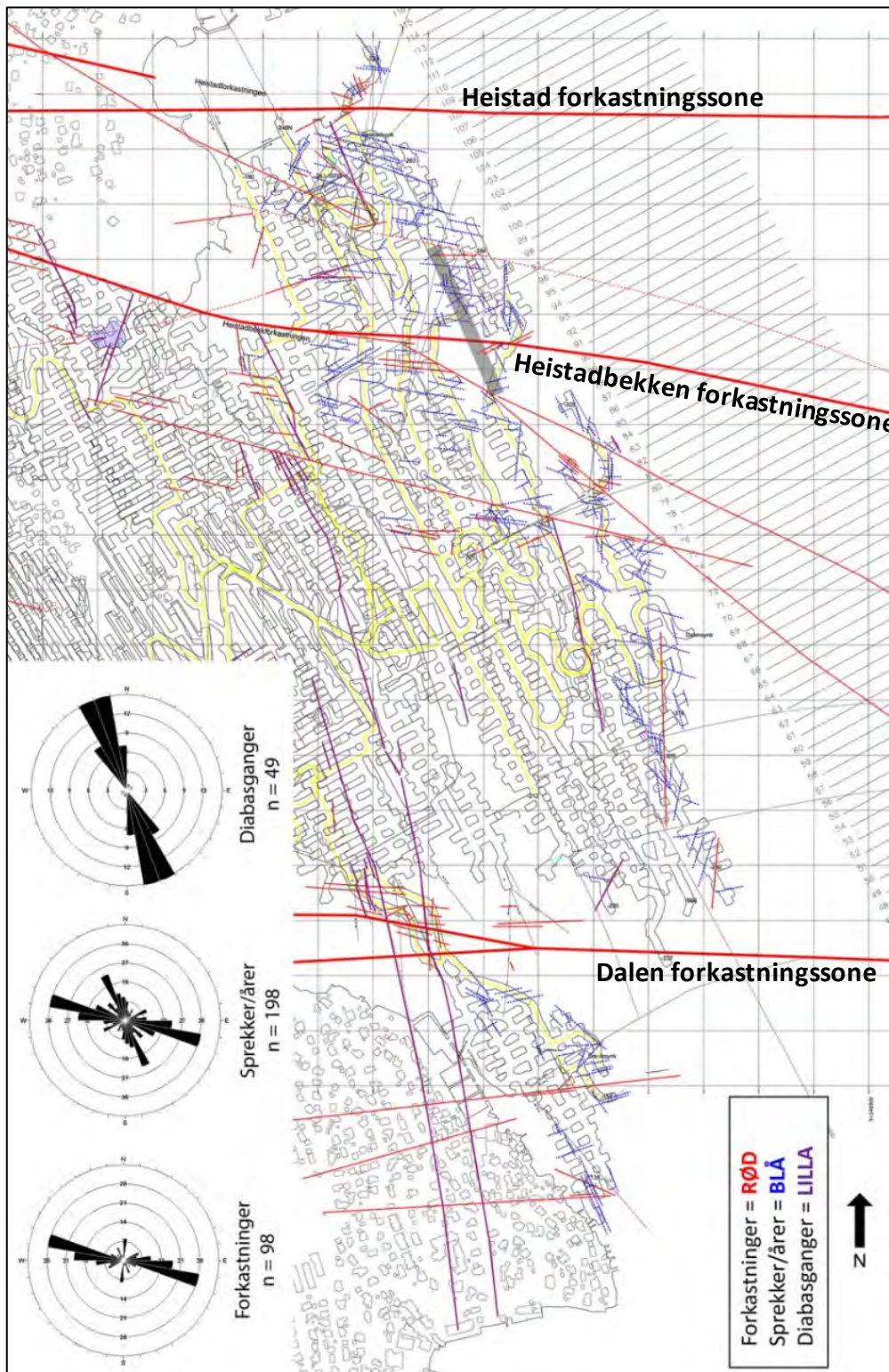
Figur 11 Digital terrengmodell (DTM) basert på Lidar og batymetridata for sørlige Eidangerhalvøya vist som "hillshade". Ulike Forkastninger, sprekksett og lagflater kommer tydelig frem (data fra statens kartverk). Sorte linjer markerer strandlinjen. Hvite linjer er veinett.

Figur 12 viser et DTM kart over områdene der Dalen gruver er plassert i grunnen. I dette kartet er det synlig en rekke mindre lineamenter i terrenget med en retning N til NNV. Disse strukturene representerer "trappetrinn-lignende" strukturelementer med en orientering parallelt strøket til de kambro-siluriske bergartene i området. Disse er et utslag av den lagvise oppbygningen av de sedimentære bergartene, der lag med ulik styrke

og erosjonsmotstand opptrer i veksling. De beskrevne strukturelementene (gule piler) representerer et sprekkesett som er parallellt til strøkretningen for de kambro-siluriske bergartene og kan relateres til de tektoniske spenningene som ble etablert som et resultat av at Larvikitt-intrusjonene i øst kom på plass. Disse sprekkene må ikke mistolkes som forkastninger (lilla piler).



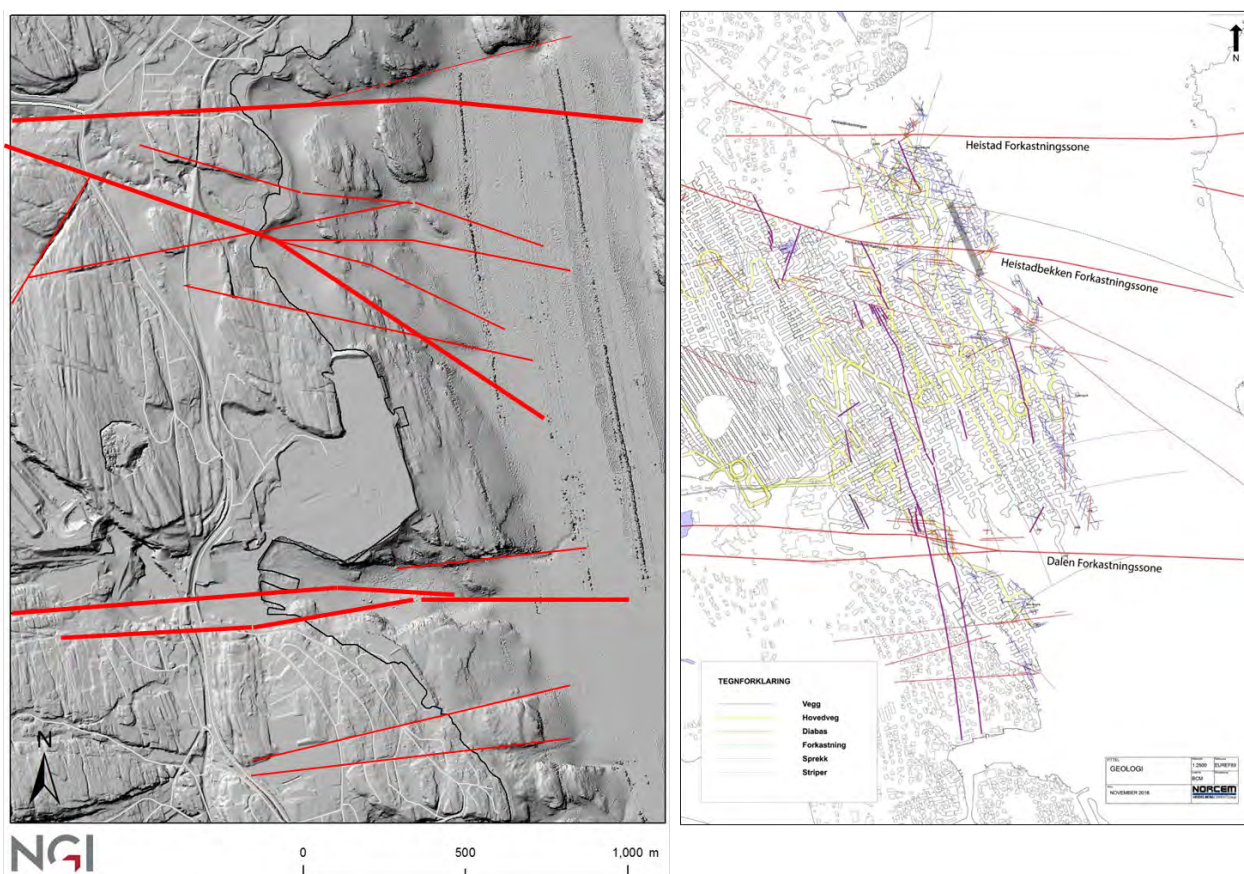
Figur 12 Detaljert utsnitt av hillshade DTM for området over Dalen gruver. Legg merke til hvordan de store tektoniske trekkene er synlige også under havnivå i Eidangerfjorden, før den når ut i området med et tilnærmet flatt sedimentfyll. Gule piler indikerer strøkparallele sprekker, lilla piler indikerer forkastninger.



Figur 13 Kart som viser lokalisering og orientering av forkastninger, diabasganger og kalsittfylte sprekkesoner som er observert under driften i Dalen gruve (KILDE: RAMBØLL Norge AS).

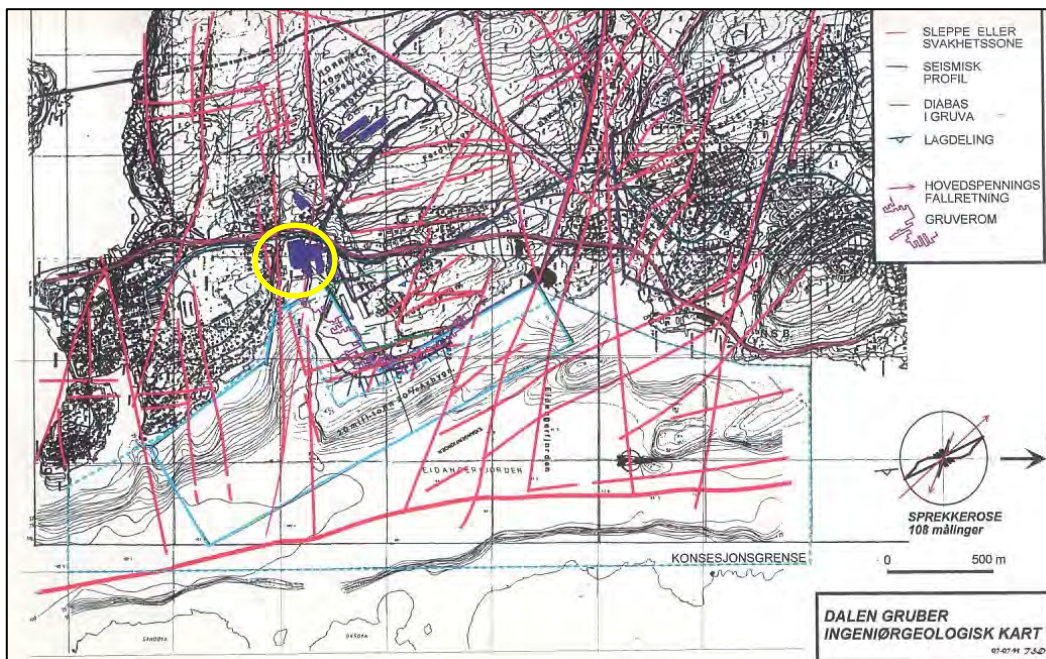
Figur 13 viser et oversiktskart over området for Dalen gruve med strandlinje, gruveganger, forkastninger, diabasganger og sprekker tegnet inn (RAMBØLL, 2016). Kartet baserer seg dels på informasjon innhentet av Norcem AS gjennom sin gruve drift og dels på nye data innhentet som et ledd i en mer inngående detaljkartlegging av gruvene i 2016 (RAMBØLL Norge AS).

I kartet er det synlig tre større forkastningssoner; Heistad, Heistadbekken og Dalen. Disse brukes i det videre til å dele inn gruva i tre områder; Sydgruva (syd for Dalen forkastningssone), Sentralgruva (området mellom Dalen og Heistadbekken forkastningssone) og Nordgruva (området nord for Heistadbekken). De nevnte forkastningssonene har alle betydelige bevegelser assosiert med sin opptreden og påvirker, og har historisk påvirket, gruvens geografiske utbredelse. I Figur 14 er det vist en sammenligning mellom DTM kartet med tolkede geologiske lineamenter og gruvekartet basert på drifts- og feltobservasjoner. Skala og kartutsnitt er ikke identisk, men man kan tydelig se hvordan forkastninger observert i dagen (DTM) også opptrer i gruva.



Figur 14 Sammenligning av forkastninger og sprekker fra Driften i dalen gruve og lineamenter synlige i karter basert på høyoppløslige overflate- og batymetridata. De tre store forkastningssonene er vist med tykk rød strek i DTM kartet.

Kartet i Figur 15 viser et ingeniørgeologisk kart som sammenstiller en rekke terreng-observasjoner gjort i området ved og rundt Dalen (SINTEF, 1995). Kartframstillingen skiller ikke mellom større forkastninger og mindre sprekkesoner, men retningene på de strukturgeologiske elementene sammenfaller med de som er vist i Figur 13. Sammenlignet med dagens drift var det i 1995 svært begrenset gruvedrift i områder som lå fysisk under Eidangerfjorden og kartet i Figur 15 baserer seg på seismiske data av moderat kvalitet for områder utenfor strandlinjen. NGI har ikke tilgang til hele SINTEF rapporten og det er uklart hva som er datagrunnlaget i rapporten. Sammenlignet med sprekkerosen fra Rambøll Norge AS (Figur 13) ser man at de to dokumenterte sprekkeretningenes (NNV-SSØ og VNV-ØSØ) relative vekting er motsatt. I SINTEF rapporten er den dominerende sprekkeretningen NNV-SSØ mens den i RAMBØLL Norge AS sitt kart er VNV-ØSØ. Forskjellen er mest sannsynlig et resultat av at sprekkemålinger er foretatt i ulike områder, da gruvas utbredelse var langt mindre i 1995. Retningen NNV-SSØ er videre tilnærmet lik de kambro-siluriske bergartenes strøketretning, noe som kan tyde på at sprekkerosen er dominert av overflatemålinger i andre bergarter enn Steinvika-formasjonen (jfr. Gule piler i Figur 12).



Figur 15 Ingeniørgeologisk kart over Dalen Grube (SINTEF-rapport STF F95060). Det vises i rødt flere markante forkastninger i området, med Dalen-forkastningen i sør. Gul ring indikerer Norcem fabrikk.

4.3.2 Intrusivganger (diabasganger)

Det opptrer en rekke større og mindre intrusivganger i Dalen gruve. Intrusivgangene er i all hovedsak diabasganger og er tidsekvivalente med dannelsen av det store Larvikitt-komplekset øst for Dalen gruve. Diabasgangene er kjennetegnet ved at de kutter igjennom den kambrosiluriske lagrekken med en høy (~vertikal) vinkel. Disse gangbergartene kan ha en relativt lang utstrekning og kan i enkelte tilfeller følges over avstander på mange hundre meter i gruva. Enkelte av gangbergartene som er registrert i Dalen gruve kan også spores i dagen over gruva. Intrusivgangene har ofte en grå-grønn farge og er relativt finkornede uten betydelig opptreden av større fenokrystaller. For intrusivganger med en tykkelse på 1 m eller mer kan det i enkelte tilfeller observeres en størkningsprofil ved at midt-partiet har en grovere tekstur enn sidekantene. Generelt varierer tykkelsen fra 5 m ned til 10 cm, med en hovedvekt på ganger som er 0,5-1 m tykke. Slike diabasganger har i mange tilfeller en orientering som er parallell eller subparallell til forkastninger og/eller sprekkesystemer.

Overgangen mellom diabasganger og kalkstein i gruva er i hovedsak helt tett og ikke forbundet med oppsprekking. Gangbergartene er dannet fra viskøse smelter som har størket i sprekker og vokst sammen med kalksteinene i sideberget. Stedvis opptrer diabasganger i gruva som sleppesoner. En sleppesone er en lite mekanisk stabil og omvandlet bergmasse med et høyt innhold av leirmineraler, mest sannsynlig dannet ved at væske har kunnet trenge ned i og sirkulere i gangbergartene.

NGU (NGU, 2016) viser i sin vurdering av de geologiske forholdene ved potensielle deponilokaliteter et aktsomhetskart for dypforvitring over området der Dalen gruve ligger. Kartet (Figur 27 i NGU-rapporten) angir en rekke steder som sannsynlig for dypforvitring, men tar forbehold om at de ulike lokalitetene må undersøkes nærmere. De fleste av lokalitetene ved Brevik i NGU sin rapport er mest sannsynlig ikke assosiert med fare for dypforvitring. Flere av de markerte områdene er forbundet med menneskeskapte terrenginngrep, mens flere av de større forkastningene ikke er forbundet med fare for dypforvitring i NGU sitt kart. Dypforvitring krever at sirkulerende væske har, eller har hatt, tilgang til å strømme i og gjennom berg i dypet. Slike prosesser krever relativ lang tid for å gi nevneverdige forvitring av berg i dypet. Det at enkelte diabasganger fremstår som sleppesoner kan indikere at dypforvitring har funnet sted lokalt i enkelte av disse intrusivgangene. Sleppesonene representerer først og fremst en lokal sone med relativt mekanisk svakt berg. Leirmineralene i en slik sone tetter og hindrer vanninntrenging og det er ikke kjent at det forekommer innlekkasjevann i slike punkter i Dalen gruve.

Tegn på dypforvitring er ikke observert i Steinvikaformasjonens rene kalksteiner. I områdene ved Heistadforkastningen nord i Dalen gruve opptrer det en leirsleppe men dennes opphav er ikke kjent. Med tanke på Norcems AS Brevik sitt uttak av kalkstein til sementproduksjon representerer slike soner forurensninger av råmaterialet og drift i, og gjennom, slike soner unngås så langt det er mulig.

4.3.3 Kalkspatårer, naturlig tette sprekker og krystallfylte grottesystemer (druser)

I tillegg til de større forkastningssonene som er kartlagt på Eidangerhalvøya opptrer også andre elementer som representerer irregulariteter i bergmassene og som må vurderes i forhold til kalksteinens egnethet som geologisk barriere. Dalen gruver er generelt tørre og har få åpne og vannførende sprekker. Der det opptrer vannførende sprekker er dette knyttet til Dalen forkastningssone og i mer begrenset omfang til forkastningssonene nord i gruveområdet. Figur 16 viser skjæringen mellom Dalen gruve og Heistadbekken forkastningssone slik den fremstår på nivå -240 m. Som man kan se av bildet er det tydelige tegn på tektonisk aktivitet i denne forkastningssonen ved opptredenen av mørke og kantete kalksteinsblokker i en ellers lys (hvit) sone som skjærer gjennom berget. Det lyse materialet i denne sonen består av kalkspat (CaCO_3) og sementerer fullstendig hele forkastningssonen. Opphavet til kalkspaten i slike sprekker er sannsynligvis Steinvikformasjonen selv. Under innplassering av Larvikitt intrusjonene har varme væsker med oppløst kalsiumkarbonat sirkulert gjennom forkastningssonene og ført til utfelling av betydelig mengder kalkspat. Kalkspat er relativt mobilt og både oppløsning og utfelling foregår over, det som i geologisk perspektiv må ansees som, kort tid.

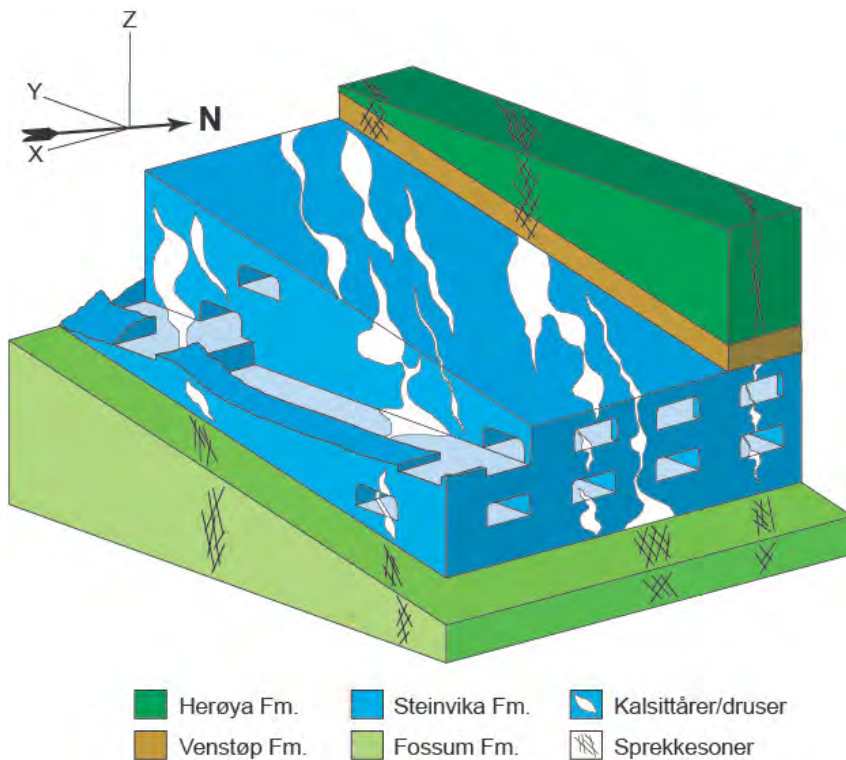


Figur 16 Bilde som illustrerer en sprekkesone som er tett som en følge av kalsittsmentering langs sprekker og forkastningssone (Foto: Rambøll Norge AS).

Prosessene som fører til tetting av soner som den vist i Figur 16 foregår også på langt mindre tektoniske strukturer. Deformasjon som gjennom tidene har forårsaket riss, mindre sprekker og spredte sprekkenettverk tettes igjen ved at oppløst CaCO_3 fra nærliggende berg felles ut igjen nettopp her. Det er derfor helt vanlig å se hvite årer av kalkspatt i borkjerner eller i gruveveggene, noen steder tett ansamlet i svermer. I en så homogen og tett bergart som Steinvikaformasjonen er opptreden av nettopp slike tynne kalkspatsømmer ofte avgjørende for å i det hele tatt registrere tilstedeværelse av mindre sprekker. Tilstedeværelsen av slike kalkspat-fylte sprekker er på ingen måte unikt for kalksteinene i Dalen gruve men er et fenomen som opptrer i tektonisk påvirkede kalksteiner i hele Oslofeltet, samt andre deler av verden. Slike sprekker er ofte avgjørende i tektoniske studier som indikatorer på relative bevegelser og spenningsfelt.

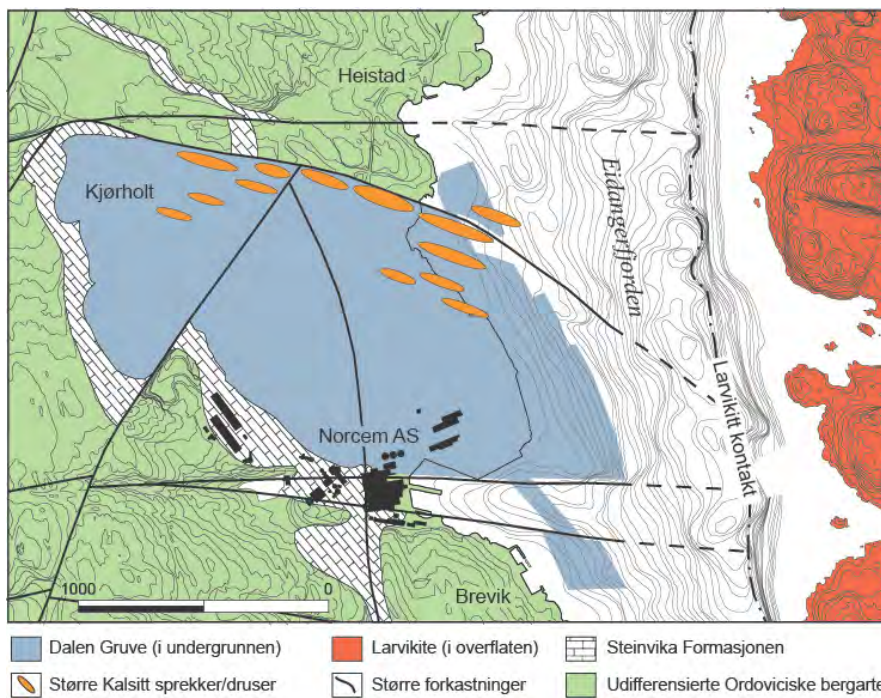
Et fenomen som er spesielt for Dalen gruve er at enkelte av de kalkspatfylte forkastningssonene, og større kalkspatfylte sprekke, kan huse store hulrom der tak, vegger og gulv er fullstendig dekket av kalkspat-/kalsittkrystaller. Hulrommene kan i enkelte tilfeller være så store at et voksent menneske kan bevege seg inn i dem og de kan strekke seg over flere titalls meter. Slike "krystallhuler" omtales ofte som druserom eller bare druser. Kalsittdruser er ikke kjent å opptre i de over og underliggende formasjonene i Dalen gruve. Svært ofte ser man at drusene "dør ut" når man nærmer seg heng og ligg bergartene, selv om sprekke fortsetter. Dette er mest sannsynlig knyttet til at tilgjengeligheten av kalsiumkarbonat er betydelig mindre utenfor Steinvikaformasjonen. Figur 17 viser den prinsipielle skisse for hvordan slike druserom kan opptre i Dalen gruve. Kartlegging av slike hulrom (Harstad, 2006) i Dalen gruve viser at disse ofte er assosiert med større forkastningssoner (Figur 18). På tross av at de større druserommene ofte er forbundet med betydelige forkastningssoner opptrer mindre druser med kalsittkrystaller også i andre deler av Dalen gruve.

De stedvis åpne og lateralt utholdende druserommene er ikke forbundet med aktiv innlekkasje av vann i Dalen gruve. I den grad det er påtruffet vann i slike systemer er det snakk om paleo-vann som har ligget der siden krystallene ble dannet. Slikt vann har ofte blitt pumpet ut med driftsvannet. Figur 19 viser hvordan en relativt tynn kalkspatåre over kort avstand kan åpne seg opp og utgjøre et druserom. Det er denne romlige variasjonen mellom tette sprekker og åpne rom som gjør at slike krystalldruser ikke står i åpen og direkte forbindelse med hverken overflatevann (ferskt) eller innlekkasjevann (salt).



Herøya Fm.	Steinvika Fm.	Kalsittårer/druser
Venstøp Fm.	Fossum Fm.	Sprekkesoner

Figur 17 Prinsippskisse som viser oppkomsten av kalsittdruser og kalsittfylte sprekker



Dalen Gruve (i undergrunnen)	Larvikite (i overflaten)	Steinvika Formasjonen
Større Kalsitt sprekker/druser	Større forkastninger	Udifferensierte Ordoviciske bergarter

Figur 18 Beliggenheten av Dalen-Kjørholt med fjelltopografien under Eidangerfjorden. Kambrosilurbergartene strekker seg helt ned til kontakten med larvikitten i øst. Oppkomsten av større druser knyttet til forkastninger er markert som oransje ellipser (Harstad, 2006).



Figur 19 Bilde som viser opptreden av et åpnet og krystallfylt druserom i forlengelsen av en ellers tett kalkspatåre i Dalen gruve. Vannet kommer fra driften i gruva og har, som man kan se fra de tørre veggene, ingen tilknytning til druserommet (Foto: Rambøll Norge AS).

4.3.4 Områdespesifikk oppsummering av forkastninger, sprekker og intrusivganger

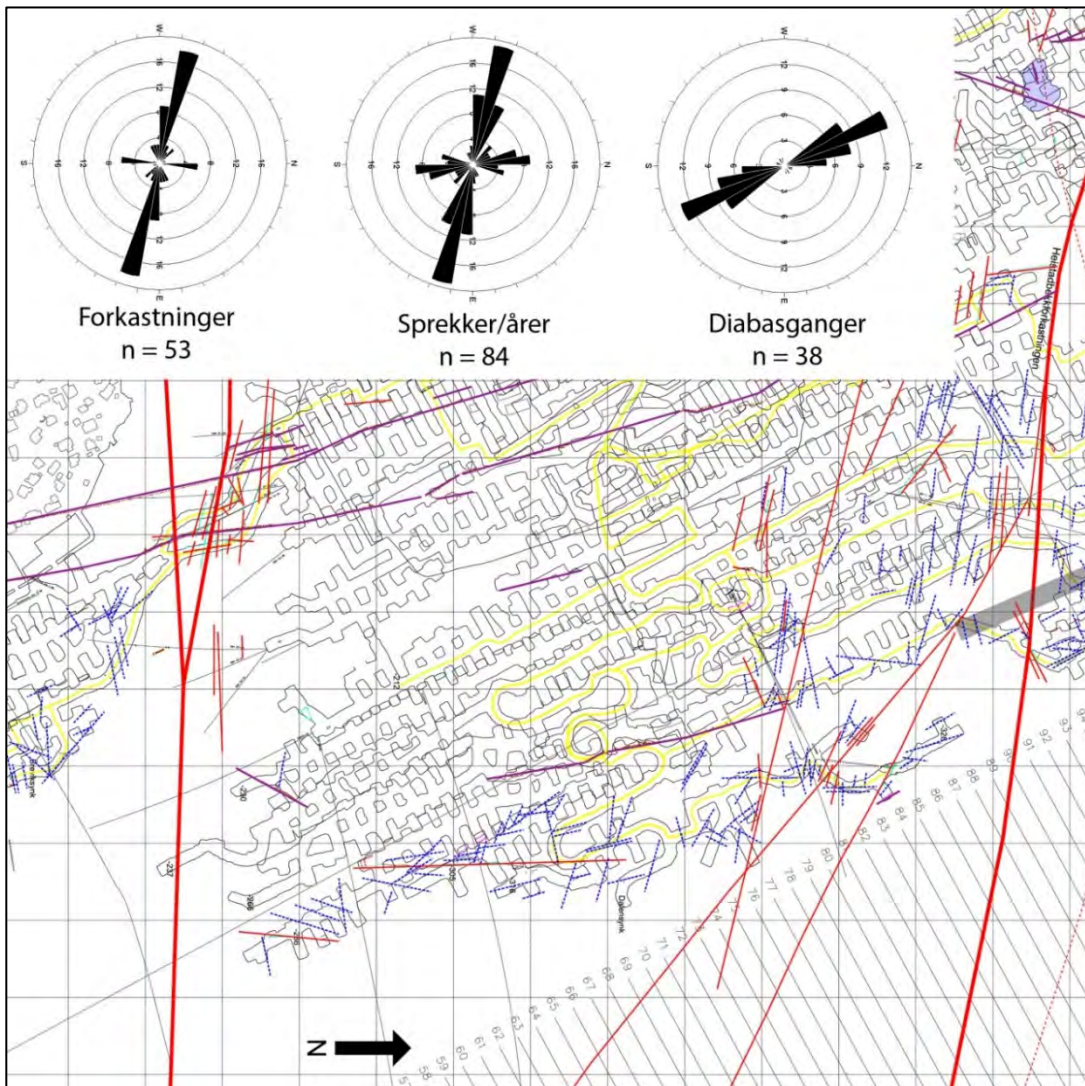
I sin rapport fra sprekkekartlegging i Dalen gruve og brudd viser RAMBØLL Norge AS (2016) kartene som oppsummerer observasjonene for de tre hovedområdene I dalen gruve; Sydgruva, Sentralgruva og Nordgruva. Disse kartene er gjengitt i Figur 20, Figur 21 og Figur 22. Grunnlagsdata for disse områdekartene består av ny-innsamlede data, samt historiske data fra gruvedriften til Norcem AS. De fleste observasjoner er gjort de siste 10 år av Norcem sin gruvemåler, i samarbeid med Norcems geologisk konsulenter.



Figur 20 Oversikt over forkastninger, sprekker og diabasganger i Sydgruva (KILDE: RAMBØLL Norge AS). Kart med inntegnede observasjoner samt sprekkeroser som oppsummerer data fra Syd-gruva (N = 76). Sprekker/kalkspat-årer og diabasganger viser sammenfallende orienteringer parallelt med Gruve nord (NNV). Forkastninger har en mer VNV-ØSØ orientering.

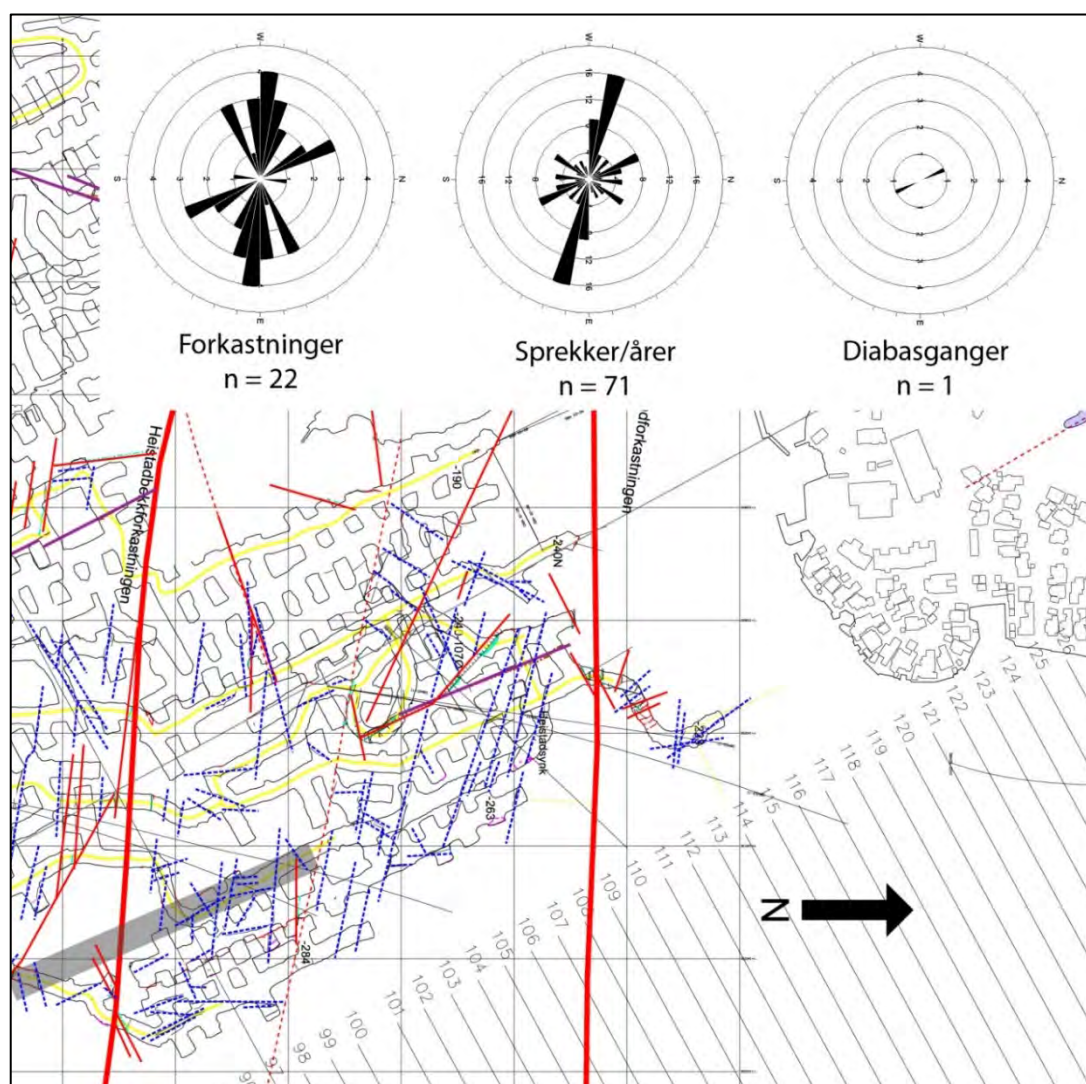
Fra kartleggingsarbeidet ble det fastslått at de fleste sprekker, forkastninger og diabasganger hadde svært steile fall (fra 75° til 90° fra horisontalplanet). Som en forenkling er alle inntegnede sprekker, forkastninger og diabasganger i Norcems gruvekart gjengitt kun med strøkretning (med vertikalt fall: 90°). For å kompensere for den mulige 180° feilkilden i strøkretning (som en følge av høyrehåndsregelen), er målinger presentert visuelt med dobbel strøkretning i sprekkerosen med fall: 90°. Som eksempel vil en sprekk med en målt strøkretning på 90° Nord også vises med retning 270° Nord i sprekkerosen. Kartet i Figur 20 viser totalt 76 målinger fra Sydgruva; 23 forkastninger, 43 sprekker / årer og 10 diabasganger. Dette området inkluderer alle data tilknyttet Dalen

forkastningssone. Flere av sprekke er assosiert med innlekkasjevann. Bruk av skjerm-injeksjon og sprøytebetong ved passeringen av Dalenforkastningen på nivå -138S og -146S gjorde at driftsutfordringene knyttet til innlekkasjevann kunne håndteres.



Figur 21 Oversikt over forkastninger, sprekker og diabasganger i Sentralgruva (KILDE: RAMBØLL Norge AS). Oversiktskart med inntegnede observasjoner samt sprekkeroser som oppsummerer data fra Sentral-gruva (N = 175). Sprekker/kalkspat-årer og forkastninger viser sammenfallende orienteringer og har en VNV-ØSØ orientering. Diabasganger har en orientering tilnærmet parallelt med Gruve nord (NNV).

Figur 21 viser RAMBØLLs områdekart fra Sentralgruva. Nye data og innmålinger fra eldre kart utgjør totalt 175 observasjoner; 53 forkastninger, 84 sprekker/årer og 38 diabasganger. Som for Syd-gruva viser diabasgangene en klar foretrukket retning NNV-SSØ. Denne retningen sammenfaller delvis med «gruvens nord-orientering» og er parallell til største hovedspenning i gruva. I motsetning til Sydgruva ser man i Sentralgruva en tydelig sammenfallende orientering av sprekker/kalkspatårer og forkastninger. Begge opptrer med en konsentrasjon av målinger med retning VNV-ØSØ. Et mindre antall sprekker/kalkspatårer og forkastninger med orientering tilnærmet N-S observeres også.



Figur 22 Oversikt over forkastninger, sprekker og diabasganger i Nordgruva (KILDE: RAMBØLL Norge AS). Sprekkeroser som oppsummerer data fra Nord-gruva (N = 94). Sprekker/kalkspatårer og forkastninger viser delvis sammenfallende orienteringer med hovedvekt i retning VNV-ØSØ. Kun en diabasgang er inkludert fra dette området, men retningen er som for Syd- og Sentralgruva (NNV).

Oversiktskartet for Nordgruva er vist i Figur 22; 22 forkastninger, 71 sprekker/årer og 1 diabasgang. Som for Sentral-gruva viser sprekkeene en foretrukket retning VNV-ØSØ. For forkastninger er bildet litt mer variert, men hovedretningen er som for sprekkeene VNV-ØSØ. Som for Sentralgruva, og i motsetning til for Sydgruva, ser man en tydelig sammenfallende orientering av sprekker/kalkspat-årer og forkastninger.

For Dalen gruve, sett under ett, er det i all hovedsak to viktige sprekkeretninger som fremkommer fra observasjonene. Forkastninger og sprekker/kalkspatårer har foretrukket orientering ØSØ-VNV, men en mindre dominerende NNV-SSØ retning observeres også. Denne siste sprekkeorienteringen er mest fremtredende i Sydgruva og sammenfaller med tilnærmet alle registrerte orienteringer for diabasganger. Støvtildekking og driftsrelatert oppsprekking av tunnelene i gruva er en utfordring i forhold til sprekkeobservasjoner. Støv på vegger og i tak gjør i tillegg at en del sprekker er kamuflert og ikke lett lar seg identifisere. Et anslag for sprekketetthet (antall sprekker per meter) er derfor ikke gitt.

På generelt grunnlag oppleves Steinvikaformasjonen i Dalen gruve som relativt massiv og lite oppsprukket. Dette støttes også opp av det faktum at bruk av bolter/mekanisk sikring historisk sett ikke har vært utbredt i gruva. Det steile, og til dels sammenfallende, fallet som kjennetegner de fleste forkastninger, sprekker og diabasganger er også fordelaktig for stabiliteten i gruva.

RAMBØLL (2016) rapporten presenterer observasjonene over et relativt stort geografisk område, men er begrenset til områder med gruvedrift fra slutten av nittitallet og frem til i dag. Det er allikevel ingen åpenbare geologiske forhold som skulle tilsi at oppsprekkingsmønster/ -retning skal være veldig forskjellig i de eldre delene av Dalen gruve. Generelt observeres det en noe høyere oppsprekkingsgrad i nærheten av de store forkastningssonene. Videre er sprekkekontrollert innlekkasjevann et fenomen som i aller størst grad er assosiert med områdene i og rundt Dalen forkastningssone.

Som det fremkommer i Figur 13 sammenfaller den foretrukne retningen for kalkspatårer / sprekker med den for forkastningene, altså VNV-ØSØ. En tydelig, men mindre dominerende, sekundærretning NNV-SSØ fremkommer også. Sammenfallende hovedorientering av både forkastninger og sprekker indikerer at dannelsen av både forkastninger og sprekker er knyttet opp mot det samme tektoniske spenningsystem. Antall sprekker øker typisk i nærheten av de større forkastningene og bekrefter deres tektoniske lenke ytterligere. Som for forkastningene beskrevet over er også sprekkeene ofte assosiert med opptreden av kalkspat/kalsitt på sprekkeplanet. Mengden og utholdenheten av slike kalkspat/kalsitt fyllinger varierer. Begrepet «kalkspatåre» refererer til sprekker der sprekken er fylt med kalkspat/kalsitt i hele dens synlige utstrekning.

4.4 Stabilitet av bergrom i Dalen/Kjørholt gruver

4.4.1 Mekaniske egenskaper

Ved inspeksjon i gruva er hovedinntrykket at oppsprekkingsgraden i hovedsak er liten og at kalksteinen for det meste er massiv eller grovblokkig. Dette er i overensstemmelse med bestemmelse av Q-verdier (tallmessig mål på bergkvalitet; NGI, 2013) som ga verdier i området 50 til 80 (Løkken, 2014). Dette indikerer en meget god bergmasse. Oppsprekkingsgraden nær de store forkastningene er stedvis høyere, noe som har gjort det nødvendig med tyngre bergsikring i slike områder.

Siden 1960-tallet er det gjennomført bergmekaniske undersøkelser i gruva i regi av NTH/SINTEF. Dette gjelder både 2D bergspenningsmålinger i kalksteinspilarer for å bestemme belastning på pilarene, og 3D bergspenningsmålinger i flere lokaliteter for å bestemme den regionale bergspenningstilstanden (eller bergtrykkstilstanden). I forbindelse med dette er det også gjennomført laboratorieundersøkelser for å bestemme kalksteinens mekaniske egenskaper (Tabell 4).

Verdien indikerer en stiv, middels sterk bergart, typisk for mange norske kalksteiner. Testene er utført på borkjerner med lite volum. I en virkelig situasjon som for eksempel en kalksteinspilar i gruva, vil styrken være mye lavere på grunn av bl.a. naturlig oppsprekking av bergmassen. Erfaringsmessig vil pilarstyrken være halvparten av den laboratoriebestemte trykkfastheten.

Tabell 4 Typiske mekaniske egenskaper av kalkstein fra Dalen gruve.

Trykkfasthet	Strekkfasthet	E-modul	Poissons tall	Lydhastighet	Romvekt
90 MPa	5 MPa	70 MPa	0,30	6300 m/s	2725 kg/m ³

4.4.2 Bergspenninger

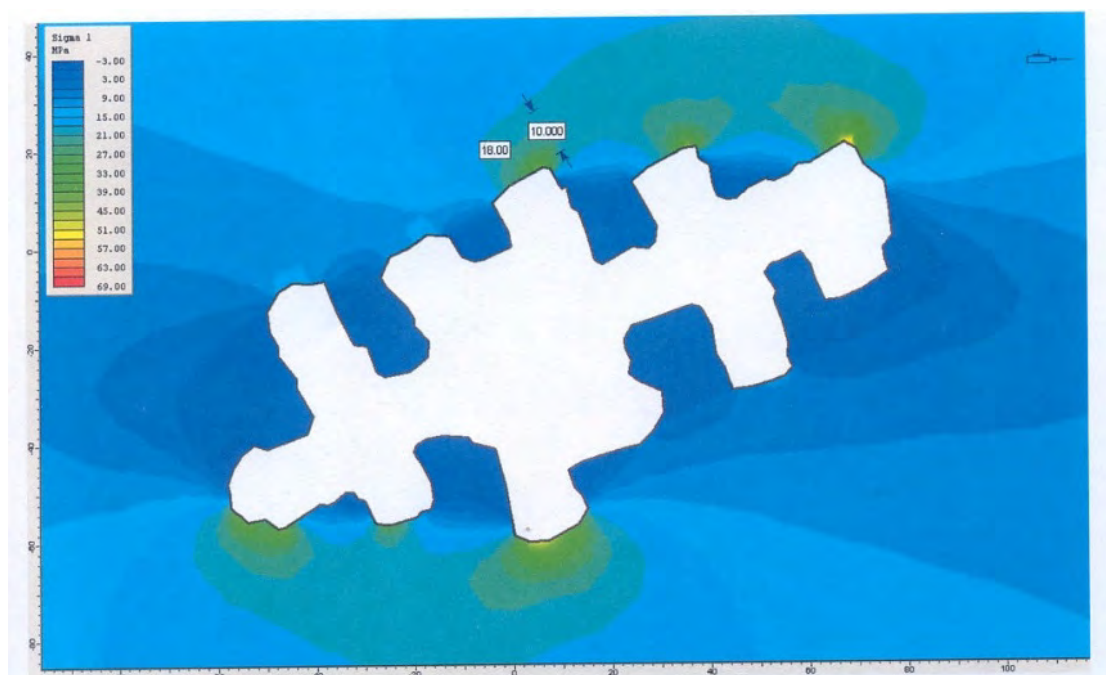
I årenes løp har SINTEF utført tredimensjonale bergspenningsmålinger på flere lokaliteter i gruva både i Dalen og på Kjørholt. Alle målingene har vist at største horisontale spenning eller trykk er mye høyere enn vertikalspenningen. Typiske verdier kan være opp til 15–20 MPa horisontalt, mens vertikalspenningen tilsvarer vekten av overliggende masser og kan i det aktuelle området ligge på 3–5 MPa. Den minste horisontale spenningen er som regel også høyere enn vertikalspenningen. Dette er spenninger som skyldes bergets samlede geologiske historie og er ofte kalt tektoniske spenninger. Omtrentlig orientering av største horisontalspenning er antydnet på Figur 15 og er ca. N30°V. Dette er tilnærmet parallelt til kalksteinens strøkretning og også sub-parallelt til Eidangerhalvøyas geografiske orientering (Figur 5).

Dette er stabilitetsmessig en meget gunstig situasjon som gir god innspenning av taket i gruva (trykket oppkonsentreres i taket og sålen av stollen), noe som gir tilnærmet selv-bærende tak i bergrommene. Dette er tilfelle i det aller meste av det aktuelle gruveområdet i Dalen.

Det kan også forekomme tilfeller der spenningskonsentrasjonen er så høy at kalksteinens trykkstyrke overskrides, og det kan oppstå et brudd. Dette kalles bergslag eller spraking / sprakfjell. Dette gir typiske skarpkantede bruddfragmenter. Det har vært observert noen tilfeller av dette i Dalen gruve (Figur 23). Dette har typisk skjedd i det som til enhver tid er ytterpunkter i gruveområdet der aktiv drift pågår. Dette skyldes at det her skjer en lokal oppkonsentrering av horisontalspenningen ut mot urørt berg. Bergslag skjer i utkanten av gruveområdet, noe som også er dokumentert av SINTEF med en enkel numerisk modell (Figur 24).



Figur 23 Kart som viser deler av Gruveområdet og lokaliteter hvor bergslag har funnet sted (vist av røde, små ringer). Svarte små streker i stollene viser enkelte av stedene hvor det er foretatt mer omfattende bergbolting.

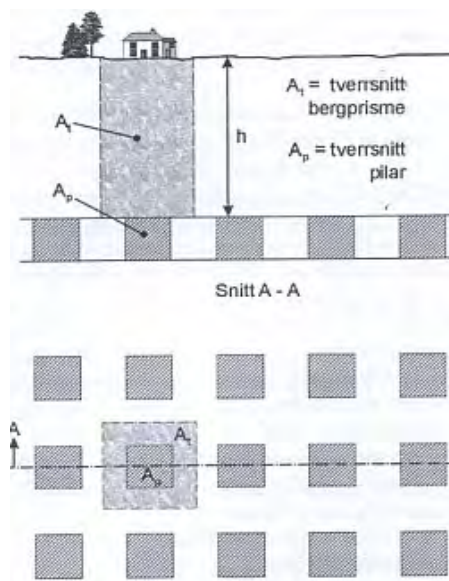


Figur 24 Prinsipiell horisontal numerisk modell (Phase², RocScience) som viser spenningskonsentrasjoner i ytterkant av feltet (indikert med oransje farge). Det er slike oppkonsentrerte spenninger som er opphav til bergslag.

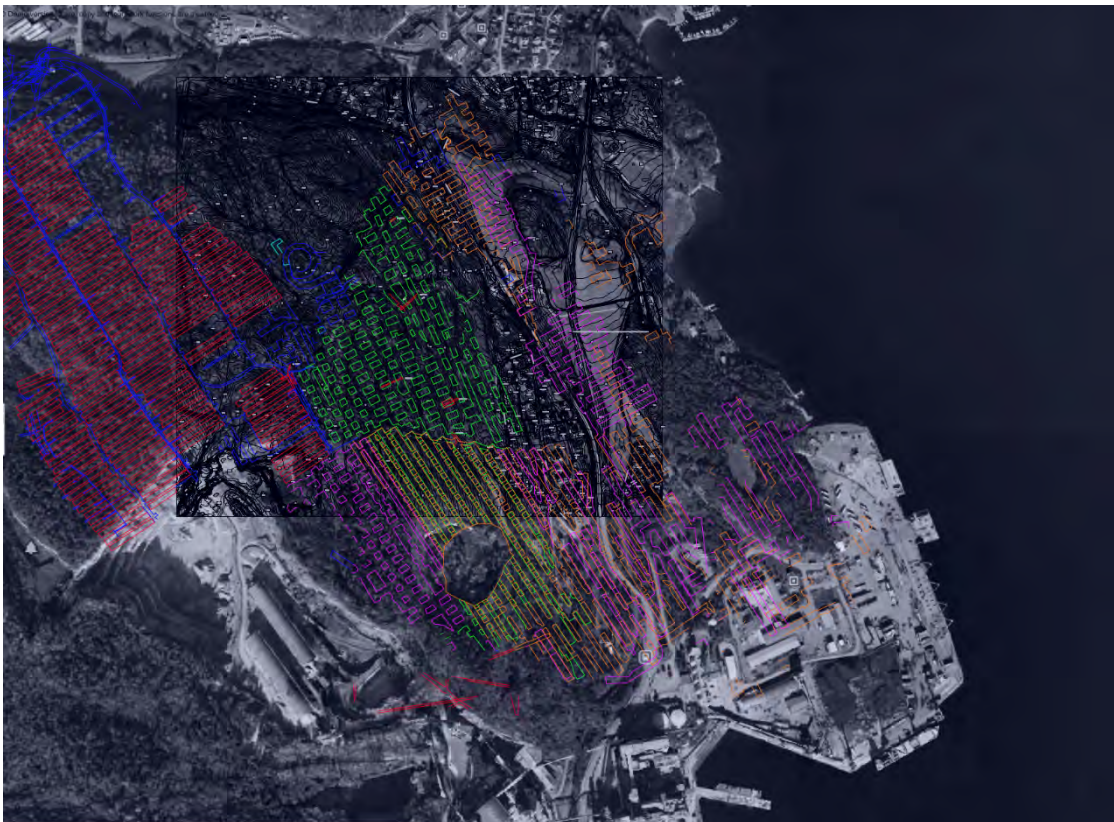
4.4.3 Benyttede brytningsmetoder i Dalen/Kjørholt gruver

I starten av Norcems underjordsdrift på 1960-tallet ble det brukt tradisjonell rom-og-pilar-brytning (Figur 25). I denne metoden settes kalksteinspilarer igjen i et regelmessig mønster og hver pilar tenkes å bære vekten av et bergprisme fra hengen (gruvas tak) opp til overflaten.

På grunn av pilarvolumet ga dette en relativ liten utnyttelse av forekomsten, samtidig som det var utfordringer med stabiliteten av de neste 30 m høye pilarene. Først på 1970-tallet ble det derfor lagt opp til et system kalt panelbrytning. I stedet for kvadratiske pilarer ble det drevet ut lange rom med bredde 14 m, med langsgående, sammenhengende pilarer med bredde 8 m mellom gruverommene (panelene). Resultatet var en utvinning på ca. 70% av forekomsten. Dette viste seg imidlertid å være for dristig, og i 1976 skjedde en kollaps av pilarer som resulterte i et ras som gikk helt opp til dagen ca. 60 m over rommene ("Raset", se lokalisering på kart i Figur 26).



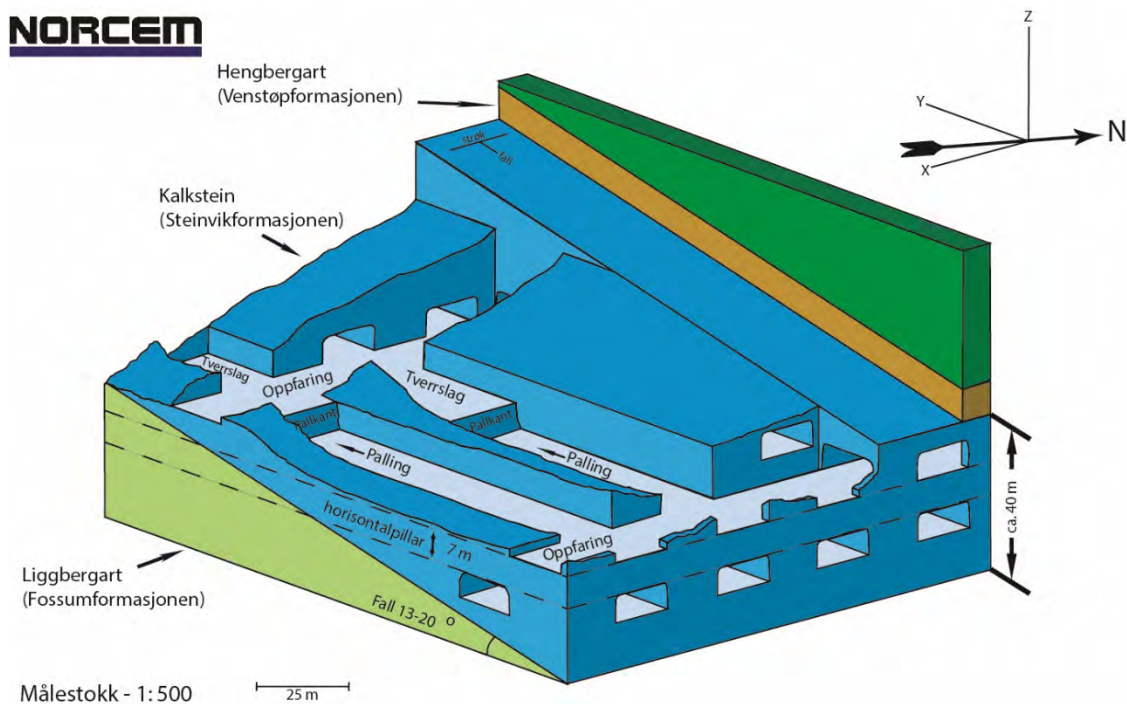
Figur 25 Prinsippkisse av rom-og-pilar-brytning som ble brukt på starten av underjordsdrift-
 en. Pilarene var her 13 m × 13 m og ca. 30 m høye.



Figur 26 Oversiktskart med utsnitt av Dalen gruver i området rundt "raset". Som det frem-
 kommer av figuren er det benyttet flere ulike driftsmetoder i årenes løp. Røde gruverom =
 magasindrif, grønne og lilla gruverom = rom og pilar og gule gruverom = paneldrift.

Bergmekanisk er denne brytningsmetoden svært gunstig, i det de horisontale spenningene er orientert omtrent normalt på rommene. Dette gir god innspenning av taket i gruverommene og den horisontale pilaren, og gjør at de i prinsipp er selvbærende. Dette resulterer også i at den vertikale belastningen i pilarene vil være lavere enn ved ren gravitativ belastning.

Som en følge av raset i gruva ble det etablert og innført et helt nytt brytningssystem (Figur 27). Prinsipielt består metoden av en nedre del hvor det drives tilnærmet normal rom-og-pilar-brytning. Rombredden er 14 m med høyde 8 m, og det settes igjen kvadratiske eller rektangulære pilarer med bredde 13 m mellom rommene. Den nedre delen er adskilt fra øvre del med en horisontal pilar. Her drives det 14 m x 8 m rom mellom heng og ligg i forekomsten. I delene nærmest ligg (gruvas såle/gulv) drives deler av rommene ytterligere ned, til en høyde på 15 m. Dette gir en total utvinning på ca. 30% av kalksteinsforekomsten og det er denne metoden som er benyttet i alle deler av gruva som er yngre enn 1976.



Figur 27 Prinsippskisse av modifisert rom-og-pilarbrytningsmetode som har vært i bruk i Dalen gruve siden 1976.

Hele det aktuelle området for planlagt deponi vil ligge i deler av gruva hvor det er benyttet denne type rom-og-pilar brytning; det vil si områder med god bergmekanisk stabilitet. Områder med magasin- og paneldrift ligger over kote 0 og inngår ikke i arealene for gruveponi.

Eksempel på spenningsmålinger som ble utført i en pilar på Nivå -212 viste at den maksimale belastningen var ca. 15 MPa, mens antatt styrke av kalksteinen er ca. 45 MPa. Dette er typisk ved alle pilarmålinger som er foretatt i Dalen gruve. Selv om det på enkelte pilarer kan observere løse blokker i veggene, utgjør dette en meget liten del av pilarens areal. Det kan derfor konkluderes med at sannsynligheten for pilarkollaps er meget liten og at gruva anses som mekanisk stabil i alle områder med rom og pilar drift.

Den vertikale bergoverdekningen i området for planlagt deponi er i gjennomsnitt 120–150 m. Hvis det mot formodning skulle skje en dramatisk kollaps av et stort antall pilarer i gruva, representerer de involverte gruverommene et så lite volum at det er svært lite sannsynlig at dette ville kunne spre seg til overflaten.

4.5 Tiltak for tetting og sikring i Dalen gruver

4.5.1 Bergsikring

Tradisjonelt har den dominerende bergsikringen i Dalen gruve vært maskinell og manuell rensk av taket i stollene. Det ble tidligere bare unntaksvis benyttet bolting av berg som sikringstiltak. Grunnet flere tilfeller av bergslag i 2009 og 2010 ble Bjørn Nilsen og Arne Myrvang (NTNU) i 2010 engasjert til å foreta en analyse av situasjonen i gruva og komme med forslag til forbedring av bergsikringsprosedyrene (Myrvang, 2010). Dette resulterte i anbefalinger med bl.a. bruk av regelmessig bolting med 3 m lange CT-bolter i områder med tilløp til bergslag, samt i områder med dårligere berg inn mot forkastningssoner. Av praktiske grunner benyttes vanligvis 5 meter lange bolter.

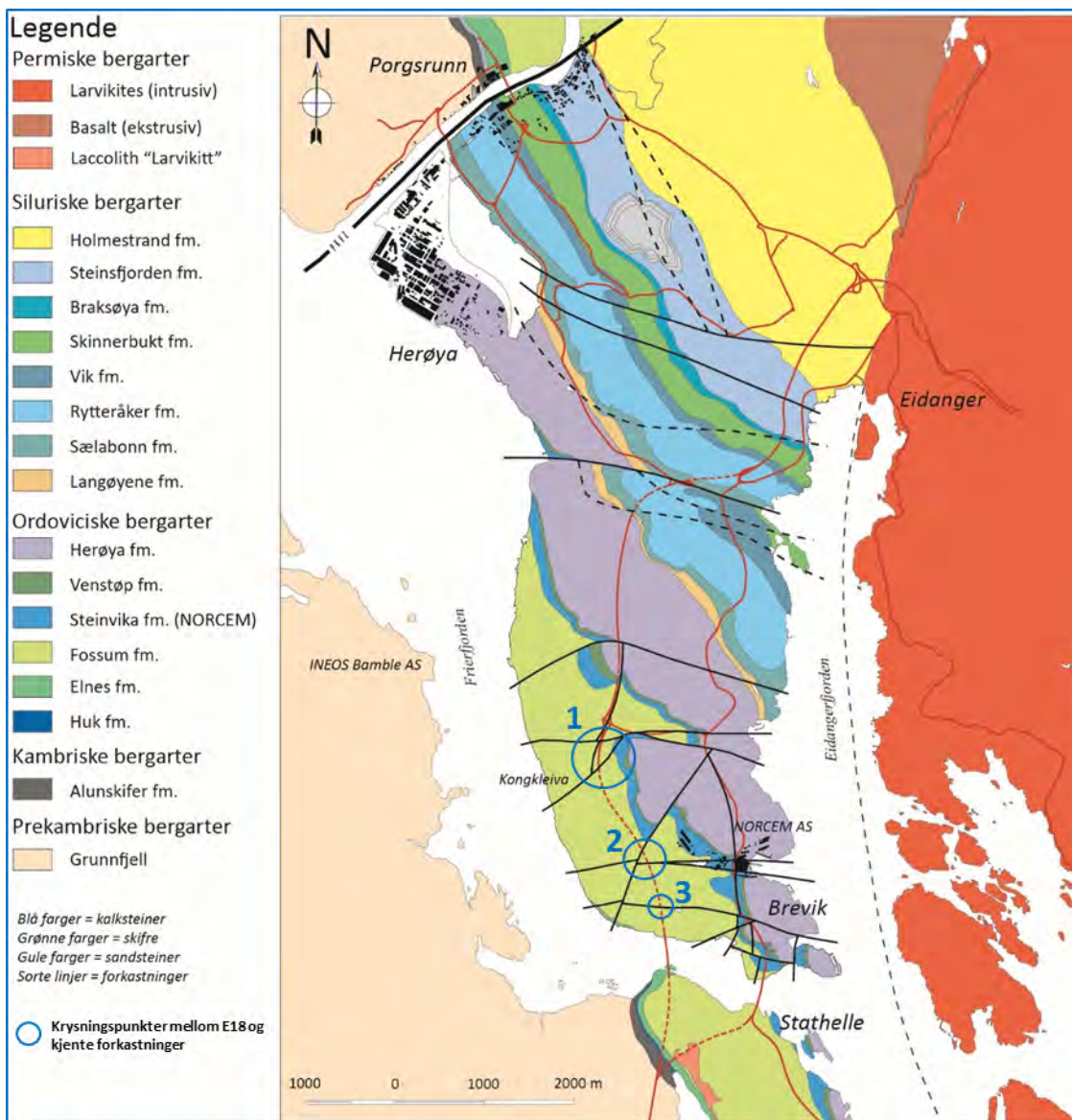
Norcem har inkludert disse tiltakene i sin drift der det er nødvendig, men det er fortsatt slik at det aller meste av arealene i gruva anses svært sikker uten omfattende bergsikring. Bergslagene beskrevet tidligere, er lokale fenomener med lite volum, og er i dag sikret med bergbolting. I begrensede områder, der gruva krysser oppknuste forkastningssoner, benyttes sprøytebetong sammen med systematisk bolting som sikring.

Adkomstveien til eventuelt framtidig deponiområde vil i praksis bli den samme som brukes i dagens gruve drift. Den følger kalkbenken gjennom allerede utdrevne områder. Totalt vil den på det meste få en lengde på ca. 3 km med en gjennomsnittlig stigning 1:10. Denne adkomstveien har vært i bruk i mange år uten at det har vært stabilitetsproblemer av betydning. Praktisk talt hele adkomstveiens lengde er uten aktiv bergsikring. Norcem har foretatt jevnlig kontroll av stabiliteten med lokal og begrenset rensk som tiltak. Det antas derfor at kostbare bergsikringstiltak ikke vil være nødvendig langs adkomstveien, og det foreslås derfor at Norcems prosedyrer for stabilitetskontroll og etter-rensk opprettholdes. Ved behov vil ytterligere bergsikringstiltak og mulig stabilitetsovervåking kunne bli iverksatt.

4.5.2 Tetningstiltak

Dalen-forkastningen representerer et markant skille mellom de nordlige og sørlige deler av gruva. Forkastningssonen har en totalbredde på 40 – 50 m. For å få adkomst til kalksteinsressursene sør for Dalenforkastningen ble det drevet en dobbelttunnel gjennom forkastningen. Dette var en meget krevende driftsoperasjon med tidvis stor innstrømning av saltvann. Vanninnstrømningen ble håndtert ved bruk av omfattende forinjeksjon av sement i borhull rundt tunnelene (skjerminjeksjon) og omfattende bergsikring med bolt-er og sprøytebetong. Tiltakene har resultert i tette tunneler etter at driften gjennom denne sonen ble avsluttet. Driften mot Heistadforkastningen har ikke vist større lekkasjer av vann selv om formasjonen er oppsprukket/knust. Dette illustrerer at det er mulig å tette relativt omfattende innlekkasjer ved hjelp teknikkene som er beskrevet over, samt at de store forkastningenes potensiale for innlekkasje varierer.

Driften av ny Kjørholt tunnel på ny E18 fra Langangen til Rugtvet (Nye Veier) ble ferdigstilt i april 2018. Denne tunnelen krysser flere av de store forkastningene som er kartlagt i områdene knyttet til Dalen gruve. På tross av at tunnelen ligger vest for gruveområdet (parallelt eksisterende Kjørholt tunnel) er erfaringer fra driften av denne tunnelen relevant i forhold til de ulike forkastningenes beskaffenhet i dypet. Figur 28 viser skjæringspunktene der den nye tunnelen har krysset forkastninger som også skjærer inn i områdene for Dalen gruve. For detaljert topografisk informasjon knyttet til krysningene vises det til Figur 11.



Figur 28 Geologisk kart som viser skjæringspunktet mellom den nye Kjørholt tunnelen på E18 og kjente store forkastninger i området sør på Eidangerhalvøya.

Informasjon innhentet fra tunnelprosjektet (Nye Veier) viser at de store forkastningene ikke er forbundet med stor vanninntrenging eller betydelig bergmekanisk ustabilitet. I området rett sør for det nordlige påhugget ved Kongkleiv (kryssningspunkt 1) var det generelt liten side- og overdekning de første 200 m. Berget her var mer oppsprukket enn for områder med større side- og overdekning, og det ble observert en del vanddrypp i forbindelse med våte perioder. Områder med liten side og overdekning anses ikke sammenlignbare med områdene av Dalen gruve under kote 0 der deponivirkningen er tiltenkt. Under driften gjennom "Dagbruddsforkastningen" (kryssningspunkt 2) ble det observert noe dårligere berg enn rett sør og nord for denne forkastningen og kun svært begrenset med vann (sannsynligvis grunnvann). Det var ikke behov for tyngre

bergsikring enn bergklasse D. Det var knyttet stor spenning til tunneldrift gjennom forkastningen under "Dammane" (kryssningspunkt 3). Heller ikke her ble det påtruffet forhold som gjorde tunneldriften utfordrende, og det ble kun observert noen smale leirsoner ("slepper") med lite/ingen vann i dette området.

Tunnelen er drevet i sin helhet uten bruk av injeksjon til tetting og tunnelene beskrives som så godt som tørre. Observasjonene fra driften av den nye Kjørholt tunnelen støtter opp under de observasjoner som er gjort i Dalen gruve og viser at forkastningene i områdene sør på Eidangerhalvøya er overveiende tette og tørre i dypet.

4.6 Effekt av seismisk aktivitet

En detaljert beskrivelse, vurdering og numerisk simulering av effekten av seismisk aktivitet (jordskjelv) for området rundt Dalen gruve finnes som eget teknisk notat i vedlegg B: *Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik*. NGI-notat nr. 20120726-06-TN.

4.6.1 Generelt

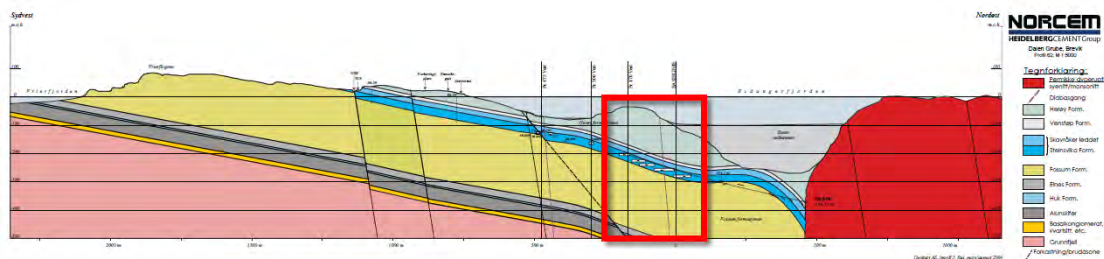
Generelt er det slik at jordskjelv påvirker underjordsanlegg i mindre grad enn de gjør for installasjoner i dagen. Eksempelvis ga det enorme jordskjelvet i Chile i 2010 med styrke M 8,8 ingen skader i underjordsgruver omtrent 100 km unna episenteret. Det samme gjelder også for metroene i Los Angeles og Tokyo som begge ligger i meget utsatte jordskjelvområder (selv om disse er bygget for å motstå jordskjelv). Dette har sammenheng med at de seismiske rystelsene er sterkest på overflaten der man har en "fri flate". Ellers regnes jordskjelv med styrke lavere enn M 5 på Richters skala normalt ikke å medføre store skader. Unntaket er der slike skjelv har veldig grunne episentre og infrastrukturen i området er av relativt dårlig byggekvalitet. Vedlagt (Vedlegg C) følger en historisk oversikt over jordskjelv i Norge med styrke M 5 eller høyere (Utarbeidet av professor Hilmar Bungum, tidligere Norsar). Oversikten viser blant annet at det er svært få registrerte jordskjelv i Oslofjordområdet med styrke >5.

4.6.2 Analyse av jordskjelvrespons i Dalen/Kjørholt gruver

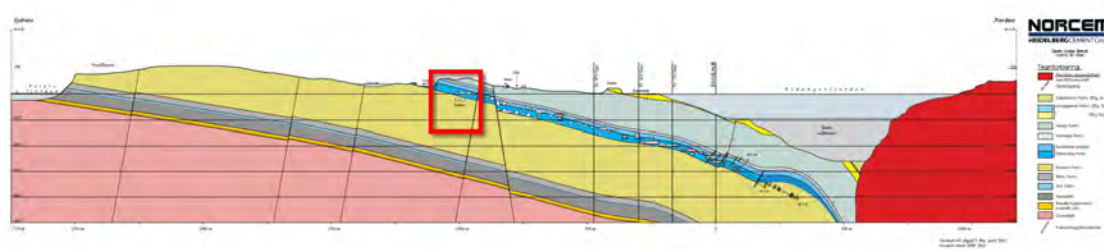
Målet for analysen er å vurdere jordskjelvresponsen i Dalen/Kjørholt gruver i Brevik under et jordskjelv med returperiode på 10,000 år. Et slikt skjelv har en styrke (M) tilsvarende 5,5-6 på Richters skala. Analysen er utført basert på relevante prinsipper fra Eurokode 8, tverrsnitt av gruvene og materialegenskaper fra rapporten til Arne M. Myrvang (Myrvang, 2014). Forskyvninger og spenninger i gruveganger er studert under et eventuelt jordskjelv, med hensikt å vurdere stabiliteten av gruvene under, og etter, et eventuelt jordskjelv.

To geologiske profiler er valgt for beregning av jordskjelvsresponsen i gruvene.

1. Profil 062 representerer dypereliggende gruveganger (Figur 29)
2. Profil 082 representerer overflatenære gruveganger (Figur 30)



Figur 29 Tverrsnittprofil 062 (rød boks viser analyseområde)



Figur 30 Tverrsnittprofil 082 (rød boks viser analyseområde)

Jordskjelvtidshistoriene som er benyttet kommer fra målinger av Nahanni-jordskjelvet i Canada (23. desember 1985). Dette jordskjelvet brukes ofte som et referanseskjelv for jordskjelvvurderinger i Norge. Jordskjelvets responsspekter er skalert etter grunntype A i Eurocode 8 og referansespissverdien for berggrunnens akselerasjon, a_{gR} , ved returperiode 10,000 år (0.21g).

Som rapportert av Myrvang (2014), ble kalkstein fra Steinvikaformasjonen undersøkt i laboratoriet for å bestemme dens mekaniske egenskaper. Verdiene indikerer at kalksteinen er stiv og sterk, noe som er typisk for mange norske kalksteiner (Tabell 5). Q-systemet for klassifisering av steinen gir verdier rundt 50-80 (Myrvang, 2014), og igjen er det en indikator på kalksteinens høye styrke og mekaniske kvalitet.

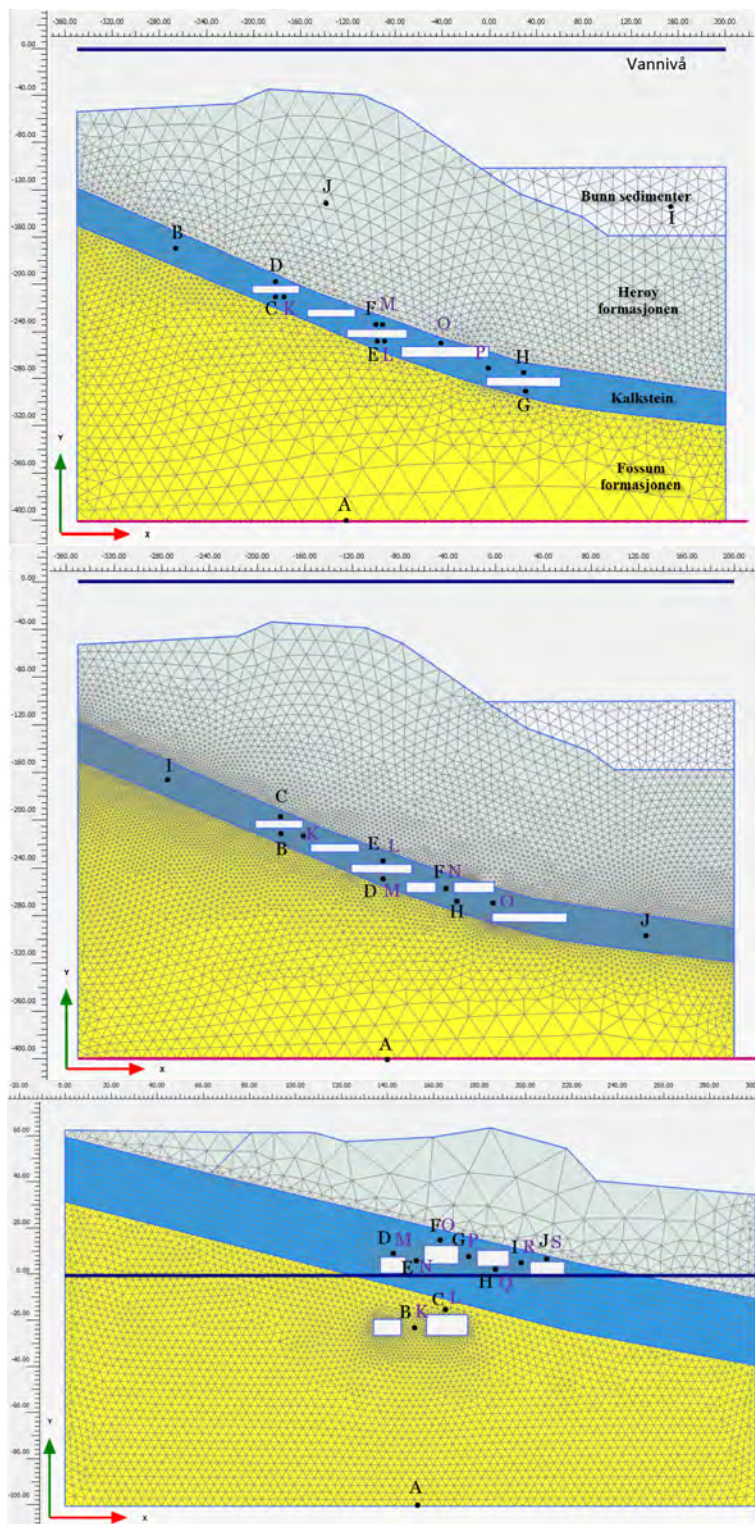
Tabell 5 Typiske mekaniske egenskaper for kalkstein fra Dalen gruver testet i laboratoriet (Myrvang, 2014)

Trykkfasthet (MPa)	Strekfasthet (MPa)	Elastisk modulus (GPa)	Poisson's ratio	Enhetsvekt (kg/m ³)
90	5	70	0,30	2725

Under *in-situ* forhold kan styrken og/eller stivheten være lavere grunnet naturlige brudd i berggrunnen, samt den benyttede rom og pilar brytningsmetoden i de områdene av gruva som vurderes for deponering av stabilisert avfall. For å ha en konservativ tilnærming benyttes derfor halvparten av de verdier som er funnet i laboratoriet i de numeriske analysene som er presentert her. Siden det ikke finnes data på mekaniske egenskaper for de andre bergartsformasjonene i området, benyttes lignende verdier som for kalksteinen. Dette antas også å være en konservativ tilnærming. Det er verdt å merke seg at siden materialet har god styrke og stivhet, vil små endringer i inndataene i modellen ikke endre oppførselen til bergmassen nevneverdig.

Tre elementmetodemodeller har blitt benyttet i studien:

1. Model A: Profil 062 mellom 250 m venstre til 100 m høyre (Figur 31)
2. Model B: Profil 062 med en pilar (Figur 31)
3. Model C: profil 082 mellom 1150 m venstre til 900 m høyre (Figur 31)



Figur 31 Fra venstre: Scenario A, B og C: Elementmetodemodell og elementnett av gruva ved profil 062 (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver representerer punkter for spenningsobservasjoner).

Fem ulike jordskjelvresponsanalyser er utført for følgende oppsett og med referanse til Figur 31:

1. Model A, med horisontalt jordskjelv
2. Model B, med horisontalt jordskjelv
3. Model C, med horisontalt jordskjelv
4. Model A, med fylte gruveganger og horisontalt jordskjelv
5. Model A, med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant

Beregningene er utført i elementprogrammet Plaxis 2D AE. Resultatene indikerer at de permanente forskyvningene etter et jordskjelv med returperiode 10,000 år ($M = 5.5$) er små, samt at de jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kalksteinens skjærfasthet. Det kan derfor konkluderes med at de delene av gruvene i Brevik som vurderes for deponering av avfall er stabile under og etter jordskjelvet.

Den utførte analysen er basert på bruk av geologiske tverrsnitt gjennom deler av gruva med moderne rom og pilar brytning av kalksteinsressursen. I disse delene av gruva har man et relativt lavt kalksteinsuttak, der ca. 70% av bergmassen blir stående igjen. Profilene brukt i denne rapporten bekrefter og illustrerer dette forholdet (Figur 30).

Som kjent ble det benyttet andre driftsmetoder (jfr. magasindrift og paneldrift), med et betydelig høyre kalksteinsuttak, i de eldste delene av gruva. Det eksisterer derfor områder av de gamle gruvene der kalksteinsuttaket har vært så høyt som ca. 70%. Dette er områder av gruvesystemet som i all hovedsak er plassert over kote-0. Basert på resultatene fra den utførte jordskjelvresponsanalysen kan NGI ikke utelukke at deler av gruva, i områder med en utvinningsgrad opp mot ca. 70% (med panel- og magasindrift i gamle Kjørholt gruver), kan oppleve ras og/eller kollaps som følge av et 10,000 år jordskjelv lik det som er studert ($M = 5,5 - 6$ på Richters skala). Mulige konsekvenser av en eventuell kollaps i de gamle gruvene, for områdene hvor deponiet for farlig avfall er planlagt (under kote-0), er sentralt i et slikt scenario

I 1976 kollapset som kjent deler av paneldriftsområdet i gruva (~70% uttak). Det aktuelle området er i dag kjent som "Raset" og kan observeres som et hull i dagen. Dette raset opptrer ganske lokalt og skyldes vertikal kollaps av taket/hengen i hulrommet over gruva (Myrvang, 2015). Et slikt ras vil ikke forplante seg og føre til andre type ras så lenge avstanden er større enn sonen med høyest spenninger rundt hulrommene. Fra modellerte spenningsdiagrammer (NGI, 2018) ser man at soner med konsentrerte spenninger fra jordskjelv strekker seg til ca. 20 m fra enden av hullrommene.

Som sikkerhetstiltak kan man derfor si at så lenge kollaps/ras i et område med paneldrift (~70% uttak) er minst 20 m fra gruveområder tiltenkt deponivirksomhet (~30% uttak), er det ikke sannsynlig at et ras/kollaps vil påvirke stabiliteten i deponiområdene. Det understrekes at heller ikke rystelser generert av slike ras/kollaps vil være så store at de kan påvirke stabiliteten til områder i gruva som er planlagt til deponi. Slike rystelser vil være langt svakere enn de som vil oppstå i forbindelse med et 10,000-år jordskjelv.

4.6.3 Effekt av jordskjelv på sprekker og lokale forkastninger

I følge seismologiske studier, er ingen av forkastningene i dette området aktive (pers. kommunikasjon Prof. K. Atakan, Institutt for Geovitenskap, Universitetet i Bergen, UiB). Dette betyr at den eneste mulighet for endring av vannstrømningsmønsteret er bevegelser langs eksisterende sprekker/forkastninger. Resultatene av beregnede skjærspenninger langs de kritiske linjene som passerer mellom gruver i forskjellige høyder viser at gjennomsnittlige skjærspenninger er fra 5-8 MPa. Slike skjærspenninger er lavere enn skjærfastheten ved sprekke (ca. 10-15 MPa). Dette skyldes store horisontale in-situ spenninger i kalksteinen som varierer mellom 15 og 20 MPa (Myrvang, 2014). Et jordskjelv av typen som er vurdert her vil således ikke forårsake glidning langs sprekker, og sprekke forblir intakte (beholder sin nåværende tilstand) under og etter et slikt jordskjelv.

4.7 Steinrikaformasjonen som geologisk barriere

Den vurderte nyttiggjøringen av Dalen gruver som nytt deponi for stabilisert farlig uorganisk avfall setter strenge krav til berggrunnens egenskaper til å forhindre spredning av forurensning fra deponiet. For Dalen gruve er det i all hovedsak Steinrikaformasjonens kalksteiner som er den omsluttende bergarten i de aktuelle gruvegangene. Kun unntaksvis er enten heng (Skavråkerleddet) eller ligg (Fossumformasjonen) eksponert. Dette skyldes at innblanding av heng- og ligg-bergart i dagens kalksteinsuttak forringer kvaliteten på slike masser og det er en aktiv produksjonsstyring for å unngå slik innblanding.

Bergmasses evne til å fungere som naturlig geologisk barriere er knyttet til bergarten(e)s vannledningsevne. I den sammenheng er det to overordnede forhold som må vurderes; grunnmassens vannledningsevne og tilstedeværelse av eventuelle sprekkesystemer som kan være vannførende. Utførte undersøkelser og tester, samt historiske driftsdata fra Norcem sitt kalksteinsuttak viser at kalksteinene i Steinrikaformasjonen er tette. Både porøsiteten (vannlagringsevnen) og permeabiliteten (vannledningsevnen) er svært lave og gruva har tørre vegger, tak og gulv. Selve kalksteinen vurderes å oppfylle kravet til egenskaper som naturlig geologisk barriere.

Det andre forholdet som må vurderes er tilstedeværelse av åpne sprekker som kan sette deponiet i kontakt med det ytre miljøet. Relasjonen mellom forkastninger, sprekker, diabasganger og innlekkasjevann er relativt kompleks, men det er et par forhold som bør trekkes frem. Generelt er Dalen gruve «tørr» i den forstand at mengden innlekkasjevann ikke representerer en stor driftsteknisk utfordring. Innlekkasjevann er i hovedsak et fenomen som må håndteres i områdene i og rundt Dalen forkastningssone. Heistadbekken forkastningssone er ikke assosiert med innlekkasjevann og fra Heistad forkastningssone er NGI kun kjent med enkelte mindre observasjoner av innlekkasjevann. I tillegg er det observert det som antas å være innlekkasjevann (eller stagnert grunnvann) ved spredte lokaliteter rundt om i Dalen gruve – det er her snakk om «drypp» og ikke

rennende vann. Dette representerer altså minimale volumer innlekkasjevann og det er ingen grunn til å forvente at mengden slike "drypp" skal øke.

Som det fremkommer av Figur 20 er det i Syd-gruva observert et større antall sprekker med en NNV-SSØ orientering, en orientering som er sammenfallende med den for diabasgangene i samme område. Dalen forkastningssone representerer på sin side et sett av forkastninger med orientering ØNØ-VSV. Sprekker og diabasganger vil i dette området krysse forkastningene med en relativt høy vinkel. Det steile fallet som er typisk for alle disse strukturene gjør også at skjæringslinjene mellom sprekk-forkastning og/eller diabasgang-forkastning vil danne en vektor med nær vertikal orientering. Der- som en slik skjæringslinje er assosiert med oppknusing og har en utholdenhet helt opp til sjøbunnen vil denne danne et mulig innlekkasjepunkt for sjøvann. Det antas at observerte lekkasjer knyttet til Dalen forkastningen er forbundet med slike fenomen.

I tillegg til sprekkkartleggingen i Dalen gruver, utførte Rambøll (2016) også sprekk- kartlegging i Fossumformasjonen i Dalen dagbrudd. Resultatene fra dette arbeidet viser først og fremst at det samme tektoniske bergspenningsregimet som det observert i Dalen gruve, også er ansvarlig for den observerte oppsprekningen i Fossumformasjonens berg- arter. Sprekkene i Dalen dagbrudd har en sterkt foretrukket orientering i retning VNV- ØSØ på lik linje med hovedretningen for sprekker i Dalen gruver. Fossumformasjonen har en helt annen mineralogisk sammensetning enn kalksteinene i Dalen gruver. Fossumformasjonen er her en hornfels (kontaktomvandlet) bergart som både er hardere og mer sprø enn kalksteinene i Steinvikaformasjonen. Sprekker fører i denne litologien til «renere» brudd og stedvis en mer intens oppsprekking.

Dalen/Kjørholt gruver i Brevik ligger i Steinvikaformasjonens kalksteiner med gjennomsnittlig CaCO_3 -innhold på 80-90%. Kalksteinen kan karakteriseres som massiv med liten oppsprekingsgrad. Dette gir en bergmasse med lav hydraulisk konduktivitet, og rommene i gruva er generelt tørre. Dette skyldes nok også til en viss grad at kalk- steinen har evnen til å tett mindre sprekker gjennom oppløsnings- og utfellingsreaksjon- er. Man kan forenklet si at den er selvreparerende. Deformasjon som gjennom tidene har forårsaket riss og mindre sprekker gror igjen ved at oppløst CaCO_3 felles ut. Mektigheten av Steinvikaformasjonen er ca. 40 m. Overliggende bergarter (Skavråker leddet, Herøya fm) består av kalkstein, og har trolig en tettende effekt mot lekkasjer. Det er typisk at opptredenen av kalkspatårer øker inn mot de kjente forkastningssonene.

De horisontale spenningene i bergmassen i Kjørholt/Dalen gruvene er betydelig større enn de vertikale. Dette gir god bergmekanisk stabilitet med tilnærmet selv bærende tak i bergrommene. Det aktuelle området i gruva hvor deponiet er planlagt (under kote 0), er blitt drevet som rom og pilar brytning. Dette gir svært god bergmekanisk stabilitet, og det aller meste av arealene i gruva anses som sikker uten ytterligere og omfattende bergsikring. Oppsprekingsgraden nær de store forkastningene er større, noe som har nødvendiggjort bergsikring med bolter i disse områdene.

Vurderinger av seismisk aktivitet i området og analyse av effekten fra jordskjelv viser kun små permanente forskyvningene etter et jordskjelv med returperiode på 10000 år, hvor de jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten i kalksteinen. Dalen / Kjørholt- gruvene i Brevik vil derfor være stabile under og etter jordskjelvet.

5 Hydrogeologiske forhold i og rundt Dalen gruve

Registrert overflatevann (~900 m³/d) i Dalen gruve er i hovedsak vann fra Veitåsen som renner inn via rasområdet, transporttunnel i Dalen brudd og andre gruveåpninger. I tillegg skjer det en innlekking av sjøvann/grunnvann (~800-900 m³/d), som i all hovedsak registreres i områder med tilknytning til Dalen-forkastningen. Avskjæring av overflatevann vil derfor kunne redusere vannmengden til gruva betydelig

Under drift av et deponi i Dalen gruve vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette gir en innadrettet grunnvannsgradient mot gruva og deponerte masser. Vann som kommer i kontakt med avfall i driftsperioden skal pumpes til renseanlegg før utslipp til sjø.

Etter endt deponivirksomhet vil gruva fylles naturlig med vann. 3D modellering og simulering av de hydrogeologiske forholdene i denne fasen viser svært liten vannstrømning gjennom gruva og det deponerte avfallet. Samlet vannmengde gjennom gruva ligger i størrelsesorden 1 m³/dag eller mindre, dvs. ca. 365 m³ eller mindre per år.

5.1 Grunnlagsmateriale

I forbindelse med gruedriften foreligger det en omfattende dokumentasjon av bergkvaliteten i Brevik (se kapittel 4.1). I tillegg er det gjennomført kartlegging av innlekkasjepunkter og registreringer av vannmengder som håndteres i gruvesystemet under dagens situasjon (NOAH, 2014a; NOAH, 2014b; Rambøll, 2016).

Videre er det utført en hydrogeologisk kartlegging med etablering av grunnvannsbrønner og etterfølgende logging (vannstand, temperatur, ledningsevne) og vanntapsmåling. Dette er beskrevet i NGI-notat "Hydrogeologisk undersøkelse ved Dalen gruve, Brevik", gjengitt i vedlegg D). I tillegg er det utført testing av permeabilitet og porøsitet på prøver av selve kalksteinen, samt over og underliggende bergarter (NGI 2018).

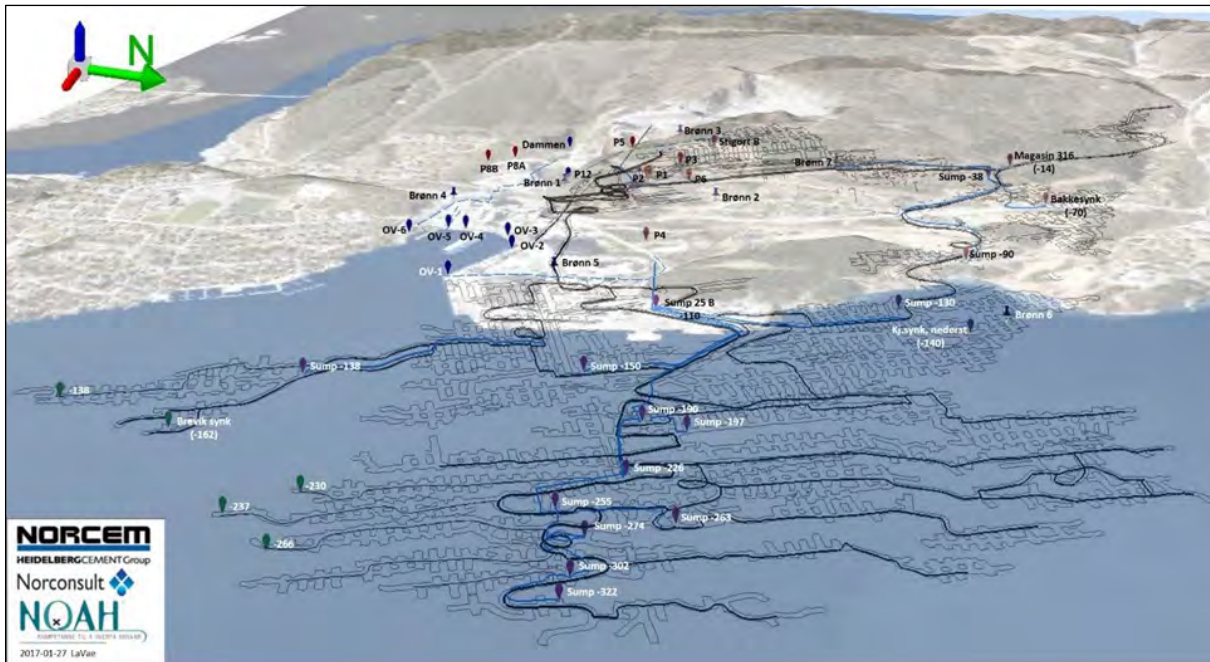
Eksisterende dokumentasjonen av gruvenes geometri, omkringliggende berggrunn og hydrogeologiske forhold har dannet grunnlaget for etableringen av en 3D-modell for deponiet og områdene rundt. Arbeidet med modellen og resultater fra simuleringer på denne er beskrevet i NGI notat 20160127-04-TN "*Deponering av farlig avfall i Dalen gruver: Hydrogeologisk 3D-modellering av vanngjennomstrømning og forurensnings-transport*". Notatet er i sin helhet gjengitt i vedlegg F.

5.2 Vannstrømning i nåværende gruve

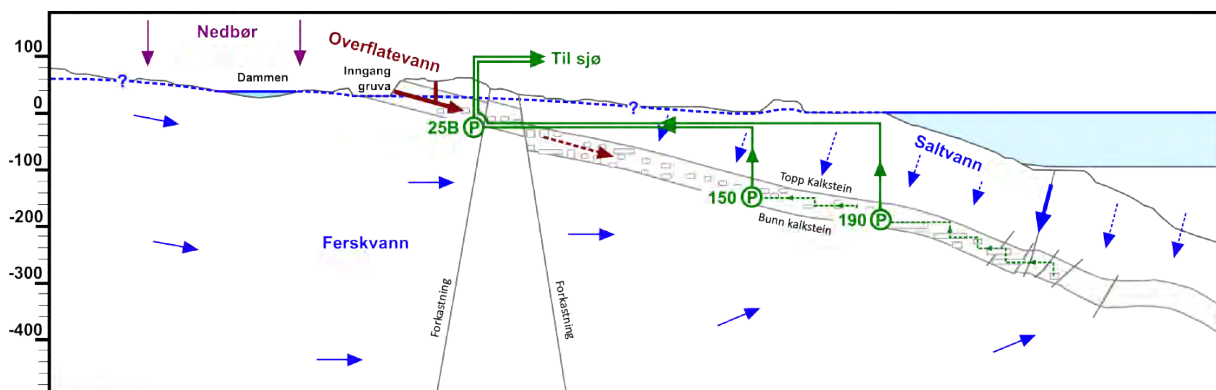
5.2.1 Vannhåndtering

Vann som i dag kommer inn i Dalen og Kjørholt gruve stammer fra innlekkasje av både ferskvann ("grunnvann") og saltvann (sjøvann). I tillegg utgjør regnvann, som kommer direkte gjennom gruveåpninger i dagen, et betydelig tilskudd til de totale vannmengdene (overflatevann). Videre kommer også mindre mengder vann inn i gruva som en følge av dagens gruedrift. Vannet i gruva blir samlet i store og mindre basseng / pumpesumper

og deretter pumpet opp til dagen og videre til sjø i Dalenbukta. Vannet pumpes via en rekke mindre pumpe-sumper plassert i gruva. Alt vann pumpes ut via Sump -38, Sump -190, Sump 25B, Sump -150 og Stigort B. Prinsippskisse for vannstrømningen i gruva er vist i Figur 32 og Figur 33. Gjennomsnittlig pumpede vannmengder i disse pumpe-sumpene ligger på ca. 2175 m³/dag (tall fra 2015 og 2016; kilde: NOAH).



Figur 32 Pumpesystemer i gruva. Hovedpumpene -38, -190, 25B, -150 og Stigort B samler vann og pumper det direkte til sjøen eller til dammen. Andre pumper er også i bruk på ulike nivåer (Kilde: NOAH).



Figur 33 Oversikt over hovedvannstrømmer og pumpeanlegg i gruvesystemet i dag.

For å vurdere mengden vann som kommer inn i gruva etablerte NOAH/Norcem i 2014 3 mengdemålere med dataloggere i forbindelse med pumpesystemene, på nivå P-25B, -190 og -38. En oversikt over de ulike pumpesumpene hvor det i dag pumpes vann ut av gruva er vist i Tabell 6.

Tabell 6 Pumpesumper hvor vann samles og pumpes ut av gruva i Brevik

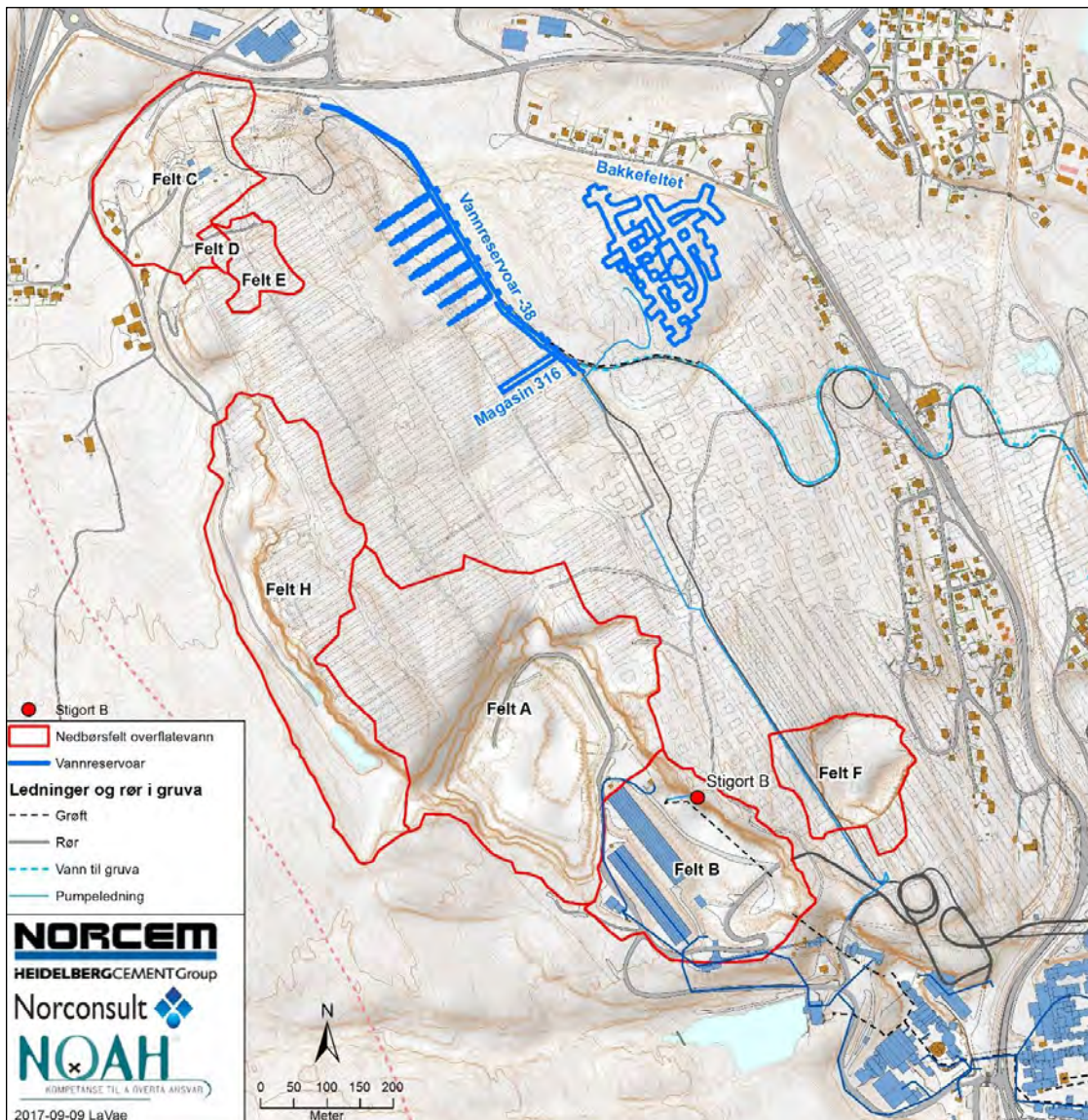
Pumpe	Lokalisering	Håndtering	Kommentar
Pumpesump P-25B	Kote -110	Pumper direkte til sjø.	I hovedsak overflatevann. 50 m ³ /d i tørrvær. Opptil 2000 m ³ /d ved intensiv nedbør. Ikke spesielt sjøvannspåvirket.
Pumpesump -150	Kote – 150	Pumper direkte til sjø.	Overflatevann og innlekkasjevann. Antatt innlekkasje ~400 m ³ /d Sjøvannspåvirket.
Pumpesump -190	Kote -190	Pumper direkte til sjø.	Overflatevann, innlekkasjevann. Ved mye nedbør renner vann fra P-25B ned til -190. Ikke spesielt sjøvannspåvirket.
Pumpesump -38	Bakkefeltet	Pumper vann til dam ved Velferden eller til fabrikk. Brukes som kjøle- og prosessvann.	I hovedsak overflatevann.

5.2.2 Overflatevann

Overflatevann kommer inn i gruva fra dagbruddet, gruveåpninger og fra området hvor det store raset gikk. Andre åpninger og mindre sprekkesystemer, som forbinder gruve-systemet med overflaten, vil også kunne bidra til at overflatevann kommer inn i gruva.

Overflatevann samles og pumpes hovedsakelig fra P-25B og Magasin 316 (Figur 32), og ved store nedbørsmengder tidvis med hjelp av pumper på -190. Den totale mengden vann som pumpes ut av gruva er veldig avhengig av nedbørintensitet, og ved enkelte nedbørsperioder pumpes det opp til 3000 m³/d.

Figur 34 viser et kart med oppdeling i de ulike nedbørfeltene som antas å drenere overflatevann inn i Dalen og Kjørholt gruve.



Figur 34 Kart som viser nedbørsfelt for overflatevann som antas å dreneres inn i gruva (røde heltrukne linjer) (Kilde: NOAH)

Felt A (dagbruddet) og felt F (raset) utgjør samlet den største kilden til ferskvann i den øverste delen av Dalen gruve. Vann fra raset renner til Sump P-25B og videre ut til sjø. Data for nedbør, pumpemengder, vanntemperatur og elektrisk ledningsevne viser en klar sammenheng mellom nedbør og pumpedata i Sump P-25B. Gjennomsnittlig vannmengde som pumpes ut av P-25B ligger på 490 m³/dag (2015 og 2016, Kilde: NOAH).

Vann fra felt B vil hovedsakelig ledes bort via samme overvannsgrøft som leder vann fra Stigort B ut til Eidangerfjorden (noe vann vil kunne renne inn i gruveåpninger og nedover i gruva).

Nedbørfelt C, D, E og H i nord og nord-vest, antas å drenere til Norcems tre prosessvannreservoarer for vann som benyttes i Norcems kalkutvinning og sementproduksjon (Magasin 316, Bakkefeltet og Vannreservoar -38 som pumpes ut av gruva via Sump -38), se Figur 32.

Vann sirkulerer mellom de tre vannreservoarene for ferskvann nord i gruva. Når vannreservoar -38 blir fullt vil vannet renne over og ned i Bakkefeltet (isolert del av gruva). Vann fra Magasin 316 pumpes ned i gruva og benyttes til gruvedriften (boring, maskinrensing). Basert på pumpedata fra Sump -38 er den pumpede mengden estimert til 785 m³/dag i gjennomsnitt for 2015 og 2016 (Kilde: NOAH).

5.2.3 Lekkasjevann

Som beskrevet i kapittel 5.3.3, er intakt bergmasse i Dalen gruver tett og har svært lav primær porøsitet/permeabilitet. Innlekkasjevann er derfor hovedsakelig assosiert med sprekker i bergmassen, gjerne knyttet til større forkastningssoner. Sprekkekartlegging av Dalen gruver ble gjennomført i 2016 (Rambøll, 2016). Figur 35 viser eksempel på en forkastning med noe innlekkasje (bilde til venstre) og en forkastning uten assosiert innlekkasje (bilde til høyre).



Figur 35 Venstre bilde: Eksempel på forkastning med noe innlekkasje fra -263N. Høyre bilde: Forkastning uten assosiert innlekkasje på -138S. I begge eksemplene er bergarter fra hhv Steinvikformasjonen og Fossumformasjonen sidestilt, og røde piler viser relativ bevegelsesretning. (Rambøll, 2016)

De fleste lekkasjepunktene er observert i den sørlige delen av gruva, i områder inn mot Dalen forkastningssone (se kapittel 4.3.1). De to tunnelene som krysser Dalen forkastningssone på nivå -138, ble drevet ved bruk av full-injisering med sement i 200 meters lengde. Det registreres allikevel noen mindre lekkasjer her (drypp) i disse tunnelene, se kapittel 4.5.2. Vann som pumpes via sump -190 har en gjennomsnittlig mengde på rundt 530 m³/dag. Volumet på innlekkasjevann (saltvann) i hele gruva er anslått til maksimalt ca. 800-900 m³/døgn basert på målinger av utpumpet vann. Mulige feilkilder ved disse målingene kan være: ferskvann som kommer rennende i gruva og ikke er samlet opp på høyere nivå, forbruk av ferskvann til maskiner osv., samt lekkasjer i gruvens rørnett for distribusjon av ferskvann. Alle disse feilkildene vil føre til en overestimering av innlekkasjevannet.

Innlekkasjevann rapporteres å være salt, noe som indikerer at det er grunnvann med betydelig påvirkning fra sjøvann som lekker inn i gruva. Store deler av gruva ligger fysisk direkte under fjorden, noe som betyr at vannet sannsynligvis infiltreres vertikalt og at tilstrømning av ferskt grunnvann er begrenset. Vannanalyser utført på prøver tatt i løpet av høsten og vinteren 2014-15 (Tabell 7) bekrefter at vann pumpet fra pumpe P-25B er tilnærmet rent ferskvann. Vannet i pumpe -150 viser et relativt stabilt innhold av klorid over tid (13 800 -16 300 mg/l). Dette tilsvarer ca. 70 - 80% sjøvann. I pumpe -190 viser kloridkonsentrasjonene variasjoner fra 800 til 2300 mg/L, dvs. en relativt liten andel sjøvann (4 til 12%). Dette samsvarer godt med målinger av ledningsevne i pumpe -190, -150 og P-25B gjort i 2016 hvor det ble observert forhøyet saltinnhold i Sump -190 og -150, men betydelig lavere i Sump P-25B.

Tabell 7 Kloridkonsentrasjoner på pumpe P-25B, -150 og -190 målt på ulike tidspunkter i løpet av høst og vinter 2014-15. Konsentrasjoner er i mg/L. Det indikeres i parenteser andel sjøvann (det antas at klorid konsentrasjonene i sjøvann er 20 000 mg/L og 0 mg/L i ferskvann (USEPA, 2007)).

	24. okt. 2014	29. okt. 2014	5. des. 2014	7. jan. 2015
P-25B	54 (0,3%)	129 (0,6%)	114 (0,6%)	198 (1%)
-150	16 300 (82%)	15 900 (80%)	13 800 (69%)	14 900 (75%)
-190	856 (4%)	1 710 (9%)	2 340 (12%)	16 30 (8%)

Kjemisk analyse av vann fra de omtalte pumpe P-25B, -150 og -190 viser en pH på mellom 7,4 (sump -150) og 8,3 (sump -38, P-25B). Alle pumpe P-25B, -150 og -190 viser et forhøyet innhold av arsen (11,2 – 23 µg/l), nikkel (6 – 57 µg/l) og sink (3,1 – 10 µg/l). Forhøyede verdier kan skyldes naturlige forhøyede verdier i grunnvann fra omkringliggende berg og/eller avrenning fra deponert avfall i gamle deponier i gruva (kapittel 0). Ristettest på ren oppkjust kalkstein (kalkmel) fra Dalen gruve viste imidlertid ingen forhøyd utlekking av disse elementene (Kilde: NOAH), mens det i grunnvann ble målt forhøyedekonsentrasjoner av både arsen, nikkel og sink (se kapittel 5.3.4).

5.3 Grunnvannsforhold

5.3.1 Vannstrømning og strømningsgradient gjennom søndre del av Eidangerhalvøya

Grunnvannsnivå i området ligger på ca. kote 0 ved sjø og litt høyere innover halvøya som følge av infiltrasjon fra nedbør og mindre innsjøer/dammer i området. På grunn av det relativt tette berget vil vanninfiltrasjonen være lav. Tilstedeværelse av dagbrudd, ras, svakhetssoner, forkastninger og slepper (=bergsprekk fylt med et svakere materiale enn sideberget, f.eks. leire, oppknuste bergfragmenter) omkring gruveåpninger påvirker også grunnvannsnivået. Det finnes flere mindre vann/dammer i gruveområdet, på ulike koter mellom 40 og 100 moh. Det er litt usikkert i hvor stor grad disse er koblet til grunnvann eller representerer et hengende vannspeil i tette forsøkninger. Hvis det konservativt anslås at en slik kontakt eksisterer, indikerer de at grunnvannstanden kan ligge på rundt 100 moh. i enkelte deler av Eidangerhalvøya.

Det finnes ingen målestasjon av havvannsnivå i Brevik og dataene er derfor hentet fra Helgeroa. Siden 1987 har maksimums- og minimumsnivåer vært på henholdsvis 1,84 og -0,34 moh. Dette viser at havnivået er relativt konstant i dette området og variasjonen er ubetydelig for den hydrogeologiske vurderingen.

Brevik ligger på en halvøy, omgitt av det samme havnivået på begge sider, og det vil i en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruva) ikke foreligge noen hydraulisk gradient som driver saltvannstransport gjennom halvøya. Ferskvann som infiltrerer vil derimot gi en gradient som driver ferskvannstransport fra de høyereliggende delene av halvøya og ned mot havet.

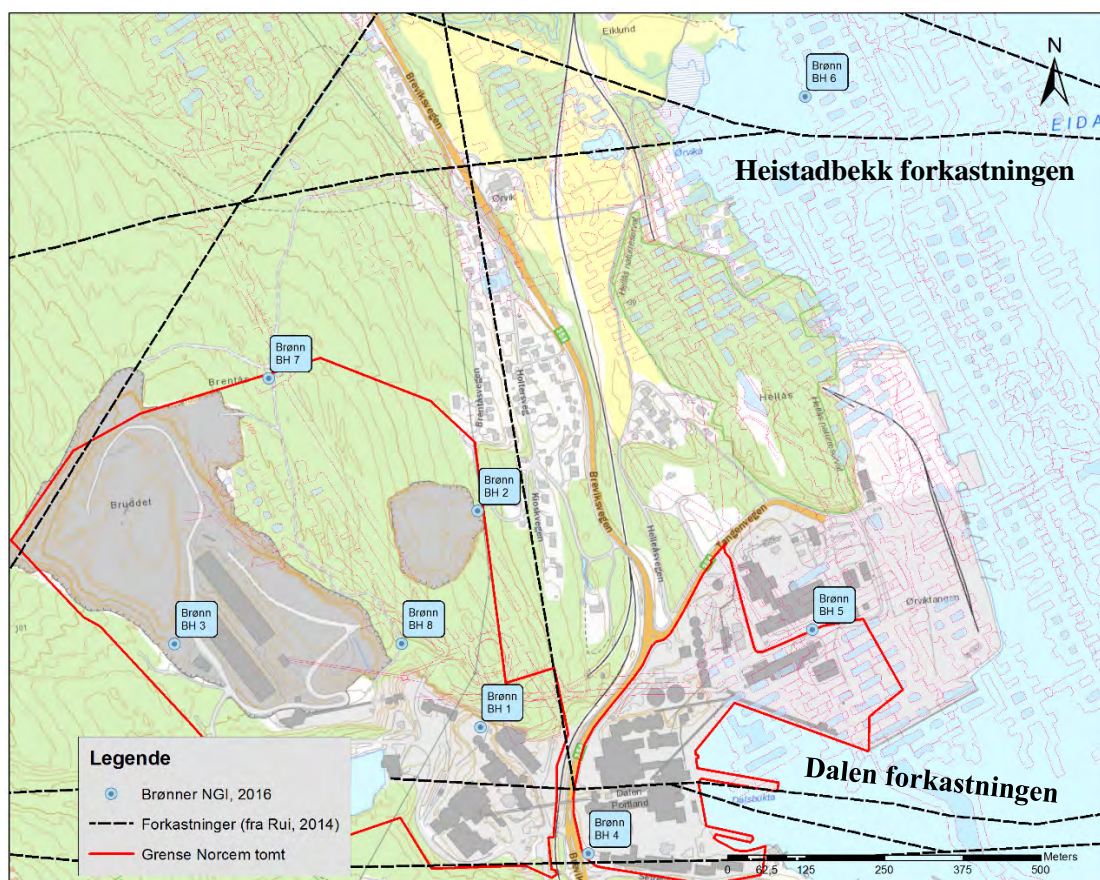
Til tross for opptreden av enkelte grotter ("druser") i Steinvikaformasjonen (som beskrevet i kapittel 4.3.3) er det ikke registrert lekkasjeproblemer med vann i disse områdene. Det indikerer at disse i liten grad er koblet til langtrekkende åpne sprekk-systemer. Grottene har derfor liten betydning for vannstrømningen i gruveområdet.

5.3.2 Hydrogeologiske undersøkelser

For å framskaffe en bedre oversikt over hydrogeologiske forhold og hydrauliske parametere (sprekkesoner, grunnvannsnivå, hydraulisk ledningsevne) i områdene ved Dalen gruve ble det i 2016 gjennomført en hydrogeologisk undersøkelse (NGI, 2018). Undersøkelsen omfattet boring og logging av totalt 8 fjellbrønner for hydrauliske boRambøllulltester. En oversikt over de ulike brønnene og deres lokalisering er gitt i Tabell 8 og Figur 36. En detaljert beskrivelse av undersøkelsene og resultater er gitt i notat i vedlegg D.

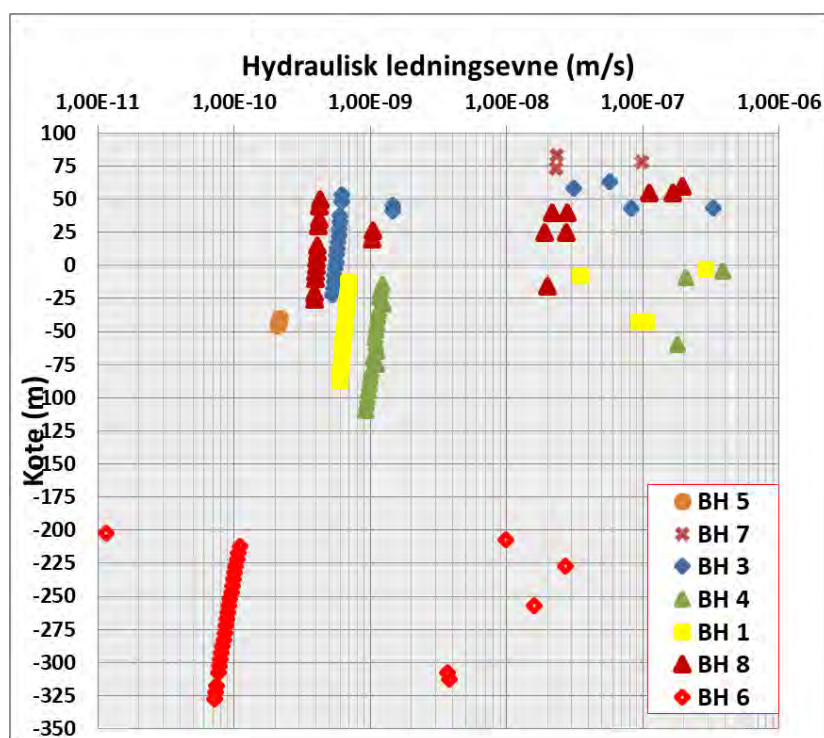
Tabell 8 Oversikt over brønnboringer utført ved Dalen gruve.

BoRambøllull (BH)	Dybde [m]	Topp rør (m.o.h.)	Grunnvann (m.o.h., 03.11.16)	Kommentar
1	100	9,35	-17,77	Vurdering av Steinsvika fm.
2(a)	45	46,24		Vurdering av rasområdet, boret til hulrom
3	100	75,64	42,98	Vurdering av Fossum fm.
4	120	7,95	4,18	Vurdering av Herøy, Venstrøp og Steinsvika fm.
5	50	2,29	-0,56	Vurdering av Herøy fm
6	140	-189,9	-190,44	Vurdering av Fossum fm.
7	25	95,72	78,1	Vurdering av Herøy fm.
8	100	72,15	24,49	Vurdering av Herøy, Venstrøp og Steinsvika fm



Figur 36 Oversiktskart over de utførte brønnboringene BH1-BH8 fra 2016, samt kjente forkastninger i området.

For å teste den hydrauliske vannledningsevnen i bergmassen ble det gjennomført vanntapsmålinger av fjellbrønnene. Målingene ble utført for hver 5. eller 2. meter i brønnen ved hjelp av et dobbelpackersystem. Totalt ble det utført 121 målinger i brønnene. Resultater fra målingene er vist i Figur 37.



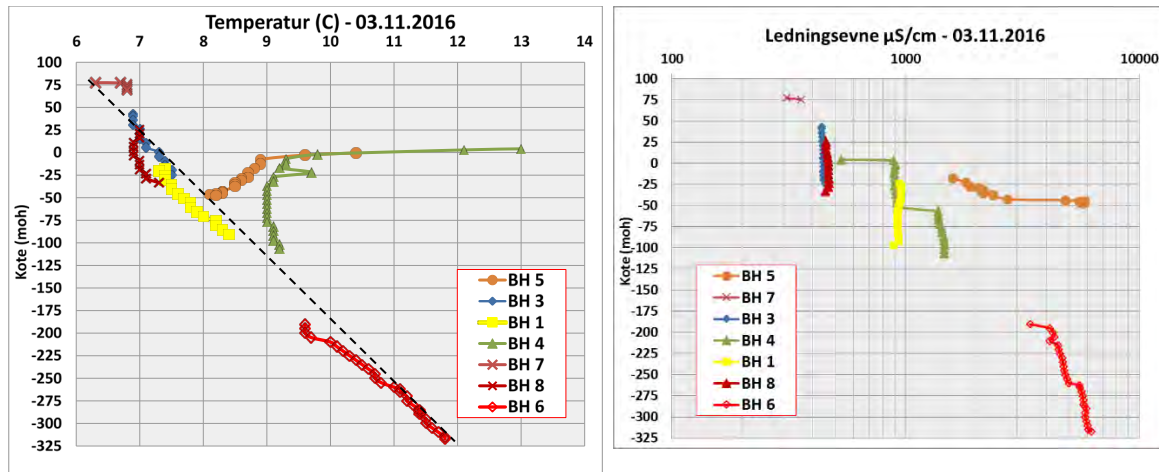
Figur 37 Datasammenstilling som viser beregnet hydraulisk ledningsevne basert på resultater fra vanntapsmålinger i fjellbrønnene (BH). Totalt ble det gjennomført 121 målinger. Y-aksen viser dyp for testintervaller i moh.

Resultatene viser at bergmassen i hovedsak har en vannledningsevne (hydraulisk konduktivitet) på rundt 10^{-9} m/s eller lavere, dvs. svært tett. Forhøyet vannledningsevne (mellom 10^{-8} m/s og 5×10^{-7} m/s) ble målt i enkelte svakhetssoner. Observasjoner fra logging av temperatur (Figur 38) og elektrisk ledningsevne langs profiler i brønnene samsvarer med resultatene fra vanntapsmålinger, ved at endringer i elektrisk ledningsevne og temperatur kan korreleres mot soner med høyere vannledningsevne og/eller nærhet til sjø. Basert på en samlet vurdering av resultatene ble det identifisert fire aktive hydrauliske soner, med en vannledningsevne fra $K = 9 \times 10^{-8}$ til 2×10^{-6} m/s. Kun to av disse utgjør soner som er under havnivået, og de er henholdsvis lokalisert mellom kote -42 til -44 og -57 til -62.

Det er registrert grunnvann i de fleste av brønnene (Tabell 8). For brønnene 3, 4, 7 og 8 ligger grunnvannsnivået på mellom kote 4 (brønn 4) og 43 (brønn 7), noe som indikerer at gruva ikke drenerer det overliggende berget fullstendig. Brønn 1 med grunnvannsnivå

på kote -18 synes å være påvirket av gruva. Brønn 6 er boret fra ca. kote -190 inne i gruva, og er som forventet påvirket av denne.

Resultatene viser at transport av vann mest sannsynlig vil skje i forbindelse med større sprekke- og/eller forkastningssoner, og bekrefter observasjonene fra tidligere geologiske undersøkelser.



Figur 38 Temperaturprofil i fjellbrønnene (november 2016). Den svarte linjen indikerer antatt geotermisk gradient for området.

5.3.3 Permeabilitet i kjerneprøver

Laboratorieundersøkelser har vist at vannledningsevnen på intakt kalkstein fra Steinvikaformasjonen er i størrelsesorden 10^{-11} m/s og porøsiteten er ca. 0.1 % (se Tabell 9 og vedlegg E). En så lav vannledningsevne og porøsitet vil i svært begrenset grad bidra til den totale effektive vannledningsevne i bergmassen. Dette underbygger at de effektive (målte) innlekkasjevolumene er knyttet til opptreden av sprekker i bergmassen generelt, samt lokale sprekkesoner i forbindelse med kjente forkastningssoner, spesielt.

Tabell 9 Målt porøsitet og vannledningsevne i laboratorieforsøk med prøver fra Steinvikaformasjonen, samt under- og overliggende bergartsformasjoner. Analysene er utført av Weatherford Laboratories.

Formasjon	Porøsitet (%)	Vannledningsevne (10^{-12} m/s)
Sælabonnformasjonen	0,13	1.0
Herøyaformasjonen	0,38	63
Venstøpformasjonen	0,42	11
Skavråkerleddet (Steinvikaformasjonen)	0,10	6.0
Steinvikaformasjonen	0,28	36
Fossumformasjonen	0,38	76

5.3.4 Dagens grunnvannskvalitet

Resultater fra kjemisk analyse av grunnvann fra et utvalg av fjellbrønnene som ble boret er vist i Tabell 10. Brønnene ble prøvetatt ved bruk av bailer i den øverste sonen av grunnvannsnivået (Kilde: Norconsult).

Tabell 10 Resultater fra kjemisk analyse av grunnvann fra utvalgte fjellbrønner i Brevik (analyser november 2016). Grå farge indikerer forhøyede verdier.

	Enhet	Brønn 1	Brønn 3	Brønn 7	Brønn 8
pH		8,24	7,72	7,75	7,92
Ledningsevne	mS/m	103	54,2	44	59,4
Klorid, Cl ⁻	mg/l	151	19,7	4,95	9,98
Sulfat, SO ₄ ²⁻	mg/l	117	37,5	25,8	79,7
Bikarbonat, HCO ₃ ⁻	mg/l	182	255	231	258
Kalsium, Ca	mg/l	90,6	78,6	61,5	115
Magnesium, Mg	mg/l	6,2	2,92	5,4	3,7
Kalium, K	mg/l	6,29	6,84	1,03	1,42
Natrium, Na	mg/l	120	32,1	27,9	7,18
Jern, Fe	mg/l	0,154	0,129	0,111	0,22
Aluminium, Al	µg/l	144	96	48,8	77,4
Arsen, As	µg/l	34,8	28,6	44,5	0,543
Kadmium, Cd	µg/l	<0,05	0,0588	<0,05	<0,05
Krom, Cr	µg/l	1,01	<0,5	<0,5	2,24
Kobber, Cu	µg/l	1,41	2,71	1,66	<1
Kvikksølv, Hg	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Molybden, Mo	µg/l	12,2	4,49	3,34	14
Nikkel, Ni	µg/l	22,2	24,2	50,6	3,85
Bly, Pb	µg/l	0,593	0,323	0,433	0,306
Sink, Zn	µg/l	6,61	18,7	17,2	9,13
Antimon, Sb	µg/l	1,38	2,71	2,12	0,138

Vannprøver fra fjellbrønnene viser en nøytral til svakt basisk pH på mellom 7,7 og 8,2. I likhet med vann fra pumpeumpene (se kapittel 6.3) måles et forhøyet innholdet av arsen (0,5 – 45 µg/l), nikkel (3,9 – 51 µg/l) og sink (6,6 – 19 µg/l). Basert på dybde og plassering av de prøvetatte fjellbrønnene antas de å ikke være påvirket av lagrede stoffer, deponier eller Norcem sin drift. Vannkjemien fra brønnene antas derfor å representere bakgrunnskonsentrasjoner i grunnvann i overliggende bergartsformasjoner.

5.4 Tiltak for å redusere vanninntrenging

Flere mulige tiltak kan gjennomføres for å redusere mengden overflatevann som lekker inn i gruva. Omfanget av eventuelle tiltak må imidlertid sees i sammenheng med Norcems behov for prosessvann, da dette i hovedsak er basert på overflatevann.

Som beskrevet ovenfor er det tre hovedkilder for vann i gruva:

- Overflatevann (ferskt) som renner direkte inn i gruva;
- Innlekkasjevann (salt) fra sjø som infiltrerer gruva via naturlige sprekksystemer;
- Grunnvann (i hovedsak ferskt) som infiltrerer gruva via naturlige sprekksystemer

Reduksjon av overflatevann

Selve "Raset" og områdene umiddelbart rundt (se kapittel 4.4.3) ser ut til å være den viktigste kilden til ferskt overflatevann i gruva. Arealet av Raset og andre høyereliggende nedslagsfelt er estimert til ca. 40 daa. Maksimal nedbør registrert i løpet av en dag for dette området er omtrent 50 mm. Dette gir et teoretisk maksimalt pumpebehov på ca. 2000 m³ per døgn kun fra rasområdet. Oppfylling med masser og en tett avslutning av hullet/åpningen til "Raset" kan forventes å redusere mengden vann inn i gruva betydelig. Dette vil kreve store volum masser, samt krav til type masser og teknisk utførelse. Videre antas det at en tetting av magasinåpninger på Kjørholt også vil bidra til å redusere inn-trengningen av overflatevann i gruva.

Innlekkasje av overflatevann via tunnelåpninger inn i gruva, spesielt fra Dalen dagbrudd, utgjør et annet stort bidrag til den totale vannmengden som observeres i gruva. Installasjon av dreneringssystemer/terskler ved tunnelåpninger i dagen for oppsamling og avledning av overflatevann kan redusere denne typen innlekkasjer.

Videre kan det etableres dreneringssystem i de øvre delene av gruva for på den måten å samle vann som infiltrerer direkte gjennom sprekker og andre åpninger for utpumping på nivåer som ligger høyere enn dagens pumpeystem.

Tetting ved bruk av injeksjon

Tetting av bergmasser ved bruk av sementinjeksjon er en kjent metode fra tunneldrift. Injeksjon betyr at man borer en skjerm med opp mot 25 meter lange hull foran seg i tunneltrase. Hullene blir plugget med pakkere og det blir pumpet inn en blanding av sement og vann under høyt trykk. Sementen vil tette de fleste små og store sprekker slik at fjellet blir tett. I forbindelse med tunneldriften gjennom Dalen forkastningssone ble det injisert sement for å stanse innlekkasje av saltvann (se kapittel 4.5.2).

Sprekketetting ved etterinjeksjon i en allerede utdrevet tunnel eller eksisterende bergrom anses betydelig mer krevende enn forinjeksjon. Dette skyldes manglende mottrykk i berget rundt, noe som påvirker injeksjonsmassenes tetningseffekt og herdingspotensiale. Med god planlegging og riktig fagmessig utførelse er det allikevel, i de aller fleste

tilfeller, fullt mulig å oppnå ønsket tetthet også med etterinjeksjon. For å oppnå en vellykket etterinjeksjon er det viktig med en grundig kartlegging av vannførende sprekker. En vurdering av sprekker og sprekkesystemers omfang, utholdenhet og orientering legges til grunn for hvordan injeksjonsskjermene skal utformes. Hvilke prosedyrer og typer injeksjonsprodukter som er best egnet for injeksjonen må bestemmes ut i fra de rådende forhold og lekkasjeområdenes karakter. Etterinjeksjon er i de fleste tilfeller mer tid og ressurskrevende sammenlignet med forinjeksjon.

5.5 Vannstrømning under deponiets driftsfase

Så lenge utpumping av vann for å drenere gruva opprettholdes, vil det hydrogeologiske systemet forbli omtrent slik det observeres i dag. Dersom utpumpingen av vann avsluttes eller reduseres, vil de hydrauliske gradientene mot gruvegangene reduseres og strømningsforholdene endres. Ved stans i gruedriften og stabiliserte hydrologiske forhold er det lite trolig at vannmengden som infiltreres i gruva blir større enn det er i dag.

Under drift av et deponi i Dalen gruve vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en grunnvannsgradient som er rettet inn mot gruva og eventuelt deponerte masser. Vann vil derfor ikke strømme ut av gruva.

Ved deponidrift vil vannivået overvåkes gjennom utpumping og rensing, og stige kontrollert og suksessivt oppover i gruva avhengig av nivå for pågående deponering. Dette fordi en ønsker et tørt deponeringsmiljø på de områdene hvor behandlet avfall deponeres. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av gruva) vil foreligge i starten av driftsperioden, forutsatt at deponeringen startet på de dypeste nivåene av gruva. Det blir mindre behov for pumping av vann ettersom fylte nivåer gradvis blir vannmettet. I en slik situasjon vil innlekkasjene reduseres som en følge av økende mottrykk og man får en redusert innadrettet strømningsgradient. Mengden vann som vil komme i kontakt med avfallet, og som eventuelt må behandles, er imidlertid usikker og vil kunne endre seg over tid. Maksimalt vil denne vannmengden ligge på ca. 860 m³/dag (jf. kapittel 5.2.3) i den tidligste fasen med deponering.

Selv om vannmengden stadig reduseres under drift, kan vannkvaliteten i større grad påvirkes av avfallet som følge av lengre oppholdstid. Vann som pumpes ut fra gruva må dokumenteres både med mengde (volum) og kvalitet (kjemisk sammensetning). Dette inkluderer også vann som ikke har vært i kontakt med deponert avfall. Utpumpet vann med tilfredsstillende kvalitet kan tillates å pumpes direkte til sjø. Alt forurenset vann skal pumpes til renseanlegg for behandling.

Etter avsluttet utpumping, enten dette skjer trinnvis eller etter at deponering er avsluttet, vil gruva fylles med vann. Tiden det vil ta før gruvevanns- og grunnvannsnivå stabiliserer seg vil avhenge av flere faktorer, deriblant deponimassenes komprimeringsgrad og pumpeforhold.

Det bør være et overordnet mål å redusere kontakten mellom rent vann og deponerte masser i størst mulig grad. Som beskrevet ovenfor foreligger det flere tiltaksmuligheter for å redusere inntrengingen av overflatevann inn i gruvesystemet (kapittel 5.4). Disse tiltakene vil kunne redusere vannmengden inn i gruva betydelig.

5.6 Modellert vannstrømning etter endt deponivirksomhet

5.6.1 Generelt

Den eksisterende dokumentasjonen om gruvas geometri, omkringliggende berggrunn og hydrogeologiske forhold, har dannet grunnlaget for etablering av en tre-dimensjonal (3D) hydrogeologiske modell av Eidangerhalvøyas sørlige del. Modellen integrerer og sammenfatter foreliggende kunnskap og er brukt til å beskrive transport av vann og forurensningskomponenter i gruvesystemet og de omkringliggende bergarter. Arbeidet med modellen og resultater fra denne er beskrevet i NGI notat 20160127-04-TN "*Deponering av farlig avfall i Dalen gruver: Hydrogeologisk 3D-modellering av vanngjennomstrømning og forurensningstransport*", se vedlegg F).

Modellen er en videreutvikling av en tidligere beskrevet to-dimensjonal (2D) modell for samme område (NGI rapport 20120726). Formålet med den oppdaterte 3D modellen har vært å:

- Så nøyaktig som mulig kunne kvantifisere strømningsendringene rundt Dalen gruve som følge av endrede driftsforhold; fra uttak av kalkstein til igjenfylling med stabilisert avfall.
- Estimere mengden miljøfarlige stoffer som kan lekke ut av gruva over tid.

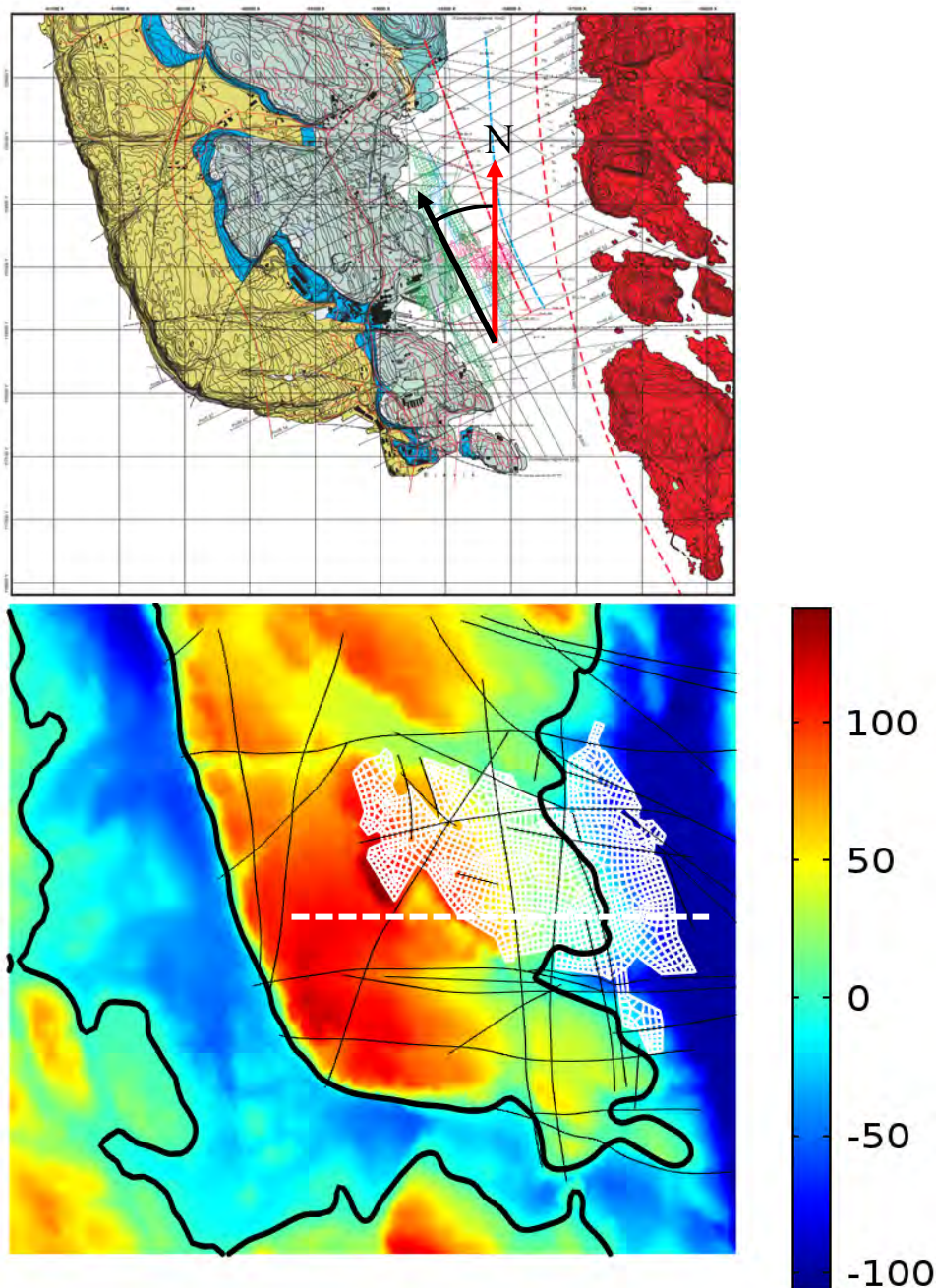
3D modellen inkluderer også en mer detaljert geologisk og hydrogeologisk beskrivelse av området, med nye og/eller forbedrede grunnlagsdata for: geologiske formasjoner, topografi og batymetri, gruveganger (totalvolum), samt forkastninger og forkastningssoner. Modellen er basert på forutsetninger som er beskrevet nedenfor. Det er viktig å merke seg at antagelsene som gjøres i modellen er å betrakte som konservative da de overestimerer en eventuell utlekking av miljøfarlige stoffer.

5.6.2 Oppbygging av den numeriske 3D modellen

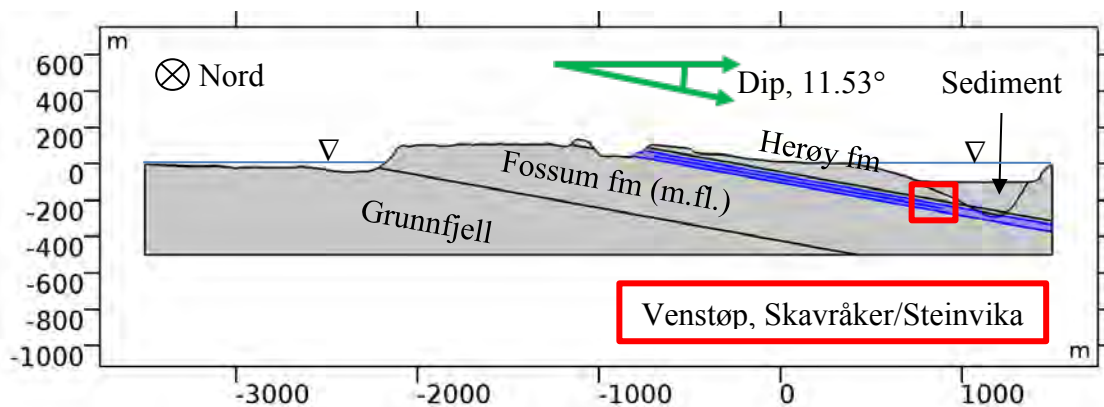
Målsetningen for det utførte modellarbeidet har vært å bygge en så realistisk modell som mulig basert på tilgjengelige data. Videre har fokus vært på å identifisere kritiske elementer som kan påvirke den detaljerte modellkalibreringen. Bergmassenes permeabilitet, porøsitet og oppsprekkningsgrad (inkl. forkastninger) er sentrale egenskaper i modellen. En oversikt over inngangsparameterne til modellen og grunnlagsdata er gitt i Tabell 11. Modelleringen er utført ved bruk av modelleringsverktøyet COMSOL. For en mer detaljert beskrivelse av modellens oppbygging og inngangsparametere henvises til vedlegg F.

Tabell 11 Inngangsparametere og kilder/grunnlagsdata for 3D modellen over Dalen gruver

Inngangsparametere	Kilder/grunnlagsdata	Kommentar
Terreng	<ul style="list-style-type: none"> - Høy-oppløselig topografiske kartdata (lidar) - Høy-oppløselig batymetrikart (sjøbunn) 	<p>Geometrien i 3D modellen representerer Eidangerhalvøya samt Eidangerfjorden mot øst og Frierfjorden mot vest (Figur 39).</p> <p>Modellens nedre begrensning satt til 500 meters dyp.</p>
Berggrunn	<ul style="list-style-type: none"> - Detaljerte geologiske kart - Geologiske profiler fra hele gruveområdet 	<p>I Figur 39 vises et geologisk tverrsnitt av geometrien (fra vest til øst, ca. midt på Eidangerhalvøya) som illustrerer den stratigrafiske oppbygningen av de ulike geologiske formasjonene.</p>
Gruvegeometri	<ul style="list-style-type: none"> - Digitale og historiske gruvekart 	<p>Modellen er en konseptualisert gjengivelse av gruva ved hjelp av et grid (Figur 39), der omrisset er omtrentlig definert ut ifra tilgjengelige gruvekart. I modellen er den totale lengden på gruva 119 km, hvorav 98 km er tenkt brukt til lagring, tilsvarende er det totale volumet 20.4 millioner m³ hvorav 18 millioner m³ er tenkt brukt til lagring.</p>
Forkastninger/sprekkesystemer	<ul style="list-style-type: none"> - Kartlagte forkastninger og sprekkesoner (kart, feltbefaring) - Vanntapsmålinger i grunnvannsbrønner 	<p>Forkastninger/sprekkesystemer er inkludert i modellen som diskrete soner med forhøyet vannledningsevne og porøsitet, relativt til intakt bergmasse.</p> <p>Mengden innlekkasjevann fra ulike forkastninger og forkastningssoner varierer, og forkastningene er derfor delt opp i ulike grupper som er vektet med hensyn til vannledningsevne basert på tilgjengelig kunnskap om retning i forhold til tektoniske spenninger og faktiske lekkasje-observasjoner.</p>
Grunnvannsnivå	<ul style="list-style-type: none"> - Registreringer i grunnvannsbrønner 	<p>Som en forenkling er det i modellen antatt at grunnvannsnivået går helt til terrengoverflaten. I denne sammenhengen vil dette være en konservativ antagelse da en høyere grunnvannstand medfører høyere hydraulisk gradient og høyere grunnvannsstrømning som igjen vil medføre en økt transport av eventuelle forurensninger ut fra gruva.</p>
Infiltrasjon	<ul style="list-style-type: none"> - Nedbørsdata 	<p>Det foreligger ikke målinger av grunnvannsmatingen. Basert på studier av grunnvann i berg (sprekkeakviferer) andre steder i Norge, antas en verdi mellom 1-10 % av total nedbør.</p>
Vannledningsevne/permeabilitet	<ul style="list-style-type: none"> - Registreringer fra pumpedata i gruva - Registreringer i grunnvannsbrønner - Resultater fra målinger av permeabilitet og porøsitet. 	<p>Bergmassen modelleres som et kontinuerlig materiale med lav effektiv vannledningsevne. Diskrete forkastninger/sprekkesystemer utgjør soner med høyere vannledningsevne. I modellen holdes vannledningsevne og porøsitet konstant med dyp, noe som er en konservativ antagelse da dette forventes å avta med dypet som følge av økt overlagingstrykk som presser sprekkene sammen.</p>
Saltvannsinntrenging	<ul style="list-style-type: none"> - Registreringer av innlekkasjevann i gruva 	<p>Tyngre saltvann vil synke relativt til ferskvann og utøve et nedadrettet trykk. Dette presser ferskvannet oppover i gruva og gir redusert vanngjennomstrømning i gruva under Eidangerfjorden.</p> <p>På grunn av kompleksiteten i et slikt system er saltvannsinntrengning ikke inkludert i modellen. Dette er en konservativ forenkling som fører til overestimering av vanngjennomstrømningen i gruva.</p>



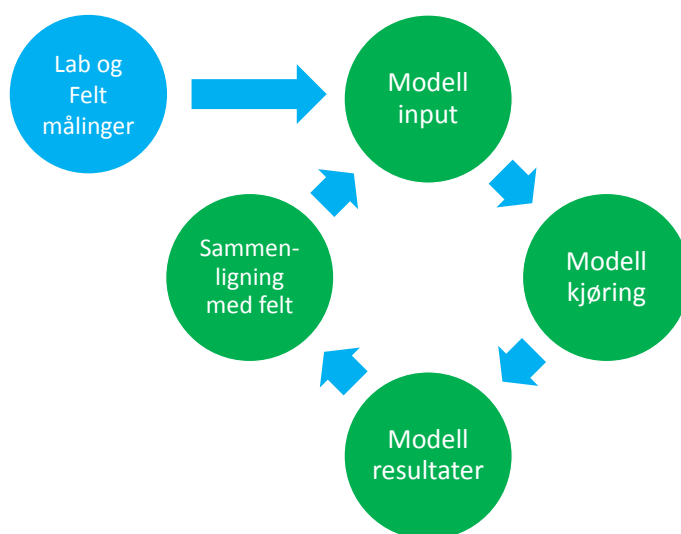
Figur 39 Øverst: Geologisk kart over området med indikasjon på retning nord (rød pil) og strøkretning (svart pil). Nederst: 3D modellens topografi. Fargene i skalaen representerer høyde over havet, tynne svarte linjer indikerer forkastninger, tykke svarte linjer indikerer kystlinjen, og hvite linjer viser modellerte gruveganger (representert som et grid). Den hvite stiplede linjen indikerer plasseringen av tverrsnittet vist i Figur 40.



Figur 40 Tverrsnitt som viser geometrien i modellen. Begrepet Fossumformasjonen m.fl. inkluderer også Elnes fm., Huk fm. og Alunskiferformasjonen, og utgjør en sedimentær lagrekke med ca. 310 m tykkelse. den blå linjen representerer kalksteinene som huser gruva (Skavråkerleddet og Steinvikaformasjonen) og er ca. 40 m tykk. Over disse ligger Venstøpformasjonen med en mektighet på ca. 20 m. Øverst ligger Herøyaformasjonen. I de dypeste delene av Eidangerfjorden opptrer det et sedimentlag over bergflaten.

5.6.3 Kalibrering av modellen

Eksisterende data om dagens situasjon generaliseres og brukes som input til modellen. Etter at modellen har beregnet et resultat, sammenlignes modellresultatet med observasjoner gjort i felt/gruve (kalibrering). Etter en slik sammenligning justeres inngangsparameterne inntil en god beskrivelse og tilpasning til dagens situasjon oppnås (iterativ prosess). Først når modellen gir resultater som kan sammenlignes med virkeligheten kan modellen brukes til å simulere forholdene fremover i tid (Figur 41).



Figur 41 Kalibrering av modelleringsverktøyet ved hjelp av feltobservasjoner.

Det inngår mange ulike parametere i 3D modellen som er etablert for Dalen gruve (Tabell 11). Hver parameter er beheftet med en usikkerhet. Ved en systematisk variasjon av de ulike parameterne kan man få en oversikt over modellresultatenes følsomhet for en gitt parameters variasjon (sensitivitetsanalyse). De parametere som har sterkest innvirkning på utfallet av beregningene danner grunnlag for mere inngående studier og eventuelle supplerende forsøk og/eller beregninger.

Dataene fra pumpe-stasjonene (pumpesumpene) gir detaljert informasjon på vannlekkasje inn i gruva, og dess flere pumpe-stasjoner dess bedre romlig oppløsning kan man få på lokaliseringen av lekkasjepunktene. Parametere som har vært gjenstand for iterativ kalibrering i modellen er 1) Vannledningsevne og porøsitet/ oppsprekingsgrad av formasjonene, 2) Vannledningsevne og tykkelse av forkastningene og anisotropi i formasjonene.

Kalibreringen består i å finne optimale verdier slik at modellerte lekkasjer inn i gruva stemmer overens med målte vannmengder (pumpedata), samt at modellert infiltrasjon stemmer med nedbøren i et aktuelt/representativt tidsrom. Effekten på lekkasje og infiltrasjon vil variere med vannledningsevnen i ulike formasjoner og forkastninger, og en sensitivitetsanalyse har bidratt til å identifisere hvilke som er av avgjørende betydning og hvilke som er av mindre betydning.

5.6.4 Vannstrømning gjennom deponiet etter avslutning

Vannmengder

Etter at grunnvannsnivået har stabilisert seg vil den drivende gradienten reduseres betydelig sammenlignet med dagens situasjon hvor vann pumpes opp helt fra bunnen av gruva, ca. 340 m under havnivå. Den totale årlige vannmengden, gjennom gruva og det stabiliserte avfallet, er simulert ved hjelp av 3D modellen, se Tabell 12. Avfallet vil bli komprimert ved deponering i gruva, noe som reduserer permeabiliteten i de deponerte massene. Den endelige permeabiliteten i avfallet (etter endt deponivirksomhet) er imidlertid ikke kjent og modelleringen er derfor gjennomført for ulike vannledningsevne verdier.

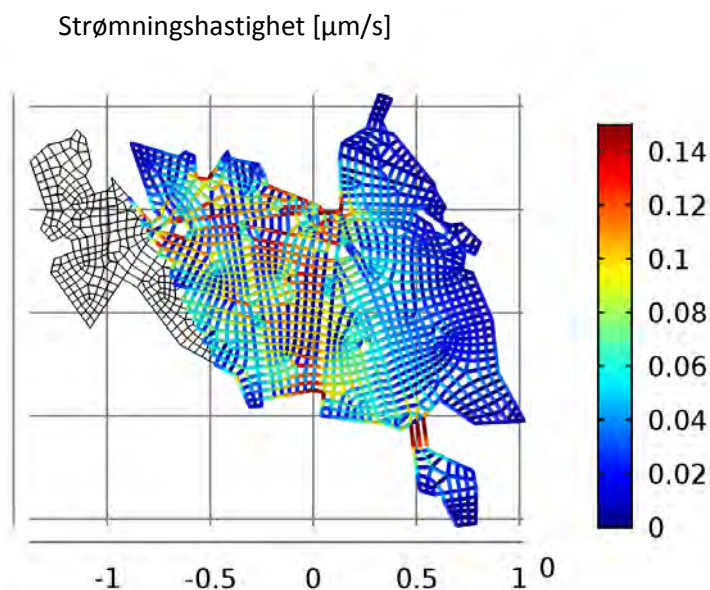
Tabell 12 Modellert vannmengde gjennom gruva etter avslutning (m^3/dag) ved ulik vannledningsevne i det deponerte avfallet.

Vannledningsevne i stabilisert avfall [m/s]	Vannmengder gjennom gruva [m^3/dag]
10^{-4}	1.1
10^{-5}	0.8
10^{-6}	0.2
10^{-7}	0.04

Beregningene viser at samlet vannmengde gjennom gruva ligger i størrelsesorden 1 m³/dag eller mindre, dvs. ca. 365 m³ eller mindre per år. Dette er på nivå med tidligere beregnet vannmengde basert på 2D modellering. Resultatene viser også at vannmengden er avhengig av den hydrauliske ledningsevnen i det stabiliserte avfallet (dvs. pakningsgrad og komprimering). Uavhengig av avfallets pakningsgrad vil mengden vann som strømmer gjennom deponiet være svært liten.

Strømningsfelt

Figur 42 viser strømningsfeltet gjennom gruva etter at deponiet er avsluttet og antatt opprinnelig grunnvannsnivå er reetablert. 3D simuleringen viser at den romlige strømming av vann i gruva vil variere, og i dypere lag av gruva vil det tilnærmet være stillestående vann. Vannets strømningshastighet er høyere i gruvegangene enn i bergmassene rundt (10⁻¹¹-10⁻¹⁰ m/s). Fra modellen er det tydelig at enkelte strømningsretninger er foretrukne. Med unntak av området rundt Dalen forkastningssone ser det ut til at det er de Ø-V orienterte gruva som er foretrukne og i mindre grad de N-S orienterte gruva. Det er også forholdsvis mindre gjennomstrømming av de lavereliggende gruva mot øst under Eidangerfjorden.



Figur 42 Stasjonær strømningshastighet gjennom gjenfylte gruver (avfall: porøsitet $\phi = 0.35$; $K = 10^{-5}$ m/s). Total vannmengde gjennom gruva er gitt i Tabell 12. Fargeskalaen viser strømningshastighet i $\mu\text{m/s}$ ($=10^{-6}$ m/s). Kote-0 (0 m.o.h.) er der de fargede linjene grenser til de tynne svarte linjene. Transporten er minst nederst i gruva (mørk blå farge). Figuren viser også at noen strømningsveier er foretrukne fremfor andre.

5.7 Oppsummering av hydrogeologiske forhold

Vann som i dag kommer inn i dalen og Kjørholt gruve består av overflatevann og innlekkasjevann. Dette samles opp i store og mindre basseng og pumpes opp i dagen og videre til sjø. Noe vann samles aktivt opp i gruva og benyttes som prosessvann av Norcem. Overflatevann kommer i hovedsak inn i gruva fra rasområdet ("Raset"), men også fra Dalen dagbrudd. Mengden vann som pumpes ut av gruva er derfor svært nedbørsavhengig. Tiltak som tetting av åpninger, etablering av terskler og drenerings-systemer, vil sannsynligvis kunne gi en betydelig reduksjon i den totale vannmengden som kommer inn i gruva.

I gruveområdet er massivt berg i seg selv svært tett, med lav primær porøsitet og permeabilitet. Innlekkasje av grunnvann (innlekkasjevann, både fersk- og saltvann) skjer via sprekker i bergmassen, i all hovedsak knyttet til Dalen forkastningssone i sørdelen av gruvesystemet. Tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er derfor fullinjisert med sement. Ytterligere tettetiltak med injeksjon vurderes som mulig men ressurskrevende.

I dagens situasjon, hvor vann pumpes slik at forholdene er tørre nederst i gruva på ca. kote -340, gir svært store innadrettede hydrauliske gradienter (mot gruva). Store deler av gruva ligger fysisk under Eidangerfjorden og saltholdig vann i innlekkasjepunktene indikerer en tilsynelatende vertikal innlekkning av sjøvann. Total mengde innlekkasjevann er per i dag stipulert til ca. 860 m³/døgn.

Så lenge utpumping av vann opprettholdes for å holde gruva drenert, antas det hydrogeologiske systemet å forbli slik det observeres i dag. Under deponidrift vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0, noe som medfører en innadrettet grunnvannsgradient mot gruva og deponerte masser. Grunnvann vil ikke kunne strømme ut av deponiområdet så lenge en innadrettet hydraulisk gradient forekommer.

Som et resultat av deponidriften vil vannet stige suksessivt oppover i gruva, avhengig av nivå for deponering. Maksimal mengde innlekkasjevann under deponidrift vil foreligge i starten av driftsperioden. Det antas at behovet for utpumping av vann avtar gradvis ettersom de avfallsfylte nivåene blir vannmettet. Mengden innlekkasjevann vil samtidig reduseres grunnet etableringen av et økende mottrykk (reduisert netto hydraulisk gradient). Den totale mengden vann som vil kunne komme i kontakt med det deponerte avfallet, og som eventuelt må behandles/rens, er imidlertid usikker og vil kunne endre seg over tid.

Etter at deponiet avsluttes vil Dalen gruve gradvis fylles helt med vann. Gruva ligger på en halvøy som er omgitt av det samme havnivået på begge sider. I en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruva) foreligger det derfor ingen hydraulisk gradient som driver saltvannstransport gjennom Eidangerhalvøyas bergmasser. Ferskvann som infiltrerer grunnen vil derimot resultere i en gradient som driver ferskvannstransport fra relativt høyereliggende deler av halvøya, ned mot havet.

Utførte simuleringer (3D) av grunnvannsstrømmen i området etter at deponiet er avsluttet, viser at når vannstrømningen når en stabil tilstand (stasjonære forhold) vil strømning gjennom gruva og deponert avfall bli svært liten. Simuleringene viser at samlet vannmengde gjennom gruva ligger i størrelsesorden $1 \text{ m}^3/\text{dag}$ eller mindre, dvs. ca. 365 m^3 eller mindre per år. Dette er på nivå med tidligere beregnede vannmengder basert på 2D modellering. Simuleringene viser videre at strømningshastigheten av vann i gruva vil variere, og i dypere deler av gruva vil det tilnærmet være stillestående vann.

6 Forurensning fra dagens gruve

Kartlegging av deponier i og omkring gruva viser at flere av deponiene har avrenning til gruva, blant annet deponi for produksjonsavfall fra sementproduksjonen (aktivt) og Raset (avsluttet). Det er registrert forhøyede konsentrasjoner av metaller og enkelte organiske miljøgifter i sigevannet nedstrøms disse deponiene.

Vannet fra pumpe-sumper i gruva viser også forhøyet metallinnhold, noe som kan skyldes naturlig innhold av metallene i kalksteinen, eller stamme fra gamle deponier i og omkring gruveområdet.

6.1 Grunnlagsmateriale

I 2002 gjennomførte Norconsult en kartlegging av eksisterende deponier i tilknytning til Norcem sin sementfabrikk i Brevik. Kartleggingen inkluderte befaringsintervjuer og noe prøvetaking. Norconsult konkluderer med at mye av det deponerte avfallet er produksjonsavfall og rester etter sementproduksjonen, samt annet avfall etter Norcems virksomhet. I 2016 ble det i regi av NOAH og Norcem gjennomført en mer detaljert kartlegging av forurensningssituasjonen ved de ulike deponiene.

Norcem har etablert et måleprogram for oppfølging av eksisterende og avsluttede deponier innenfor sitt område. I måleprogrammet prøvetas ulike punkter i fastlagte intervaller (årlig eller hvert femte år). En oversikt over alle deponiene i og omkring gruva er gitt i Tabell 13.

I regi av Norcem/NOAH har det i 2014/2015 blitt tatt ut vannprøver fra hovedpumpe-sumpene og flere mindre pumpe-sumper i gruva. En oversikt over pumpe-sumper i gruva er vist i Figur 33. Vannet er analysert for pH, ledningsevne, metaller og klorid. Resultatene er vist i Tabell 14. Undersøkelsen i 2016 omfattet prøvetaking av vann i og utenfor gruva på Norcem sitt område, samt automatisk logging av vannmengder og enkelte fysisk-/kjemiske parametere i utvalgte pumpe-sumper i gruva.

6.2 Pågående og avsluttet deponering i gruva

6.2.1 Avfallskategorier

Norcem har gjennom tidene generert ulike typer avfall knyttet til sin virksomhet, der store deler kan være deponert i de ulike deponiene i området. Viktige avfallsfraksjoner er mineralsk produksjonsavfall (rå-mel, sement, klinker) og bypasstøv (støv fra fjerning av klor i prosessen, selges også som injeksjonsmasser for kalksementstabilisering).

I tillegg til deponier av produksjonsavfall forekommer lagring av innsatsstoffer i sementproduksjonen som bauxitt (naturlig forekommende aluminiummalm), serox (biprodukt fra oppredningen av bauxitt) og kisavbrand (rest etter røsting av svovelkiskonsentrat). I kontakt med vann kan det komme til utlekking av metaller fra lagret materiale.

6.2.2 Deponier

Norcem har tillatelse fra Miljødirektoratet til å deponere produksjonsavfall i deponier i Dalen gruver, se Figur 43. Disse deponiene er definert som deponi for ordinært avfall (kategori II). Det er etablert to deponier, der det ene er avsluttet. En oversikt over etablerte deponier (nedlagte og aktive) i tilknytning til Kjørholt/Dalen gruver er vist i Tabell 13.



Figur 43 Lokalisering av deponi for produksjonsavfall fra sementproduksjonen i Dalen gruver (markert med lys rød farge). Prøvepunkter for sigevann er vist med røde ringer

Tabell 13 Oversikt over etablerte deponier i Kjørholt/Dalen gruver

<i>Dalen gruver (1995 – 2040)</i>	<p>Dalen gruver- deponiet ligger på kote 50. I dette deponiet deponeres i hovedsak produksjonsavfall som sement, halvfabrikat fra overkjøringer og murverk fra ovnssystem. Det deponeres mellom 15 000 og 20 000 m³ per år, og dagens volum er anslått å være 135.000 m³. Alle avfallstyper antas å ha utlekkingssegenskaper innenfor grensene til ordinært avfallsdeponi. Deponiet er aktivt og skal avsluttes i 2040. Avrenning fra deponiet går til gruvene, hvor det fortynnes med innlekkasjevann og pumpes til sjø. Sivevann fra deponiet prøvetas i et punkt. Resultatene viser forhøyede verdier for enkelte metaller: Cd (0,07 - 0,45 µg/L), Ni (5 - 70 µg/L) og As (2 - 6,2 µg/L)</p>
<i>Deponi for bypasstøv (2004 - 2013)</i>	<p>Deponiet inneholder utelukkende bypasstøv (BPD) fra sementproduksjonen. Avfallet inneholder forhøyede mengder klor (9,22%) som følge av fjerning av klor i prosessen. Deponert volum er 20.000 m³. Dette deponiet ligger på kote 10 og ble avsluttet i 2013. Avrenning fra dette deponiet går til en fyllingsdam, tettet med duk, og deretter til en betongdam. Eventuell avrenning vil være overløp i betongdammen. Produksjonen av sivevann er lav, men vannet har forhøyede verdier av PAH og metaller (As, Cr, Pb, Zn). I tillegg er det registrert perfluorerte forbindelser i sivevannet (PFOS/PFAS), sannsynligvis som følge av brenning av avfall som inneholdt disse komponentene i denne perioden.</p>
<i>Dalen deponi nord og syd (1986-1994)</i>	<p>Dalen deponi nord (5.000 m³) og syd (10.000 m³) er et avsluttet deponi for avfall fra dagbruddet. I tillegg til produksjonsavfall er det i tillegg observert avfall fra brann, bilvrak og jernbanesviller. Prøvetaking av sivevann fra deponiet viser noe mineralolje, samt sterkt forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller, spesielt arsen og kvikksølv. Kilden til arsen kan være impregnert trevirke eller brenning av hus på området, mens opphavet til kvikksølv ikke er kjent. Avrenning fra deponiene i dagbruddet er kartlagt ved befarings i området. Ut i fra befarings syns det at avrenning fra det sørlige deponiet går i en bekk i en fjellskjæring, før den går i en gammel stigort, som fører til en kulvert til Dalsbukta. Vannet fra dette deponiet går altså ikke i gruvene. Avrenning fra det nordlige deponiet ble ikke observert under Norconsults befarings, og det antas at det går inn i gruvene. Sivevann fra det nordlige deponiet er ikke prøvetatt. Store deler av dette deponiet er senere fjernet i forbindelse med utvidelsen av dagbruddet.</p>
<i>Tyskerfyllingen (1917-1960)</i>	<p>Det ble etablert en avfallsfylling under krigen, kalt Tyskerfyllingen. Det er trolig fylt ulike avfallstyper i deponiet, som ulike typer metalskrot, husholdningsavfall og muligens noe spesialavfall som malingsspann. Anslått volum er 60 000 m³. I Norconsult (2002) sine analyser fant en at sivevannet fra deponiet hadde sterkt forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller. Det har blitt videre overvåket av Norcem i de samme prøvepunktene, og selv om det er forhøyede konsentrasjoner av noen metaller (As: 0,89-18 µg/L, Cu: 1,8-5,2 µg/L, Ni: 2,7-58 µg/L), er konsentrasjonene i størrelsesorden 500-1000 ganger lavere enn konsentrasjonene i prøvene tatt av Norconsult. Nyere målinger fra 2016 viser lite forurensning. Avrenning vil foregå som overflateavrenning og kan infiltrere sprekker i fjellet. Overflateavrenningen går trolig i overvannssystemet til fjorden.</p>

<i>Deponi Raset (1976-1993)</i>	I deponiet Raset er det blitt deponert produksjonsavfall fra sementproduksjonen, som består av diverse uorganisk avfall som brukte ovnsforinger, støv fra rengjøring av fabrikkområdet og annet ildfast materiale. Det er også blitt deponert 200 tonn finstoff av emballert petrolkoks. Volum på deponiet er antatt å være 200-300.000 m ³ . Avrenning fra deponiet går til gruvene, hvor det fortyndes med innlekkasjevann og pumpes til sjø. Undersøkelsen utført av Norconsult viser at sigevannet inneholder noe mineralolje, samt forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv og nikkel. Det er også noe forhøyede konsentrasjoner av arsen for enkelte prøver. Hg (<0,005 – 0,13 µg/L), Ni (5 – 122 µg/L) og As (2,4 – 50 µg/L)
<i>Deponi Kjørholt gruva (1933-1988)</i>	Gruva inneholder kreosotimpregnerte jernbanesviller, skinneganger. Det er PCB-holdig utstyr i gruva som transformatorer, kondensatorer, hydraulikkolje og maling. I tillegg er det deponert fire betongblokker med innstøpt avfall av ukjent opprinnelse. Eventuelt avrenning fra deponiet renner til Bakkefeltet
<i>Deponi smøRambøllall Kjørholt (1933-1988)</i>	Det ligger et deponi i tilknytning til et verksted og smøRambøllall i Kjørholt gruver (12.000 m ³). Innholdet omfatter avfall fra virksomhetene nevnt over, i tillegg til kasserte maskiner. Deponiet ligger på nivå -16 i gamle Kjørholt gruver, og det er tørt i deponiet. (NOAH, 2014c)
<i>Deponi 31AN (aktivt)</i>	Deponi 31A er et deponi som ligger på nivå -130 ved siden av hovedrampen i gruvene (2.000 m ³). Deponiet inneholder husholdningsavfall, papp og trevirke. Avrenning fra deponiet blir ikke prøvetatt. (NOAH, 2014c)

6.3 Kjemisk sammensetning i vann som pumpes ut av gruva

Deponiene som har avrenning til gruva kan medføre en forurensning av vannet som igjen blir pumpet ut. For å få en oversikt over vannkvaliteten på vann som pumpes ut av gruva og til sjø, er det tatt ut vannprøver i 3 runder i perioden oktober 2014 – januar 2015. Vannprøvene er tatt fra hovedpumpesumpene (P-25B, -150, -190 og -38/Bakkefeltet), i tillegg til ulike mindre pumpesumper på flere steder i gruva. En oversikt over analyse-resultatene fra hovedpumpesumpene er vist i Tabell 14. Analysene er gjennomført ved NOAHs laboratorium på Langøya.

Vannet som pumpes ut av gruva har en nøytral til svak basisk pH. Vann som har vært i kontakt med kalkstein vil ha en tilsvarende pH, eksempelvis ligger pH i grunnvannet på Langøya stort sett mellom pH 7 og 8. pH i sjøvann ligger på rundt pH 8. Nedbørs-vann/overflatevann vil normalt ha en lavere pH, men under transport nedover i gruve-systemet vil vannet være i kontakt med kalkstein og påvirkes.

Høy konduktivitet i pumpesump -150 indikerer høyt innhold av salter og påvirkning av sjøvann. Konsentrasjonen av klorid og sulfat underbygger dette. Pumpesumpen samler store deler av vannet som trenger inn i forbindelse med Dalen forkastningen. Innholdet av salter i pumpesump P-25B er betydelig lavere enn i -150. Vann i pumpesump -190 varierer sterkt i saltinnhold (kloridkonsentrasjon). Dette skyldes sannsynligvis at pumpesumpen mottar både sjøpåvirket innlekkingsvann i de dypere delene, samtidig

som det i perioder med mye nedbør renner vann fra overløp P-25B til -190. Analyser av vannet fra pumpesump -38 /Bakkefeltet indikerer svært liten sjøvannspåvirkning.

Tabell 14 Vannkvalitet i vann som pumpes ut av gruva fra hovedpumpesumper i Brevik, prøvetatt 3 ganger i perioden oktober 2014 – januar 2015. Analysene er gjennomført på ufiltrerte prøver. Variasjon i prøveresultatene er vist med standardavvik (\pm).

		Pumpesump 25B	Pumpesump -150	Pumpesump -190	Pumpesump -38
pH		8,1 \pm 0,0	7,3 \pm 0,2	7,7 \pm 0,0	8,1
Konduktivitet	mS/cm	1,78 \pm 0,58	39,85 \pm 0,86	6,01 \pm 1,80	0,35
Klorid, Cl ⁻	mg/L	124 \pm 59	15225 \pm 1118	5302 \pm 7358	16,9
Sulfat, SO ₄ ²⁻	mg/L	590	1920	443	-
Nitrogen, tot-N	mg/L	13,1 \pm 3,8	55,6 \pm 85,6	34,7 \pm 4,8	4,45
TOC*	mg/L	3,78	1,19	2,72	-
PAH**	μ g/L	<0,14	-	<0,14	-
Ca (kalsium)	mg/L	141	197	207	-
As (arsen)	mg/L	0,06 \pm 0,03	<0,04	<0,04	<0,04
Cd (kadmium)	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Cr (krom)	mg/L	0,02 \pm 0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cu (kobber)	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Mo (molybden)	mg/L	0,08 \pm 0,04	0,06 \pm 0,01	0,05 \pm 0,02	<0,03
Ni (nikkel)	mg/L	0,08 \pm 0,04	0,04 \pm 0,01	0,05 \pm 0,02	<0,02
Pb (bly)	mg/L	0,03	<0,02	<0,02	<0,02
Sb (antimon)	mg/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Zn (sink)	mg/L	0,04 \pm 0,02	0,10 \pm 0,02	0,05 \pm 0,02	<0,01

*Totalt organisk karbon; **Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Geokjemisk modellering av vann som pumpes ut av gruva indikerer ingen metning av mineraler for hverken P-25B, -150 eller -190. Vann som er i likevekt med kalkstein forventes å ligge på rundt metningspunktet for kalsitt, noe som ikke er tilfellet for vannet som pumpes ut av gruva. Dette kan skyldes påvirkning fra sjøvann og overflatevann. Høy konsentrasjon av SO₄²⁻ og Ca bidrar til at metningsindeksen for gips (saturation index, SI) for anhydrid (CaSO₄) og gips (CaSO₄·2H₂O) er relativt høy (SI ~ -0,7). Utfelling av kalsitt og gips fører til at sprekker er selvtettende.

Konsentrasjonen av elementene arsen (P-25B), nikkel, molybden og sink (P-25B, -150, -190) kan karakteriseres som forhøyet sammenlignet med upåvirket grunnvann. Dette kan skyldes naturlig høyt innhold av disse elementene i kalksteinen, eller påvirkning fra gamle deponier i gruva.

Det understrekes at analysene er gjennomført på ufiltrerte prøver. I tillegg er deteksjonsgrensene for analysemetoden høy. Analyse av filtrert prøver av vann tatt i forbindelse

med kolonnetest på stabilisert avfall (se kapittel 7.4.2), viser også forhøyede konsentrasjoner av arsen (0,02 mg/L), nikkel (ca. 0,04 mg/l) og molybden (0,08 mg/l), med betydelig lavere deteksjonsgrenser.

Det foreligger et begrenset antall analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Det er ikke registrert PAH-forbindelser i disse prøvene. PAH forbindelser kan komme fra eksosutslipp og/eller gamle deponier.

I regi av NOAH/Norcem ble det i 2016 gjennomført en detaljert kartlegging av vannkvaliteten i pumpesumper i gruva. Resultatene samsvarer godt med tidligere resultater med svakt forhøyede konsentrasjoner av As (11-23 µg/l), Ni (6 – 56 µg/l) og Zn (4,3 – 10 µg/l) i disse pumpesumpene. Ytterligere pumpesumper (Bakkesynk, Kjørholtsynk, Sump-som ble inkludert i studien ligger i samme størrelsesorden eller noe høyere for As (8,8 – 138 µg/l), Ni (5,8 – 122,3 µg/l) og Zn (5,2 – 79,8 µg/l).

7 Avfallskarakterisering

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (fortynnet svovelsyre fra Kronos Titan, Fredrikstad) utgjør hoveddelen av det stabiliserte avfallet (>70%). I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet avfallssyre med den basiske flyveasken, og sulfat i syra felles ut som gips. Metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Den stabiliserte avfalls-slurryen avvannes til en relativt tørr filterkake.

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfall viser liten utlekking og ligger på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Lav utlekking fra stabilisert filterkake er i samsvar med erfaringer fra Langøya. Stabilisert filterkake som planlegges deponert i gruva er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet uten negativ effekt på kalksteinen i gruva.

Små mengder elementært (metallisk) aluminium i stabilisert filterkake kan gi dannelse av hydrogengass (H₂) over tid etter at deponiet er fylt med sjøvann. Pågående testprogram for å undersøke restpotensiale for gassdannelse i stabilisert filterkake, indikerer lav hydrogenutvikling, også under eksponering i saltvann. Langtidstester vil gi mer detaljert informasjon om mengden og hastighet på hydrogengass dannelse over tid.

7.1 Avfallstyper og –mengder

Behandlingsprosessen for det stabiliserte farlige avfallet som er planlagt deponert i Dalen gruver vil skje i dagens prosessanlegg på Langøya (se kapittel 3.2). Avfallstypene vil i stor grad tilsvare de som håndteres av NOAH Langøya i dag. Deponering i lukkede bergrom vil imidlertid stille andre krav til det behandlede avfallets egenskaper. Dette kan for mange avfallstyper håndteres ved hjelp av forbehandling, mens andre kan være uegnet å deponere i gruva. En oversikt over ulike avfallstyper og -mengder er oppgitt i Tabell 15. De anslåtte mengdene er basert på erfaringstall fra NOAH og vil være representativt for årlig mengde farlig avfall som behandles på Langøya.

Som det framgår av tabellen utgjør flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre fra Kronos Titan, Fredrikstad hoveddelen av avfallet som planlegges mottatt til stabilisering på Langøya (>80%). Produksjonsavfall fra aluminiumsindustrien, i hovedsak anode og katodeavfall, utgjør den største fraksjonen etter flyveaske og syre (ca. 10 % av totalmengden avfall). Resten av fast produksjonsavfall ligger på <1 – 4 % av totalmengden avfall. I det følgende beskrives de ulike avfallstypene mer inngående, med eventuell behandling og resultater fra kjemisk analyse. Hovedvekten er lagt på stabilisert avfall basert på flyveaske og svovelsyre.

Tabell 15 Avfallstyper aktuelt for mottak ved NOAH Langøya for stabilisering

Avfall	tonn/år*	Kommentar
Nøytraliseringsprosess		
Flyveaske	350 000	Restprodukt fra avfallsforbrenningsanlegg, tørr aske.
Svovelsyre og annen syre	65 000	23% svovelsyre fra Kronos (regnet som 100% syre). Annen syre.
Flytende avfall og slam	10 000	Sterk lut fra overflatebehandling avfettingsbad, nikkellrom bad, alkalisk sinkbad fra galvanindustrien Lavt forurenset vann, blant annet cyanidholdig vaskevann med noe tungmetallinnhold. Flytende tungmetallholdig slam fra renseanlegg.
Industriavfall		
Industriavfall fra aluminiumsindustri	50 000	Katode- og anodeavfall. Ovnrester.
Filterkaker fra avgassrensing/ Tungmetallholdig slam	20 000	Filterkaker/gips fra avgassrensing fra forbrenningsanlegg. Tungmetallholdig avfall. Tungmetallholdig slam fra industrielle renseanlegg (for eksempel jern-, mangan-, titan-, aluminiumhydroksidslam).
Diverse avfall - småleveranser	1000	Fast farlig avfall med forhøyet metallinnhold. Prosessutstyr, blåsesand, batterier, filterposer, fibrer og isolasjonsmateriale. Kvikksølvholdig avfall. Baser på fast form (natriumbikarbonat, forurenset kalkstein, brent kalk m.m.).
Jord og steinavfall		
Jord og riveavfall	5 000	Forurenset jord og rivningsavfall som inneholder tungmetaller og PCB.

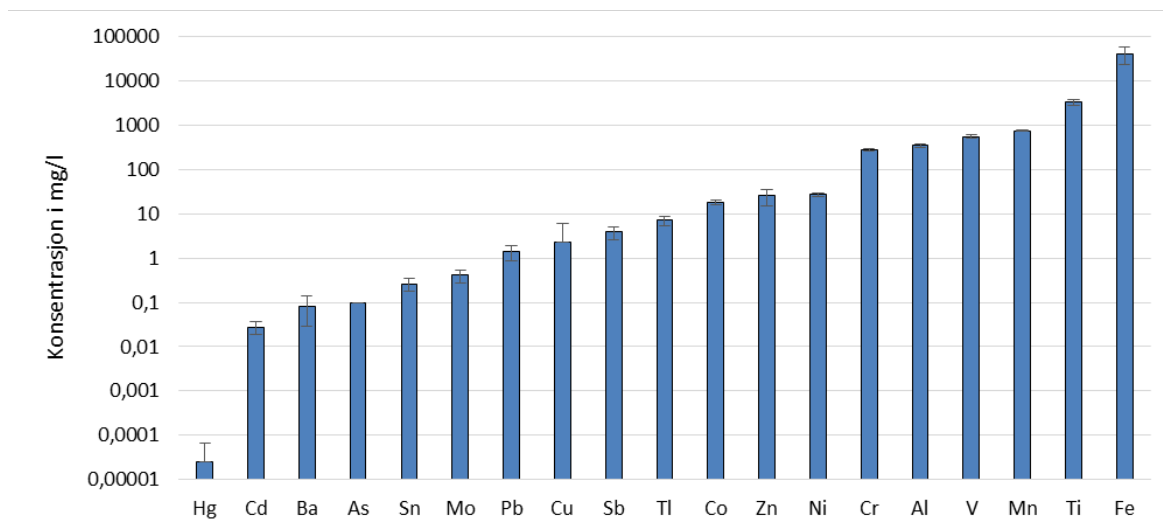
*Det vil være variasjoner i mengdene avfall som oppstår. Anslaget må karakteriseres som veiledende.

7.2 Beskrivelse av ubehandlet avfall

Hovedprosessen ved NOAH Langøya er nøytralisering og stabilisering av alkalisk flyveaske med avfallssyre (svovelsyre) fra Kronos Titan AS i Fredriksstad. Flyveasken stammer fra mer enn 100 forbrenningsanlegg for avfall. Alt annet avfall vil blandes inn i prosessen for stabilisering og inngå som en del av det stabiliserte avfallet (filterkaken).

7.2.1 Syre fra Kronos Titan, Fredrikstad

Avfallssyren stammer fra produksjonen av titan (TiO) ved Kronos Titan i Fredrikstad. Ilmenitt (FeTiO₃) ekstraheres med svovelsyre (H₂SO₄), og det oppstår et restprodukt bestående av en fortynnet svovelsyre (20% ~ 3.6 M, pH<0). Avfallssyren har et høyt innhold av jern (Fe(II)) på rundt 4 %. En oversikt over innhold i syren er gitt i Figur 44. Generelt kan innholdet av forurensningskomponenter (tungmetaller) i syren karakteriseres som lavt. Unntaket er krom som har et innhold på rundt 280 mg/l.



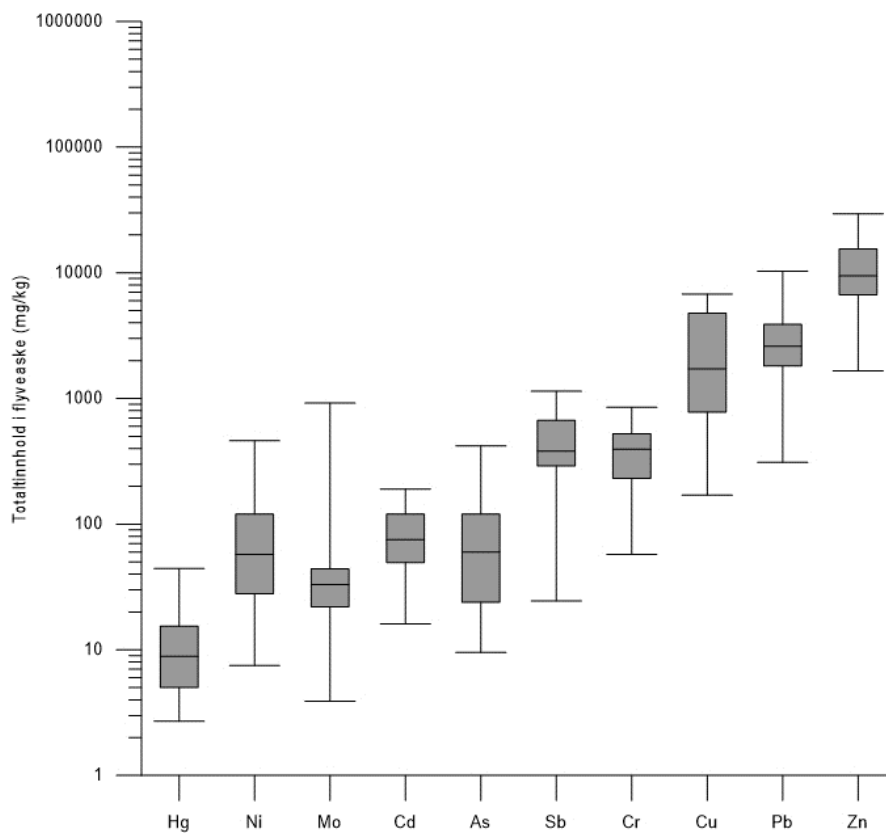
Figur 44 Konsentrasjoner av ulike elementer i avfallssyre fra Kronos Titan AS (data fra 2016-2017) (n=5). NB! Logaritmisk y-akse.

7.2.2 Flyveaske fra avfallsforbrenning

Mineralsk sammensetning og totalinnhold

Flyveaske er en avfallsfraksjon fra forbrenning i avfallsforbrenningsanlegg. Dette er restprodukter fra rensing av røykgassen fra forbrenningen (elektrofilter, tekstilfilter). Flyveaske er sterkt alkalisk med høyt innhold av metaller, og er derfor definert som et farlig avfall. Innholdet i asken er avhengig av flere faktorer, blant annet sammensetningen av forbrent avfall, forbrenningsteknologi og røykgassrensing. Flyveasken må forbehandles og stabiliseres før den kan deponeres.

NOAH mottar store mengder flyveaske til sitt anlegg på Langøya. For kontroll tas det ut prøver av askeavfallet som analyseres for blant annet metaller. Gjennomsnittskonsentrasjoner for aske som er mottatt i perioden 2015 – 2017 er vist i Figur 45. Analysene omfatter ca. 880 prøver. Laveste konsentrasjoner foreligger for kvikksølv (Hg) på 27 ± 364 mg/kg, og høyeste konsentrasjoner foreligger for sink (Zn) på $12\,796 \pm 11\,998$ mg/kg. For bly (Pb) og kadmium (Cd) ligger konsentrasjonene på henholdsvis 3637 ± 3907 mg/kg og 97 ± 192 mg/kg. Det er stor variasjon (standardavvik) i konsentrasjonene for de ulike elementene.



Figur 45 Boksplot som viser median, 1. og 3. kvartil samt 5 og 90% kvartil (whiskers) av metaller i flyveaske (mg/kg) fra avfallsforbrenning som leveres NOAH (n≈880). Tall for perioden 2015-2017. NB! Logaritmisk y-akse.

Flyveaske er svært alkalisk med en høyt pH på mellom 11 og 12. Mineralogiske analyser (røntgendiffraksjon, XRD) av flyveaskeprøver fra NOAH viser høyt innhold av kalsium-sulfater (gips, anhydrid) og karbonater (kalsitt), i tillegg til oksider/hydroksider. Karbonater og oksider gir asken en høy syrenøytraliseringskapasitet (acid neutralization capacity, ANC) som nyttiggjøres i nøytraliseringen av avfallssyre. Flyveaske har også høyt innhold av lettløselig natriumklorid (halitt, NaCl).

Tabell 16 Mineralsk sammensetning i flyveaske, resultater fra XRD analyser (NGI, 2018)

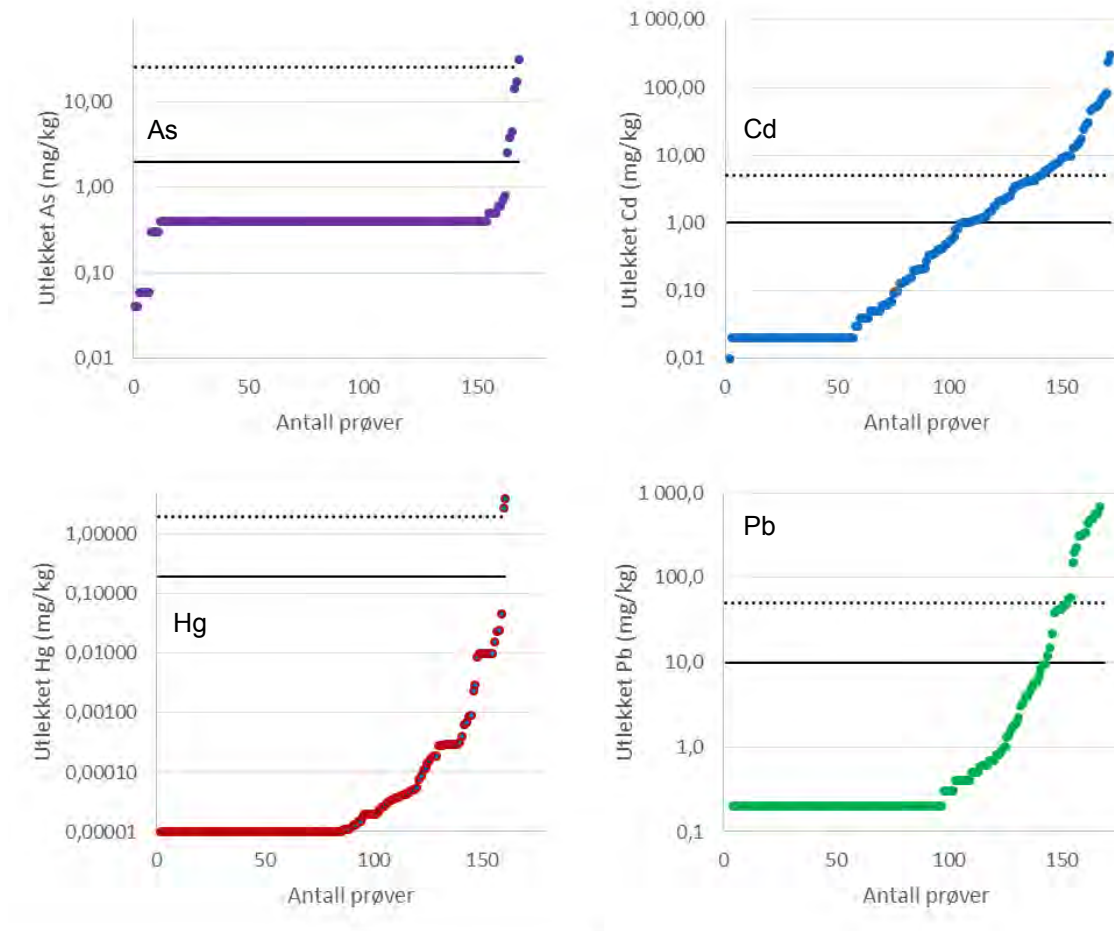
Mineral	Formel	Flyveaske gjennomsnitt (n=3)	STD
Gips	CaSO ₄ ·2H ₂ O	21,7	10,0
Kalsitt	CaCO ₃	15,3	5,5
Anhydritt	CaSO ₄	13,0	3,6
Gehlenitt	Ca ₂ Al[AlSiO ₇]	10,3	1,5
Halitt	NaCl	10,0	5,3
Kvarts	SiO ₂	9,7	2,9
Stichitite/pyroaurite/ sjogrenite	Mg ₆ Cr ₂ CO ₃ (OH) ₁₆ ·4H ₂ O	9,3	2,1
Vateritt	μ-CaCO ₃	3,5	0,7
Syngenitt	K ₂ Ca(SO ₄) ₂ ·H ₂ O	3,5	3,5
Sylvitt	KCl	3,3	3,2
Hematitt/maghemitt	Fe ₂ O ₃	3,0	1,0

Flyveasken har normalt et lavt innhold av organisk materiale (total organisk karbon, TOC <1%). I hovedsak skyldes de målte verdiene av TOC elementært karbon (sotpartikler og rester av aktivt kull som tilsettes i røykgassrensingen). Asken kan inneholde spor av PAH og klorerte organiske forbindelser (eksempelvis dioksiner, klorbensen). Disse forbindelsene er lite vannløselige og vil bindes godt til sotpartiklene. Sotrester og aktivt kull er stabile og ikke nedbrytbare forbindelser.

Utlekking flyveaske

NOAH utfører standard ristetester på avfallet som mottas i henhold til avfallsforskriften, vedlegg II (MD, 2004). Figur 46 viser utlekkingsresultater for ca. 170 flyveaskeprøver levert til NOAH. Resultatene viser at det er stor variasjon i utlekkningen fra ubehandlet flyveaske. I hovedsak ligger utlekkningen godt innenfor kriteriene for deponi for farlig avfall. For arsen (As) og kvikksølv (Hg) ligger nesten samtlige prøver innenfor utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi, mens for kadmium og bly overskrides utlekkingskriteriene for farlig avfallsdeponi for <20% av prøvene.

Utlekkingen av metaller vil være svært avhengig av pH. I asker med svært høy pH (rundt 12) kan mobiliteten av enkelte metaller som eksempelvis bly og sink være høy.



Figur 46 Utlekking av As, Cd, Hg og Pb fra ca. 170 prøver av flyveaske (mg/kg). Svart heltrukket linje indikerer utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi, svart stiplet linje indikerer utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi. NB! Logaritmisk y-akse.

7.2.3 Annet farlig avfall for behandling og deponering

Totalinnhold og utlekkingspotensial

Annet farlig avfall som vurderes mottatt i gruva i Brevik er gitt i Tabell 17. Oversikten er basert på dagens mottak ved NOAH Langøya. Dette avfallet er karakterisert med blant annet utlekkings tester. NGI har mottatt resultater fra analyser av totalinnhold og utlekkings tester for alle de viktigste avfallstypene, med unntak av jord og riveavfall som er av så inhomogen karakter at slike analyser ikke vil kunne gi et generelt bilde.

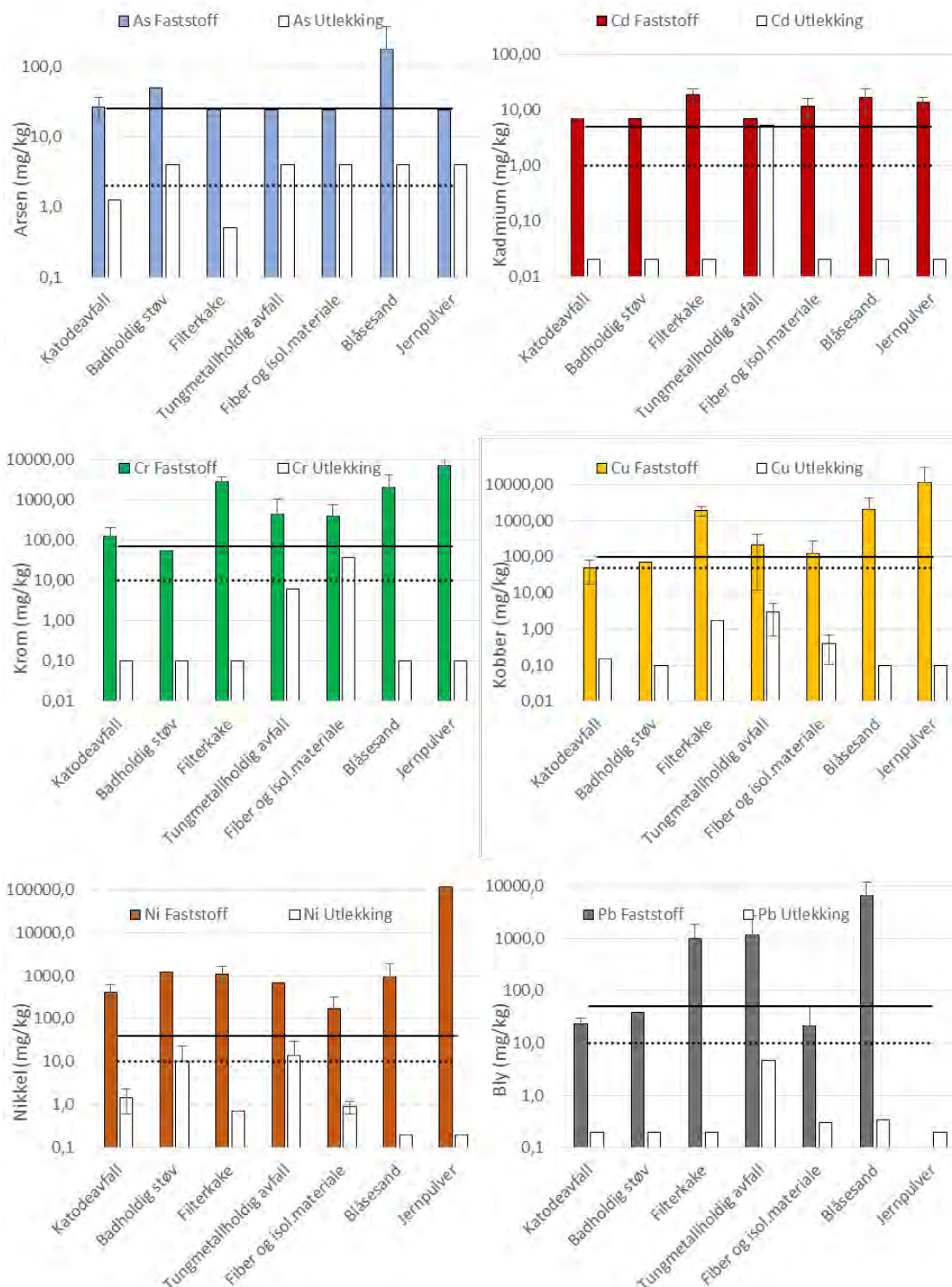
I det følgende er det gitt en beskrivelse av de ulike avfallsfraksjonene. Totalinnhold og utlekkingspotensialene (ristetest, L/S=10) for elementene arsen, kadmium, krom, kobber, nikkel og bly er gitt i Figur 47.

Tabell 17 Ulike typer industriavfall som er planlagt mottatt i Brevik

<i>Katode/anodeavfall:</i>	Anodeavfall og katodeavfall fra aluminiumsindustrien leveres til NOAH i dag. Analyser av totalinnhold for denne avfallstypen viser at ingen av prøvene har overskridelse av grensen for farlig avfallsdeponi. Utlekkingen av metaller kan karakteriseres som moderat, i hovedsak betydelig lavere enn utlekkingskriteriet for farlig avfall. Katodeavfall lekker som regel fluorid over grensen for farlig avfall, men når avfallet deponeres i gipsen vil fluorid felles ut som tungtløselig CaF ₂ . Etter mottak avgasses avfallet ved kontakt med vann, og ammoniakk, hydrogengass og fosfin frigis.
<i>Filterkaker:</i>	Filterkaker er et avfall som kan stamme fra all industri der det gjennomføres filtrering. Filterkaker er oppsamlet partikulært materiale som kan inneholde høye konsentrasjoner av metaller. NGI har mottatt analyseresultater fra totalanalyser og utlekkings tester for tre prøver av filterkaker. Alle tre prøver har overskridelse av grensen for farlig avfall for sink. For utlekkings tester har avfallet overskridelser av grenseverdi for farlig avfall for klorid.
<i>Tungmetallholdig avfall:</i>	En del av industriavfallet som mottas på NOAH Langøya i dag har konsentrasjoner av tungmetaller tilsvarende farlig avfall. I hovedsak ligger imidlertid totalinnhold under grensen for farlig avfall. Dette er i stor grad slam generert i metallurgisk industri. Avfallet kan være fra fast form og til flytende, men felles for alle avfallstyper i denne kategorien er at forurensningen er partikkelbundet. Dette vil gi liten utlekking av tungmetaller fra avfallet.
<i>Diverse avfall:</i>	Dette er sorterer farlig avfall som mottas i små kvantum til deponiet. Eksempler er blåsesand, jernpulver og fiber og isolasjonsmateriale. Felles for blåsesand og jernpulver er at analyse av totalinnholdet i avfallet har overskridelse av grensen for farlig avfall, mens utlekking er under grensen for ordinært avfallsdeponi. Fiber og isolasjonsmateriale overskrider grensen for ordinært avfallsdeponi, og har en analyse med overskridelse av grenseverdien for farlig avfall for klorid.
<i>Jord og riveavfall:</i>	Jord og riveavfall omfatter avfall fra bygg og anleggsbransjen der konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter er over grensen for farlig avfall, i hovedsak metaller eller PCB. Utlekking fra avfallet testes før deponering.
<i>Aske til behandling i ejektor:</i>	Det mottas også en del flyveaske som er for tung til å behandles slik anlegget til NOAH er i dag. Denne blandes med vann, og pumpes ut ved hjelp av en ejektor. Den benyttes til bygging av veier i deponiet. Totalinnhold og utlekkingspotensiale vil tilsvare flyveaske gitt i kapittel 7.2.2.

Enkelte batterier inneholder miljøfarlige stoffer, som kvikksølv, kadmium og bly, som en ikke ønsker skal bli sluppet til miljøet. Kasserte batterier er regulert av avfallsforskriften, kap. 3. Det har lenge vært etablerte returordninger for batterier, og mye blir resirkulert. En del batterier blir likevel levert til behandling som farlig avfall.

Når batterier blir mottatt hos NOAH blir de sendt til utreagering i prosessvann. Det dannes H₂ og SO₂ ved utreagering, og denne prosessen må derfor gjennomføres innen deponering. Utreagering for å hindre gassdannelse vil bli enda viktigere i Brevik, da en ikke kan tillate gassdannelse av betydning i gruva.

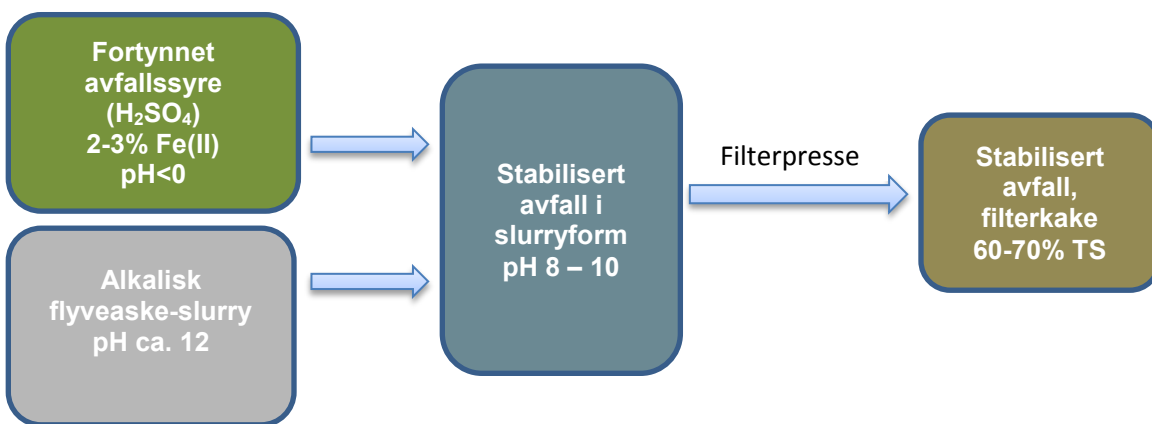


Figur 47 Totalt faststoffinnhold og utlekking av arsen (As), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni) og bly (Pb) i faste avfallsfraksjoner som mottas ved NOAH Langøya. Utlekkingskriteriet (ved L/S = 10) for ordinært- og farlig avfallsdeponi er vist med henholdsvis stiplet og gjennomgående svart linje. Data fra perioden 2006 – 2014. NB! Logaritmisk y-akse.

7.3 Stabiliseringsprosess

7.3.1 Prosessbeskrivelse

I stabiliseringsprosessen blandes alkalisk oppslemmet flyveaske med fortynnet avfallssyre fra Kronos Titan, Fredrikstad (svovelsyre, ca. 20%, med Fe(II)). Asken tilsettes som aske-slurry, tilsatt vann fra prosessen. Askens naturlige pH ligger på rundt pH 11-12, mens syren har pH<0. Slutt-pH for den nøytraliserte slurrien ligger i området pH 8-10, se Figur 48.



Figur 48 Flytskjema for prosessen med nøytralisering av avfallssyre og flyveaske med etterfølgende avvanning.



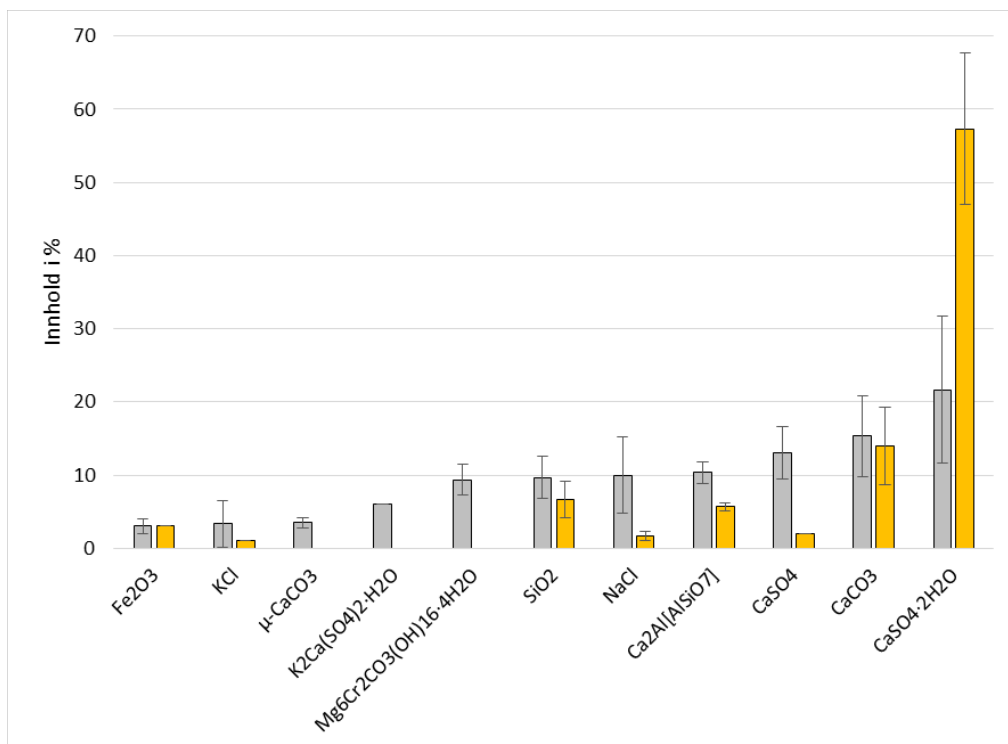
Figur 49 Stabilisert filterkake er tenkt deponert i gruva i Brevik. A) Filterkakebit fra testkjøring i desember 2014. (Foto: NGI) B) Filterkake fra testkjøring i 2018 (Foto: NOAH). Filterpressen som fjerner vannet i det stabiliserte avfallet gir et restprodukt med ca. 65% tørrstoffinnhold.

Dette tilsvarer nøytraliseringsprosessen som gjøres på Langøya i dag. Det nøytraliserte avfallet som i dag deponeres på Langøya pumpes direkte ut i deponiene som en slurry med et vanninnhold på rundt 70% (tørrestoffinnhold på 30%). Store deponivolum og -flater samt overlagring av andre avfallsmasser, medfører at vannet presses ut og avfallsmassene konsoliderer og frigjør deponivolum. Dette gir en akseptabel utnyttelse av deponivolumet. En slik vannutpressing/konsolidering av massene vil man ikke kunne oppnå ved deponering av denne type masser i Dalen gruver, noe som vil gi en svært dårlig utnyttelse av deponivolumet i gruva. Det har derfor blitt utviklet en metode for avvanning av det nøytraliserte avfallet ved hjelp av filterpresse. Storskala avvanningsforsøk har gitt et avfallsprodukt med tørrestoffinnhold på ca. 65 %. Avvanning i filterpresse gir relativt tynne "flak" med ca. 5 cm tykkelse. Disse brekker lett opp i deler. Figur 49 viser bilde av avvannet stabilisert avfall fra storskala forsøk gjennomført av NOAH i desember 2014

Nøytraliseringsprosessen for avfallssyre skjer under reduserende forhold, som følge av syrens reaksjon med elementære metaller, spesielt aluminium. I deponiene med stabilisert farlig avfall på Langøya hersker derfor reduserende forhold. Studier har vist at gipsen har reduktive egenskaper som medfører en reduktiv deklorering og debromering som fører til nedbrytning av klorerte og bromerte organiske forbindelser (Bioforsk, 2012).

7.3.2 Mineralogi og morfologi

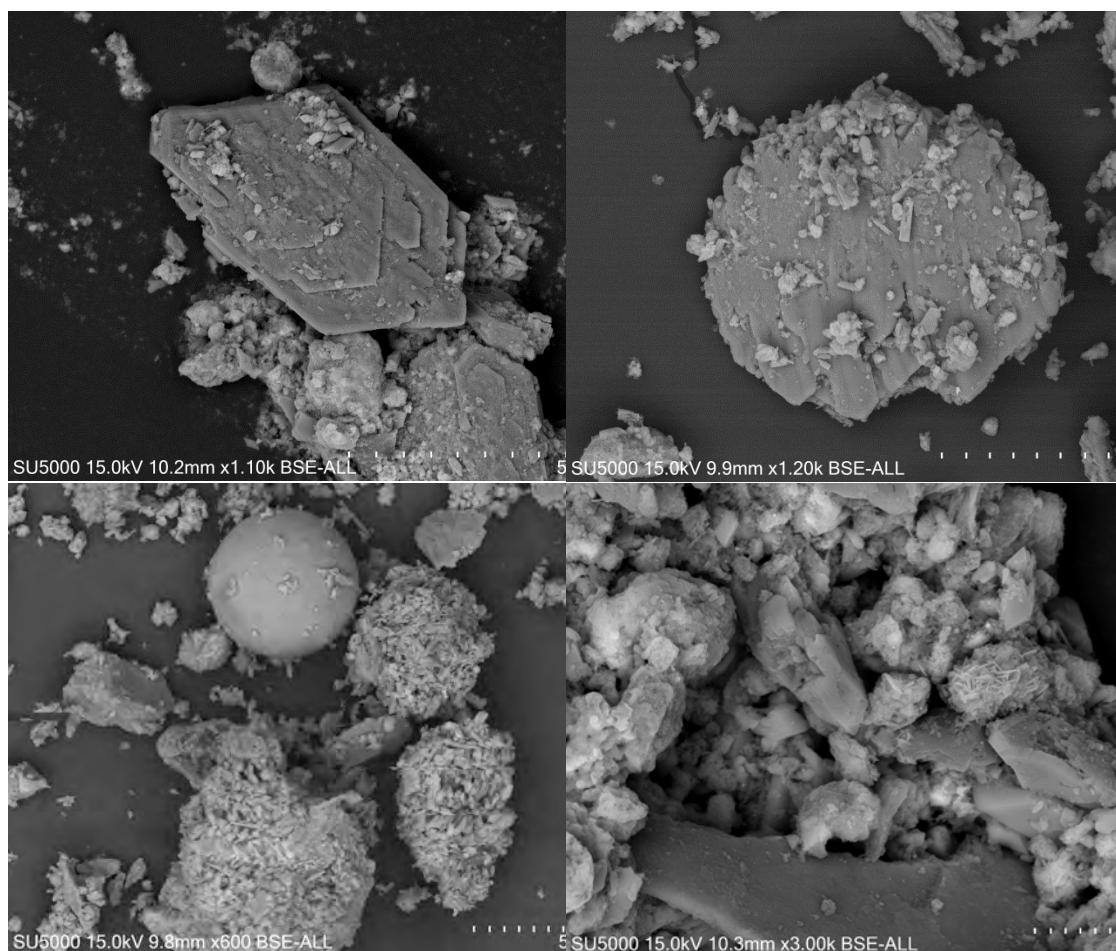
I prosessen reagerer syren med de alkaliske bestanddelene i asken (eksempelvis CaCO_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$), og sulfat i syra felles ut med kalsium til gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). De mest løselige (Cl, Na, K) elementene vil mobiliseres i prosessen, mens metallene immobiliseres. Mineralogiske analyser (XRD) av ubehandlet flyveaske og stabilisert flyveaske (filterkake) viser tydelig at mineralogien endres i materialet hvor lett løselige salter (NaCl) reduseres og gipsinnholdet øker, se Figur 50.



Figur 50 Mineralogisk sammensetning (XRD-analyser) av ubehandlet flyveaske (grå stolper) og stabilisert flyveaske (oransje stolper). Gjennomsnitt og standardavvik (n=3)

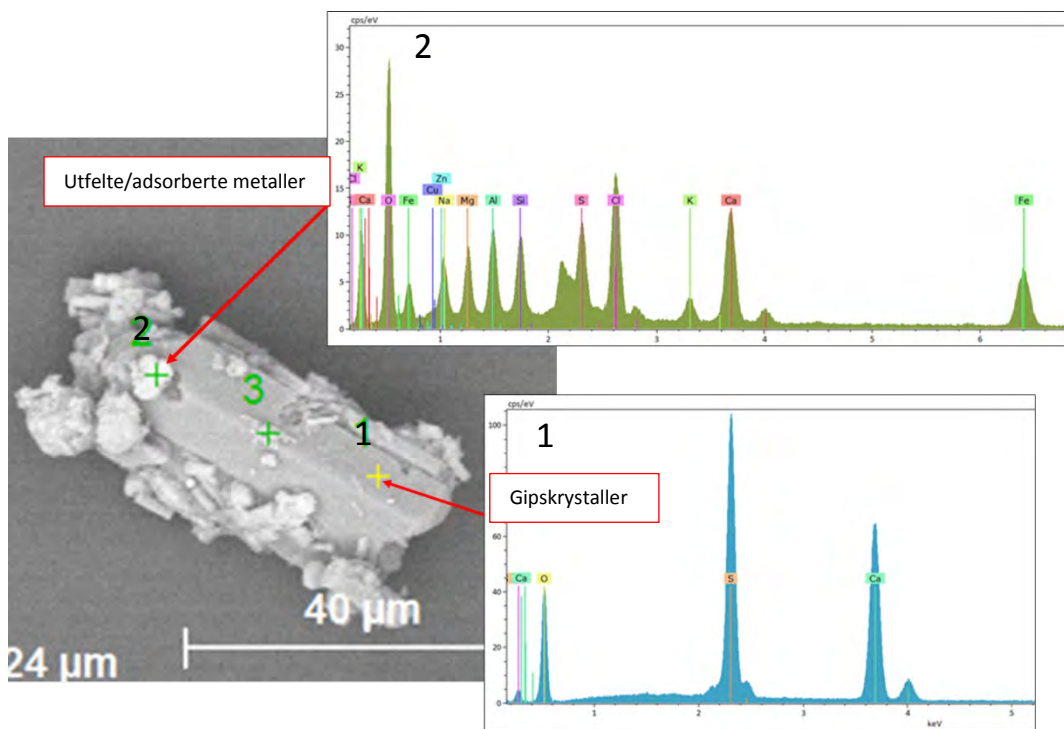
Som det framgår av figuren er hovedbestanddelen i det stabiliserte avfallet gips (CaSO₄·2H₂O) og kalsitt (CaCO₃). Dette stammer både fra utfellinger i prosessen, men også fra den opprinnelige flyveasken (se kapittel 7.2.2). Det gjøres oppmerksom på at XRD kun detekterer krystalline strukturer. Amorft materiale som utfelte jern(hydr)oksid under stabiliseringsprosessen kan ikke påvises med analysen.

Figur 51 viser SEM (scanning elektron mikroskop) bilder av stabilisert avfall (filterkake). Bildene viser tydelige gipskrystaller som dannes i nøytraliseringsprosessen mellom kalsium fra asken og sulfat fra avfallssyren.



Figur 51 Scanning Electron Mikroskop (SEM) bilder av stabilisert avfall (filterkake). Bildene viser eksempler på ulike morfologiske egenheter i avfallet: Tydelige gipskrystaller (bilde a, b), typisk kuleformede Si-Al holdige mineraler fra flyveasken (bilde c) og nærbilde av små krystaller (3000 x forstørrelse) (bilde d), (SEM fra UiO, januar 2018)

Avfallssyren inneholder høye konsentrasjoner av jern ($\approx 4\%$ Fe(II)) som felles ut som Fe-oxyhydroksider ved høyere pH i nøytraliseringsprosessen. Jernhydroksid har god sorpsjonskapasitet for metaller, og sammen med alkalisk pH med utfelling av hydroksider, gir dette lav løselighet av metaller. Tungmetaller med opprinnelig opphav fra hovedsakelig flyveasken utgjør typisk 1-3 prosent av avfallet og er i hovedsak bundet på eller i jernhydroksidene i filterkaken (Figur 52). Metallene er kjemisk stabiliserte, og slike kjemiske komplekser har lav løselighet i både ferskvann og sjøvann.

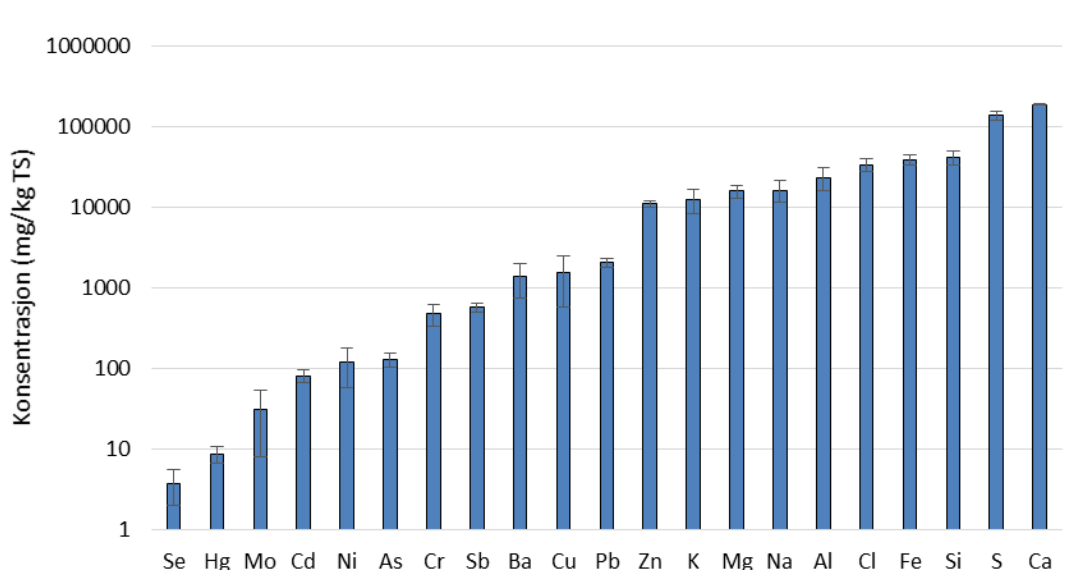


Figur 52 SEM-EDX analyse av stabilisert avfall/filterkake (analyser fra januar 2018). SEM-bilde av tydelig utviklet gipskrystall med punkt for EDX analyse (angitt som +). Punkt 1 viser EDX resultater fra krystalloverflaten hvor kun kalsium (Ca) og svovel (S) detekteres, dvs. CaSO_4 . Punkt 2 viser EDX resultater fra område med høyt innhold av andre elementer/metaller (Fe, Al, Cu, Zn, dvs. utfelte/adsorberte metaller).

Ubehandlet flyveaske har normalt et høyt innhold av basiske komponenter som gir en høy syrenøytralisasjonskapasitet. Etter nøytralisasjonen med avfallssyre er det fremdeles et høyt innhold av karbonater (CaCO_3) som gir god bufringsevne også i behandlet avfall. Bufferkapasiteten er stoffets evne til å motstå endringer i pH, og ved en økning av bufferkapasiteten vil gipsen være mer motstandsdyktig mot endringer i pH, som også vil gjøre gipsen mer stabil i et langtidsperspektiv.

7.3.3 Totalinnhold

Figur 53 viser totalinnhold (XRF-data) målt i stabilisert filterkake fra ulike prøvekjøringer i 2017-2018. Variasjonen i konsentrasjonsnivåene samsvarer med totalinnholdet i flyveaske, men nivåene ligger litt lavere. Dette skyldes utfelling av gips i prosessen hvor sulfat tilføres fra avfallssyren ("fortynningseffekt"). Som forventet er det høyt totalinnhold av kalsium (Ca) og svovel (S). Oversikten viser at hovedandelen av massene som er planlagt deponert i Dalen gruver vil bestå av mineraler med lavt giftighetspotensiale (Ca, S, Si, Fe, Cl, Al, Na, Mg, K).



Figur 53 Total elementkonsentrasjoner målt i stabilisert filterkake, prøver fra 2018 (n=7). NB! Logaritmisk akse.

Filterkaken har et lavt innhold av TOC (1%). Stabilisert farlig avfall på Langøya har et TOC krav før deponering på maks 1%. Begrunnelsen for dette strenge kravet er det høye innholdet av sulfat i prosessert avfall. Under anaerobe forhold og ved tilgang på organisk nedbrytbart materiale kan sulfat reduseres mikrobielt til hydrogen sulfid (H₂S) og andre lettflyktige og til dels toksiske svovelforbindelser. Grenseverdien på 1 % er gitt med bakgrunn i teoretiske beregninger som viser at sulfiddannelse vil bli bundet som jernsulfider så lenge TOC ikke overskrider 1,7 % (NIVA, 1996).

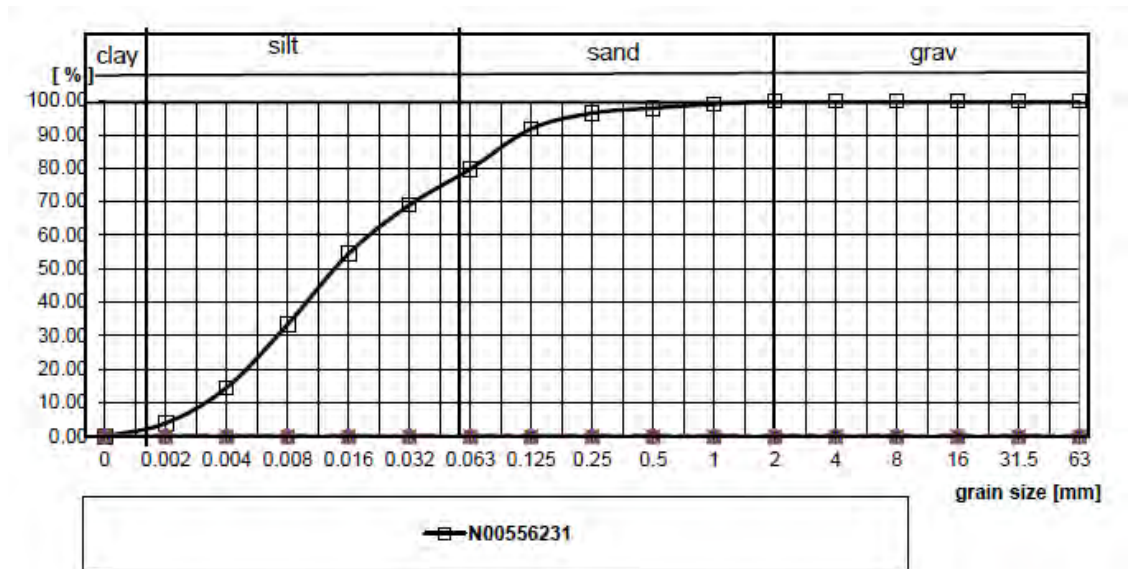
7.3.4 Fysiske egenskaper

Filterkaken har et tørrstoffinnhold (TS) på rundt 65-70 %. Egenvekten vil variere avhengig av hvor godt materialet pakkes/komprimeres. Tester av filterkake på Langøya viser en egenvekt på mellom 1,4 og 1,6 t/m³. Analyser av kornfordelingen i knust stabilisert avfallet viser at materialet har en svært høy andel av silt med partikler <63 µm. Andelen leirpartikler (< 2 µm) er < 5% (Figur 54). Dette samsvarer med kornfordelingen av stabilisert avfalls-slurry som deponeres på Langøya.

Tester i laboratoriet indikerer at materialet mister styrke og smuldrer opp etter å ha ligget i vann. Dette indikerer at avfallet har styrke i en tørr tilstand, men ved tilførsel av vann, reduseres styrken i kornskjellettet og bindingen som holder det sammen brytes. Tester på styrke og komprimeringsegenskaper er under utføring.

Når det gjelder deponering i Dalen gruver kan det forventes at filterkaken mister fysisk styrke over tid, når materialet mettes med vann. Dette har kun en effekt på den fysiske stabiliteten og ikke den kjemiske. Styrken i avfallsmaterialet har ingen betydning for deponeringen i Brevik. Den geologiske stabiliteten i fjellet rundt vil være uavhengig av

stabiliteten i avfallet (se kapittel 3). Redusert styrke vil ikke ha noen effekt på utlekking av metaller.



Figur 54 Kornfordelingsanalyse av stabilisert avfall (filterkake, knust) (Analyser gjennomført av ALS)

7.4 Utlekkingspotensiale

Uorganisk, stabilisert farlig avfall som planlegges deponert i Dalen gruve inneholder tungmetaller og andre uorganiske miljøgifter avhengig av type avfall (se kapittel 7.2). Forurensningspotensialet for avfallet er imidlertid knyttet til disse forbindelsenes mobilitet og mulighet for forurensningstransport. For deponiet vil en eventuell forurensningstransport i hovedsak være knyttet til vann, og det er derfor i det følgende gjort en vurdering av avfallsets utlekkingspotensial basert på standardiserte utlekkings tester (ristetest og kolonnetest).

7.4.1 Ristetest

I en ristetest tilsettes vann til avfallet, og blandingen ristes i et gitt tidsintervall ved hjelp av en såkalt end-over-end rister eller ristebord. Standard ristetest i henhold til avfallsforskriften foreskriver et blandingsforhold mellom væske og faststoff, et såkalt liquid-solid ratio (L/S), på L/S 10. Dette ristes i 24 timer, væsken filtreres og analyser for forurensningskomponenter.

Tabell 18 viser resultater fra ristetest gjennomført på ulike prøver av avvannet stabilisert farlig avfall (filterkake). Prøvene stammer fra testkjøringer med filterpresse på Langøya. Dvs. prøvene representerer avfallsmateriale fra fullskala forsøk.

Resultatene viser at utlekkingen av metaller fra avfallet er lav. De fleste av metallene ligger innenfor kravene for deponi for inert og ordinært avfallsdeponi. Unntaket er antimon (Sb) og selen (Se) som ligger godt innenfor kravene for farlig avfallsdeponi. Utlekkingen av klorid (Cl⁻) er høy og overskrider kravet til farlig avfallsdeponi i samtlige prøver. Klorid har ikke nevneverdig forurensningsmessig betydning for utslipp fra et eventuelt deponi i Dalen gruver da hovedresipienten er sjø.

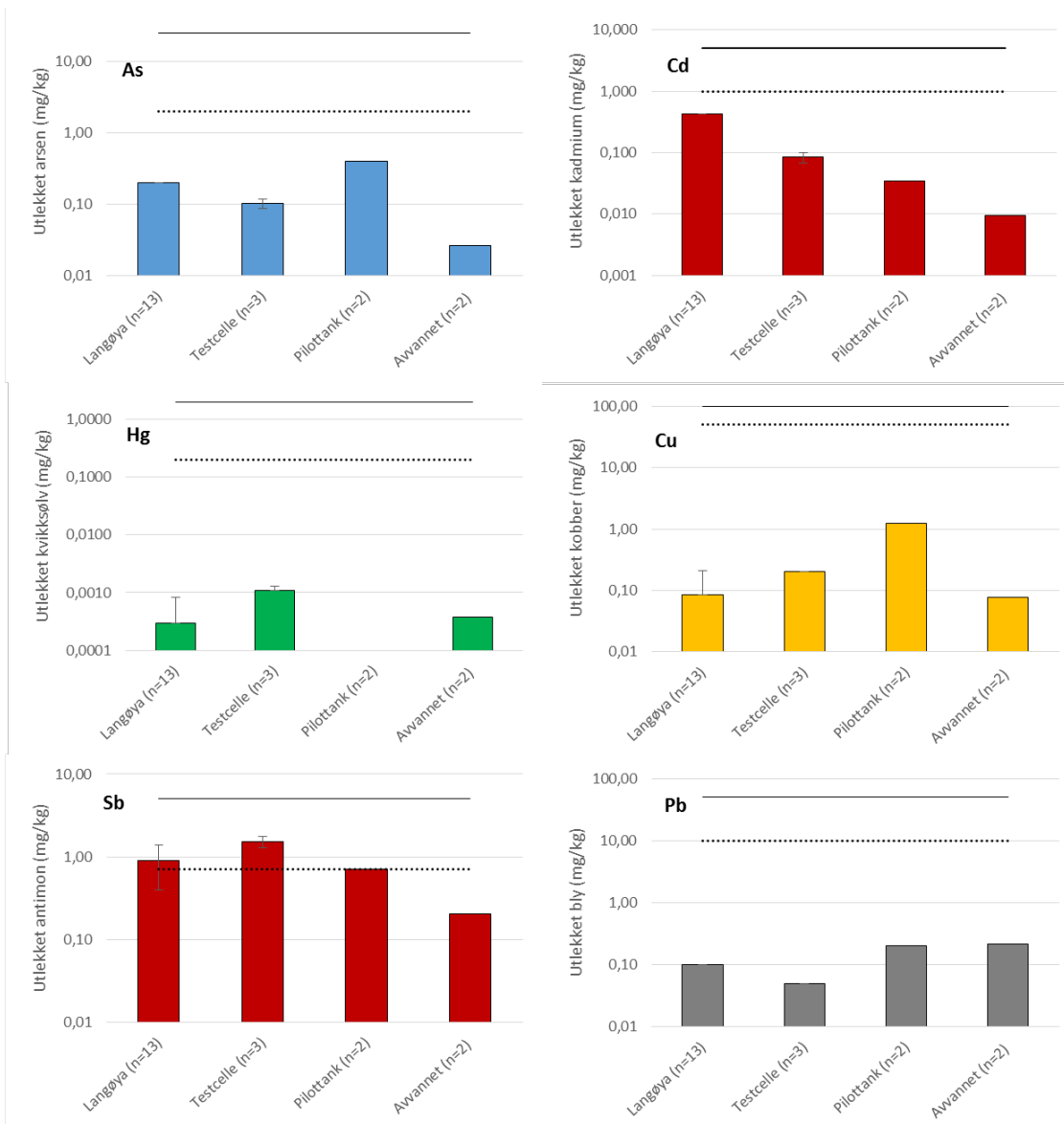
Innblanding av annen type avfall som katodeavfall (10 % innblanding) og blyslag fra gjenvinning av batterier (5% innblanding) gir liten forskjell i utlekking i ristetest. Det gjennomføres jevnlig standard ristetest på stabilisert farlig avfall som deponeres på NOAH Langøya i dag (slurry). Resultater fra 13 prøver gjennomført i 2013 (NGI, 2014), er vist i Figur 55 (kolonne "Langøya"). Resultatene viser i hovedsak lav utlekking av metaller, med gjennomsnittskonsentrasjoner godt innenfor utlekkingskriteriene for ordinært avfallsdeponi. Unntaket er antimon, hvor konsentrasjonen overskrider kriteriet for ordinært avfallsdeponi, men langt under utlekkingskriteriet for farlig avfall. Det er kun klorid (Cl⁻) som overskrider utlekkingskriteriet for farlig avfall. Klorid har ikke nevneverdig forurensningsmessig betydning i forbindelse med sjøresipient på Langøya. Dette vil også være tilfellet for Dalen gruve da store deler av gruva vil være sjøvannspåvirket (se kapittel 5.6), og det ikke foreligger bruk av grunnvann til drikkevann i området.

I forbindelse med testdeponeringen av stabilisert avfall i slurry form i Kjørholt gruver i 2013-2014 ble utlekkingssegenskapene til materialet testet over tid. Resultatene er i samsvar med ristetestene gjennomført på samme type avfall fra NOAH Langøya, med beskjedne utlekkinger fra det stabiliserte materialet, se Figur 55 (kolonne "Testcelle"). Samtlige utlekkingsverdier for metallene ligger under utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi. Unntaket er antimon, som ligger noe over. Resultatene fra ristetest på pilottest på stabilisert farlig avfall i slurryform (kolonne "Pilottank") viser de samme lave utlekkingsstallene for metaller. I likhet med avfallet i slurryform (kolonne "Langøya"), kan utlekkingspotensialet fra avvannet avfallmaterialet karakteriseres som lavt (kolonne "Avvannet").

Tabell 18 Resultater fra standard ristetest (L/S 10) gjennomført på avvannet stabilisert farlig avfall (filterkake). Verdiene er sammenlignet med utlekkingskrav i avfallsforskriften, vedlegg II.

Enhet	Filterkake 2014/15 (NOAH)		Filterkake 2018 (NOAH)		Filterkake 2018 (NGI)	Filterkake* 2018 (NGI)	Filterkake** 2018 (NGI)	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
	Gj.snitt (n=#)	Std.av	Gj.snitt (n=9)	Std.av						
pH	9,6	0,59	8,8	0,5	9	10	10,2	-	-	-
Kond. mS/cm	21,2	5,42	15,0	2,3	17,5	16,0	14,9	-	-	-
As mg/kg	-	-	<0,4	-	0,033	0,06	0,05	0,5	2	25
Cd mg/kg	-	-	0,2	0,3	0,052	0,005	0,007	0,04	1	5
Cr mg/kg	-	-	0,1	-	0,007	0,33	0,085	0,5	10	70
Cu mg/kg	1,8	-	<0,1	-	0,013	0,05	0,09	2	50	100
Ni mg/kg	-	-	0,3	-	0,02	0,006	0,006	0,4	10	40
Pb mg/kg	-	-	<0,2	-	0,003	0,005	0,02	0,5	10	50
Zn mg/kg	0,5	-	2,8	3,9	0,086	0,27	0,09	4	50	50
Ba mg/kg	2,6	1,54	2,9	1,7	4,72	3,17	3,75	20	100	300
Mo mg/kg	6,3	1,79	4,6	2,6	6,36	2,64	3,47	0,5	10	30
Sb mg/kg	-	-	0,9	0,4	1,26	0,5	0,5	0,06	0,7	5
Se mg/kg	-	-	0,7	-	0,25	0,23	0,13	0,1	0,5	7
Hg mg/kg	0,018	0,01	0,00038	0,00013	0,0014	0,005	0,004	0,01	0,2	2
SO ₄ ²⁻ mg/kg	9470	422	13350	809,3	11800	19800	20200	1000	20000	50000
DOC mg/kg	416	311,2	47,4	15,6	45,8	68,8	56,5	500	800	1000
F ⁻ mg/kg	87	54,4	53,8	7,7	30,2	85,1	69,1	10	150	500
Cl ⁻ mg/kg	77533	23224	45133	9193	47800	46700	42600	800	15000	25000

- ingen data; *Filterkake med innblandet katodeavfall (10%); **Filterkake med innblandet blyslag fra gjenvinning av batterier (5%).



Figur 55 Resultater fra standard ristetest for ulike typer stabilisert farlig avfall fra 1) Langøya; deponert avfallsmaterialet på NOAH Langøya, 2) Testcelle: avfallsmaterialet fra testcelle etablert i Brevik i 2013, Pilottank: avfallsmaterialet fra pilotforsøk og 4) avannet avfallsmaterialet i 2015. Svart gjennomgående og stiplede linje indikerer utlekkingskriteriet for henholdsvis farlig og ordinert avfallsdeponi.

7.4.2 Langsiktig utlekking – Kolonnetest

Kolonnetester er en etablert metode for å studere eventuell mobilisering av forurensningskomponenter over tid. I avfallsforskriften er det krav til gjennomføring av kolonnetest ved deponering av farlig avfall (EN/TS 14405). I disse testene bygges avfallet inn i en kolonne. Avfallet mettes med vann, og vann kjøres deretter gjennom kolonnen. Prøver av vannet som kommer ut av kolonnen kan da tas ved ulike tidspunkt. Det er i kolonnetesten tatt ut vannprøver ved ulike forhold mellom infiltrert vannmengde og faststoff (liquid/solid ratio; L/S forhold). Et L/S forhold på 0,1 representerer det første vannet som kommer ut av kolonnen, mens et L/S forhold på 10 representerer utlekkingsvann hvor vannmengden som har infiltrert avfallet i kolonnen er 10 ganger faststoffmengden totalt i kolonnen. Uttak av vannprøver ved ulike L/S forhold vil således reflektere utlekking fra avfallet over tid. Etter avslutningen av deponering i Dalen gruve, vil vannmengden som infiltrerer avfallet være svært begrenset (se kapittel 5.6). Et L/S forhold på 10 vil for gruva i Brevik tilsvare et tidsperspektiv på $\gg 1000$ år (se også vedlegg F).

Det er utført kolonnetest på flere prøver av avvannet stabilisert farlig avfall (filterkake). Testen har blitt gjennomført både med deionisert vann (standard) og med pumpevann fra Dalen gruve (tester gjennomført i 2015). I 2018 ble det kjørt kolonnetest på tre ulike filterkake typer fra prosess basert på 1) kun flyveaske; 2) innblanding av 10% katodeavfall og 3) innblanding av blyslag fra gjenvinning av batterier.

Utlekking sammenlignet med krav i avfallsforskriften

Avfallsforskriften setter krav til utlekking med standard kolonnetest for prøveuttaket C_0 (L/S 0,1) for avfall som skal deponeres. Resultater fra C_0 i kolonnetest på avvannet stabilisert avfallsmaterialet fra ulike testkjøringer er vist i Tabell 19. Konsentrasjonene er sammenlignet med utlekkingskriterier gitt i avfallsforskriften.

I likhet med ristetestene ligger utlekkingen for mange av forurensningskomponentene på nivå med eller lavere enn kravet til inert avfallsdeponi. Innholdet av molybden og selen ligger noe høyere, men godt innenfor kravet til ordinært avfallsdeponi. Det er kun klorid, i tillegg til antimon (Sb) i en prøve, som overskrider utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi.

Disse resultatene samsvarer bra med kolonnetester gjennomført på avfallsmaterialet i slurry form som deponeres på Langøya, hvor det observeres lav utlekking av de fleste metallene, betydelig under utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi (C_0). Det er kun klorid som overskrider utlekkingskriteriet (se tabell i vedlegg). Klorid er ikke ansett som noe problem i forbindelse med utslipp fra NOAH Langøya da resipienten er sjøvann med naturlig høyt kloridinnhold.

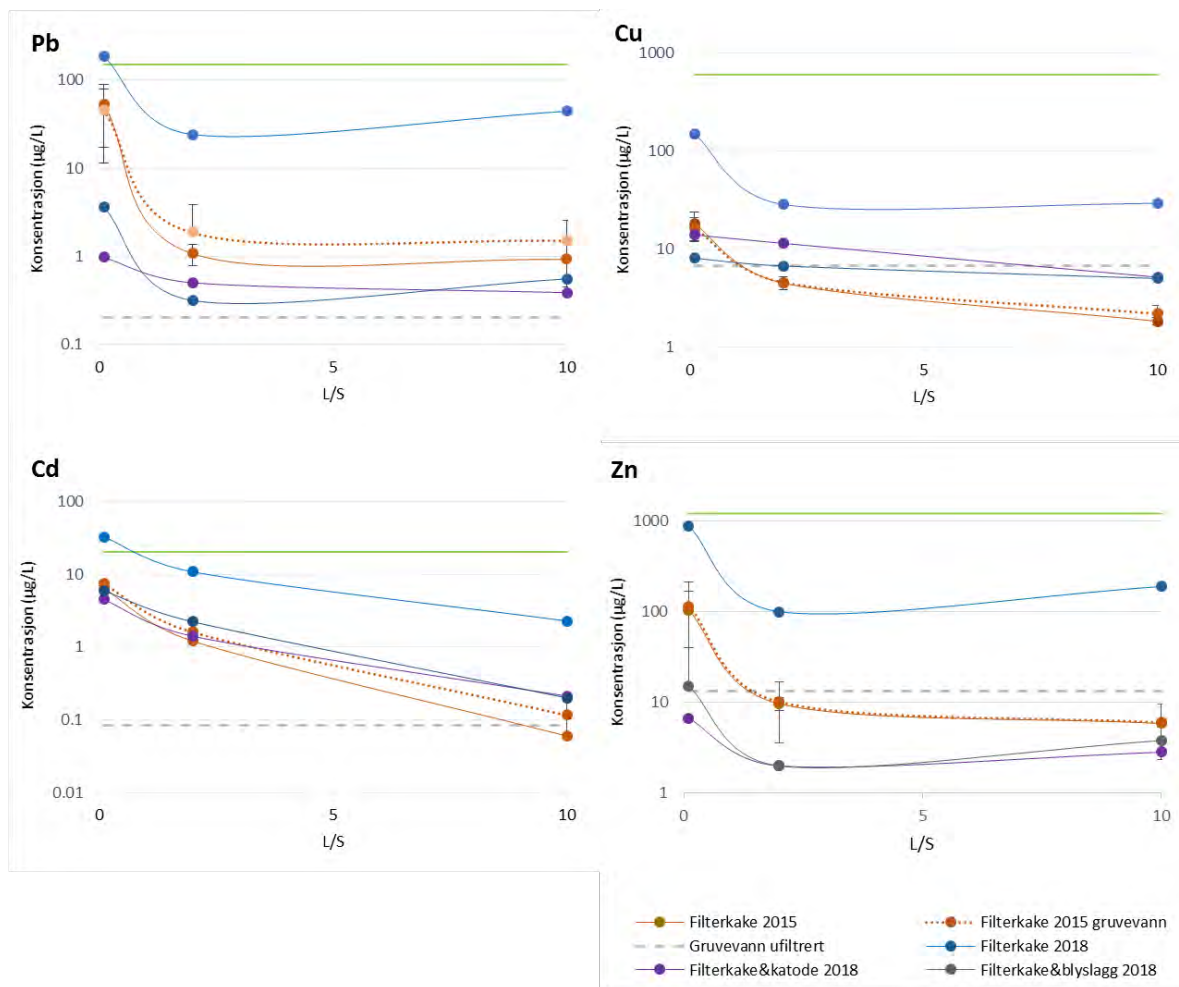
Tabell 19 Resultater fra kolonnetest på avvannet stabilisert avfallsmaterialet (filterkake). Første eluat (utlekkingsvann) som kommer ut av kolonnen ($C_0=L/S$ 0,1). Konsentrasjoner er i mg/L

	Gj.snitt, (deionisert vann) mg/l	Gj.snitt (vann fra gruva) mg/l	Filterkake 2018 (NGI) mg/l	Filterkake* 2018 (NGI) mg/l	Filterkake** 2018 (NGI) mg/l	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
As	0,0037 ±0,0010	0,0042 ±0,00076	0,016	0,007	0,0025	0,06	0,3	3
Ba	2,21 ±0,11	2,35 ±0,11	1,64	1,13	1,13	4	20	60
Cd	0,0064 ±0,0014	0,00747 ±0,00046	0,033	0,0045	0,006	0,02	0,3	1,7
Cr	0,007 ±0,0020	0,00915 ±0,0041	0,025	0,053	0,008	0,1	2,5	15
Cu	0,0182 ±0,0048	0,0164 ±0,0037	0,15	0,014	0,008	0,6	30	60
Hg	0,000073 ±0	0,0000452 ±0	0,0003	0,001	0,0018	0,002	0,03	0,3
Ni	<0,003 ±0,00	<0,003 ±0	0,006	0,008	0,024	0,12	3	12
Pb	0,0533 ±0,03	0,0457 ±0,028	0,19	0,001	0,004	0,15	3	15
Zn	0,104 ±0,05	0,114 ±0,081	0,89	0,007	0,015	1,2	15	60
Mo	2,02 ±0,02	2,05 ±0,090	1,76	1,53	1,89	0,2	3,5	10
Sb	0,0150 ±0,0047	0,0151 ±0,0050	0,32	0,057	0,058	0,1	0,15	1
Se	0,053 ±0,0042	0,0556 ±0,0014	<0,003	0,043	0,043	0,04	0,2	3
Cl ⁻	36867 ±1895	40807 ±2593	27700	343000	28600	460	8500	15000
F ⁻	<75 ±0	<94 ±0	<10	9,86	9,49	2,5	40	120
SO ₄ ²⁻	1383 ±12	1367 ±12	931	2290	2460	1500	7000	17000
DOC	23 ±3	20 ±1	13,9	37,2	30,8	160	250	320

*Filterkake med innblandet katodeavfall (10%); **Filterkake med innblandet blyslagget fra gjenvinning av batterier (5%).

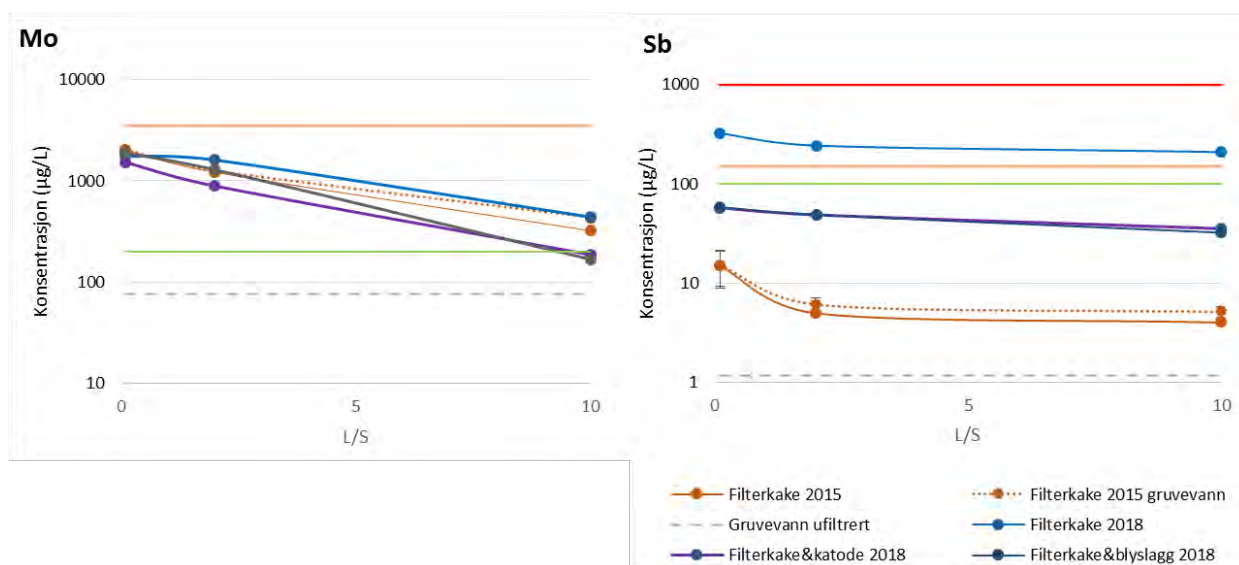
Utlekking over tid

Resultatene for bly (Pb), kobber (Cu), kadmium og sink (Zn) fra kolonnetester utført på ulike prøver av stabilisert filterkake er vist i Figur 56. Som det framgår av figuren ligger utlekkningen for samtlige prøvene høyest i starten for deretter å avta betydelig over tid. Initiell utlekking ligger for nesten alle prøvene lavere enn kravet til utlekking i avfallsforskriften (C_0). Utlekkingen av kvikksølv er svært lav for samtlige kolonnetester og er ikke gjengitt her (se vedlegg G).



Figur 56 Utvikling av konsentrasjonen av bly (Pb), kobber (Cu), kadmium (Cd) og sink (Zn) over tid (økende L/S-forhold) i standard kolonnetest på ulike prøver av filterkake. L/S = Liquid-solid ratio, dvs. forholdet mellom mengde vann til avfall. Ved L/S 2 er det 2 ganger så mye vann (vekt) som har gått gjennom avfallet, dvs. ved 1 kg avfall har det passert 2 liter (=2 kg) vann. Oransje stiplet linje indikerer kolonnetest gjennomført med vann fra gruva (fra 2015). Grå stiplet linje indikerer konsentrasjonsnivå i gruvevannet benyttet i kolonnetesten. Resten av testene er gjennomført med deionisert vann. Grønn linje indikerer utlekkingskriteriet for inert avfallsdeponi. Flere analysedata for andre elementer er vist i vedlegg G.

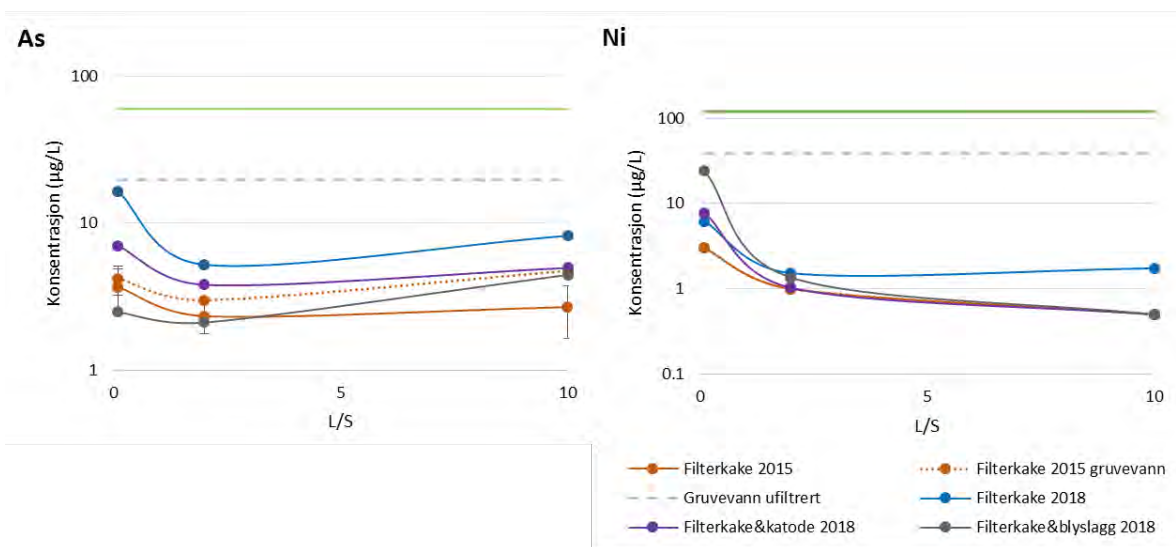
Utlekkingen av oksyanionene molybden (MoO_4^{2-}) og antimon (Sb(OH)_6^-) ligger noe høyere sammenlignet med de kationiske forbindelsene og indikerer en høyere mobilitet av disse forbindelsene (Figur 57). Dette skyldes basisk miljø som gir dårligere binding for anioniske forbindelser.



Figur 57 Utvikling av konsentrasjonen av molybden (Mo) og antimon (Sb) over tid i standard kolonnetest på ulike prøver av filterkake. Oransje stiplet linje indikerer kolonnetest gjennomført med vann fra gruva (fra 2015). Grå stiplet linje indikerer konsentrasjonsnivå i gruuevannet benyttet i kolonnetesten. Resten av forsøkene er gjennomført med deionisert vann. Grønn linje indikerer utlekkingskriteriet for inert avfallsdeponi. Rød linje indikerer utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi.

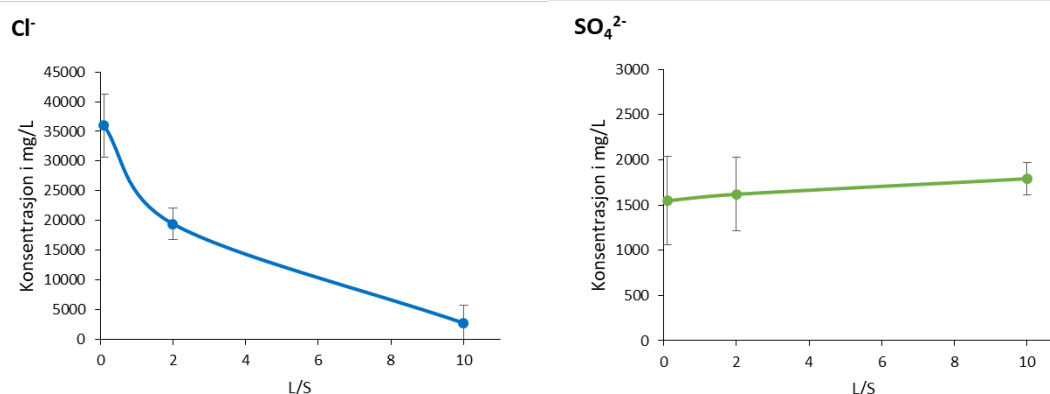
Kolonnetesten med gruuevannet (oransje stiplede kurver i Figur 56 - Figur 57) viser liten forskjell i konsentrasjoner i utlekkingsvannet sammenlignet med testen med deionisert vann (oransje heltrukket linje). De høyeste konsentrasjonene foreligger i starten av testen for deretter å avta kraftig over tid. Dette viser at gruuevannet ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet.

Når det gjelder forurensningskomponenter som arsen (As) og nikkel (Ni) er konsentrasjonsnivået i gruuevannet inn i kolonnen (indikert med grå linje i Figur 58) høyere enn utløpet etter at vannet har passert avfallet. Dette viser at de stabiliserte massene holder As og Ni tilbake, og indikerer de gode sorpsjonsegenskapene det stabiliserte avfallet har som følge av høyt jerninnhold og alkalisk pH.



Figur 58 Utvikling av konsentrasjonen av arsen (As) og nikkel (Ni) over tid i standard kolonnetest på ulike prøver av filterkake. Oransje stiplet linje indikerer kolonnetest gjennomført med vann fra gruva (fra 2015). Grå stiplet linje indikerer konsentrasjonsnivå i gruvehvannet benyttet i kolonnetesten. Resten av forsøkene er gjennomført med deionisert vann. Grønn linje indikerer utlekkingskriteriet for inert avfallsdeponi.

Figur 59 viser innholdet av klorid og sulfat i utlekkingsvannet som gjennomsnitt av 9 filterkakeprøver. For klorid avtar konsentrasjonen over tid fra rundt 36000 mg/l til 2700 mg/l. Dette viser at kloridene løses opp relativt raskt og vaskes ut over tid. Sulfatinnholdet i utlekkingsvannet viser imidlertid liten endring over tid, med konsentrasjoner på rundt 1600 – 1800 mg/l gjennom hele testen. Geokjemisk modellering (Visual MINTEQ ver. 3.0) viser at utløpsvannet fra kolonnen er overmettet med gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), og konsentrasjonen i vannet vil være styrt av likevekten mellom gips i avfallsmaterialet og vann, også etter lang tids utlekking ($>>1000$ år).



Figur 59 Utvikling av klorid (Cl^-) og sulfat (SO_4^{2-}) over tid i kolonnetest på avvannet farlig avfall. Feilfelt representerer standardavvik ($n=9$).

Metallene, i diagrammene i Figur 56 - Figur 58, viser imidlertid en kraftig nedgang i konsentrasjon over tid. Utlekkingen av metallene avtar over tid uavhengig av løseligheten til gips i avfallsmassene. Løseligheten til metallene er med andre ord ikke styrt av løseligheten til gips i avfallet.

Basert på målt totalinnhold i faststoff i filterkakeprøver og tilhørende akkumulert utlekkning i kolonnetest etter L/S10, er det beregnet relativ mengde utlekket (Tabell 20). Dette representerer mengden utlekkning etter lang tid i kontakt med vann.

Tabell 20 Totalinnhold i stabilisert filterkake (faststoff, mg/kg), akkumulert utlekkning i kolonnetest (L/S10, mg/kg) og beregnede andel utlekket etter L/S10 (%).

	Filterkake 2018			Filterkake & katodeavfall 2018			Filterkake & blyslag 2018		
	Totalinnhold (mg/kg)	Akk. utlekket L/S10 (mg/kg)	Andel utlekket L/S10 (%)	Totalinnhold (mg/kg)	Akk. utlekket L/S10 (mg/kg)	Andel utlekket L/S10 (%)	Totalinnhold (mg/kg)	Akk. utlekket L/S10 (mg/kg)	Andel utlekket L/S10 (%)
Ca	109000	14900	13.67	199000	10300	5.2	191000	9340	4.9
Fe	i.a	6.71	-	20500	0.41	0.002	20700	0.05	0.00
SO ₄ ²⁻	i.a	15500	-	269000	19800	7.4	262000	19400	7.4
Cl-	i.a	38600	-	24700	42200	100	24900	33900	136
As	52.9	0.078	0.15	81.7	0.05	0.06	86.9	0.04	0.05
Cd	32.2	0.043	0.13	58.7	0.005	0.01	59.6	0.006	0.01
Cr	117	0.051	0.04	125	0.027	0.02	119	0.01	0.01
Cu	786	0.31	0.04	506	0.065	0.01	517	0.054	0.01
Hg	1.45	0.0005	0.03	6.07	0.005	0.08	6.12	0.004	0.07
Mo	13.2	6.82	51.67	6.86	3.39	49	8.35	3.77	45
Ni	32.2	0.02	0.06	46	0.007	0.02	42.9	0.009	0.02
Pb	878	0.43	0.05	1330	0.004	0.00	2290	0.0055	0.00
Zn	4740	1.82	0.04	8860	0.027	0.00	8650	0.036	0.00
Se	2	0.03	1.50	3.8	0.111	2.9	6.5	0.115	1.8
Sb	111	2.19	1.97	273	0.382	0.14	261	0.353	0.14

i.a: ikke analysert

Størst løselighet i filterkaken har klorid med 100% utlekkning etter at 10 ganger så mye vann er tilført avfallet (L/S10). For sulfat som i stor grad er styrt av løseligheten av gips i avfallsmaterialet, er ca. 7% transportert ut etter L/S10. Kalsium ligger i samme størrelsesorden på mellom 5 og 14%. Jern er svært stabil i dette systemet med en andel utlekkning på < 0,5%. Dette gjelder også for metalliske forurensningskomponenter (i stor grad <0,5%). Unntaket er molybden hvor ca. 50% har lekket ut etter L/S10. Dette bekrefter at behandlingen av avfallet fører til en immobilisering av de fleste metallene og fører til en varig endring i kjemisk stabilitet. Denne prosessen er ikke basert på en innstøpning eller «binding» av metaller til eller i en gips basert matriks.

7.4.3 Konsentrasjoner i porevann/deponivann ved NOAH Langøya

Deponering av farlig avfall ved NOAH Langøya har pågått siden 1991, og deponivannet (porevannet) har blitt jevnlig analysert for forurensningskomponenter. Avfallstyper som mottas ved Langøya (flyveaske fra avfallsforbrenning, avfallssyre, industriavfall) og behandlingsprosess vil i stor grad være tilsvarende for avfallet som er tenkt deponert i Dalen gruve. Testing av filterkaken viser også et utlekkingspotensiale som ligger på nivå med materialet som deponeres på Langøya. Etter at deponiet er avsluttet vil gruva fylles med vann og deponert avfall vil bli vannmettet slik forholdene er i deponiet for farlig avfall på Langøya. Erfaringer fra overvåkingen av deponivannet/porevannet ved NOAH Langøya vil derfor være relevante for et evt. porevann i underjordisk deponi og er derfor inkludert i denne beskrivelsen.

Tabell 21 gir en oversikt over gjennomsnittlig konsentrasjon i porevannet i gipsdeponiet på Langøya (Nordbruddet) for ulike forurensningskomponenter for perioden 2010-2014. Verdiene er sammenlignet med tilstandsklasser for metaller i vann (Miljødirektoratet, 2007). Innenfor tilstandsklasse II (god forurensningstilstand) forventes ingen toksiske effekter, mens innenfor klasse III (moderat forurensningstilstand) kan kroniske effekter ved langtidseksponering inntreffe. Videre er konsentrasjonsnivåer målt i vann fra Kjørholt/Dalen gruver i 2015 vist i tabellen.

Tabell 21 Konsentrasjoner av forurensningskomponenter i porevann i deponiet for stabilisert farlig avfall på Langøya (Nordbruddet) for perioden 2010-2014 (gjennomsnitt av fem målinger) sammenlignet med tilstandsklasser for metaller sjøvann (veileder M-608/2016)

		Deponi, Langøya (2010 - 2014)		Miljødirektoratets veileder M-608/2016		Vann som pumpes ut av Dalen gruve
		Gjennomsnitt	Std.avvik	Klasse II God	Klasse III Moderat	Blandprøve 2015*
pH		9,8	0,8	-	-	-
Arsen (As)	µg/l	13	**	0,15-0,6	0,6-8,5	20
Bly (Pb)	µg/l	0,51	0,50	0,02-1,3	1,3-14	<0,2
Kadmium (Cd)	µg/l	0,61	0,17	0,03-0,2	0,2-0,45***	0,08
Kobber (Cu)	µg/l	2,4	1,7	0,3-2,6	2,6	6,4
Krom (Cr)	µg/l	1,4	**	0,1-3,4	3,4-36	6,6
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,008	**	0,001-0,047	0,047-0,07	<0,02
Molybden (Mo)	µg/l	580	245	-	-	77
Nikkel (Ni)	µg/l	3,4	2,1	0,5-8,6	8,6-34	39
Sink (Zn)	µg/l	8,3	7,1	1,5-3,4	3,4-6	18
Antimon (Sb)	µg/l	7,6	4,8	-	-	1,2

* Filtrerte prøver av vann som pumpes ut av gruva (blandprøve) benyttet i kolonneforsøk på avvannet farlig avfall (filterkake) (2015); **ikke beregnet standardavvik da enkelte konsentrasjoner ligger under deteksjonsgrensen; *** grenseverdi avhengig av hardhet til vannet, laveste verdi vist; - ingen verdier foreligger

Resultatene viser at konsentrasjoner av forurensningskomponenter er lavt i deponivannet på Langøya. Det er kun innholdet av molybden (Mo) i porevannet som viser vesentlig høyere verdier enn de andre metallene (400 – 900 µg/l), noe som også samsvarer med resultater fra utlekkingsstestene. Molybden foreligger som et mobilt oxyanion som i mindre grad stabiliseres i avfallsmaterialet. I sjøvann foreligger molybden nesten utelukkende som molybdat (MoO_4^{2-}), og dette er sannsynligvis den stabile formen i deponivannet. Molybdat er lite reaktivt, har lav affinitet til partikler. PNEC (Potential No Effect Concentration) for molybdat på 1000 µg Mo/l. (NIVA 2005, NIVA 2006). Risiko forbundet med utslipp av molybden via deponisigevann ansees derfor som liten.

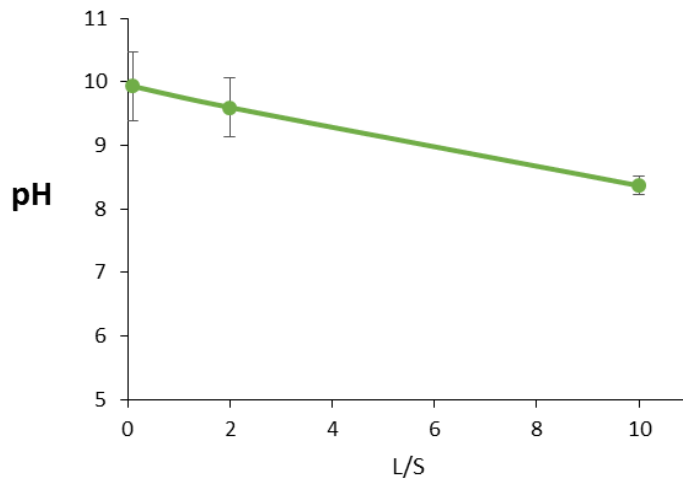
Som det framgår av Tabell 21 ligger gjennomsnittlig innhold av metaller i porevann i deponiet for stabilisert farlig avfall innenfor tilstandsklasse II (god) for metallene bly (Pb), krom (Cr) og kvikksølv (Hg), mens kadmium (Cd) og nikkel (Ni) ligger innenfor tilstandsklasse III (moderat). Innholdet av arsen (As), kobber (Cu) og sink (Zn) ligger innenfor tilstandsklasse IV (dårlig). Til sammenligning ligger konsentrasjonsnivået for flere av elementene (As, Cu, Cr, Ni, Zn) målt i vann som pumpes ut av gruva fra Brevik noe høyere enn gjennomsnittet for deponivannet på Langøya.

Det understrekes at tilstandsklassene gjelder for vannforekomster og ikke industriutslipp, men de benyttes i denne sammenheng for å vise miljørelevans av konsentrasjonsnivåene.

7.5 Reaksjoner mellom deponert avfall og berggrunn/gruvevegg

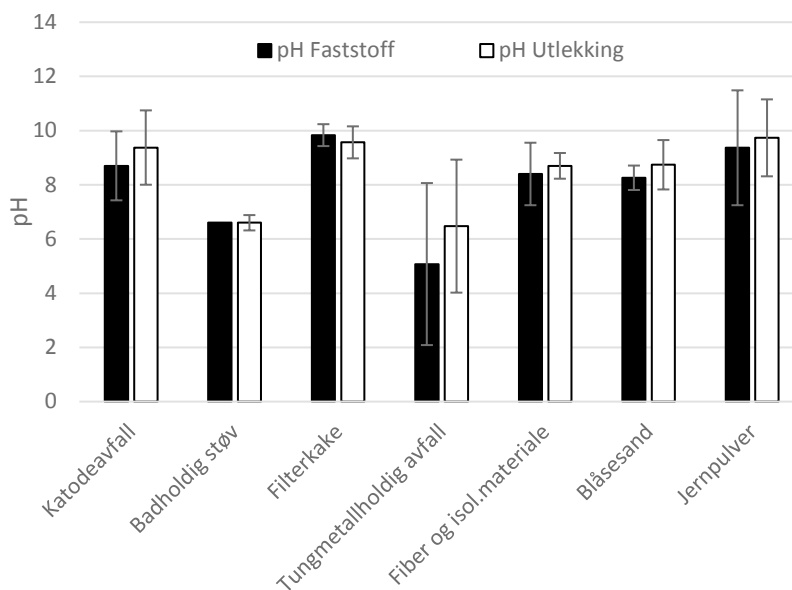
Avfallet som planlegges deponert i gruva skal i minst mulig grad endre kvaliteten på den geologiske barrieren, dvs. gruveveggen. Dalen gruve er lokalisert i en massiv kalksteinformasjon (Steinvika fm) med overliggende og underliggende kalkstein. Surt avfall vil eksempelvis kunne reagere med kalksteinen (CaCO_3) og medføre en oppløsning av kalsiumkarbonat.

Observasjoner av pH fra ristetest L/S10 på filterkake viser en alkalisk pH på rundt 8,8 – 10 (Tabell 18). Langtidsutlekkning i kolonne med deionisert vann og vann som pumpes ut av gruva viser en alkalisk pH under hele utlekkingsforløpet fra rundt 8-10, se Figur 60. Dette skyldes høyt innhold av bufrende komponenter, se kapittel 7.3.2. Karbonat har i dette pH intervallet svært lav løselighet. Risiko for en negativ konsekvens på gruveveggen i Dalen gruve som følge av den kjemiske sammensetningen av deponert filterkake, foreligger derfor ikke.



Figur 60 Utvikling av pH over tid i kolonnetest på avvannet filterkake. Gjennomsnitt av 9 prøver. Feilfelt viser standardavvik (n=9).

Flyveasken som stabiliseres i prosessen er svært alkalisk (pH 11-12, se kapittel 7.2.2). De fleste av de andre avfallsfraksjonene som stabiliseres i prosessen har en pH på >8, dvs. de vil ikke ha en forsurende virkning (Figur 61). En lavere pH registreres i fraksjonene metallholdig avfall, trolig grunnet innhold av sure metalloksider. Denne type avfall skal derfor blandes med alkalisk avfall med syrenøytraliseringskapasitet for å sikre tilfredsstillende pH. Mengden av denne type avfall som er planlagt mottatt er relativt liten (Tabell 15).



Figur 61 pH i faststoff og utlekkingsvann fra ulike avfallsfraksjoner

7.6 Gassdannelse

Ifølge avfallsforskriften § 9-4 er det forbud mot underjordisk deponering av visse avfallstyper:

Følgende avfall er forbudt å deponere i underjordiske deponier:

- *Avfall som kan produsere en giftig gass eller eksplosiv blanding av gass og luft.*
- *I lukket beholder skal ikke innholdet av eksplosiv gass overstige 10 % av konsentrasjon som svarer til nedre eksplosjonsgrense.*

7.6.1 Kjemisk gassdannelse

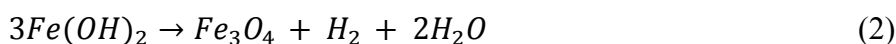
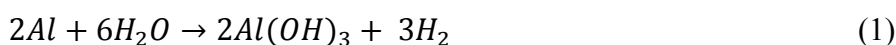
Generelt

I forbindelse med mottak og behandling av flyveaske fra avfallsforbrenning kan det dannes hydrogengass (H₂) når denne kommer i kontakt med vann (eller syre/base). Hydrogengass som overskrider gitte konsentrasjoner (4%) i kontakt med luft kan medføre eksplosjonsfare. Under nøytraliseringsprosessen ved NOAH Langøya er det registrert H₂ dannelse under selve prosessen og i deponiet. Med deponeringen der gassene går til atmosfæren slik prosessen er på NOAH Langøya i dag, foreligger liten fare for eksplosjon eller helse. Ved underjordisk deponering kan det potensielt bygge seg opp eksplosive og helsefarlige gasser.

Viktigste kilde til dannelsen av hydrogengass er elementært, dvs. metallisk aluminium (Al⁰) som foreligger i flyveaske fra avfallsforbrenning. Totalt innhold av Al i flyveaske avhenger av type forbrenning, hvor cycled fluidised bed-reaktor (CFB) inneholder høyere Al konsentrasjoner (4 %) sammenlignet med ristbrennere (1-2%). Andelen metallisk Al er usikker, men erfaringsmessig er det flyveaske som stammer fra CFB (fluidized bed) som kan ha et forhøyet potensiale for hydrogengassdannelse. I tillegg kan innblanding av avfall fra aluminiumsindustrien påvirke innholdet av elementært Al.

Kjemiske analyser av stabilisert filterkake viser et totalinnhold av aluminium på 2,3 ±0,7% (Figur 53). XRD- og XRF-analyser på filterkake gjennomført av SINTEF Molab viser et totalinnhold på 1,5% aluminium. Elementært (metallisk) aluminium er ikke detektert, sannsynligvis pga for høy deteksjonsgrense. (SINTEF 2018). I tillegg til aluminium kan filterkaken også inneholde noe toverdigg jern (Fe²⁺) hydroksid som kan danne hydrogengass.

Hydrogengass utvikles ved at aluminium og jernhydroksid reagerer med vann i følgende reaksjonsligninger:



Metallisk aluminium i nøytralt miljø har god korrosjonsbestandighet som skyldes at en tynn, beskyttende oksidfilm (Al_2O_3) dannes umiddelbart på metalloverflaten. Ved eksponering i surt eller alkalisk miljø destabiliseres den passive oksidfilmen. Forhøyede kloridkonsentrasjoner kan også øke korrosjonshastigheten som følge av kompleksing med klorid. Erfaringsdata viser imidlertid at Al er et velegnet materiale i marine miljø og har i flere tiår vært i bruk som konstruksjonsmateriale i bruksbåter. Det forventes ikke at klorid som følge av innblanding med sjøvann ved deponering vil ha stor innvirkning på hydrogenutvikling da flyveasker inneholder relativt store mengder klorid. (SINTEF 2018)

Ammoniakk (NH_3) er også en gass som kan dannes i nøytraliseringsprosessen av flyveaske og syre. Ammoniakk er helseskadelig ved innånding, og kan luktes ved svært lave konsentrasjoner (5 ppm) (Nordisk Kjemikaliegruppe).

Potensiale for gassdannelse fra deponert filterkake

Dannelsen av hydrogen gass vil i all hovedsak skje i forbindelse med forbehandling av flyveasken (tilsats av vann) og under nøytraliseringsprosessen hvor det tilsettes svovelsyre. Syren destabiliserer oksidsjiktet som beskytter aluminiumspartiklene og elementært aluminium kan oksideres under dannelse av H_2 . Dette er gassdannelse som skjer i forbindelse med behandling av flyveasken på Langøya under åpen kontakt med atmosfæren.

For underjordisk deponering av stabilisert filterkake er det restpotensialet for gassdannelse etter nøytraliseringsprosessen som vil være relevant med hensyn til miljørisiko. Dannelse av gass ved lagring av tørr filterkake ansees som usannsynlig. Noe gassdannelse over tid fra slikt materiale etter at deponiet er fylt med sjøvann kan imidlertid være mulig. Restinnholdet av metallisk aluminium etter nøytraliseringsprosessen vil ligge innkapslet i et beskyttende oksidlag noe som vil redusere hydrolysehastigheten. Det kan derfor ta lang tid før siste rest av i utgangspunktet meget små mengder metallisk Al er hydrolysert (reaksjonsligning 1). Videre vil lave temperaturer gi langsom reaksjonshastighet, og i kaldt vann kan fullstendig hydrolyse ta flere år. (SINTEF 2018)

Over lengre tid har NOAH utviklet metoder for å redusere dannelsen av H_2 i forbindelse med behandling av flyveaske. En metode for å redusere gassdannelsen er å behandle flyveasken med vann før den nøytraliseres med syre. Da skjer reaksjonen med aluminium i asken før det stabiliserte avfallet deponeres. For reaksjonen med jern(II)hydroksid (reaksjonsligning 2) har problemet med utvikling av hydrogen gass vært løst ved overgang til en prosess som skjer ved høyere pH.

SINTEF Molab har nå et pågående program for å undersøke restpotensiale for gassdannelse fra stabilisert filterkake med fokus på hydrogen gass. Innledende tester på filterkake basert på flyveaske fra ristforbrenning viser lav hydrogenutvikling, også under eksponering i saltvann. Langtidstester på filterkake basert på ulike typer flyvaske/avfall (inklusive avfall fra aluminium industrien) vil gi mer detaljert informasjon om mengden

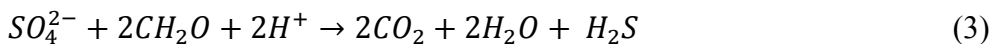
og hastighet på hydrogengassdannelse over tid, og således danne grunnlag for hva som kan tillates deponert i gruva.

7.6.2 Biologisk gassdannelse

Generelt

Biologisk gassdannelse i forbindelse med deponerte masser vil være avhengig av forekomst av mikroorganismer og de stedlige forholdene. Mikroorganismene utviner energi ved å benytte organisk materiale som elektrondonor (giver av elektroner) og andre forbindelser som oksygen (O₂), nitrat (NO₃⁻), Mn(IV), Fe(III), SO₄²⁻, CO₂ som elektron akseptor (mottar elektroner). Redoksforholdene vil derfor være styrende for hvilke sluttprodukt som dannes. Det er knyttet størst risiko til gasser som dannes under reduserende forhold som hydrogensulfid, H₂S (giftig) og metan, CH₄ (eksplosiv, klimagass). Mikrobiell omsetning av betydning krever imidlertid forekomst av biologisk nedbrytbart materiale.

Ved *sulfatreduserende forhold* kan sulfatreduserende bakterier (SRB) danne *hydrogensulfid*, H₂S, ved anaerob nedbrytning av svovelholdige organiske forbindelser eller ved reduksjon av sulfat (SO₄²⁻) (Camacho, 2009; Bioforsk, 2006), som vist i Formel 3. SRB lever på gjæringsproduktene fra anaerob gjæring som for eksempel hydrogen, maursyre, eddiksyre, propionat, melkesyre, høyere rette og forgrenede fettsyrer, enkle alkoholer og andre mindre organiske forbindelser.



Hydrogensulfid feller de fleste 2-verdige tungmetaller som sulfider (lavt løselighetsprodukt). Store mengder sulfid vil derfor kunne bindes som metallsulfider, noe som er en kjent immobiliserings prosess i naturen. Eksempel for jernsulfid, FeS er vist i formel 4 (Bioforsk, 2006).



Den største mengden sulfatreduserende bakterier forekommer i permanent anaerobe og sulfatrike miljøer ved lave eller moderate temperaturer. Videre foretrekker SRB pH forhold mellom 6 til 9 (Bioforsk, 2006). Anaerobe sjøsedimenter har normalt høye konsentrasjoner av SRB.

Under *metanreduserende forhold* kan biomasse brytes ned av metanogene bakterier til en gassblanding av *metan* (CH₄) og karbondioksid. De metanogene bakteriene danner siste ledd i gjæringen av organisk materiale og kan selv kun benytte enkle substrater som eddiksyre, maursyre, metanol, metylaminer og CO₂ sammen med hydrogen. I Formel 5 er det vist et eksempel på anaerob nedbrytning av maursyre til metan.



Metandannelse er i likhet med H₂S-dannelse avhengig av miljøfaktorer som temperatur, pH og tilgang på næringsalter. Ifølge Bioforsk (2006), skjer metandannelsen helst mellom pH 6,0 og 8,5 og er høyest ved nøytral pH. Videre er høy aktivitet oftest knyttet til temperaturer over 10 – 15 °C, til tross for at det i sedimenter observeres metandannelse ved langt lavere temperaturer enn dette (Bioforsk, 2006).

Potensialet for gassdannelse i stabilisert filterkake

Det er en rekke forhold som er påvirket av potensialet for gassdannelse, som eksempelvis forekomst av bakterier, redoksforhold (tilgang til elektronakseptorer), organisk materiale og pH. I Tabell 22 er det gitt en oversikt over de viktigste parameterne med tilhørende beskrivelse av forventede forhold i et deponi i Dalen gruve.

Tabell 22 Viktige parametere relatert til potensialet for biologisk gassdannelse. Forventet miljø deponiet i Dalen gruve over lang tid

Parameter/faktor	Forventet forhold	Kommentar
Mikro-organismer	Forekomst av sulfatreduserende og metanogene bakterier	NIVA har tidligere undersøkt forekomst av jern- og svoveloksidende bakterier i avfalls-slurry og overskuddsvann fra nøytraliseringsprosessen ved NOAH, Langøya (NIVA 1999). Bakterietutviklingen i gipsslammet ble testet på Fe ²⁺ og Kurris tiosulfat-medier, med sur pH. Det ble observert god tilvekst av bakterier i begge typer medier, og det ble bekreftet at <i>Thiobacillus</i> er til stede i slamfasen. Undersøkelser med væskefasen (overskuddsvann) viser ingen bakterievekst. Prosessvann og gips inneholder sannsynligvis metanogene bakterier som kan produsere metan CH ₄ (NGI, 2008).
Redoks-forhold	Reduserende forhold (<-50 mV) målt i deponiet på Langøya).	Over tid vannmettes avfallet og det forventes reduserende forhold i deponiet uten tilgang til oksygen. Redokspotensial; <-50 mV, noe som tilsvarer sulfatreduserende forhold ved standard redoxnivåer (Scheffer/Schachtschabel, 1992). Under slike anaerobe betingelser vil grupper av mikroorganismer som eksempelvis sulfatreduserende og metanproduserende bakterier omdanne organiske forbindelser til cellemateriale med SO ₄ ²⁻ og CO ₂ som elektronakseptor som reduseres til H ₂ S og CH ₄ . Ved høy konsentrasjon av SO ₄ ²⁻ , vil normalt H ₂ S produksjon være den dominerende prosessen da metandannelsen hemmes av tilstedeværelsen av sulfat (Bioforsk, 2006). Kun under helt spesielle forhold kan disse prosessene gå parallelt. Det antas derfor at den mikrobielle aktiviteten i stabilisert avfall er styrt av sulfatreduserende bakterier.
Innhold av organisk karbon	Lav TOC i filterkake Lav DOC i utlekkingsvann (Tabell 18, Tabell 19)	Ubehandlet avfall har i utgangspunktet lavt TOC innhold. Dette gir også lavt innhold av organisk material i stabilisert filterkake som er planlagt deponert.

	<p>Lav DOC i gruvevann (Tabell 14)</p>	<p>TOC består av tungt biologisk nedbrytbart organisk karbon (grafitt, antrasitt, aktivt kull, sot etc.). Dette har ingen betydning for dannelse av gass.</p> <p>Løst organisk karbon (DOC) i utlekkingsvannet kan inneholde små mengder nedbrytbart organisk materialet, men antas å være neglisjerbart.</p> <p>Eventuelt organisk materiale deponert fra tidligere i gruva (oljerelaterte komponenter) forventes å bestå av tyngre nedbrytbart forbindelser i små mengder.</p> <p>Evt. grunnvann som kommer i kontakt med avfallet vil ha lav DOC.</p> <p>Oppsummert gir dette liten tilgang til en karbonkilde for eventuelle mikroorganismer.</p>
Innhold av sulfat	<p>Total S i filterkake (Figur 53): (>0,1 mg/kg)</p> <p>Sulfat, SO₄²⁻ i utlekkingsvann (Tabell 19): >1000 mg/l</p>	<p>Avfallet og porevannet har høyt innhold av svovel og løselig sulfat. Geokjemisk modellering (Visual MINTEQ ver. 3.0) viser at utløpsvannet fra kolonnen er overmettet i forhold til gips (CaSO₄·2H₂O), og konsentrasjonen i vannet vil være styrt av likevekten mellom gips og vann, også etter langtids utlekking. Dvs. god tilgang på elektronakseptor for sulfatreduserende bakterier (SRB).</p>
pH	<p>9 – 11</p>	<p>Alkalisk avfall gir alkalisk porevann (pH rundt 9) (se kapittel 7.3.2 og 7.4.2).</p> <p>En slik høy pH vil generelt være hemmende for de fleste mikroorganismer og mikrobielle prosesser og aktivitet.</p>
Metaller	<p>Felles med sulfid (S²⁻)</p>	<p>De mikrobiologiske prosessene som skjer i stabilisert avfall går langsomt, og produsert H₂S vil i første rekke kunne binde seg til toverdige jern. Toverdig jern foreligger i store mengder i avfallet og prosessvannet (4-5% som Fe(II)SO₄), og gir god bufferkapasitet for H₂S.</p> <p>Foruten å felles med toverdige jern, kan produsert H₂S også binde seg til faststoff i prøven. I laboratorieforsøk ved NGI var det ikke mulig å registrere dette. H₂S som ikke felles ut eller adsorberes vil diffundere ut i vannfasen.</p>
Salinitet	<p>Høyt saltinnhold</p>	<p>Sulfatreduserende bakterier trives i saltholdig vann (forekommer i sjøvannssedimenter).</p>

Erfaringer med biologisk gassdannelse fra laboratorietester

I laboratorieforsøk ved NGI og GLT avfall ble det sett på eventuell gassproduksjon i prøveblandinger med stabilisert avfalls-slurry fra NOAH Langøya og forskjellige TOC-holdige avfallstyper (borekaks, oljeslam og forurensede sedimenter) (NGI, 2008). H₂S i gassfase i headspace var ikke målbart etter 6 mnd. drift.

Tilsetning av lett nedbrytbart karbon i form av acetat i høye konsentrasjoner gav svarte utfellinger i gipsen, noe som tyder på aktivering av den sulfatreduserende bakteriepopulasjonen og produksjon av H₂S, med en rask utfelling av FeS. Tilsats av avfalls-materialer med høyt innhold av tyngre organiske forbindelser som borekaks (opptil 11 % TOC) og oljeslam (opptil 17% TOC) til gipsen gav liten eller ingen produksjon av CH₄

og H₂S. I tillegg til høy pH består det organiske materialet av høymolekylære forbindelser som sulfatreduserende (og metanproduserende) bakterier ikke kan bryte ned. På grunn av overskudd av Fe²⁺ i gipsen/porevannet tyder resultatene på at H₂S i hovedsak felles ut som FeS, og det registreres ikke H₂S i gassfase.

Basert på beskrivelsene i Tabell 22 og erfaringer fra tidligere laboratorieforsøk kan følgende oppsummeres mht. potensiale for biologisk gassdannelse i filterkaken: Reduserende forhold, høyt innhold av sulfat og forekomst av mikroorganismer (SRB) indikerer forhold som kan gi biologisk gassdannelse, primært H₂S. Innholdet av organisk materiale i avfallet er svært lavt og tungt nedbrytbart, noe som betyr at ingen eller svært liten tilgang på en nødvendig karbonkilde (elektron donor). Dette indikerer lite potensiale for dannelse av hydrogensulfid og/eller metan. I tillegg vil en høy pH generelt være hemmende for de fleste mikroorganismer og mikrobielle prosesser og aktivitet. Høyt innhold av metaller (spesielt jern) vil sannsynligvis immobilisere H₂S som eventuelt produseres. Ytterligere laboratorietester på stabilisert filterkake for å bekrefte antagelsene er under utførelse, og resultatene forventes i løpet av 2018.

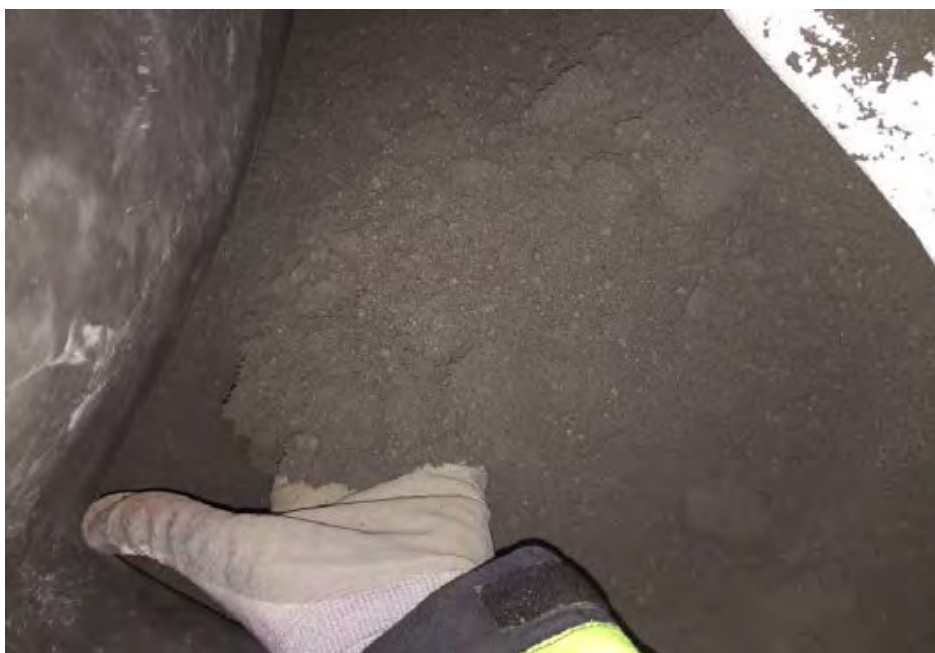
7.7 Alternative stabiliseringsmetoder for flyveaske

7.7.1 CO₂-stabilisering av flyveaske

Generelt

Jernholdig svovelsyre fra Kronos Titan brukes i dag for å nøytralisere og stabilisere flyveaske. En alternativ syre vil være CO₂, også kalt karbonatisering. Denne måten å bruke CO₂ på vil ha dobbel nytte, både for å stabilisere flyveaske, samt å binde CO₂ som ellers ville blitt sluppet ut til atmosfæren. Dette er derfor både en avfallsbehandlingsprosess, men også en metode for karbonfangst (carbon capture and storage, CCS) (Costa, 2006). Karbonatisering er også en naturlig prosess hvor CO₂ i atmosfæren reagerer med alkalisk material (eksempelvis betong, bunnaske).

NOAH har siden 2012 jobbet med å utvikle en prosess for behandling av flyveaske med CO₂ (Figur 62).



Figur 62 Bilde av karbonatisert flyveaske (Kilde: NOAH, 2015)

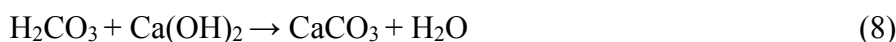
Under reaksjonen mellom flyveaske og CO₂ nøytraliseres kalk i flyveaske etter følgende ligning:



I NOAHs prosess er flyveasken fuktet med vann før karbonatiseringen med et vanninnhold på rundt 15-35 %. Dette fører til at CaO i flyveasken er hydratisert før den karbonatiseres:



Vanninnholdet i asken bør være så høyt at CO₂(g) blir absorbert i vannfase CO₂(aq) og reagerer til karbonsyre (H₂CO₃). Karbonsyre er en svak syre som reagerer med kalsiumhydroksid til karbonat:



Omdanningen av Ca(OH)₂ til kalsiumkarbonat (CaCO₃) vil senke pH i asken, dvs. flyveasken nøytraliseres. Ved riktig pH nivå vil således tungmetaller stabiliseres. CaCO₃ er termodynamisk stabilt, og vil ikke avgi CO₂ under normale betingelser. Temperaturen i karbonatiseringsprosessen som NOAH tester ut ligger på rundt 20-40 °C.

Det har blitt gjort en rekke studier på bruk av CO₂ til stabilisering av flyveaske internasjonalt. Viktige parametere er tilsetning av vann (vanninnhold), partielltrykket til CO₂,

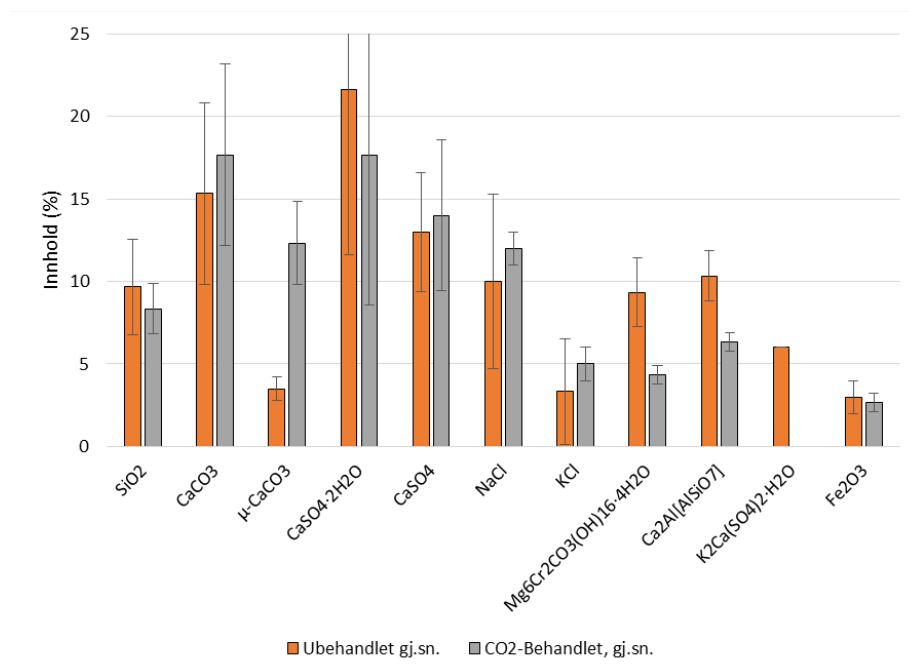
temperatur og tid. Studier fra litteraturen viser at karbonatiseringen reduserer tilgjengeligheten og utlekkingen til en rekke metaller, mens enkelte elementer kan øke utlekkingen (Pb, Zn, Cd, Sb, Cr) (Ecke et al. (2003), Huang et al (2007) Hjelmar et. al (2009)).

NOAH har siden 2013 testet ut flere reaktorkonsepter på Langøya for karbonatisering, og i 2014 ble det innledet et samarbeid med Norcem og Aker Solutions. Hovedmålsetting med testene var å danne grunnlag for design av et fullskalaanlegg med kapasitet til å behandle 500 000 tonn flyveaske pr. år med CO₂-rik røykgass (NOAH, 2015). Det pågår et arbeidet med uttesting av CO₂-stabilisering av flyveaske ved NOAH.

Karbonatisert flyveaske har blitt karakterisert med hensyn til mineralogi og totalinnhold av elementer, samt testet for utlekkingspotensiale (NGI, 2018). Resultater fra denne karakteriseringen er oppsummert nedenfor.

Mineralsk sammensetning

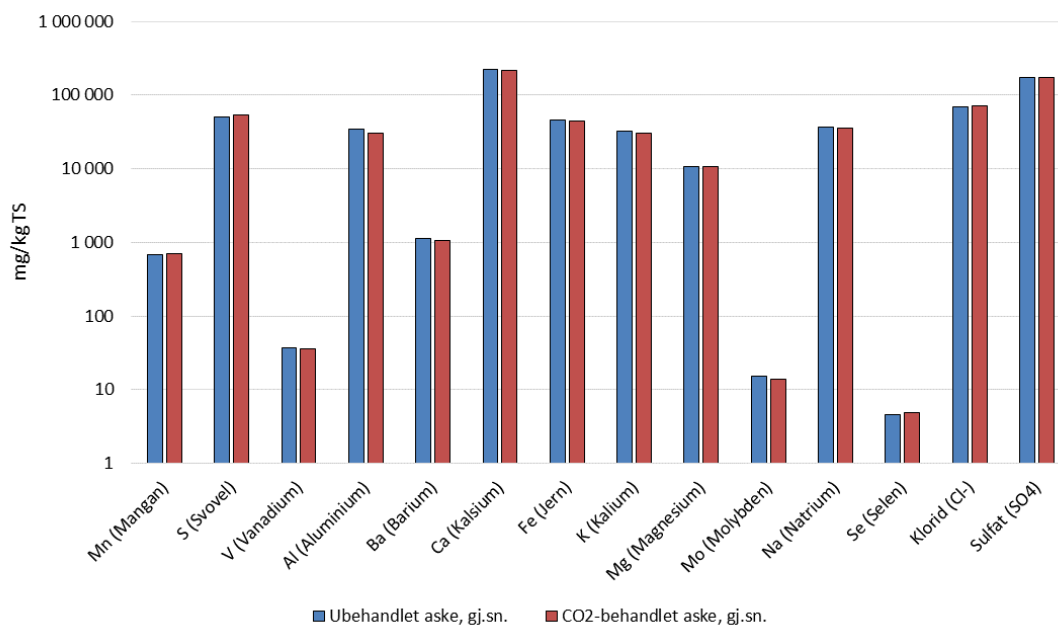
Den mineralske sammensetningen i ubehandlet og behandlet flyveaske er vist i Figur 63.



Figur 63 Resultater fra XRD analyser av ubehandlet flyveaske (oransje stolper) og CO₂ stabilisert flyveaske (grå stolper). XRD analysene er gjennomført ved NGU.

Som forventet ser man en tydelig økning i innholdet av karbonat i den CO₂-stabiliserte flyveasken. Det er spesielt innholdet av vateritt (μ-CaCO₃) som øker signifikant. Det er en mindre økning i kalsitt (CaCO₃) som har en noe annen krystallstruktur sammenlignet med vateritt (trigonal vs. heksagonal).

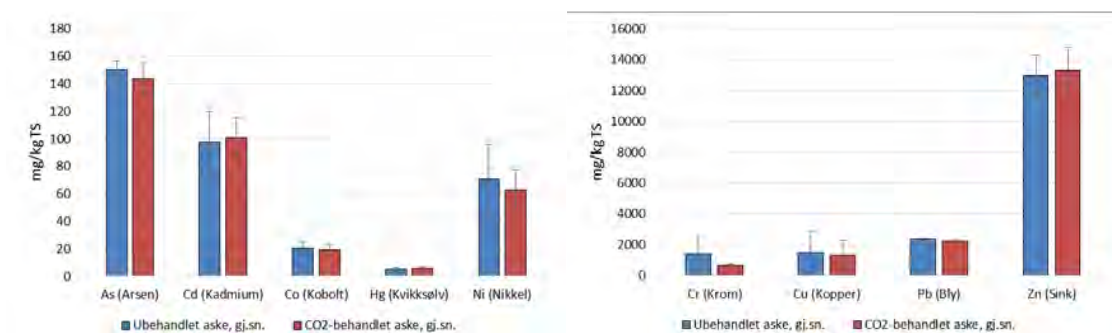
Resultater fra elementanalysen av ubehandlet flyveaske og aske stabilisert med CO₂ er vist i Figur 64.



Figur 64 Elementanalyse av ubehandlet og behandlet flyveaske. NB! Logaritmisk y-akse

Figuren viser at det er liten forskjell mellom innhold av ubehandlet aske (blå stolper) og CO₂-stabilisert, dvs. karbonatisert flyveaske (røde stolper). Dette er heller ikke forventet da det i CO₂ prosessen kun tilføres CO₂ i gassform. Temperaturen under prosessen er relativt lav (20-40 °C), og det forventes marginal fordamping av flyktige elementer.

Når det gjelder innholdet av tungmetaller er det heller ingen signifikant forskjell mellom ubehandlet og karbonatisert flyveaske (Figur 65). Flyveaske stabilisert med avfallssyre (filterkake) har et høyere innhold av arsen, nikkel, kobolt og krom som følge av bidraget fra syra.



Figur 65 Innhold av metalleri ubehandlet flyveaske (blå stolper) og CO₂-behandlet flyveaske (røde stolper). Venstre figur: Arsen (As), kadmium (Cd), kobolt (Co), kvikksølv (Hg) og nikkel (Ni). Høyre figur: Innhold av krom (Cr), kobber (Cu), bly (Pb) og sink (Zn).

Utlekkingspotensiale

Resultater fra ristetest med destillert vann (standard) og gruvevann på CO₂-stabilisert flyveaske er vist i Tabell 23. Til sammenligning er grenseverdier for utlekking fra avfall som skal deponeres på deponi (inert, ordinært, farlig avfallsdeponi) oppgitt.

I tabellen er resultatene oppgitt som gjennomsnitt og standardavvik (STD). Variasjonen er til dels høy mellom de ulike prøvene, noe som kan skyldes ulike betingelser under prosessering (karbonatiseringstid).

Tabell 23 Utlekking i ristetest (L/S10) for CO₂ behandlet flyveaske. Testen ble kjørt med både destillert vann (standard) og vann fra Dalen gruve (Gruvevann)

		CO ₂ - behandlet aske, Dest.vann, gj.sn.	STD	CO ₂ - behandlet aske, Gruve vann, gj.sn.	STD	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
pH		10,5	0,9	9,8	0,7			
Kond.	µS/cm	27667	4788	54067	4102			
Ca (Kalsium)	mg/kg	20733	8809	31167	9666			
Fe (Jern)	mg/kg	<0,0400		<0,0400				
K (Kalium)	mg/kg	28667	4858	31133	5116			
Mg (Magnesium)	mg/kg	5,9		626,3	532,9			
Na (Natrium)	mg/kg	29967	6133	92067	4835			
Al (Aluminium)	mg/kg	28,8	42,3	2,9	1,9			
As (Arsen)	mg/kg	0,06	0,03	0,06	0,02	0,5	2	25
Ba (Barium)	mg/kg	2,8	1,0	4,1	0,9	20	100	300
Cd (Kadmium)	mg/kg	0,04	0,06	0,16	0,24	0,04	1	5
Co (Kobolt)	mg/kg	<0,0005		0,00	0,00			
Cr (Krom)	mg/kg	2,0	1,2	3,6	1,5	0,5	10	70
Cu (Kopper)	mg/kg	0,05	0,03	0,03	0,01	2	50	100
Hg (Kvikksølv)	mg/kg	0,00054	0,0004	0,00078	0,0007	0,01	0,2	2
Mn (Mangan)	mg/kg	0,03	0,01	0,02	0,02			
Ni (Nikkel)	mg/kg	<0,005		<0,00501		0,4	10	40
Pb (Bly)	mg/kg	0,23	0,25	0,15	0,10	0,5	10	50
Zn (Sink)	mg/kg	0,30	0,29	0,09	0,07	4	50	50
Mo (Molybden)	mg/kg	2,6	0,2	3,2	0,1	0,5	10	30
Sb (Antimon)	mg/kg	0,09	0,12	2,15	1,95	0,06	0,7	5
Se (Selen)	mg/kg	0,16	0,02	0,18	0,03	10	150	500
Klorid (Cl ⁻)	mg/kg	79600	21093	192333	20207	800	15000	25000
Fluorid (F ⁻)	mg/kg	<100		<100		10	150	500
Sulfat (SO ₄)	mg/kg	27833	3800	31200	6963	1000	20000	50000
DOC	mg/kg	36,1	15,2	42,9	8,6	500	800	1000

Gjennomsnittlig utlekking av tungmetallene arsen, kadmium, kobber, nikkel, bly og sink kan karakteriseres som lav og under grenseverdien for inert avfallsdeponi. Utlekkingen av krom er noe forhøyet, men ligger godt innenfor grenseverdien for ordinært avfallsdeponi. Av disse er det kun antimon som overskrider utlekkingskriteriet for ordinært deponi.

Som forventet har karbonatisert flyveaske høy utlekkingen av klorid og sulfat. Ubehandlet flyveaske inneholder store mengder av disse forbindelsene, og en karbonatisering vil ikke ha nevneverdig stabiliseringseffekt. Utlekkingen av klorid overskrider grenseverdiene for deponi for farlig avfall.

Generelt er det liten forskjell mellom utlekkingen i kolonneforsøk med destillert vann og gruvevann. pH ligger litt lavere som følge av betydelig høyere ionekapasitet og bufferkapasitet i gruvevannet. Gruvevannet er påvirket av sjøvann med høyere konduktivitet og innhold av bl.a klorid. Unntaket er kadmium, hvor utlekkingen er forhøyet i kolonnetest med gruvevann. Dette kan skyldes forhøyet innhold av klorid i dette vannet, noe som vil danne Cd-komplekser og således øke mobiliteten til kadmium.

Resultatene samsvarer godt med NOAHs egne utlekkingsstester på karbonatisert flyveaske (standard ristetest) (NOAH 2015). Ristettest på 65 prøver av karbonatisert flyveaske viser at utlekkingen tilfredsstillende krav til deponering på ordinært avfallsdeponi.

Behandlingsmetoden er sensitiv med hensyn til utgangsmateriale og behandlingsprosess (oppholdstid, temperatur, vanninnhold). NOAH arbeider videre med utvikling og dokumentasjon av karbonatiseringsmetoden for å optimalisere denne for eventuell behandling av flyveaske for underjordisk deponering.

7.7.2 Stabilisering-solidifisering

Stabilisering med sement er en kjent behandlingsteknologi som betegnes som en solidifisering. Slike prosesser reduserer utlekking fra avfallsmaterialet basert på relativt enkle teknologier. Formålet med metoden er å redusere forurensing fra ulike typer partikulære masser gjennom å redusere materialets totale overflate og vanngjennomtrengning som kan avgi forurensinger til omgivelsene og gjennom en kjemisk stabilisering. I tillegg bedres materialets håndterbarhet og fysiske egenskaper (Astrup, 2008). Sementstabilisering kan benyttes for å stabilisere flyveaske.

Innbindingsprosessen fører i første rekke til at sement reagerer kjemisk med fritt vann og danner en tørr monolitt med forbedrede mekaniske egenskaper. Baseoverskuddet i betongmassen vil stabilisere metallene i avfallet som (oxy)hydroksider. Monolitten immobiliserer forurensningselementene og overflatearealet minsker slik at utlekking pr. tidsenhet minsker. Den tilgjengelige overflaten for utlekking minsker ved at de enkelte korn kjemisk bindes sammen til en større enhet. Dermed reduseres permeabiliteten kraftig og vannledningsevne reduseres.

Metoden består av to parallelle prosesser: solidifisering og stabilisering. Solidifisering er den fysiske prosessen som skjer. Det er flere fordeler med at avfallet blir solidifisert. Solidifiseringen gjør at avfallet ofte blir enklere å håndtere, spesielt om avfallet foreligger som flytende avfall eller i slurry-form. Utlekkingen av forurensningskomponenter vil reduseres, både grunnet mindre areal/volum siden avfallet blir innkapslet i sement, men også grunnet redusert permeabilitet i avfallet. (Batchelor, 2006)

Parallelt med solidifisering skjer en kjemisk stabilisering av avfallet, som gjør at miljøgifter blir mindre mobile. Kjemisk stabilisering skjer ved at miljøgiftene går fra en løst form til en form hvor miljøgiftene er bundet, ofte ved utfelling grunnet endring i pH ved tilsats av basisk sement eller formasjon av "solid solution". I en "solid solution" byttes løste ioner ut med ioner i etablerte mineraler i sementen. Adsorpsjon til overflaten av sementen vil også være en prosess der metallene immobiliseres, ofte i en ionebytteprosess. (Batchelor, 2006)

Sement er basisk, og tilsats kan mobilisere enkelte metaller, som for eksempel bly og sink. Forsøk viser at så lenge sementen er intakt, vil metallene være immobilisert, men dersom sementen knuses vil det kunne forekomme økt utlekking (Astrup, 2008; Hjelmar et. al, 2009). I noen utprøvde prosesser er også ekstraksjon av salt inkludert i prosessen. Ekstraksjon av salt har flere fordeler, blant annet reduksjon av volum til deponiet og mer effektiv kjemisk stabilisering. (Hjelmar et. al, 2009).

En solidifisering med sement vil i de fleste tilfeller føre til en endring i reduksjon-oksidasjons-forholdene som avfallet innehar. Dette vil endre tilstanden til metallene i avfallet, og dermed også løselighet som igjen påvirker tilgjengelighet. Innkapsling i sement gir et moderat oksiderende miljø. Det kan, ved behov, tilsettes reduseringsmiddel dersom det virker immobiliserende på miljøgifter i avfallet. Organisk karbon i avfallet kan virke mobiliserende på metaller på grunn av økt utlekking av DOC (løst organisk karbon) ved kompleksering.

Organiske miljøgifter immobiliseres i sementen, blant annet ved hjelp av sorpsjon til sementen. pH er variabel og påvirker alle disse prosessene, så sementens syrenøytraliserende kapasitet er viktig for kontroll av sementens pH som igjen påvirker mobiliteten til miljøgifter.

Stabilisering og solidifisering (innbinding) av farlig avfall benyttes i dag av Miljøteknikk Terrateam AS i Mo i Rana (<http://www.terrateam.no/>). Behandlet avfall deponeres i Mofjellet gruver. Avfallet deponeres i pastøs form og komprimeres før det endelig herdes.

Basert på informasjon om prosessen forventes dette også å være egnet for avfallet som mottas ved NOAH Langøya. NOAH har foreløpig ikke startet testing av sitt avfall for denne behandlingsprosessen. Det foreligger derfor ikke spesifikke data på egenskaper for denne type behandlet avfall hos bedriften. Transporttiden fra behandlingssted til deponi kan være en begrensende faktor som følge av herdetid til sementen.

7.8 Oppsummering - avfallskarakterisering

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (fortynnet svovelsyre fra Kronos AS, Fredrikstad) utgjør hoveddelen av avfallet som skal mottas (>70%) i deponiet i Brevik. I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. Den største fraksjonen er katode og anodeavfall fra aluminiumsindustrien. Resten av avfallsfraksjonene utgjør samlet en mindre andel av avfallet.

I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet svovelsyre med høyt innhold av jern med den basiske flyveasken. I prosessen reagerer syren med de alkaliske bestanddelene i asken, og sulfat i syra felles ut som gips i det stabiliserte avfallet. De mest løselige (Cl, Na, K) elementene vil mobiliseres i prosessen, mens metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9-10) og utfelling av jernhydroksider. Det stabiliserte avfallet avvannes til en relativt tørr filterkake (tørrestoffinnhold på ca 65%).

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfall viser liten utlekking på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Unntaket er klorid. Dette har imidlertid liten forurensningsmessig betydning når resipienten er sjø. Lav utlekking fra stabilisert filterkake er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder

utlekkingsstester på avfalls-slurry, og overvåking av porevannskvaliteten i farlig avfallsdeponiet. Langtids utlekkning i kolonnetest viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid. Det var liten forskjell mellom kolonnetestene med deionisert vann (standard i henhold til avfallsforskriften) og med vann fra gruva i Brevik, noe som viser at vannet som pumpes ut av gruva ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet. For elementene arsen og nikkel skjer det en reduksjon i konsentrasjonen etter at vannet som pumpes ut av gruva har vært i kontakt med det stabiliserte avfallet. Dette skyldes sorpsjonsegenskapene i massene som følge av høyt jerninnhold og alkalisk pH.

Små mengder elementært (metallisk) aluminium i stabilisert filterkake kan gi dannelse av hydrogengass (H_2) over tid etter at deponiet er fylt med sjøvann. Et beskyttende oksidsjikt (Al_2O_3) vil redusere hydrolysehastigheten (og eventuell dannelse av hydrogen), og det kan derfor ta lang tid før siste rest av i utgangspunktet meget små mengder metallisk Al er hydrolysert. Med så små mengder det her er snakk om er det imidlertid sannsynlig at gassen vil bli absorbert inn i kalksteinformasjonene i gruva. Pågående testprogram for å undersøke restpotensiale for gassdannelse i stabilisert filterkake regi av SINTEF Molab, indikerer lav hydrogenutvikling, også under eksponering i saltvann. Pågående langtidstester vil gi mer detaljert informasjon om mengden og hastighet på hydrogengass dannelse over tid.

Stabilisert filterkake som planlegges deponert i gruva er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i gruva (gruveveggen). Andre prosesssteknologier har vært på utprøvningsstadiet men resultatene viser at dagens prosess foreløpig gir størst stabiliseringseffekt av flyveasken.

8 Transport av forurensning og utslipp til sjø

8.1 Utslipp fra deponiet under drift

Under drift av deponiet vil grunnvannsgradienten alltid være innadrettet og vannet pumpes til overflaten. Vann som kommer i kontakt med deponert avfall kan bli forurenset og må eventuelt ledes til renseanlegg. Hvor stor denne vannmengden blir, vil være avhengig av tiltak som gjennomføres for å redusere kontakten mellom vann og avfall. Hvis man tar utgangspunkt i dagens mengde av innlekkasjevann (underkant av 900 m³/dag, uten overvann) vil årlig vannmengde utgjør da ca. 330 000 m³/år. Under drift vil vannivået suksessivt stige, og mengden innlekkasjevann reduseres som følge av redusert gradient.

Maksimalt årlig utslipp (forurensningsfluks) under driftsfasen kan grovt estimeres basert på beregnet innlekkasjevann og konsentrasjoner i porevannet i massene. Dette vil være vann som pumpes ut av gruva til prosessanlegg (gjenbruk) eller renseanlegg. Vi har her valgt å bruke resultater fra ristetest på avvannet stabilisert avfall (se kapittel 7.4.1). I en slik type test ristes avfallet med vann i 24 timer, og deretter analyseres eluatet (vannet) fra testen. Testen kan derfor sees på som ekstremtilfellet når det gjelder mekanisk omrøring, noe som ikke vil være tilfellet for avfall deponert i gruva. Dette vil derfor være en konservativ tilnærming for beregning av forurensningsfluks. Resultater for ulike forurensningskomponenter er vist i Tabell 24. I beregningene tas det imidlertid ikke hensyn til at gruvevannet i utgangspunktet har forhøyede verdier av eksempelvis arsen og nikkel, se kapittel 6.3.

Tabell 24 Beregnet maksimal årlig fluks fra deponiet i Brevik. Beregningene er basert på maksimal mengde innlekkasjevann samt konsentrasjoner målt i ristetest på avvannet stabilisert avfallsmaterialet (fra 2018, se Tabell 18)

	Konsentrasjon avvannet stabilisert avfall* µg/l	Årlig mengde ut av deponiet til renseanlegg kg/år
As (Arsen)	3,29	1,1
Cd (Kadmium)	5,15	1,7
Cr (Krom)	0,75	0,3
Cu (Kopper)	1,31	0,4
Hg (Kvikksølv)	0,14	0,05
Mo (Molybden)	636	209
Ni (Nikkel)	2,03	0,7
Pb (Bly)	0,25	0,1
Sb (Antimon)	126	41
Zn (Sink)	8,58	2,8

*Konsentrasjoner i eluat fra ristetest på avvannet stabilisert avfall (Filterkake 2018, Tabell 18)

Som det framgår av Tabell 24 er utslippet fra gruva under drift relativt beskjedent. Dette vannet vil bli ledet til renseanlegg før utslipp til sjø.

8.2 Utslipp fra deponiet etter avslutning

8.2.1 Transportprosesser

Forurensningskomponenter oppløst i porevannet i gruva som kommer i kontakt med grunnvann vil kunne transporteres ved to ulike prosesser: 1) *adveksjon* som er vann i bevegelse, og 2) *diffusjon* som skjer uten at vannet er i bevegelse. Ofte skjer transporten ved en kombinasjon av disse to prosessene. Diffusjon er en langsom prosess sammenliknet med vanntransport (advektiv), særlig i et geologisk medium som har så lav porøsitet som kalksteinformasjonene i Brevik. Diffusjon gjennom sprekksystemer ut mot fjorden vil være avhengig av åpningen, fylling og særlig lengde og bukt (tortuositet) i sprekkesystemet.

I tillegg vil spredning av forurensningskomponentene være avhengig av tilbakeholdelse som følge av reaksjoner med overflaten i bergmassen og sedimentene. Mekanismer som sorpsjon og utfelling fører til at komponentene bindes og konsentrasjonen i grunnvannet reduseres. Omfanget av tilbakeholdelsen vil være avhengig av flere faktorer som eksempelvis kjemisk sammensetning av sedimenter (i Eidangerfjorden) og bergmasse (rundt gruva), aktiv overflate, pH og type metall. Fordelingen av metallene mellom faststoff og vannfase kan beskrives ved hjelp av fordelingskoeffisienten (K_d). For jord og sedimenter foreligger det en rekke fordelingskoeffisienter fra litteraturen. Det foreligger også en god del litteratur på sorpsjon til knust kalkstein, mens denne type studier for fast kalkstein er svært begrenset.

Ved hjelp av 3D modellen beskrevet i kapittel 5.6 kan det estimeres hvor mye av metallene i avfallet en kan forvente passerer gjennom den naturlige geologiske barrieren og ut i resipienten. I 3D modellen er det tatt hensyn til både adveksjon, diffusjon og sorpsjon i beregningene av forurensningstransport. Sedimentene i Eidangerfjorden utgjør et mektig sjikt mellom deler av bergmassen hvor gruva ligger og sjø. Disse har et høyt potensiale for tilbakeholdelse av metaller. I modellen er det imidlertid anvendt lave fordelingskoeffisienter (K_d verdier, dvs. hvor mye forurensning som kan adsorberes per kg faststoff) for å sikre at analysene er på konservativ side. For bergmassen rundt deponiet er simuleringen gjennomført både med og uten sorpsjon.

I litteraturen varierer oppgitte K_d -verdier mellom ulike materialer og ulike forurensningsstoffer, og effekten av adsorpsjon i oppsprukket berg med en varierende sammensetning er således beheftet med en betydelig usikkerhet. Vi kan anta at oppsprukket berg adsorberer forurensninger svært annerledes enn et jordsmonn eller sediment. Numeriske simuleringer viser imidlertid at selv ved svært lave K_d -verdier bremses utlekkingen kraftig og i modellen er det kun benyttet K_d -verdier tilsvarende null (0) og en (1). Dette er en konservativ antagelse ettersom bidrag fra adsorpsjon forsinkes utlekkingen, og en K_d -verdi på en (1) anses normalt å være en svært lav verdi, se Tabell

25. Bruken av en K_d -verdi på en (1) er allikevel mer sannsynlig i et geologisk medium enn å se bort ifra all adsorpsjon i systemet (jfr. $K_d = 0$).

Tabell 25 Distribusjonskoeffisienter (K_d) og diffusjonskoeffisienter (D_{aq}) brukt i 3D modellen

	As	Pb	Cd	Cr (tot)	Cu	Hg	Ni	Zn	Mo	Sb
K_d i sediment, [L/kg]	30	1000	30	2000	500	200	100	100	155	38
K_d i kalkstein/berg, [L/kg]	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Diffusjonskoeffisient, D_{aq} , 10^{-9} [m ² /s]	0,905	0,945	0,719	1,132	0,714	0,913	0,661	0,703	1,984	0,849

* Det er stor usikkerhet i verdiene for K_d i kalkstein/berg, derfor er $K_d = 0$ og $K_d = 1$ brukt i modellen, hvor $K_d = 0$ er en svært konservativ antagelse og ansees ikke som realistisk for et geologisk medium

Konsentrasjoner

I utgangspunktet er de miljøfarlige stoffene stabilisert i avfallet, men når grunnvann strømmer gjennom det stabiliserte avfallet vil en beskjeden andel av dette løses opp og transporteres ut av gruva med grunnvannet. Siden avfallet er stabilt er dette en prosess som er langsom og hvor utlekkingen av de miljøfarlige stoffene varierer over tid. Kolonnetester på avfallet simulerer denne utlekkingen over tid (se kapittel 7.4.2).

I modellen er det valgt å benytte en konstant konsentrasjon av alle forurensningskomponentene i avfallet for hele det vurderte og modellerte tidsrommet (1000 år). Den konstante konsentrasjonen tilsvarer de målte konsentrasjonen ved $L/S = 0,1$ i kolonnetesten, se Tabell 26. Denne antagelsen er konservativ fordi utlekkingen vil avta med tiden. Samtidig er dette også en rimelig antagelse da det vil ta lang tid før reduksjon i utlekkingen skjer. Kolonnetestene indikerer at tilnærmet all potensielt tilgjengelig mengde av de ulike metallene har lekket ut etter endt test (14 dager). I virkeligheten vil dette være mye tregere (ca. 10.000 ganger saktere) ettersom grunnvannstrømmen er mye lavere, se f.eks. 5.6.4 der strømningshastigheten er i størrelsesorden 10^{-4} $\mu\text{m/s}$ mot $1,6$ $\mu\text{m/s}$ i kolonnetesten.

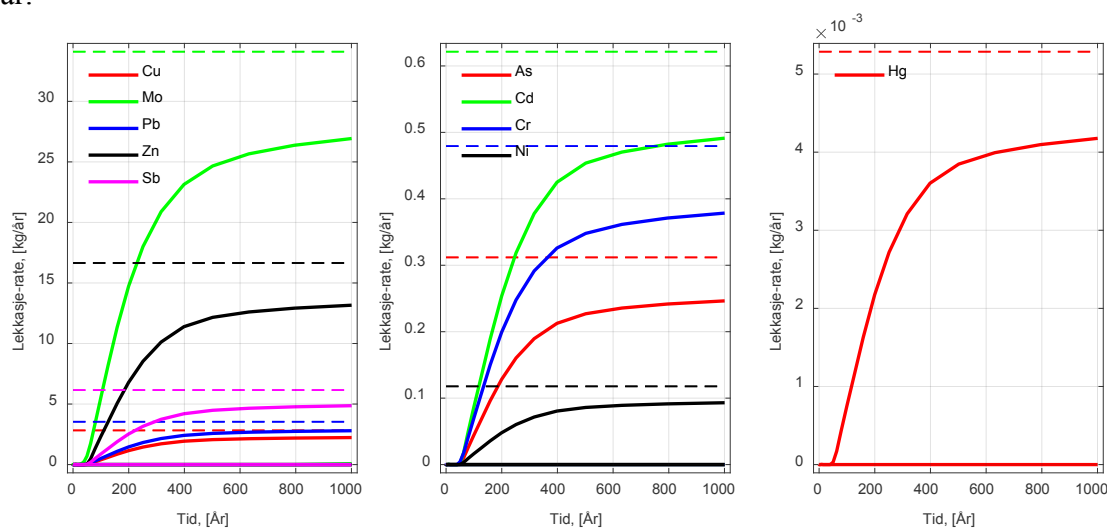
8.2.2 Beregnet transport av forurensning

I det følgende er det vist resultater for flere kritiske elementer i forbindelse med utlekking fra de gjenfylte gruvegangene. Utlekking er her definert som fluks/strømning av ulike miljøfarlige stoffer (elementer) fra avfallsdeponiet til både sjø (hovedsakelig Eidangerfjorden) og land. Konsentrasjonen av forurensninger i grunnvann/porevann, i fjorden og på overflaten benyttes som grensebetingelser. For porevann i gruva (dvs. vann i de deponerte massene) benyttes resultater fra kolonnetester, mens det for øvrige masser gjøres en konservativ antagelse om at opprinnelig konsentrasjon i både grunnvannet, på overflaten og i fjordene er null. Dette er imidlertid en meget konservativ betingelse da den antar at straks en forurensning kommer til overflaten så transporteres den vekk og

betingelsen vil derfor medføre en økt konsentrasjonsgradient ved overflaten (land og fjord). Resultatet er at reell fluks av forurensning vil bli overestimert.

3D simuleringen viser at med adsorpsjon i bergmassen rundt deponiet ($K_d = 1$) vil totalutslippet fra deponiet til overflaten være neglisjerbart også etter 1000 år (tilnærmet 0 kg/år). Om man ser bort fra adsorpsjon i bergmassen ($K_d = 0$), viser simuleringen at det vil ta mange år før transport av metaller ut av deponiet når overflaten. Her øker utslippsmengden over tid for deretter å flate ut og nå en maksimal utslippsmengde (tynne horisontale linjer i Figur 66). 3D simuleringen viser at selv med denne tilnærmingen vil mengden som slippes ut til overflaten være liten.

Se Tabell 26 for beregnede lekkasje-rater for de ulike elementene etter 10, 100 og 1000 år.



Figur 66 Totalt årlig utslipp (lekkasje-rate) av ulike forurensningskomponenter til resipient (Eidangerfjorden) for perioden 0 – 1000 år (etter avslutning). Tykkere fargede linjer tilsvarer utlekkingen hvis det ikke tas hensyn til sorpsjon i bergmassen ($K_d=0$ l/kg). De tynne horisontale linjene tilsvarer maksimal årlig utlekking til resipienten etter mange tusen år. Ved $K_d=1$ l/kg har ikke komponentene begynt å lekke ut etter 1000 år (horisontale linjer med 0 kg/år).

Tabell 26 Totalt årlig utslipp til resipient fra deponiet i Brevik etter avslutning (etter 10, 100 og 1000 år). 3D simuleringen er gjennomført for to ulike K_d verdier i bergmassen rundt deponiet: $K_d = 0$ l/kg (ingen tilbakeholdelse i bergmassen) og $K_d = 1$ l/kg (konsentrasjonen i faststoff er lik konsentrasjonen i vann). Simuleringen er basert på initiale konsentrasjoner (L/S 0,1) målt i kolonnetest som et konservativt høyt estimat, som i virkelighet vil avta over tid.

	Kons. Kolonne*	Utlekking 10 år (kg/år)		Utlekking 100 år (kg/år)		Utlekking 1000 år (kg/år)	
		$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg	$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg	$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg
As (Arsen)	L/S 0,1 (µg/l)	0,0002	□0	0,051	□0	0,26	□0
Cd (Kadmium)	32,8	0,0005	□0	0,10	□0	0,52	□0
Cr (Krom)	25,1	0,0002	□0	0,080	□0	0,40	□0
Cu (kobber)	149	0,002	□0	0,45	□0	2,4	□0
Hg (Kvikksølv)	0,278	3e-6	□0	0,00086	□0	0,0040	□0
Mo (Molybden)	1760	0,007	□0	6,2	□0	28	□0
Ni (Nikkel)	6,22	0,0001	□0	0,019	□0	0,098	□0
Pb (Bly)	186	0,002	□0	0,58	□0	2,9	□0
Sb (Antimon)	324	0,004	□0	1,0	□0	5,1	□0
Zn (Sink)	879	0,01	□0	2,7	□0	14	□0

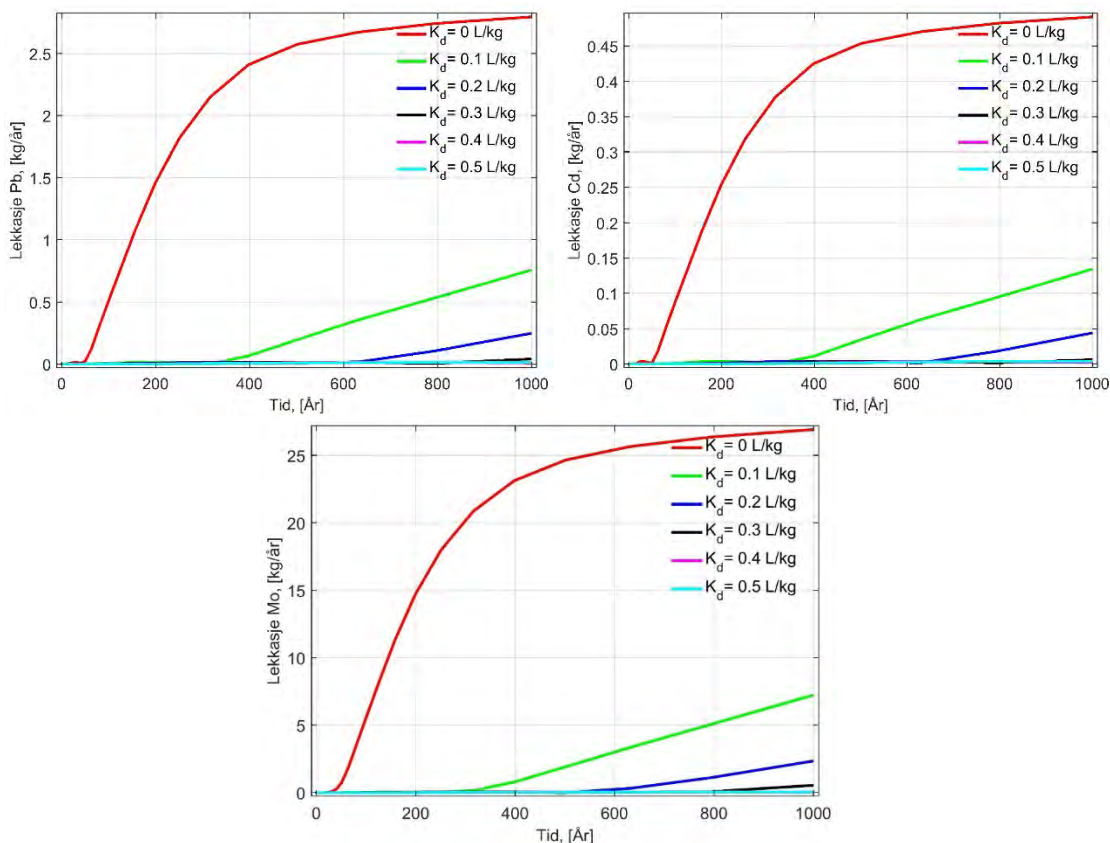
*Første utlekkingsvannet fra kolonnetest (L/S 0,1) er benyttet som et konservativt høyt estimat av konsentrasjonen i porevann i deponiet i 3D modellen.

3D simuleringene viser at adsorpsjonen i bergmassen har stor betydning for total utslippsmengde innenfor et tidsperspektiv på 1000 år. Det er derfor gjort en ekstra simulering for molybden, bly og kadmium hvor det er benyttet ulike K_d verdier for bergmassen som varierer mellom 0 og 1 l/kg, se Figur 67. Molybden er valgt fordi den har vist høyest konsentrasjon og mobilitet i utlekkingsstesten, mens bly og kadmium er valgt på grunn av høyere giftighet.

Resultatene viser at selv med svært lave K_d verdier vil tilbakeholdelsen være betydelig (Figur 67) sammenlignet med tilfellet hvor K_d er satt til 0 l/kg (rød linje i Figur 67). Til sammenligning viser studier med jord og sediment K_d verdier opptil 2000 l/kg, se Tabell 25. En tilbakeholdelse i bergmassen av forurensningskomponenter ansees som svært sannsynlig, og utslippsmengder fra deponiet antas å ligge betydelig lavere sammenlignet med situasjonen der K_d er satt lik 0 l/kg. Simuleringer med K_d satt til 0,1 l/kg i bergmassen, som ansees å være en konservativ antagelse, viser ingen lekkasje etter 100 år (grønne linjer i Figur 67). Etter 1000 år ligger lekkasjeratene på henholdsvis 0,76 kg Pb/år, 0,13 kg Cd/år og 7 kg Mo/år.

Til sammenligning ligger årlig utslipp fra Knarrdalsstrand avløpsrensaneanlegg til Frierfjorden på henholdsvis 2,6 kg bly og 0,54 kg kadmium, i tillegg til utslipp av 6,1 kg arsen; 0,54 kg kadmium; 55 kg kobber; 0,12 kg kvikksølv; 87 kg nikkel og 283 kg

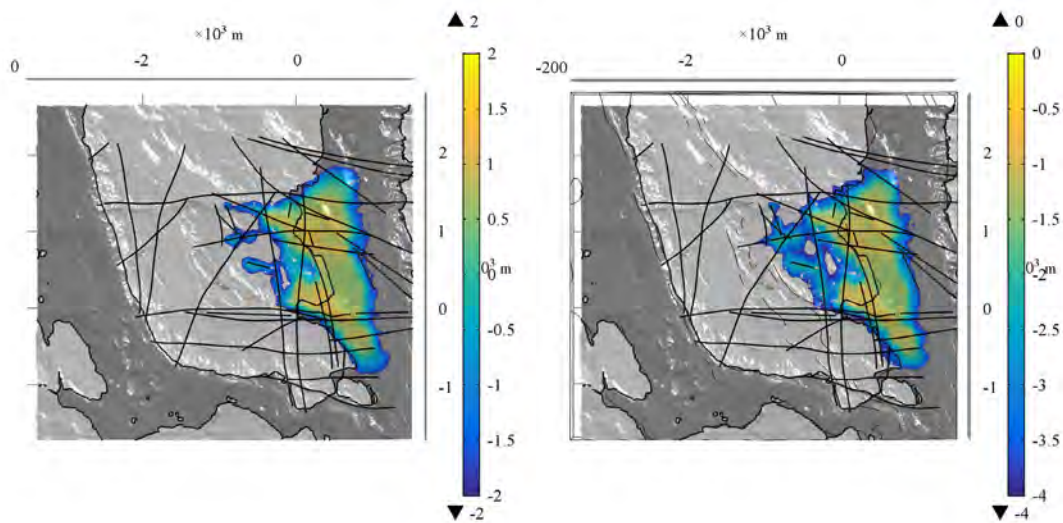
sink (rapporterte tall for 2017 i norske utslipp, www.norskeutslipp.no). For molybden er det ikke rapportert utslippstall.



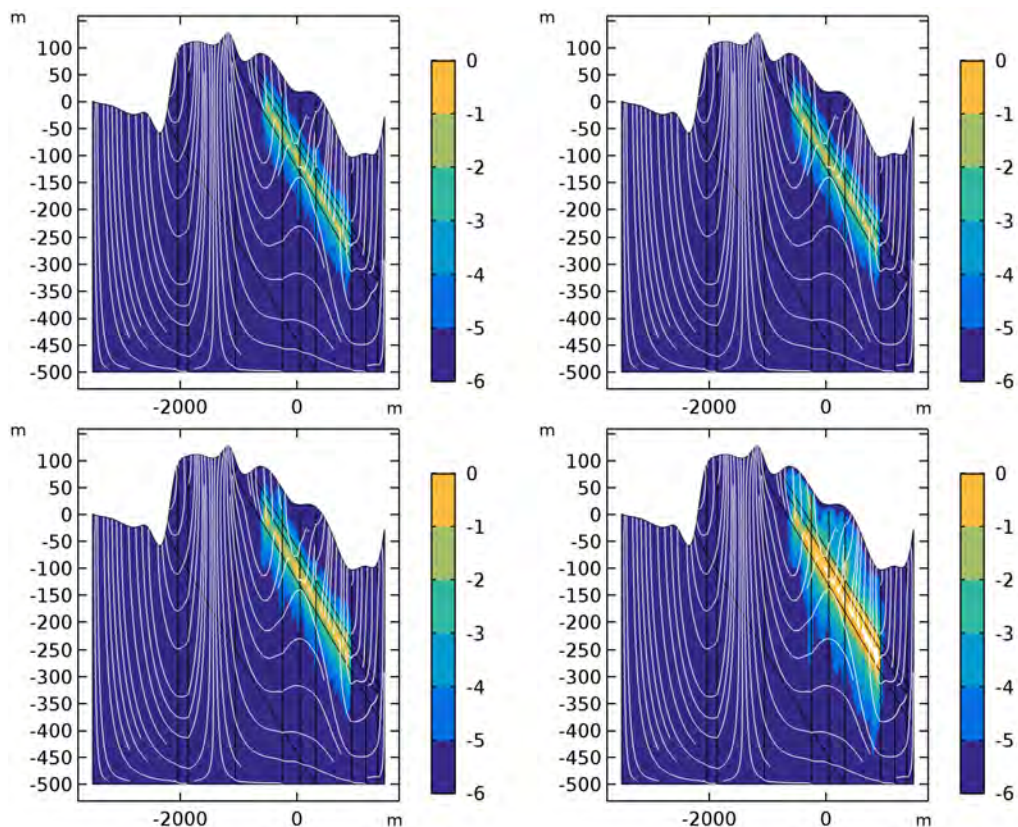
Figur 67 Totalt årlig utslipp (lekkasje-rate) for bly (Pb), kadmium (Cd) og molybden (Mo) til ytre miljø, for perioden 0 – 1000 år ved ulike K_d -verdier for bergmassen.

I Figur 68 ser vi lekkasje-rate av kadmium (Cd) og molybden (Mo) etter 1000 år. Transporten følger grunnvannstrømningen og lekker ut hovedsakelig i Eidangerfjorden og de lavereliggende områdene mot Eidangerfjorden over gruva.

Figur 69 viser konsentrasjon av molybden etter 1, 10, 100 og 1000 år i et tverrsnitt (400 m nord for Norcem kai-anlegg. Figuren viser tydelig at den vertikale transporten er dominerende og at diffusjon bidrar signifikant til transporten (på grunn av den symmetriske konsentrasjonsprofilen rundt gruva).



Figur 68 Lekkasjerate, logaritmisk-skala, ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) av kadmiom (venstre) og molybden (høyre) på overflaten 1000 år etter endt deponering.



Figur 69 Konsentrasjon av molybden etter 1, 10, 100 og 1000 (fra øverst venstre til nederst høyre) år i et tversnitt (jf.Figur 7). Merk at enhet er mg/L og fargene er i logaritmisk skala (\log_{10}).

I Tabell 27 er total mengde forurensning i deponiet etter avslutning (18 mill. m³ deponivolum, tetthet stabilisert avfall er antatt ca. 1400 kg/m³) sammenlignet med beregnet akkumulert utlekket mengde etter 1000 år. Akkumulert utlekket beregnes ved å integrere lekkasje-raten over gitte tidsrom. Når adsorpsjon neglisjeres er totalt utlekket molybden, som har den høyeste konsentrasjonen i porevannet, beregnet til å være ca. 21 tonn etter 1000 år, hovedsakelig til Eidangerfjorden. Dette utgjør ca. 3% av totalt deponert molybden i deponert avfall. For kadmium og bly ligger andelen utlekket på henholdsvis 0,4 t (0,014%) og 2,1 tonn (0,004%). Tas det hensyn til absorpsjon ($K_d = 1$ l/kg) er det ingen ting som slippes ut i Eidangerfjorden.

Tabell 27 Beregning av total mengde stoff som vil bli deponert i Brevik sammenlignet med total mengde som er lekket ut etter 1000 år (integral av lekkasje rate-kurvene i Figur 66). Det er her ikke tatt hensyn til sorpsjon i kalksteinen ($K_d=0$).

	Gjennomsnitt stabilisert filterkake (n=7)*	Totalt deponert**	Akkumulert utlekket etter 1000 år	Andel akkumulert utlekket etter 1000 år***
	mg/kg (g/t)	tonn	tonn	%
Hg	9	221	0,0032	0,001
Mo	31	780	21	2,7
Cd	81	2053	0,37	0,02
Ni	119	2989	0,07	0,002
As	129	3247	0,19	0,006
Cr	477	12020	0,29	0,002
Sb	567	14292	3,7	0,03
Cu	1536	38704	1,7	0,004
Pb	2076	52308	2,1	0,004
Zn	11007	277380	10	0,004

* Gjennomsnitt av 7 prøver av totalinnhold i stabilisert filterkake kun basert på flyveaske og avfallssyre.

**Basert på tetthet i avfallet på 1,4 t/m³ og 18 mill. m³ deponivolum.

***Andel av total mengde deponert

9 Oppsummering og konklusjon - miljørisikovurdering

Basert på gjennomført miljørisikovurdering for underjordisk deponering av farlig avfall i Dalen gruver kan følgende oppsummering og konklusjon gjøres:

Geologisk og geomekanisk vurdering

Kalksteinen i Dalen gruver kan karakteriseres som massiv med liten oppsprekkingsgrad. Dette gir en bergmasse med lav hydraulisk konduktivitet (vannledningsevne), og rommene i gruva er generelt tørre. Kalksteinen er i stor grad selvreparerende slik at deformasjoner som gjennom tidene har forårsaket riss og mindre sprekker gror igjen med kalkspat. Overliggende bergarter (Skavråker leddet, Herøya fm.) består av kalkstein, og har en tettende effekt mot lekkasjer.

Det er registrert flere forkastningssoner i gruva. Den største er Dalen-forkastningen, hvor det er utført tett tiltak (injisering) på grunn av sjøvannsinntrængning under etableringen. Driving mot andre forkastninger som Heistad-forkastningen har ikke vist større lekkasjer av vann, men det skjer en markant økning i oppsprekkingsgrad mot forkastningen.

Den bergmekaniske stabiliteten i gruva er god som følge av høye horisontale spenninger i bergmassen. I tillegg har gruva blitt drevet etter en modifisert rom-og-pilar-brytningsmetode i den delen hvor deponiet er planlagt, noe som gir god bergmekanisk stabilitet. Oppsprekkingsgraden nær de store forkastningene kan være høyere. Dette har nødvendiggjort bergsikring som bolting og injisering.

Vurderinger av seismisk aktivitet i området og analyse av effekten av jordskjelv viser kun små permanente forskyvninger etter et jordskjelv med returperiode på 10000 år. De jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten i kalksteinen. Dalen gruve vil derfor være stabil under og etter jordskjelvet.

Hydrogeologisk vurdering

Vann som kommer inn i gruva i Brevik i dag består av overflatevann og innlekkasje fra fjellet. Overflatevann kommer inn i gruva i hovedsak fra rasområdet, men også fra Dalen brudd. Tiltak som tetting av åpninger, etablering av terskler og dreneringssystemer vil kunne gi en betydelig reduksjon i vannmengden som kommer ned i gruva.

Intakt berg i Brevik er i seg selv tett med lav primær porøsitet. Innlekkingen av grunnvann skjer via sprekker i bergmassen, som i all hovedsak er knyttet til Dalen-forkastningen i sørdelen av gruva. Tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er derfor fullinjisert med sement.

Dagens forhold hvor vann pumpes slik at forholdene er tørre nederst i gruva på ca. kote -340 gir store innadrettede hydrauliske gradienter (mot gruva). Store deler av gruva ligger rett under fjorden, og saltholdig vann i innlekkasjepunktene indikerer innlekking

av sjøvann. Dagens volum av innlekkasjevann er stipulert til ca. 800-900 m³/døgn. Kjemiske analyser av dagens gruvevann viser forhøyede konsentrasjoner av noen metaller. Dette kan skyldes naturlig innhold av metallene i kalksteinen, eller stamme fra gamle deponier i og omkring gruveområdet.

Deponering av stabiliserte masser i gruvesystemet forventes ikke å påvirke vannstrømningen nevneverdig pga. relativ høy permeabilitet i avfallsmassene. Vannet vil derfor i hovedsak følge de samme strømningsveier i gruva som i dag. Så lenge pumpingen av vann fortsetter for å drenere gruva, antas det hydrogeologiske systemet å være slik det observeres i dag. Under drift vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en innadrettet grunnvannsgradient inn i gruva og eventuelt deponerte masser. Grunnvann vil derfor ikke strømme ut av gruva, men samles opp og renses ved behov.

Under drift vil vannet stige suksessivt oppover i gruva i takt med at de laveste deler av gruva fylles opp. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av gruva) vil foreligge i starten av driftsperioden. Det blir mindre behov for pumping av vann ettersom fylte nivåer blir vannmettet. Da vil innlekkingen reduseres pga. økende mottrykk mot vanninnsig (reduert gradient). Mengden vann som vil komme i kontakt med avfallet under driftsperioden, og som eventuelt må behandles er imidlertid usikker og vil kunne endre seg over tid.

Etter at deponiet er avsluttet vil gruva fylles helt med vann. Brevik ligger på en halvøy omgitt av det samme havnivået på begge sider. I en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruva) foreligger det ingen hydraulisk gradient som forårsaker saltvannstransport. Ferskvann som infiltrerer vil gi en gradient som driver ferskvannstransport fra de høyereliggende delene av halvøya og ut mot havet. Modellsimulering (3D) av grunnvannsstrømmen i området etter at deponiet er avsluttet viser at når vannstrømningen når en stabil tilstand vil total vannmengde i kontakt med avfall være rundt 1 m³/d, 365 m³/år.

Vurdering av avfallet som planlegges deponert i gruva, geokjemisk vurdering

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (fortynnet svovelsyre fra Kronos Titan, Fredrikstad) utgjør hoveddelen av det stabiliserte avfallet som fraktes fra Langøya til deponiet i Brevik (>70%). I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. Den største fraksjonen er katode og anodeavfall fra aluminiumsindustrien. Resten av avfallsfraksjonene utgjør samlet en mindre andel av avfallet.

I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet avfallssyre med den basiske flyveasken, og sulfat i syra felles ut som gips. Metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Den stabiliserte avfalls-slurryen avvannes til en relativt tørr filterkake.

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfall viser liten utlekking og ligger på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Lav utlekking fra

stabilisert filterkake er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder utlekkingsstester på avfalls-slurry, samt overvåking av porevannskvaliteten i deponiet.

Langtidsutlekkning i kolonne viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid. Det er liten forskjell mellom utlekkingsstester med deionisert vann (standard i henhold til avfallsforskriften) og med vann fra gruva i Brevik, noe som indikerer at gruvevannet ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet. Vannet som pumpes ut av gruva i dag har forhøyet innhold av arsen og nikkel. Etter infiltrasjon i avfallet i kolonnen reduseres konsentrasjonen av disse elementene. Dette skyldes sorpsjonsegenskapene til det stabiliserte avfallet som følge av høyt jerninnhold og basisk pH.

Små mengder elementært (metallisk) aluminium i stabilisert filterkake kan gi dannelse av hydrogengass (H_2) over tid etter at deponiet er fylt med sjøvann. Et beskyttende oksidsjikt (Al_2O_3) vil redusere hydrolyse hastigheten (og eventuell dannelse av hydrogen), og det kan derfor ta lang tid før siste rest av i utgangspunktet meget små mengder metallisk Al er hydrolysert. Pågående testprogram for å undersøke restpotensiale for gassdannelse i stabilisert filterkake, indikerer lav hydrogenutvikling, også under eksponering i saltvann. Pågående langtidstester vil gi mer detaljert informasjon om mengden og hastighet på hydrogengass dannelse over tid.

Stabilisert filterkake som planlegges deponert i gruva er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i gruva (gruveveggen).

Utslipp til sjø etter avslutning

Tett bergmasse i kombinasjon med små gradienter i området, gir svært lav vannstrømming gjennom deponerte masser etter avslutning. Årlig mengde vann som infiltrerer massene er konservativt beregnet til $\sim 365 \text{ m}^3$. 3D simuleringen viser at ved antatt lav sorpsjon i bergmassen rund deponiet ($K_d=1$) vil totalutslippet fra deponiet til Eidangerfjorden være neglisjerbart også etter 1000 år (tilnærmet 0 kg/år). Selv hvis adsorpsjon i bergmassen neglisjeres, beregnes akkumulert utlekket mengde av tungmetaller over 1000 år til å ligge på $<0,1\%$ av totalt deponert.

Konklusjon

Overveiende tett bergmasse og god bergmekanisk stabilitet gjør at de geologiske forholdene i og rundt Dalen gruve vurderes å være godt egnet som geologisk barriere for et underjordisk farlig avfallsdeponi.

Basert på en samlet vurdering av de geologiske og hydrogeologiske forholdene i Brevik, i kombinasjon med det deponerte avfallets geokjemiske egenskaper vurderes det at underjordisk deponering av planlagt type stabilisert farlig avfall i Dalen gruve ikke vil medføre uakseptabel miljørisiko.

10 Referanser

Batchelor (2006)

Overview of waste stabilization with cement. Waste Management 26 (2006) s. 689-698.
Datert: 2006-03-13.

Bioforsk (2012): The fate of brominated flame retardants (BFR). I: Degradation experiments - stimulation of BFR reduction in contaminated lake sediment with addition of gypsum slurry and zero-valent iron (Fe^0). II: Literature study about the environmental fate of polybrominated diphenylethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCDD) and tetrabromobisphenol A (TBBPA). Bioforsk-rapport. Utkast.

Costa et. Al (2006)

Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues. Environ Monit Assess (2007) 135: s. 55-75. Datert: 2006-11-15

Ecke et. Al (2003)

Carbonation of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash and the Impact on Metal Mobility, Journal of environmental engineering. Datert: mai 2003

European Union (2002): COUNCIL DECISION of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC (2003/33/EC). Official Journal of the European Communities

Harstad A.O (2006): Dissolution, growth and recrystallisation of Calcite and Limestone: Effects of impurities. Dr. Scient avhandling. Univ. Oslo.

Hjelmar, O. et. al (2009)

Treatment methods for waste to be landfilled. TemaNord 2009, Nordic Council of Ministers. Datert: 2009

Huang et. al (2007)

Stabilization of lead in MSWI baghouse ashes by steam enhanced carbonation reaction. Journal of Environmental Engineering and Management; 17, 2; s. 123-128. Datert: 2007

Klima og miljødepartementet (2004)

Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Hentet fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930>. Kunngjort dato: 2004-06-26

Løkken, S.A. (2014): CO₂-lagring i dedikert bergrom. MSc –oppgave ved NTNU 2014

NGU (2016): Vurdering av geologiske forhold ved potensielle lokaliteter til deponi for uorganisk farlig avfall. NGU-rapport nr 2015.055. Datert 29. februar. 2016.

NGI (2014): Geoteknisk og geokjemisk karakterisering av syremager gips. Oppsummering av geoteknisk og geokjemisk karakterisering av syremager gips. Dokumentnr.: 20071046-7, datert: 2009-08-05

NGI (2013): Miljørisikovurdering Sydbruddet Miljørisikovurdering av deponering av avfall over kote -5 i Sydbruddet. Dokumentnr.: 20120689-01-R, datert: 2013-01-21

NGI (2009): Geoteknisk og geokjemisk karakterisering av syremager gips. NGI-rapport 20071046-4. Datert: 2014-09-05

NGI (2007): Miljørisikovurdering Nordbruddet. Miljørisikovurdering av gipsdeponering over kote 0 i Nordbruddet. NGI-rapport: 20081245-1, datert: 2007-02-12

NOAH (2014a): NOAH Brevik Gruverapport. Kapittel 02. Innlekkasjevann. Dok. Nr. NB-K-R-GRU-00-001-01. Datert 17.11.2014

NOAH (2014b): NOAH Brevik Gruverapport. Kapittel 01. Infrastruktur vann. Dok. Nr. NB-K-R-GRU-00-001-01. Datert 17.11.2014

NOAH (2014c): NOAH Brevik Gruverapport. Kapittel 04. Dagens deponier gruva. Dok. Nr. NB-K-R-GRU-00-001-01. Datert 17.11.2014

NOAH (2015): Karbonatisering av flyveaske med CO₂-rik røykgass fra Norcem sementproduksjon. Resultater og erfaringer. Rapport 04.11.2015

NOAH (2017): Avgass test fra filterkaker våren 2017 Langøya. Rapportnr. INT-Z-CA-0003-01-004

NOAH og Norcem (2014): Forsøk med lagring av avfallsgips i Kjørholt gruve – Sluttrapport. Datert: 17. desember 2014

NOAH, Norcem (2014): Bakgrunnsinformasjon fra NOAH og Norcem i konseptfasen i prosjektet

Norconsult (2002): Miljøkartlegging av eksisterende og avsluttede deponier i og omkring gruvene

Nordisk kjemikaliegruppe

Hentet fra:

http://www.miljodirektoratet.no/old/uversjonert/kuldemedier/kuldemedier_faktablad_2.1.2.pdf.

Okkenhaug, G.; Breedveld, G.D., Kirkeng, T., Lægreid, M., Mulder, J. (2013): Treatment of air pollution control residues with iron rich waste sulfuric acid: Does it work for antimony (Sb)? J. Hazard Mater. 2013 Mar 15;248-249:159-66.

Rambøll (2016): Sprekkekartlegging Dalen gruve og brudd, Brevik. Rapport nr. 1350017562. Dateret 20. desember 2016.

Rui, Ingolf (2014): Notat Vedrørende Kjørholt og Dalen Kalksteinsgruver i Eidanger ved Brevik

SINTEF (2018): Teoretisk vurdering av gassdannelse fra avfall. Filterkaker fra flyveaske lagret i kalksteinsgruver. Juni 2018

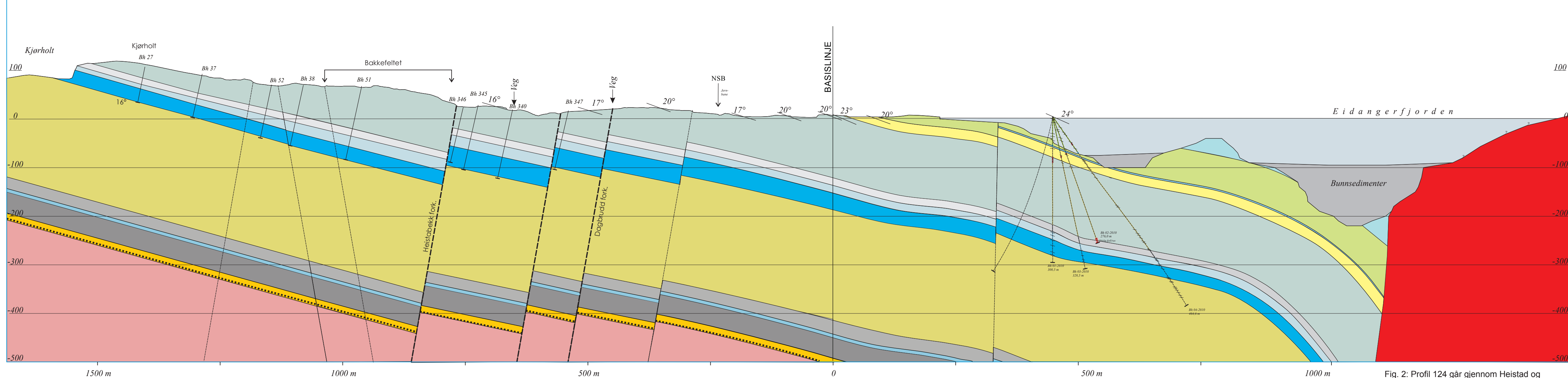
Vedlegg A

GEOLOGISKE PROFILER AV
DALEN/KJØRHOLT GRUVER



Sydvest

m.o.h.



Nordøst

m.o.h.

Dalen Grube, Brevik
Profil 124, M 1:5000

Tegnforklaring:

- Permiske dyperuptiver: syenitt/monsonitt
- Diabasgang
- Egt. 7; Mest kalksten
- Sælabonn Form. (Egt. 6)
- Langøyene Form. (Egt. 5b)
- (Egt. 5a)
- Herøy Form.
- Venstøp Form.
- Skavråker leddet
- Steinsvika Form.
- Fossum Form.
- Elnes Form.
- Huk Form.
- Alunskifer
- Basalkonglomerat, kvartsitt, etc.
- Grunnfjell
- Forkastning/bruddsone

Fig. 2: Profil 124 går gjennom Heistad og Bakkefeltet (Kjørholt). Spranghøyder og fall i forkastningsplan er basert på tolkninger.

Geokart AS; Ingolf J. Rui, april 2008, revidert sep. 2011.

Vedlegg B

JORDSKJELVANALYSE FOR
DALEN/KJØRHOLT GRUVER I BREVIK.
NGI-NOTAT NR. 20120726-06-TN_REV. 2



Til: NOAH AS
v/ Egil Solheim
Kopi til:
Dato: 2015-01-29
Rev.nr. / Rev.dato: Rev.2 / 2018-04-16
Dokumentnr.: 20120726-06-TN
Prosjekt: Deponering av farlig avfall i Dalen gruve, Brevik
Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Nallathamby Sivasithamparam. Oversatt til norsk av: Gøril Aasen Slinde
Kontrollert av: Amir M. Kaynia, Andreas Olaus Harstad, Gijs D. Breedveld

Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik

Innhold

1	Innledning	2
2	Oversikt over området	2
3	Seismisk inndata	4
4	Modell- og belastningsparametere	7
	4.1 Modellens geometri	7
	4.2 Materialelegenskaper	10
5	Jordskjelvanalyser og resultater	11
	5.1 Tilfelle A med horisontalt jordskjelv	12
	5.2 Tilfelle B med horisontalt jordskjelv	16
	5.3 Tilfelle C med horisontalt jordskjelv	21
	5.4 Tilfelle A med fylte gruveganger og horisontalt jordskjelv	25
	5.5 Tilfelle A med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant	28
	5.6 Effekt av jordskjelv på sprekker og lokale forkastninger	33
	5.7 Konsekvens av jordskjelv på områder med andre driftsmetode	33
6	Oppsummering og konklusjon	34
7	Referanser	35

Vedlegg

Vedlegg A Geologisk kart

Kontroll- og referanseside

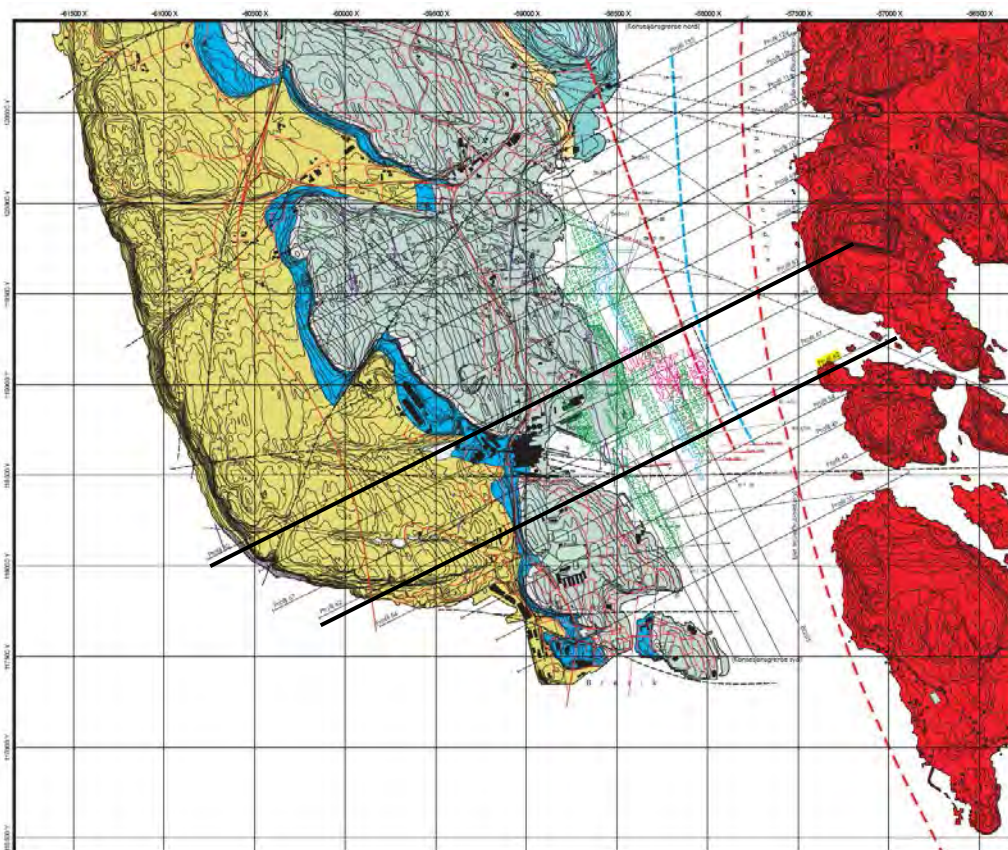
1 Innledning

Målet med dette arbeidet er å vurdere jordskjelvresponsen i Dalen/Kjørholt gruver i Brevik under et jordskjelv med returperiode på 10 000 år. Dette tilsvarer et jordskjelv med styrke (M) 5,5 – 6 på Richters skala. Analysen er utført basert på relevante prinsipper fra Eurokode 8, tverrsnitt av gruvene er basert på data Norcem og material-egenskaper er beskrevet i rapporten til Myrvang (2014). Dette notatet fokuserer på forskyvninger og spenninger i gruveganger under et eventuelt jordskjelv av ovennevnte størrelse. Studien er relevant for å vurdere gruvens egnethet som deponi for stabilisert farlig uorganisk avfall med tanke på konsekvenser av en slik jordskjelvbelastning.

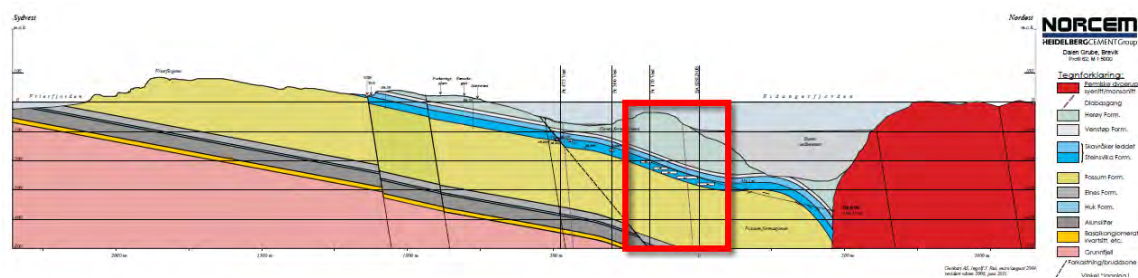
2 Oversikt over området

Plasseringen av Dalen/Kjørholt gruver med tverrsnitt (tykkere svarte streker) er vist i Figur 1. Fullskalakart med forklaringer er vist i Vedlegg A. To tverrsnitt er valgt for beregning av jordskjelvresponsen i gruvene.

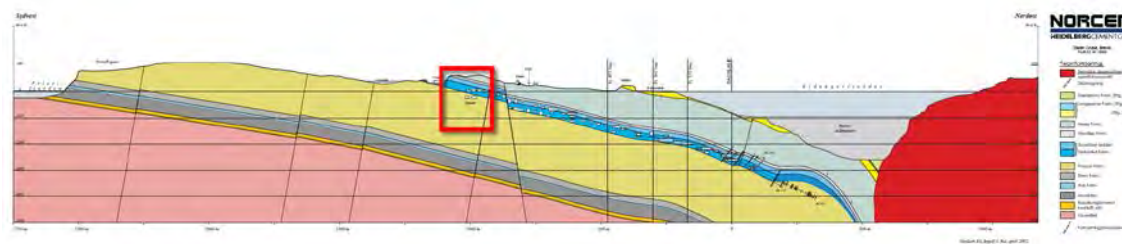
1. Profil 062 representerer dyptliggende gruveganger (Figur 2)
2. Profil 082 representerer overflatenære gruveganger (Figur 3)



Figur 1 Plassering av tverrsnitt over Dalen/Kjørholt gruver som vist i Figur 2 og Figur 3 (tykkere svarte streker, profil 082 er øverst)



Figur 2 Tverrsnittprofil 062 (rød boks viser analyseområde)

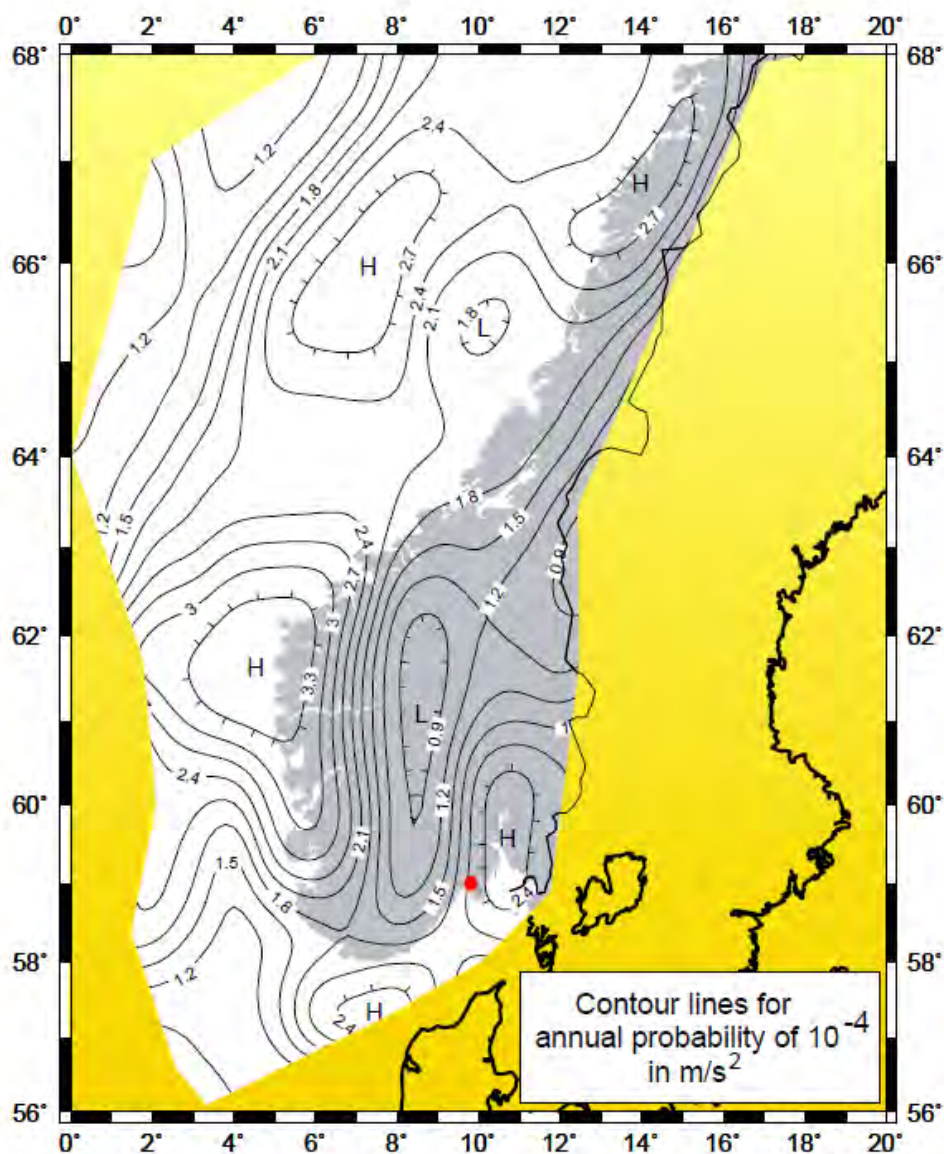


Figur 3 Tverrsnittprofil 082 (rød boks viser analyseområde)

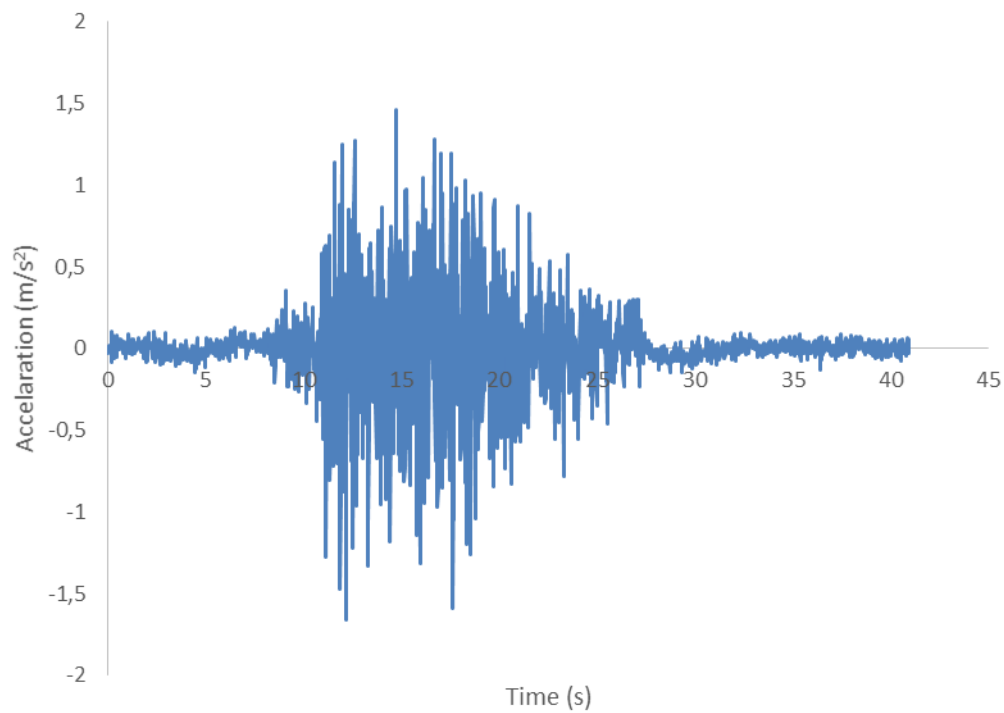
3 Seismiske inndata

En viktig parameter for å gjennomføre en analyse av jordskjelvrespons er akslerasjonstidshistorien til jordskjelvet. Akslerasjonstidshistorien skaleres slik at det er kompatibel med design responspektrumet. Design responspektrum er gitt ved grunntype A (bergmasse) i Eurocode 8, og skalert til referansespissverdien for berggrunnens akselerasjon, a_{gR} . En returperiode på 10 000 år er valgt, og a_{g40Hz} (maks akselerasjon ved 40 Hz) er konservativt satt lik a_{gR} . Figur 4 viser konturene av a_{g40Hz} for berggrunn i Norge (NORSAR, 1998), der Brevik er merket med rød prikk. Referansespissverdien for berggrunnen er 0.21g.

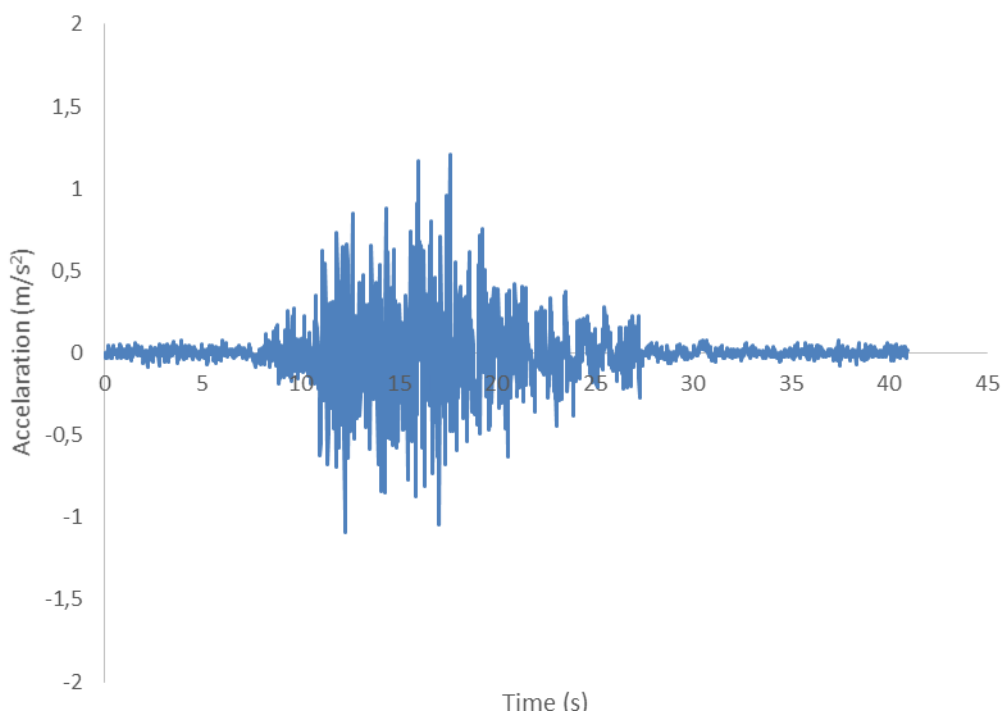
Skalerte akselerasjonstidshistorier er vist i Figur 5 og Figur 6. Jordskjelvtidshistoriene som er benyttet kommer fra målinger av Nahanni-jordskjelvet i Canada (23. desember 1985), som ofte blir benyttet for jordskjelvvurderinger i Norge.



Figur 4 Spissverdi for berggrunnens akselerasjon a_{g40Hz} med en returperiode på 10 000 år (NORSAR, 1998). Brevik er merket med rød prikk.



Figur 5 Skalert horisontal akslerasjonstidshistorie for benyttet jordskjelv (basert på Nahanni-jordskjelvet i Canada)



Figur 6 Skalert vertikal akslerasjonstidshistorie for benyttet jordskjelv (basert på Nahanni-jordskjelvet i Canada)

4 Modell- og belastningsparametere

Målet for beregningene er å beregne tidshistorier for forskyvning ved ulike lokaliteter, samt spenninger (stress) omkring gruvens rom og pilarsystem. Hensikten er å vurdere oppførselen til gruvene under et jordskjelv. Den valgte programvaren for elementmetodeberegninger er PLAXIS 2D AE (Brinkgreve et al. 2014). Tre modeller for gruveganger i tverrsnittprofilene 062 og 082 (fjell, sedimenter, vann og hulrom) er analysert under et jordskjelv.

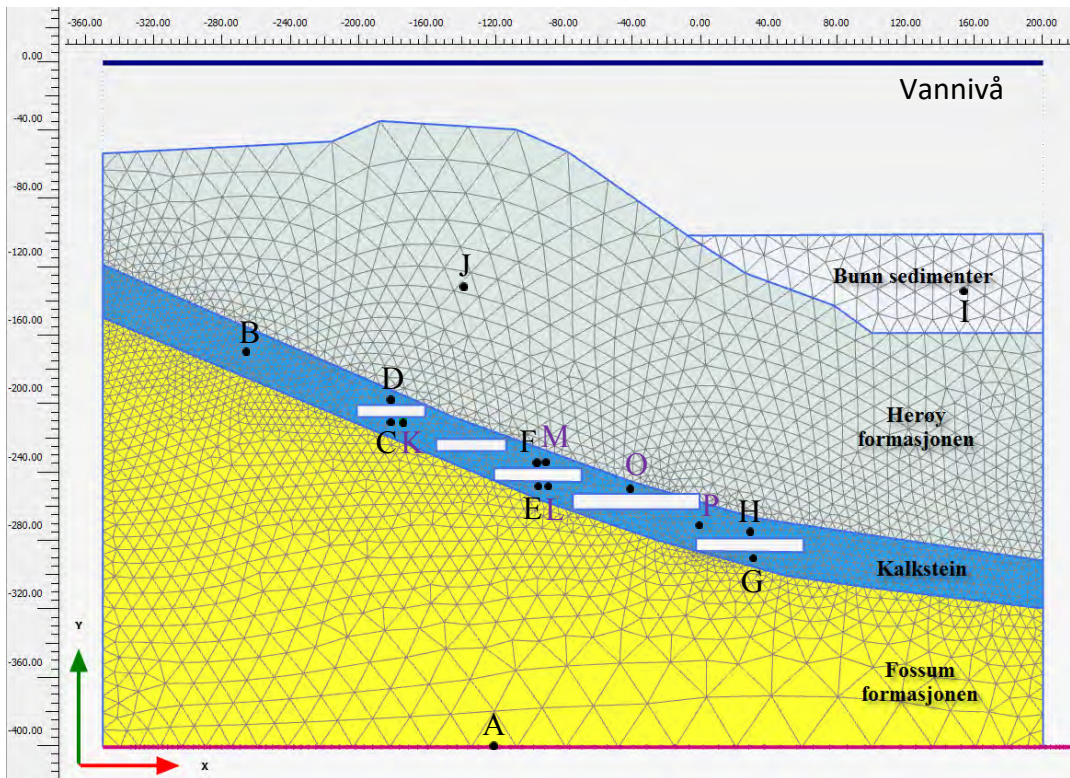
4.1 Modellens geometri

Tre elementmetodemodeller har blitt analysert:

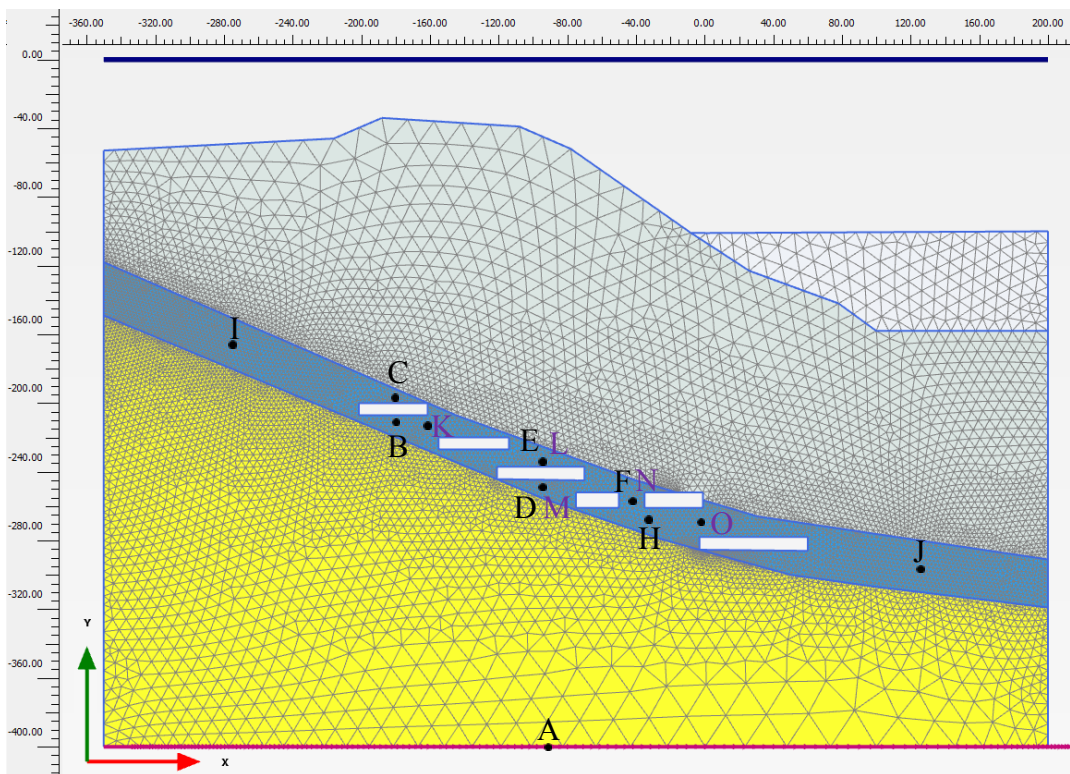
1. Tilfelle A: Tverrsnittprofil 062 mellom 250 m venstre til 100 m høyre (Figur 7)
2. Tilfelle B: Tverrsnittprofil 062 med en pilar (Figur 8)
3. Tilfelle C: Tverrsnittprofil 082 mellom 1150 m venstre til 900 m høyre (Figur 9)

Elementmetodemodellen for tilfelle A består av 6630 15-nodede elementer og 53915 noder i en plan tøyingsmodell med en gjennomsnittlig elementstørrelse på 2,1 m.

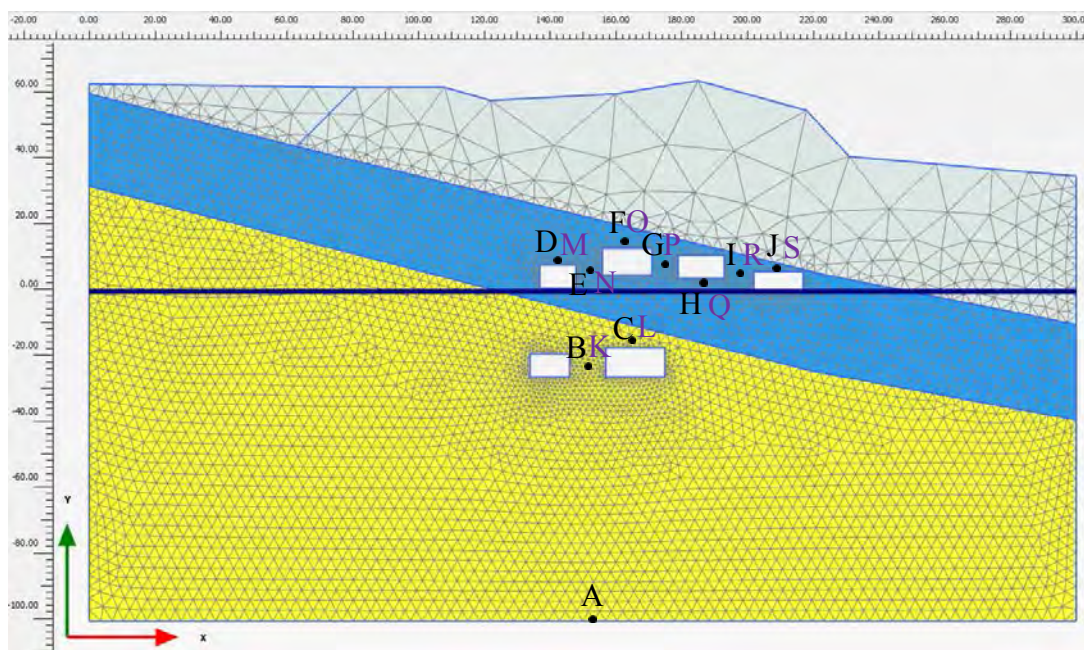
Modellen er utvidet 50 m på hver side for å redusere bølgerrefleksjon fra siderandsonene. Høyre og venstre side har dynamisk "free-field" randbetingelser, mens for nedre rand er standard randbetingelse benyttet. Akselerasjonstidshistorien til jordskjelvet er påført i bunnen av modellen.



Figur 7 Tilfelle A: Elementmetodemodell og elementnett av gruva ved profil 062 (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver (K, M, L, O, P) representerer punkter for spenningsobservasjoner).



Figur 8 Tilfelle B: Elementmetodemodell og elementnett for gruva ved profil 062 med en pilar (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver (K, L, M, N, O) representerer punkter for spenningsobservasjoner).



Figur 9 Tilfelle C: Elementmetodemodell og elementnett for gruva ved profil 082 (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver (K, L, M, N, O, P, Q, R, S) representerer punkter for spenningsobservasjoner).

4.2 Materialelegenskaper

Som rapportert av Myrvang (2014), ble kalkstein undersøkt i laboratoriet for å bestemme dens mekaniske egenskaper. Verdiene (Tabell 1) indikerer at kalksteinen er stiv og sterk, noe som er typisk for mange norske kalksteiner. Q-systemet for klassifisering av steinen gir en verdi på rundt 50-80 (Myrvang, 2014), og igjen er det en indikator på kalksteinens høye kvalitet og styrke.

Tabell 1 Typiske mekaniske egenskaper for kalkstein fra Dalen gruver testet i laboratoriet (Myrvang, 2014)

Trykkfasthet (MPa)	Strekfasthet (MPa)	Elastisk modulus (GPa)	Poisson's ratio	Enhetsvekt (kg/m ³)
90	5	70	0,30	2725

Under *in-situ* forhold kan styrken og/eller stivheten være lavere grunnet naturlige brudd i berggrunnen, samt fordelingen av rom og pilarer i gruva. For å ha en konservativ tilnærming benyttes derfor halvparten av de verdier som er funnet i laboratoriet i analysene. Siden det ikke finnes mekaniske egenskaper for andre steinformasjoner i området, benyttes lignende verdier som for kalksteinen, og dette antas også å være en konservativ tilnærming. Det er verdt å merke seg at siden materialet er av god kvalitet

med tanke på styrke og stivhet, vil små endringer i inndataene i modellen ikke endre oppførselen vesentlig.

En lineær elastitetsmodell har blitt benyttet for bergarter, mens Mohr-Coulomb har blitt brukt for bunnsedimenter i Eidangerfjorden. Parameterne benyttet for berg og sediment er oppsummert i Tabell 2 og Tabell 3. Materialene som er tenkt deponert i gruvegangene er myke og drenerte, og det antas derfor at egenskapene til bunnsediment kan brukes for å beskrive deponimassene i drenert form.

Tabell 2 Parametere for lineær elastitetsmodell for bergarter anvendt i modellen

Bergart	Elastisk modulus (GPa)	Poisson's ratio	Enhetsvekt (kg/m ³)
Kalkstein	35	0,30	27
Fossum	40	0,30	28
Herøy	30	0,30	26

Tabell 3 Mohr-Coulomb parametere for bunnsediment anvendt i modellen

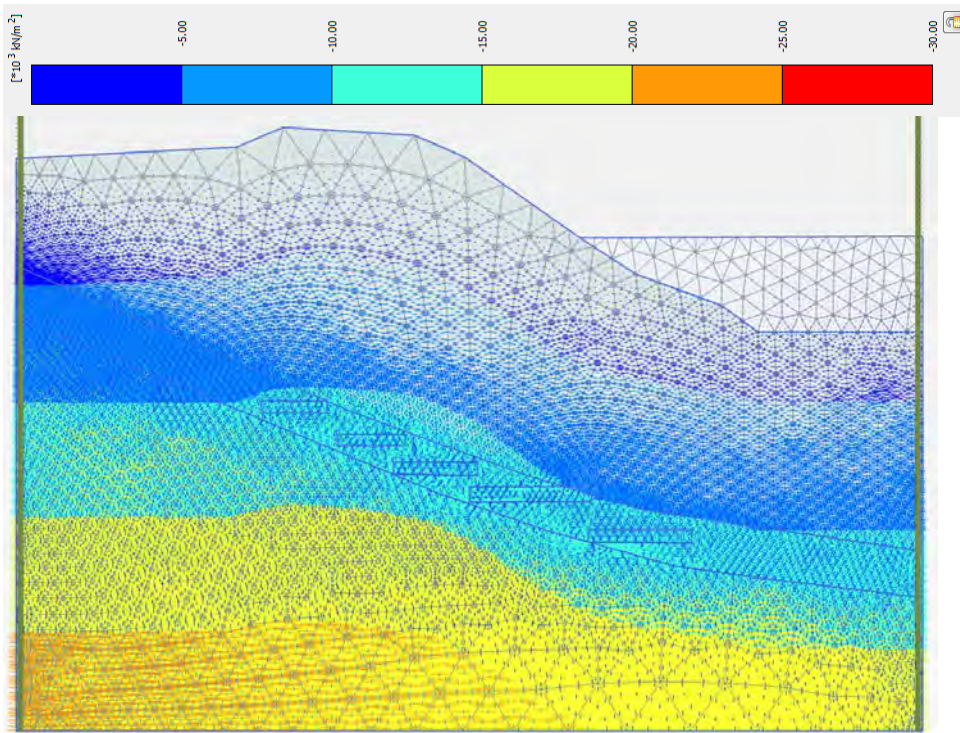
Bergart	Elastisk modulus (GPa)	Poisson's ratio	Friksjonsvinkel (°)	Enhetsvekt (kg/m ³)
Kalkstein	5000	0,3	03	20

5 Jordskjelvanalyser og resultater

Fem ulike jordskjelvresponsanalyser er utført:

1. Tilfelle A med horisontalt jordskjelv
2. Tilfelle B med horisontalt jordskjelv
3. Tilfelle C med horisontalt jordskjelv
4. Tilfelle A med fylte gruveganger og horisontalt jordskjelv
5. Tilfelle A med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant

Myrvang (2014) rapporterte at horisontale *in-situ* spenninger (15-20 MPa) er mye høyere enn vertikale spenninger (3-5 MPa). En høy $K_0 = 4$ har derfor blitt valgt for å beregne initielle belastninger (se Figur 10 for hovedspenningene). K_0 angir forholdet mellom horisontal spenning og vertikal spenning. Den høyere horisontale belastningen kommer av berggrunnens samlede geologiske historie, ofte kalt tektoniske belastninger (Myrvang, 2014).



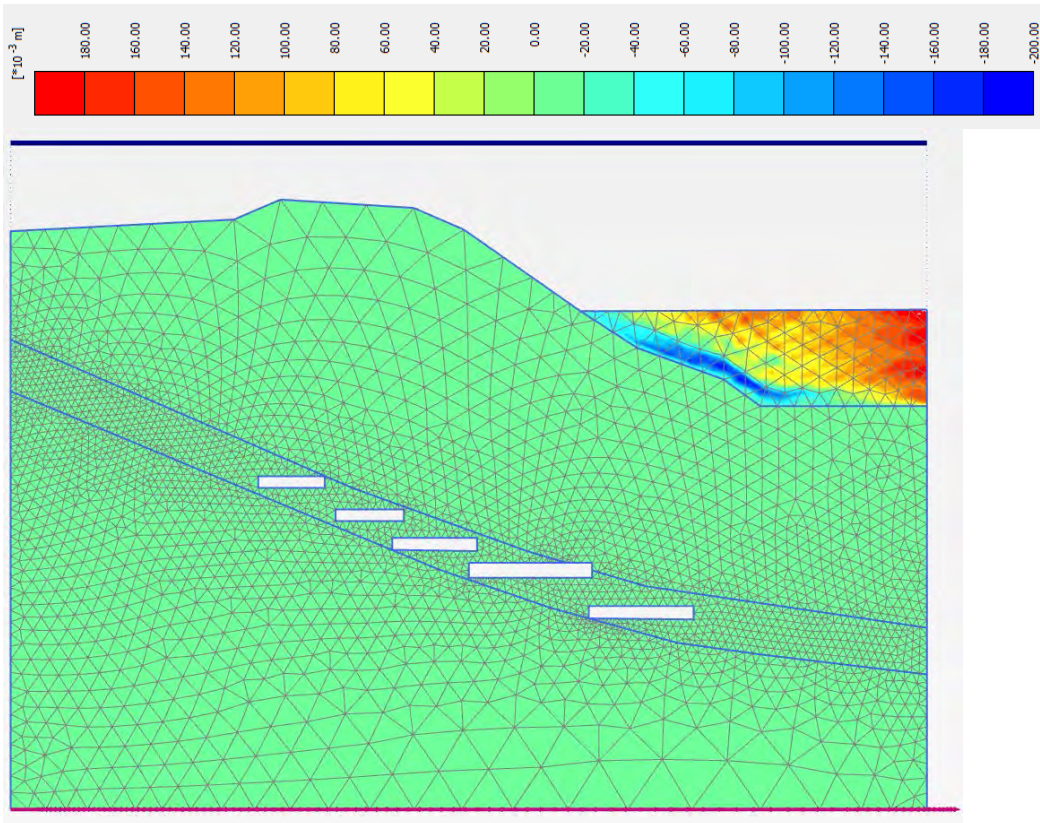
Figur 10 Initiell effektiv hovedspenninger og retning (negative verdier betyr komprimering)

5.1 Tilfelle A med horisontalt jordskjelv

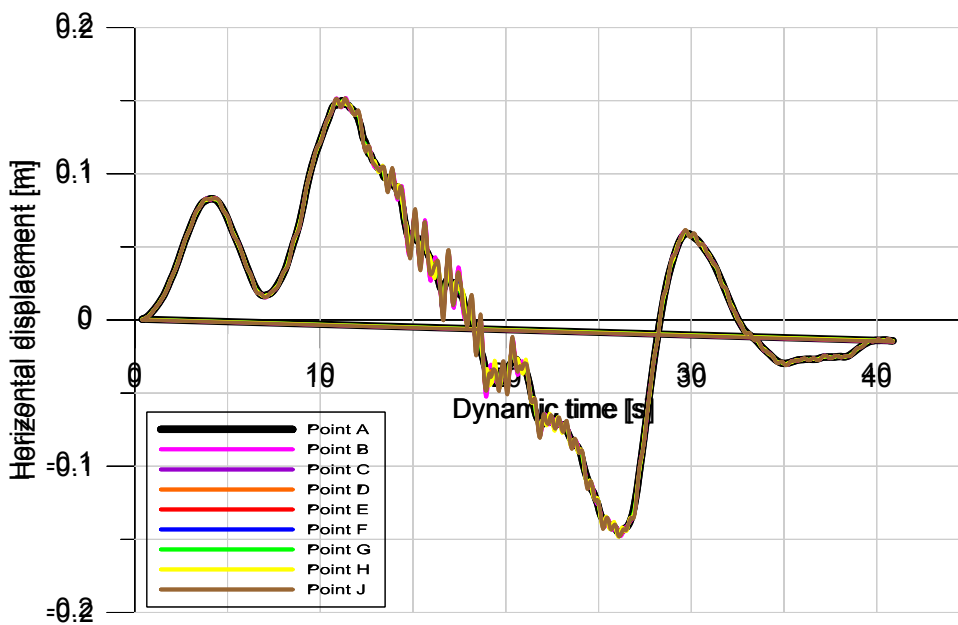
Figur 11 viser permanente, horisontale forskyvninger induisert av modellert jordskjelv. Videre er tidshistoriene for horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter vist i Figur 12. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare og identiske til de horisontale forskyvningene i den nedre randbetingelsen. I fjorden (bunnsediment) ser en derimot horisontale forskyvninger på omkring 200 mm. Dette vil ikke ha påvirkning på gruvegangenes funksjonalitet.

Figur 13 og Figur 14 viser konturer av horisontale og vertikale effektivspenninger ved endt jordskjelvanalyse. Til tross for noen spenningskonsentrasjoner i hjørnene av gruva ligger belastningsnivået ellers i gruva på omkring 10-15 MPa, noe som er mye lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

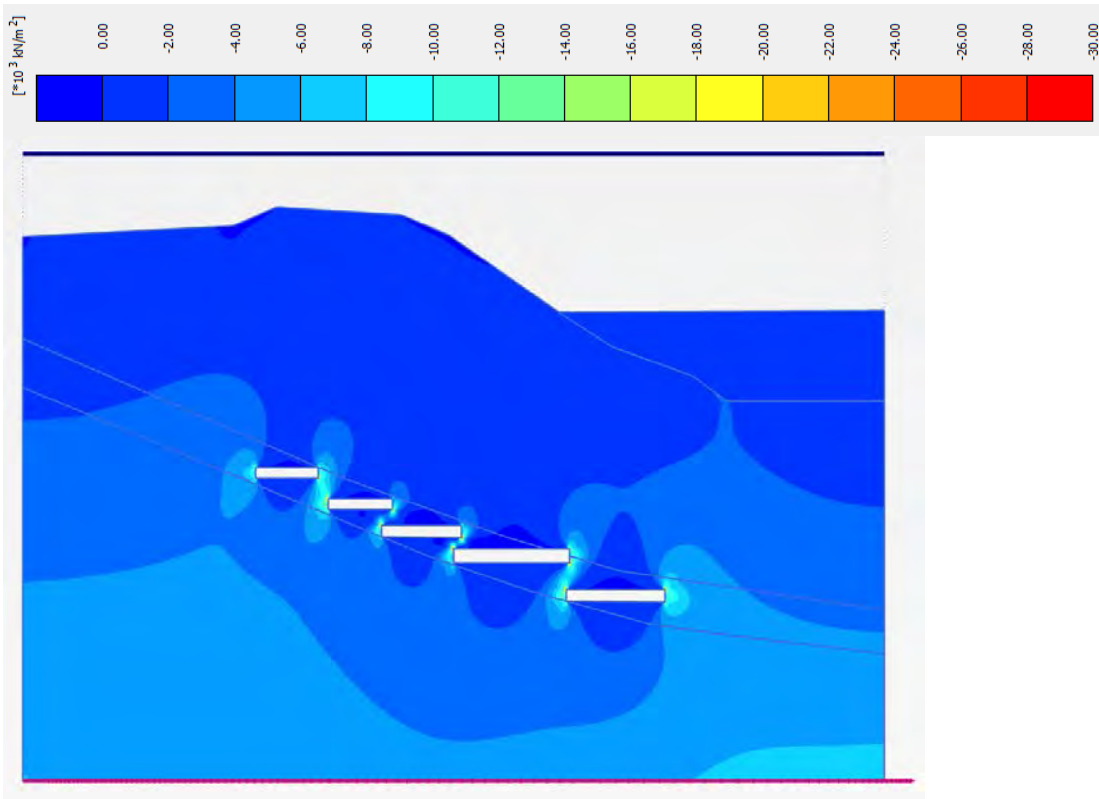
Videre ble det gjort observasjoner ved noen punkter i profil 062 for å se på variasjoner i spenning gjennom jordskjelvet. Figur 15 og Figur 16 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen er endring i vertikalspenningen under 15 MPa. Analysen viser at det er strekkspenninger i noen punkter, men disse er så lave i gruvene (0,1 MPa) at det ikke har noen praktisk betydning på stabiliteten av gruvene.



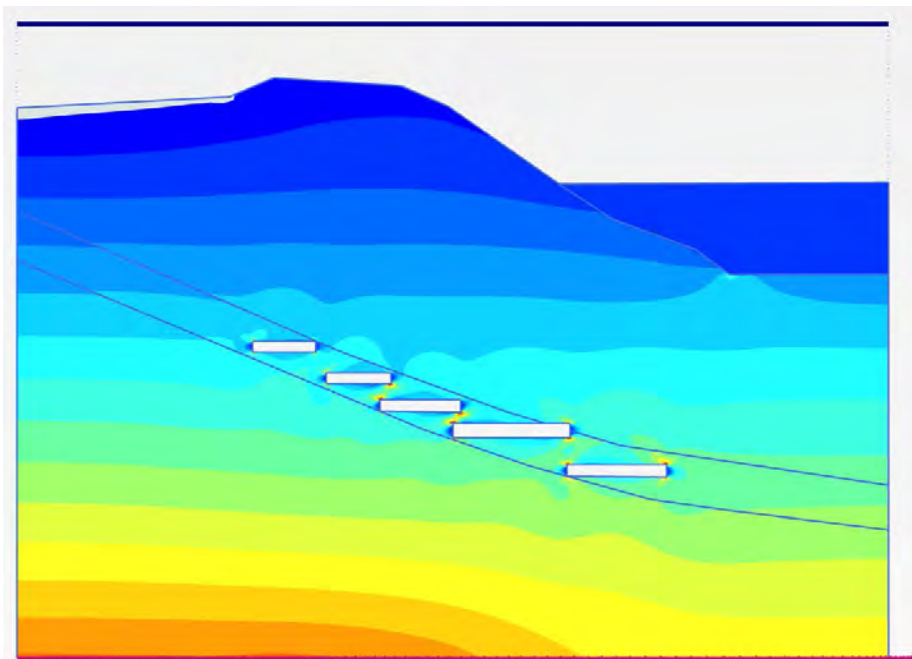
Figur 11 Permanente horisontale forskyvninger induert av jordskjelv ved tverrsnittprofil 062 (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



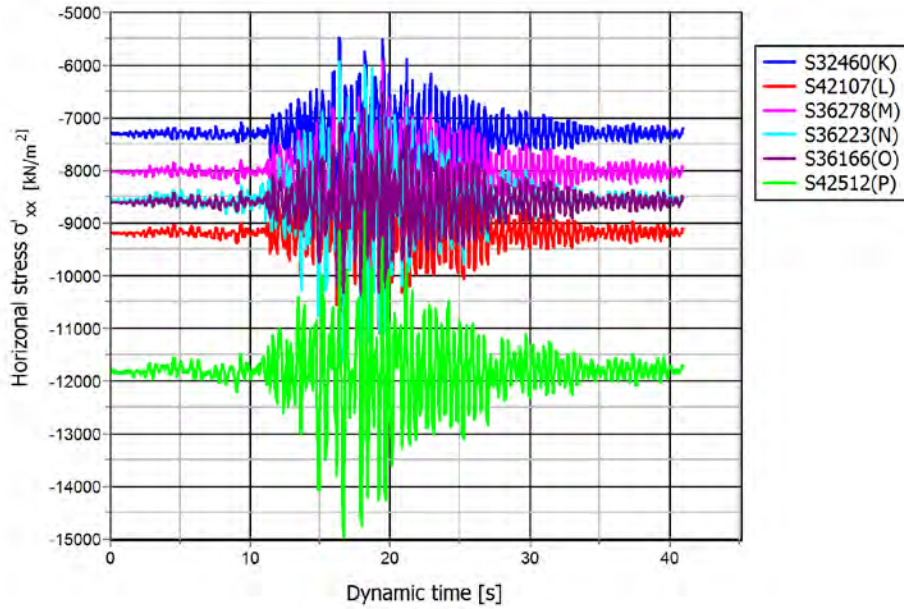
Figur 12 Tidshistorien for horisontale forskyvninger induert av jordskjelv ved utvalgte punkter i tverrsnittprofil 062.



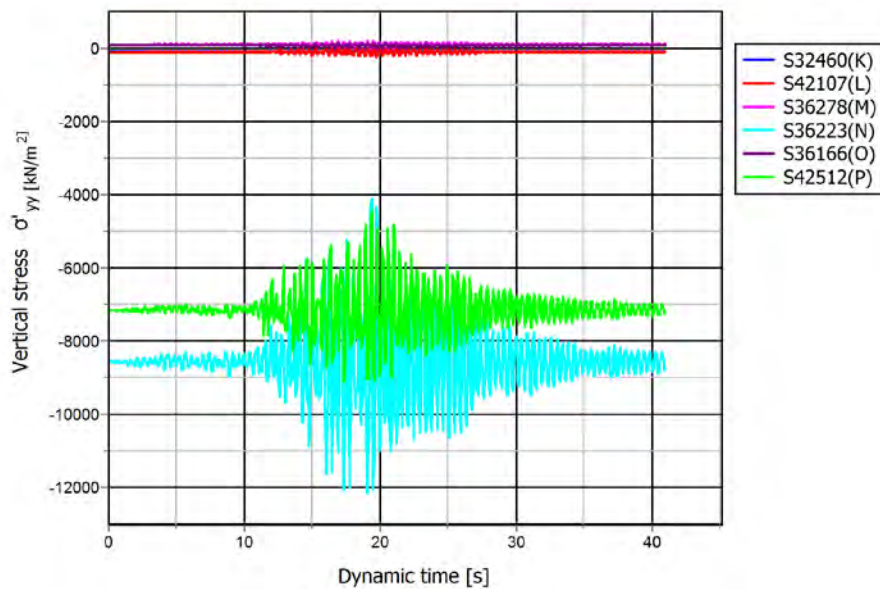
Figur 13 Jordskjelvindusert vertikalspenning ved tverrsnittprofil 062.



Figur 14 Jordskjelvindusert horisontalspenning ved tverrsnittprofil 062 (fargeskala over Figur 13)



Figur 15 Endring i vertikale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet ved tverrsnittprofil 062 (negative verdier betyr komprimering).



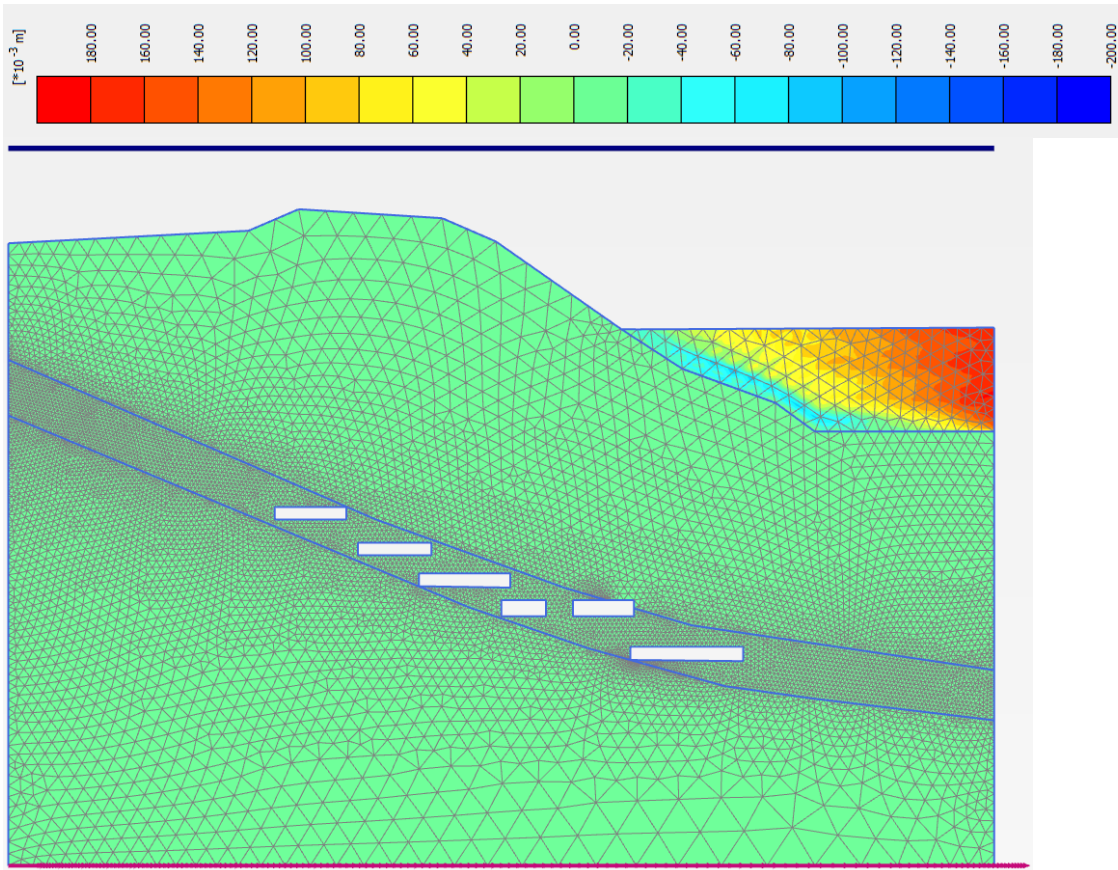
Figur 16 Endring i horisontale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet ved tverrsnittprofil 062 (negative verdier betyr komprimering).

5.2 Tilfelle B med horisontalt jordskjelv

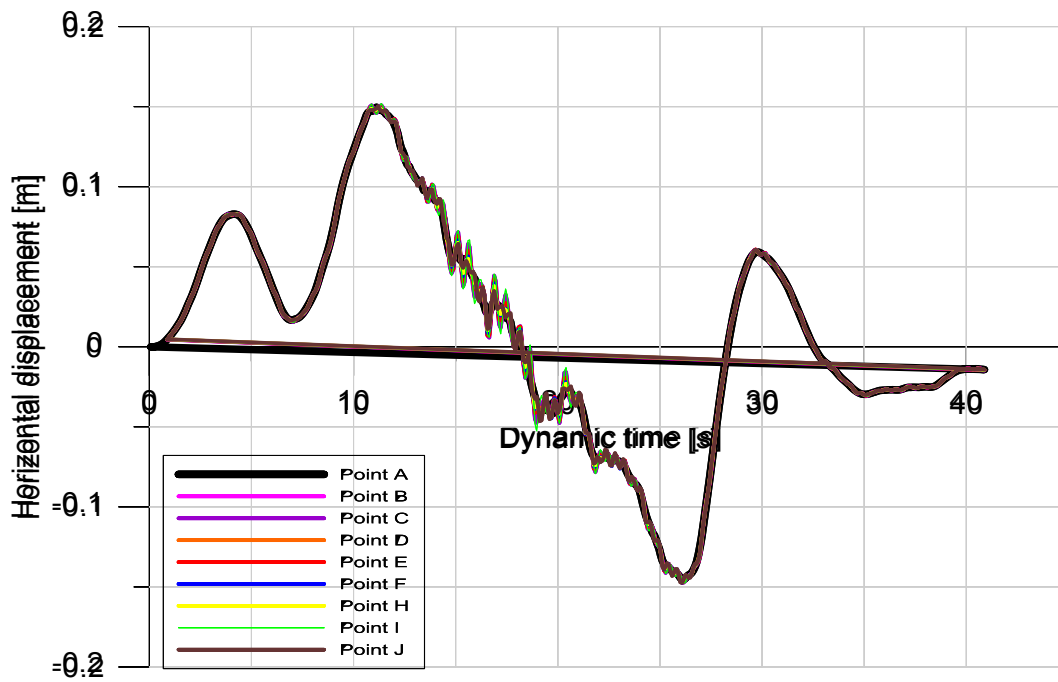
Figur 17 viser jordskjelvindusert, permanent horisontal forskyvning for scenario B analysert med en pilar mellom to gruveganger. Horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter er vist i Figur 18. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare, og identiske med de horisontale forskyvningene i den nedre randbetingelsen. I fjorden (bunnsediment) ser en derimot horisontale forskyvninger på omkring 200 mm. Dette vil ikke ha påvirkning på gruvegangenes funksjonalitet.

Figur 19 og Figur 20 viser konturer av horisontale og vertikale spenninger ved endt jordskjelvanalyse. Til tross for spenningskonsentrasjoner i hjørnene av gruva, lignende som for scenario A, ligger spenningsnivået ellers i gruva på omkring 10-15 MPa. Dette er betydelig lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

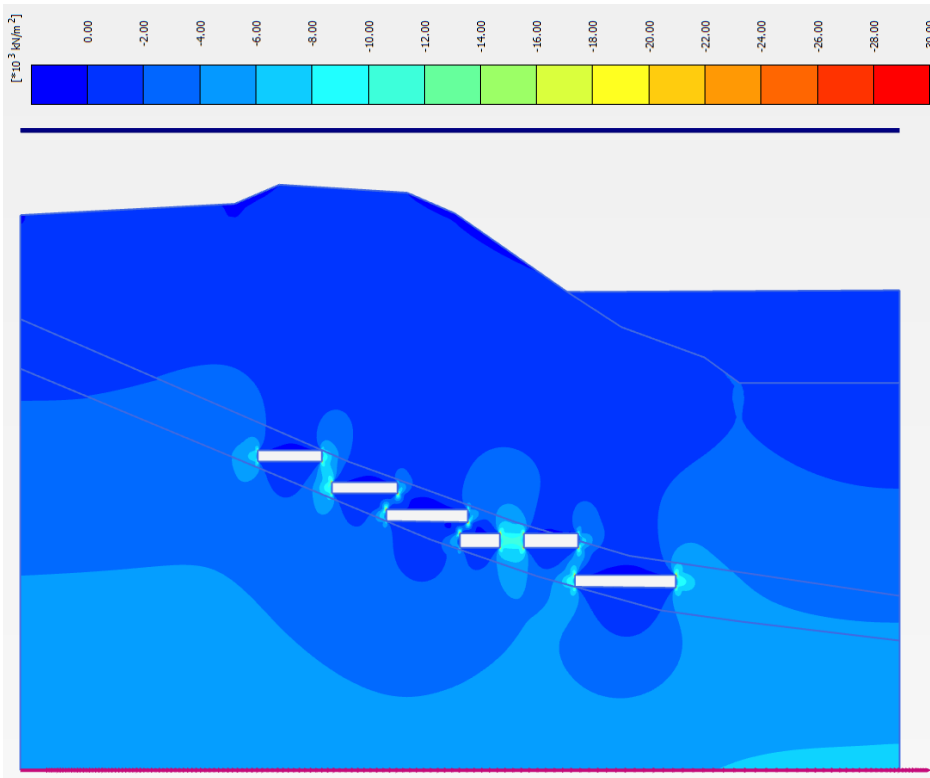
Videre ble det gjort observasjoner ved noen punkter i tverrsnittprofil 062 med pilar for å se på variasjoner i belastning gjennom jordskjelvet. Figur 21 og Figur 22 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen er endring i spenning under 15 MPa. Analysen viser at det er strekkspenninger i noen punkter, men disse er så lave i gruvene (0,1 MPa) at det ikke har noen praktisk betydning.



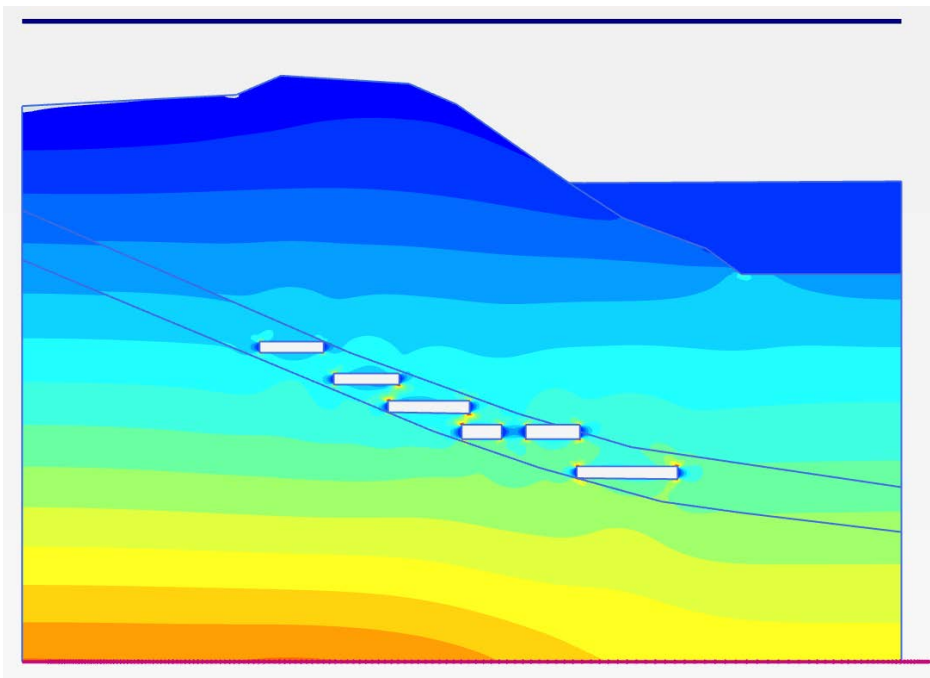
Figur 17 Permanent jordskjelvindusert horisontal forskyvning ved tverrsnittprofil 062 med pilar



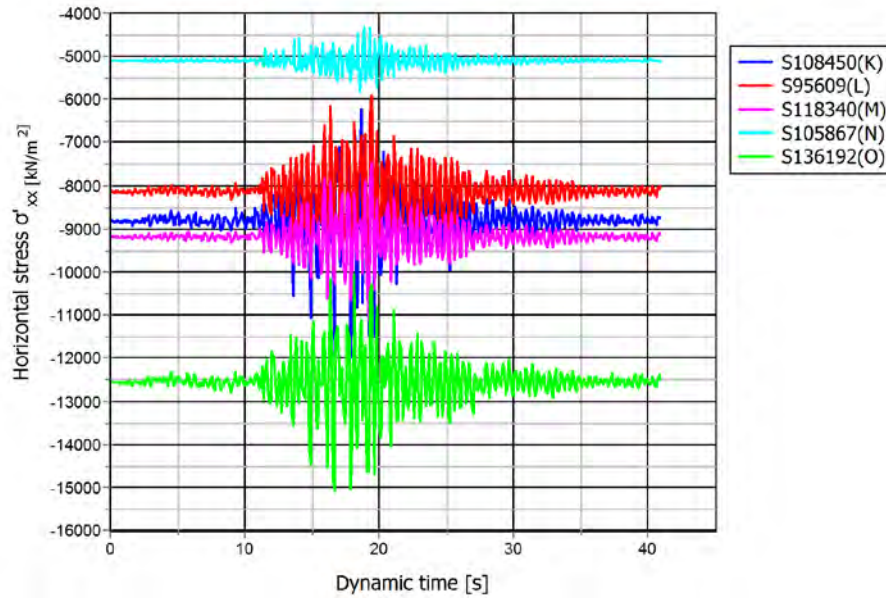
Figur 18 Tidshistorien til jordskjelvindusert horisontal forskyvning på utvalgt punkter ved tverrsnittprofil 062 med pilar



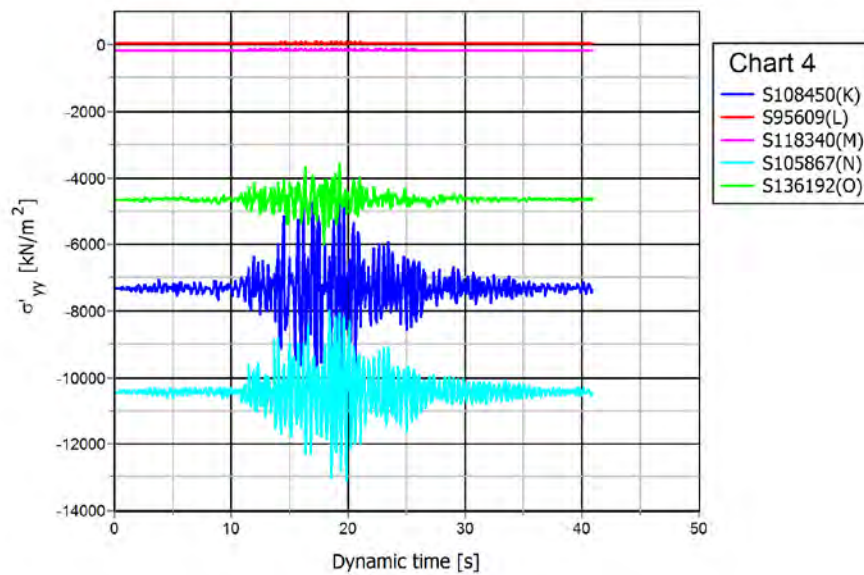
Figur 19 Jordskjelvindusert vertikalspenninger ved tverrsnittprofil 062 med pilar



Figur 20 Jordskjelvindusert horisontalspenninger ved tverrsnittprofil 062 med pilar (fargeskala over Figur 19)



Figur 21 Endring i vertikale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet for scenario B (negative verdier betyr komprimering).



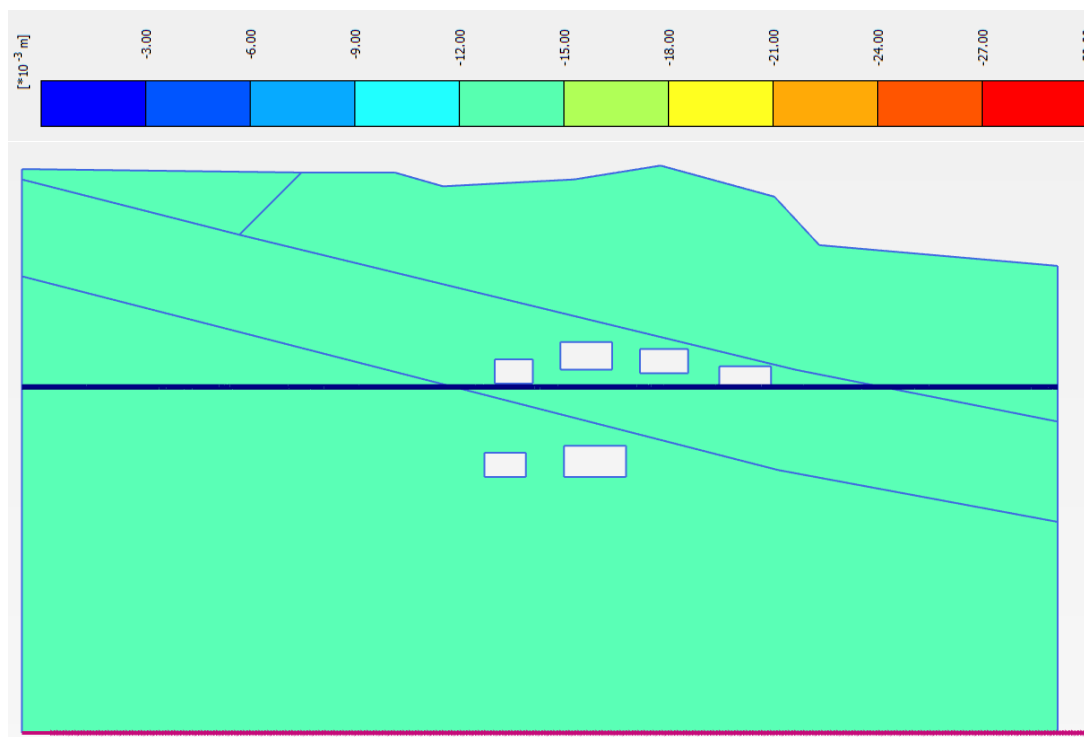
Figur 22 Endring i horisontale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet for scenario B (negative verdier betyr komprimering).

5.3 Tilfelle C med horisontalt jordskjelv

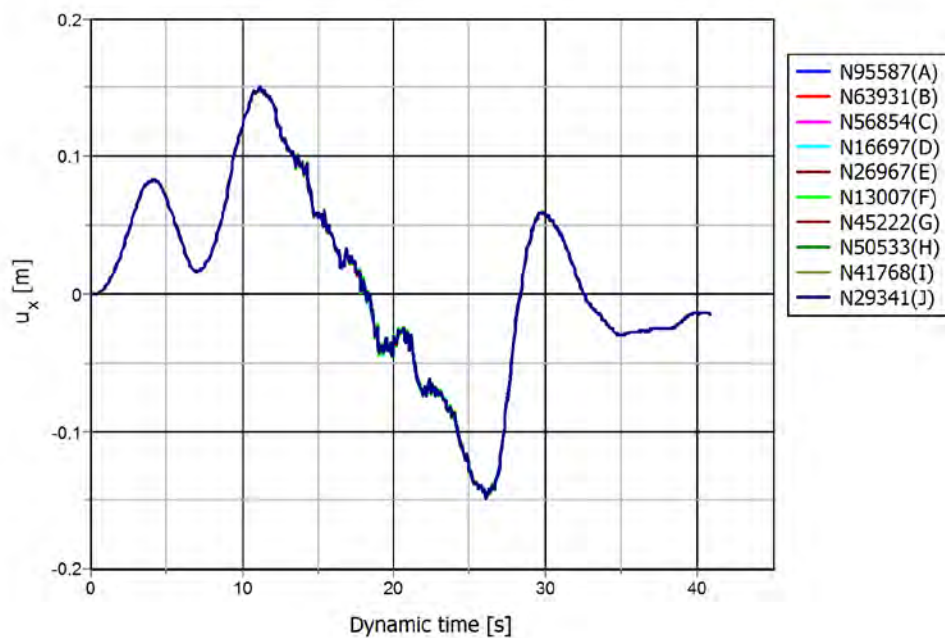
Figur 23 viser jordskjelvindusert, permanent horisontal forskyvning for det tredje scenariet analysert for gruveganger i den øvre delen av gruva (tverrsnittprofil 082). Videre er horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter vist i Figur 24. Som i de tidligere scenariene er de horisontale forskyvningene i gruvegangene neglisjerbare, og identiske til forskyvningen som sees i nedre randbetingelse. Det er viktig å merke seg at det ikke er observert differensialforskyvninger med hensyn til den nedre randbetingelsen.

Figur 25 og Figur 26 viser konturer av horisontale og vertikale spenninger ved endt jordskjelvanalyse. Til tross for spenningskonsentrasjoner i hjørnene av gruva, lignende som for de andre tilfellene, ligger spenningsnivået ellers i gruva omkring 10 MPa, noe som er mye lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

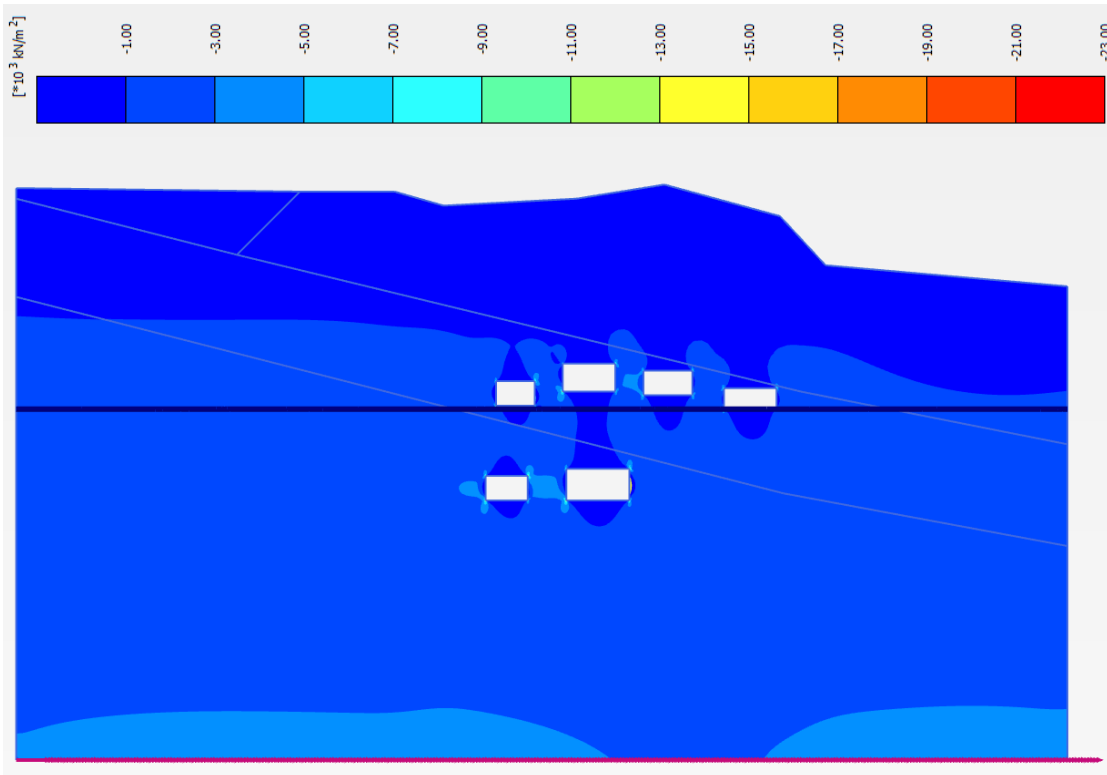
Figur 27 og Figur 28 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen viser analysen at variasjonen i spenning er under 10 MPa og altså lavere enn komprimeringskapasiteten til kalksteinen (35 MPa).



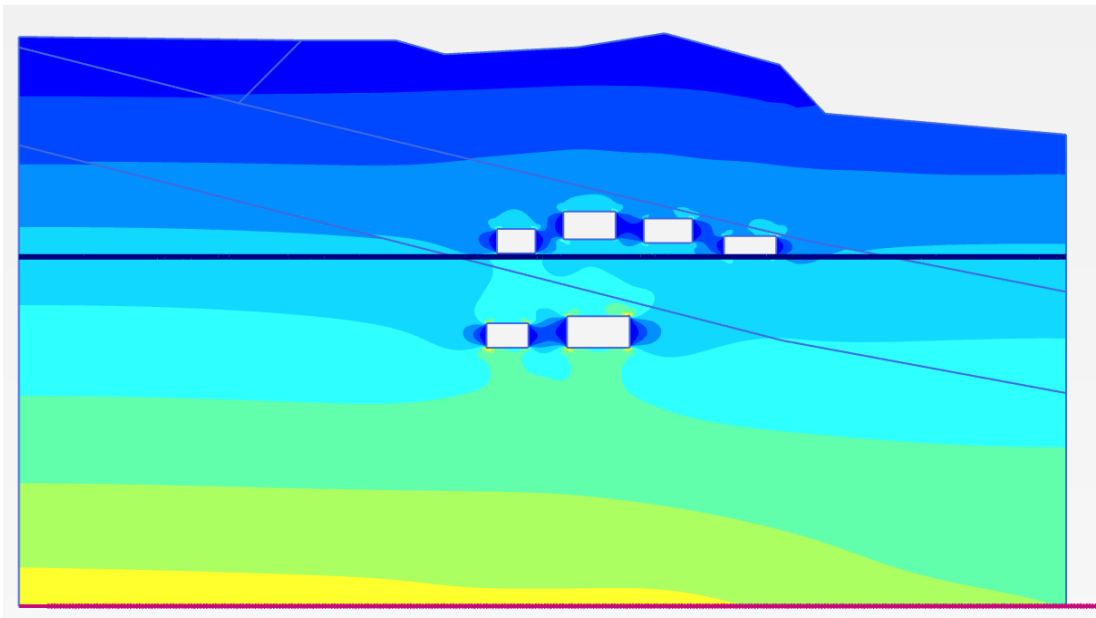
Figur 23 Permanent jordskjelvindusert horisontal forskyvning ved for scenario C (maksimal verdi er 15 mm).



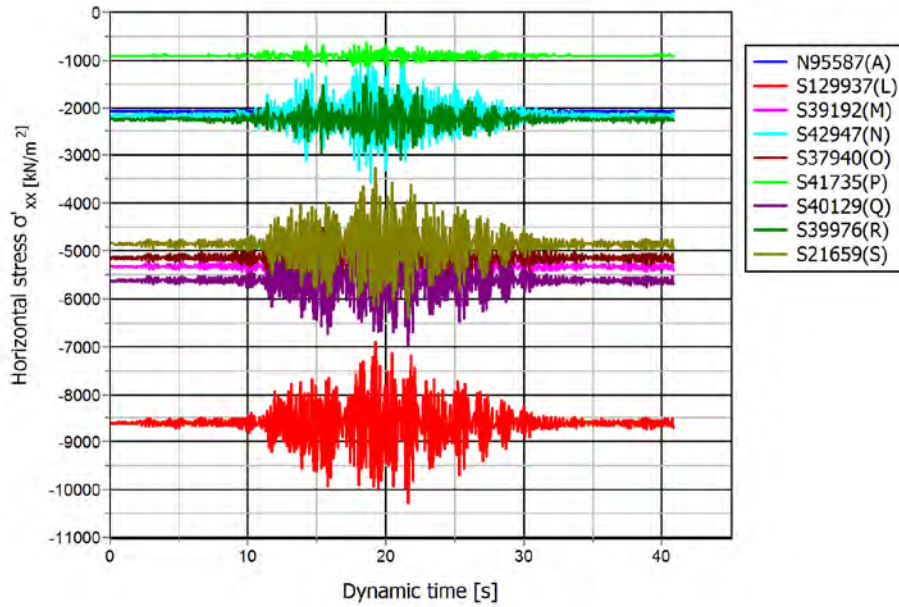
Figur 24 Tidshistorien til hordskjelvindusert horisontal forskyvning på utvalgt punkter for scenario C



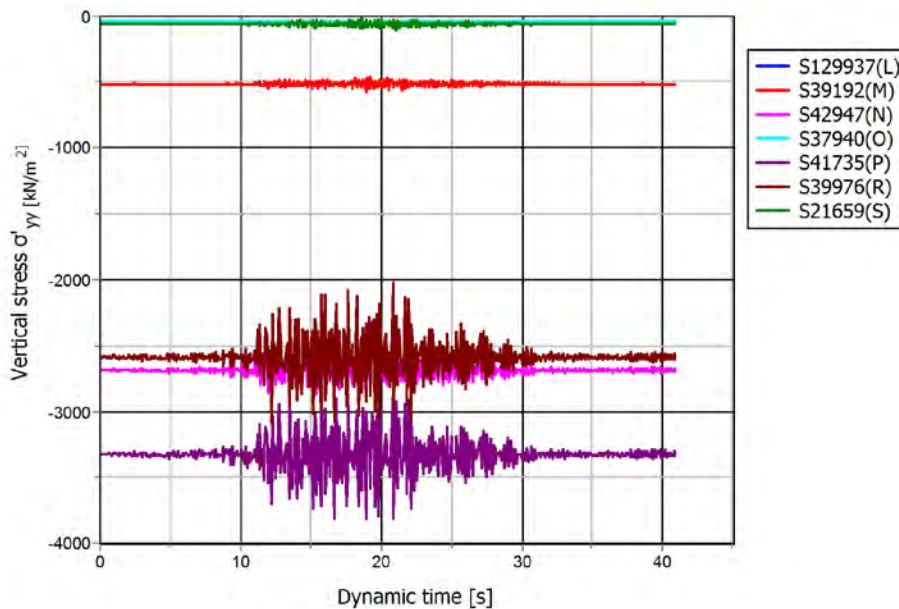
Figur 25 Jordskjelvindusert vertikal spenning ved tverrsnittprofil 082 for scenario C



Figur 26 Jordskjelvindusert horisontalspenning ved tverrsnittprofil 082 for scenario C (fargeskala over Figur 25)



Figur 27 Endring i vertikal effektivspenning over tid for scenario C (negative verdier betyr komprimering).



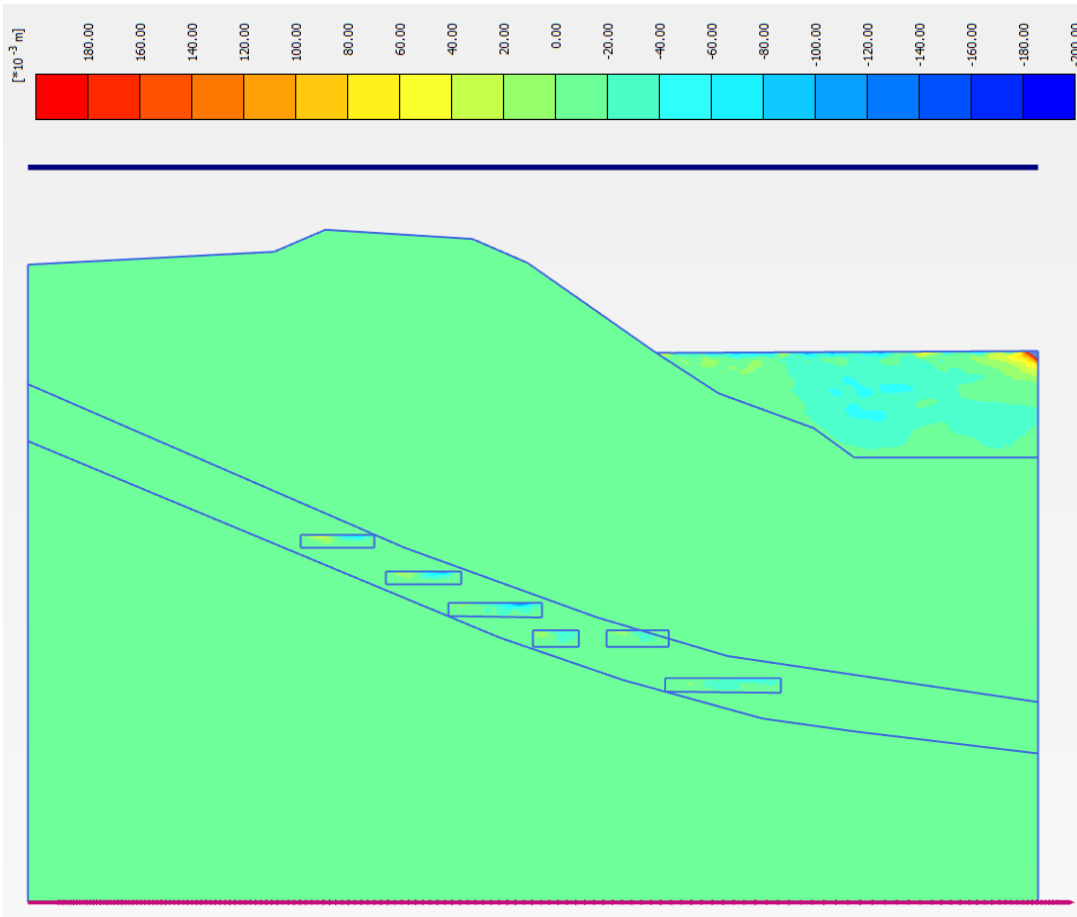
Figur 28 Endring i horisontal effektivspenning over tid for scenario C (negative verdier betyr komprimering).

5.4 Scenario A: oppfylte gruveganger og horisontalt jordskjelv

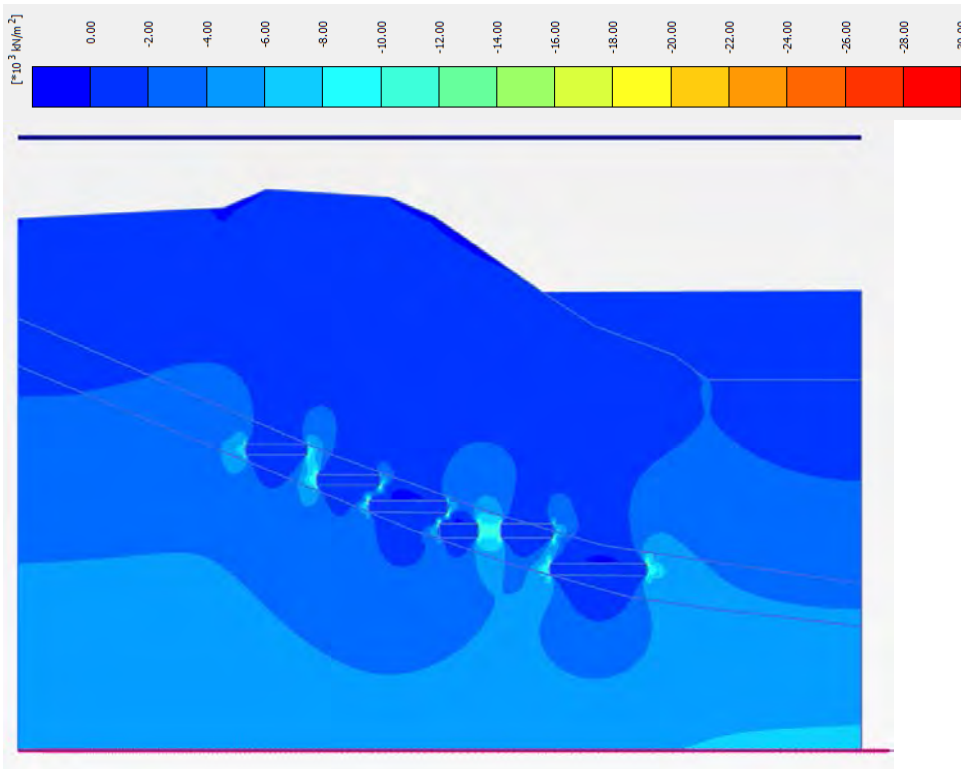
Figur 29 viser jordskjelvinduserte permanente horisontalforskyvninger for det fjerde scenariet, hvor gruvegangene er fylt med vann og et bløtt materiale. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare og identiske til forskyvningen som sees i nedre randbetingelse. I fjorden (bunnsediment) og i det fylte materialet ser en derimot permanente forskyvninger. Dette vil ikke ha påvirkning på gruvegangenes funksjonalitet og stabilitet.

Figur 30 og Figur 31 viser konturer av vertikale og horisontale spenninger ved endt jordskjelvanalyse. Til tross for spenningskonsentrasjoner i hjørnene av gruva, lignende som for de andre tilfellene, ligger spenningsnivået ellers i gruva omkring 10-15 MPa og har god margin mot kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

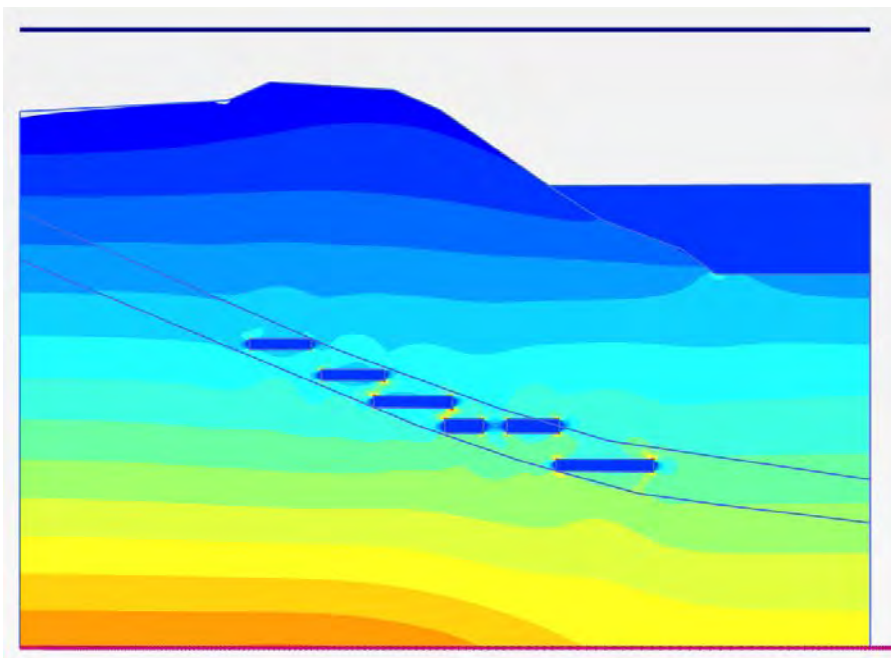
Analysen viser at det er strekkspenninger over gruvegangene, men disse er lave (<1 MPa) sammenlignet med strekk-kapasiteten til kalkstein (2,5 MPa).



Figur 29 Permanent horisontale forskyvninger induert av jordskjelv for scenario D (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



Figur 30 Jordskjelvindusert vertikalspenninger ved tverrsnittprofil 062 for scenario D



Figur 31 Jordskjelvindusert horisontalspenninger ved tverrsnittprofil 062 for scenario D (fargeskala over Figur 30)

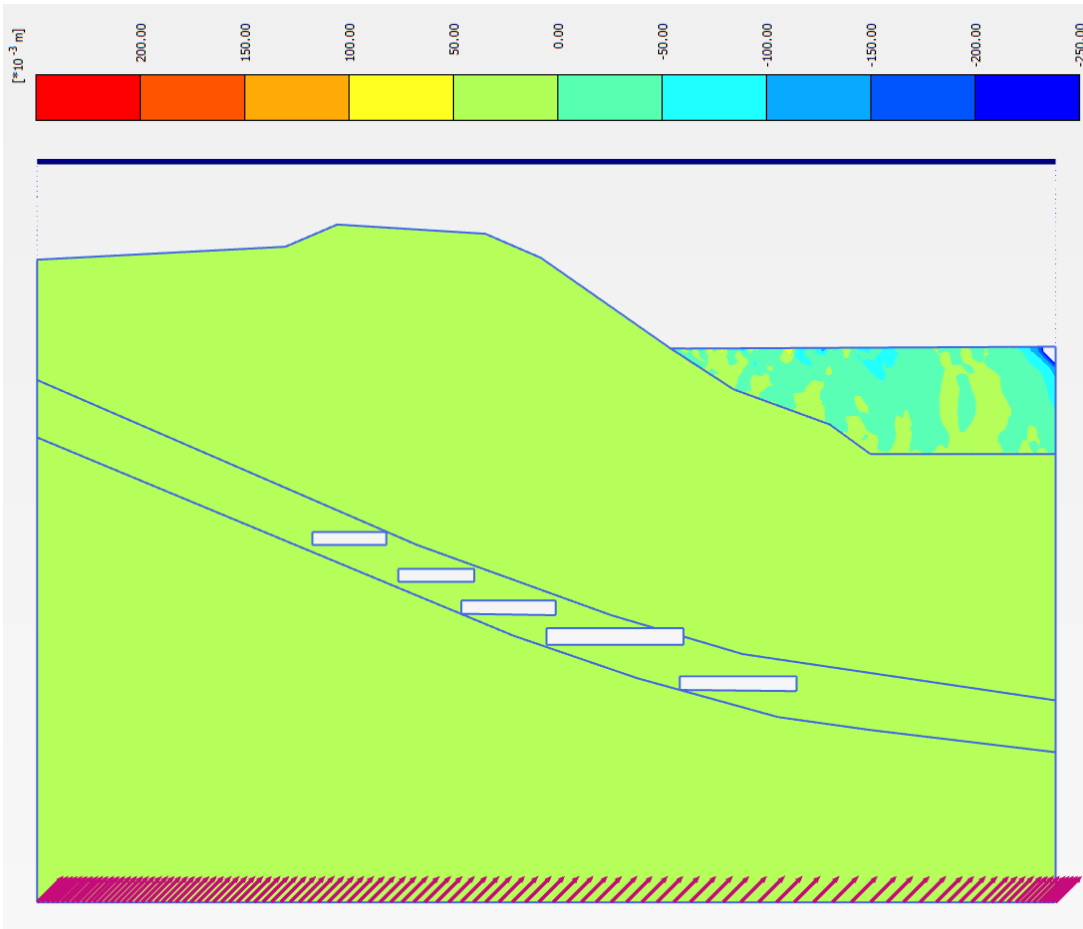
5.5 Scenario A med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant

Dette scenariet er analysert for å vise at den vertikale bevegelsen av berggrunnen (i tillegg til den horisontale akselerasjonen) ikke medfører store endringer i oppførselen til gruvene under en jordskjelvsituasjon. Figur 32 viser jordskjelvinduserte horisontale forskyvninger når horisontal og vertikal akselerasjon er benyttet samtidig. Den horisontale forskyvningen i gruvegangene er neglisjerbare og identiske til forskyvningen som sees i nedre randbetingelse. Det er ikke observert differensialforskyvning med hensyn til nedre randbetingelse. I fjorden (bunnsediment) og i det fylte materialet ser en derimot permanente forskyvninger. Dette vil ikke ha påvirkning på gruvegangenes funksjonalitet.

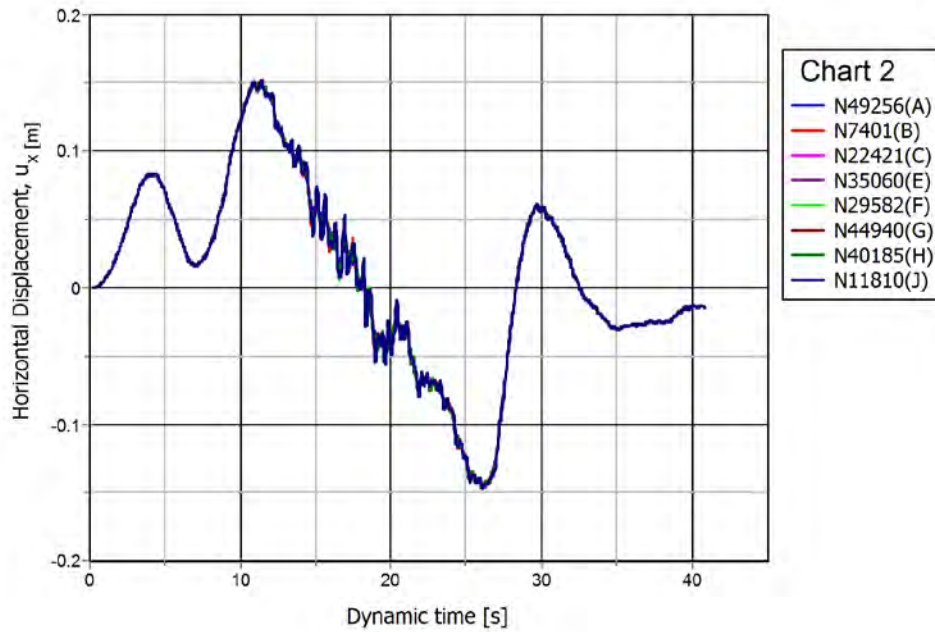
Videre viser Figur 33 og Figur 34 henholdsvis horisontal og vertikale forskyvninger i utvalgte punkter. Som en ser i plottene er det ingen differensierende deformasjoner mellom punktene.

Figur 35 og Figur 36 viser vertikale og horisontale spenninger ved endt jordskjelv-analyse. Til tross for spenningskonsentrasjoner i hjørnene av gruva, lignende som for de andre tilfellene, ligger spenningsnivået ellers i gruva omkring 10-15 MPa og lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

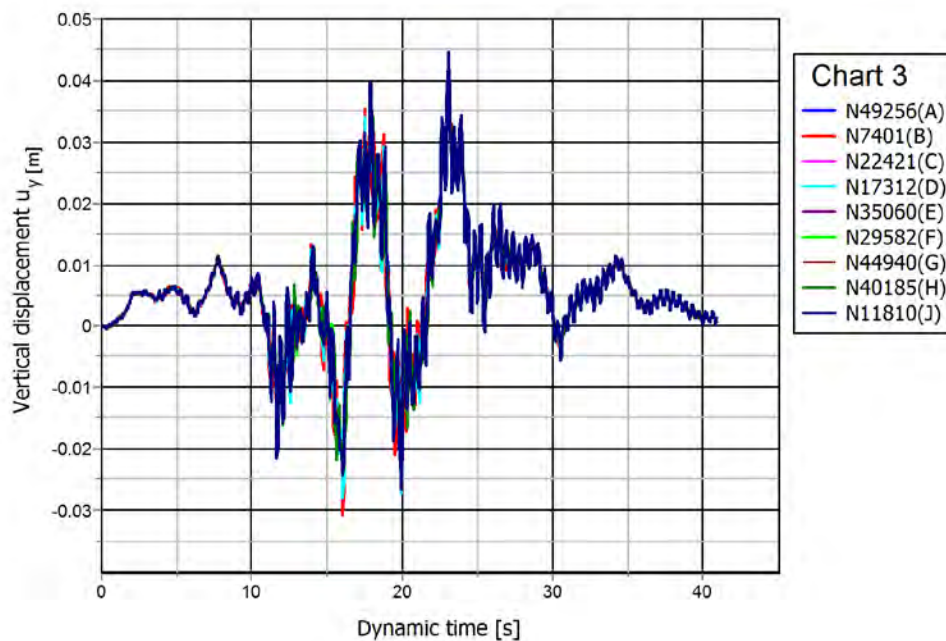
Figur 27 og Figur 28 viser endring i henholdsvis horisontal og vertikal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen vise analysen at variasjonen i spenning er under 15 MPa i horisontal og vertikal retning.



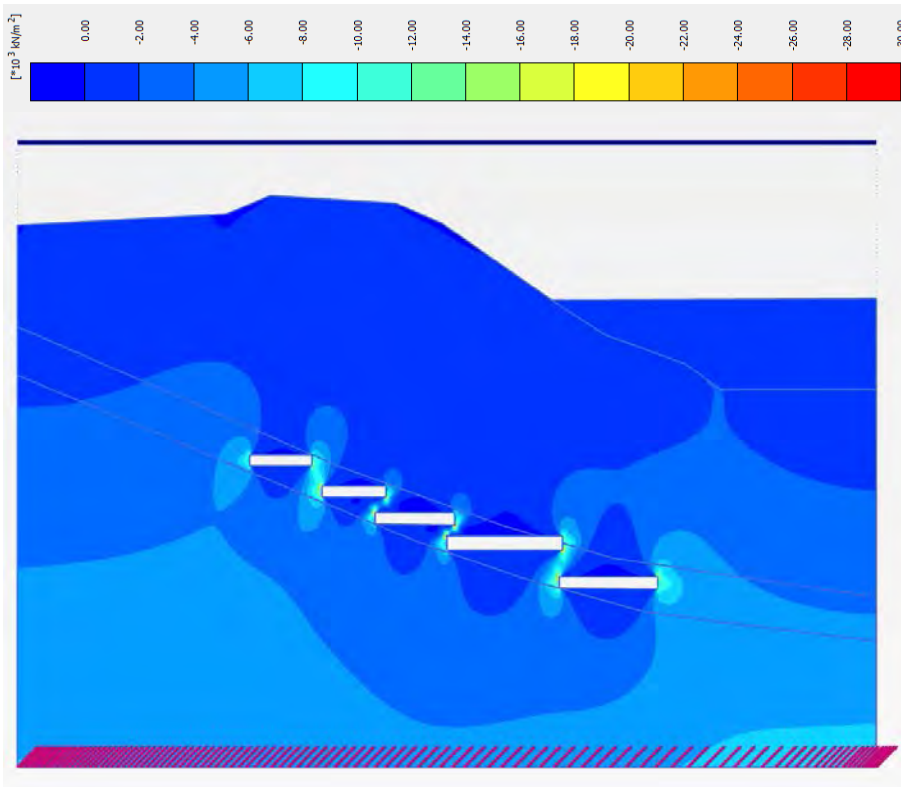
Figur 32 Permanente vertikale forskyvninger indusert av jordskjelv for horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



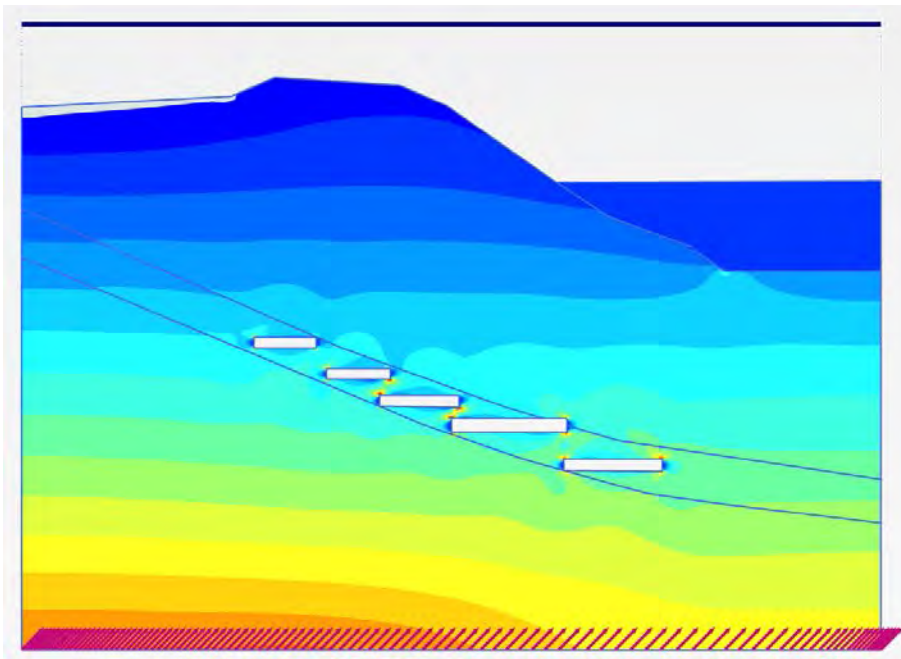
Figur 33 Tidshistorien til jordskjelvindusert horisontal forskyvning i utvalgte punkter



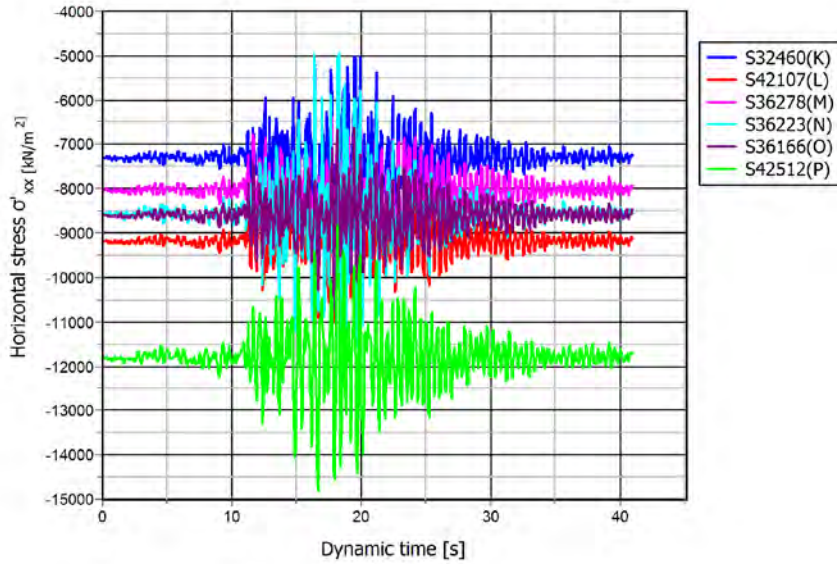
Figur 34 Tidshistorien til jordskjelvindusert vertikal forskyvning i utvalgte punkter



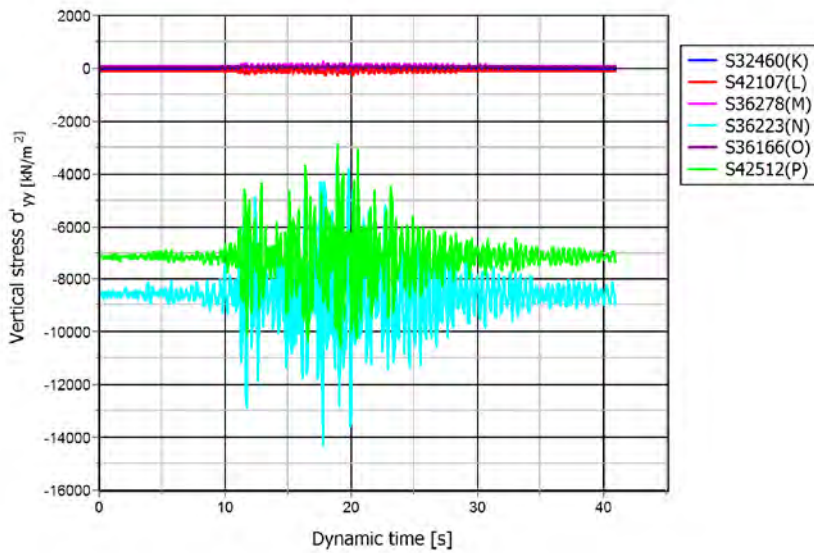
Figur 35 Jordskjelvinduserte vertikalspenninger ved tverrsnittprofil 062 for simultane horisontale og vertikale akselerasjoner.



Figur 36 Jordskjelvinduserte horisontalspenninger ved tverrsnittprofil 062 for simultane horisontale og vertikale akselerasjoner (fargeskala over Figur 35).



Figur 37 Endring i horisontale effektivspenninger (negative verdier betyr komprimering).



Figur 38 Endring i vertikale effektivspenninger (negative verdier betyr komprimering).

5.6 Effekt av jordskjelv på eksisterende sprekker og forkastninger

Analysene i foregående kapitler har omhandlet respons av gruvene under jordskjelv og endring av spenninger rundt gruvegangene. Resultatene viser at gruvene er stabile under jordskjelvpåkjenninger. Et relevant spørsmål i denne sammenheng er om jordskjelv kan påvirke sprekker og lokale forkastninger, noe som igjen kan føre til endring av vannregimet i området rundt gruvene. I følge seismologiske studier er ingen av forkastningene i dette området aktive. Dette betyr at den eneste mulighet for endring av vannstrømningsmønsteret er jordskjelvinduserte bevegelser langs eksisterende sprekker og forkastninger. Resultatene av beregnede skjærspenninger langs de kritiske linjene som passerer mellom gruveganger i forskjellige høyder (f.eks. mellom de nederste to gruver i Figur 13) viser at gjennomsnittlig skjærspenning i område er 5-8 MPa. Dette er lavere enn skjærfastheten ved sprekke (ca. 10-15 MPa) i gruva. Dette skyldes store horisontale in-situ spenninger i kalksteinen som varierer mellom 15 og 20 MPa (Myrvang, 2014). Jordskjelv vil således ikke forårsake glidning langs sprekker og sprekke forblir intakt under jordskjelv.

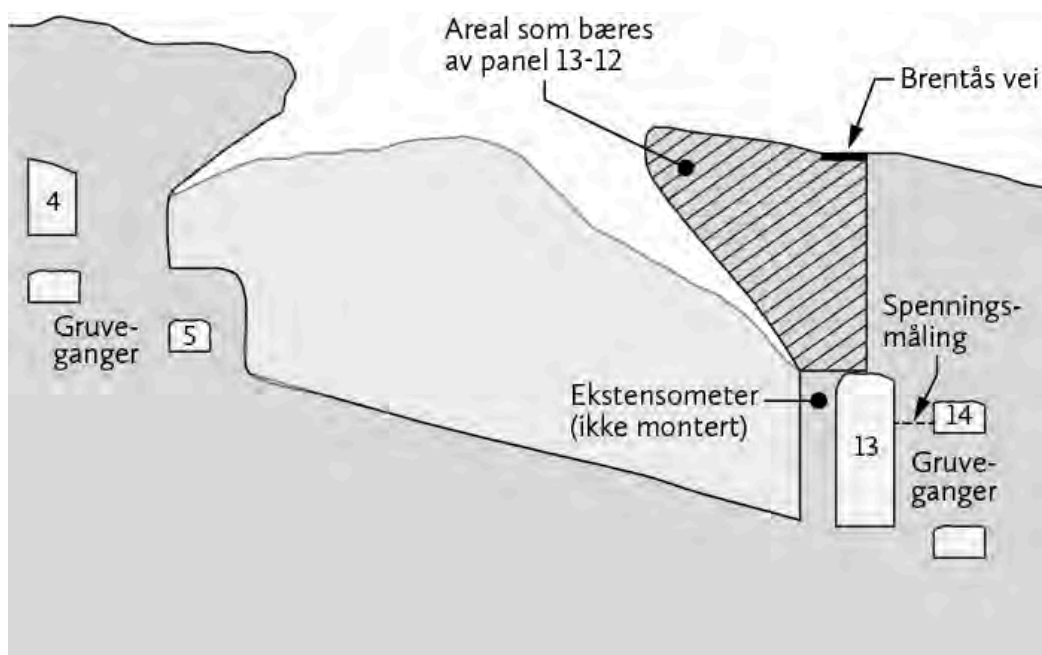
5.7 Konsekvens av jordskjelv på områder med andre driftsmetode

NGIs analyser i denne studien er basert på flere snitt gjennom deler av gruva med lavt kalksteinsuttak hvor ca. 70% av bergmassen blir stående igjen. Profilene brukt i denne rapporten (se f.eks. Figur 7) illustrerer dette forholdet.

Basert på resultater fra disse analysene anser NGI det som sannsynlig at gruvearealer med betydelig større utvinningsgrad, f.eks. opp mot ca. 70% kalksteinsuttak (deler av gamle Kjørholt gruver) kan kollapse/rase som følge av et 10 000 år jordskjelv lik det som er studert (5,5 – 6 på Richters skala). Sentralt i denne diskusjon er konsekvensen av en eventuell kollaps i denne delen av gruva, spesielt med tanke på områdene hvor deponiet for farlig avfall er planlagt. Det planlagte deponiområdet vil ligge under kote 0 i gruva og i områder med lav utvinningsgrad (ca. 30%) knyttet til dagens rom-og-pilar brytningsmetode.

I 1976 kollapset deler av gruva i et område med paneldrift (~70% uttak). Dette er i dag kjent som "Raset" og kan observeres som et hull i dagen. Som rapporten til geolog Arne Myrvang (2014) viser, er det observerte raset (Figur 39) ganske lokalt og i form av vertikal kollaps av taket/hengen over gruva. På grunn av veggene i hulrommene og kvaliteten av bergarten vil ikke slike ras føre til andre type ras rundt fareområder så lenge avstanden er større enn sone med høyest spenninger rundt hulrommene. Fra spenningsdiagrammer i foregående kapitler (for ek. Figurer 12, 13, 19, 20, etc.) ser man at soner med konsentrerte spenninger fra jordskjelv strekker seg til ca. 20 m fra ender av hulrommene. Derfor, kan man sette et kriteriet at så lenge kollaps/ras i et område med

paneldrift med 70% uttak er minst 20 m fra gruveområdene med mindre uttak av 30%, er det ikke sannsynlig at ras/kollaps i det ene området påvirker stabilitet i det andre. Det understrekes at heller ikke rystelser generert av slike ras/kollaps vil være så store at de kan påvirke stabiliteten av andre områder i gruva som er planlagt til deponi. Slike rystelser vil ikke være i nærheten av de som oppstår i forbindelse med et 10,000-år jordskjelv.



Figur 39 Skjematisk skisse av gruveraset dokumentert av Arne Myrvang (2014)

6 Oppsummering og konklusjon

Jordskjelvresponsen i og ved Dalen/Kjørholt gruver har blitt evaluert for et jordskjelv med returperiode på 10 000 år tilsvarende et jordskjelv med styrke (M) 5,5 – 6 på Richters skala i Norge. Det største registrerte jordskjelvet vi har på land i Norge er fra Nordland (1819) og har i ettertid blitt beregnet til å måle 5,8 på Richters skala. I Osloområdet er det største kjente jordskjelvet beregnet til 5,4 på Richters skala (1904). Beregningene ble utført i elementprogrammet Plaxis 2D AE og baserer seg på data fra den delen av gruva som har moderne rom-og-pilar drift. Det er i slike gruverom den planlagte deponivirksomheten vil finne sted. Resultatene indikerer at de permanente forskyvningene etter et slikt jordskjelv er små, samt at de jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten til kalksteinen som huser Dalen/Kjørholt gruver. For områder der det er vurdert å etablere deponi kan det derfor konkluderes med at gruvene i Brevik er stabile under og etter det modellerte jordskjelvet. Effekten av jordskjelv på sprekker og lokale forkastninger vil også være marginal. For gamle høyereliggende områder av gruvene, med et kalksteinsuttak opp mot 70%, kan NGI ikke

utelukke at et jordskjelv som det modellert i denne studien kan føre til skade på gruvens mekaniske integritet. Fra denne studiens resultater vil et eventuelt ras i de gamle gruvene ikke forplante seg lenger enn 20 m inn i områder med dagens rom-og-pilar brytningsmetode. Det planlagte deponiområdet ligger under kote 0 i gruva og sikrer tilstrekkelig avstand mellom området med tenkt deponi og eldre gruveområder med stort kalksteinsuttak.

7 Referanser

Brinkgreve, R.B.J., Engin, E. & Swolfs, W.M. (2014). Manual of PLAXIS 2D Anniversary Edition. The Netherlands.

Myrvang, A.M. (2014). Vurdering av stabiliteten av bergrom i Dalen Gruve, Norcem.

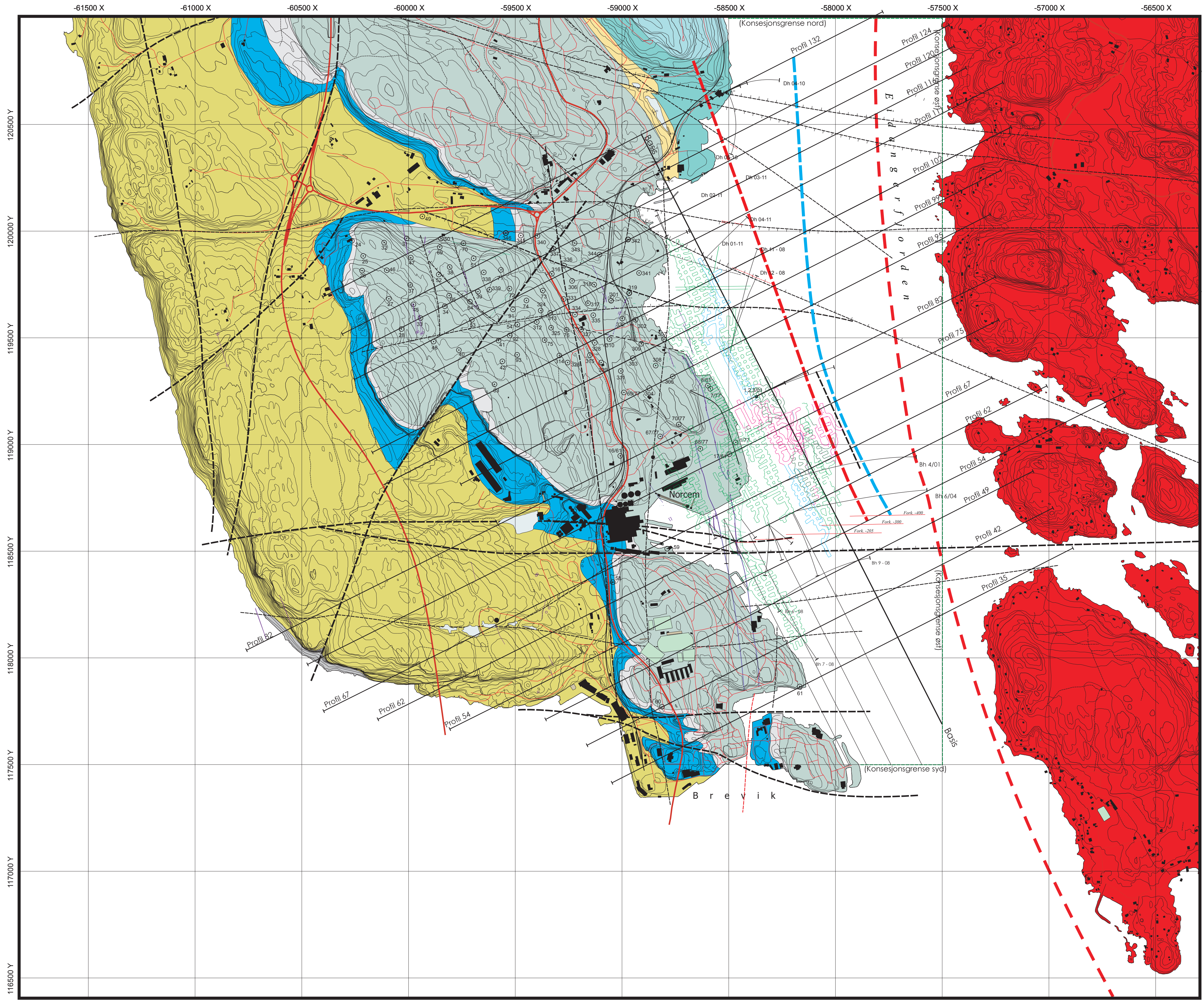
NORSAR (1998). Seismic zonation for Norway. Prepared for Norwegian Council for Building Standardization by NORSAR and Norwegian Geotechnical Institute 1998-03-13.

Rambøll (2016). Deponi Dalen Gruve - litteraturstudie og feltbefaring. Ref. 1350017562, Rev. 1, November 2016.

Vedlegg A

GEOLOGISK KART





NORCEM
BERGAVDELINGEN

Dalen Grube, Brevik
Geologisk Kart
M 1:10 000

Tegnforklaring:

- Permiske dyperuptiver; syenitt/monsonitt
- Diabasgang
- Herøy Form.
- Venstøp Form.
- Skavråker leddet
- Steinsvika Form.
- Fossum Form.
- Elnes Form.
- Huk Form.
- Alunskifer
- Basalkonglomerat, kvartsitt, etc.
- Grunnfjell
- Forkastning/bruddsone

Fig. 1: Geologisk oversiktskar som viser borhull fra dagen og under jord. Basislinjen i Dalen grube er orientert N28°V og er tilnærmet parallel med med kalksteinens strøkretning. Vinkelrett på basis er det konstruert en rekke tverrprofiler fra Profil 35 i syd til Profil 132 lengst i nord over Heistad. Profil 124 som er vedlagt dette notatet, går gjennom Bakkefeltet.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Jordskjelvanalyse for Dalen og Kjørholt gruver i Brevik		Dokumentnr./Document no. 20120726-06-TN
Dokumenttype/Type of document Teknisk notat / Technical note	Oppdragsgiver/Client NOAH AS	Dato/Date 2015-01-29
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr. & dato/Rev.no. & date 2/ 2018-04-16
Distribusjon/Distribution BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/Keywords Jordskjelv, analyse, modellering, Dalen/Kjørholt, Brevik, kalkstein		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Telemark	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Brevik	Felt navn/Field name
Sted/Location Dalen/Kjørholt gruver	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: Øst: Nord:	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/ Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns- kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter- disciplinary review by:
0	Originaldokument	2015-01-13 Nallathamby Sivasithamparam	2015-01-15 Amir Kyana		
1	Nytt avsnitt 5.6	2015-06-18 Amir Kyana	2015-06-18 Gudny Okkenhaug		
2	Tredjepartsvurdering av Rambøll	2018-04-11 Amir Kyana	2018-04-11 Andreas O. Harstad		2018-04-11 Gijs D. Breedveld

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 16. april 2018	Prosjektleder/Project Manager Gudny Okkenhaug
--	------------------------------------	---

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskap i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratory in Oslo, branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemand uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Vedlegg C

HISTORISK OVERSIKT OVER JORDSKJELV
I NORGE



jordskjelv – Store jordskjelv i Norge

Store jordskjelv i Norge

Tabellen omfatter jordskjelv i eller nær Norge med styrke 5,0 eller mer på Richters skala (per 2005)

År	Dato	Sted	Styrke	Merknad
2008	21. feb.	Storfjorden – Svalbard	6,2	
1657	24. april	Sør-Norge		Beskrevet i <i>Geologia Norvegica</i> av Mickel Pedersen Escholt (ca. 1600 –1669), prest ved Akershus Slott, som «merket over hele det sønnenfjellske Norge».
1759	22. des.	Kattegat	5,6	Merket over 600 km avstand i Danmark, Sverige, Tyskland og Norge. Skader i Jylland, spesielt i Ålborg-regionen. Skapte stor frykt da det kom bare fire år etter jordskjelvet som la Lisboa i grus.
1819	5. aug.	Lurøy i Nordland	5,8	Meget sterke rystelser, problemer med å stå oppreist, utrasninger av jord og stein, bølger på havet. Følt over det meste av Skandinavia.
1834	3. sep.	Agder –Telemark	5,0	
1866	9. mars	Haltenbanken	5,7	Følt meget sterkt over hele Midt-Norge, og i Trondheim ringte kirkeklokkene av seg selv. Noen skader på bygninger.
1892	15. mai.	Sunnfjord	5,2	Følt over hele Sør-Norge.

År	Dato	Sted	Styrke	Merknad
1894	23. juli	Nordland	5,4	Følt over 600 km avstand, og spesielt sterkt i Lofoten. Noen skader. En 200 tonns skonnert som befant seg rett over episentret sprang lekk og sank, og det kan ikke utelukkes at jordskjelvet var årsaken.
1904	23. okt.	Oslofjorden	5,4	Følt over hele Sør-Skandinavia og marginalt i Baltikum. Inntraff under søndagens høymesse og skapte panikk, med påståtte personsaker, i flere kirker i Oslo og Østfold (Moss-Fredrikstad). En god del skader på murvegger, piper o.l.
1907	27. jan.	Nordland	5,2	
1913	19. juli	Trøndelag	5,0	
1927	24. jan.	Nordsjøen	5,3	Følt i Storbritannia, Danmark og Norge.
1931	7. juni	Doggerbanken	5,5	Følt i Storbritannia, kystområdene fra Frankrike til Danmark, og i Sørvest-Norge.
1935	17. juli	Haltenbanken	5,0	
1955	3. juni	Nordfjord	5,2	Følt over hele Sør-Norge (men svakt i Oslo og Trondheim).
1958	23. jan.	Haltenbanken	5,0	
1969	29. sep.	Haltenbanken	5,0	
1988	8. aug.	Nordvestlandet	5,3	Følt bare fra Hardanger til Trøndelag på grunn av at

År	Dato	Sted	Styrke	Merknad
1989	23. jan.	Nordfjord	5,1	episentret lå ca. 120 km fra kysten. Følt over hele Sør-Norge, inkludert deler av Oslo og Romerike der bløt jordbunn (leire) forsterket rystelsene.

 *sitér denne artikkelen*

Vil du sitere denne artikkelen? Kopier denne teksten og lim den inn i litteraturlisten din:

Bungum, Hilmar. (2011, 14. oktober). Jordskjelv: Store jordskjelv i Norge. I Store norske leksikon. Hentet 9. september 2014 fra https://snl.no/jordskjelv%2FStore_jordskjelv_i_Norge.

BEGRENSET gjenbruk.

FORFATTER AV DENNE ARTIKKELEN

Hilmar Bungum

Vedlegg D

HYDROGEOLOGISKE UNDERSØKELSER
VED DALEN GRUVE, BREVIK.
NGI-NOTAT 20160127-02-TN



Til: NOAH
v/ Egil Solheim
Kopi til:
Dato: 2017-03-01
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /
Dokumentnr.: 20160127-02-TN
Prosjekt: Miljørisikovurdering – Deponering av farlig avfall i Dalen gruve, Brevik
Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Jürgen Scheibz, Gudny Okkenhaug
Kontrollert av: Helen French (NIBIO), Andreas Olaus Harstad (NGI), Gijs Breedveld (NGI)

Hydrogeologiske undersøkelser ved Dalen gruve, Brevik.

Innhold

1	Innledning	2
1.1	Bakgrunn	2
1.2	Geologiske og hydrogeologiske forhold	2
2	Metode	6
2.1	Brønnetablering	6
2.2	Vanntapsmålinger	8
3	Resultater	11
3.1	Observasjoner i felt	11
3.2	Vanntapsmålinger	12
3.3	Temperatur- og Ledningsevneprofiler	14
3.4	Målinger av grunnvannsnivå	17
4	Oppsummering	19
5	Referanser	20

Vedlegg

Vedlegg A GIS-kart med lokalisering av grunnvannsbrønner
Vedlegg B Borehullslogg BH01-BH08
Vedlegg C Resultater fra vanntapsmålinger BH01-BH08

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

NOAH ønsker å etablere deponi for stabilisert farlig uorganisk avfall i Dalen gruve i Brevik. NGI har fått i oppdrag å utarbeide en miljørisikovurdering av et slikt deponi. Dokumentasjon og beskrivelse av hydrogeologiske forhold i området for tenkt deponi er en viktig del av et slikt arbeidet. I første utkast av miljørisikovurderingen ble det identifisert behov for en hydrogeologisk feltundersøkelse i Brevik (NGI 2016). Som et resultat ble det gjennomført en hydrogeologisk feltundersøkelse i perioden mai - november 2016. Foreliggende notat beskriver det utførte feltarbeidet og resultatene fra dette arbeidet.

Målet med de hydrogeologiske feltundersøkelser er å etablere en oversikt over hydrogeologiske forhold og hydrauliske parametere for de ulike litologiske enhetene (bergartsformasjoner) i gruveområde for å:

1. Teste hypotesen om at bergmassen er tett og at strømming av vann er begrenset til sprekker i berg.
2. Etablere inngangsparametere for en hydrogeologisk 3D-modell for området.

Totalt har det blitt boret og etablert åtte fjellbrønner for hydrauliske borehulltester i tilknytning til Dalen gruve, se vedlegg A for lokalisering. Formålet med brønnetableringen var å undersøke alle stratigrafisk relevante lag med hensyn til hydrauliske egenskaper. Plasseringene av brønnene har tatt hensyn til gruvedriften. Det ble gjennomført vann- og trykkmålinger, samt ledningsevne- og temperaturmålinger i alle åtte brønner.

1.2 Geologiske og hydrogeologiske forhold

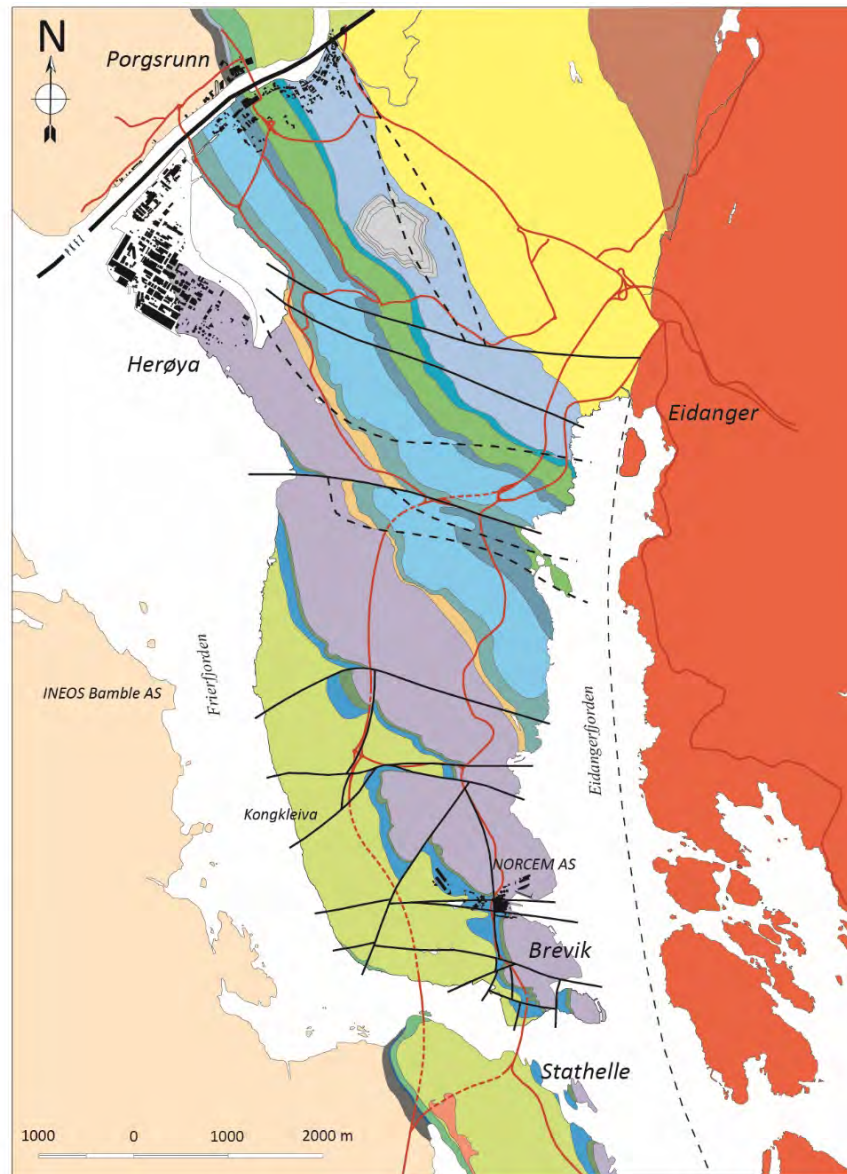
De geologiske og hydrogeologiske forholdene i Dalen gruve er godt beskrevet i tidligere rapporter (COWI 2016, NGI 2016, NGU 2016 og Rui, 2014). Den viktigste informasjonen fra disse arbeidene er oppsummert og gjengitt her.

Undersøkellesområdet er en del av Oslofeltet og består av paleozoiske sedimentære bergarter, hovedsakelig kalkstein med underordnet skifer og sandstein (se Figur 1). Hovedforkastningssystemene stryker ca. V-Ø, N-S og NØ-SV. Relevante formasjoner fra nederst til øverst i stratigrafien er: Fossum-, Steinvika-, Venstøp-, og Herøyaformasjoner (Figur 2).

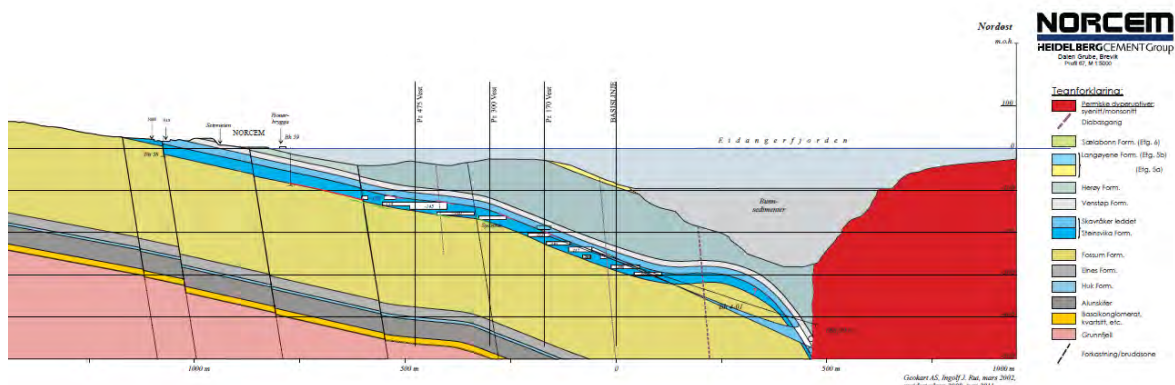
Etterfølgende (permiske) intrusjoner har ført til kontaktmetamorfose (kontaktomvandling) av bergartene på Eidangerhalvøya og intrusjon av diabasganger. Kontaktmetamorfosen er sterkest i øst og avtar gradvis mot vest på Eidangerhalvøya. De sedimentære bergartene faller i retning Ø-ØNØ med mellom 12-22°. Fallet er størst i de østligste delene av Eidangerhalvøya og øker ytterligere under Eidangerfjorden.

Legende

- Permiske bergarter**
- Larvikites (intrusiv)
 - Basalt (ekstrusiv)
 - Laccolith "Larvikitt"
- Siluriske bergarter**
- Holmestrand fm.
 - Steinsfjorden fm.
 - Braksøya fm.
 - Skinnerbukta fm.
 - Vik fm.
 - Rytteråker fm.
 - Sælabonn fm.
 - Langøyene fm.
- Ordoviciske bergarter**
- Herøya fm.
 - Venstøp fm.
 - Steinvika fm. (NORCEM)
 - Fossum fm.
 - Elnes fm.
 - Huk fm.
- Kambriske bergarter**
- Alunskifer fm.
- Prekambriske bergarter**
- Grunnfjell
- Blå farger = kalksteiner
 Grønne farger = skifre
 Gule farger = sandsteiner
 Sorte linjer = forkastninger*



Figur 1: Geologisk oversiktskart over Eidangerhalvøya (fra: Harstad, 2006)



Figur 2: Geologisk profil som viser Dalen gruves utstrekning i dypet (fra Rui, 2014)

Som beskrevet ovenfor består undersøkelsesområdet i stor grad av kalksteinsdominerte bergarter. Den hydrauliske ledningsevnen i sedimentære bergarter og spesielt i kalkstein kan variere betydelig. Tabell 1 gir en oversikt over hydraulisk ledningsevne for ulike typer kalkstein. I tillegg kan bergmassen ha en hydraulisk anisotropi, som betyr at horisontal ledningsevnen normalt er høyere sammenlignet med ledningsevnen i vertikal retning, se Tabell 2.

Tabell 1 Hydraulisk ledningsevne i ulike typer kalkstein

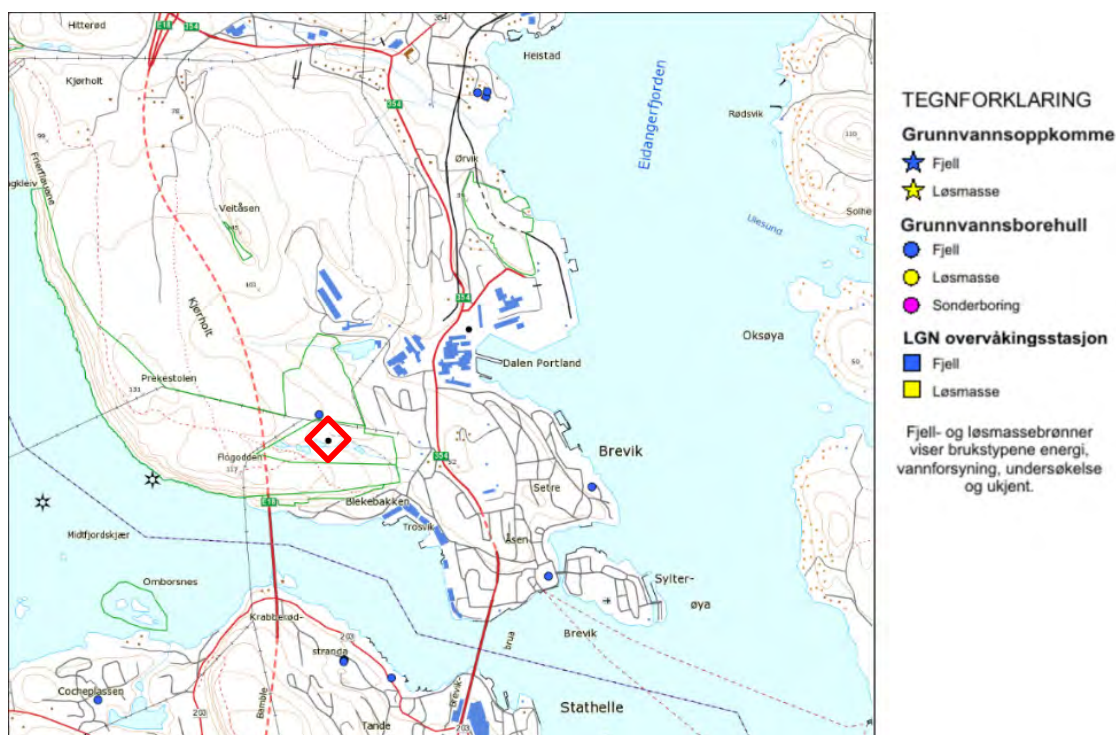
Hydraulisk konduktivitet	Referanse
$[10^{-9} ; 10^{-7}]$ m/s	NGI, 2007
$[10^{-10} ; 10^{-4}]$ m/s	Todd and Mays, 2005
$[10^{-9} ; 10^{-5}]$ m/s	RQD = [85;95], Qureshi et al., 2014
$[10^{-10,5} ; 10^{-6}]$ m/s	Singhal og Gupta, 1999
$[10^{-9} ; 10^{-7}]$ m/s	Spitz og Moreno, 1996
$[10^{-10} ; 10^{-9}]$ m/s	Bear, 1972
$[10^{-8} ; 10^{-4}]$ m/s	Carlson og Olsson, 1977

Tabell 2 Hydrauliske anisotropier for forskjellige sedimentære bergarter (fra NGU 2016)

Material	Horizontal Hydraulic Conductivity (m/sec)	Vertical Hydraulic Conductivity (m/sec)
Anhydrite	10^{-14} to 10^{-12}	10^{-15} to 10^{-13}
Chalk	10^{-10} to 10^{-8}	5×10^{-11} to 5×10^{-9}
Limestone, dolomite	10^{-9} to 10^{-7}	5×10^{-10} to 5×10^{-8}
Sandstone	5×10^{-13} to 10^{-10}	2.5×10^{-13} to 5×10^{-11}
Shale	10^{-14} to 10^{-12}	10^{-15} to 10^{-13}
Salt	10^{-14}	10^{-14}

Erfaring fra driften i Dalen gruve indikerer at bergmassene er svært tette og har lav primær porøsitet/permeabilitet. Lekkasjevann kommer derfor i hovedsak inn i gruve via sprekker i bergmassen knyttet til forkastninger. Dette er i hovedsak observert i forbindelse med Dalenforkastningen som krysser tilnærmet V-Ø sørdelen av Dalen gruve, se Figur 1 og Figur 4. I tillegg skjer det en innlekkasje av overflatevann via rasområdet, Dalen brudd og andre gruveåpninger. Den stratigrafiske lagdelingen i bergmassen i Brevik vil kunne gi en hydraulisk anisotropi.

Basert på NGUs Granada database (<http://geo.ngu.no/kart/granada/> og Figur 3) finnes det flere brønner i området. Disse er i hovedsak etablert som energibrønner, og det foreligger ingen bergartsbeskrivelse fra boringene i databasen. For en brønn (ID: 4118) ble det notert 100 l/t (omtrent 0,3 l/s) under boring. Det er ikke kjent hvor stor usikkerheten i denne observasjonen er eller med hva slags utstyr målingen ble utført.

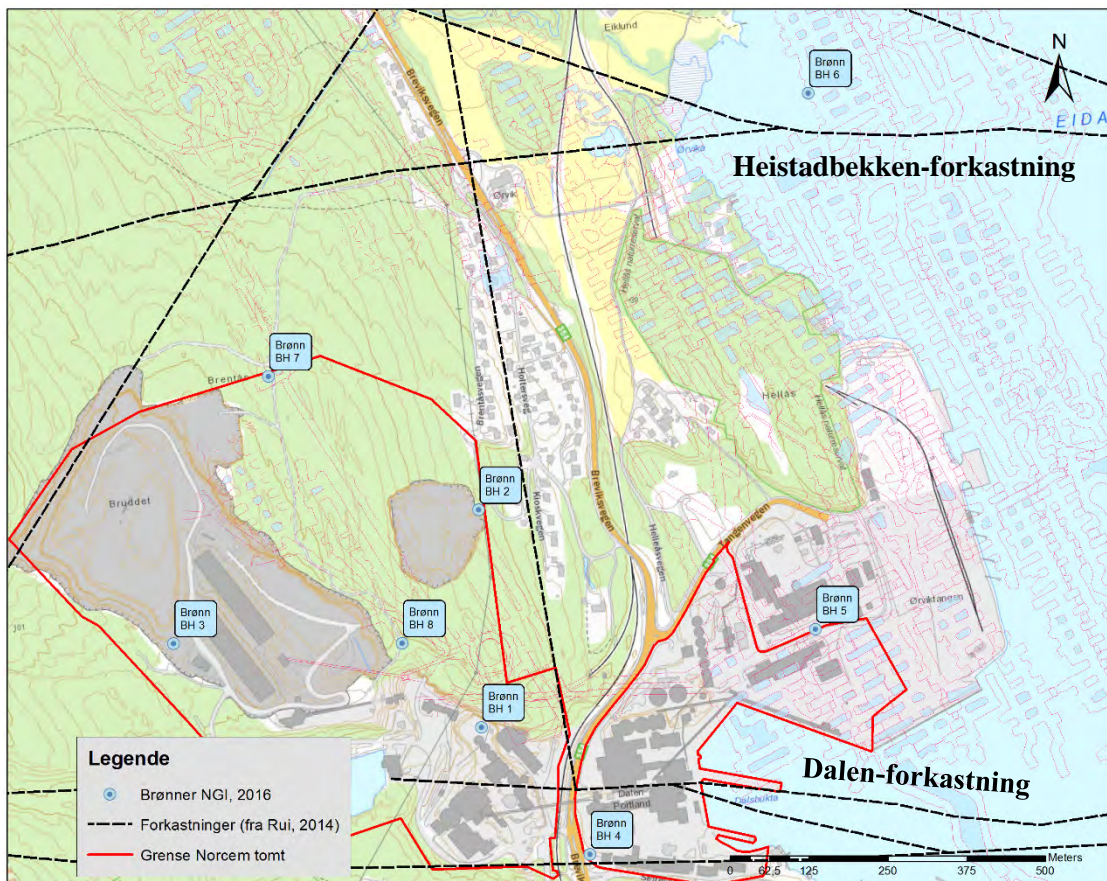


Figur 3: Utsnitt fra NGUs brønndatabase "Granada" for område rundt Dalen gruve, rød firkanten indikerer brønn 4118 (fra: <http://geo.ngu.no/kart/granada/>)

2 Metode

2.1 Brønnetablering

Fjellbrønnene ble boret med Odex-metoden i to runder i perioden 06.06-31.08.2016. En oversikt over brønnenes plassering er gitt i Figur 4. En oversikt over koordinater, bore-dybde og målsetting med brønnene er gitt i Tabell 3. Totalt ble det boret 635 meter, med borediameteren 168 mm med foringsrør og 115 mm for boring i berg. Foringsrøret ble avsluttet 3 m under fjelloverflaten. Et 0,5-1 m bentonittlag ble etablert i borehullet for å tette mellom foringsrør og fjell, slik at overflatevann ikke kan lekk inn i brønnene. Boringer videre i fjell ble gjennomført som åpen boring. Etter avslutning av boreprosessen ble hvert borehull spylt rent med luft.



Figur 4: Oversiktskart over de etablerte brønnene BH1-BH8 fra 2016, samt lokalisering av kjente forkastninger i området

Alle brønnene ble utstyrt med tett stållokk på toppen av røret (mellom 0,1-1,1 m over terrengoverflaten). Brønnene inne på Norcems fabrikksonråde (BH 4 og BH 5) ble avsluttet med kum i overflaten for å beskytte mot trafikk. Under boring av BH 2(a) ble det påtruffet et hulrom ved ca. 45 m dybde (sannsynligvis en gammel gruvegang eller ett hulrom forårsaket av raset i 1976). Dette borehullet er derfor ikke benyttet videre som brønn. En detaljert oversikt over alle brønnedata og resultater er gitt i vedlegg B.

Tabell 3 Oversikt over brønnboringer (ROK = nivået til Røroverkanten på brønn),

Borehull (BH)	Boredato	Dybde [m]	X (UTM 32N)	Y (UTM 32N)	Z (m.o.h, rok)	Grunnvann (m.o.h, 03.11.16)	Mål
1	13.06.2016	100	539309,248	6547226,974	9,35	-17,77	Vurdering av Steinvika fm.
2(a)	06.06.2016	45	539319,18	6547588,12	46,24	-	Vurdering av rasområdet, boret til hulrom
3	07.06.2016	100	538847,962	6547362,156	75,64	42,98	Vurdering av Fossum fm.
4	31.08.2016	120	539491,669	6547033,834	7,95	4,18	Vurdering av Herøy, Venstrøp og Steinvika fm.
5	30.08.2016	50	539853,641	6547389,529	2,29	-0,56	Vurdering av Herøy fm
6	09.06.2016	140	539835,64	6548244,99	-189,9	-190,44	Vurdering av Fossum fm.
7	24.08.2016	25	538987,796	6547792,309	95,72	78,1	Vurdering av Herøy fm.
8	26.08.2016	100	539190,518,	6547345,083	72,15	24,49	Vurdering av Herøy, Venstrøp og Steinvika fm

2.1.1 Måling av grunnvannsnivå

Registreingsenheter (loggere) for måling av grunnvannsnivå (trykk) ble installert i hver brønn etter avslutning (Solinst Levelogger). Sensorene måler trykk og temperatur med et avvik på <0,1%. Sensorene registrer målinger hver time. I tillegg ble en barometrisk trykkmåler (Solinst Barologger) installert i BH 1 for å korrigere påvirkningen av variasjoner i barometrisk trykk. Hensikten med disse målingene er å fremskaffe data på trender i grunnvannsnivå og temperatur over tid.

Tabell 4 *Oversikt over installerte grunnvannstandslogger*

Brønn ID	Startdato for observasjon
BH 1, BH 3	23.06.2016
BH 7, BH 8	24.08.2016
BH 4, BH 5	27.09.2016

2.1.2 Temperatur- og Ledningsevne målinger

Målinger av temperatur og ledningsevne i grunnvann ble utført i tre runder fra august – november 2016 ved bruk av et kombinert måleinstrument (Solinst TLC logger). Det ble registrert data i målepunkter med fem meters mellomrom. Dersom forskjellen mellom to målepunkter oversteg 10 %, ble det foretatt målinger for hver en til to meter.

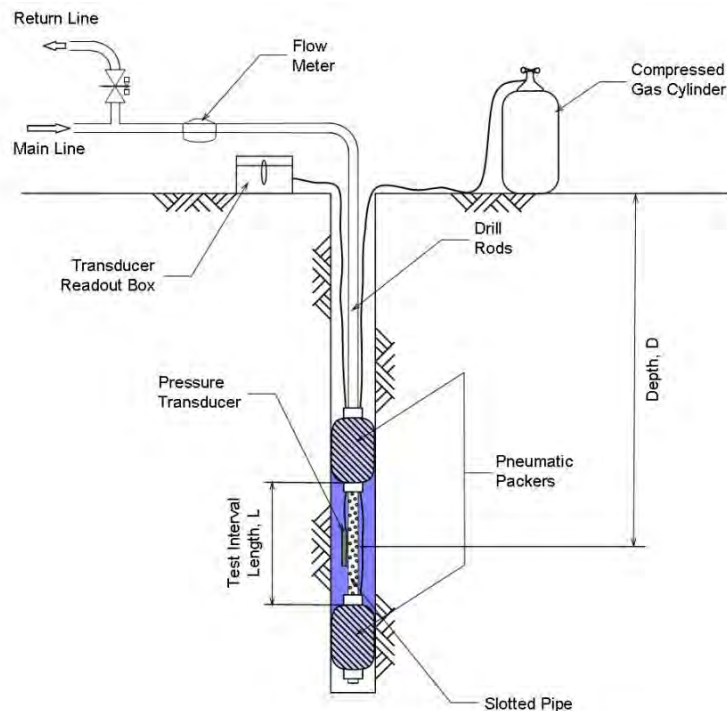
Hensikten med målingene er å vurdere tilstand og forandringer av vannet i borehullene, som borhullsprofiler over tid. Disse opplysninger gjøre det mulig å identifisere:

- Heterogeniteter i grunnvannet (akviferen)
- Innlekkasjer (for eksempel på grunn av sprekkesoner)
- Påvirkning av grunnvannet fra overflatevann og sjøvann
- Antropogen påvirkning av grunnvannet (f. eks. forurensing)

2.2 Vanntapsmålinger

2.2.1 Testgjennomføring

Etter etableringen av fjellbrønnene ble vanntapsmålinger utført i perioden 28.09-05.10.2016. Totalt ble det utført 121 målinger med et dobbelpacker-system, en såkalt Lugeontest, se Figur 5.



Figur 5: Oppsett for test av vanntapsmåling (Lugeon test), fra Quiñones-Rozo (2010)

Vanntapsmålingene ble gjennomført som en stasjonær (steady-state) test (Houlsby 1976, Roeper et al. 1992) med en til fem målinger med varierende trykk. For hvert nivå ble testen utført under konstante trykkforhold (constant head) i minimum ti minutter. Eventuelt vanntap ble registrert under testen.

Testene ble utført for alle brønner (unntatt BH 2a, se kapittel 2.1) over et fem meters intervall for å kartlegge de hydrauliske egenskapene i bergmassen i detalj. I områder med økt vanntap ble testavstanden ytterligere redusert til to meter for å identifisere sprekkesoner og evaluere eventuelle problemer med packerne. Normalt benyttes et overtrykk på 10 bar (se kapittel 3.1), men for å redusere risiko for hydraulisk oppsprekking (lokal dannelse av sprekker i forbindelse med vanntapsmålingen), ble det brukt et vanntrykk på 30-40% (Walthall, 1990) over maksimalt hydrostatisk trykk (for detaljer se Vedlegg C). Basert på disse målingene ble Lugeon verdier og hydraulisk ledningsevne beregnet (se kapittel 2.2.2).

2.2.2 Dataanalyse

Hydraulisk ledningsevne er den viktigste parameteren for å karakterisere bergmassens hydrogeologiske egenskaper. Ved denne type vanntapsmålinger uttrykkes normalt den hydrauliske ledningsevnen som Lugeon (L). 1 Lugeon er definert som en strømning på 1 liter per minutt per meter av borehull under et konstant trykk på 1 MPa (10 bar).

Formelen for Lugeon verdien er:

$$L = \left(\frac{P_L}{l} \right) \left(\frac{q}{p_w} \right)$$

Med P_L = referansetrykk (10 bar) for Lugeon forsøk (bar)
 l = lengde av teststrekningen (m)
 q = strømning (liter/min)
 p_w = overtrykk benyttet i forsøket (måletrykk pluss hydrostatisk trykk) (bar)

For beregning av hydraulisk ledningsevne, basert på resultater fra vanntapsmålingene, er det antatt en stasjonær laminær strømning i et homogent og isotropisk medium rundt testintervallet i borehullet. Under vanntapstesten oppnås stasjonære forhold i borehullet relativt raskt (5-10 min, se Bliss and Rushton, 1984).

For beregning av den hydrauliske ledningsevnen brukes vanligvis formlene fra Hvorslev (Hvorslev, 1951) og USBR (Ahrens and Barlow, 1951). Disse er også anbefalt av Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk.

Hvor selve formelen er gitt som:

$$K = \frac{Q}{2\pi L H_0} \ln \left[\frac{L}{2r_w} + \sqrt{1 + \left(\frac{L}{2r_w} \right)^2} \right]$$

med K som hydraulisk ledningsevne (L/T, i m/s), Q er strømning (L³/T, i m³/s), r_w er radius av borehullet (L, i m), L er teststrekningen (L, i m) og H_0 er netto injeksjonstrykk (i meter vannsøyle, mH₂O), definert som:

$$H_0 = H_w + H_p - H_F,$$

der H_w er avstanden fra trykkventil på overflaten til grunnvannsspeilet, H_p er grunnvannsøylen over testintervallet og H_F er trykktapet. H_F er avhengig av lengden av slangen fra vanntank til injeksjonspumpe, minimumdiameter av slangen og injisert vannmengde.

Tabell 5 gir en oversikt over Lugeon verdier og tilhørende klassifisering av permeabilitet, hydraulisk ledningsevne og beskrivelse av bergmassen (Quiñones-Rozo, 2010). Hydraulisk ledningsevne tilsvarende 0 Lugeon, dvs. ingen observert strømning, er ikke definert i litteraturen. Basert på etablert statisk trykk i vanntapsmålingene i Brevik beregnes denne til å ligge på gjennomsnittlig $3-5 \times 10^{-10}$ m/s.

Tabell 5 Oversikt over Lugeon-verdier og tilhørende klassifisering og hydraulisk ledningsevne (etter Quiñones-Rozo, 2010).

Lugeon Rangeverdi	Klassifisering av permeabilitet	Range i hydraulisk ledningsevne (m/s)	Tilstand i bergmassens sprekker	Rapportert presisjon (Lugeons)
<1	Svært lav	$< 1 \times 10^{-7}$	Svært tette	<1
1-5	Lav	$1 \times 10^{-7} - 6 \times 10^{-5}$	Tette	± 0
5-15	Moderat	$6 \times 10^{-5} - 2 \times 10^{-4}$	Noen delvis åpne	± 1
15-50	Medium Høy	$2 \times 10^{-4} - 6 \times 10^{-4}$	Noen åpne	± 5
50-100	Høy	$6 \times 10^{-4} - 1 \times 10^{-3}$	Mange åpne	± 10
>100	Svært høy	$> 1 \times 10^{-3}$	Åpne og nær hverandre eller hulrom	>100

3 Resultater

3.1 Observasjoner i felt

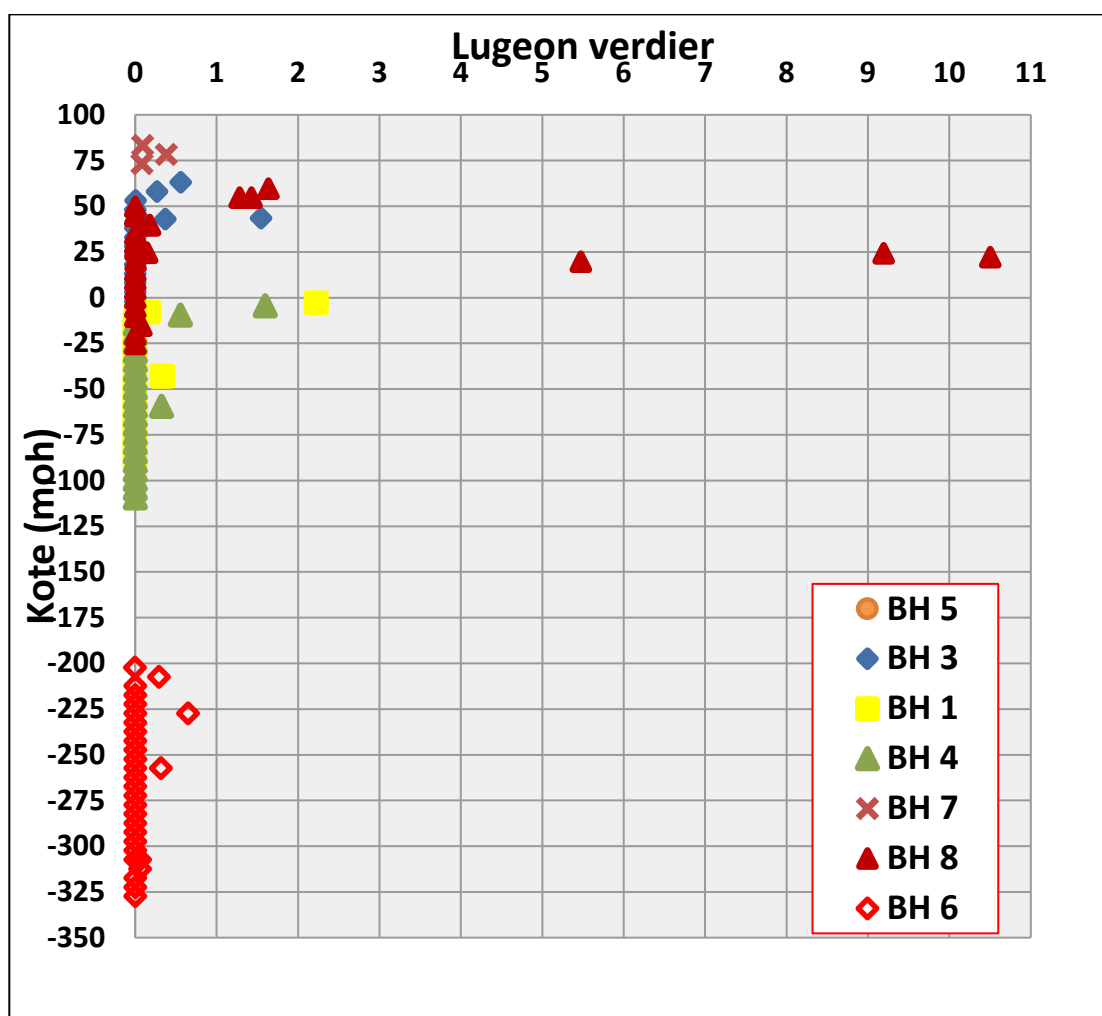
I forbindelse med feltarbeid i perioden april – november 2016 ble det ikke observert vannlekkasjer på overflaten. Figur 6 viser en typisk eksempel for observert bergmasse.



Figur 6: Blotning av Herøyaformasjonen ved siden av BH 08. Lagdelingen vises tydelig, rød linjen indikerer en (normal) forskyvning langs en sprekke i lagdelingen

3.2 Vanntapsmålinger

Resultater fra vanntapsmålingene for de ulike brønnene gitt som Lugeonverdier er vist i Figur 7. Som det fremgår av figuren ligger målingene i all hovedsak på 0 Lugeon, dvs. det registreres ikke vanntap i forbindelse med testen. Totalt ble det gjennomført 121 vanntapsmålinger i brønnene. En komplett oversikt over resultater fra disse er gitt i vedlegg C.

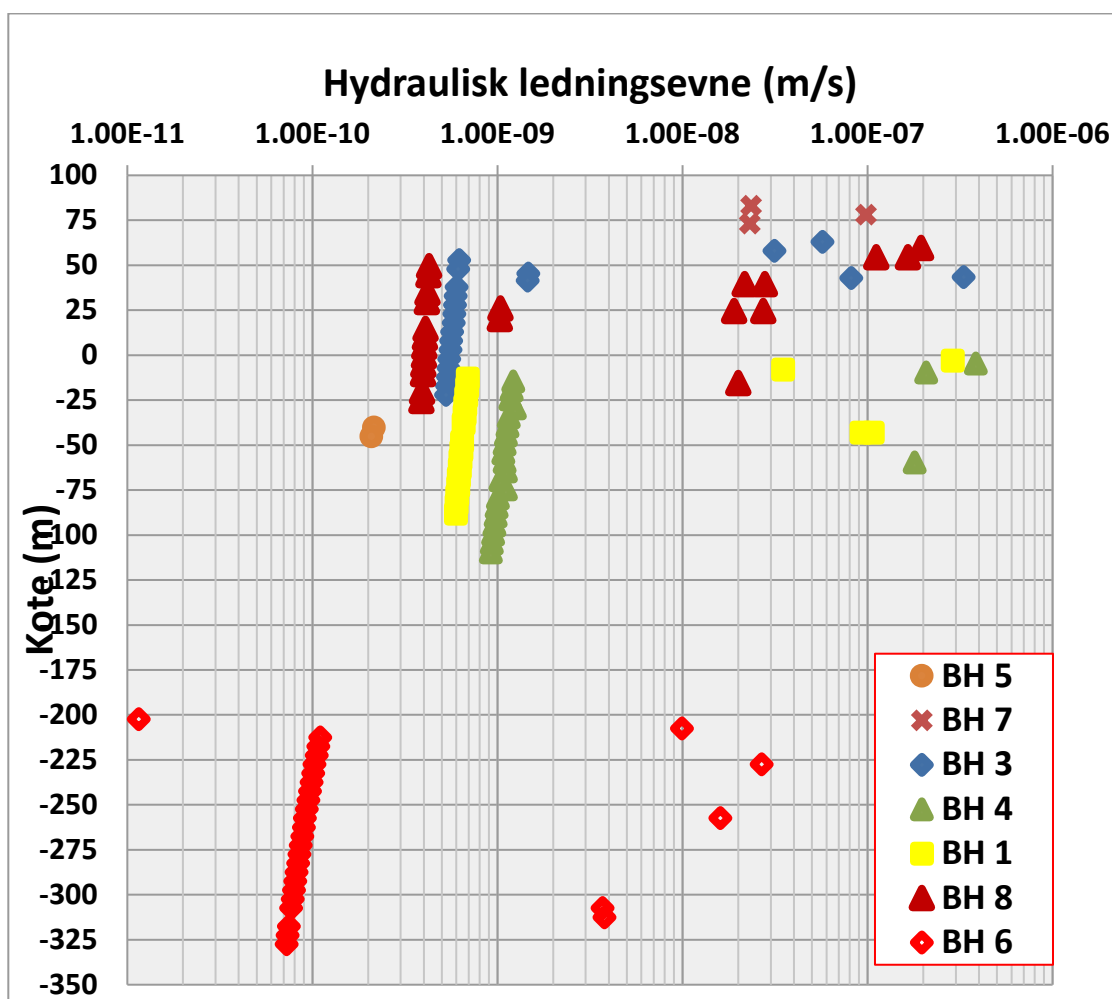


Figur 7: Oversikt over alle resultater fra vanntapsmålinger i brønner uttrykt som Lugeon-verdier

Beregnet hydraulisk ledningsevne (m/s) basert på resultater fra vanntapsmålingene er gitt i Figur 8. Resultatene viser at bergmassen i hovedsak har en hydraulisk ledningsevne på rundt 10^{-9} m/s eller lavere.

Samtlige vanntapsmålinger hvor det under testen ble registrert vannlekkasje ($>0,1$ Lugeon) er vist i Tabell 6. Flere av testintervallene har blitt utsatt for et trykk som antas å ha ført til hydraulisk oppsprekking (dvs. sprekker har oppstått lokalt som følge av høyt

trykk), se kommentarliste i Tabell 6. Tar man hensyn til dette reduseres antallet identifiserte sprekkesoner i undersøkt bergmasse til fire, med en ledningsevne som varierer mellom 9×10^{-8} til 2×10^{-6} m/s.



Figur 8: Visualisering av beregnet hydraulisk ledningsevne (se tekst for detaljer)

Tabell 6 Oversikt over de 15 vanntapsmålingene med Lugeon-verdier > 0,1. For en oversikt over samtlige vanntapsmålinger se vedlegg C

BH	Testintervall (moh)		Lugeon	k _f (m/s)	k _f (m/a)	Kommentar
1	-0,5	-5,5	2,2	2,89x10 ⁻⁷		forhøyet testtrykk (3,5 bar)
1	-40,5	-45,5	0,3	9,31x10 ⁻⁸	2,94	
3	65,5	60,5	0,9	5,71x10 ⁻⁸		forhøyet testtrykk (3,2 bar)
3	60,5	55,5	0,5	3,14x10 ⁻⁸		forhøyet testtrykk (3,7 bar)
3	44,5	42,5	2,26	3,32x10 ⁻⁷	10,46	
4	-2,05	-7,05	1,6	3,85x10 ⁻⁷		forhøyet testtrykk (3, 5 bar)
4	-7,05	-12,05	0,6	2,08x10 ⁻⁷		forhøyet testtrykk (6 bar)
4	-57,5	-62,5	0,3	1,80x10 ⁻⁷	5,68	
6	-209,9	-209,9	0,3	9,94x10 ⁻⁹		forhøyet testtrykk (6 bar)
6	-224,9	-229,9	2,6	2,69x10 ⁻⁸		forhøyet testtrykk (8 bar)
7	80,5	75,5	0,4	9,82x10 ⁻⁸		forhøyet testtrykk (5 bar)
8	62,1	57,1	1,6	1,95x10 ⁻⁷		forhøyet testtrykk (5,5 bar)
8	57,1	52,1	1,4	1,66x10 ⁻⁷		forhøyet testtrykk (6 bar)
8	25,1	23,1	9,2	1,66x10 ⁻⁶	52,46	
8	23,1	21,1	10,5	1,94x10 ⁻⁶	61,16	

3.3 Temperatur- og Ledningsevneprofiler

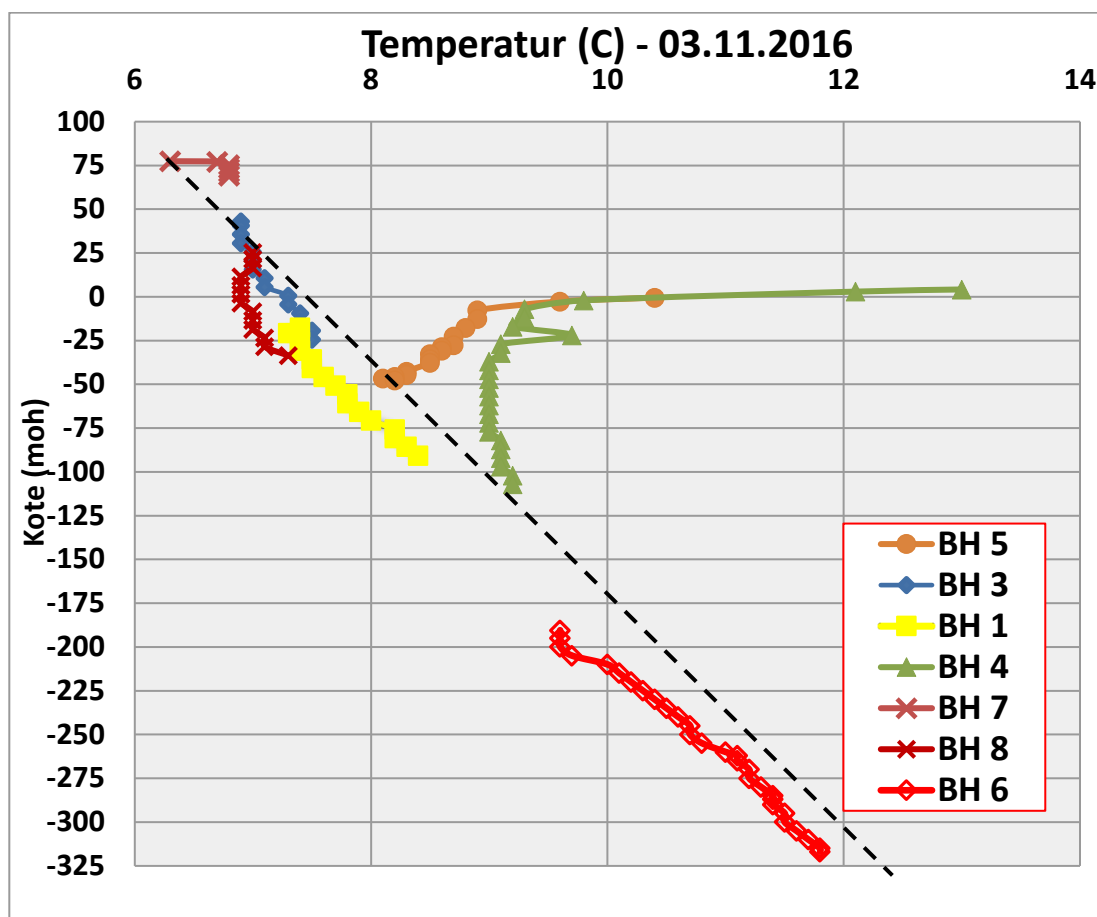
Generelt var det liten forskjell mellom observerte temperatur- og ledningsevneprofiler for grunnvannet i brønnene over tid. Derfor er kun resultater fra målingene den 03.11.2016 presentert her (se Figur 9 og Figur 10).

Resultatene fra logging av temperatur viser at de fleste målingene (for boringene BH 1, BH 3, BH 6, BH 7 og BH 8) følger en forventet geotermisk gradient på ca. 1,1°C for hver 100 m (fra 6,2° til 11,8° C).

Borehull BH 4 og BH 5 viser imidlertid en motsatt trend med relativt høye temperaturer i brønnvannet i de øverste meterne i profilet. En sammenligning med sjøvannstemperaturen den 03.11.16 (kilde: www.imr.no) for Brevik området, på 11°C, indikerer at disse to brønnene har en påvirkning av sjøvann i overflaten. Temperaturprofilet i BH 5 nærmer seg med økende dybde den geotermiske gradienten, noe som underbygger at innblanding av vann fra overflaten har vært årsak til forhøyet temperatur. Under boring av brønnene BH4 og BH5 ble fjell påtruffet ved ca. kote -9 m med overliggende løsmasse. Disse massene vil være vannmettet opp til kote 0, og det er sannsynlig at vannmettet løsmassemateriale bidrar til denne temperaturpåvirkningen.

BH 4 viser en sterk påvirkning av overflate/sjøvann de første 10 m (-2 moh) og profilet er nesten konstant på omtrent 9°C til endelig dybde på -112 m. Observert verdi på -22

m, med et avvik på $+0,5^{\circ}\text{C}$, kan muligens forklares med en liten sprekkeseone. Dette bekreftes imidlertid ikke av vanntapsmålingene.

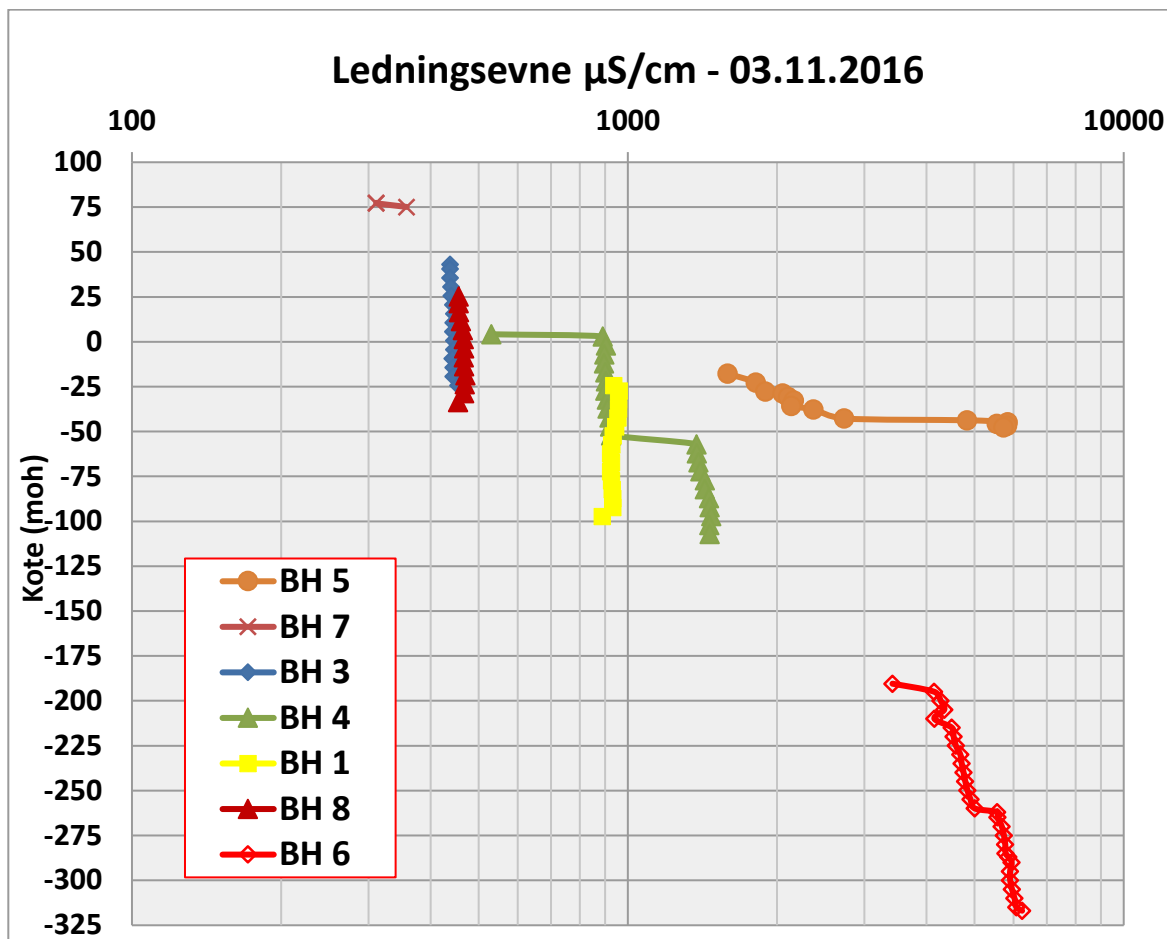


Figur 9: Temperaturfordelingen i brønnene den 03.11.2016. Den svarte linjen indikerer antatt geotermisk gradient for området

Profilene for elektrisk ledningsevne i grunnvannet har et jevnt forløp og viser nesten et konstant nivå nedover hele profilet for flere av brønnene. BH 3, 7 og 8, som alle er lokalisert i nærheten av dagbruddet, viser lave verdier mellom $200\text{-}450\ \mu\text{S/cm}$ (for en sammenligning med andre kilder se Tabell 7). Vi gjør oppmerksom på at ledningsevnen er en funksjon av temperaturen og øker (eller faller) med 2-4 % for hver grad temperaturen øker (eller synker).

BH 1 viser også et nesten konstant forløp av ledningsevnen med dybde, men med relativt høye verdier på rundt $900\ \mu\text{S/cm}$. Dette indikerer at brønnen kan ha noe tilførsel av sjøvann. Kurven har samme forløp som øverste del av kurven for BH 4, noe som indikerer at begge de to brønnene kan være påvirket av det samme sprekkkevannet i denne sonen. Ledningsevnen i BH 4 har en signifikant økning fra $926\ \mu\text{S/cm}$ til $1377\ \mu\text{S/cm}$

på -57 moh, noe som kan indikere en økt påvirkning fra sjøvann via sprekker. Dette samsvarer med resultater fra vanntapsmålingene i BH 4.



Figur 10: Ledningsevnefordelingen i brønnene målt den 03.11.2016. NB! Logaritmisk skala på aksene for ledningsevne

Tabell 7 Oversikt over typiske nivå for ledningsevne for ulike vanntyper (Clean Water Team 2004; Sanders 1998)

Vannkilde	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Destillert vann	0,5-3
Snø (smeltet)	2-45
Drikkevann	100-1000
Vassdrag	100-2000
Industrielt avløp	(>) 5000
Sjøvann	54000

Profil av ledningsevne i BH 5 øker mot dybden, og spesielt i de dypeste 5 m av brønnen (økning fra 2730 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 5800 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dette tyder på påvirkning av sjøvann som har en høyere densitet og legger seg nederst i brønnen. Resultatene samsvarer godt med observasjoner av temperatur (Figur 9).

Brønn BH 6, lokalisert inne i gruva på -190 moh viser som forventet forhøyede verdier i ledningsevne på mellom 4100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til 6760 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dette tilsvarer mellom 3-5 g/kg oppløste salter i vann. Rent sjøvann har til sammenligning en ledningsevne på 54000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ som tilsvarer et saltinnhold på 35 g/kg.

3.4 Målinger av grunnvannsnivå

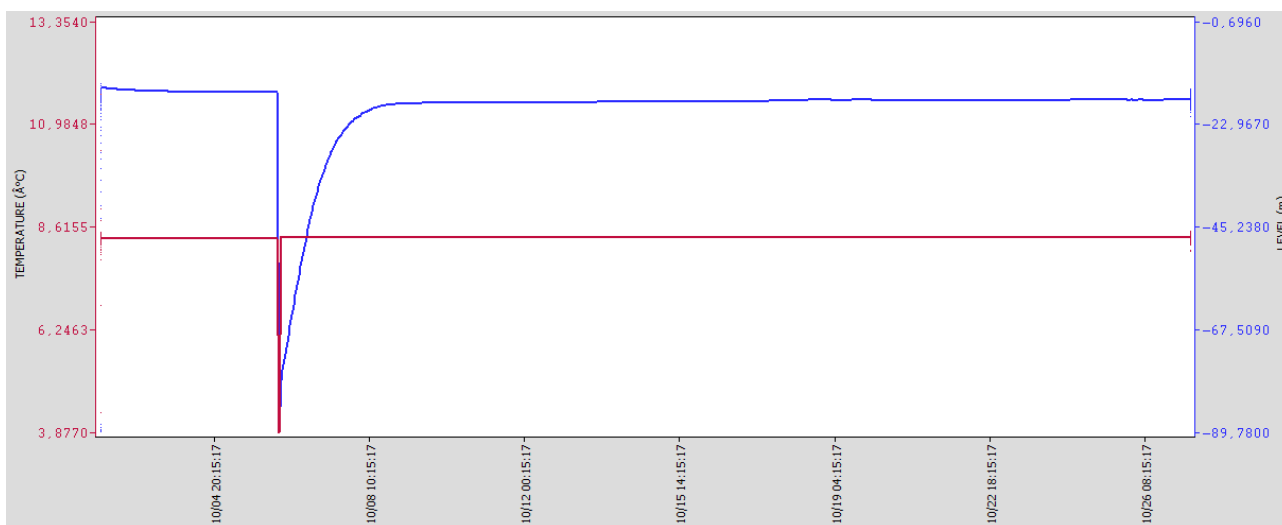
Sammenstilling av informasjon fra borehullsloggingen med identifisering/lokalisering av sprekker og observasjoner av endringer i grunnvannsnivå (etter vanntapsmåling og tømning av brønnene) gir informasjon om lekkasje av vann inn i brønnene. Videre kan observasjoner fra tømning av brønnene etter avslutning av vanntapsmålinger gi informasjon om hydraulisk aktive soner og hydraulisk oppsprekking nær overflaten.

Målingene viser at grunnvannsnivået øker til opprinnelig nivå i løpet av 14 timer og er omtrent konstant etter dette. Målinger av grunnvannsnivå for perioden juni – november 2016 bekrefter antagelsen om at nivået er tilnærmet konstant og fylles naturlig opp til øverste vannførende sprekk. Videre registreringer av grunnvannsnivå og temperatur i brønnene over tid vil kunne gi et representativt bilde av de årlige forandringene.

Observasjon av endringer i grunnvannsnivå etter brønninstallasjon, indikerer også en økning i hydrauliske ledningsevne i de øverste 10-20 m i nesten samtlige brønner, med unntak av BH 4 og BH 7 (se Tabell 6). Disse nivåene er ikke hydraulisk aktive og den økte hydrauliske ledningsevnen kan muligens tilskrives naturlig oppsprekking i toppen av fjelloverflaten og/eller hydraulisk oppsprekking som en følge av de utførte vanntapsmålingene (se også Kap. 3.1).

BH 5 er sannsynligvis påvirket av infiltrerende overflatevann/sjøvann (se også Figur 9). I brønnen ble det registrert et høyt grunnvannsnivå (se Tabell 7), samtidig som vanntapsmålinger antyder en tett bergmasse (se vedlegg C).

Figur 11 viser endringer i grunnvannsnivå for brønn BH 1. Oppfylling etter tømning viser at kurven blir flatere fra -30 moh og ender på et grunnvannsnivå på omtrent -17,5 moh. Basert på resultater fra vanntapsmålingene ligger øverste vannførende sone i denne brønnen på -40 moh. Dette indikerer at BH 1 sannsynligvis er påvirket av et sprekk-kontrollert artesiske trykk i bergmassen.



Figur 11: Endringer i grunnvannsnivå (blå) og temperatur (rødt) for brønn BH1 som følge av tømning for perioden 01.10-26.10.2016

Tabell 8 Grunnvannsnivå i brønnene registrert i perioden juni - november 2016. Alle dybdeangivelser er i m.o.h

Brønn	Boredato	moh. (ROK)	10.06.2016	23.06.2016	24.08.2016	27.09.2016	03.11.2016
BH 01	13.06.2016	9,35	-17,27	-17,5	-17,52	-17,85	-17,77
BH 03	07.06.2016	75,64	43,04	43,06	43,07	43,08	42,98
BH 04	31.08.2016	7,95	-	-	-	4,1	4,18
BH 05	30.08.2016	2,29	-	-	-	-0,41	-0,56
BH 06	09.06.2016	-189,9	-	-190,45	-	-	-190,44
BH 07	24.08.2016	95,72	-	-	70,74	76,95	78,1
BH 08	26.08.2016	72,15	-	-	-	24,65	24,49

* - ingen grunnvannsmåledata tilgjengelig

4 Oppsummering

Systematiske studier er utført for å karakterisere de hydrogeologiske forholdene i området ved Dalen gruve i Brevik der det manglet brønndata for området.

Vanntapsmålinger i de nyetablerte brønnene gir en oversikt over bergmassens hydrauliske egenskaper. Resultatene viser at bergmassen i Brevik i hovedsak kan karakteriseres som svært tett, med en hydraulisk ledningsevne (K) $< 10^{-9}$ m/s, der all transport av vann vil skje i forbindelse med sprekkesoner. Dette bekrefter tidligere geologiske undersøkelser og observasjoner knyttet til grunnvannsstrømningen i området.

Registrering av temperatur- og ledningsevneprofiler i brønnene gir en indikasjon på eventuell påvirkning av overflatevann og/eller sjøvann gjennom naturlige sprekkesystemer i berget. Økningene i ledningsevnen (over 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) kan korreleres med soner av høyere hydraulisk ledningsevne og eller nærhet til sjø. Observasjonene samsvarer med resultatene fra vanntapsmålingene. Vannet i brønnen som er lokalisert under havnivå (i gruva, BH 6) inneholder et saltinnhold på mellom 3-5 g/kg i intervallet fra -190 til -350 meter under havet.

Basert på en samlet vurdering av resultatene ble det registrert fire aktive hydrauliske soner med målt hydraulisk ledningsevne fra $K = 9 \times 10^{-8}$ til 2×10^{-6} m/s. Kun to av disse soner er lokalisert under havnivå mellom kote -42 m til -44 m og -57 m til -62 m.

Resultater fra denne hydrogeologiske undersøkelsen vil danne grunnlag for etablering av inngangsparameter for en hydrogeologisk 3D-modell for området.

5 Referanser

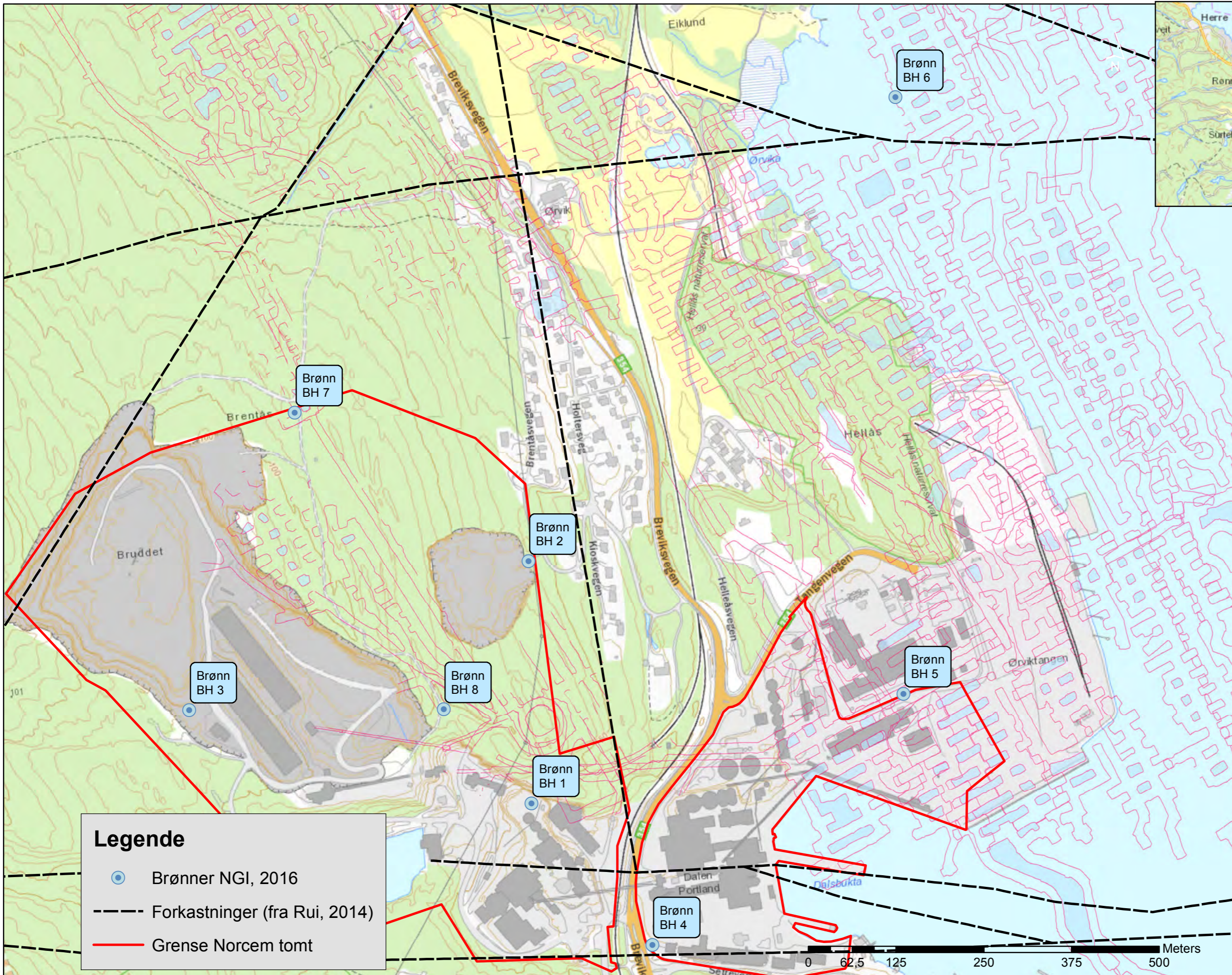
- Ahrens, T., Barlow, A., 1951. Permeability tests using drill holes and wells. US Bureau of Reclamation Geology Report No. G-97, US Department of the Interior, Denver, Colorado.
- Bliss, J.C., Rushton, K., 1984. The reliability of packer tests for estimating the hydraulic conductivity of aquifers. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 17, 81–91.
- Clean Water Team (CWT), 2004. Electrical Conductivity/Salinity Fact Sheet, FS-3.1.3.0(EC).in: The Clean Water Team Guidance Compendium for Watershed Monitoring and Assessment, Version 2.0 [Online]. Division of Water Quality, California State Water Resources Control Board (SWRCB), Sacramento, CA http://www.swrcb.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130en.pdf
- COWI, 2016. Vurdering av egnethet for mottak, behandling og deponering av uorganisk farlig avfall - lokalitet Brevik [WWW Document]. URL <http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2016/Mai-2016/Vurdering-av-egnethet-for-mottak-behandling-og-deponering-av-uorganisk-farlig-avfall---lokalitet-Brevik/> (accessed 11.24.16).
- Houlsby, A., 1976. Routine interpretation of the Lugeon water-test. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 9, 303–313.
- Hvorslev, M.J., 1951. Time lag and soil permeability in ground-water observations.
- Klima og Miljøverndepartementet, 2004, FOR-2004-06-01-930 [WWW Document]. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). URL <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930> (lasted ned 12.6.16).
- NGI, 2015. Noah AS, Norcem. Miljøriskovurdering – underjordisk deponering av farlig avfall i Brevik. NGI dok. nr. 20120726-02-R. Oslo 20.10.2015. URL:<http://brevik.noah.no/wp-content/uploads/sites/2/2016/05/NGI-Milj%C3%B8risikovurdering-Brevik.pdf>, (gjenvunnet 11.24.2016)
- NGU, 2016. Vurdering av geologiske forhold ved potensielle lokaliteter til deponi for uorganisk farlig avfall. NGU-rapport 2015.055, URL: <http://miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M554/M554.pdf>, (lastet ned 11.24.2016)
- NOAH, 2014: NOAH Brevik Gruverapport. Kapittel 01. Infrastruktur vann. Dok. Nr. NB-K-R-GRU-00-001-01. Datert 17.11.2014
- Owen, A.W., 1990. The Ordovician successions of the Oslo region, Norway. NGU Special Publication 4.
- Quiñones-Rozo, Camilo, 2010. Lugeon Test Interpretation, Revisited. Presented at the Collaborative Management of Integrated Watersheds.
- Roeper, T., Soukup, W., O'Neill, R., 1992. The applicability of the Lugeon method of packer test analysis to hydrogeologic investigations. Presented at the Focus Conference on Eastern Regional Ground Water Issues. National Ground Water Association, Dublin, OH, pp. 661–671.
- Rui, Ingolf, 2014. Notat Vedrørende Kjørholt og Dalen Kalksteingruver i Eidanger ved Brevik.

Sanders, L. L., 1998. Manual of field hydrogeology. Prentice Hall.
Walthall, S., 1990. Packer testing in geotechnical engineering. Geological Society,
London, Engineering Geology Special Publications 6, 345–350.

Vedlegg A

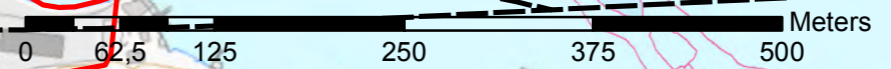
GIS-KART MED LOKALISERING AV
GRUNNVANNSBRØNNER





Legende

- Brønner NGI, 2016
- Forkastninger (fra Rui, 2014)
- Grense Norcem tomt



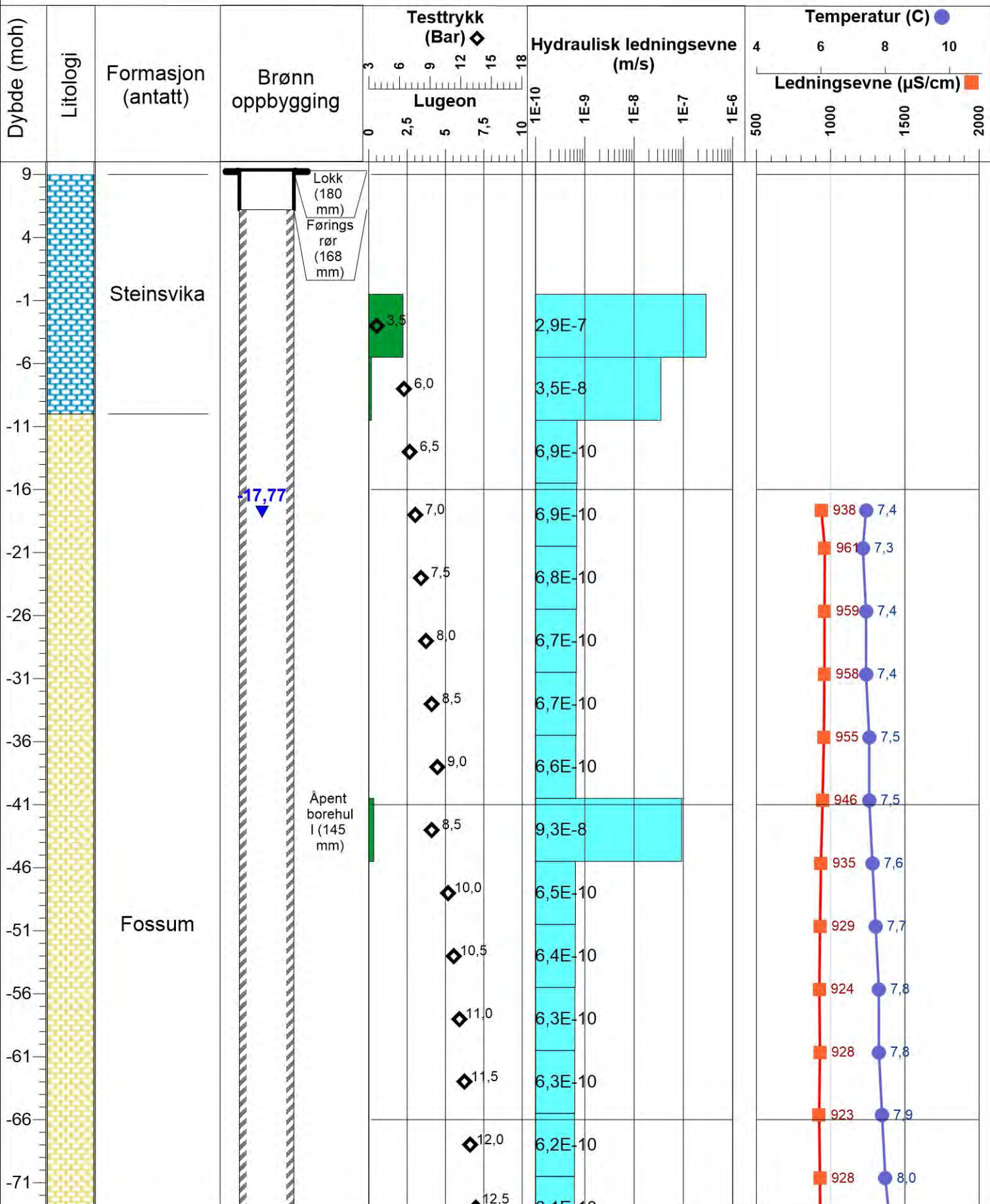
Målestokk (A2): 1:174 298 Datum: WGS 1984, Kartprojeksjon: UTM 32N

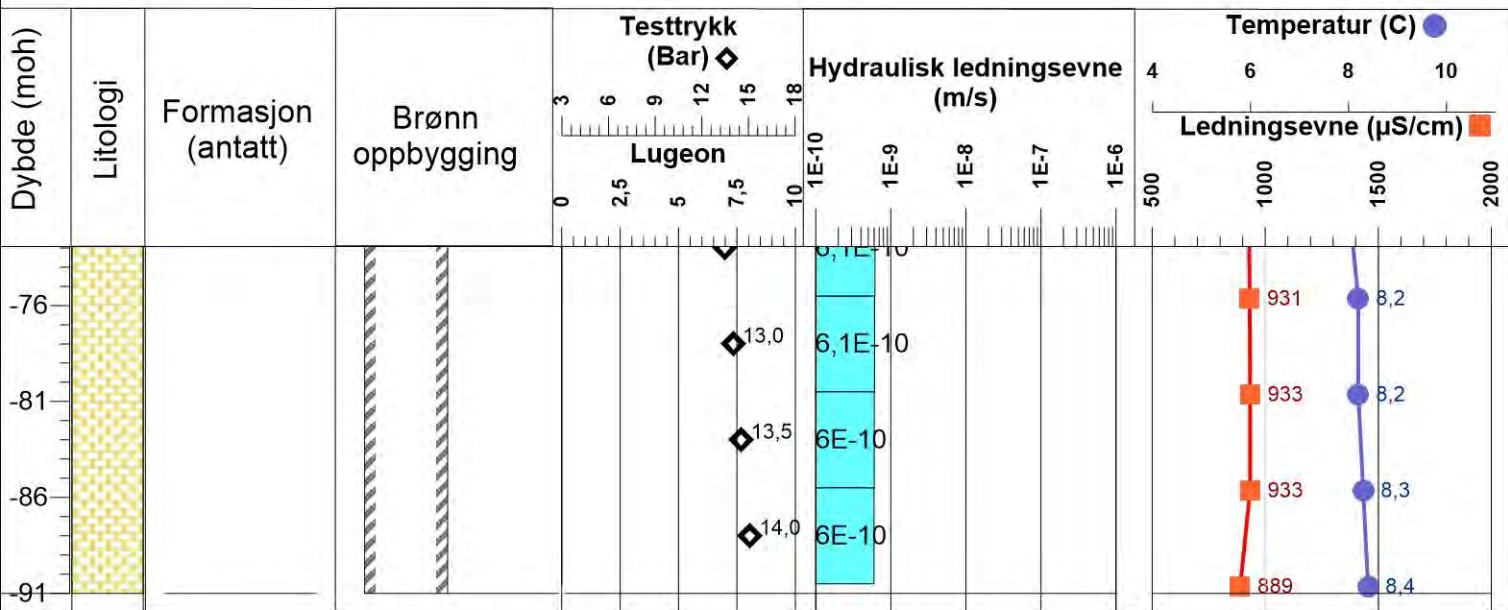
Hydrogeologisk vurdering, NOAH AS		
Utførte brønner	Prosjektnr: 20160127	Kart nr: 01
v. 29.11.2016	Utført: JuS	Dato: 2016-11-29
	Kontrollert: XXX	Godkjent: XXX
NGI		

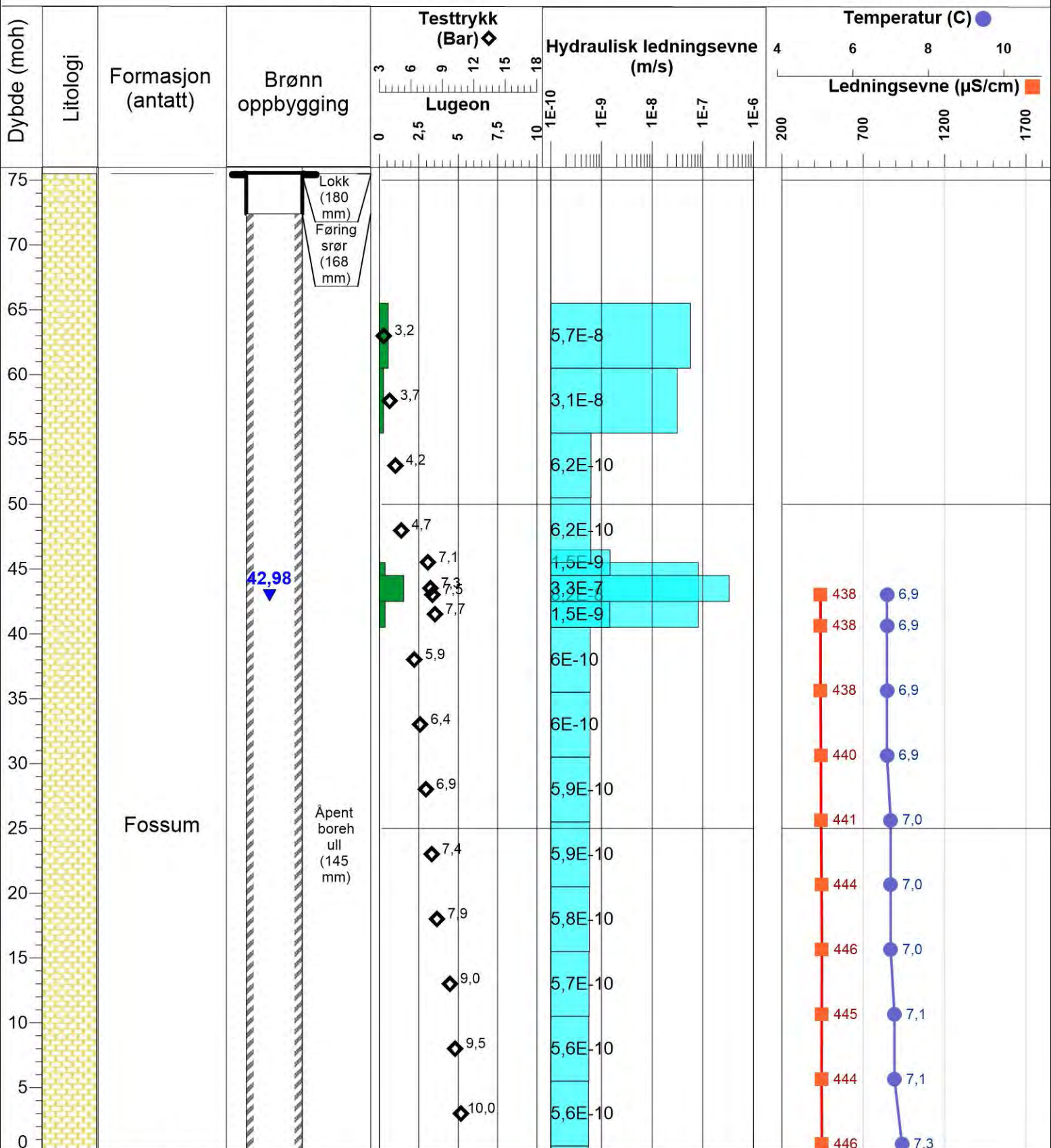
Vedlegg B

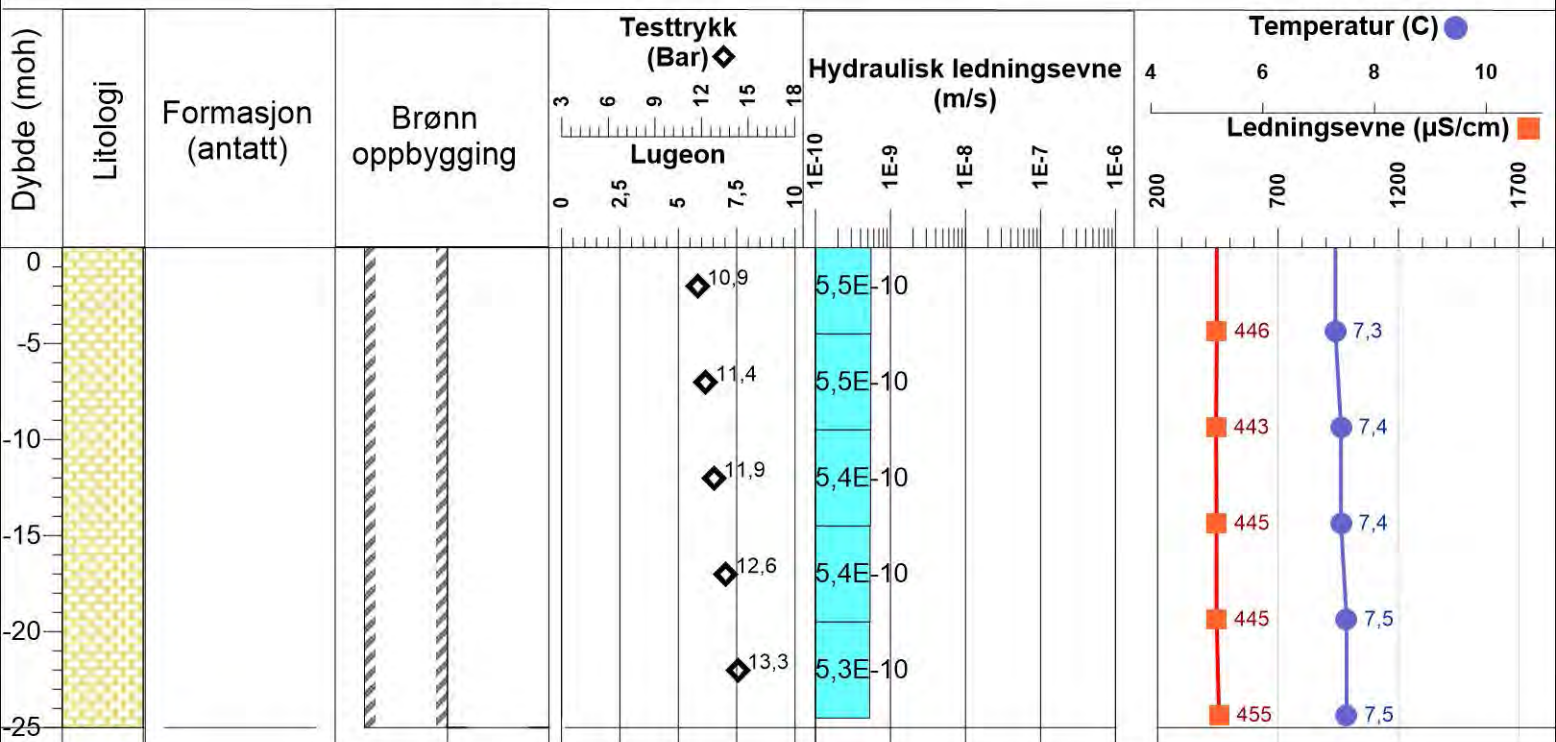
BOREHULLSLOGG BH01-BH08

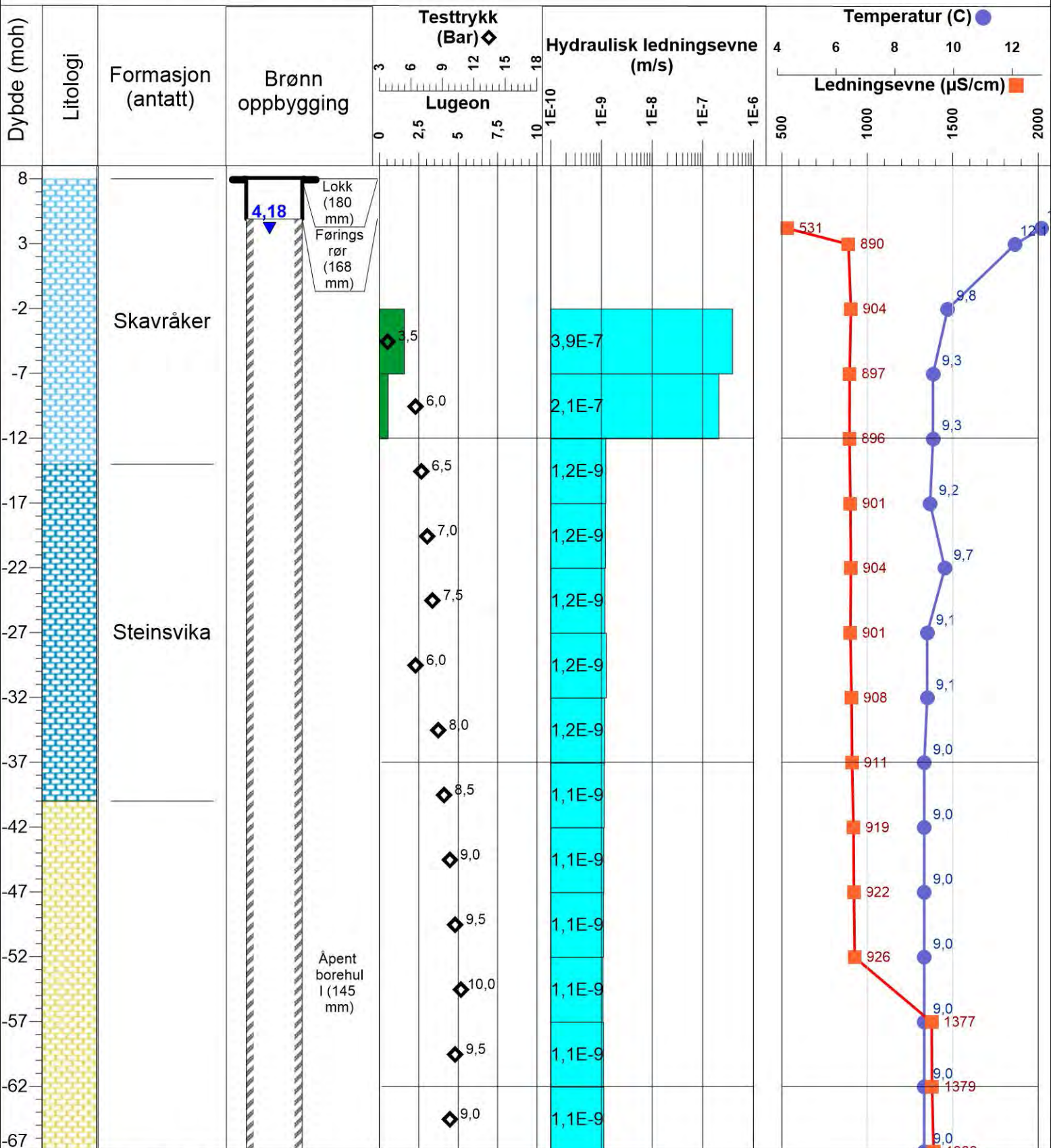


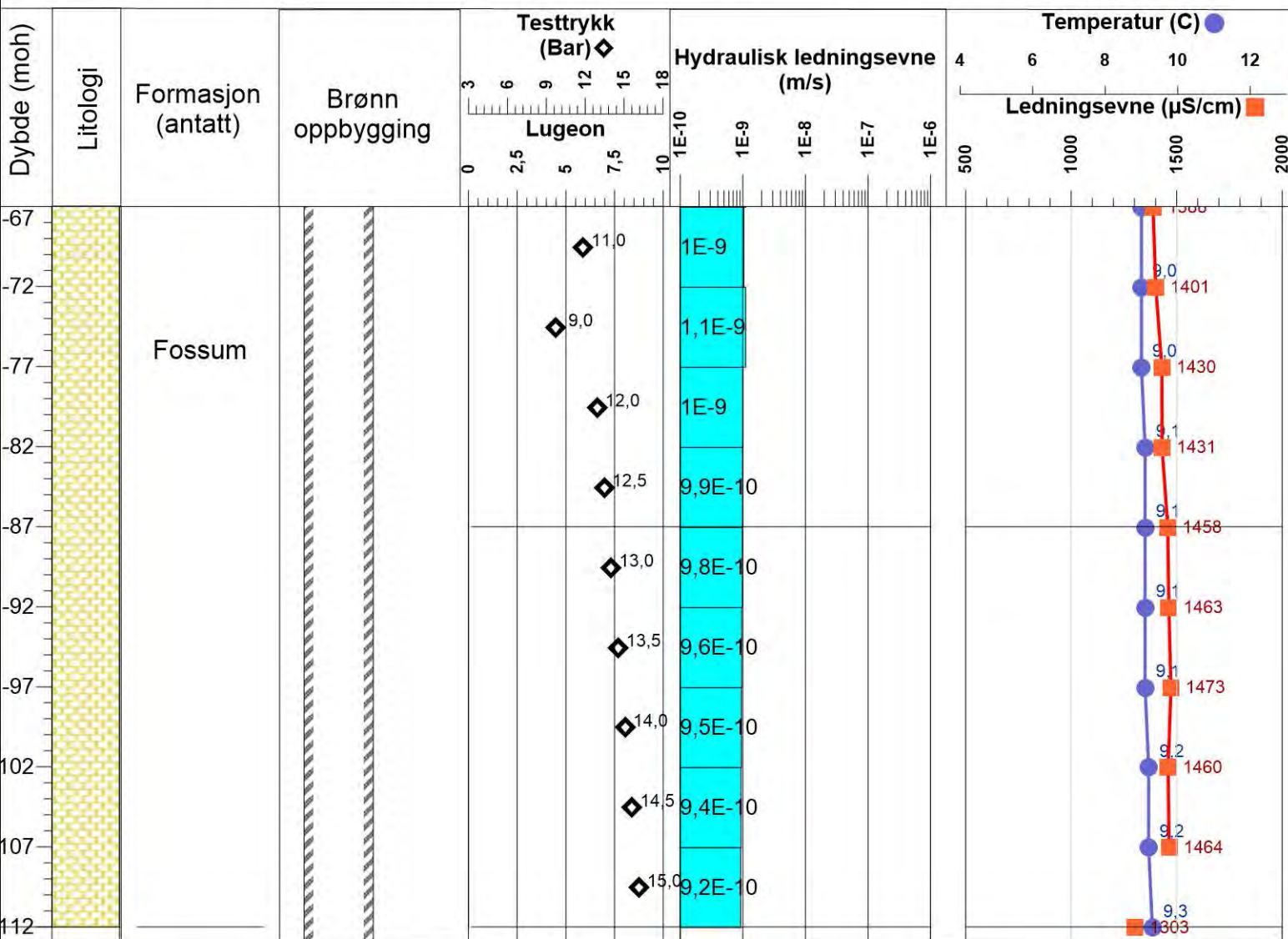


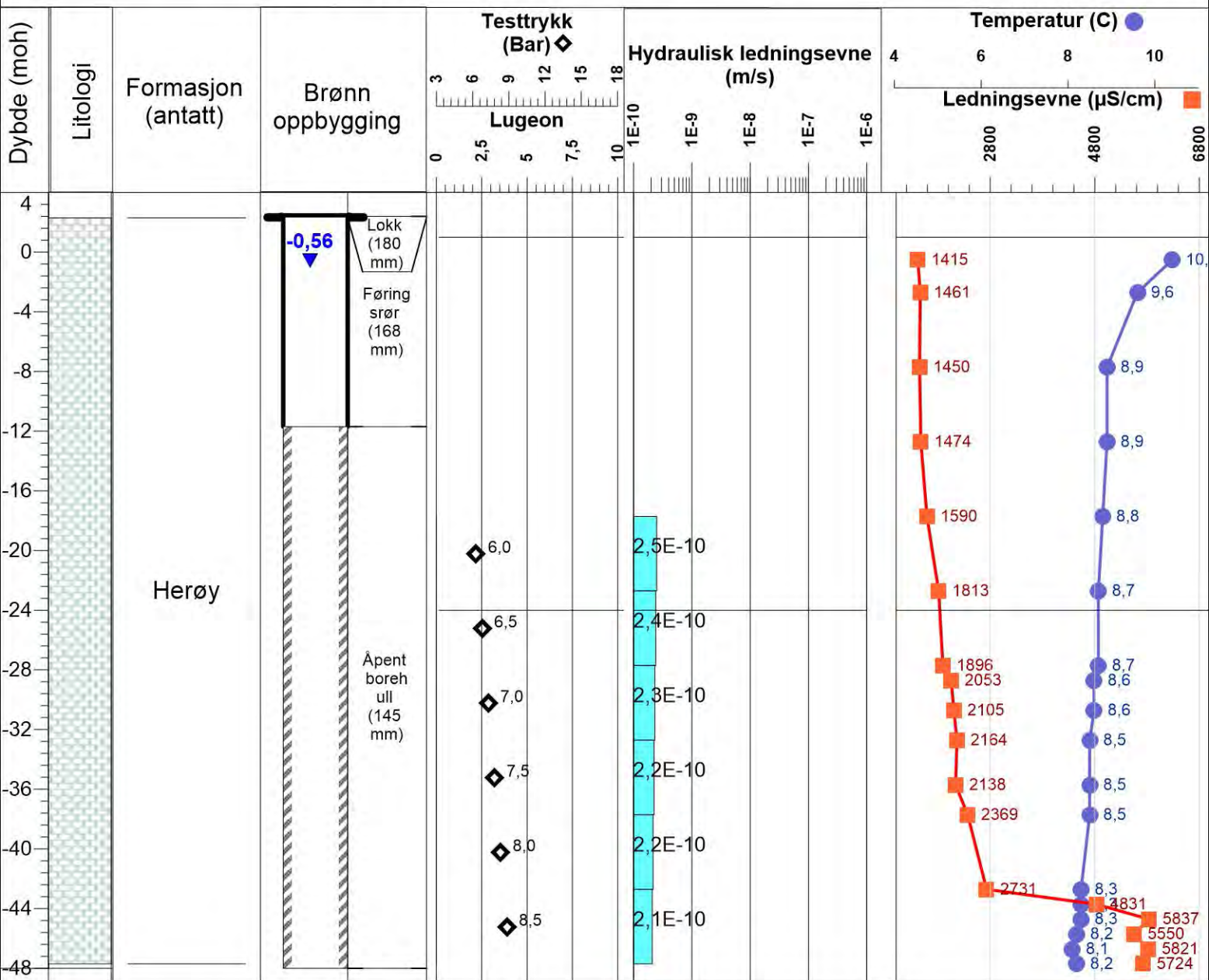


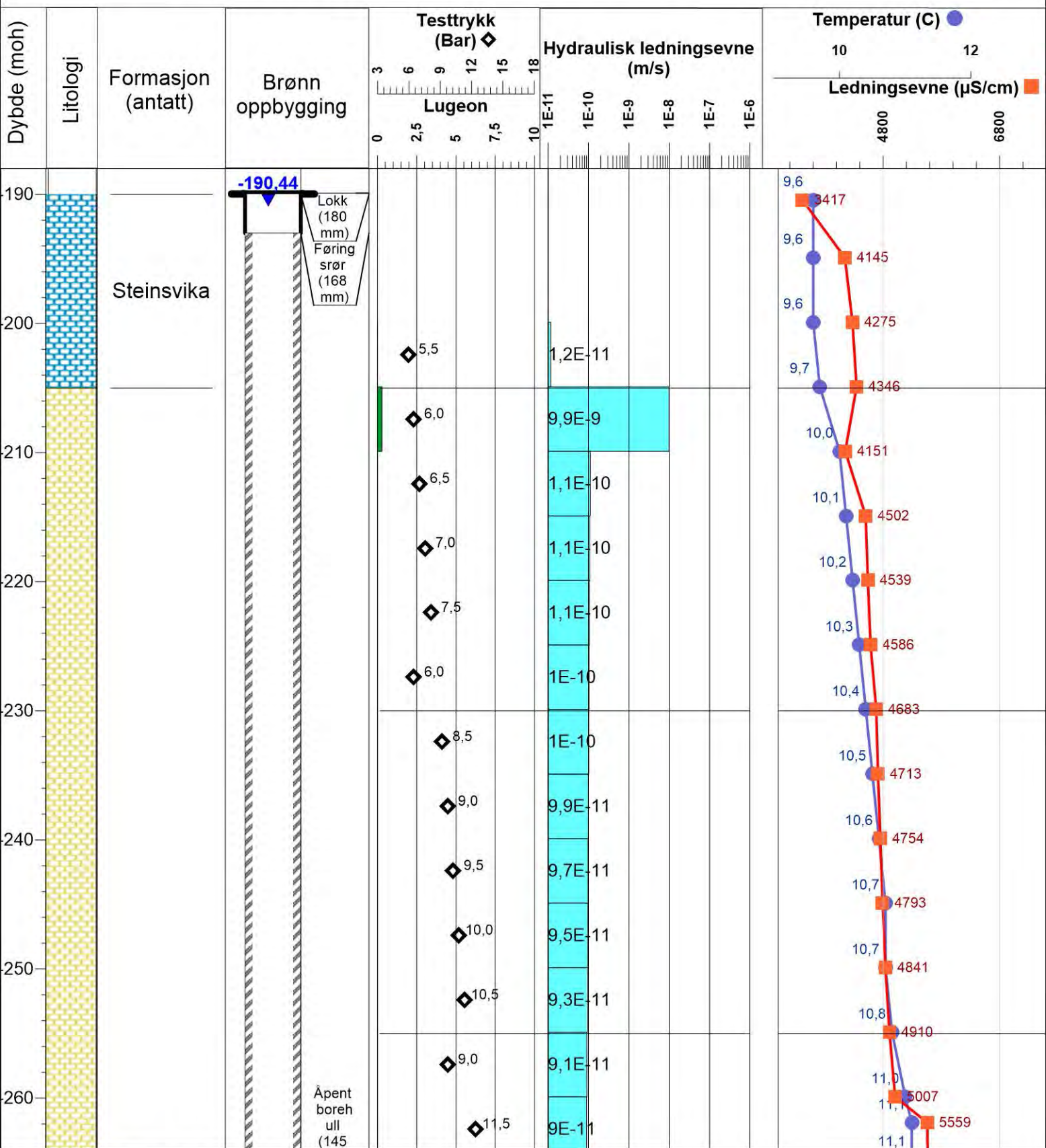


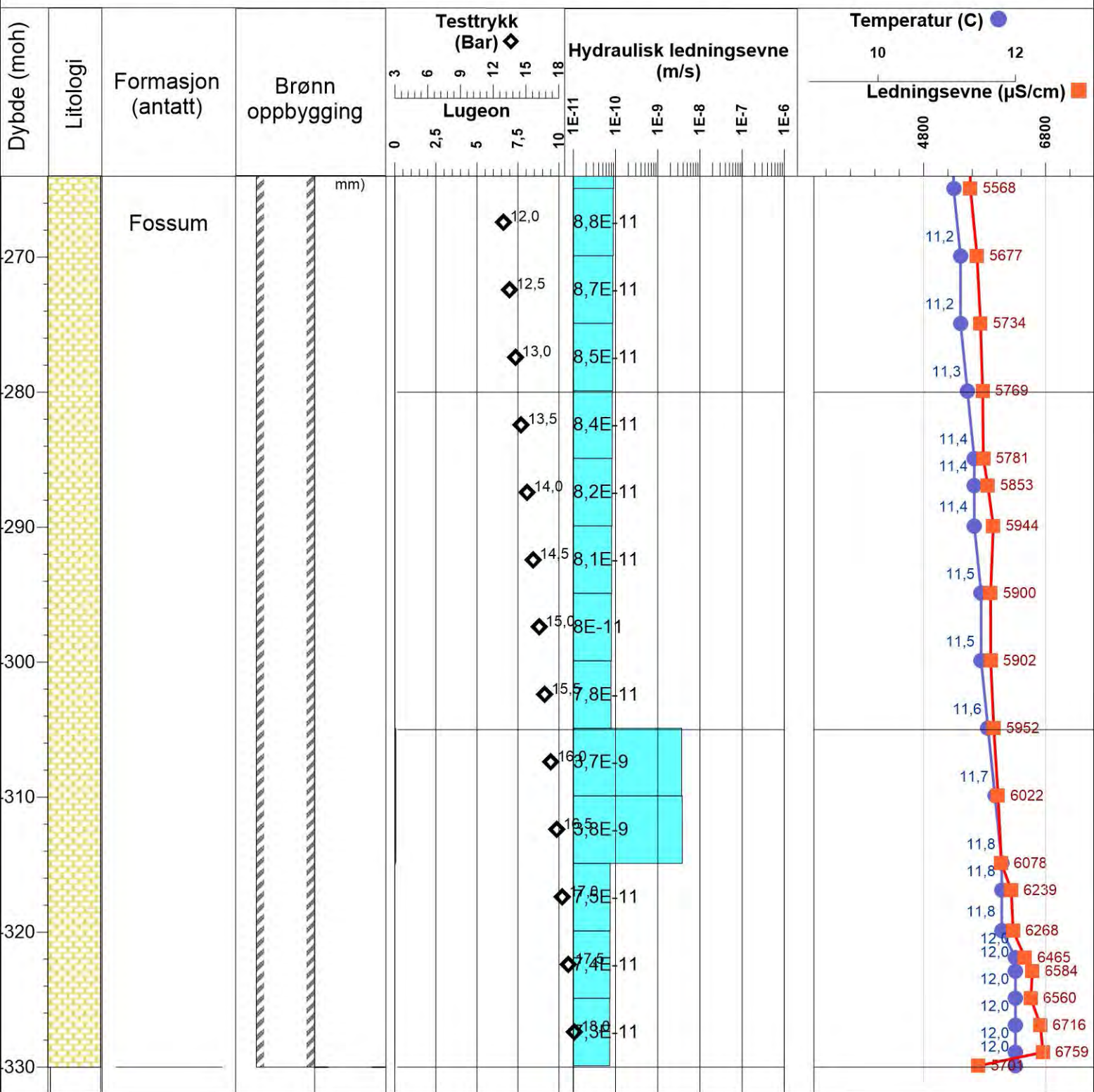


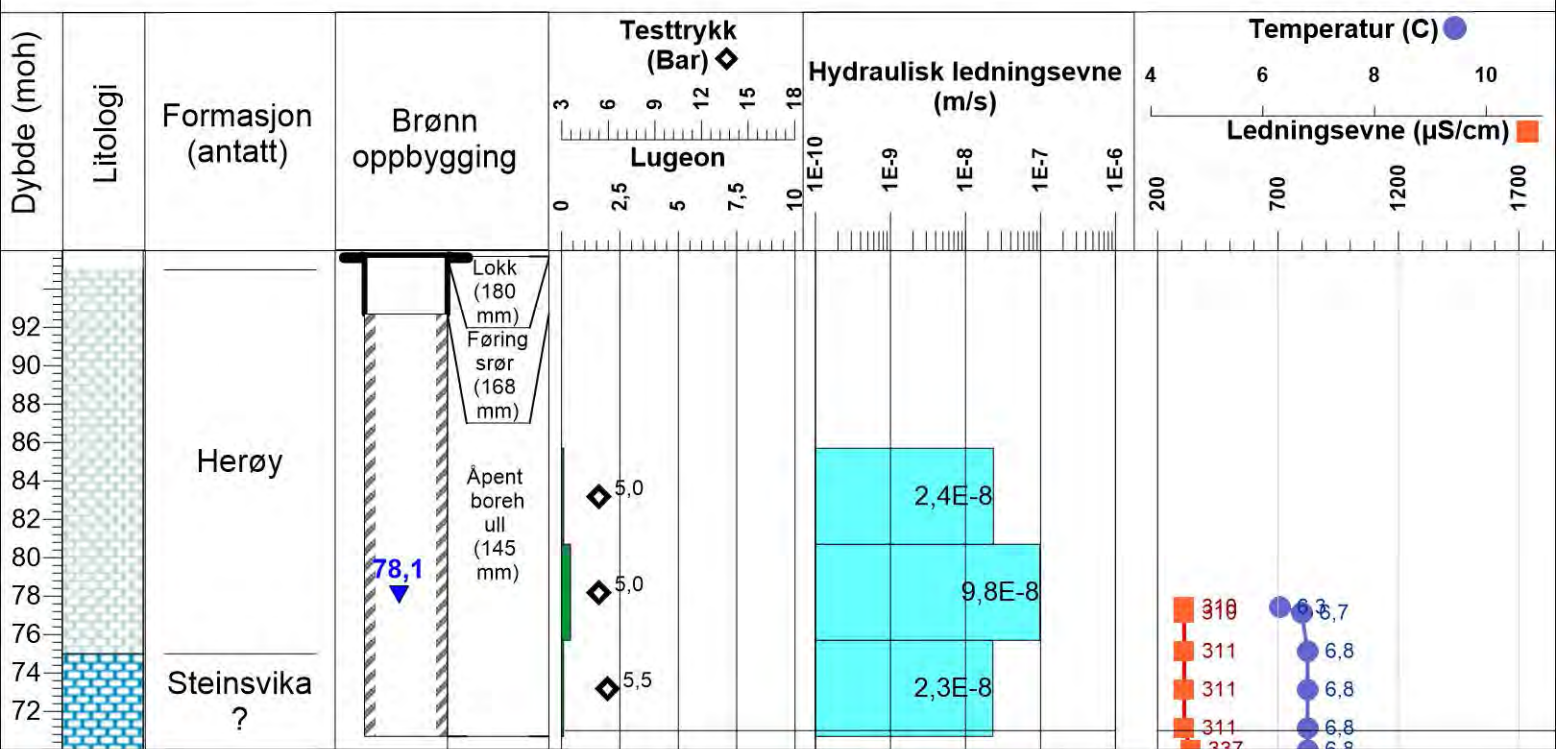


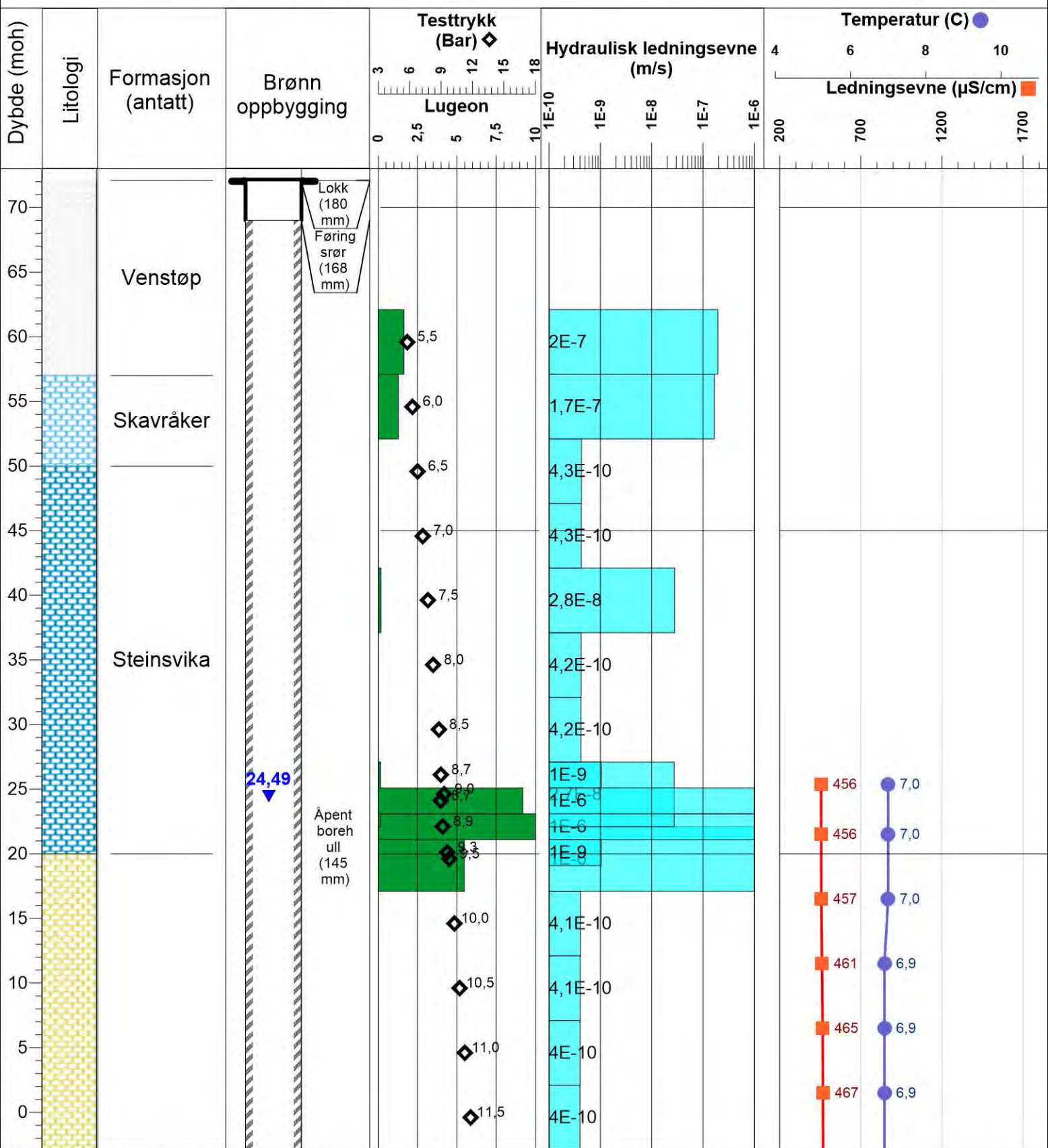


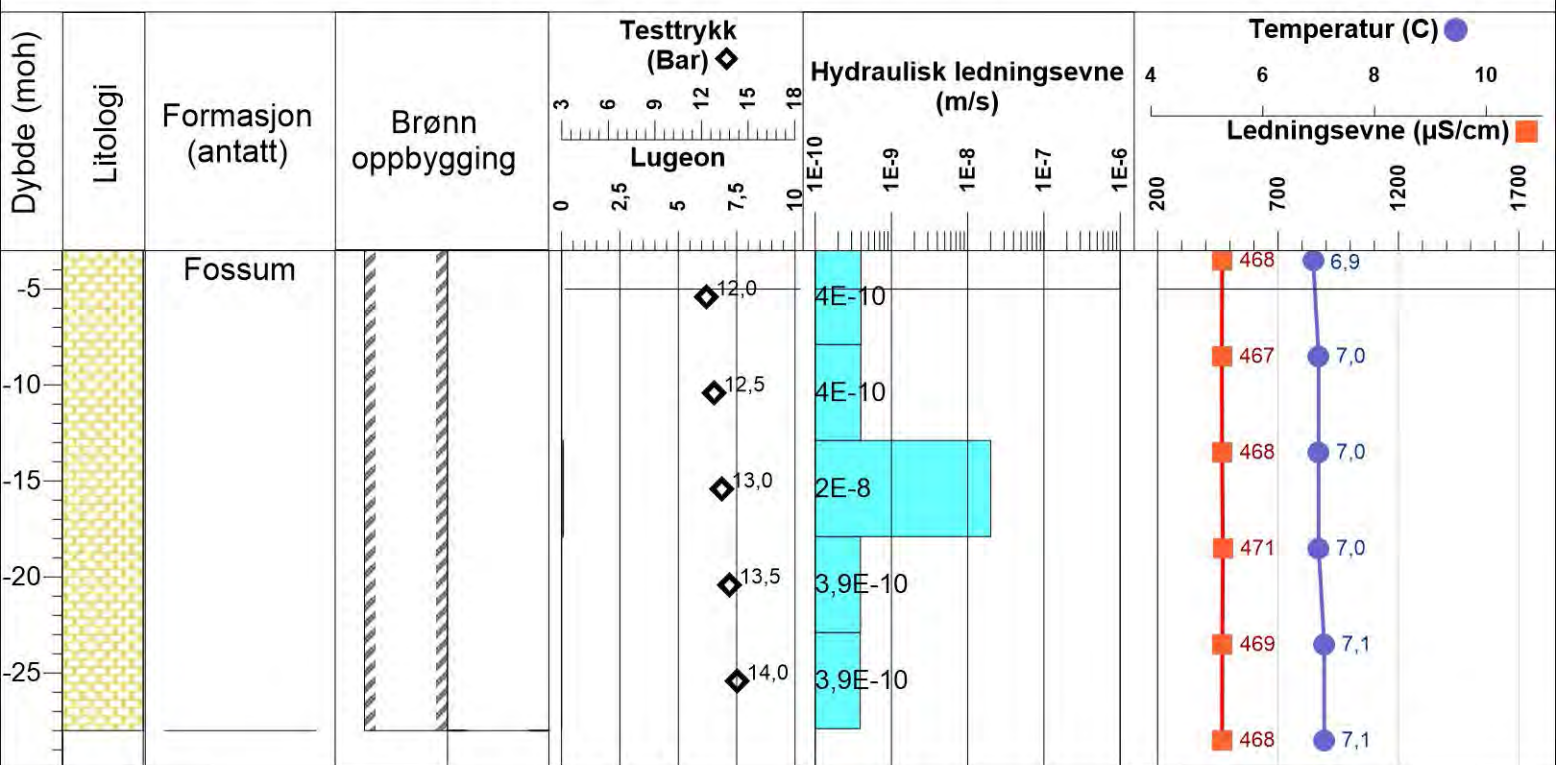












Vedlegg C

RESULTATER FRA VANNTAPSMÅLINGER
BH01-BH08

Bore-hull	Dato	Fra	Til	Test-intervall	Test-trykk	Q 10 min (l)	Q (l/min)	Lugeon verdi	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
Brønn BH01	28.9.16	-0,5	-5,5	5	3,5	39	3,9	2,2	2,89E-07
	28.9.16	-5,5	-10,5	5	6	5	0,5	0,2	3,51E-08
	28.9.16	-10,5	-15,5	5	6,5	0,1	0,01	0,0	6,94E-10
	28.9.16	-15,5	-20,5	5	7	0,1	0,01	0,0	6,86E-10
	28.9.16	-20,5	-25,5	5	7,5	0,1	0,01	0,0	6,79E-10
	28.9.16	-25,5	-30,5	5	8	0,1	0,01	0,0	6,72E-10
	28.9.16	-30,5	-35,5	5	8,5	0,1	0,01	0,0	6,65E-10
	28.9.16	-35,5	-40,5	5	9	0,1	0,01	0,0	6,58E-10
	28.9.16	-40,5	-45,5	5	8,5	14	1,4	0,3	9,31E-08
	28.9.16	-40,5	-45,5	5	9,5	16,4	1,64	0,3	1,07E-07
	28.9.16	-45,5	-50,5	5	10	0,1	0,01	0,0	6,45E-10
	28.9.16	-50,5	-55,5	5	10,5	0,1	0,01	0,0	6,39E-10
	28.9.16	-55,5	-60,5	5	11	0,1	0,01	0,0	6,32E-10
	28.9.16	-60,5	-65,5	5	11,5	0,1	0,01	0,0	6,26E-10
	28.9.16	-65,5	-70,5	5	12	0,1	0,01	0,0	6,20E-10
	28.9.16	-70,5	-75,5	5	12,5	0,1	0,01	0,0	6,14E-10
	28.9.16	-75,5	-80,5	5	13	0,1	0,01	0,0	6,08E-10
	28.9.16	-80,5	-85,5	5	13,5	0,1	0,01	0,0	6,03E-10
28.9.16	-85,5	-90,5	5	14	0,1	0,01	0,0	5,97E-10	
Brønn BH03	5.10.16	65,5	60,5	5	3,2	9	0,9	0,6	5,71E-08
	5.10.16	60,5	55,5	5	3,7	5	0,5	0,3	3,14E-08
	5.10.16	55,5	50,5	5	4,2	0,1	0,01	0,0	6,22E-10
	5.10.16	50,5	45,5	5	4,7	0,1	0,01	0,0	6,16E-10
	5.10.16	46,5	44,5	2	7,1	0,1	0,01	0,0	1,47E-09
	5.10.16	44,5	42,5	2	7,3	22,6	2,26	1,5	3,32E-07
	5.10.16	45,5	40,5	5	7,5	14	1,4	0,4	8,19E-08
	5.10.16	42,5	40,5	2	7,7	0,1	0,01	0,0	1,46E-09
	5.10.16	40,5	35,5	5	5,9	0,1	0,01	0,0	6,02E-10
	5.10.16	35,5	30,5	5	6,4	0,1	0,01	0,0	5,97E-10
	5.10.16	30,5	25,5	5	6,9	0,1	0,01	0,0	5,91E-10
	5.10.16	25,5	20,5	5	7,4	0,1	0,01	0,0	5,86E-10
	5.10.16	20,5	15,5	5	7,9	0,1	0,01	0,0	5,80E-10
	5.10.16	15,5	10,5	5	9	0,1	0,01	0,0	5,69E-10
	5.10.16	10,5	5,5	5	9,5	0,1	0,01	0,0	5,64E-10
	5.10.16	5,5	0,5	5	10	0,1	0,01	0,0	5,59E-10
	5.10.16	0,5	-4,5	5	10,9	0,1	0,01	0,0	5,51E-10
	5.10.16	-4,5	-9,5	5	11,4	0,1	0,01	0,0	5,46E-10
	5.10.16	-9,5	-14,5	5	11,9	0,1	0,01	0,0	5,41E-10
	5.10.16	-14,5	-19,5	5	12,6	0,1	0,01	0,0	5,35E-10
5.10.16	-19,5	-24,5	5	13,3	0,1	0,01	0,0	5,29E-10	
	29.9.16	-2,05	-7,05	5	3,5	28	2,8	1,6	3,85E-07
	29.9.16	-7,05	-12,05	5	6	16,7	1,67	0,6	2,08E-07
	29.9.16	-12,05	-17,05	5	6,5	0,1	0,01	0,0	1,22E-09
	29.9.16	-17,05	-22,05	5	7	0,1	0,01	0,0	1,20E-09
	29.9.16	-22,05	-27,05	5	7,5	0,1	0,01	0,0	1,17E-09
	29.9.16	-27,05	-32,05	5	6	0,1	0,01	0,0	1,24E-09
	29.9.16	-32,05	-37,05	5	8	0,1	0,01	0,0	1,15E-09
	29.9.16	-37,05	-42,05	5	8,5	0,1	0,01	0,0	1,13E-09

Bore-hull	Dato	Fra	Til	Test-intervall	Test-trykk	Q 10 min (l)	Q (l/min)	Lugeon verdi	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
Brønn BH 04	29.9.16	-42,05	-47,05	5	9	0,1	0,01	0,0	1,11E-09
	29.9.16	-47,05	-52,05	5	9,5	0,1	0,01	0,0	1,09E-09
	29.9.16	-52,05	-57,05	5	10	0,1	0,01	0,0	1,08E-09
	29.9.16	-57,05	-62,05	5	9,5	0,1	0,01	0,0	1,09E-09
	29.9.16	-57,05	-62,05	5	10,5	17	1,7	0,3	1,80E-07
	29.9.16	-62,05	-67,05	5	9	0,1	0,01	0,0	1,11E-09
	29.9.16	-67,05	-72,05	5	11	0,1	0,01	0,0	1,04E-09
	29.9.16	-72,05	-77,05	5	9	0,1	0,01	0,0	1,11E-09
	29.9.16	-77,05	-82,05	5	12	0,1	0,01	0,0	1,01E-09
	29.9.16	-82,05	-87,05	5	12,5	0,1	0,01	0,0	9,93E-10
	29.9.16	-87,05	-92,05	5	13	0,1	0,01	0,0	9,78E-10
	29.9.16	-92,05	-97,05	5	13,5	0,1	0,01	0,0	9,64E-10
	29.9.16	-97,05	-102,05	5	14	0,1	0,01	0,0	9,49E-10
	29.9.16	-102,05	-107,05	5	14,5	0,1	0,01	0,0	9,36E-10
	29.9.16	-107,05	-112,05	5	15	0,1	0,01	0,0	9,22E-10
Brønn BH 05	4.10.16			Stålrør til 12 m					
	4.10.16	-17,71	-22,71	5	6	0,01	0,001	0,0	2,50E-10
	4.10.16	-22,71	-27,71	5	6,5	0,01	0,001	0,0	2,40E-10
	4.10.16	-27,71	-32,71	5	7	0,01	0,001	0,0	2,32E-10
	4.10.16	-32,71	-37,71	5	7,5	0,01	0,001	0,0	2,24E-10
	4.10.16	-37,71	-42,71	5	8	0,01	0,001	0,0	2,16E-10
	4.10.16	-42,71	-47,71	5	8,5	0,01	0,001	0,0	2,09E-10
Brønn BH 06	4.10.16	-199,9	-204,9	5	5,5	0,01	0,001	0,0	1,16E-11
	4.10.16	-204,9	-209,9	5	6	8,8	0,88	0,3	9,94E-09
	4.10.16	-209,9	-214,9	5	6,5	0,1	0,01	0,0	1,10E-10
	4.10.16	-214,9	-219,9	5	7	0,1	0,01	0,0	1,08E-10
	4.10.16	-219,9	-224,9	5	7,5	0,1	0,01	0,0	1,06E-10
	4.10.16	-224,9	-229,9	5	6	0,1	0,01	0,0	1,03E-10
	4.10.16	-224,9	-229,9	5	8	26	2,6	0,7	2,69E-08
	4.10.16	-229,9	-234,9	5	8,5	0,1	0,01	0,0	1,01E-10
	4.10.16	-234,9	-239,9	5	9	0,1	0,01	0,0	9,91E-11
	4.10.16	-239,9	-244,9	5	9,5	0,1	0,01	0,0	9,72E-11
	4.10.16	-244,9	-249,9	5	10	0,1	0,01	0,0	9,53E-11
	4.10.16	-249,9	-254,9	5	10,5	0,1	0,01	0,0	9,34E-11
	4.10.16	-254,9	-259,9	5	9	0,1	0,01	0,0	9,12E-11
	4.10.16	-254,9	-259,9	5	11	17,5	1,75	0,3	1,60E-08
	4.10.16	-259,9	-264,9	5	11,5	0,1	0,01	0,0	9,00E-11
	4.10.16	-264,9	-269,9	5	12	0,1	0,01	0,0	8,84E-11
	4.10.16	-269,9	-274,9	5	12,5	0,1	0,01	0,0	8,68E-11
	4.10.16	-274,9	-279,9	5	13	0,1	0,01	0,0	8,53E-11
	4.10.16	-279,9	-284,9	5	13,5	0,1	0,01	0,0	8,38E-11
	4.10.16	-284,9	-289,9	5	14	0,1	0,01	0,0	8,24E-11
	4.10.16	-289,9	-294,9	5	14,5	0,1	0,01	0,0	8,10E-11
4.10.16	-294,9	-299,9	5	15	0,1	0,01	0,0	7,97E-11	
4.10.16	-299,9	-304,9	5	15,5	0,1	0,01	0,0	7,84E-11	
4.10.16	-304,9	-309,9	5	16	4,8	0,48	0,1	3,70E-09	
4.10.16	-304,9	-309,9	5	14	0,1	0,01	0,0	7,68E-11	
4.10.16	-309,9	-314,9	5	16,5	5	0,5	0,1	3,80E-09	

Bore-hull	Dato	Fra	Til	Test-intervall	Test-trykk	Q 10 min (l)	Q (l/min)	Lugeon verdi	Hydraulisk konduktivitet (m/s)
	4.10.16	-314,9	-319,9	5	17	0,1	0,01	0,0	7,48E-11
	4.10.16	-319,9	-324,9	5	17,5	0,1	0,01	0,0	7,37E-11
	4.10.16	-324,9	-329,9	5	18	0,1	0,01	0,0	7,26E-11
Brønn BH 07	28.9.16	85,7	80,7	5	5	2,3	0,23	0,1	2,35E-08
	28.9.16	80,7	75,7	5	5	9,6	0,96	0,4	9,82E-08
	28.9.16	75,7	70,7	5	5,5	2,3	0,23	0,1	2,32E-08
Brønn BH 08	28.9.16	62,1	57,1	5	5,5	45	4,5	1,6	1,95E-07
	28.9.16	57,1	52,1	5	6	38,5	3,85	1,3	1,66E-07
	28.9.16	57,1	52,1	5	3,5	25	2,5	1,4	1,11E-07
	28.9.16	52,1	47,1	5	6,5	0,1	0,01	0,0	4,28E-10
	28.9.16	47,1	42,1	5	7	0,1	0,01	0,0	4,25E-10
	28.9.16	42,1	37,1	5	7,5	6,6	0,66	0,2	2,79E-08
	28.9.16	42,1	37,1	5	5,5	5	0,5	0,2	2,17E-08
	28.9.16	37,1	32,1	5	8	0,1	0,01	0,0	4,20E-10
	28.9.16	32,1	27,1	5	8,5	0,1	0,01	0,0	4,17E-10
	28.9.16	27,1	22,1	5	9	6,6	0,66	0,1	2,73E-08
	28.9.16	27,1	22,1	5	7,4	4,5	0,45	0,1	1,90E-08
	5.10.16	27,1	25,1	2	8,7	0,1	0,01	0,0	1,04E-09
	5.10.16	25,1	23,1	2	8,7	160	16	9,2	1,66E-06
	5.10.16	23,1	21,1	2	8,9	187	18,7	10,5	1,94E-06
	5.10.16	21,1	19,1	2	9,3	0,1	0,01	0,0	1,03E-09
	28.9.16	22,1	17,1	5	9,5	260	26	5,5	1,07E-06
	28.9.16	17,1	12,1	5	10	0,1	0,01	0,0	4,09E-10
	28.9.16	12,1	7,1	5	10,5	0,1	0,01	0,0	4,06E-10
	28.9.16	7,1	2,1	5	11	0,1	0,01	0,0	4,04E-10
	28.9.16	2,1	-2,9	5	11,5	0,1	0,01	0,0	4,01E-10
	28.9.16	-2,9	-7,9	5	12	0,1	0,01	0,0	3,99E-10
	28.9.16	-7,9	-12,9	5	12,5	0,1	0,01	0,0	3,96E-10
	28.9.16	-12,9	-17,9	5	13	5,1	0,51	0,1	2,01E-08
28.9.16	-17,9	-22,9	5	13,5	0,1	0,01	0,0	3,92E-10	
28.9.16	-22,9	-27,9	5	14	0,1	0,01	0,0	3,89E-10	

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Hydrogeologiske undersøkelser ved Dalen gruve, Brevik.		Dokumentnr./Document no. 20160127-02-TN
Dokumenttype/Type of document Teknisk notat / Technical note	Oppdragsgiver/Client NOAH	Dato/Date 2017-03-01
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr. & dato/Rev.no. & date 0 /
Distribusjon/Distribution INGEN: Distribueres kun til oppdragsgiver (utvidet konfidensialitet, X prosjekter) / NO: Distribution to client only (extended confidentiality, X projects)		
Emneord/Keywords Hydrogeologi, Lugeon test, Deponi, gruve, brønner		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Telemark	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Porsgrunn	Felt navn/Field name
Sted/Location Brevik	Sted/Location
Kartblad/Map 1713 II	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: 32 Øst: 539583 Nord: 6547338	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/Self review by:	Sidemanns-kontroll av/Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/Inter-disciplinary review by:
0	Originaldokument	2017-02-27 Jürgen Scheibz	2017-03-01 Andreas O. Harstad	2017-01-27 Helen French	2017-03-01 Gijs D. Breedveld

Dokument godkjent for utsendelse/Document approved for release	Dato/Date 1. mars 2017	Prosjektleder/Project Manager Gudny Okkenhaug
---	----------------------------------	---

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskap i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratory in Oslo, branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemand uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Vedlegg E

TESTRESULTATER PERMEABILITET OG
PORØSITET

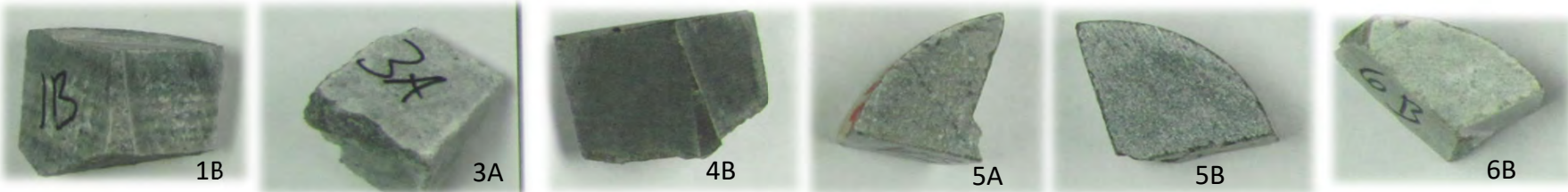


MICP SUMMARY TABLE

(Samples Extracted and Hot oven dried 60 deg. C)

Well	Field	Sample no.	Depth	Helium			Mercury injection							Formula		
				Φ (He Por)	GD	Sample weight	Total Intrusion	K Swanson	Φ	Sw - Pore throat radius 0.1 micron	Sw - Pore throat radius 0.26 micron	Pore Throat Rad. (microns)	Hg Injection Pressure (bara)		Conformance correction	
				amb. 20°C (fraction)	amb. 20°C (g/ml)	(gram)	(ml)	MICP (mD)	MICP (fraction)	MICP (fraction)	MICP (fraction)	(micron)	Pth (bara)	(cc)		
Outcrop	Outcrop	1	1B	0,010	2,69	8,42	0,004	0,000001	0,0013	0,988	1,000	0,010	57,51	0,0029	$P_c = \frac{2\sigma \cdot \cos\theta}{r}$ $J(S_{Hg}) = \sqrt{\left(\frac{k}{\phi}\right) \cdot \frac{Pc}{\sigma \cdot \cos\theta}}$ $k_{MICP} = 399 \left(\frac{Sb}{Pc}\right)_A^{1.691}$ $G/B_Pc = \frac{\sigma \cos\theta_{AIR/BRINE} \cdot P_{Hg/AIR}}{\sigma \cos\theta_{Hg/AIR}}$ $G/O_Pc = \frac{\sigma \cos\theta_{AIR/OIL} \cdot P_{Hg/AIR}}{\sigma \cos\theta_{Hg/AIR}}$ $O/B_Pc = \frac{\sigma \cos\theta_{OIL/BRINE} \cdot P_{Hg/AIR}}{\sigma \cos\theta_{Hg/AIR}}$	
Outcrop	Outcrop	2	3A	0,011	2,78	6,85	0,009	0,000063	0,0038	0,780	0,958	0,018	18,95	0,0066		
Outcrop	Outcrop	3	4B	0,015	2,77	8,74	0,014	0,000011	0,0042	0,998	1,000	0,013	57,53	0,0048		
Outcrop	Outcrop	4	5A	0,002	2,83	5,04	0,002	0,000006	0,0010	0,831	1,000	0,068	41,86	0,0038		
Outcrop	Outcrop	5	5B	0,002	2,67	8,57	0,007	0,000036	0,0028	0,951	1,000	0,067	57,42	0,0049		
Outcrop	Outcrop	6	6B	0,001	3,09	9,34	0,012	0,000076	0,0038	0,835	1,000	0,045	25,99	0,0041		

System	IFT(σ)	Theta	Cos(θ)	IFT*Cos(θ)
Hg/air	485 dynes/cm	130	0.643	312
gas/brine	72 dynes/cm	0	1.000	72
gas/oil	24 dynes/cm	0	1.000	24
oil/brine	32 dynes/cm	30	0.866	28



Vedlegg F

DEPONERING AV FARLIG AVFALL I DALEN
GRUVE: HYDROGEOLOGISK 3D-
MODELLERING AV
VANNGJENNOMSTRØMNING OG
FORURENSNINGSTRANSPORT.
NGI-NOTAT 20160127-04-TN

Til: NOAH AS
v/ Egil Solheim
Kopi til:
Dato: 2018-06-11
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /
Dokumentnr.: 20160127-04-TN
Prosjekt: Deponi for nøytralisert og stabilisert uorganisk avfall i Dalen gruve, Brevik -
Miljørisikovurdering
Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Tore Ingvald Bjørnarå
Kontrollert av: Helen French (NIBIO), Andreas Olaus Harstad, Gijs D. Breedveld

Deponering av farlig avfall i Dalen gruve: Hydrogeologisk 3D modellering av vanngjennomstrømning og forurensningstransport.

Innhold

1	Innledning	3
1.1	Bakgrunn	3
1.2	Grunnlagsmateriale	4
2	Oppbygging av numerisk modell	4
2.1	Geologi og geometri	4
2.2	Dalen gruve	9
2.3	Forkastninger og sprekkesystemer	10
2.4	Grunnvannsnivå	14
2.5	Anvendte grensebetingelser i modellen	16
2.6	Infiltrasjon	18
2.7	Saltvannsinntrengning	19
2.8	Hydraulisk vannledningsevne/permeabilitet	20
2.9	Strømningsligninger	22
2.10	Kalibrering	24
2.11	Utlekking og transport av forurensning	27
2.12	Kolonnetest med stabilisert farlig avfall (filterkake)	27
2.13	Transport av forurensninger	28
3	Resultater	30
3.1	Vannmengder gjennom stabilisert avfall.	32
3.2	Utlekking av miljøfarlige stoffer	34
4	Oppsummering	39
5	Kilder til usikkerheter	41

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

I dette notatet presenteres en tre-dimensjonal (3D) hydrogeologisk modell som beskriver deponering av farlig avfall i Dalen gruve (Eidangerhalvøya) med fokus på vanngjennomstrømning og eventuell forurensningstransport. Det presenterte modellarbeidet er utført ved bruk av programvaren COMSOL Multiphysics™, versjon 5.3. Modellen er en videreutvikling av en tidligere beskrevet to-dimensjonal (2D) modell for samme område (NGI 2016). Formålet med den oppdaterte modellen er:

- Så nøyaktig som mulig kunne kvantifisere strømningsendringene for grunnvann rundt Dalen gruve som følge av endret drift; fra uttak av kalkstein til igjennfylling med stabilisert avfall.
- Estimere mengde miljøfarlige stoffer som kan lekke ut fra det lagrede avfallet i gruvene over tid.

Den oppdaterte 3D modellen baserer seg på en forbedret og mer detaljert geologisk og hydrogeologisk beskrivelse av området med nye og/eller forbedrete grunnlagsdata for: geologisk inndeling av lagrekken (formasjoner), topografi og batymetri, gruveganger (totalvolum), samt forkastninger og forkastningssoner.

Modellen er basert på forutsetninger og rammebetingelser som er utfyllende beskrevet i den påfølgende teksten. Der det er gjort antagelser er disse valgt slik at de overestimerer heller enn underestimerer en eventuell utlekking av miljøfarlige stoffer. De hydrauliske (væskestrømnings-) egenskapene som er benyttet i den endelige modellen baserer seg på en kombinasjon av verdier fra faglitteraturen, feltmålinger og numeriske parameterstudier. De hydrauliske egenskapene er i modellen kalibrert mot tilgjengelige pumpedata fra gruvene, og de endelige og anvendte strømningsegenskapene representerer en modell med tilfredsstillende kalibreringsresultat og god vannbalanse for systemet.

Sammenlignet med tidligere rapporterte data er resultatene som presenteres i dette notatet basert på en forbedret tredimensjonal strømningsmodell. Spredningen av utvalgte kjemiske komponenter er modellert og lekkasjeestimerer fra gruvene til overflaten er beregnet og presentert. Dette gjelder for elementene: kadmium (Cd), molybden (Mo), arsen (As), krom (Cr), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn) og antimon (Sb).

Den etablerte modellen vil kunne kalibreres ytterligere etter hvert som mer data (både statiske og dynamiske) blir tilgjengelig.

1.2 Grunnlagsmateriale

Grunnlagsmateriale for modellen er hentet fra:

- Miljørisikovurdering – Underjordisk deponering av farlig avfall i Brevik (NGI rapport 20120726-02-R)
- Geologiske kart og informasjon fra Norcem (pers. kom., Geolog Ingolf Rui)
- Kartlegging av sprekker, forkastninger og innlekkasje gjennomført av Rambøll (Rambøll, 2016).
- Hydrogeologiske undersøkelser i området (NGI, 2017)

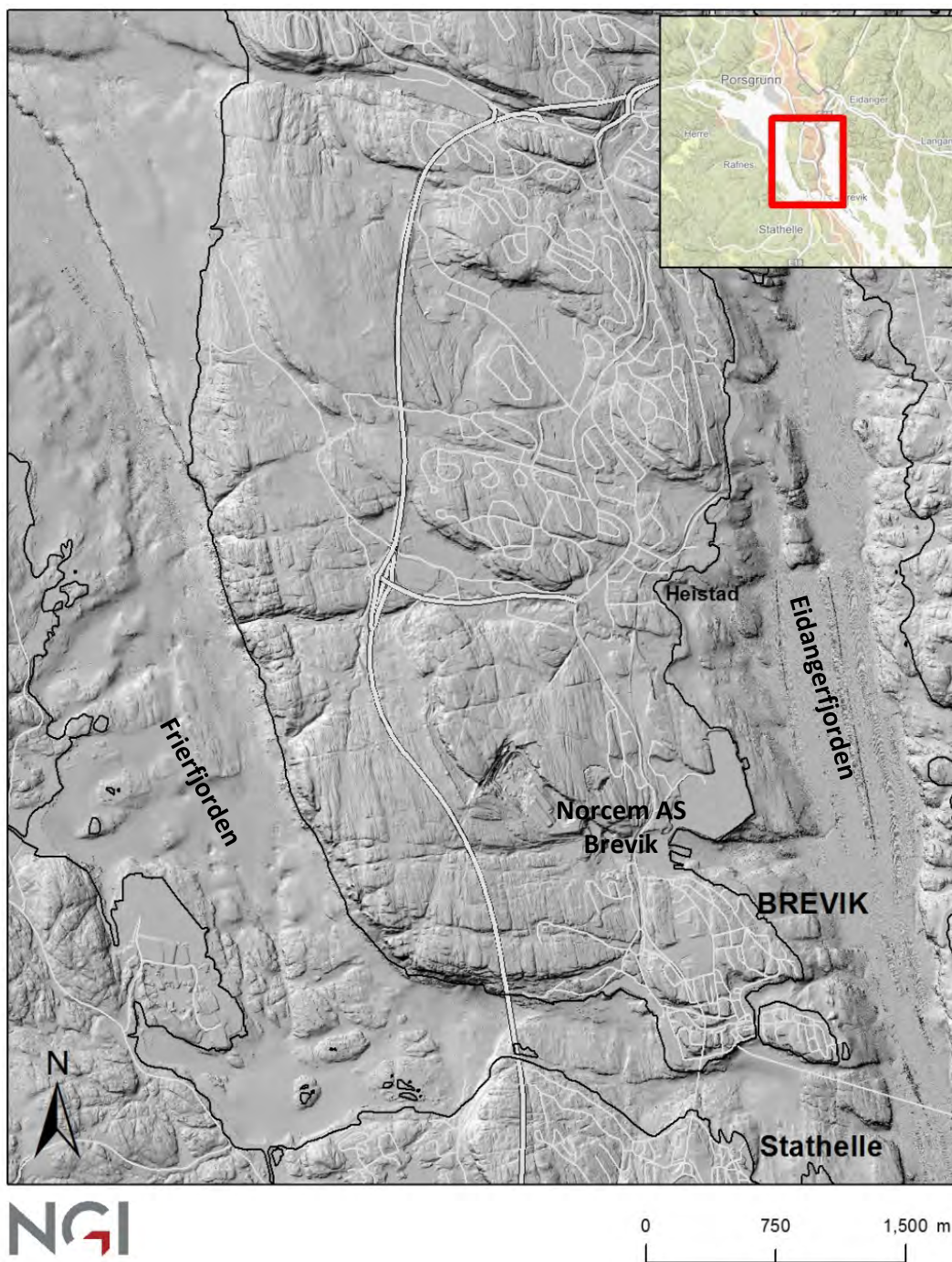
2 Oppbygging av numerisk modell

2.1 Geologi og geometri

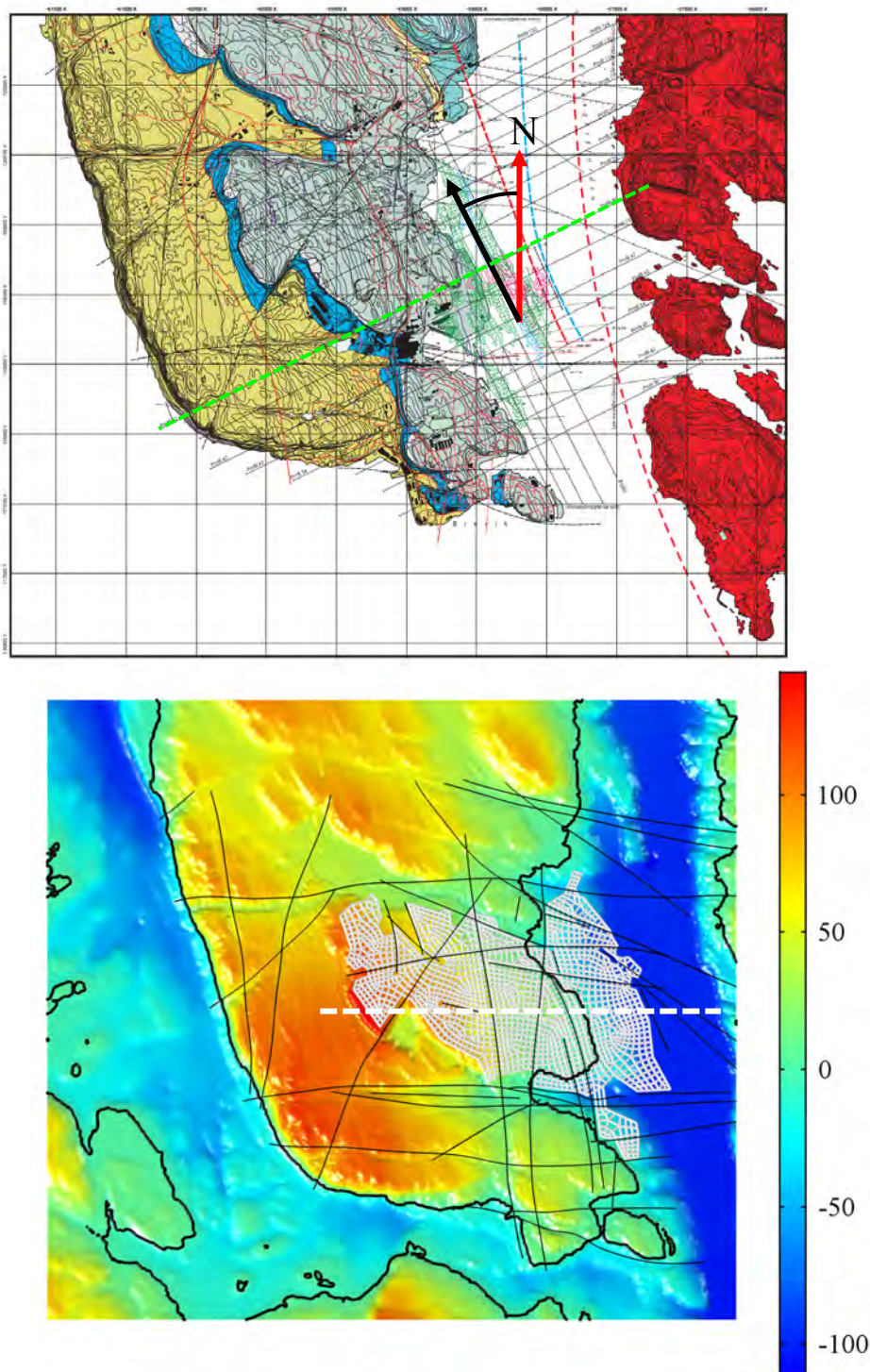
Et oversiktskart over topografien og batymetrien i områdene rundt Dalen gruve og tettstedet Brevik er vist i Figur 1. Dette kartet danner det terrengmessige datagrunnlaget for den nye 3D modellen. Geometrien i 3D modellen representerer Eidangerhalvøya med Eidangerfjorden i øst og Frierfjorden i vest, se Figur 2.

I figuren ses topografien ovenfra med kystlinje (tykk svart linje), forkastninger (tynne svarte linjer) og gruver (representert som et grid/nettverk). I Figur 2 ses et geologisk tverrsnitt av modellgeometrien (fra vest til øst, ca. midt på Eidangerhalvøya) med den stratigrafiske oppbygningen som følger av de ulike geologiske formasjonenes mektighet og utbredelse i undergrunnen. Lagenes helning (dip) er ca. 11-12° mot ØNØ, se Figur 4. Lagenes strøkretning (strike) er ca. N28°V, som angitt ved den svarte pilen i Figur 2. Begrepet "Gruvenord" beskriver retningen til hovedoppføringsstollene i Dalen gruve og sammenfaller med lagenes strøkretning (ca. N28°V). Denne retningen brukes som referanse i Norcems gruve drift.

Topografi på land og sjøbunn er basert på data vist i Figur 1 og representert i 3D modellen med opptil 1 m oppløsning på land og 25 m oppløsning på sjøbunn. I 3D modellen vil oppløsningen styres av hvor fint beregningsgridet er og det er derfor brukt en mer hensiktsmessig og lavere oppløsning enn den i datagrunnlaget, men som likevel bevarer variasjoner i topografi.

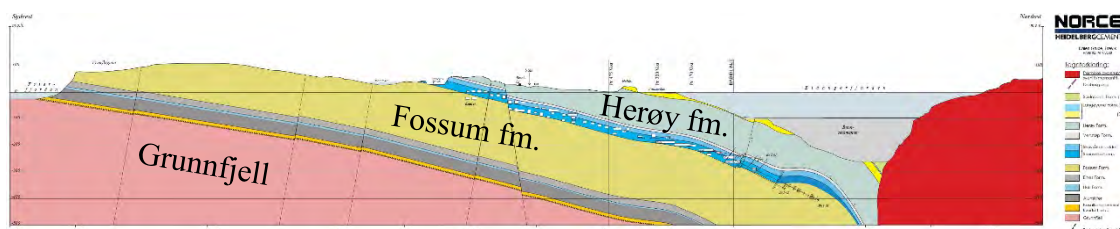


Figur 1 Bakgrunnsmateriale for detaljert topografi og batymetri i området som inngår i den beskrevne hydrogeologiske 3D modellen (Kilde: Statens kartverk).

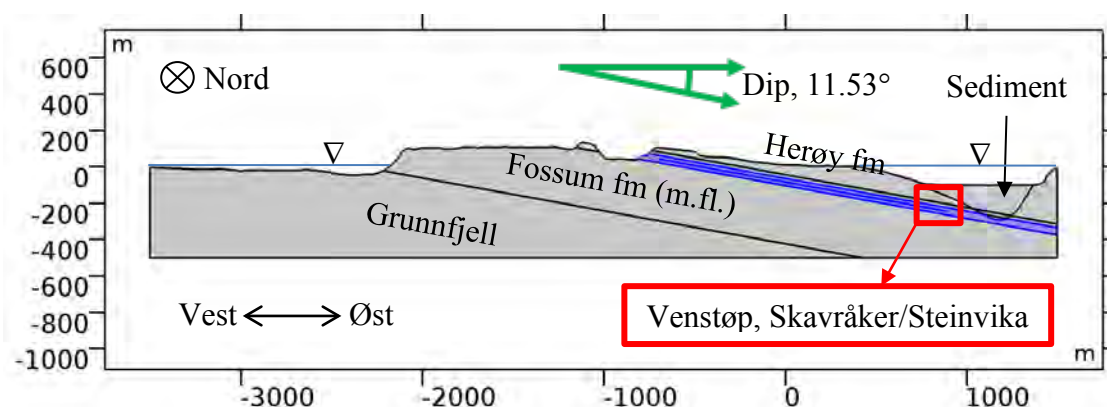


Figur 2 Øverst: Geologisk kart over området med anvisning av geografisk nord (rød pil) og indikasjon på strøkretning (svart pil). Grønn stiplet linje viser posisjon for tverrsnittprofil 082 som er vist i Figur 3. Nederst: 3D modellens topografi. Fargene i skalaen representerer høyde over havet, tynne svarte linjer indikerer forkastninger, tykke svarte linjer indikerer kystlinjen, og

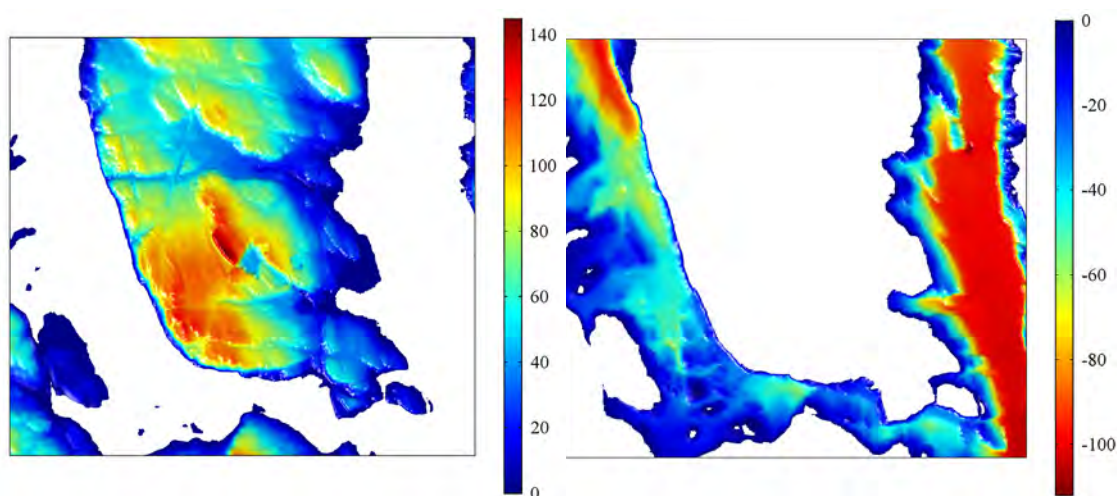
hvite linjer viser modellerte gruveganger (representert som et grid). Den hvite stiplede linjen indikerer plasseringen av tverrsnittet vist i Figur 4.



Figur 3 Geologisk kart som viser tverrsnittprofil 082 (som indikert i Figur 2). Tre av hovedformasjonene er indikert i figuren. Mellom Fossum fm. og grunnfjellet, finnes i tillegg Elnes formasjon (lys grå), Huk formasjon (lys blå) og alunskifer (mørk grå) og en blanding av basal-konglomerat/kvartsitt, etc. (gul/orange). Mellom Fossum fm og Herøy formasjonen ligger Steinvika formasjonen (mørk blå), Skavråkerleddet (lys blå) og Venstøp formasjonen (lys grå). Dalen gruve er indikert som hvite hulrom i Steinvika fm. og Skavråkerleddet.



Figur 4 Tverrsnitt som viser 3D modellens geometriske oppbygging. Merk at tverrsnittet har samme plassering og orientering som tverrsnittet i Figur 3. Begrepet "Fossumformasjonen (m.fl)". inkluderer også Elnes formasjonen, Huk formasjonen, samt Alunskiferformasjonen. Disse utgjør samlet en sedimentær lagrekke med ca. 310 m lagnormal tykkelse. Det blå området representerer kalksteinene som huser Dalen gruve (Skavråkerleddet og Steinvikaformasjonen) og er ca. 40 m mektig. Over kalksteinene ligger Venstøpformasjonen med en mektighet på ca. 20 m. Øverst ligger Herøyaformasjonen. I de dypeste delene av Eidangerfjorden opptrer det i tillegg et sedimentlag av antatt kvartær alder over bergflaten.



Figur 5 Landområder/topografi (venstre) og sjøbunn/batymetri (høyre) i modellen. Fargene viser høyde relativt til havnivå. I Eidangerfjorden, fjordarmen øst for Eidangerhalvøya, opptrer et sedimentlag på ca. 100 m vanddyb. Dette gjør at Eidangerfjorden har en relativt flat bunn-topografi sammenlignet med Frierfjorden, se også Figur 4.

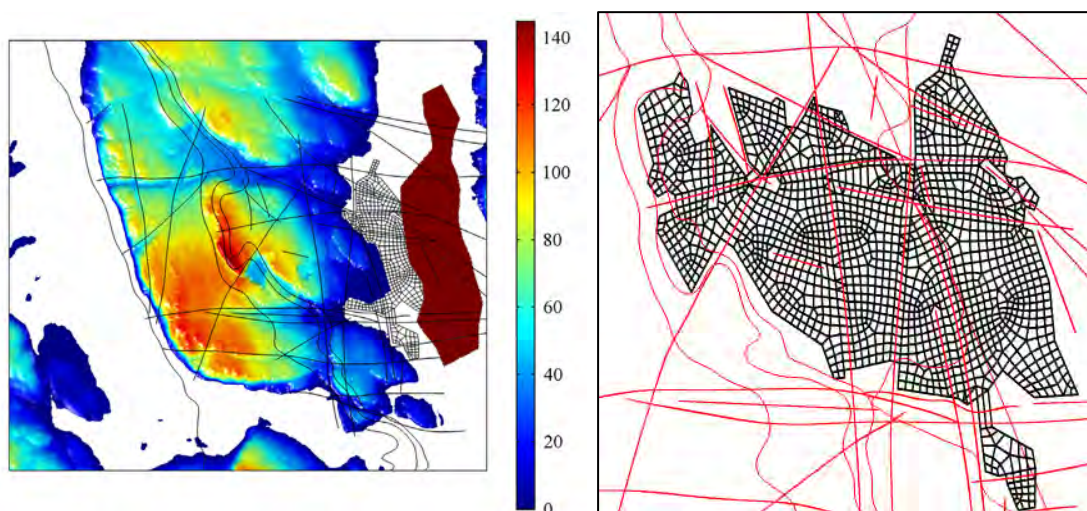
Grunnvannsstrømning, samt eventuell forurensningstransport, kan beskrives ved bruk av andre ordens partielle differensialligninger (beskrives senere i avsnitt 2.9 og avsnitt 2.13). I den presenterte 3D modellen løses disse ligningene ved hjelp av numeriske metoder. Her benyttes finnett metode (COMSOL Multiphysics™, versjon 5.3) der det romlige modellvolumet er bygget opp av relativt sett mye mindre tetraedere (et polyeder som er begrenset av fire triangulære sideflater og hvor tre av sideflatene møtes i hvert hjørne, tilsvarende en pyramide med en triangulær grunnflate). Dette romlige beregningsnettverket danner grunnlaget for hvor beregningsnodene ligger. Maksimal kantlengde for disse tetraeder-byggeklussene er 6 m i gruvene, 20 m i Steinvikaformasjonen og Venstøpformasjonen, 20 m i Fossumformasjonen, 50 m på terrengoverflaten og 100 m i grunnfjellet.

Totalt har beregningsnettverket ca. 600 000 nodepunkter. For strømningsberegningene benyttes kvadratiske Lagrange elementer som innebærer at antall beregningsnoder er ca. 4 ganger høyere enn antall nodepunkter i beregningsnettverket. Dette utgjør samlet ca. 4.7 millioner frihetsgrader i strømningsberegningene, der antall frihetsgrader er antall variabler som beskriver løsningen på ligning(e) i modellen. Så mange frihetsgrader, eller ukjente krever en relativt kraftig PC. For beregning av transport av forurensning opptil tusen år frem i tid, blir det uforholdsmessig tungt og tidkrevende å fullføre beregningene i et beregningsnettverk med så høy oppløsning. Som for strømningsberegningene benyttes derfor, også for transport av forurensning, lineære Lagrange elementer slik at beregningsnodene får en grovere oppløsning i beregningsgridet og resulterer i ca. 700 000 frihetsgrader.

2.2 Dalen gruve

Som en følge av gruvens lange produksjonshistorikk er kun en begrenset del av gruvegeometrien tilgjengelig på elektronisk format. Deler av den historiske gruvedriften er kun dokumentert gjennom håndtegnede kart og har begrenset romlig nøyaktighet. Gruvene utgjør i dag et nettverk av hulrom i Steinrikaformasjonen. Da det ikke er mulig med en eksakt gjengivelse av gruvene i 3D modellen er gruvegangene/hulrommene konseptualisert i 3D modellen ved hjelp av et nett (grid) (se Figur 6) der det laterale omrisset er omtrentlig definert ut ifra tilgjengelige gruvekart (både historiske og digitale). I modellen er den totale lengden av modellerte gruveganger 119 km, hvorav 98 km ligger innenfor området som er tenkt brukt til deponi. Tilsvarende representerer gruvegangene et totalt volum på 20.4 millioner m³, hvorav 18 millioner m³ ligger i området tenkt brukt til deponi. En mer nøyaktig innmåling av gruvene vil gi et mer eksakt modellvolum for gruvene.

Gruvene ligger relativt nær opp mot ytterkanten i modellen mot øst, der den tilgrensende bergarten (Larvikitt: syenitt/monsonitt, rødt i Figur 2, øverst) er antatt å være svært lite permeabel og danner således en barriere. Alle modellens øvrige grenseflater, med unntak av terrengoverflaten og bunnen av Eidangerfjorden og Firerfjorden, er antatt å være impermeable (no-flow). Dette resulterer i at modellen overestimerer en eventuell utlekking av miljøfarlige stoffer fra gruve, gjennom bergartene i modellen og opp til terrengoverflaten da den neglisjerer transport gjennom grenseflatene. Grunnet modellens relativt store utstrekning antas dette å representere en tilnærmet neglisjerbar forenkling av virkeligheten.



Figur 6 Venstre: Fargene viser elevasjonen til land (moh) og det mørkerøde/brune området i Eidangerfjorden viser omrisset av sedimentlaget. Figuren viser også hvor gruvene (svart grid) ligger i forhold til land og sedimentlaget. Høyre: Utsnitt fra figuren til venstre som viser gruvegangene i Brevik slik de er definert i modellen. De røde linjene indikerer forkastningenes og formasjonsgrensene utgående i dagen.

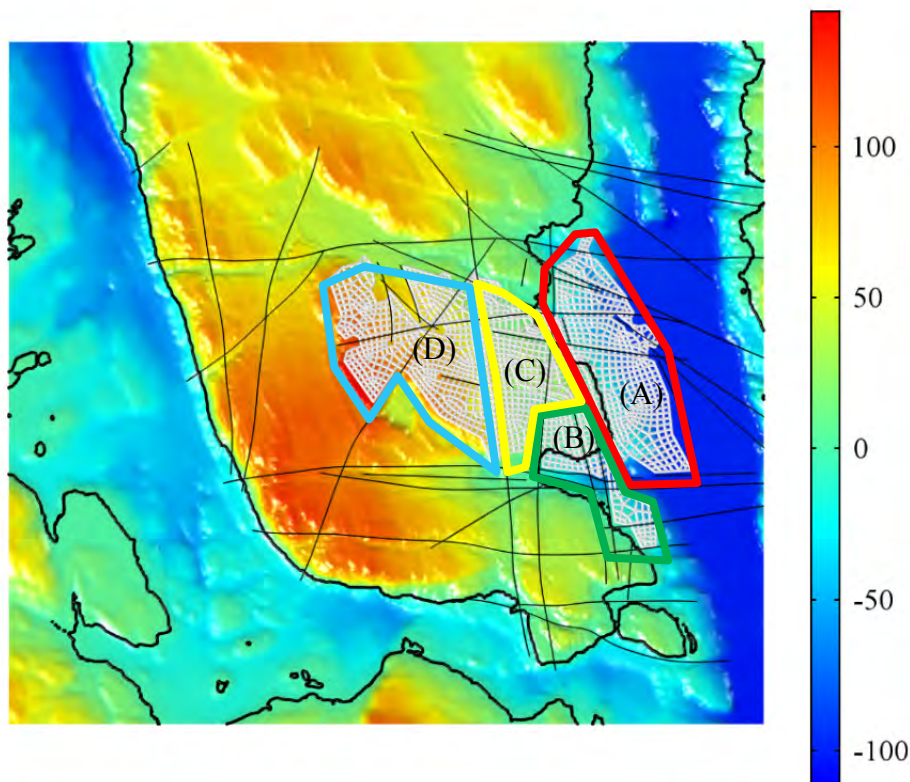
2.3 Forkastninger og sprekkesystemer

Geologisk kartlegging og feltobservasjoner av bergmassene i/rundt Dalen gruve (fra bl.a. befaring av graven og utførte packer-tester med Lugeon målinger av vannledningsevne) viser at de er svært lite porøse og lite permeable. Laboratorietester viser at vannledningsevnen til den intakte kalksteinen er i størrelsesorden 1 mikro-Darcy (1 μD tilsvarer ca. 10^{-11} m/s) og porøsiteten er ca. 0.1 %. En så lav vannledningsevne og porøsitet vil i svært begrenset grad bidra til den totale effektive vannledningsevne i bergmassen. Det antas derfor at de effektive (målte) innlekkasjevolumene er knyttet til opptreden av sprekker i bergmassen generelt, i tillegg til lokale sprekkesoner i forbindelse med kjente og større forkastninger og forkastningssoner. Innlekkasjene i gruvene observeres generelt i forbindelse med de kjente forkastningssonene, men det er store variasjoner i observasjonene av vanninntrenging; fra diffus fukt på gruvevegger til sprekker med rennende vann. Forkastninger kan altså opptre som tette, med lav eller ingen vannledningsevne, eller de kan være åpne og representere hovedstrømningsårer i berget.

I den presenterte modellen antas det at man kan beskrive bergmassen som et kontinuerlig materiale med en relativt lav effektiv vannledningsevne (intakt bergmasse har ekstremt lav vannledningsevne, men sprekker gjør de permeable). I bergmassen er det indentifisert flere forkastninger og forkastningssoner som har høyere vannledningsevne og vannlagringsevne (porøsitet) enn omkringliggende områder. Som for permeabiliteten er også porøsiteten i denne typen kalkbergarter relatert til sprekker. Da det i modellen antas at bergmassen mellom forkastningene og forkastningssonene er et kontinuum (ved å anta at sprekkeporøsiteten er relativt jevnt fordelt i bergmassen), er sprekkeporøsiteten et mål på volumfraksjonen av sprekker i bergmassen og vil være svært lav. Av totalvolumet utgjør sprekkeassosiert porøsitet maksimalt noen prosent for veldig oppsprukket berg (Nelson, 2001). Vannledningsevne og porøsitet for sprekker forventes å avta noe med dyp grunnet økt overlagingstrykk som presser sprekke sammen. Dette kan utgjøre en størrelsesorden over et dybdeintervall på 500 m, derfor er også modellens nedre begrensning satt til 500 meters dyp. I modellen derimot holdes vannledningsevne og porøsitet konstant med dyp. Eksakt hvordan permeabiliteten endres med dybde er svært usikkert og vil være variere mellom ulike lokasjoner. Derfor vil en vannledningsevne og porøsitet som er konstant med dybde være en konservativ antagelse ettersom det vil overdrive grunnvannstrømningen og en eventuell utlekking av miljøfarlige stoffer. Dybde av forkastningene er også ukjent, men fra områdets geologiske historie er de antatt å strekke seg til nedre grense i modellen. Disse antagelsene anses også som noe konservative da de kan gi en forhøyet grunnvannsstrømning, med påfølgende overestimering av en eventuell lekkasje.

Sammenlignet med andre gruver i hardt oppsprukket berg er Dalen gruve en generelt meget tørr gruve, med lave innlekkasjevolumer. Observerte lekkasjer er hovedsakelig knyttet til forkastninger (Dalenforkastningen spesielt, se Figur 7) og gruveåpninger som "raset", gruveåpningene i Dalen dagbrudd, samt eldre sjakter. Observert innlekkasje øst i gruva (under Eidangerfjorden) viser at vannet her hovedsakelig kommer fra Eidanger-

fjorden (basert på høy elektrisk ledningsevne og kjemisk sammensetning). Fra tilgjengelige pumpedata i Dalen gruve er det karakterisert fire lekkasjeområder som er navngitt A-D, se Figur 7. Pumpedata fra område C og D har store og ukjente bidrag fra åpninger mot dagen (som "raset" og dagbruddet). Ettersom skillet mellom vannkildene for disse områdene også er noe uklart, har kun pumpedata fra områdene A og B blitt benyttet i kalibreringen av den hydrogeologiske modellen.



Figur 7 Modellens lekkasjeområder. A (rødt område): Hovedsakelig saltvann, ca. 530 m³/dag. B (grønt område): Hovedsakelig saltvann, estimert ca. 330 m³/dag. C (gult område): ferskvann, ca. 220 m³/dag. D (blått område): ferskvann, ca. 662 m³/dag. Skillet mellom C (gult område) og D (blått område) er ikke eksakt. Fargene viser topografien.

Tabell 1 Pumpevolum fra de ulike identifiserte lekkasjeområdene (Kilde: Norcem/NOAH, internrapporter for vannbalanse i perioden 2014-2016), se Figur 7 for omriss av områdene.

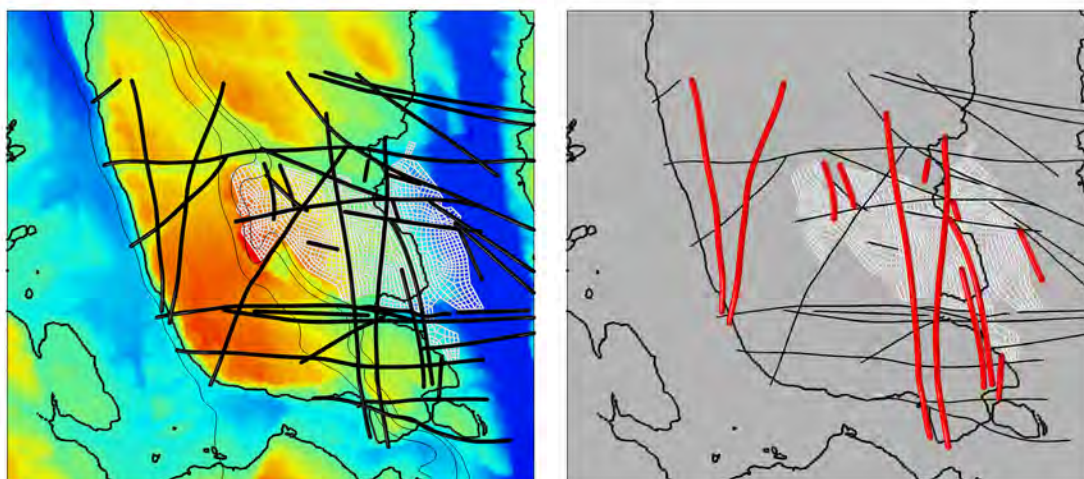
Lekkasjeområde	A	B	C	D
Pumpevolum [m ³ /dag]	530	330	220	662

Som nevnt er forkastningene viktige i forhold til forståelsen og modelleringen av innlekkasjevann. Mengden lekkasjevann fra ulike forkastninger og forkastningssoner varierer imidlertid relativt mye. Som et resultat er forkastningene delt opp i ulike grupper basert på tilgjengelig kunnskap om retning i forhold til tektoniske spenninger og faktiske lekkasje-observasjoner. Formålet med denne inndelingen er å gi de ulike gruppene av forkastninger ulike vektingskoeffisienter for vannledningsevne relativt til den omkringliggende bergmassen, se Figur 8 - Figur 10 og Tabell 2.

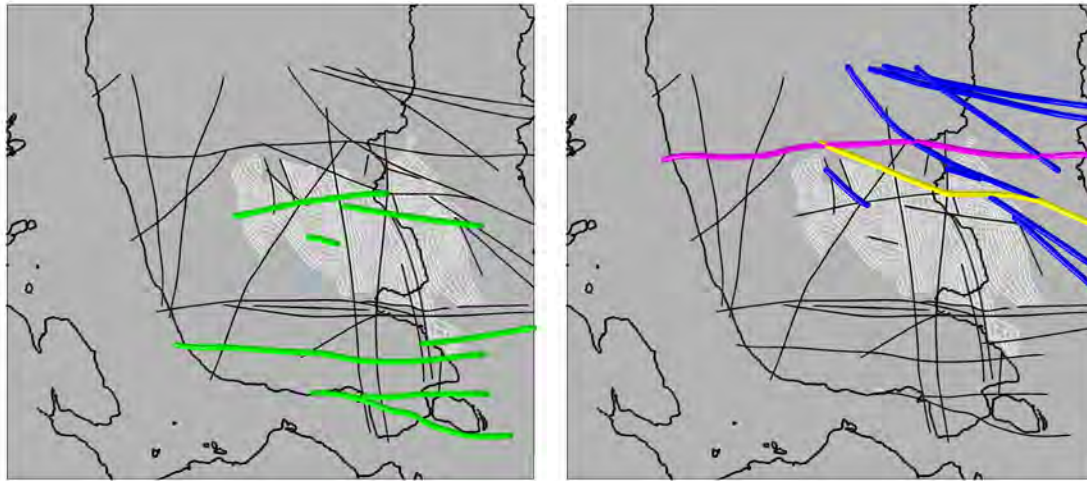
Tabell 2 Vektingskoeffisienter for vannledningsevnen i de ulike kategoriene av forkastninger. Vannledningsevnen i en forkastning er gitt som vannledningsevnen til den omliggende formasjonen multiplisert med vektingskoeffisienten.

Forkastning/gruppe	Nordlig	Østlig	Sørøstlig	Dalen	Resterende
Vektingskoeffisient	16	8	4	32	2

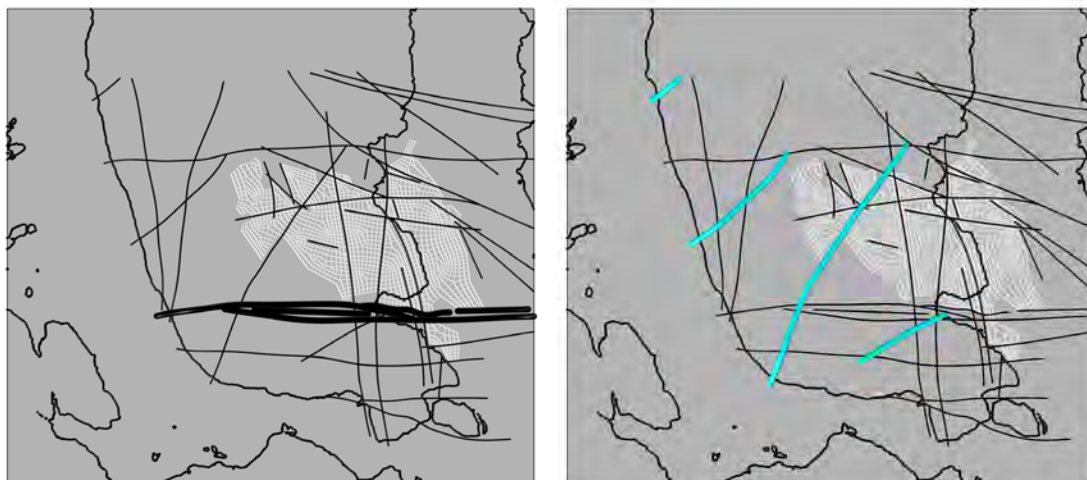
Da det ikke foreligger nok kalibreringsgrunnlag til å differensiere mellom de ulike forkastningskategoriene i Tabell 2, er forholdet mellom de ulike vektingskoeffisientene delvis basert på faktiske observasjoner og delvis på numeriske parameterstudier, der effekten av de ulike kategoriene er veid opp mot hverandre i forhold til rapporterte innlekkasjerater. For eksempel er det observert at Heistadbekkkforkastningen (i "sørøstlig"-gruppen) lekker lite sammenlignet med Dalenforkastningen samtidig som numeriske parameterstudier har vist at for at lekkasjeratene i den numeriske modellen skal tilsvare de estimerte lekkasjeratene må vektingskoeffisientene til de "sørøstlige" forkastningene være mye lavere sammenlignet med de for forkastningene i Dalen området (Dalen forkastningszone, se Figur 10).



Figur 8 Venstre: alle forkastninger i modellen. Høyre: røde uthevede linjene angir forkastninger med en nordlig retning.



Figur 9 Modellerte forkastningskategorier. Venstre: grønne uthevede linjer angir forkastninger med østlig retning. Høyre: blå linjer angir forkastninger med sør-østlig retning, også inkludert Heistad- (magenta) og Heistadbekk-forkastningen (gul).



Figur 10 Modellerte forkastningskategorier. Venstre: svarte uthevede linjene angir forkastninger i Dalen forkastningszone. Høyre: lyse-blå linjer angir de resterende forkastningene som inngår i modellen men faller utenfor hovedkategoriene.

Fargekodene i Figur 8 - Figur 10 indikerer de ulike forkastningsgruppene, eller soner med forhøyet vannledningsevne. Bredden på denne sonen kan variere. I modellen er den estimert til å være 32 m. Den forhøyede vannledningsevnen tilsvarer vannledningsevnen i omliggende bergmasse multiplisert med vektingskoeffisienten. For eksempel, dersom

vannledningsevnen i kalksteinen rundt Dalen forkastningssone er 10^{-9} m/s, estimeres den her til å være $32 \cdot 10^{-9}$ m/s i selve forkastningssonen.

Relativt til omkringliggende berg har forkastninger og forkastningssoner økt vanngjennomstrømning grunnet økt sprekkerelatert porøsitet. Permeabilitet (proporsjonalt med vannledningsevne) i oppsprukket berg, k_{fr} [m^2] kan uttrykkes som:

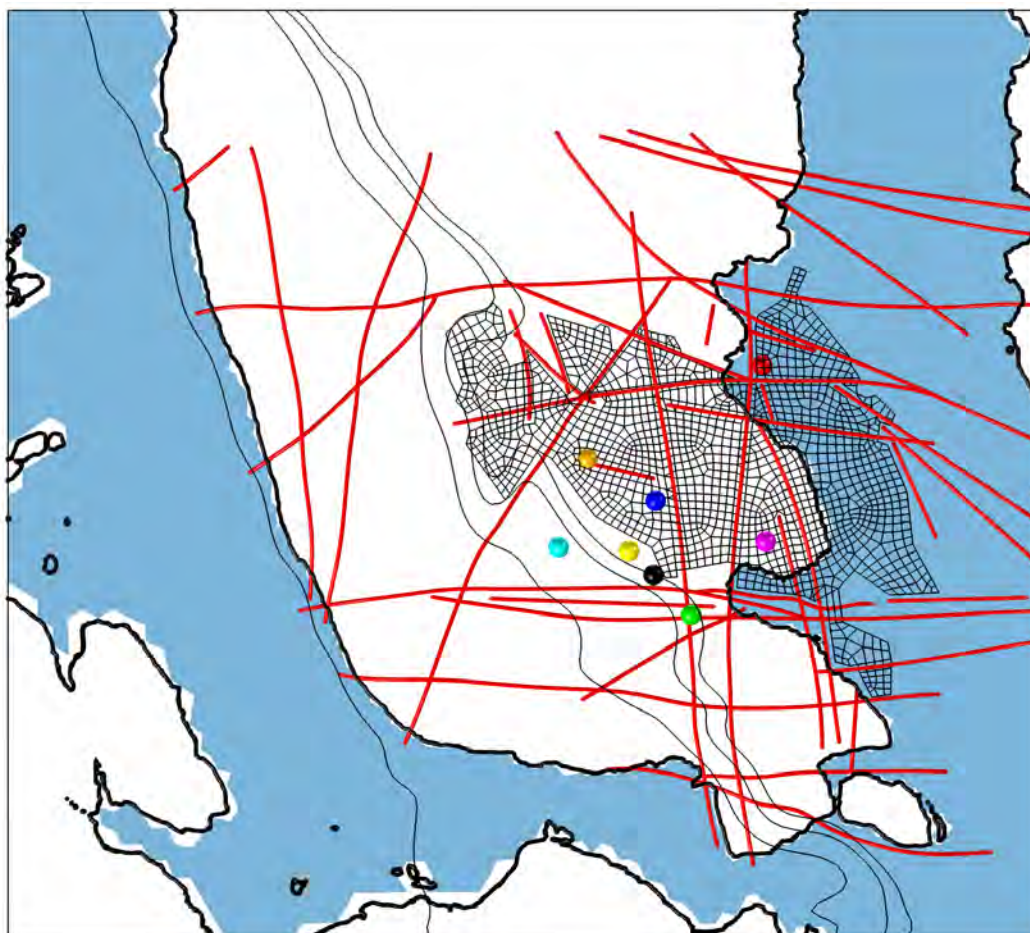
$$k_{fr} = k_m + k_f \quad \text{Lign. 1}$$

der k_m [m^2] er permeabilitet i intakt berg og k_f [m^2] er sprekkpermeabiliteten. Sprekkpermeabiliteten er avhengig av sprekkarakteristika som for eksempel sprekkåpning b [m] og avstand mellom sprekkene D [m]. Da både b og D er ukjente erstattes disse av en gjennomsnittlig effektiv-verdi for k_f som kalibreres mot målt innlekkasje. Sprekkporøsitet ϕ_f [-] er også avhengig av b og D (som er ukjente), derfor, basert på kontrasten mellom oppsprukket berg og forkastninger, er sprekkporøsiteten her estimert til å være 10 ganger høyere enn i de omliggende bergmassene.

2.4 Grunnvannsnivå

Det er relativt stor usikkerhet knyttet til grunnvannstanden i områdene rundt Dalen-Kjørholt gruver. Det er foretatt målinger i flere brønner i dette området, men observasjonene støtter ikke opp under eksistensen av et større og sammenhengende grunnvannsnivå. Grunnvann ble imidlertid påtruffet i de fleste brønner og indikerer at gruvene ikke drenerer det overliggende berget, se Figur 11 og Tabell 3.

Da vann i bergmassene utelukkende er forbundet gjennom sprekker kan det, avhengig av oppsprekkingsgrad og sprekkenes romlige utholdenhet, lokalt eksistere områder i bergmassen med relativt god hydraulisk kommunikasjon. Observert romlig og geografisk variasjon i oppsprekkingsgrad, samt bergartenes svært tette grunnmasse, tilsier allikevel at det er lav sannsynlighet for at grunnvann er forbundet i alle retninger over store avstander. De gjennomgående tørre gruveveggene og manglende "bakgrunnsinn-sig" av grunnvann i Dalen gruve støtter opp under denne antagelsen. Det antas derfor at man har en naturlig, og til dels stor, lokal variasjon i grunnvannsnivå i slike bergarter. Basert på kun en nivåmåling per brønn er det også utfordrende å trekke en endelig slutning med tanke på grunnvannsnivå.



Figur 11 Posisjoner til borehull der grunnvannstanden er målt se, Tabell 3.

Som en forenkling av virkeligheten er det derfor antatt i modellen at grunnvannsnivået sammenfaller med terrengoverflaten. I modellen gir et slik grunnvannsnivå en høyere hydraulisk gradient inn i gruvene, som gir en teoretisk høyere grunnvannsstrømning og økt transport av eventuelle forurensninger fra avfallet i gruvene, enn den som vil eksistere i virkeligheten der grunnvannsnivået ligger under terrengoverflaten.

Tabell 3 Bore-data (fra NGI, 2017). Fargekode i tabell refererer til borehullene i Figur 11. Dybde er total lengde på brønn, X og Y er kartkoordinater for posisjon til brønn, Z er elevasjon. Grunnvannsnivå i brønnene er avlest 3. nov. 2016.

Borehull	Boredato	Dybde [m]	X-koordinat (UTM32N) (modell)	Y-koordinat (UTM32N) (modell)	Z (moh)	Grunnvannsnivå (moh, 03.11.16)
1	13.06.2016	100	539309,248 (-363)	6547226,974 (61)	9,35	-17,77
2(a)	06.06.2016	45	539319,18 (-353)	6547588,12 (422)	46,24	
3	07.06.2016	100	538847,962 (-824)	6547362,156 (196)	75,64	42,98
4	31.08.2016	120	539491,669 (-180)	6547033,834 (-132)	7,95	4,18
5	30.08.2016	50	539853,641 (182)	6547389,529 (224)	2,29	-0,56
6	09.06.2016	140	539835,64 (164)	6548244,99 (1079)	-189,9	-190,44
7	24.08.2016	25	538987,796 (-684)	6547792,309 (626)	95,72	78,1
8	26.08.2016	100	539190,518 -482	6547345,083 179	72,15	24,49

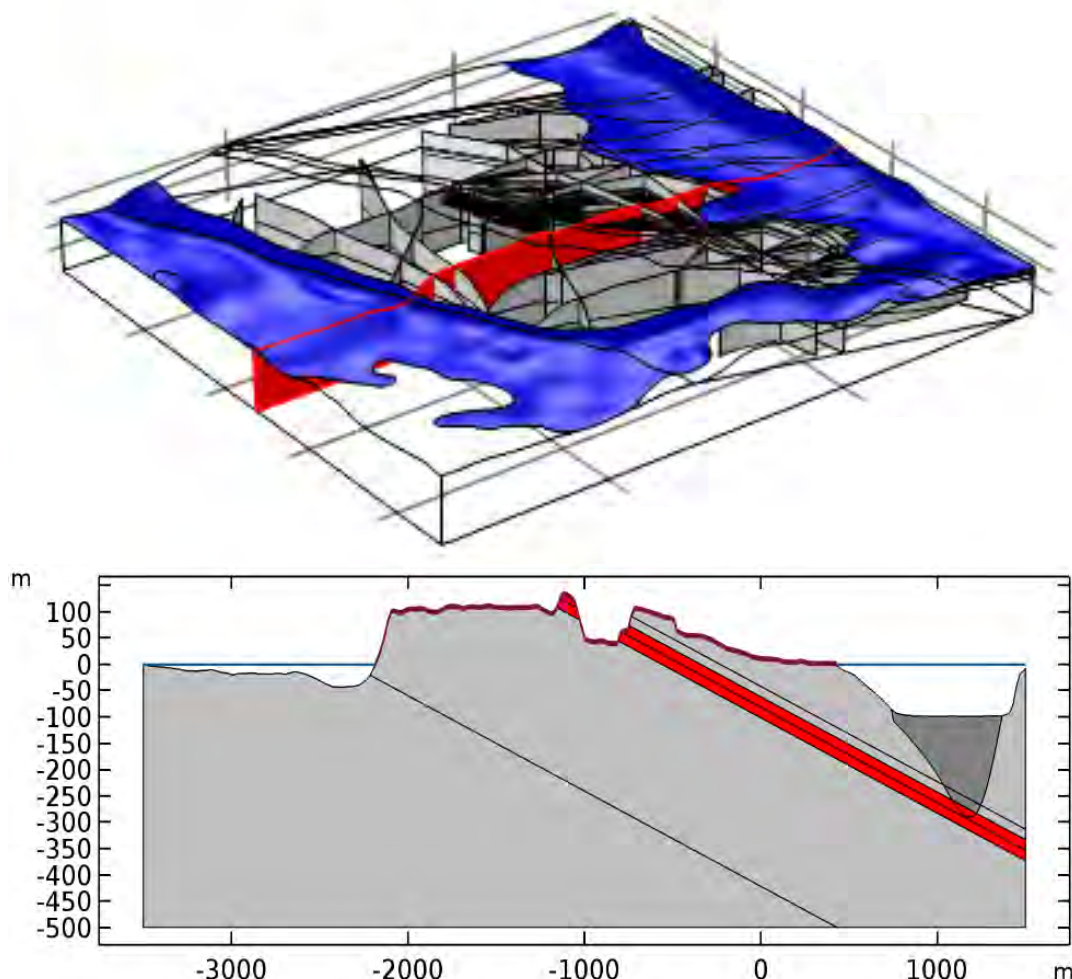
2.5 Anvendte grensebetingelser i modellen

Geometrien og grensebetingelsene til 3D-modellen som presenteres i dette notatet er oppsummert og vist grafisk i Figur 12.

I modellen brukes konstant atmosfærisk trykk på overflaten av landområdene (p_{atm} [Pa]) og hydrostatisk vanntrykk p_w [Pa] i fjordene (Frierfjorden i vest og Eidangerfjorden i øst):

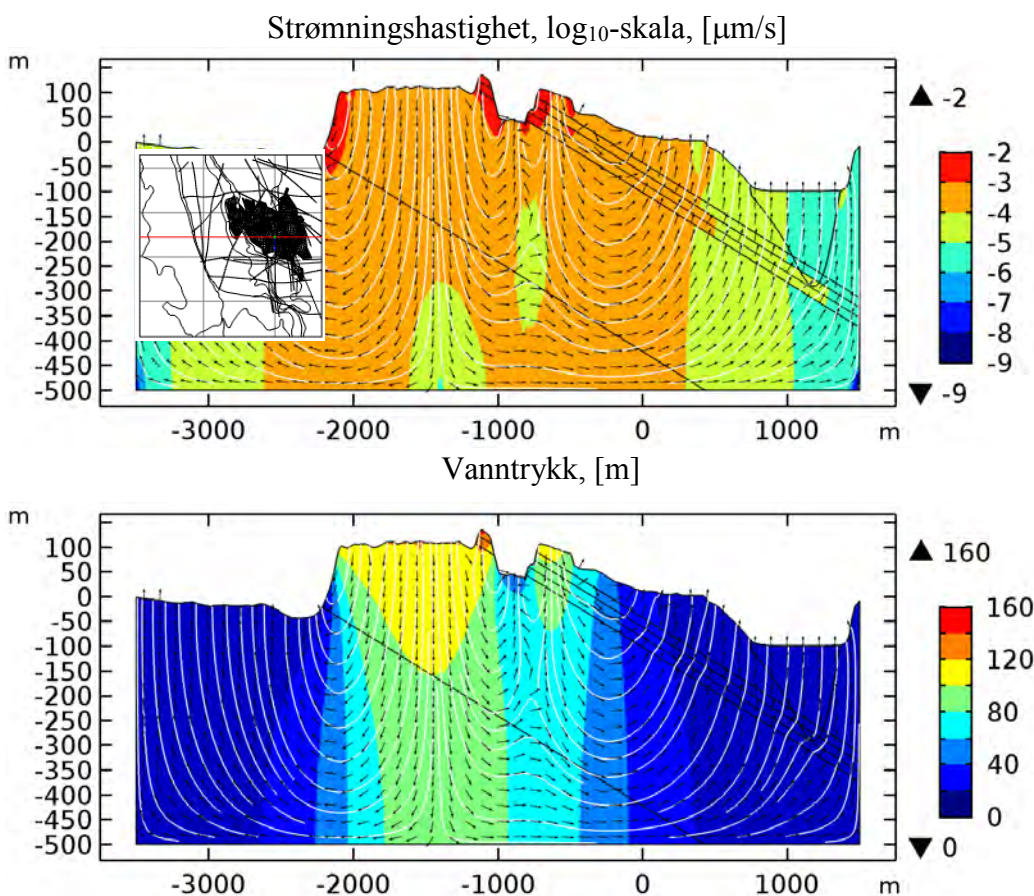
$$p_w = p_{atm} + \rho g D \quad \text{Lign. 2}$$

der $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ er tetthet til vann, $g = 9.81 \text{ m/s}^2$ er gravitasjonskonstanten og D [m] er dybde under havoverflaten. Tettheten til vann antas å være konstant selv om den er svakt avhengig av trykk og temperatur. Tettheten til vann er også avhengig av saltinnhold og dette diskuteres kort i senere avsnitt om saltvannsinntrengning. På de vertikale sidene samt undersiden i modellen antas impermeable grenseflater der grunnvannsstrømmen er fullstendig diktet av trykkdifferanse mellom land og sjø.



Figur 12 3D modellens grensebetingelser. Øverst: sjøbunn (blå flate), forkastninger (grå flater) og tverrsnitt (rød flate) som vist i figuren nederst. Nederst: Tverrsnitt av Eidangerhalvøya, de røde domene representerer Steinvika/Skavråkerleddet og mørkegrått domene representerer sedimentlaget under Eidangerfjorden. På terrengoverflaten (farget rødt) og hav /fjordoverflaten (lyseblå horisontale linjer) er det atmosfærisk trykk. På tvers av sideflatene og bunnflaten er det ingen gjennomstrømning (no-flow).

Figur 13 illustrerer grunnvannets strømningshastighet (øverst) og trykkfordelingen (nederst) i et tverrsnitt av Eidangerhalvøya for et tilfelle uten tilstedeværelse av gruver (tenkt tilfelle tilsvarende tilstanden før gruvene ble utgravd). Her er det brukt en vannledningsevne, eller hydraulisk ledningsevne, $K = 10^{-9}$ m/s i alle formasjonene. Porøsitet (ϕ) og anisotropikoeffisienten er som gitt i Tabell 5. Figur 13 illustrerer hvordan grunnvannet strømmer med trykkgradienten, dvs. at der hvor trykkgradienten er høy der er grunnvannsstrømmen raskest.



Figur 13 Illustrasjon av grunnvannets strømningshastighet (øverst, i $\mu\text{m/s}$, log₁₀-skala) og trykkfordelingen (nederst, i vannsøylemeter) i et tverrsnitt av Eidangerhalvøya. Plasseringen av tverrsnitt er indikert i figuren (krysser dagbruddet og raset). Merk at aksene ikke er identiske; geometrien er noe strukket i vertikal retning, samt at figurene viser en situasjon uten gruver og forkastninger. Illustrasjonene er basert på en 2D modell.

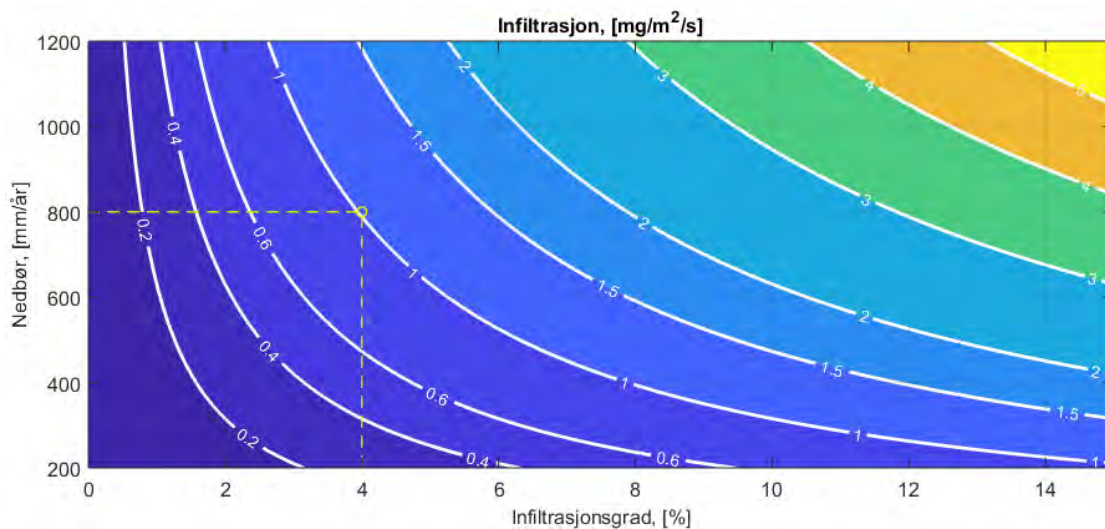
2.6 Infiltrasjon

Grunnvannsmatingen tilsvarer differansen mellom nedbør og overflateavrenning samt evapotranspirasjon (summen av fordamping fra jordsmonn og vannmasser og transpirasjon av vann fra planter), og kan variere betydelig. Infiltrasjonen av vann i grunnen vil også variere med nedbørmengden. Da vi ikke har målinger av grunnvannsmatingen, antar vi en verdi mellom 1-10 % av total nedbør. Dette estimatet er basert på studier av grunnvann i berg (sprekkeakviferer) andre steder i Norge (NGI 2016).

Det krever et stort antall brønner for å kunne si noe om hva grunnvannsmatingen til en sprekkakvifer kan være, fordi det er avhengig av sprekkenes utforming, vannlednings- evne, og hvor god kommunikasjon det er mellom de ulike vannførende sprekke- og/eller sprekkesettene. Dersom mengden infiltrert vann er kjent, kan denne verdien brukes til å kalibrere modellen. Da det antas et kjent trykk på terrengoverflaten (konstant

atmosfærisk trykk på land; p_{atm} [Pa]) kan vi regne ut eksakt hvor mye vann som infiltrerer i modellen. Selv om denne verdien er usikker, og vil variere med nedbør, er den likevel en nyttig ledetråd som kan brukes i kalibreringen (se også kapittel om kalibrering, 2.10).

Figur 14 viser hvordan vanninfiltrasjon på Eidangerhalvøya varierer med infiltrasjonsgrad (andelen av årsnedbøren som går til grunnvannsmating) langs x -aksen og årsnedbør langs y -aksen. Denne verdien kan sammenlignes med gjennomsnittlig grunnvannsmating i et område over gruvene. Merk at årsnedbør varierer fra år til år.



Figur 14 Konturplott av infiltrasjon av regnvann. Eksempelvis vil en årsnedbør på 800 mm og infiltrasjonsgrad på 4 % tilsvare at ca. 1 mg vann infiltrerer en m^2 per sekund (gule streker og ring).

2.7 Saltvannsinntrengning

Som tidligere beskrevet (NGI, 2016) så kan grenseflaten mellom saltvann og ferskvann, veldig forenklet, beskrives ved Ghyben-Herzberg ligningen:

$$Z = 40H \quad \text{Lign. 3}$$

hvor $(Z+H)$ [m] er avstanden mellom grunnvannstanden H [m] og grenseflaten mellom saltvann og ferskvann Z [m] og tallet 40 er for en typisk saliniteten på sjøvannet. For systemet modellert her, med en hydraulisk trykkehøyde lik 100 m.o.h., ville det bety en ferskvann/saltvannsgrense 4000 m under havoverflaten. Lign. 3 beskriver en veldig bratt profil på grenseflaten mellom saltvann og ferskvann som går nesten vertikalt, ikke langt fra sjøkanten. Det tyngre sjøvannet (sjøvann er ca. 2.5 % tyngre enn ferskvann under tilnærmet standard betingelser) vil synke, relativt til ferskvannet, og utøve et nedad rettet trykk. Resultatet er at saltvann vil presse ferskvannet oppover i gruvene og dermed gi redusert vanngjennomstrømning i gruvene under Eidangerfjorden.

Saltvannsinntrengning er ikke inkludert i den presenterte modellen. Det å ikke inkludere denne effekten betraktes som en konservativ forenkling da det vil overestimere vanngjennomstrømningen i gruvene (under Eidangerfjorden), samt en eventuell utlekking av metaller. Dette kan ha en betydelig effekt på den totale vanngjennomstrømningen i gruva og bør inkluderes i en videreutvikling av modellen.

2.8 Hydraulisk vannledningsevne/permeabilitet

Det er stor variasjon i oppgitte litteratur-verdier for vannledningsevnen i kalkstein og noen eksempler med referanser er gitt i NGI (2016) da dette vil variere med oppsprekkningsgraden. En preliminær vurdering av vannledningsevnen i de ulike formasjonene basert på geologi (før felt- og laboratorieundersøkelser), viste følgende resultat (se Figur 3 for hvor de ulike formasjonene er i forhold til hverandre): Det forventes generelt lave vannledningsevner med en noe høyere verdi for Steinvika formasjonen (der gruvene ligger) fordi den er generelt mer oppsprukket. Herøy og Fossumformasjonene er tilnærmet like, og disse bergartene er begge kalksilikat-hornfels (metamorft omvandlede kalk- og leirsteiner) i det aktuelle området. Herøy- og Fossumformasjonen antas å ha en hydraulisk ledningsevne mellom 10^{-10} - 10^{-14} m/s. Venstøp (under Herøyformasjonen) er også hornfels, men har en tydeligere skifer-struktur. Denne antas å ha en noe lavere hydraulisk ledningsevne 10^{-12} - 10^{-14} m/s med en sterk anisotropikoeffisient på 1:10 (dvs. at vannledningsevnen på tvers av lagdelingsretningen er ca. 10 ganger lavere). Elnesformasjonen, Hukformasjonen, Alunskiferformasjonen og Stokkevannet sandsteinen er alle kontaktmetamorfe og antas å ha egenskaper som Herøy- og Fossumformasjonene. Grunnfjell består av gneis med antatt hydraulisk ledningsevne 10^{-9} - 10^{-12} m/s (Stuckmeier og Margat, 1995). Kalksteinen (i Skavråkerleddet og Steinvikaformasjonen) antas å ha en hydraulisk ledningsevne på 10^{-7} - 10^{-9} m/s, hovedsakelig isotrop, selv om øverste lag (ca. 10 m, Skavråkerleddet) har lagdeling og mulig noe anisotropi med en anisotropikoeffisient på 1:2 (Domenico og Schwartz, 1990).

Laboratorieundersøkelser har vist at vannledningsevnen på intakt kalkstein fra Steinvikaformasjonen er i størrelsesorden 10^{-11} m/s og porøsiteten er ca. 0.1 % (Tabell 4). Dette er lavere enn det som er brukt i modellen fordi prøvene er intakte mens det i modellen er tillatt en økt vannledningsevne i bergmassene knyttet til sprekker og lokale sprekkesoner (i forbindelse med forkastninger).

Tabell 4 Målt porøsitet og permeabilitet i laboratorieprøver fra grunnmassen i flere av formasjonene i forbindelse med Dalen gruve. De rapporterte verdiene er for intakte bergprøver.

Formasjon	Porøsitet (%)	Vannledningsevne (10^{-12} m/s)
Herøyaformasjonen	0.38	63
Venstøpformasjonen	0.42	11
Steinvika-/Skavråkerformasjonen	0.10	6.0
Steinvikaformasjonen	0.28	36
Fossumformasjonen	0.38	76

Det er gjort packer-tester (med Lugeon målinger) for å vurdere vannledningsevne i fjellet. En Packer-test med Lugeon måling er en måte å estimere vannledningsevnen i oppsprukket berg. Væske injiseres over en bestemt tidsperiode med et bestemt overtrykk og mengden væske som injiseres kan gi et mål på vannledningsevnen i fjellet (NGI, 2017). Borehullene i testene var lokalisert i nærheten av sprekksoner/forkastninger, se Figur 11 og Tabell 3. Testene antydte at Steinvikaformasjonen (gruvene) har en noe høyere vannledningsevne enn de omliggende formasjonene og støtter bruken av en faktor på to i modellen: Steinvikaformasjonen har to ganger høyere vannledningsevne sammenlignet med de andre formasjonene. Porøsiteten til de ulike formasjonene antas å være dominert av sprekk-porøsitet på ca. 0.5-1 %. En oppsummering med de mest plausible hydrauliske parameterne er gitt i Tabell 5.

Tabell 5 Benyttede hydrauliske parametere for de ulike formasjonene under Eidangerhalvøya. Merk at anisotropikoeffisienten er angitt som forholdet mellom vertikal og horisontal vannledningsevne, K_v/K_h . Med dette menes forholdet mellom henholdsvis vannledningsevne på tvers av og langs med lagdelingsretningen. Se Figur 3 for lagdeling.

Formasjon	Hydraulisk vannledningsevne, K_h , [m/s]	Porøsitet, ϕ , [%]	Anisotropikoeffisient K_v/K_h , [-]
Herøyaformasjonen	$3.2 \cdot 10^{-9}$	0.5	1/2
Venstøpformasjonen	$3.2 \cdot 10^{-9}$	0.5	1/10
Skavråkerleddet og Steinvikaformasjonen	$6.4 \cdot 10^{-9}$	1	1
Fossumformasjonen, Elnesformasjonen, Hukformasjonen, Alunskiferformasjonen,	$3.2 \cdot 10^{-9}$	0.5	1/2
Grunnfjell	$3.2 \cdot 10^{-9}$	0.5	1/2
Sediment i Eidangerfjorden	10^{-9}	25	1

I litteraturen brukes flere ulike enheter for å beskrive gjennomstrømningsevnen i porøse/oppsprukne medier; f.eks. hydraulisk vannledningsevne K [m/s] og permeabilitet k [m²]. Disse har følgende relasjon:

$$K = \frac{\rho g k}{\mu} \approx 10^7 \cdot k \quad \text{Lign. 4}$$

Der $\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ er tetthet til vann, $g = 9.81 \text{ m/s}^2$ er gravitasjonskonstanten, og μ [Pa·s] er viskositet til vann. Darcy er også en vanlig brukt enhet der $1D \approx 10^{-12} \text{ m}^2$ eller 10^{-5} m/s . Merk at en naturlig geologisk barriere er ofte definert som et materiale med en gjennomstrømningsevne som er 10^{-9} m/s eller mindre.

2.9 Strømningsligninger

Ved beregning av forurensningstransport antas her et så langt tidsperspektiv at man kan se bort fra tidsvariasjoner i strømningsfeltet (stasjonært tilstand). I tillegg ser man bort fra eventuelle brønner som produserer eller injiserer signifikante mengder vann, dermed forenkles massekonserveringsligning for grunnvann til:

$$\nabla \cdot (\rho \mathbf{q}) = 0 \quad \text{Lign. 5}$$

der ρ [kg/m³] er tetthet til vann og \mathbf{q} [m/s] er volumfluks gitt ved Darcy's ligning:

$$\mathbf{q} = -\frac{\mathbf{k}}{\mu} (\nabla p - \rho \mathbf{g}) \quad \text{Lign. 6}$$

der \mathbf{k} [m²] er effektiv permeabilitet-tensor av bergmassen, μ [Pa·s] er viskositet til vannet, p [Pa] er pore-/vanntrykk og \mathbf{g} [m/s²] er gravitasjonsvektoren.

Langs forkastningene brukes en dimensjonsreduert formulering av massekonserveringsligningen der Lign. 5 integreres over tykkelsen h_f [m] av forkastningen/forkastningssonen og den resulterende ligningen beskriver strømning av vann parallelt (tangentielt) med en forkastning eller en forkastningssone:

$$h_f \nabla_t (\rho \mathbf{q}_t) = 0 \quad \text{Lign. 7}$$

der nedsenket t indikerer tangentiell derivert. Den tangentiell-deriverte av en størrelse u , $(\nabla u)_t$, er den tangentielle projeksjonen av en gradient på en flate (eller en kant):

$$(\nabla u)_t = (\mathbf{I} - \mathbf{nn}^T) \cdot \nabla u \quad \text{Lign. 8}$$

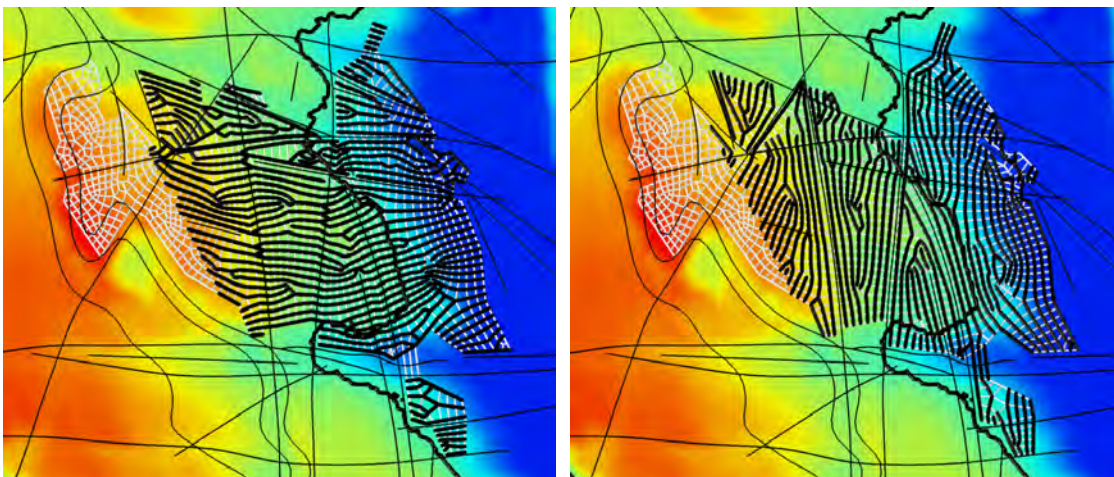
der \mathbf{I} er enhetstensor og \mathbf{n} er enhets-normalvektoren. Darcy's ligning beskrives også ved tangentielle gradienter:

$$\mathbf{q}_t = -\frac{\mathbf{k}}{\mu} \nabla_t(p + \rho z g) \quad \text{Lign. 9}$$

Før en eventuell oppfylling av gruvene starter er de tomme og det antas atmosfærisk trykk inne i gruva. I en slik situasjon vil vann lekke/drenere inn fra både landområder (overflatevann, ferskvann) og Eidangerfjorden (innlekkasjevann, saltvann). Når gruvene fylles igjen med masser beregnes strømmingen gjennom det stabiliserte avfallet med en dimensjonsreduert formulering av massekonserveringsligningen der Lign. 5 integreres over tverrsnittarealet A [m^2] til gruvene:

$$A \nabla_t(\rho \mathbf{q}_t) = 0 \quad \text{Lign. 10}$$

der nedsenket t indikerer tangentiell derivert og Darcy's ligning beskrives igjen ved Lign. 9. En gruvegang er alltid ca. 14 m bred, men høyden varierer fra 8 til 16 m i områdene med rom og pilar drift. I modellen deles gruva grovt sett inn i gruveganger med Ø-V retning og gruveganger med N-S retning, der gangene med Ø-V retning har en høyde på 16 m og N-S gangene har en høyde på 10 m. Se Figur 15 for modellens fordeling av gruveganger med Ø-V og N-S retning. Merk at de nordlige gruvegangene normalt har en høyde på 8 m mens i modellen er de definert med en høyde på 10 m. Dette er fordi gruvene i modellen ikke er en eksakt representasjon av Dalen gruve (på grunn av manglende kart, se avsnitt 2.2) og for at volumet av gruvene som er tiltenkt deponering skal tilsvare estimert tilgjengelig deponivolum (ca. 18 millioner m^3) er de i modellen definert med en høyde på 10 m.



Figur 15 Fordeling av østlige og nordlige gruver. Venstre: De tykke svarte linjene illustrerer gruvene som orienterer seg Ø-V, disse har en høyde på 16 m i modellen. Høyre: De tykke svarte linjene illustrerer gruvene som orienterer seg N-S, disse er 10 m høye i modellen. De tynne hvite linjene illustrerer modellerte gruver som ligger over kote 0 (null) og er ikke tenkt brukt til lagring.

Lign. 7 og Lign. 10 beskriver henholdsvis strømning gjennom forkastninger og gruver, ved å anta at strømningsfeltet, og vanntrykket, er konstant på tvers av forkastningen og over hele tverrsnittet av gruvene.

Den anvendte approksimasjonen (dimensjonsreduksjonen) av gruver og forkastninger vil underestimere den resulterende lekkasjeraten, spesielt for volumene knyttet til gruva. Den kalibrerte vannledningsevnen vil derfor bli noe høyere enn den ville blitt dersom en full-dimensjonal (uten dimensjonsreduksjon av gruver og forkastninger) modell ble brukt. Eksakt hvor mye modellen underestimerer lekkasjeraten vil avhenge av hvor finmasket diskretiseringen (celleinndelingen) av modellen er, men numeriske tester har vist at lekkasjeraten kan underestimeres med opptil 10-15 %. Dette er en konservativ approksimasjon da en høyere vannledningsevne vil overestimere transport av forurensninger enn det som forventes i virkeligheten.

2.10 Kalibrering

Det ble utført packertester med Lugeon målinger (vanntapsmålinger) i 7 brønner i det aktuelle området i Brevik, se Tabell 3. Testene viste moderat vannledningsevne i de øverste formasjonene. Trykket var over hydrostatisk trykk og resultatene kan derfor indikere oppsprekking av bergmassene. Deteksjonsgrensen for målingene er estimert til $<10^{-9}$ m/s. Da testdataene ikke er helt entydige er vannledningsevnen av bergmassene også approksimert ved hjelp av en kalibrering mot tilgjengelige pumpedata (vann pumpet ut av gruvene). Dataene fra pumpestasjonene (pumpesump) gir detaljert informasjon på lekkasje inn i gruvene og jo flere pumpestasjoner jo bedre romlig oppløsning kan man få på lekkasjene i ulike deler av gruvens som er opphavet til vann som pumpes ut.

I modellen er det 5 kategorier av formasjoner (i tillegg til sedimentlaget i Eidangerfjorden, men de hydrauliske egenskapene til denne anses som konstante og kjente, se Tabell 5). I tillegg er det 5 kategorier av forkastninger (se Tabell 2, Figur 8, Figur 9 og Figur 10) som er her antatt å ha samme tykkelse. Parametere som må kalibreres i modellen er følgende:

1. Vannledningsevne og porøsitet/oppsprekkingsgrad av formasjonene: 10 stk.
2. Anisotropi i formasjonene: 5 stk.
3. Vannledningsevne (5 kategorier) og tykkelse av forkastningene: 6 stk.

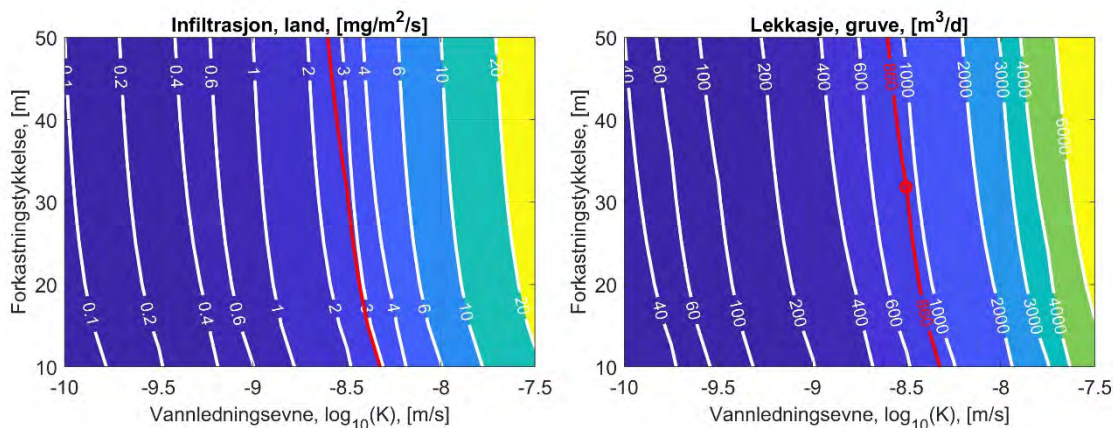
Merk at antall parametere som må kalibreres er basert på antall identifiserte formasjoner og forkastninger som benyttes i modellen.

Kalibreringen består i å finne optimale verdier slik at modellerte lekkasjer til gruvene stemmer med målte pumpedata, samt at modellert infiltrasjon stemmer med nedbøren i et aktuelt/representativt tidsrom. Effekten på lekkasje og infiltrasjon vil variere med vannledningsevne i de ulike formasjonene og forkastningene og en avgrenset sensitivitetanalyse har delvis bidratt til å identifisere hvilke parametere som er av avgjørende

betydning og hvilke som er av mindre betydning. En fullstendig sensitivitetsanalyse av de identifiserte modellparameterne er ikke hensiktsmessig. Dette er dels fordi det vil innebære ekstremt mange simuleringer på minst to millioner kombinasjoner (dersom to verdier for hver parameter skal simuleres, 2^{21}), eller ca. 66 000 kombinasjoner dersom anisotropi-koeffisientene kan antas kjente, og dels fordi den ikke vil gi entydige resultater.

Da vi antar at de estimerte anisotropikoeffisientene er realistiske verdier (se kap. 2.8), kan det ses av Tabell 5 at de geologiske bergartsformasjonene er delt i to hovedgrupper; Steinvikaformasjonen (med Skavråkerleddet) og de resterende formasjonene (ved å se på hydraulisk ledningsevne og porøsitet). Sedimentene i Eidangerfjorden er unntatt fra denne grupperingen og anses som kjent med en antatt vannledningsevne som er lavere enn alle andre formasjoner (10^{-9} m/s). Siden Steinvikaformasjonen modelleres med høyere vannledningsevne enn de resterende formasjonene ($\times 2$) kan kalibreringen utføres ved at tykkelsen på forkastningssonene varieres i stedet.

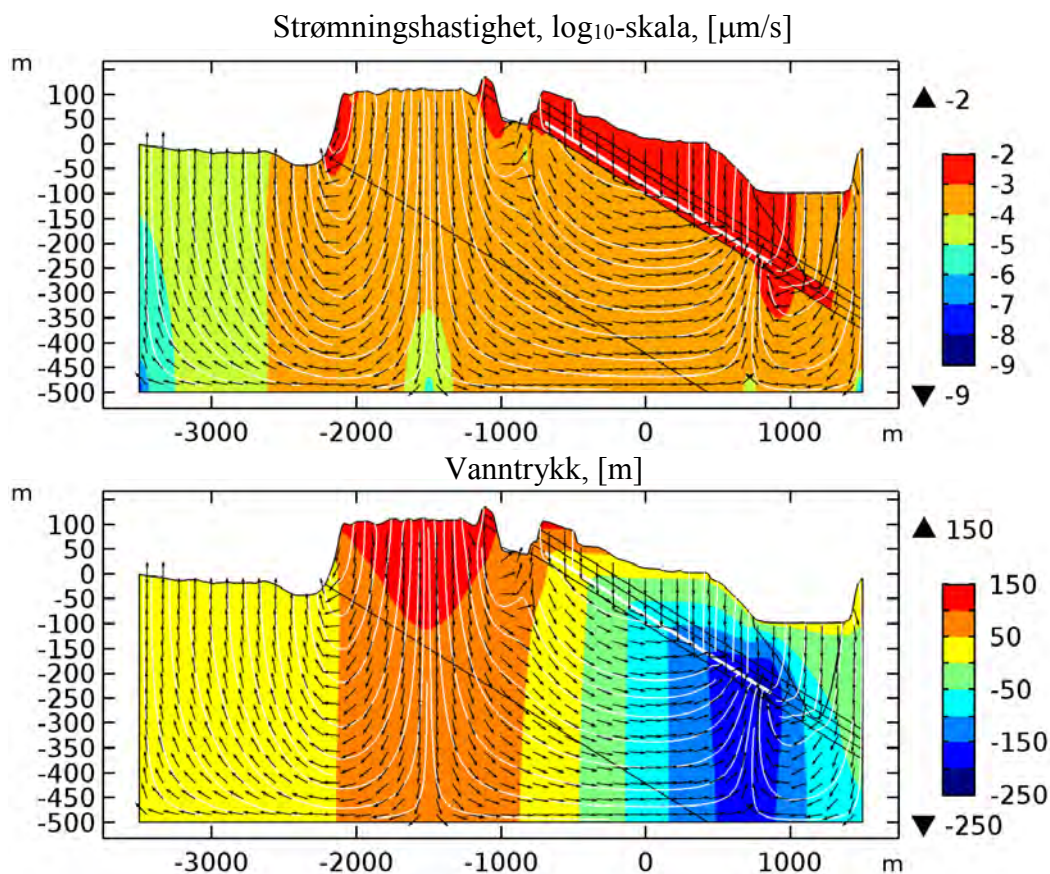
Ved å variere vannledningsevnen i de ulike geologiske formasjonene og tykkelsen på forkastningene kan lekkasjen inn i gruvene samt infiltrasjonen fra terrengoverflaten beregnes. Disse verdiene kan så sammenlignes med pumpedata fra gruvene og nedbør-basert infiltrasjon fra land. I Figur 16 vises en slik parametrisk studie.



Figur 16 Konturplott av vanninfiltrasjon (venstre, gjennomsnitt på land over gruvene) på Eidanger-halvøya og innlekkasje i område A og B i gruvene (høyre). Den røde linja i høyre figuren indikerer mengde vann som pumpes ut av gruva i område A og B (se Figur 7) og den tilsvarende røde kurven i figuren til venstre indikerer infiltrasjonen på land ved de samme modellparameterne. Det røde punktet i figuren til høyre tilsvarer de optimaliserte/kalibrerte parameterne for vannledningsevne K_h i bergmassen og forkastningstykkelse h_f . Merk at Steinvikaformasjonen har dobbelt så høy vannledningsevne som de andre formasjonene i modellen.

Kalibreringen som er benyttet her viser at hvis man legger til grunn at 860 m³ vann pr. dag lekker inn i gravene (i område A og B, se Figur 7), kan man se av Figur 16 at det tilsvarer ca. 2-3 mg/m²/s, eller en infiltrasjonsgrad på 6-10 % ved 1000 mm års-nedbør (se Figur 14). Årsnedbør i området ligger mellom 590-1160 mm/år (NGI, 2016).

Ved avslutning av deponivirksomheten vil en normaltilstand for grunnvannsstrømning etableres i område rundt gravene. Dette skjer ikke momentant, men vil ta litt tid. I modellen benyttes en konservativ antagelse ved at denne normaltilstanden antas å oppstå umiddelbart. Denne antagelsen er konservativ da modellen vil beregne at en potensiell lekkasje vil skje tidligere enn at den normale grunnvannstrømningen faktisk vil være etablert. Figur 13 viste en situasjon uten gruver (og forkastninger), i Figur 17 ses den tilsvarende situasjonen med åpne gruver (dagens situasjon).



Figur 17 Illustrasjon av grunnvannsstrømmen (øverst, i $\mu\text{m/s}$ ($=10^{-6}$ m/s), 10-logaritmisk skala) og trykkfordelingen (nederst, vannsøylemeter) i et tverrsnitt av Eidangerhalvøya (se Figur 13). Merk at aksene ikke er identiske; geometrien har en vertikal overforhøyning. I motsetning til Figur 13, viser figurene situasjonen med gruver som er tomme (dagens situasjon). Illustrasjonene er fra en 2D modell av et tverrsnitt som vist i Figur 13.

2.11 Utlekking og transport av forurensning

I det følgende beskrives metoden og ligningene som ligger til grunn for modellering av transport og eventuelt lekkasje av miljøfarlige stoffer fra det stabiliserte avfallet.

I utgangspunktet er de miljøfarlige stoffene stabilisert i avfallet, men når grunnvann strømmer gjennom det stabiliserte avfallet vil en liten andel av dette løses opp og transporteres ut av gruvene med grunnvannet. Siden avfallet er stabilt er dette en prosess som er langsom og hvor utlekkingen av de miljøfarlige stoffene vil avta med tid. En såkalt kolonnetest er utført for å kunne kvantifisere denne prosessen, se også NGI (2016).

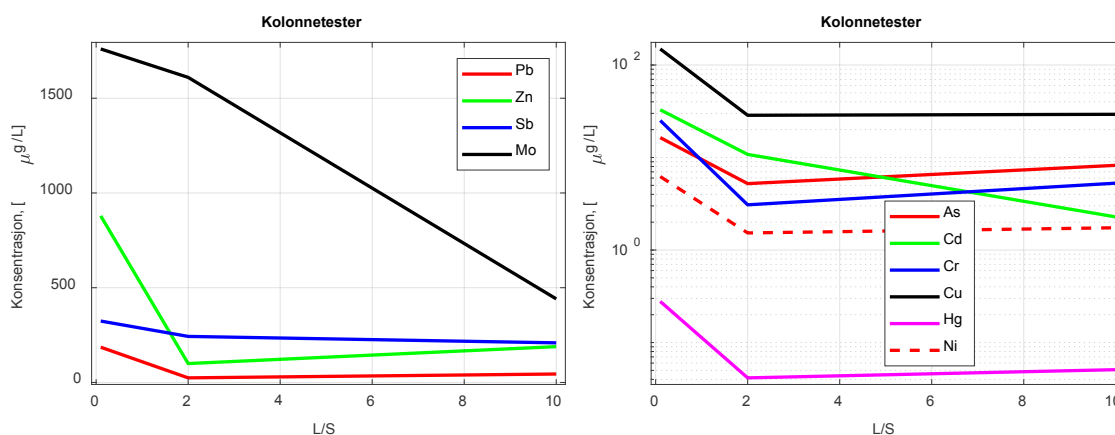
2.12 Kolonnetest med stabilisert farlig avfall (filterkake)

I en kolonnetest fylles en sylinder (30 cm høy, 5 cm diameter) med stabilisert avfall (ca. 350-400 gram) og systemet mettes med vann. Deretter pumpes vann med lav hastighet kontinuerlig gjennom prøven (nedenfra) og vannet som kommer ut på toppen av kolonnen samles opp. Når vannmengde tilsvarende 0.1, 2 og 10 ganger massen av prøvematerialet (Liquid/Solid, L/S-forhold) i kolonnen er samlet opp tas det ut prøver som analyseres for innhold av ulike metaller som kan være miljøfarlige ved høye konsentrasjoner.

I modellen tas det utgangspunkt i at det skal lagres 18 millioner m³ avfall. Med en masse-tetthet på avfallet på ca. 1400 kg/m³ tilsvarer dette ca. 25 millioner tonn, som er ekvivalent med ca. 25 millioner m³ vann (med tetthet 1000 kg/m³). L/S-forhold på 0.1 tilsvarer dermed at 2.5 millioner m³ vann har strømmet gjennom avfallsdeponiet. I avsnitt 2.14 er det beregnet at vannmengde gjennom gruvene er i størrelsesorden 1 m³/dag som betyr at det kan ta opptil 7000 år (2.5 millioner dager) før L/S-forhold på 0.1 er oppnådd i alle gruvene. Dette tallet varierer sterkt gjennom gruvene ettersom strømningshastigheten varierer over flere potenser, se Figur 21, men det er likevel en indikasjon på at utlekkingsprosessen er svært langsom. Ettersom vi ikke kjenner til den kjemiske likevektskonstanten til de ulike komponentene kan vi ikke eksakt beskrive utlekkingsraten og som en konservativ approksimasjon bruker vi derfor i modellen at porevannet i gruvene har konstant konsentrasjon av komponentene tilsvarende L/S-forhold på 0.1. Denne antagelsen er konservativ ettersom dette medfører at mengden miljøfarlige stoffer som lekker ut vil overestimeres i modellen. Resultatet av kolonnetesten som er benyttet i forbindelse med 3D modelleringen er vist i Tabell 6 og Figur 18.

Tabell 6 *Konsentrasjonen av metaller i vannet fra kolonneforsøk (væske-faststoff ratio (liquid-solid ratio, L/S) på 0.1) på stabilisert filterkake januar 2018. Konsentrasjoner i µg/L.*

Komponent	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Mo	Sb
L/S 0.1 [µg/L]	16.4	32.8	25.1	149	0.278	6.22	186	879	1760	324



Figur 18 Resultat av kolonneforsøkene for alle komponentene. Konsentrasjonsverdiene for L/S 0.1 er gitt i Tabell 6. Merk at figurene har ulik skala for konsentrasjon.

2.13 Transport av forurensninger

Transport av forurensningene er beskrevet av en massekonserveringsligning for hvert forurensningsstoff:

$$(\phi + \rho_s K_d) \frac{dc}{dt} + \nabla \cdot (-D_{aq} \nabla c + \mathbf{u}c) = 0 \quad \text{Lign. 11}$$

Der c [mol/m³] er konsentrasjon av en komponent (i fortynnet løsning) og D_{aq} [m²/s] er diffusjonskoeffisienten til komponenten i vann. \mathbf{u} [m/s] er strømningshastigheten til vannet som relaterer seg til Darcy's volumfluks (filter-hastighet) \mathbf{q} gitt i Lign. 5 ved:

$$\mathbf{q} = \phi \mathbf{u} \quad \text{Lign. 12}$$

Når en forurensning er løst i vann og strømmer gjennom porer/sprekker kan materiale adsorberes til bergmassene/jord (med tettheten ρ_s [kg/m³]) og dermed immobiliseres. En slik adsorpsjon vil forsinke en eventuell utlekkingsprosess, samt redusere det totale utslippspotensialet. Raten av denne adsorpsjonen er gitt av følgende term i Lign. 11:

$$\rho_s K_d \frac{dc}{dt} \quad \text{Lign. 13}$$

der K_d [m³/kg] er en fordelingskoeffisient (hvor mye forurensning som kan adsorberes per kg faststoff). I litteraturen varierer oppgitte K_d -verdier mellom ulike materialer og ulike forurensningsstoffer, og effekten av adsorpsjon i oppsprukket berg med en varierende sammensetning er således beheftet med en betydelig usikkerhet. Numeriske simuleringer viser imidlertid at selv ved svært lave K_d -verdier bremses utlekkingen kraftig og i modellen er det kun benyttet K_d -verdier tilsvarende null (0) og en (1). Dette

ansees som en konservativ antagelse ettersom bidrag fra adsorpsjon forsinket utlekkingen, og en K_d -verdi på en (1) anses normalt å være en svært lav verdi, se Tabell 7. Bruken av en K_d -verdi på en (1) er allikevel mer sannsynlig enn å se bort ifra all adsorpsjon i systemet (jfr. $K_d = 0$). Det er verdt å merke i denne sammenhengen at transport ved diffusjon vil over tid medføre at mer av forurensningsstoffene kommer i kontakt med større deler av bergmassen og således forsterke adsorpsjonsprosessen over tid.

Tabell 7 *Distribusjons- (K_d) og diffusjonskoeffisienter (D_{aq}) brukt i modellen.*

	As	Pb	Cd	Cr (tot)	Cu	Hg	Ni	Zn	Mo	Sb
K_d i sediment, [L/kg]	30	1000	30	2000	500	200	100	100	155	38
K_d i kalkstein/berg, [L/kg]	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Diffusjonskoeffisient, D_{aq} , 10^{-9} [m ² /s]	0.905	0.945	0.719	1.132	0.714	0.913	0.661	0.703	1.984	0.849

* Det er stor usikkerhet i verdiene for K_d i kalkstein/berg, derfor er $K_d = 0$ og $K_d = 1$ brukt i modellen, hvor $K_d = 0$ er en svært konservativ antagelse og ansees ikke som realistisk

Tilsvarende som for strømming av vann i gruvne og forkastningene kan konserveringsligningen, som en approksimasjon, integreres over tverrsnittet A av gruvegangene og forkastningene. Dette gir en dimensjonsreduert formulering av transportligningen (Lign. 11):

$$A(\phi + \rho_s K_d) \frac{dc}{dt} + \nabla_t \cdot A(-D_{aq} \nabla_t c + \mathbf{uc}) = 0 \quad \text{Lign. 14}$$

der, som tidligere, nedsenket t indikerer tangentiell derivert, se Lign. 8.

De hydrauliske egenskapene og materialparameterne for det stabiliserte avfallet er gitt i Tabell 8.

Tabell 8 *Hydrauliske egenskaper og materialparametere for stabilisert avfall brukt i modellen.*

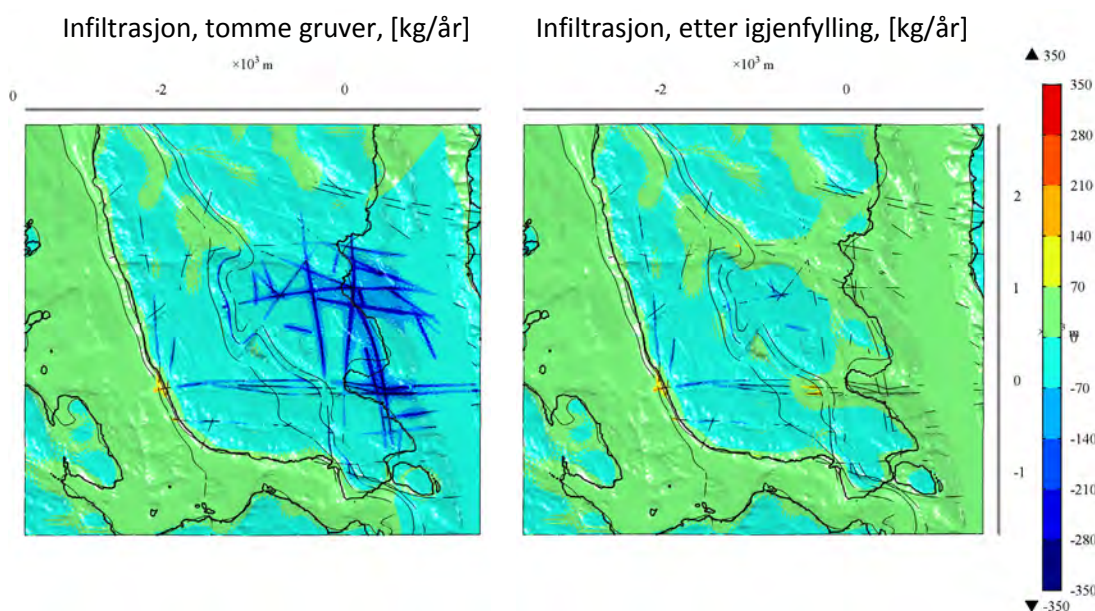
Parameter	Verdi	Kommentar
Porøsitet, ϕ	0.35	Konservativt antatt verdi. Forventes å være høyere (høyere porøsitet vil gi lavere konvektiv transport, se Lign. 12)
Tetthet, ρ_s	1400 kg/m ³	Estimert til mellom 1200-1600 kg/m ³
Distribusjonskoeffisient, K_d	0 L/kg	Adsorpsjon er ignorert i det stabiliserte avfallet. $K_d = 1$ L/kg gir ingen utlekking (etter 1000 år)
Vannledningsevne, K	10^{-5} m/s	Verdien er antatt konservativ. En parameterstudie på vannstrømmen gjennom gruvne er gjort for verdier 10^{-4} - 10^{-7} m/s.

3 Resultater

Resultatene som presenteres her er basert på en relativt grov kalibrering av den hydrogeologiske modellen. Fokus for dette arbeidet har vært på å bygge en så realistisk modell som mulig basert på tilgjengelig data, og å identifisere kritiske elementer som kan påvirke og forbedre modellen gjennom en mer detaljert kalibrering. Parametere har vært konservativt valgt for å unngå å undervurdere vann og stofftransport. Flere av disse elementene er nevnt i tidligere kapittel om kalibrering: Vannledningsevne og porøsitet / oppsprekingsgrad av alle bergartsformasjoner, vannledningsevne og tykkelse av forkastningene (evt. kategorier av forkastninger) og anisotropi i de geologiske formasjonene.

En grov karakterisering av de ulike formasjonene og forkastningene ble gjort som et første estimat på vannledningsevne, porøsitet og anisotropi. Da det er begrenset med data å kalibrere mot (saltvannslekkasje fra Eidangerfjorden til gruvene under fjorden, gruvegang A og B i Figur 7), er det kun to hydrauliske parametere som kan kalibreres. Den ene parameteren er vannledningsevne i de ulike bergartsformasjonen. Ut ifra flere numeriske tester, samt Lugeon tester som er utført (NGI, 2017), virker det rimelig å anta at vannledningsevnen i Steinvikaformasjonen (kalksteinsformasjonen der gruvene ligger) er noe høyere enn de resterende bergartsformasjonen (en faktor 2 er benyttet i modellen). En annen kritisk parameter for lekkasje er forkastningenes volum. Det er kartlagt mange forkastninger i området, men det er ikke mulig å kalibrere tykkelsen (og derigjennom volumet) på de enkelte forkastningene eller enkelte grupper av forkastninger separat. Den andre parameteren det kan kalibreres mot er tykkelsen på forkastningssonene og som en forenkling antas det derfor at alle forkastninger har samme tykkelse, men ulik vannledningsevne. Numeriske studier ble benyttet for å skille de ulike forkastningsgruppene (se Figur 8, Figur 9 og Figur 10), og det ble blant annet tydelig at Dalenforkastningen må ha en høy innlekking sammenlignet med forkastningene i SØ-retning samt Heistad- og Heistadbekkkforkastningene. Dette støttes av observasjoner gjort i gruvene. Videre har de ulike forkastningsgruppene ulik vektning i vannledningsevne ut ifra orienteringen relativt til den tektoniske hovedspenningsretningen i bergmassen, som er orientert omtrentlig langs gruve-nord: N28°V. Fra disse kvalitative betraktningene ble det utført en numerisk inversjon på vannledningsevnen i bergmassene og tykkelsen på forkastningene som passet med en gjennomsnittlig lekkasjerate fra Eidangerfjorden på $3 \cdot 10^{-9}$ m/s. Resultatet ga en vannledningsevne for Steinvikaformasjonen på $6 \cdot 10^{-9}$ m/s og en tykkelse på forkastningene på 31.8 m. Disse vannledningsevnene medfører at det av forventet årsnedbør i områdene rundt gruva kan antas 6-10 % infiltrasjon. Det bemerkes at infiltrasjonsestimatet er usikkert og derfor ikke kan brukes direkte i kalibreringen, men det gir en indikasjon på at den estimerte vannledningsevnen er realistisk.

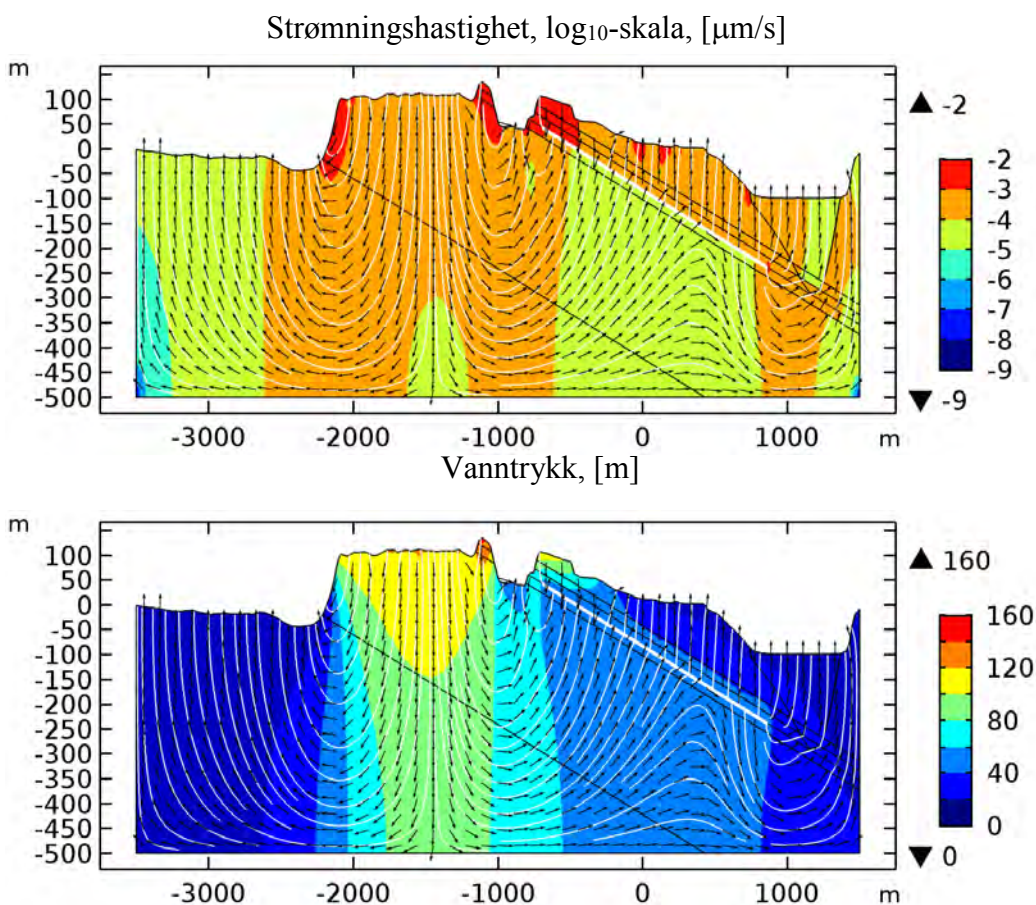
I Figur 19 ses vannfluksen ($\text{kg/m}^2/\text{s}$) på terrengoverflaten av den kalibrerte modellen der blå farge (negative verdier) indikerer vanninfiltrasjon og rød farge (positive verdier) indikerer vannutstrømming.



Figur 19 Venstre: Infiltrasjon med åpne gruver (dagens situasjon). Høyre: Infiltrasjon etter igjenfylling av gruver. Negative verdier (blå farge) indikerer infiltrasjon ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$) og positive verdier (grønn-rød farge) indikerer utstrømning av grunnvann.

I Figur 19 (venstre) vises infiltrasjon med åpne gruver (dagens situasjon). Fra modellen er det tydelig at vann infiltrerer fra fastland (Eidangerhalvøya) og strømmer ut i Frierfjorden mot vest. Mot øst infiltrerer vann fra Eidangerfjorden som lekker inn i gravene. Det er også tydelig at vann infiltrerer gjennom svakhetssonene (sterk blå farge).

I Figur 19 (høyre) vises situasjonen etter endt deponivirkosomhet når gravene under kote-0 er fylt med stabilisert avfall. Det er antatt at avfallet er pakket slik at det har en hydraulisk ledningsevne $K = 10^{-5}$ m/s og en porøsitet $\phi = 0.35$ (samt at raset og andre åpninger til dagen er utbedret og opptrer som tette). Det er nå re-etablert en normal tilstand der vann strømmer fra høyereliggende områder til lavereliggende områder og ut i fjordene.



Figur 20 Illustrasjon av grunnvannsstrømmen (øverst, i $\mu\text{m/s}$, 10-logaritmisk skala) og trykkfordelingen (nederst, vannsøylemeter) i et Ø-V tverrsnitt av Eidangerhalvøya (se også Figur 13 og Figur 17). Merk at aksene ikke er identiske; geometrien har en vertikal overforhøyning. Figurene viser situasjonen etter at gruvene er gjenfylt med stabilisert avfall. Illustrasjonene er fra en 2D modell.

I Figur 20 vises vertikalt snitt av situasjonen etter igjenfylling i et Ø-V tverrsnitt av Eidangerhalvøya. Sammenlignet med situasjonen i Figur 13 så konsentrerer strømningslinjene seg mot de gjenfylte gruvene og mer av vanntransporten foregår gjennom og over gruvene.

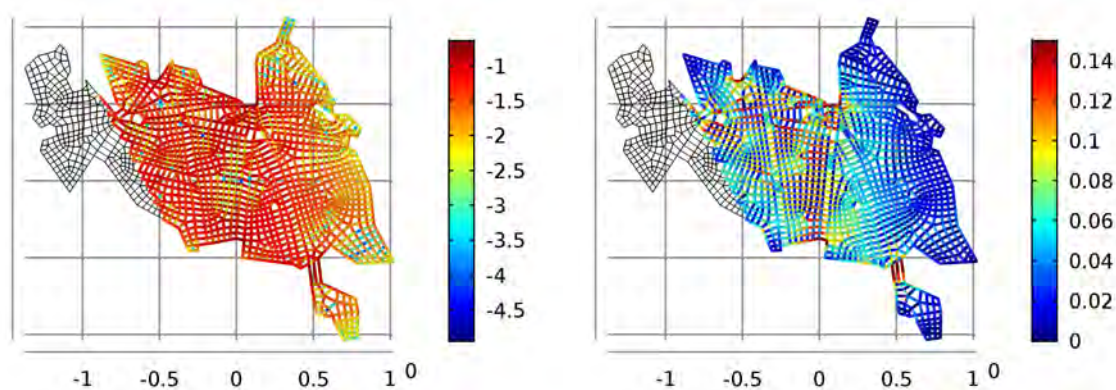
3.1 Vannmengder gjennom stabilisert avfall.

Vannmengder gjennom stabilisert avfall avhenger av vannledningsevnen til avfallet (hvor godt det er pakket). I Figur 21 vises strømningsfeltet gjennom gruvene (etter fylling). Hastigheten er høyere i gruvene (10^{-8} - 10^{-7} m/s) enn i bergmassene rundt (10^{-11} - 10^{-10} m/s). Ved å visualisere strømningshastigheten på lineær-skala, og fokusere fargeskalaen på lave verdier, er det tydelig at enkelte strømningsretninger er foretrukne. Med unntak av området rundt Dalenforkastningen er det de Ø-V orienterte gruvene som er

foretrukne strømningsveier og i mindre grad de N-S orienterte gruvene, dette er også sammenfallende med den generelle strømningsretningen i bergmassen. Generelt sett vil vann strømme fra områder med høyt trykk (høyere-liggende områder, for eksempel land) til områder med lavt trykk (lavere-liggende områder, for eksempel fjorden), eller sagt på en annen måte: "minste motstands vei", slik at lav vannledningsevne i de deponerte massene vil medføre at mindre vann vil strømme langsmed gruvene, spesielt i de lavereliggende gruvene under Eidangerfjorden. Dette er også tydelig i Figur 21 (høyre, blå farge), der det er forholdsmessig mindre gjennomstrømning (lav strømnings-hastighet) av de lavereliggende gruvene mot øst under Eidangerfjorden.

Strømningshastighet, \log_{10} -skala, [$\mu\text{m/s}$]

Strømningshastighet, lineær-skala, [$\mu\text{m/s}$]



Figur 21 Stasjonær strømningshastighet gjennom gjenfylte gruver (porøsitet $\phi = 0.35$). Venstre: $K = 10^{-5}$ m/s, total vannmengde gjennom gruvene er gitt i Tabell 9. Høyre: Samme som venstre figur, men på lineær-skala for å illustrere at noen strømningsveier er foretrukne fremfor andre og at transporten er minst (lavest strømningshastighet) nederst i gruva (mot øst). Kote-0 (0 moh) er der de fargede linjene grenser til de tynne svarte linjene mot vest.

Den totale vannmengden som strømmer langs med gruvene gjennom stabilisert avfall er gitt i Tabell 9. Resultatene viser at vannmengden varierer med den hydrauliske ledningsevnen i det stabiliserte avfallet. Etersom strømming i gruvene i den matematiske modellen er definert som linjesegmenter og ikke volumelementer (som for eksempel rør) er ikke strømningsfeltet på tvers av gruvene definert (se avsnitt 2.9 for strømningsligningene). Dette betyr at tallene i Tabell 9 ikke gir den totale mengden vann som strømmer gjennom gruvene, men den mengden vann som strømmer langs med gruvene. Siden vannledningsevnen til det stabiliserte avfallet er (mye) høyere enn den omliggende bergmasse vil væsken som strømmer gjennom gruvene hovedsakelig strømme langs med gruvene. Dette er også antagelsen bak den dimensjonsreduerte formulering av massekonserveringsligningen til grunnvannet i gruvene, se Lign. 10.

Tabell 9 Vannmengder gjennom stabilisert avfall ved ulike vannledningsevner i det stabiliserte avfallet. Merk at dette er vannmengder som strømmer langs med gruvene, og ikke på tvers av gruvene.

Hydraulisk ledningsevne stabilisert avfall [m/s]	Vannmengder gjennom gruvene [m ³ /dag]
10 ⁻⁴	1.1
10 ⁻⁵	0.75
10 ⁻⁶	0.24
10 ⁻⁷	0.036

Vannmengde Q [m³/s] gjennom gruvene beregnes ved å integrere Darcy-hastigheten over tverrsnittet av gruvene, i alle gruveganger:

$$Q = \frac{1}{L} \int_{\Gamma} (qA) d\Gamma, \quad L = \int_{\Gamma} (1) d\Gamma \quad \text{Lign. 15}$$

Der L [m] er lengden av gruvene og Γ representerer de dimensjonsreduerte gruvene (her linje-segenter).

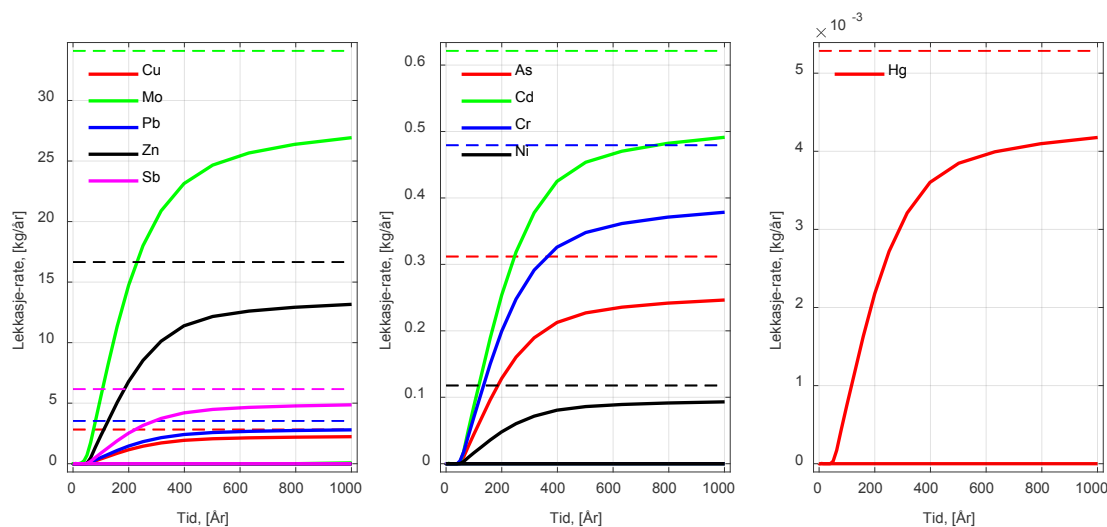
3.2 Utlekking av miljøfarlige stoffer

Utlekking er her definert som fluks/strømning av ulike miljøfarlige stoffer (elementer) fra avfallsdeponiet til både sjø (hovedsakelig Eidangerfjorden) og land. I det følgende blir det vist resultater for flere kritiske elementer i forbindelse med utlekking fra de gjenfylte gruvene. Konsentrasjonen av forurensninger i grunnvann/porevann, i fjorden og på terrengoverflaten benyttes som grensebetingelser. For porevann i gruva (dvs. vann i de deponerte massene) benyttes resultater fra kolonnetester, mens det for øvrige masser gjøres en konservativ antagelse om at initiell konsentrasjon i både grunnvannet, på terrengoverflaten og i fjordene er null. Dette er imidlertid en meget konservativ betingelse da den antar at straks en forurensning kommer til overflaten så transporteres den vekk og betingelsen vil derfor medføre en økt konsentrasjonsgradient ved overflaten (land og fjord). Resultatet er at reell fluks av forurensning vil bli noe overestimert. Lekkasjeraten $I(t)$ [kg/s] beregnes ved å integrere denne fluksen på terrengoverflaten:

$$I(t) = \int_{S_A} \frac{dc}{dn} dS_A \quad \text{Lign. 16}$$

Der \mathbf{n} [-] er normalvektoren på overflaten og S_A representerer overflaten. 3D simuleringen viser at med adsorpsjon i bergmassen rundt deponiet ($K_d = 1$) vil totalutslippet fra deponiet til overflaten være neglisjerbart også etter 1000 år (tilnærmet 0 kg/år), det er kun molybden (Mo) som viser antydning til å lekke etter ca. 850 år, se Figur 22. I en situasjon, hvor adsorpsjon i bergmassen ikke tas hensyn til ($K_d = 0$), viser simuleringen at det vil ta mange år før transport av metaller ut av deponiet når overflaten.

Her øker utslippsmengden over tid for deretter å flate ut og nå en maksimal utslippsmengde (tynne horisontale linjer i Figur 22). 3D simuleringen viser at selv med denne ekstremt konservative (null adsorpsjon) tilnærmingen vil mengden som slippes ut til overflaten være liten. Se Tabell 10 for beregnede lekkasje-rater for de ulike elementene etter 10, 100 og 1000 år. I tillegg til lekkasje-rater for de ulike elementene vises lekkasjeraten som vil være absolutt maksimum etter lang (uendelig) tid. Lekkasje ut av gruvene vil aldri nå denne raten ettersom utlekkningen fra det stabiliserte avfallet vil avta med tiden, som beskrevet i avsnitt 2.12 om kolonnetester med stabilisert avfall.



Figur 22 Beregnet utslipp av ulike elementer. Tykke fargede linjer tilsvarer utlekkningen for $K_d = 0$. De tynne horisontale linjene tilsvarer stasjonærtilstanden for utlekkning. Merk at ved $K_d = 1$ [L/kg] har ikke komponentene begynt å lekke ut selv etter 1000 år (horisontale fargede linjer ved null lekkasje-rate), med unntak av molybden (Mo, grønn kurve, venstre figur) som viser antydning til lekkasje etter ca. 850 år. Verdier etter 10, 100 og 1000 år er vist i Tabell 10.

I Tabell 11 er total mengde forurensning i totalt deponert masse (32.4 mill. tonn, tetthet stabilisert avfall er ca. 1400 kg/m^3) beregnet ut i fra estimert totalt deponert volum (18 mill. m^3) og sammenlignet med beregnet totalt utlekket masse.

Tabell 10 Totalt årlig utslipp til resipient fra deponiet i Brevik etter avslutning (etter 10, 100 og 1000 år). 3D simuleringen er gjennomført for to ulike K_d verdier i bergmassen rundt deponiet: $K_d = 0$ l/kg (ingen tilbakeholdelse i bergmassen) og $K_d = 1$ l/kg (konsentrasjonen i faststoff er lik konsentrasjonen i vann). Simuleringen er basert på initiale konsentrasjoner (L/S 0,1) målt i kolonnetest som et konservativt høyt estimat, som i virkelighet vil avta over tid.

	Kons. Kolonne*	Utlekking 10 år (kg/år)		Utlekking 100 år (kg/år)		Utlekking 1000 år (kg/år)	
		$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg	$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg	$K_d=0$ l/kg	$K_d=1$ l/kg
As (Arsen)	L/S 0,1 (µg/l) 16,4	0.0002	□0	0.045	□0	0.25	□0
Cd (Kadmium)	32,8	0.0005	□0	0.087	□0	0.49	□0
Cr (Krom)	25,1	0.0002	□0	0.070	□0	0.38	□0
Cu (kober)	149	0.002	□0	0.40	□0	2.2	□0
Hg (Kvikksølv)	0,278	3e-6	□0	0.00075	□0	0.0041	□0
Mo (Molybden)	1760	0.007	□0	5.6	□0	27	□0
Ni (Nikkel)	6,22	0.0001	□0	0.016	□0	0.093	□0
Pb (Bly)	186	0.002	□0	0.51	□0	2.8	□0
Sb (Antimon)	324	0.004	□0	0.87	□0	4.9	□0
Zn (Sink)	879	0.01	□0	2.3	□0	13	□0

*Første utlekkingsvannet fra kolonnetest (L/S 0.1) er benyttet som et konservativt høyt estimat av konsentrasjonen i porevann i deponiet i 3D modellen.

Tabell 11 Beregning av total mengde stoff som vil bli deponert i Brevik sammenlignet med beregnet total mengde som er lekket ut etter 1000 år (tidsintegral av lekkasje ratene i Figur 22).

	Gjennomsnitt stabilisert filterkake (n=7)*	Totalt deponert**	Akkumulert utlekket etter 1000 år	Andel akkumulert utlekket etter 1000 år***
	mg/kg (g/t)	Tonn	Tonn	%
Hg (kvikksølv)	9	221	0.0032	0.001
Mo (molybden)	31	780	21	2.7
Cd (kadmium)	81	2053	0.37	0.018
Ni (nikkel)	119	2989	0.071	0.002
As (arsen)	129	3247	0.19	0.006
Cr (krom)	477	12020	0.29	0.002
Sb (antimon)	567	14292	3.7	0.026
Cu (kobber)	1536	38704	1.7	0.004
Pb (bly)	2076	52308	2.1	0.004
Zn (sink)	11007	277380	10	0.004

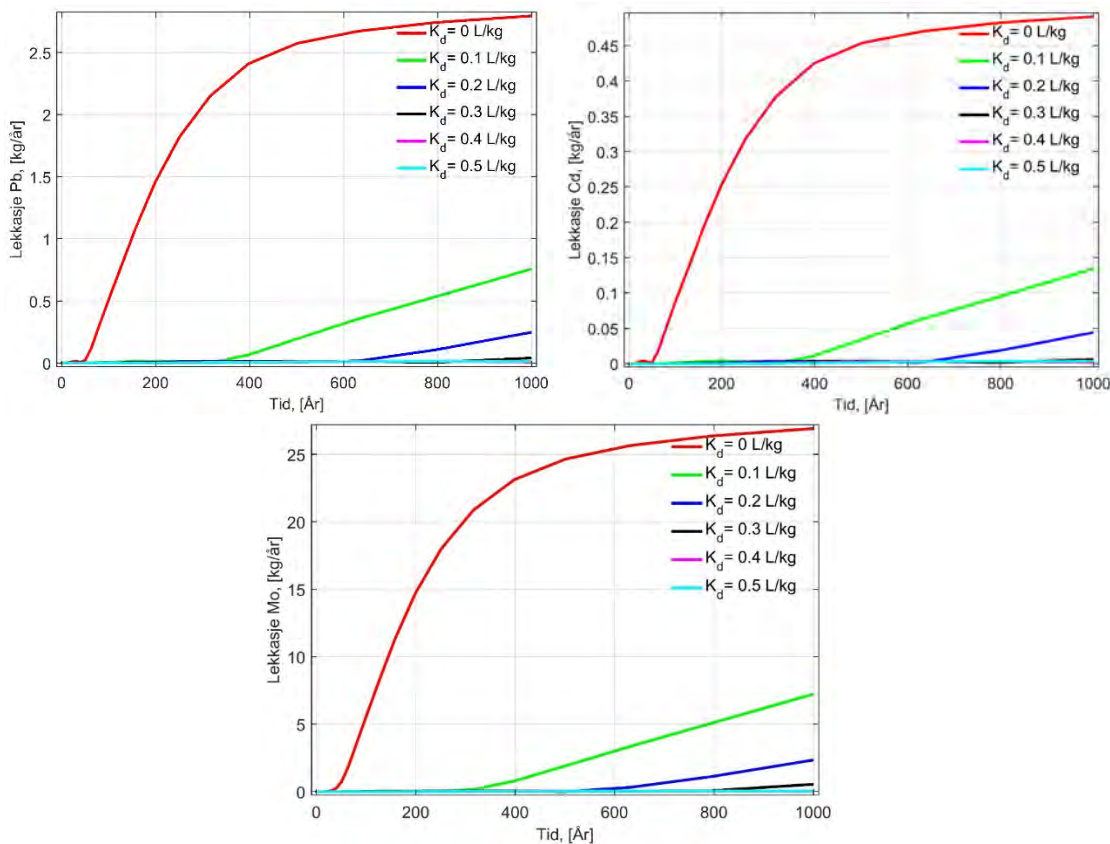
* Gjennomsnitt av 7 prøver av totalinnhold i stabilisert filterkake kun basert på flyveaske og avfallssyre.

**Basert på tetthet i avfallet på 1,4 t/m³ og 18 mill. m³ deponivolum.

***Andel av total mengde deponert

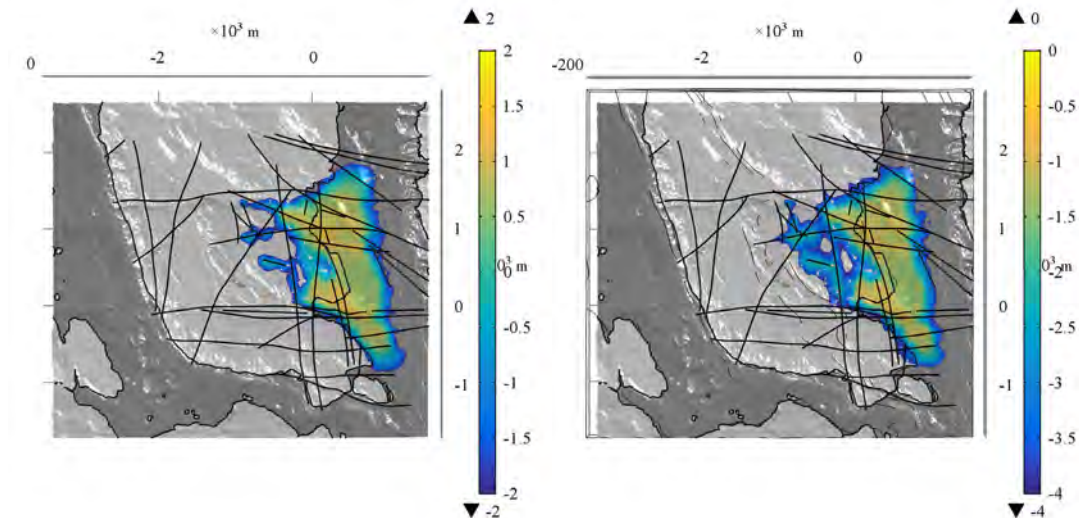
3D simuleringene viser at adsorpsjonen i bergmassen har stor betydning for total utslippsmengde innenfor et tidsperspektiv på 1000 år. For å illustrere dette er det gjort en ekstra simulering for molybden hvor det er benyttet ulike K_d -verdier for bergmassen som varierer mellom 0 og 1 l/kg (Figur 23). Til å illustrere effekten av adsorpsjon er molybden valgt fordi den har vist høyest konsentrasjon og mobilitet i utlekkingstesten og har høyest diffusjonskoeffisient. I tillegg er det gjort simuleringer for kadmium og bly.

Resultatene viser at selv med svært lave K_d verdier vil tilbakeholdelsen være betydelig (Figur 23) sammenlignet med situasjonen hvor K_d er satt til 0 l/kg (rød linje i Figur 23). Til sammenligning viser studier med jord og sediment K_d -verdier opptil 2000 l/kg, se Tabell 7. En viss tilbakeholdelse i bergmassen av forurensningskomponenter ansees som svært sannsynlig, og utslippsmengder fra deponiet antas å ligge betydelig lavere sammenlignet med situasjonen der K_d er satt lik 0 l/kg. Simuleringer med K_d satt til 0.1 l/kg i bergmassen, som ansees å være en konservativ antagelse, viser ingen lekkasje etter 100 år (grønne linjer i Figur 23). Etter 1000 år ligger lekkasjeratene på henholdsvis 0.76 kg Pb/år, 0.13 kg Cd/år og 7 kg Mo/år.



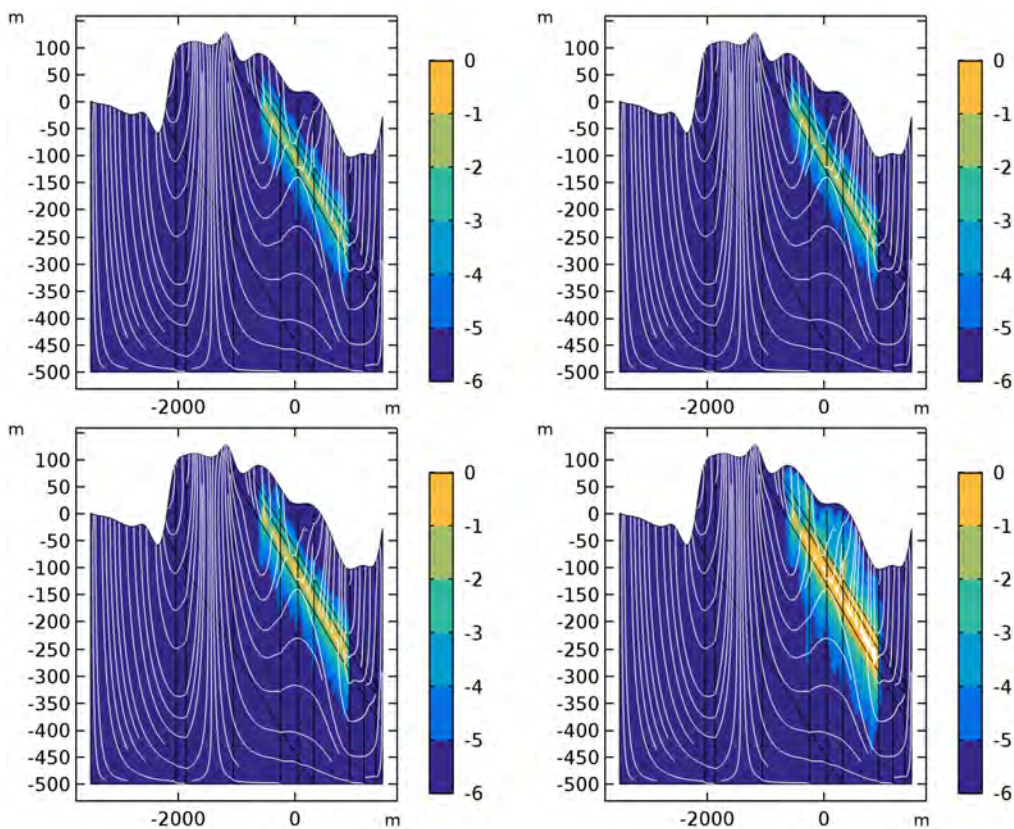
Figur 23 Totalt årlig utslipp (lekkasje-rate) for bly (Pb), kadmium (Cd) og molybden (Mo) til ytre miljø, for perioden 0 – 1000 år ved ulike K_d -verdier for bergmassen.

I Figur 24 ser vi lekkasje-rate av kadmium (Cd) og molybden (Mo) etter 1000 år. Transporten følger grunnvannstrømningen og lekker ut hovedsakelig i Eidangerfjorden og de lavereliggende områdene mot Eidangerfjorden over gruvene.



Figur 24 Resulterende lekkasjerate, logaritmisk-skala, ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) av kadmium (venstre) og molybden (høyre) på terrengoverflaten og på bunn av Eidangerfjorden 1000 år etter endt deponering. Merk at de har ulike konsentrasjoner (farge-skala). Tallene langs x- og y-aksen er posisjonen relativt til bryggen ved Norcem.

Figur 25 viser konsentrasjon av molybden etter 1, 10, 100 og 1000 år i et tverrsnitt (400 m nord for Norcem kai-anlegg (se Figur 13). Figuren viser tydelig at den vertikale transporten er dominerende og at diffusjon bidrar signifikant til transporten (på grunn av den symmetriske konsentrasjonsprofilen rundt gruvene).



Figur 25 Konsentrasjon av molybden etter 1, 10, 100 og 1000 (fra øverst venstre til nederst høyre) år i et tverrsnitt (jf. Figur 13). Merk at enhet er mg/L og fargene er i logaritmisk skala (\log_{10}). Merk også at figurene er strukket i vertikal retning-.

4 Oppsummering

Geometrien til Dalen gruve er et komplisert nettverk av ganger i Steinvikaformasjonen med varierende tverrsnitt. Eksakt lengde og volum av gruvene er ukjent, men i modellen er den totale lengden på gruvene 119 km, hvorav 98 km er tenkt brukt til lagring, og det tilsvarende totale volumet er 20.4 millioner m^3 hvorav 18 millioner m^3 er tenkt brukt til lagring.

Dalen gruve er generelt meget tørr gruve. Vannledningsevnen i bergmassene rundt gruvene er knyttet til sprekker og sprekkesoner og porøsiteten er derfor også svært lav. Basert på mengden vann som pumpes ut i de lavere deler av gruvene mot øst under Eidangerfjorden er den effektive vannledningsevnen på de oppsprukne bergmassene estimert til ca. $3 \cdot 10^{-9}$ m/s i alle formasjoner bortsett fra Steinvikaformasjonen som er estimert til å ha en vannledningsevne på $6 \cdot 10^{-9}$ m/s. Denne verdien medfører en infiltrasjonsgrad over gruvene på ca. 6-10% av årlig nedbør som stemmer overens med forventningen i oppsprukket berg.

Potensialet for utlekking av forurensning i den lagrede stabiliserte massen er modellert ved å bruke den kalibrerte grunnvannsstrømningen. Resultater fra 3D-modelleringen viser at strømning av grunnvann (og evt. oppløste forurensningskomponenter) gjennom deponiet er dominert av svakhetssoner/sprekkesoner i berget. Dalenforkastningen har størst betydning for strømningen av vann og transporten av forurensningskomponenter er størst i de samme svakhetssonene. Total årlig vannmengde gjennom deponiet etter avslutning kan karakteriseres som svært lav (i størrelsesorden $1 \text{ m}^3/\text{dag}$ dersom vannledningsevnen i det stabiliserte avfallet antas å være høy, 10^{-4} m/s). Disse resultatene ligger i nedre område av beregnet vannmengde basert på den tidligere 2D-modellstudien (NGI, 2016).

Frigjøringsraten av metaller fra det stabiliserte avfallet i gruvene vil avta med tid, men på grunn av svært lav gjennomstrømningshastighet i gruvene er det antatt at denne raten vil avta svært langsomt og i beregningene er det derfor brukt et konservativt høyt estimat av konstant konsentrasjonen i porevann i de deponerte masser tilsvarende det første utlekkingsvannet fra kolonnetestene ($L/S = 0.1$).

Tidspunktet for utlekking til resipient er svært avhengig av distribusjonskoeffisienten K_d (adsorpsjon) til de ulike elementene. Ved $K_d > 1 \text{ l/kg}$ i bergmassen rundt deponiet er det ingenting som lekker til det ytre miljøet innen 1000 år. Selv om adsorpsjon i bergmassen ignoreres helt ($K_d = 0 \text{ l/kg}$), viser simuleringen at det vil ta mange år før transport av metaller ut av deponiet kommer til overflaten. Her øker utslippsmengden over tid for deretter å flate ut til en maksimal utslippsmengde (stiplede horisontale linjer i Figur 22).

Resultatene viser at selv med svært lave K_d verdier vil tilbakeholdelsen være betydelig (Figur 23) sammenlignet med situasjonen hvor K_d er satt til 0 l/kg (rød linje i Figur 23). Til sammenligning viser studier med jord og sediment K_d -verdier opptil 2000 l/kg , se Tabell 7. En viss tilbakeholdelse i bergmassen av forurensningskomponenter ansees som svært sannsynlig, og utslippsmengder fra deponiet antas å ligge betydelig lavere sammenlignet med situasjonen der K_d er satt lik 0 l/kg . Simuleringer med K_d satt til 0.1 l/kg i bergmassen, som ansees å være en konservativ antagelse, viser ingen lekkasje etter 100 år (grønne linjer i Figur 23). Etter 1000 år ligger lekkasjeratene på henholdsvis 0.76 kg Pb/år , 0.13 kg Cd/år og 7 kg Mo/år .

For å definere modellen er det gjort mange antagelser om de hydrogeologiske parameterne. Det er forsøkt å gjøre alle disse antagelsene konservative slik at feilen som evt. introduseres i modellen ved å gjøre de ulike antagelsene medfører en overestimering av lekkasjen. Med andre ord, det er svært sannsynlig at faktisk utlekking blir lavere enn beregnet her. De to viktigste antagelsene i denne sammenhengen er at adsorpsjon av forurensninger til bergmassen og saltvannsinnntrengning fra fjordene rundt Eidangerhalvøya er total neglisjert. Adsorpsjon kan forsinke en eventuell utlekking betydelig. Saltvannsinnntrengningen vil medføre at betydelig deler av gruva under Eidangerfjorden vil erfare en mye mindre gjennomstrømning. Den hydrogeologiske modellen av de ulike formasjonene og alle forkastningene er også forenklet ved at de beskrives med relativt

få parametere. De observerte innlekkasjer er imidlertid innenfor forventet infiltrasjonsgrad-intervall. Utførte kalibreringsbaserte justeringer og romlig differensiering av de hydrogeologiske parameterne er derfor ansett å være realistiske og gjør det mulig å utføre modellbaserte simuleringer på utlekkingspotensiale av forurensninger fra avfallet som er tenkt deponert i gruva.

5 Kilder til usikkerheter

I tillegg til vurderingen av og diskusjonen rundt kritiske og mindre kritiske antagelser ovenfor, følger her en oversikt over identifiserte modellusikkerheter. Disse kan utredes / inkluderes ved videre arbeid med den hydrogeologiske modellen for å redusere usikkerheten i estimater av vanntransport og forurensningsspredning. Antagelsene som er brukt i denne studien fører gjennomgående til en overestimert utlekking fra et deponi i dalen gruve (antakelsene er konservative), slik at videre raffinering av modellen vil medføre lavere utlekkingsrater (og dermed totalt utlekking) enn presentert her.

- I den presenterte modellen er det brukt to sett med pumpedata fra den nedre delen av gruva i kalibreringen. En kvantifisering av infiltrasjonsgrad og innlekkasje i ulike deler av gruva basert på pumpedata fra flere områder vil gi en bedre kalibrering av modellen.
- I eksisterende modell er gruvene konseptualisert ved et grid. Modellert geometri av gruvene bør forbedres. Orienteringen av gruvene er viktig for den modellerte lekkasjen, og en forbedret beskrivelse av geometrien vil gi en mer realistisk representasjon av gruvene.
- Avfallets hydrauliske ledningsevne og porøsitet og effekt av komprimering av avfallet i forbindelse med deponering kan kvantifiseres mer nøyaktig. Ettersom vanngjennomstrømningen er veldig lav selv ved høy vannledningsevne av avfallet, vil ikke dette være kritisk for å begrense spredningen av forurensning, men det eliminerer en usikkerhet i modellen og vil påvirke estimatet for total mengde avfall som kan lagres.
- Effekten av saltvannsinntrengning og dets påvirkning på strømmingen gjennom gruvene bør utredes. Dette kan potensielt medføre en betydelig reduksjon av vann gjennomstrømning, fordi saltvannsinntrengning kan inaktivere store deler av gruvene under Eidangerfjorden med tanke på utlekking. Det antas at denne effekten vil begrense den totale tidsakkumulerte lekkasjen av forurensning til det ytre miljøet.
- Effekten av adsorpsjon for de enkelte forurensningsstoffene og bergartene bør utredes da adsorpsjon påvirker utlekking av forurensningsstoffer betraktelig. Adsorpsjon i oppsprukket berg vil avvike fra adsorpsjon i jord og sedimenter. Dersom det forekommer en betydelig adsorpsjon eller eventuell utfelling langs forkastningene (i oppsprukket berg) vil dette redusere utlekkingsraten ved lagring av stabilisert avfall i Dalen gruve vesentlig.

- ↗ Det er knyttet usikkerhet til oppskaleringen av resultater fra kolonnetester til felt-skala. Effekten av økt oppholdstid er ikke kjent og bør utredes i forhold til frigjøringsraten av forurensningsstoffene fra de lagrede masser. Denne effekten vil begrense lekkasje av forurensning ettersom utlekkingen vil avta med tiden.
- ↗ Adsorpsjon i sedimentene i Eidangerfjorden vil utgjøre en ytterlige barriere før metaller kan komme i kontakt med det ytre miljøet og kan kvantifiseres med egnede forsøk.

6 Referanser

Domenico, P. A. and F. W. Schwartz (1990): Physical and Chemical Hydrogeology. Wiley, 1 edition, 1990

Istok, Jonathan (1989): Groundwater Modeling by the Finite Element Method. Washington, D. C.: American Geophysical Union, 1989. ISBN 9780875903170

Nelson, R. A. (2001). Geologic Analysis of Naturally Fractured Reservoirs. Boston: Gulf Professional Publishing, 2 edition.

NGI (2016): Miljørisikovurdering – Underjordisk deponering av farlig avfall i Brevik. Rapport 20120726-02-R, rev. 2, April 2016

NGI (2017): Hydrogeologiske undersøkelser ved Dalen gruve, Brevik. Teknisk notat 20160127-02-TN, mars 2017

Rambøll (2016): Sprekkkartlegging Dalen gruve og brudd, Brevik. Rapport nr. 1350017562. Datert 20. desember 2016.

Struckmeier, Wilhelm F. and Jean Margat (1995): Hydrogeological maps: a guide and a standard legend, volume 17 of International contributions to hydrogeology. Heise, Hannover, 1995

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Deponering av farlig avfall i Dalen gruve: Hydrogeologisk 3D modellering av vanngjennomstrømning og forurensningstransport		Dokumentnr./Document no. 20160127-04-TN
Dokumenttype/Type of document Teknisk notat / Technical note	Oppdragsgiver/Client NOAH AS	Dato/Date 2018-06-11
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr. & dato/Rev.no. & date 0 /
Distribusjon/Distribution INGEN: Distribueres kun til oppdragsgiver (utvidet konfidensialitet, X prosjekter) / NO: Distribution to client only (extended confidentiality, X projects)		
Emneord/Keywords Tredimensjonal 3D modellering, hydrogeologi, gruver, deponi, avfall		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Telemark	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Porsgrunn	Felt navn/Field name
Sted/Location Brevik	Sted/Location
Kartblad/Map 1713 II	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: 32 Øst: 539581 Nord: 6547337	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/ Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns- kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter- disciplinary review by:
0	Originaldokument	2018-06-11 Tore Ingvald Bjørnarå	2018-04-18 Andreas O. Harstad	2018-04-12 Helen French	2018-04-26 Gijs Breedveld

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 11. juni 2018	Prosjektleder/Project Manager Gudny Okkenhaug
--	-----------------------------------	---

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskap i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratory in Oslo, branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Vedlegg G

RAPPORT FRA UTLEKKINGSTESTER, NGIS
MILJØLABORATORIUM, 2018



v/ NGI
v/ Gudny Okkenhaug
Sognsveien 72

0806 Oslo

Oslo, 2018-03-08

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Station
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pirsenferel
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Kontakt: 5096 05 01281
Org. nr 958 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

62003 Analyseresultater fra NGI miljølaboratorium

Prosjektnavn: Brevik
Prosjektnummer: 20160127 -
Prøvetype: Gips
Antall prøver: 1
Mottatt dato: 2018.01.23
Anmerkninger: N1801304

Følgende analyser har blitt utført:

Parameter	Intern pros. MLP	MLP basert på	Akkreditert	Måleområde	Analysedato
Ristetest	430	NS-EN 12457	Ja	Begrenset av det.gr	2018.01.24-2018.01.25
pH i vann	020	NS-EN ISO 10523	Ja	pH 4-10	2018.01.25-2018.01.25
Ledn.evn. i vann	030	NS-ISO 7888	Ja	15-13.000 µS/cm	2018.01.25-2018.01.25

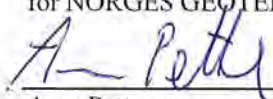
Usikkerhet oppgis ved henvendelse til laboratoriet

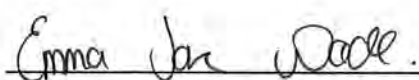
Denne rapporten er ikke komplett uten rapport fra ALS, hvor opplysninger vedrørende akkrediteringsstatus for enkeltforbindelser er oppgitt.

Resultatene i vedleggene gjelder utelukkende den prøve som er oppgitt på arket.

Rapporten skal ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet. Resultatene kan derimot benyttes av NGIs prosjektleder i eventuell videre rapportering til NGIs eksterne kunder

Vennlig hilsen
for NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT


Arne Pettersen
Teknisk leder miljølaboratorium


Emma Jan Wade
Rapportansvarlig miljølaboratorium

Ristetest MLP 430 - L/S 10 (NS-EN 12457-2)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Filterkakegips R4

Intern ref: 430-180123a

Dato/kontroll:

8/3-18 AP

Materialkarakterisering		Beskrivelse av forsøket
Vanninnhold	70,7 %	1-trinns ristetest ved L/S = 10 (NS-EN 12457-2)
Vekt tørr prøve	90,0 g	
Kommentar: Vanninnhold utenfor akkreditert område.		90 gram tørr prøve ble tilsatt rent vann til L/S=10, og ristet i 24 timer ved 10 rpm. Etter 15 min. henstand ble prøven filtrert (0,45µm). Forsøket ble utført ved romtemperatur (20 ± 5°C)

Ett-trinns utvasking til L/S = 10		Kommentarer
Volum utvaskingsvæske tilsatt	836,4 ml	Temp. = 20,5 °C Temp. = 20,6 °C Ledningsevne utenfor akkreditert område
pH	9,0	
Ledningsevne	17530,0 µS/cm	

Konsentrasjon og utvasking av miljøgifter

Navn	Konsentrasjon L/S=10 (µg/l)	Navn	Utvasket L/S=10 (mg/kg ts)
Ca (Kalsium)	1790000	Ca (Kalsium)	17900
Fe (Jern)	<4,00	Fe (Jern)	<0,0400
K (Kalium)	1090000	K (Kalium)	10900
Mg (Magnesium)	27400	Mg (Magnesium)	274
Na (Natrium)	1610000	Na (Natrium)	16100
Al (Aluminium)	633	Al (Aluminium)	6,33
As (Arsen)	3,29	As (Arsen)	0,0329
Ba (Barium)	472	Ba (Barium)	4,72
Cd (Kadmium)	5,15	Cd (Kadmium)	0,0515
Co (Kobolt)	0,654	Co (Kobolt)	0,00654
Cr (Krom)	0,748	Cr (Krom)	0,00748
Cu (Kopper)	1,31	Cu (Kopper)	0,0131
Hg (Kvikksølv)	0,144	Hg (Kvikksølv)	0,00144
Mn (Mangan)	26,3	Mn (Mangan)	0,263
Ni (Nikkel)	2,03	Ni (Nikkel)	0,0203
Pb (Bly)	0,250	Pb (Bly)	0,00250
Zn (Sink)	8,58	Zn (Sink)	0,0858
Mo (Molybden)	636	Mo (Molybden)	6,36
Sb (Antimon)	126	Sb (Antimon)	1,26
Se (Selen)	24,9	Se (Selen)	0,249
Klorid (Cl-)	4780000	Klorid (Cl-)	47800
Fluorid (F-)	3020	Fluorid (F-)	30,2
Sulfat (SO4)	1180000	Sulfat (SO4)	11800
DOC	4580	DOC	45,8

Kommentarer

Vanninnholdet er beregnet i forhold til mengde tørr prøve.

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av måleområde, måleusikkerhet og akkrediteringsstatus.

ALS rapport nr.: N1801304

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

#####

v/ NGI
v/ Gudny Okkenhaug
Sognsveien 72

0806 Oslo

Oslo, 2018-03-12

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Stadion
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pircenteret
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Kontnr 5096 05 01281
Org. nr 958 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

62003 Analyseresultater fra NGI miljølaboratorium

Prosjektnavn: Brevik
Prosjektnummer: 20160127 -
Prøvetype: Gips
Antall prøver: 2
Mottatt dato: 2018.01.23
Anmerkninger: N1803080

Følgende analyser har blitt utført:

Parameter	Intern pros. MLP	MLP basert på	Akkreditert	Måleområde	Analysedato
Ristetest	430	NS-EN 12457	Ja	Begrenset av det.gr	2018.02.28-2018.03.01
pH i vann	020	NS-EN ISO 10523	Ja	pH 4-10	2018.03.01-2018.03.01
Ledn.evn. i vann	030	NS-ISO 7888	Ja	15-13.000 µS/cm	2018.03.01-2018.03.01

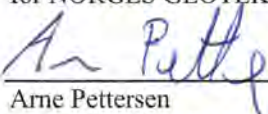
Usikkerhet oppgis ved henvendelse til laboratoriet


Denne rapporten er ikke komplett uten rapport fra ALS, hvor opplysninger vedrørende akkrediteringsstatus for enkeltforbindelser er oppgitt.

Resultatene i vedleggene gjelder utelukkende den prøve som er oppgitt på arket.

Rapporten skal ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet. Resultatene kan derimot benyttes av NGIs prosjektleder i eventuell videre rapportering til NGIs eksterne kunder

Vennlig hilsen
for NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT


Arne Pettersen
Teknisk leder miljølaboratorium


Rapportansvarlig miljølaboratorium

Ristetest MLP 430 - L/S 10 (NS-EN 12457-2)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Gips +10% katode

Intern ref: 430-180227a

Dato/kontroll:

12/3-18 AP

Materialkarakterisering		Beskrivelse av forsøket
Vanninnhold	67,1 %	1-trinns ristetest ved L/S = 10 (NS-EN 12457-2)
Vekt tørr prøve	89,8 g	
Kommentar: Vanninnhold utenfor akkreditert område.		90 gram tørr prøve ble tilsatt rent vann til L/S=10, og ristet i 24 timer ved 10 rpm. Etter 15 min. henstand ble prøven filtrert (0,45µm). Forsøket ble utført ved romtemperatur (20 ± 5°C)

Ett-trinns utvasking til L/S = 10		Kommentarer
Volum utvaskingsvæske tilsatt	838,7 ml	Temp. = 20,3 °C pH utenfor akkreditert område Temp. = 20,2 °C Ledningsevne utenfor akkreditert område
pH	10,0	
Ledningsevne	16020,0 µS/cm	

Konsentrasjon og utvasking av miljøgifter

Navn	Konsentrasjon L/S=10 (µg/l)
Ca (Kalsium)	1210000
Fe (Jern)	38,8
K (Kalium)	1540000
Mg (Magnesium)	2100
Na (Natrium)	1820000
Al (Aluminium)	361
As (Arsen)	6,19
Ba (Barium)	317
Cd (Kadmium)	0,512
Co (Kobolt)	1,66
Cr (Krom)	33,2
Cu (Kopper)	5,18
Hg (Kvikksølv)	0,539
Mn (Mangan)	0,915
Ni (Nikkel)	0,628
Pb (Bly)	0,540
Zn (Sink)	27,2
Mo (Molybden)	264
Sb (Antimon)	50,3
Se (Selen)	23,4
Klorid (Cl-)	4670000
Fluorid (F-)	8500
Sulfat (SO4)	1980000
DOC	6870

Navn	Utvasket L/S=10 (mg/kg ts)
Ca (Kalsium)	12100
Fe (Jern)	0,388
K (Kalium)	15400
Mg (Magnesium)	21,0
Na (Natrium)	18200
Al (Aluminium)	3,61
As (Arsen)	0,0619
Ba (Barium)	3,17
Cd (Kadmium)	0,00512
Co (Kobolt)	0,0166
Cr (Krom)	0,332
Cu (Kopper)	0,0518
Hg (Kvikksølv)	0,00539
Mn (Mangan)	0,00915
Ni (Nikkel)	0,00628
Pb (Bly)	0,00540
Zn (Sink)	0,272
Mo (Molybden)	2,64
Sb (Antimon)	0,503
Se (Selen)	0,234
Klorid (Cl-)	46700
Fluorid (F-)	85,1
Sulfat (SO4)	19800
DOC	68,8

Kommentarer

Vanninnholdet er beregnet i forhold til mengde tørr prøve.

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av måleområde, måleusikkerhet og akkrediteringsstatus.

ALS rapport nr.: N1803080

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Ristetest MLP 430 - L/S 10 (NS-EN 12457-2)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Filterkake 5%

Intern ref: 430-180227b

Dato/kontroll:

12/3-18 AP

Materialkarakterisering		Beskrivelse av forsøket
Vanninnhold	58,9 %	1-trinns ristetest ved L/S = 10 (NS-EN 12457-2)
Vekt tørr prøve	90,1 g	
Kommentar: Vanninnhold utenfor akkreditert område.		90 gram tørr prøve ble tilsatt rent vann til L/S=10, og ristet i 24 timer ved 10 rpm. Etter 15 min. henstand ble prøven filtrert (0,45µm). Forsøket ble utført ved romtemperatur (20 ± 5°C)

Ett-trinns utvasking til L/S = 10		Kommentarer
Volum utvaskingsvæske tilsatt	847,0 ml	Temp. = 20,6 °C pH utenfor akkreditert område Temp. = 20,5 °C Ledningsevne utenfor akkreditert område
pH	10,2	
Ledningsevne	14920,0 µS/cm	

Konsentrasjon og utvasking av miljøgifter

Navn	Konsentrasjon L/S=10 (µg/l)
Ca (Kalsium)	1150000
Fe (Jern)	<4,00
K (Kalium)	1400000
Mg (Magnesium)	1690
Na (Natrium)	1700000
Al (Aluminium)	416
As (Arsen)	5,42
Ba (Barium)	375
Cd (Kadmium)	0,724
Co (Kobolt)	0,254
Cr (Krom)	8,47
Cu (Kopper)	9,19
Hg (Kvikksølv)	0,448
Mn (Mangan)	0,834
Ni (Nikkel)	0,555
Pb (Bly)	2,16
Zn (Sink)	9,08
Mo (Molybden)	347
Sb (Antimon)	49,8
Se (Selen)	12,6
Klorid (Cl-)	4260000
Fluorid (F-)	6920
Sulfat (SO4)	2020000
DOC	5660

Navn	Utvasket L/S=10 (mg/kg ts)
Ca (Kalsium)	11500
Fe (Jern)	<0,0400
K (Kalium)	14000
Mg (Magnesium)	16,9
Na (Natrium)	17000
Al (Aluminium)	4,16
As (Arsen)	0,0541
Ba (Barium)	3,75
Cd (Kadmium)	0,00723
Co (Kobolt)	0,00254
Cr (Krom)	0,0846
Cu (Kopper)	0,0918
Hg (Kvikksølv)	0,00448
Mn (Mangan)	0,00833
Ni (Nikkel)	0,00554
Pb (Bly)	0,0216
Zn (Sink)	0,0907
Mo (Molybden)	3,47
Sb (Antimon)	0,498
Se (Selen)	0,126
Klorid (Cl-)	42600
Fluorid (F-)	69,1
Sulfat (SO4)	20200
DOC	56,5

Kommentarer

Vanninnholdet er beregnet i forhold til mengde tørr prøve.

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av måleområde, måleusikkerhet og akkrediteringsstatus.

ALS rapport nr.: N1803080

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

v/ NGI
v/ Gudny Okkenhaug
Sognsveien 72

0806 Oslo

Oslo, 2018-03-02

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Stadion
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pirsenferet
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Konf nr 5096 05 01281
Org nr 958 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

62003 Analyseresultater fra NGI miljølaboratorium

Prosjektnavn: Brevik
Prosjektnummer: 20160127 -
Prøvetype: Gips
Antall prøver: 1
Mottatt dato: 2018.01.23
Anmerkninger: N1802349 Rev 1 endring i Sb

Følgende analyser har blitt utført:

Parameter	Intern pros. MLP	MLP basert på	Akkreditert	Måleområde	Analysedato
Kolonnetest	401	CEN/TS 14405	Nei	Begrenset av det.gr	2018.02.05-2018.02.15
pH i vann	020	NS-EN ISO 10523	Ja	pH 4-10	2018.02.05-2018.02.15
Ledn.evn. i vann	030	NS-ISO 7888	Ja	15-13.000 µS/cm	2018.02.05-2018.02.15

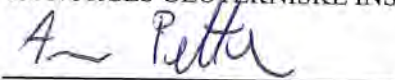
Usikkerhet oppgis ved henvendelse til laboratoriet

Denne rapporten er ikke komplett uten rapport fra ALS, hvor opplysninger vedrørende akkrediteringsstatus for enkeltforbindelser er oppgitt.

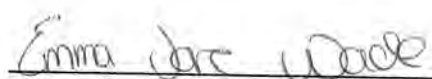
Resultatene i vedleggene gjelder utelukkende den prøve som er oppgitt på arket.

Rapporten skal ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet. Resultatene kan derimot benyttes av NGIs prosjektleder i eventuell videre rapportering til NGIs eksterne kunder

Vennlig hilsen
for NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT



Arne Pettersen
Teknisk leder miljølaboratorium



Rapportansvarlig miljølaboratorium

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Filterkakegips R4

Intern ref.: 401-180123a

Dato/contr.: 2/3-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter 5 cm

Tørrestoff innhold 59 %
 Mengde tørr prøve i kolonnen 330,6 g
 Høyde i kolonnen 30 cm

Gjennomsnittlig flow 13,7 ml/t Tillatt område: 10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
 Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
R4 L/S = 0,1	0,1	0,12	0,08 - 0,12	39,0	8,7	71200
R4 L/S = 2,0	2,0	2,01	1,70 - 2,30	627	8,5	50200
R4 L/S = 10	10,0	10,09	9,90 - 10,10	2670	8,1	2580

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	21,1	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,2
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	21,6	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,8
10,0		21,7		21,9

pH i første 15 ml: 8,6

pH i resten av L/S=0,1: 8,8

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
 Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1802349

#VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Filterkakegips R4

Intern ref.: 401-180123a

Dato/kontr.:

2/3-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	6510000	4790000	630000
Fe (Jern)	3270	404	688
K (Kalium)	5930000	3810000	69500
Mg (Magnesium)	89500	63800	7830
Na (Natrium)	8700000	5500000	21000
Al (Aluminium)	1950	1010	1540
As (Arsen)	16,4	5,22	8,23
Ba (Barium)	1640	1150	132
Cd (Kadmium)	32,8	10,8	2,28
Co (Kobolt)	3,20	1,37	0,415
Cr (Krom)	25,1	3,08	5,28
Cu (Kopper)	149	28,6	29,3
Hg (Kvikksølv)	0,278	0,0415	0,0509
Mn (Mangan)	206	92,8	27,4
Ni (Nikkel)	6,22	1,53	1,74
Pb (Bly)	186	24,2	44,5
Zn (Sink)	879	99,7	189
Mo (Molybden)	1760	1610	441
Sb (Antimon)	324	243	209
Se (Selen)	<3	<3	<3
Klorid (Cl-)	27700000	18600000	14000

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	768	9850	14900
Fe (Jern)	0,386	1,15	6,71
K (Kalium)	700	7920	8480
Mg (Magnesium)	10,6	131	195
Na (Natrium)	1030	11400	11600
Al (Aluminium)	0,230	2,14	14,6
As (Arsen)	0,00193	0,0118	0,0783
Ba (Barium)	0,193	2,37	3,44
Cd (Kadmium)	0,00387	0,0243	0,0427
Co (Kobolt)	0,000378	0,00297	0,00633
Cr (Krom)	0,00296	0,00880	0,0514
Cu (Kopper)	0,0176	0,0718	0,308
Hg (Kvikksølv)	0,0000328	0,000111	0,000522
Mn (Mangan)	0,0243	0,200	0,421
Ni (Nikkel)	0,000734	0,00363	0,0177
Pb (Bly)	0,0219	0,0678	0,427
Zn (Sink)	0,104	0,293	1,82
Mo (Molybden)	0,208	3,26	6,82
Sb (Antimon)	0,0382	0,499	2,19
Se (Selen)	0-0,000354	0-0,00604	0-0,0303
Klorid (Cl-)	3270	38500	38600

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Filterkakegips R4

Intern ref.: 401-180123a

Dato/kontr.:

2/3-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter 5 cm

Tørrestoff innhold 59 %

Mengde tørr prøve i kolonnen 330,6 g

Høyde i kolonnen 30 cm

Gjennomsnittlig flow 13,7 ml/t Tillatt område: 10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
R4 L/S = 0,1	0,1	0,12	0,08 - 0,12	39,0	8,7	71200
R4 L/S = 2,0	2,0	2,01	1,70 - 2,30	627	8,5	50200
R4 L/S = 10	10,0	10,09	9,90 - 10,10	2670	8,1	2580

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	21,1	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,2
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	21,6	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,8
10,0		21,7		21,9

pH i første 15 ml: 8,6

pH i resten av L/S=0,1: 8,8

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1802349

#VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Filterkakegips R4

Intern ref.: 401-180123a

Dato/kontr.: 2/3-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	<10000	<4000	4920
Sulfat (SO4)	931000	1060000	1660000
DOC	13900	14000	1750

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	0-1,18	0-8,76	39,7-48,5
Sulfat (SO4)	110	2120	15500
DOC	1,64	28,2	42,3

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

v/ NGI
v/ Gudny Okkenhaug
Sognsveien 72

0806 Oslo

Oslo, 2018-04-03

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Station
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pilsenteret
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Kontonr 5096 05 01281
Org. nr 968 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

62003 Analyseresultater fra NGI miljølaboratorium

Prosjektnavn: Brevik
Prosjektnummer: 20160127 -
Prøvetype: Gips
Antall prøver: 2
Mottatt dato: 2018.02.27
Anmerkninger: N1803976 rev 1 endring i akkreditering på forsiden

Følgende analyser har blitt utført:

Parameter	Intern pros. MLP	MLP basert på	Akkreditert	Måleområde	Analysedato
Kolonnetest	401	CEN/TS 14405	Nei	Begrenset av det.gr	2018.03.01-2018.03.19
pH i vann	020	NS-EN ISO 10523	Ja	pH 4-10	2018.03.01-2018.03.19
Ledn.evn. i vann	030	NS-ISO 7888	Ja	15-13.000 µS/cm	2018.03.01-2018.03.19

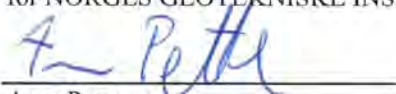
Usikkerhet oppgis ved henvendelse til laboratoriet

Denne rapporten er ikke komplett uten rapport fra ALS, hvor opplysninger vedrørende akkrediteringsstatus for enkeltforbindelser er oppgitt.

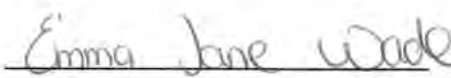
Resultatene i vedleggene gjelder utelukkende den prøve som er oppgitt på arket.

Rapporten skal ikke gjengis i utdrag uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet. Resultatene kan derimot benyttes av NGIs prosjektleder i eventuell videre rapportering til NGIs eksterne kunder

Vennlig hilsen
for NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT



Arne Pettersen
Teknisk leder miljølaboratorium



Emma Jane Wade
Rapportansvarlig miljølaboratorium

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Gips + 10% katode basisk --> surt

Intern ref.: 401-180227a

Dato/kontr.:

3/4-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm
Tørrestoff innhold	61 %
Mengde tørr prøve i kolonnen	374,7 g
Høyde i kolonnen	30 cm
Gjennomsnittlig flow	13,7 ml/t
Tillatt område:	10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
401-27A-0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	36,6	9,5	87900
401-27A-2,0	2,0	2,06	1,70 - 2,30	736	9,4	45800
401-27A-10	10,0	10,00	9,90 - 10,10	2974	8,6	5450

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	20,7	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	20,7
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	22,3	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	22,6
10,0		22,3		22,3

pH i første 15 ml: 9,7
pH i resten av L/S=0,1: 9,6

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskerhet. Rapport: N1803976

#VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Gips + 10% katode basisk --> surt

Intern ref.: 401-180227a

Dato/kontr.:

3/4-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	3680000	2160000	724000
Fe (Jern)	151	73,7	32,1
K (Kalium)	10500000	5110000	404000
Mg (Magnesium)	4840	2800	857
Na (Natrium)	12700000	5860000	390000
Al (Aluminium)	115	162	253
As (Arsen)	7,04	3,81	4,96
Ba (Barium)	1130	575	143
Cd (Kadmium)	4,51	1,41	0,212
Co (Kobolt)	12,6	5,76	1,13
Cr (Krom)	52,7	5,52	1,41
Cu (Kopper)	14,0	11,5	5,20
Hg (Kvikksolv)	1,08	1,10	0,362
Mn (Mangan)	3,37	3,54	2,01
Ni (Nikkel)	7,80	1,03	<0,5
Pb (Bly)	0,977	0,501	0,387
Zn (Sink)	6,73	<2	2,83
Mo (Molybden)	1530	893	187
Sb (Antimon)	57,3	48,7	35,4
Se (Selen)	43,0	25,3	7,20
Klorid (Cl-)	34300000	16100000	908000

Kummulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	360	4600	10300
Fe (Jern)	0,0148	0,159	0,414
K (Kalium)	1030	11100	14300
Mg (Magnesium)	0,473	5,97	12,8
Na (Natrium)	1240	12700	15800
Al (Aluminium)	0,0112	0,329	2,34
As (Arsen)	0,000688	0,00817	0,0475
Ba (Barium)	0,110	1,24	2,37
Cd (Kadmium)	0,000441	0,00321	0,00489
Co (Kobolt)	0,00123	0,0125	0,0215
Cr (Krom)	0,00515	0,0160	0,0272
Cu (Kopper)	0,00137	0,0240	0,0652
Hg (Kvikksolv)	0,000106	0,00227	0,00514
Mn (Mangan)	0,000329	0,00728	0,0232
Ni (Nikkel)	0,000762	0,00278	0,00278-0,00675
Pb (Bly)	0,0000955	0,00108	0,00415
Zn (Sink)	0,000658	0,000658-0,00459	0,0231-0,0270
Mo (Molybden)	0,149	1,90	3,39
Sb (Antimon)	0,00560	0,101	0,382
Se (Selen)	0,00420	0,0539	0,111
Klorid (Cl-)	3350	35000	42200

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Gips + 10% katode basisk --> surt

Intern ref.: 401-180227a

Dato/kontr.:

3/4-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	61 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	374,7 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	13,7 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
401-27A-0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	36,6	9,5	87900
401-27A-2,0	2,0	2,06	1,70 - 2,30	736	9,4	45800
401-27A-10	10,0	10,00	9,90 - 10,10	2974	8,6	5450

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	20,7	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	20,7
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	22,3	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	22,6
10,0		22,3		22,3

pH i første 15 ml: 9,7

pH i resten av L/S=0,1: 9,6

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskerhet. Rapport: N1803976

!VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Gips + 10% katode basisk --> surt

Intern ref.: 401-180227a

Dato/kontr.:

3/4-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	9860	10500	10200
Sulfat (SO4)	2290000	2190000	1920000
DOC	37200	21200	4430

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	0,963	21,6	103
Sulfat (SO4)	224	4520	19800
DOC	3,63	45,3	80,4

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Annet farlig avfall + gips

Intern ref.: 401-180227b

Dato/kontr.: 3/4-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	64 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	385,8 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,4 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
401-27B-0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	41,1	9,7	75700
401-27B-2,0	2,0	1,80	1,70 - 2,30	655	9,4	44700
401-27B-10	10,0	10,00	9,90 - 10,10	3162	8,5	4250

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	20,8	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,1
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	22,1	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	22,4
10,0		20,7		20,4

pH i første 15 ml: 9,8
pH i resten av L/S=0,1: 9,8

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1803976

#VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Annet farlig avfall + gips

Intern ref.: 401-180227b

Dato/kontr.:

3/4-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	3060000	2020000	682000
Fe (Jern)	87,6	4,19	<4
K (Kalium)	9190000	5050000	268000
Mg (Magnesium)	3610	2220	742
Na (Natrium)	10800000	5970000	260000
Al (Aluminium)	230	209	264
As (Arsen)	2,48	2,11	4,45
Ba (Barium)	1130	658	143
Cd (Kadmium)	5,95	2,23	0,200
Co (Kobolt)	2,30	0,963	0,0700
Cr (Krom)	8,21	2,25	0,716
Cu (Kopper)	8,13	6,77	5,04
Hg (Kvikksølv)	1,80	1,24	0,184
Mn (Mangan)	13,1	2,87	0,890
Ni (Nikkel)	24,2	1,36	<0,5
Pb (Bly)	3,62	0,315	0,555
Zn (Sink)	15,2	<2	3,80
Mo (Molybden)	1890	1290	168
Sb (Antimon)	58,2	48,9	32,2
Se (Selen)	43,4	29,6	7,37
Klorid (Cl-)	28600000	15900000	469000

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	326	3760	9340
Fe (Jern)	0,00932	0,0164	0,0164-0,0492
K (Kalium)	978	9550	11700
Mg (Magnesium)	0,384	4,15	10,2
Na (Natrium)	1150	11300	13400
Al (Aluminium)	0,0245	0,379	2,54
As (Arsen)	0,000264	0,00385	0,0403
Ba (Barium)	0,120	1,24	2,41
Cd (Kadmium)	0,000633	0,00442	0,00606
Co (Kobolt)	0,000245	0,00188	0,00245
Cr (Krom)	0,000874	0,00469	0,0106
Cu (Kopper)	0,000865	0,0124	0,0537
Hg (Kvikksølv)	0,000192	0,00230	0,00380
Mn (Mangan)	0,00139	0,00627	0,0136
Ni (Nikkel)	0,00258	0,00489	0,00489-0,00898
Pb (Bly)	0,000385	0,000920	0,00547
Zn (Sink)	0,00162	0,00162-0,00501	0,0328-0,0362
Mo (Molybden)	0,201	2,39	3,77
Sb (Antimon)	0,00620	0,0892	0,353
Se (Selen)	0,00462	0,0549	0,115
Klorid (Cl-)	3040	30000	33900

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Prøvenavn: Annet farlig avfall + gips

Intern ref.: 401-180227b

Dato/kontr.:

2/4-18 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	64 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	385,8 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,4 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Kommentar:

Vanninnhold utenfor akkreditert område.
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Lab ID	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
401-27B-0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	41,1	9,7	75700
401-27B-2,0	2,0	1,80	1,70 - 2,30	655	9,4	44700
401-27B-10	10,0	10,00	9,90 - 10,10	3162	8,5	4250

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	20,8	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	21,1
2,0	pH ikke akkreditert pga. høy ledn.evne.	22,1	Ledningsevne utenfor akkreditert område.	22,4
10,0		20,7		20,4

pH i første 15 ml: 9,8

pH i resten av L/S=0,1: 9,8

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1803976

#VALUE!

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20160127

Prosjekttittel: Brevik

Provenavn: Annet farlig avfall + gips

Intern ref.: 401-180227b

Dato/contr.: 3/4-18 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	9490	10400	9570
Sulfat (SO4)	2460000	2350000	1850000
DOC	30800	20300	3820

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	L/S forhold		
	0,1	2,0	10,0
Fluorid (F-)	1,01	18,7	97,1
Sulfat (SO4)	262	4250	19400
DOC	3,28	37,7	69,1

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

#VALUE!

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Deponi for nøytralisert og stabilisert uorganisk farlig avfall i Dalen gruve, Brevik		Dokumentnr./Document no. 20160127-01-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client NOAH AS	Dato/Date 2018-06-22
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr.&dato/Rev.no.&date 0 /
Distribusjon/Distribution BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/Keywords Underjordisk deponi, geologisk barriere, farlig avfall, utlekking, hydrogeologisk 3D simulering		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge, Telemark	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Porsgrunn	Feltnavn/Field name
Sted/Location Brevik	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: Øst: Nord:	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control					
Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns-kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter-disciplinary review by:
0	Originaldokument	2018-06-22 Gudny Okkenhaug	2018-06-22 Gijs D. Breedveld		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 22. juni 2018	Prosjektleder/Project Manager Gudny Okkenhaug
--	-----------------------------------	---

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

