



RAPPORT

NOAH AS, Norcem

MILJØRISIKOVURDERING - UNDERJORDISK
DEPONERING AV FARLIG AVFALL I BREVIK

DOK.NR. 20120726-02-R

REV.NR. 1 / 2015-10-20

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 NGL.

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 NGL.



Prosjekt

Prosjekttittel: NOAH AS, Norcem
Dokumenttittel: Miljørisikovurdering - Underjordisk deponering av farlig avfall i Brevik
Dokumentnr.: 20120726-02-R
Dato: 2015-06-19
Rev.nr. / Rev.dato: 1 / 2015-10-20

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Hjellnes Consult AS
Kontaktperson: Kjetil Hansen
Kontraktreferanse: Kontrakt datert 1. oktober 2014

for NGI

Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Gøril Aasen Slinde, Thomas Pabst, Nallathamby Sivasithamparam, Alexander Worren, Gudny Okkenhaug (alle NGI), Arne Myrvang (Sigma H), Ingolf Rui
Kontrollert av: Gijs Breedveld, Arnstein Aarset, Amir Kaynia, Arne Pettersen (alle NGI), Helen French (Bioforsk)

Sammendrag

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, og rommene i gruen er generelt tørre. Det er registrert flere forkastningssoner som skjærer gjennom gruen. En av de større er Dalen-forkastningen hvor det er utført tetteltak (injisering med sement) på grunn av sjøvannsinntrengning. Driving gjennom andre forkastninger, som

forkastningene i Heistadområdet, har medført relativt liten vanninntrenging, og injeksjon (tetting) har ikke vært nødvendig.

Den bergmekaniske stabiliteten i gruen er god som følge av høye horisontale spenninger i bergmassen. Gruen har blitt drevet etter rom-og-pilar-brytning i den delen hvor deponiet er planlagt, noe som gir god bergmekanisk stabilitet. Jordskjelvanalyse med returperiode på 10000 år viser at dette har liten effekt på den bergmekaniske stabiliteten. Dalen grue vil derfor være stabil under og etter et eventuelt jordskjelv.

Hydrogeologisk vurdering

Vann som trenger inn i gruen i dag består i hovedsak av overflatevann fra Veitåsen som renner inn via rasområdet, Dalen brudd og andre gruveåpninger. Avskjæring av overflatevann vil derfor redusere vannmengden til gruen betydelig. I tillegg skjer det en innlekking av sjøvann/grunnvann (~800 m³/d), i all hovedsak i tilknytning til Dalen-forkastningen.

Under drift av deponiet vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en grunnvannsgradient rettet inn mot gruen og eventuelt deponerte masser. Vann som kommer i kontakt med avfall i driftsperioden pumpes til renseanlegg eller tilbake til behandlingsprosessen og benyttes som prosessvann av NOAH. Etter at deponiet er avsluttet vil gruen fylles med vann. Simulering av de hydrogeologiske forholdene i området i denne fasen viser meget lave horisontale gradienter med liten vannstrømning.

Avfallet som planlegges deponert i gruen, geokjemisk vurdering

Mer enn 70% av avfallet som er planlagt mottatt ved deponiet i Brevik er flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre. I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet avfallssyre med den basiske flyveasken, og sulfat fra syra felles ut som gips (avfallsgips). Metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Avfallsgipsen avvannes til en relativt tørr filterkake (tørrestoffinnhold på ca. 65%).

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfallsgips viser liten utlekking og konsentrasjonene ligger på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Lav utlekking fra avfallsgips er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder utlekkingstester på avfallsgipsen i slurryform, og overvåking av porevannskvaliteten i gipsdeponiet. Langtidsutlekking i kolonne viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid ned mot ~1 µg/l eller lavere. Det var liten forskjell mellom kolonnetestene med deionisert vann og med vann fra gruen i Brevik.

Annet fast industri/produksjonsavfall som planlegges deponert i Dalen grue, utgjør kun en mindre andel av deponiet. Utlekkingen fra disse avfallstypene karakteriseres som moderat til lav, på nivå med utlekkingskriterier for ordinært deponi eller lavere.

Avfallsgips og annet industriavfall som planlegges deponert i graven er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i graven (gruveveggen).

Alunskifer fra bygge/anleggsprosjekter innehar potensiale for sur metallholdig avrenning når den kommer i kontakt med oksygen og vann. I tillegg innehar den et potensiale for radondannelse. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres og således utgjøre en helserisiko for arbeidere som oppholder seg i graven. Egnede deponeringsmetoder og tilstrekkelig ventilering kan avbøte dette. Det foreligger imidlertid ingen systematiske studier på dannelse av radon fra alunskifer, og dette bør kartlegges nærmere for å kunne avgjøre om alunskifer kan deponeres i Brevik. Nye retningslinjer fra Miljødirektoratet medfører at alunskifer i stor grad i fremtiden vil bli deponert på ordinært avfallsdeponi med særskilt tillatelse. Andelen alunskifer med behov for deponering ved farlig avfallsdeponi forventes derfor å være liten.

Effekt på økosystem - utslipp til sjø etter avslutning av deponering

Etter avslutning av deponering vil tett bergart i kombinasjon med små gradienter rettet ut av graven, gi svært beskjeden vannstrømning gjennom deponerte masser og bergmassivet. Dette utslippet vil skje diffust over et betydelig areal fra fjellgrunnen til resipienten (Eidangerfjorden). Beregnet årlig forurensningstransport (fluks) viser lave utslipp, også når konservative vannmengder og konsentrasjoner legges til grunn. Molybden har det høyeste utslippet til resipient på maksimalt 15 kg/år. Det samlede årlige utslippet for andre forurensningskomponenter ligger betydelig lavere enn dette.

Konklusjon

Overveiende tett bergmasse og god bergmekanisk stabilitet gjør at de geologiske forholdene i Dalen gruve vurderes å være godt egnet som geologisk barriere i et underjordisk deponi. Under drift vil grunnvannsgradienten være innadrettet, og eventuelt forurenset vann pumpes til renseanlegg. På lang sikt, etter at deponiet er avsluttet, vil graven være vannmettet. Tett bergmasse og lave utadrettede gradienter gir lite utslipp til resipient.

Basert på en samlet vurdering av de geologiske og hydrogeologiske forholdene i Brevik, i kombinasjon med det deponerte avfallets geokjemiske egenskaper kan det konkluderes med at underjordisk deponering av farlig avfall i Dalen gruve ikke vil medføre uakseptabel miljørisiko. Eventuell deponering av alunskifer må imidlertid vurderes ytterligere.

Innhold

1	Innledning	8
1.1	Bakgrunn	8
1.2	Krav i avfallsforskriften til miljørisikovurdering ved underjordisk deponering	10
1.3	Underjordisk deponering av avfall i Norge	11
1.4	Grunnlagsmateriale	12
2	Beskrivelse av tiltaket	13
2.1	Lokalisering	13
2.2	Logistikk	14
2.3	Behandlingsprosess	14
2.4	Deponering i Dalen gruve	16
3	Geologi og geologisk barriere	17
3.1	Grunnlagsmateriale	17
3.2	Geologi i Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver	17
3.3	Forkastninger og svakhetssoner	23
3.4	Stabilitet av bergrom	25
3.5	Tiltak for tetting og sikring	29
3.6	Effekt av seismisk aktivitet	30
3.7	Oppsummering av geologiske forhold	33
4	Hydrogeologiske forhold	35
4.1	Grunnlagsmateriale	35
4.2	Vannstrømning i nåværende gruve	35
4.3	Driftsfase deponi	41
4.4	Vannstrømning etter avslutning, langtidsperspektiv	43
5	Forurensning fra dagens gruve	47
5.1	Grunnlagsmateriale	47
5.2	Pågående og avsluttet deponering i gruvene	47
5.3	Kjemisk sammensetning i vann som pumpes ut av graven	50
6	Avfallsvurdering	52
6.1	Grunnlagsmateriale	52
6.2	Avfallstyper og –mengder	53
6.3	Nøytralisering av svovelsyre med flyveaske (avfallsgips)	54
6.4	Annet farlig avfall for behandling og deponering	71
6.5	Svartskifer/alunskifer	74
6.6	Oppsummering - avfall som planlegges deponert i Brevik	79
7	Utslipp fra underjordisk deponi til sjø	81
7.1	Utslipp fra deponiet under drift	82
7.2	Utslipp fra deponiet etter avslutning	83
8	Oppsummering og konklusjon - miljørisikovurdering	85
9	Stedsspesifikke kriterier for deponi i Brevik	89
10	Referanser	92

Vedlegg

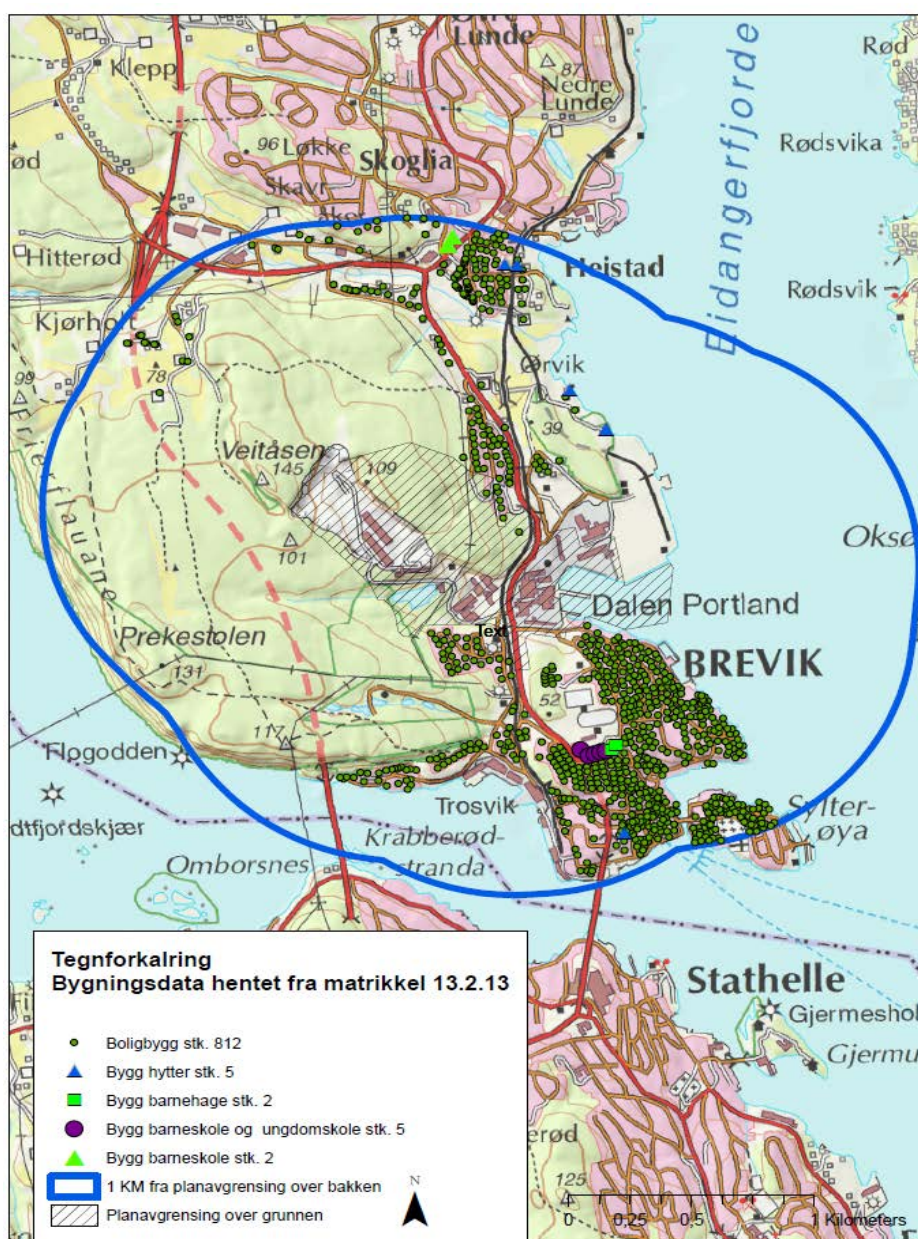
Vedlegg A	Geologiske profiler av Dalen/Kjørholt gruver
Vedlegg B	Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik. NGI-notat nr. 20120726-06-TN.
Vedlegg C	Historisk oversikt over jordskjelv i Norge
Vedlegg D	Hydrogeologiske simuleringer
Vedlegg E	Resultater utlekkingstester, avfall
Vedlegg F	Analyseresultater fra kolonnetest, NGIs miljølaboratorium
Vedlegg G	Laboratorierapporter, faststoffanalyse av filtermateriale og analyse av vann som pumpes ut av gruve
Vedlegg H	Deponering av alunskifer i Brevik gruve. NGI-notat nr. 20120726-07-TN.

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

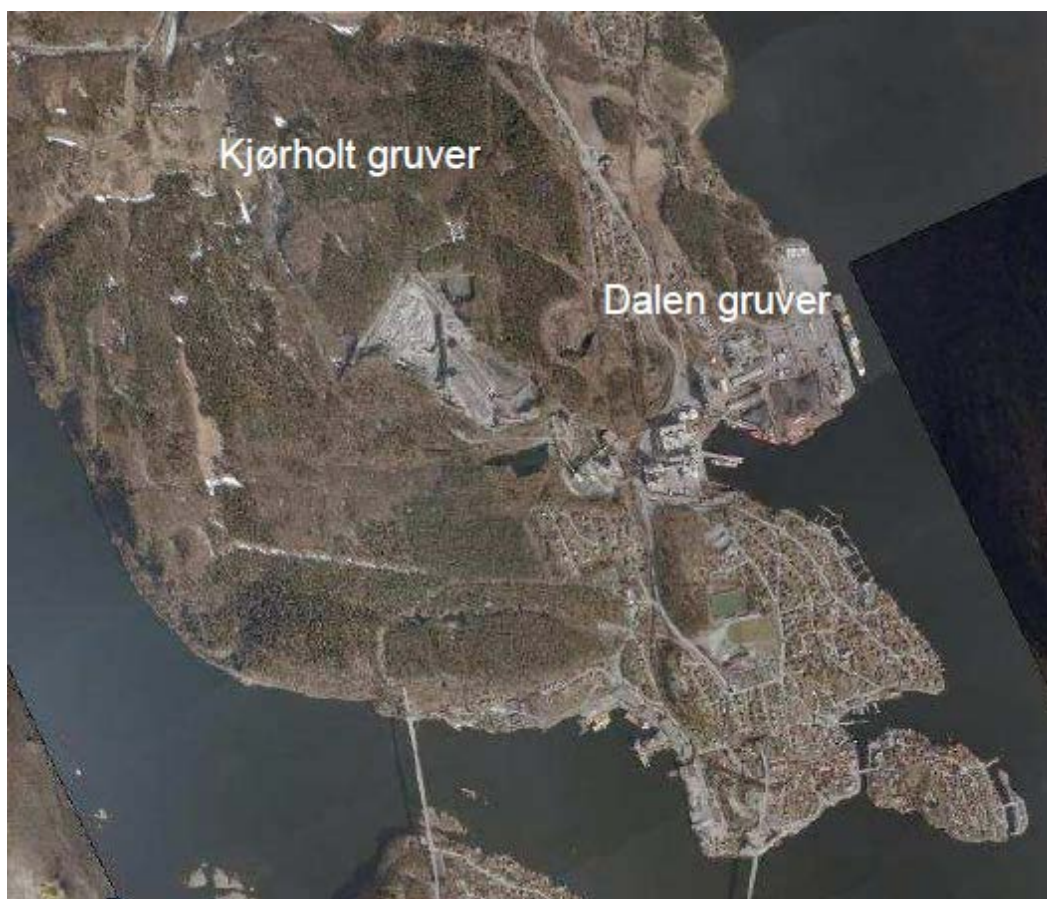
NOAH og Norcem har ønske om å etablere et deponi for uorganisk farlig avfall i Dalen gruve i Brevik, se oversiktskart i Figur 1. NOAH driver i dag mottak og behandling av uorganisk farlig avfall på Langøya ved Holmestrand. Basert på dagens prognoser vil deponiet for farlig avfall på Langøya være fullt i 2022.



Figur 1 Planområdet over bakken er merket med skravur. Blå strek viser avgrensning av sone 1 km utenfor planavgrensningen over bakken (Hjellnes Consult, 2014).

NOAH startet i 2011 et arbeid med å kartlegge mulige lokaliteter for et nytt anlegg for mottak av uorganisk farlig avfall. Et stort antall lokaliteter langs kysten fra Svinesund til Helgeland ble vurdert i 2011-12. Dette omfattet et stort antall pukkverk og dagbrudd samt nedlagte gruver, forsvarsanlegg og lokaliteter i jomfruelig terreng identifisert for videre vurdering. Basert på ulike vurderingskriterier som bergkvalitet, volum og tilgjengelighet ble gruvene i Brevik identifisert som mulig egnet lokalitet.

Norcems sementfabrikk i Brevik har siden starten basert produksjonen av sement på lokal kalksteinsforekomst i Dalen og Kjørholt gruver, se Figur 2. På grunn av kalksteinsbenkens beliggenhet, tykkelse og orientering blir det stadig mer kostbart å utvinne kalksteinen. Utvinningen vil derfor trappes ned og gradvis erstattes med import av kalkstein. Kalksteinen i Brevik er, i likhet med kalksteinen på Langøya, et tett materiale, og egnet som geologisk barriere i deponisammenheng.



Figur 2 Beliggenhet Kjørholt og Dalen gruver i Brevik.

Underjordisk deponering av avfall krever at det gjennomføres en miljørisikovurdering (avfallsforskriften kapittel 9). Miljørisikovurderingen skal bidra til å avklare om gruve er egnet til deponering av avfall. Utredningen utgjør en del av grunnlaget for områdereguleringsplan med konsekvensutredning (KU) for tiltaket.

Miljøriskovurderingen omfatter kun deponering i gruvene. Andre viktige tema for tiltaket som eksempelvis effekt av utslipp på resipient blir omtalt i KU og ikke i miljørisikovurderingen. Arbeidet er gjennomført i henhold til krav i avfallsforskriften (se kapittel 1.2) og omfatter ikke en risiko og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) av prosjektet.

Planområdet omfatter i hovedsak industriområdet til Norcem over bakken (ca. 770 daa) og områder berørt av gruedrift under bakken (ca. 3940 daa). Innholdet i foreliggende miljørisikovurdering er basert på forslag til planprogram "Endret råvareforsyning til Norcem Brevik med etterbruk av Dalen gruve til avfallsbehandlingsanlegg og deponi", datert 9. desember 2014.

1.2 Krav i avfallsforskriften til miljørisikovurdering ved underjordisk deponering

Mange av momentene i en miljørisikovurdering ved underjordisk deponering vil være de samme som for et "normalt" deponi over bakken. Hovedforskjellen er at det

- Legges større vekt på å forstå bergmassens/gruvenes geomekaniske egenskaper.
- Deponi i gruver ligger vanligvis mye dypere sammenlignet med eksempelvis steinbrudd. Grunnleggende forståelse for dypere geologi og hydrogeologi.
- Tidsrommet som skal vurderes er lengre enn for et deponi over bakken, vanligvis i geologisk tidsrom.

I henhold til avfallsforskriften kapittel 9 vedlegg II (kapittel 2.6) kan underjordiske deponier for farlig avfall kun ta imot avfall som oppfyller stedsspesifikke mottakskriterier som er fastsatt på bakgrunn av en miljørisikovurdering. I henhold til kapittel 2.6.1 i vedlegg II, skal den stedsspesifikke risikovurderingen dekke både drifts- og etterdriftsfasen. (Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) kap. 9, vedlegg II, <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930>, sist rettet dato: 2006-06-09, hentet dato: 2014-10-07)

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/receptors, (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. Langtidsperspektivet skal representere geologiske tidsrom (>1000 år).

Tabell 1 gir en oversikt over innhold i en stedsspesifikk risikovurdering for underjordisk deponi basert på vedlegg II i avfallsforskriften og vedlegg A i EUs avfallsdirektiv som er relevant for underjordisk deponi for farlig avfall i Brevik.

Tabell 1 Oversikt over innhold i en miljørisikovurdering for underjordisk deponi, relevant for Brevik

Geologisk vurdering:	Detaljert kunnskap om geologi (berggrunn, lagstrukturer, topografi) Kartlegging av sprekker, sprekkesystem, forkastningssoner Mulig påvirkning av seismisk aktivitet (jordskjelv)
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 her opphørt.

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. Vurdering av driftsfasen inngår i egen ROS analyse for virksomheten og er ikke inkludert her.

1.3 Underjordisk deponering av avfall i Norge

Det foreligger tre underjordiske deponier i Norge som mottar farlig avfall. En oversikt er gitt i Tabell 2. Alle tre deponilokaliteter er betydelig mindre når det gjelder årlig mottaksvolum og deponivolum sammenlignet med det som er planlagt i Dalen gruve.

Tabell 2 Underjordiske deponier i Norge som mottar farlig avfall

Mofjellet Berghaller, Mo i Rana	Farlig avfallsdeponi. Underjordisk deponi i Mofjellet fjellhaller. Tillatelse til årlig mottak av 70.000 tonn avfall til innbindingsanlegg (uorganisk produksjonsavfall, jordmasser). Avfallet behandles i en stabilisering/solidifisering prosess med sement.
Fana Stein og Gjenvinning, Bergen	Ordinært deponi Bergromsdeponi (fjellhaller) i Stendafjellet i Bergen kommune. Tillatelse til 250.000 tonn avfall/år. Mottak av ordinært avfall og stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall.
Boliden, Odda	Farlig avfallsdeponi Boliden har tillatelse til underjordisk deponering av avfall (inkl. farlig avfall) fra egen virksomhet på Eitrheimsneset. Kvikksølvresidue (350 t/år), kadmiumresidue (1100 t/år) og annen residue (350 000 t/år)

1.4 Grunnlagsmateriale

Det foreligger et omfattende grunnlagsmateriale for de geologiske forholdene i Brevik i forbindelse med driften av Kjørholt/Dalen gruver. Videre er det en god dokumentasjon på aktuelt avfall og avfallsegenskaper knyttet til dagens behandling og deponering av farlig avfall på Langøya. Foreliggende miljørisikovurdering er basert på eksisterende grunnlagsmateriale (rapporter, notater, målinger). I tillegg er det gjennomført

- numeriske simuleringer av effekt av jordskjelv (kapittel 3)
- numeriske simuleringer av strømming av vann (kapittel 4)
- utlekkingstester og kjemisk analyse på nøytralisert avfallsmateriale som er planlagt deponert i gruvene (kapittel 6).

I regi av NOAH og Norcem er det gjennomført registreringer av vannmengde (pumperegistreringer) og vannkvalitet i gruva.

Grunnlagsmateriale som har vært benyttet ved gjennomføring av foreliggende risikovurdering er gitt i referanselisten.

En oversikt over bidragsytere innenfor de ulike fagområdene i miljørisikovurderingen er gitt i Tabell 3.

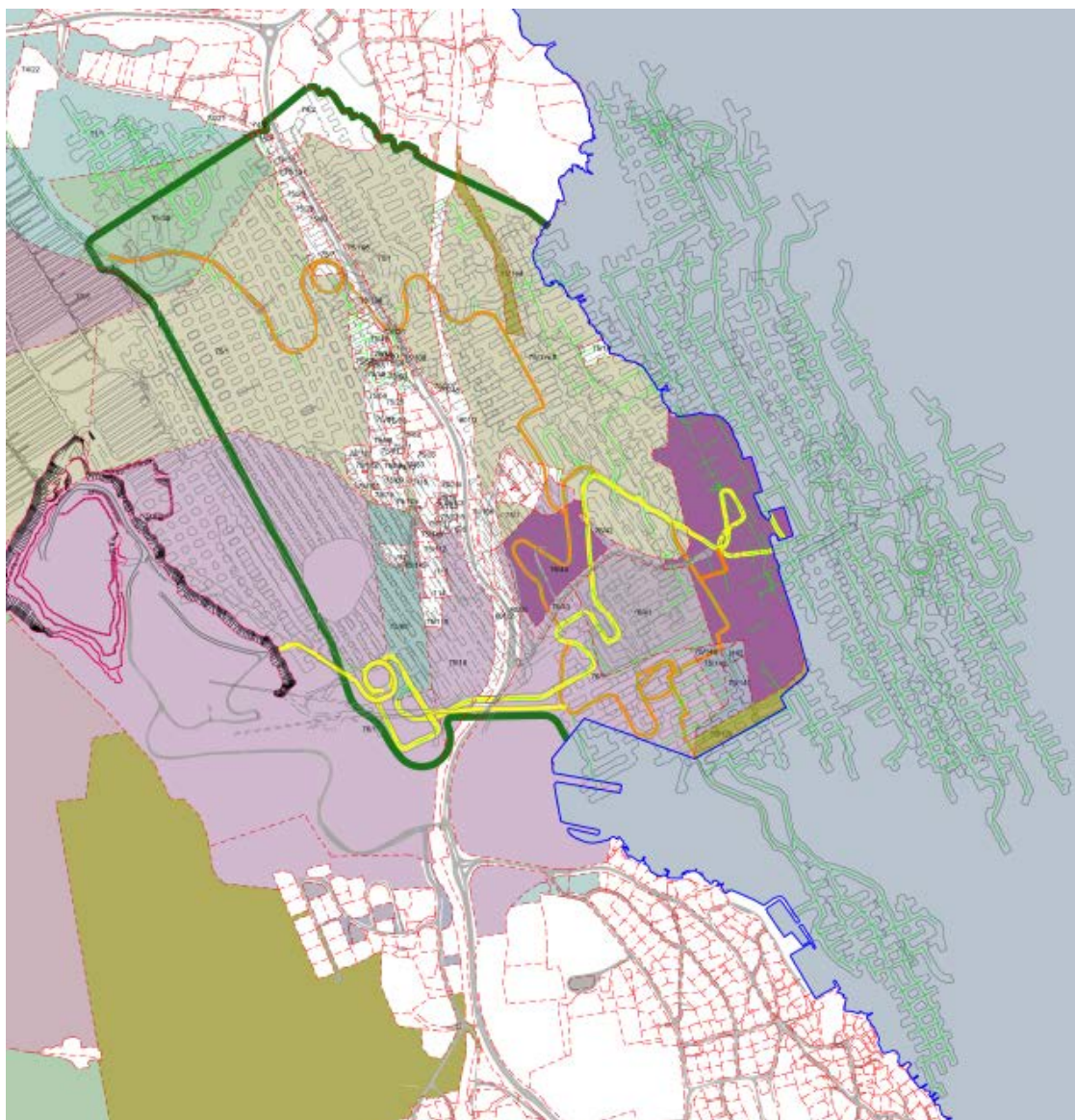
Tabell 3 Oversikt over bidragsytere for de ulike fagområdene i miljørisikovurderingen for underjordisk deponi i Brevik

Geologisk vurdering:	Prof. Ingolf Rui, geologi, (tidl. Universitetet i Oslo) Siv. ing. Arnstein Aarset, ingeniør geologi (NGI) Dr. Nallathamby Sivasithamparam, geomekanikk/jordskjelv (NGI) MSc Alexander Worren, geoteknikk/jordskjelv (NGI) Dr. Amir Kaynia, geoteknikk/jordskjelv (NGI, Prof. II NTNU)
Geomekanisk vurdering:	Prof. Arne Myrvang, ingeniør geologi (Sigma H) Siv. Ing. Arnstein Aarset, ingeniør geologi (NGI)
Hydrogeologisk vurdering:	Dr. Thomas Pabst, hydrogeologi (NGI) Dr. Helen French, hydrogeologi (Bioforsk, Førstemanuensis NMBU)
Geokjemisk vurdering/ avfallsvurdering, Utslipp til sjø:	Dr. Gudny Okkenhaug, miljøgeokjemi (NGI, Førstemanuensis NMBU) MSc. Gøril Aasen Slinde, miljøkjemi (NGI) Dr. Gijs D. Breedveld, miljøteknologi (NGI, Prof. II Universitetet i Oslo) MSc. Arne Pettersen, miljøteknologi (NGI)

2 Beskrivelse av tiltaket

2.1 Lokalisering

Planområdet ligger ca. 9 km i luftlinje sør for Porsgrunn by og ca. 1 km i luftlinje nord for Brevik sentrum. Tiltaket omfatter områder både over og under bakken. Under bakken dekker planområdet i hovedsak dagens planlagte driftsgrense for gruve under Eidangerfjorden, se Figur 3.

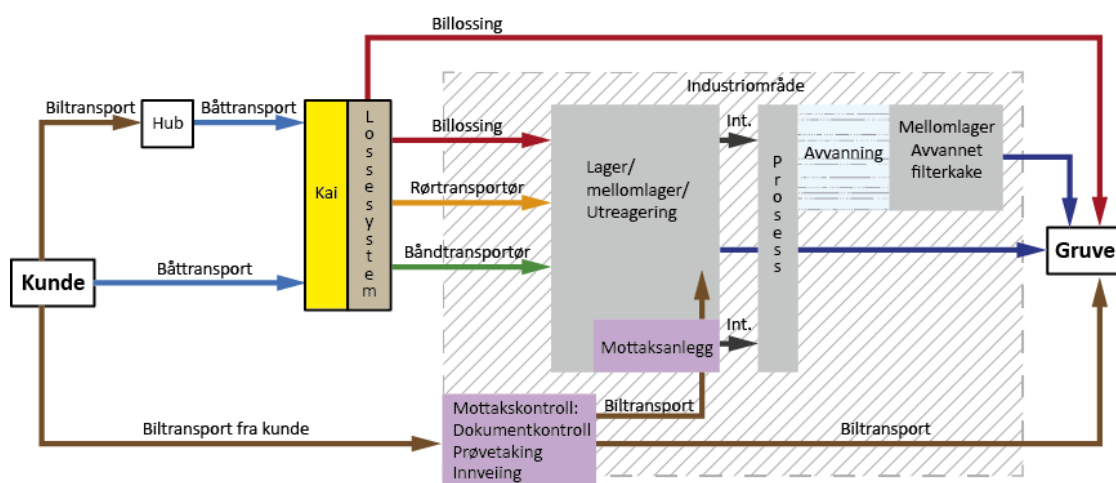


Figur 3 Utbredelse av Dalen gruve. Gruveganger/rom er tegnet inn med grå farge. Gul, oransje farge viser veisystem. Tykk grønn linje indikerer nivå for kote 0 på sålenivå i gruvens strøkretning og avgrensning mot nord og sør.

2.2 Logistikk

Det vil bli etablert mottaksanlegg for uorganisk avfall på den eksisterende kaia til Norcem. Det forventes at ca. 80 prosent av avfallet vil transporteres til Brevik med skip, mens de resterende 20 % vil komme direkte med bil fra avfallsprodusenten.

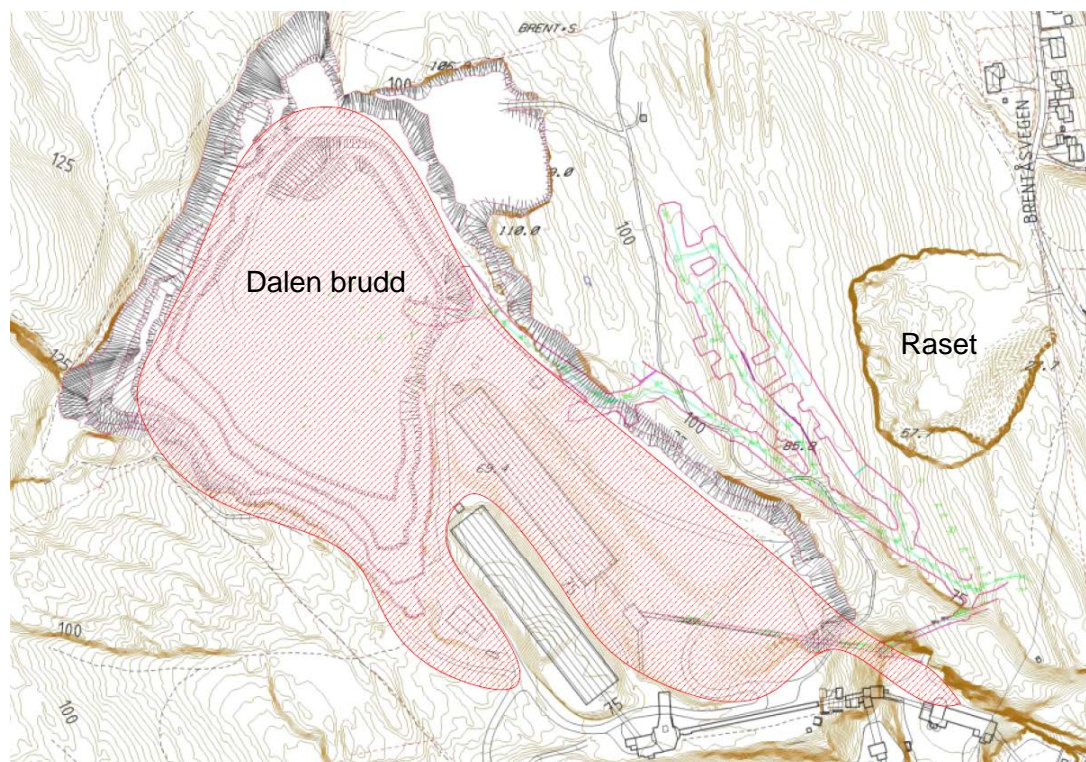
All transport fra kaia og til behandlingsanlegget i Dalen brudd vil skje i tunnel. Det aller meste av avfallet transporteres på transportbånd, mens en mindre andel vil bli fraktet med kjøretøy fra kaia. Transport med kjøretøy vil i hovedsak foregå via eksisterende eller nye tunnelsystemer opp til Dalen brudd. Behandlet avfall transporteres inn i gruve ved hjelp av hjulgående transport. En oversikt over logistikk av farlig avfall i Brevik er vist i Figur 4.



Figur 4 Overordnet flytskjema for logistikk av avfall i Brevik. Mottakskontroll vil også skje ved mottak på kai. (Basert på Hjellnes Consult, 2014)

2.3 Behandlingsprosess

Behandlingsanlegg, lager, mottak og kontroll av avfall planlegges lokalisert i Dalen brudd vest for Rv. 354 i øvre del av industriområdet, se rødt skravert areal i Figur 5. I dette området vil både nøytraliseringanlegg, askelager, syrelager og anlegg for utreaering av avfall bli lokalisert (endelig plassering ikke avklart). Alle prosessenheter planlegges etablert med egnet bygningsstruktur. Alt spill- og overflatevann samles og resirkuleres eller renses. I dag driver NorStone AS pukkproduksjon i Dalen brudd.



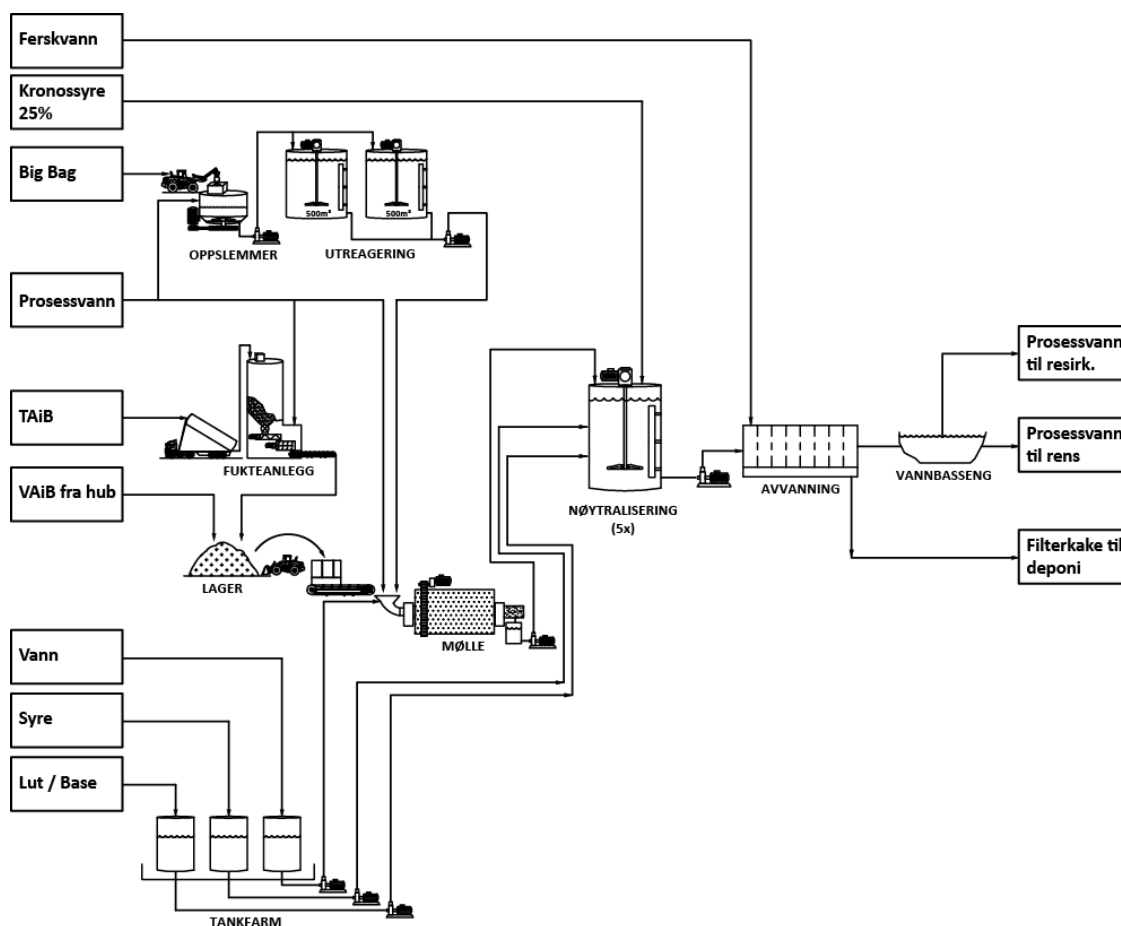
Figur 5 Areal for behandlingsanlegg i Dalen brudd (rød skravur)

Hovedprosessen vil bestå av nøytralisering av avfallssyre fra KRONOS i Fredrikstad med basisk flyveaske. Figur 6 viser flytskjema for behandling av flyveaske og syre i Brevik. I første trinn må asken knuses i mølle for å sikre god kontakt med svovelsyren i nøytraliseringsanlegget. Dette gjøres i en mølle hvor det også tilsettes vann for å oppnå en pumpbar askeslurry.

Askeslurrien pumpes deretter inn i nøytraliseringsanlegget som består av en rekke tanker som er koblet i serie. I disse tankene pumpes også svovelsyren inn, slik at syren og asken nøytraliseres. pH i prosessen kontrolleres slik at produktet ut, en slurry kalt avfallsgips, har en basisk pH som minimerer utlaking av tungmetaller fra asken. Avfallsgipsen pumpes deretter til et avvanningsanlegg. Behandlet avfall transporteres på dumpere ned i graven for endelig deponering.

Deler av vannet fra avvanningsanlegget benyttes om igjen i askemøllene, mens overskuddsvann pumpes til vannrenseanlegg. Renset vann ledes til sjø. Renseprosessen planlegges som et kjemisk fellingsanlegg etterfulgt av partikkelseparasjon. Slam fra renseprosessen avvannes og deponeres i graven.

Vann fra vannrenseanlegget dokumenteres ved mengdemåling og analyser av relevante parametre. Det vil utarbeides et måle- og overvåkingsprogram. Denne prosedyren vil være identisk med den som gjennomføres i dag på Langøya.



Figur 6 Flyttskema for behandling av flyveaske (NOAH, 2014). TAIb: Tørr aske i bulk. VAiB: Våt aske i bulk.

2.4 Deponering i Dalen gruve

Bergrommene i Norcems gruve under jord har ett teoretisk tverrsnitt på 112 m² og betegnes som stabile. Utnyttbart volum til deponiformål er anslått til ca. 18 millioner m³. Det legges opp til en driftsperiode på minimum 25 år. De dypeste bergrommene ligger i dag på nivå kote -340 meter. Sikring av adkomstveier og bergrom vil bli opprettholdt. Deponiet anlegges under kote 0, dvs. fra kote -340 til 0.

Oppfylling av graven vil starte i bunnen og avfallet fylles suksessivt oppover i gruvesystemet. Vann som lekker inn i graven vil i størst mulig grad bli holdt separert fra avfallet. Vannkvaliteten i graven overvåkes og forurenset vann behandles i vannrenseanlegg.

3 Geologi og geologisk barriere

Overveiende tett bergmasse og god bergmekanisk stabilitet gjør at de geologiske forholdene i Kjørholt/Dalen gruver vurderes å være godt egnet for et underjordisk deponi for farlig avfall.

Eventuelle jordskjelv har liten effekt på den bergmekaniske stabiliteten.

3.1 Grunnlagsmateriale

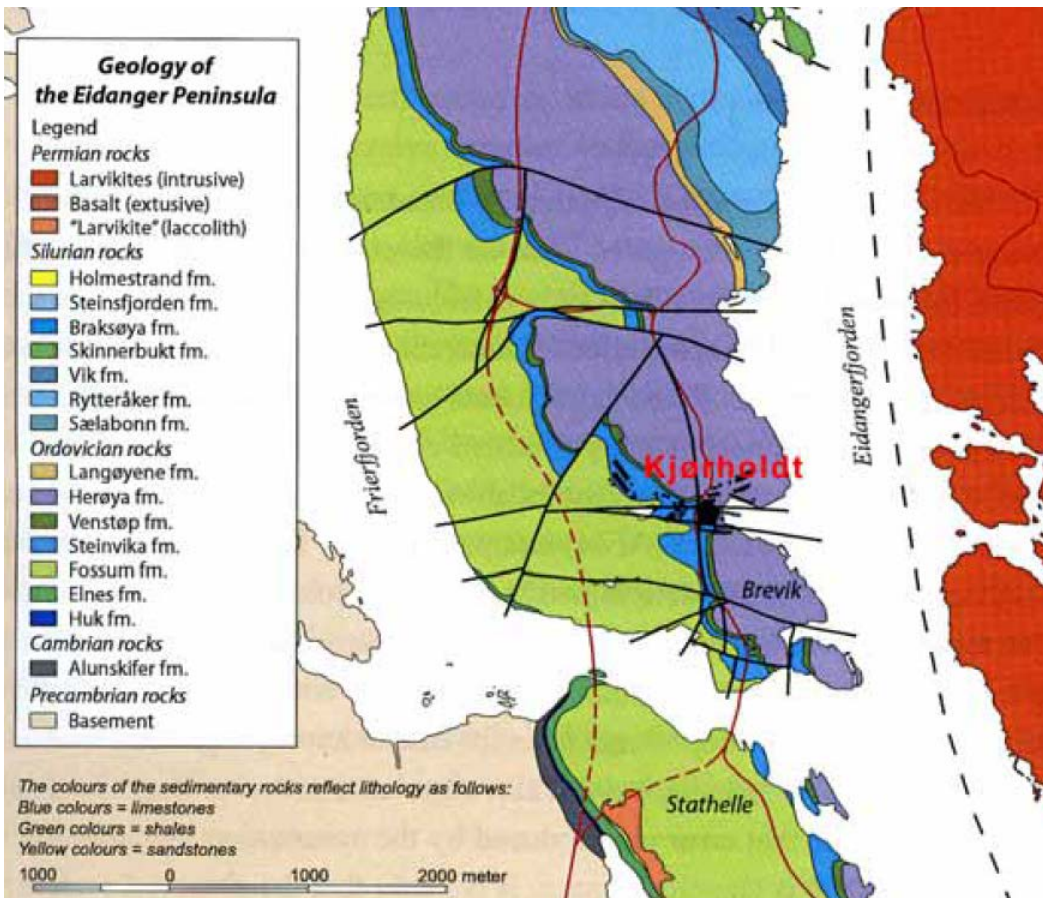
I forbindelse med driften av Kjørholt/Dalen gruver har det blitt gjennomført detaljerte kartlegginger av geologi og bergmekanisk stabilitet for gruvene og omkringliggende områder. Det foreligger derfor god dokumentasjon for disse forholdene hos Norcem i Brevik. En beskrivelse og vurdering av den aktuelle 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).

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.

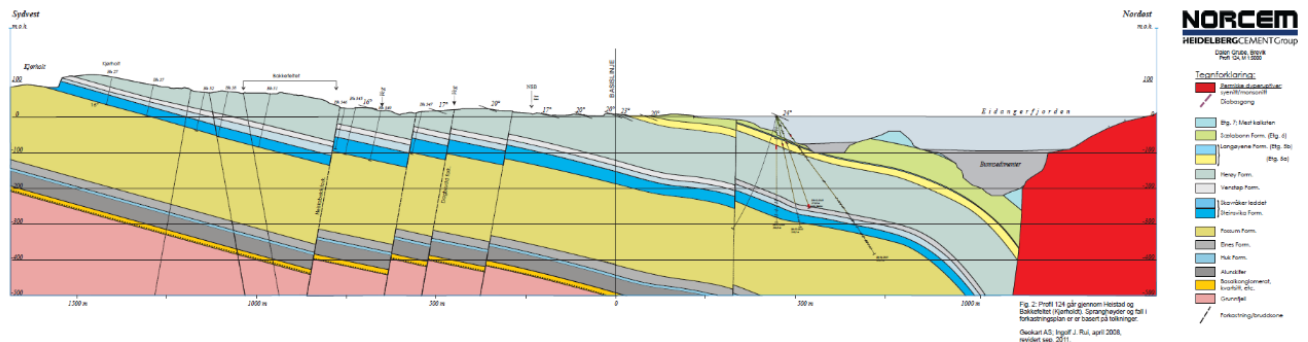
3.2 Geologi i Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver

Geologisk tilhører det aktuelle området Oslofeltets kambro–silur bergarter (Figur 7). Kalksteinsformasjonen hvor Dalen/Kjørholt gruver i Brevik ligger er orientert NNV – SSØ og omfatter hele Eidangerhalvøya med Eidangerfjorden i øst og Frierfjorden i vest.

Den aktuelle kalksteinsformasjonen er geologisk beskrevet som ”Steinvikaformasjonen (fm.)” etasje 4bδ fra Ordovicium. Under ”Steinvika fm.” (mot vest) ligger ”Fossum fm” som er en lagdelt blanding av kalkstein, sandstein og skifer. Over ”Steinvika fm.” (mot øst) ligger ”Venstøp fm.” som er en mørk grå leirskifer. Over dette igjen følger Herøya kalken. Se også geologisk profil i Figur 8.



Figur 7 Geologisk oversiktskart over Brevik (Harstad, 2006).



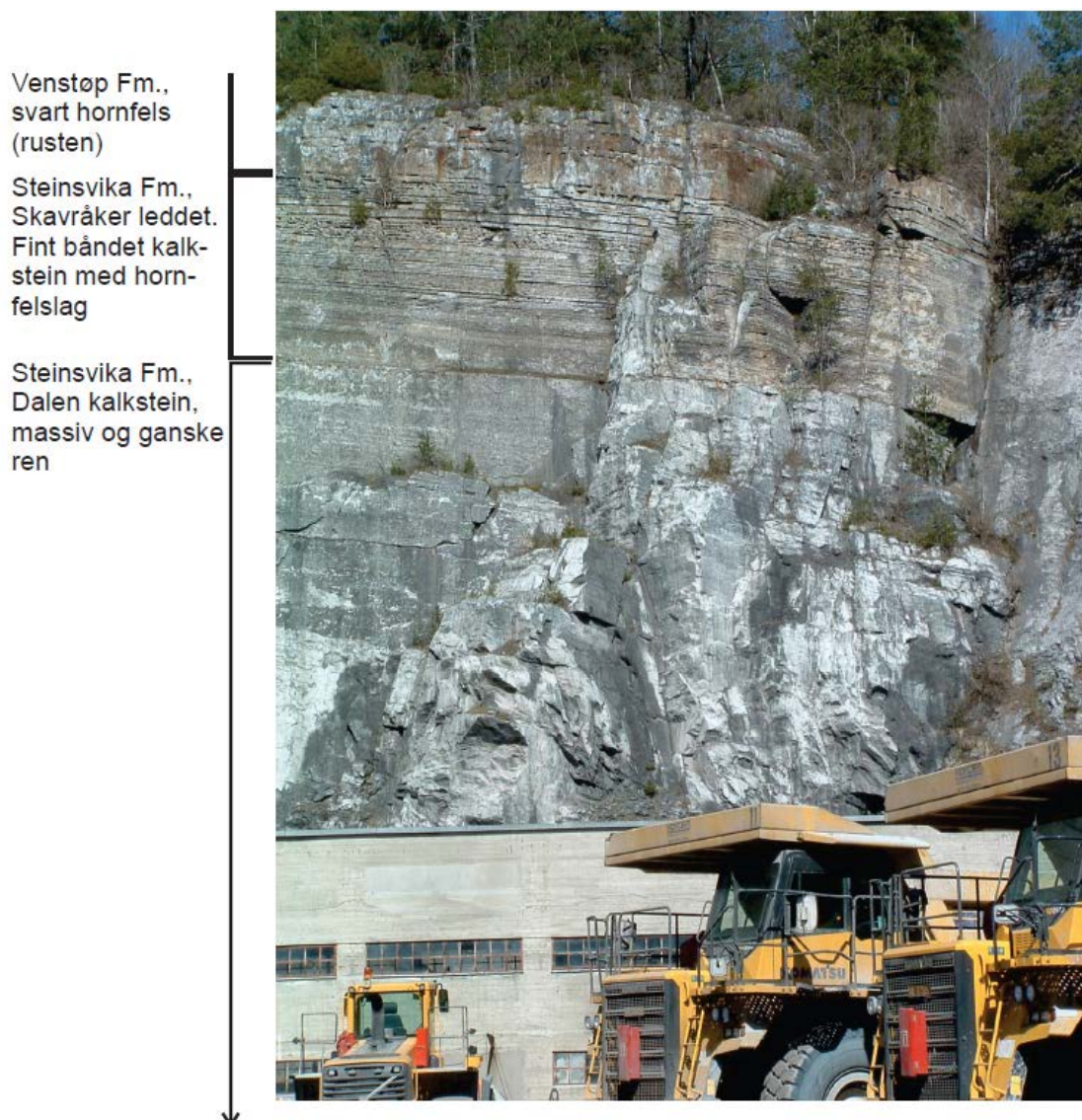
Figur 8 Profil 124 som viser generelle strekningen av Steinvikia fm. og den komplette lagfølgen i gruveområdet (Rui, 2014), se også vedlegg A.

3.2.1 Steinvikia formasjonen

Steinvika formasjonen består hovedsakelig av en massiv grå og grovkornet kalkstein (marmor). De mektigste og reneste partiene synes å ligge i området Kjørholt-Dalen,

begrenset mot nord av et system av forkastninger som stryker omkring Ø-V. Nær forkastningene finnes det en dårligere og mer forurenset kalkstein.

Steinvika fm. er todelt. Den nedre delen er tykkest og har best kvalitet. I Kjørholts driftstid kom all produksjon herfra og det gjør den også i Dalen gruve. Tykkelsen er ca. 40 m, men dette kan variere noen meter i begge retninger (Figur 9). Den øvre delen av Steinvika fm. (også kalt Skavråkerleddet) kan være fra ca. 10-20 m tykk 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 9).



Figur 9. Geologisk profil nær inngangspartiet til Dalen gruve. Viser den rene, massive kalksteinen nederst. Over følger Skavråker leddet (stripet). (Foto Rui, 2011).

Opplysningene om mineralsammensetningen i kalksteinen (Steinvika fm.) er beskrevet av Harstad (2005). Innholdet av kalkspatt (CaCO_3) varierer i snitt omkring 80-90%. Andre øvrige mineraler utgjør noen få prosent. 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 er ofte til stede i underordnede mengder.

Av de øvrige mineralene er skapolitt viktig i enkelte prøver. Grafitt er alltid til stede i små mengder. Kvarts 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 fascies eller lavere deler av hornblende hornfels fascies der diopsid er til stede. Dette tilsvarer temperaturer i kontaktaureolen omkring larvikitten på ca. 500-600°C.

3.2.2 Geologisk profil - andre bergarter i feltet

Den komplette lagfølgen rundt Dalen-Kjørholt kalksteinsgruver går fra Sælabonn fm. (underste silur), suksessivt gjennom Langøyene fm., Herøy fm., Venstøp fm. og Steinvika fm. til et stykke ned i Fossum fm. (Figur 8).

Herøy fm. består av en tykk serie med knollekalk (hornfelsomv.). Særlig den nedre delen er ganske homogen og kalkrik; karbonatinnholdet er visuelt anslått til 60-70%. Denne delen av lagrekken har sannsynligvis en tettende effekt mot lekkasjer.

I graven, ved oppfaring i tverrslag mot heng, stoppes inndriften ved kontakt med mørke hornfelsstriper. Høyere opp i lagdelingen blir hornfelseslagene hyppigere og tykkere. Mesteparten av Skavråker leddet er altså gjenstående i heng og virker som et tett lokk under den generelt mer oppsprukne hornfelsen høyere opp i lagdelingen. Tilsvarende drives tverrslag mot vest til det møtes hornfels fra Fossum fm. i ligg. Denne grensen er ganske skarp.

Det finnes også en god del permiske eruptivganger i feltet, for det meste av diabas. Disse stryker vanligvis omkring N-S, står steil og skjærer skarpt gjennom Kambro-Silur formasjonene. De er sjelden mer enn 4-5 m tykke.

Litt inne på Eidangerhalvøya, omkring utgående av Steinvika fm. ligger Kambro-Silurlagene med nokså flatt østlig fall (12-16°), gradvis økende ned mot fjorden (18-22°). Boring fra Dalen Gruve på dypet under Eidangerfjorden viser at denne tendensen fortsetter inn mot larvikittens grense der fallet kan bli 70° eller mer. Dette kan bare bety at larvikittsmelten må ha presset Kambro-Silurlagene til temmelig steile fall i kontaktområdet (Figur 8).

En effekt er at alle Kambro-Silurlagene ble omvandlet eller "stekt" av smeltemassene og at den reneste kalksteinen (Steinvika fm.) gikk over i en grovkornet variant som per definisjon kalles marmor. Ren leirskifer og leirskifer med tynne kalklag eller kalkknoller (knollekalk), som er så vanlig i Oslofeltet, er rekrystallisert mer eller mindre fullstendig til svarte, grønnlige eller gullige varianter av hornfels. Dette er flintaktig harde bergarter som tas ut og knuses til grus og pukk av høy kvalitet ved dagbruddet i Dalen. Denne hornfelsen stammer fra Fossum fm. som ligger umiddelbart under Steinvika fm.

3.2.3 Kjerneboringer fra Kjørholt/Dalen gruver

Det er boret et stort antall kjerneborhull fra dagen, særlig i den nordlige delen av gruveområdet. Norcems Bergavdeling har etablert et stort kjernelager, hvor de fleste stammer fra boring i gruen og er fra tidsperioden 1991-2011. Kjernene er i dag lett tilgjengelige og i god tilstand. Kjernene er også godt dokumentert med fotografier og logger, se Figur 10.



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 standard 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 ligger av kalksteinen. Spranghøyden i forkastningen er ca. 40 m og det seg inn vann med saltsmak.

3.2.4 Bunntopografien i Eidangerfjorden

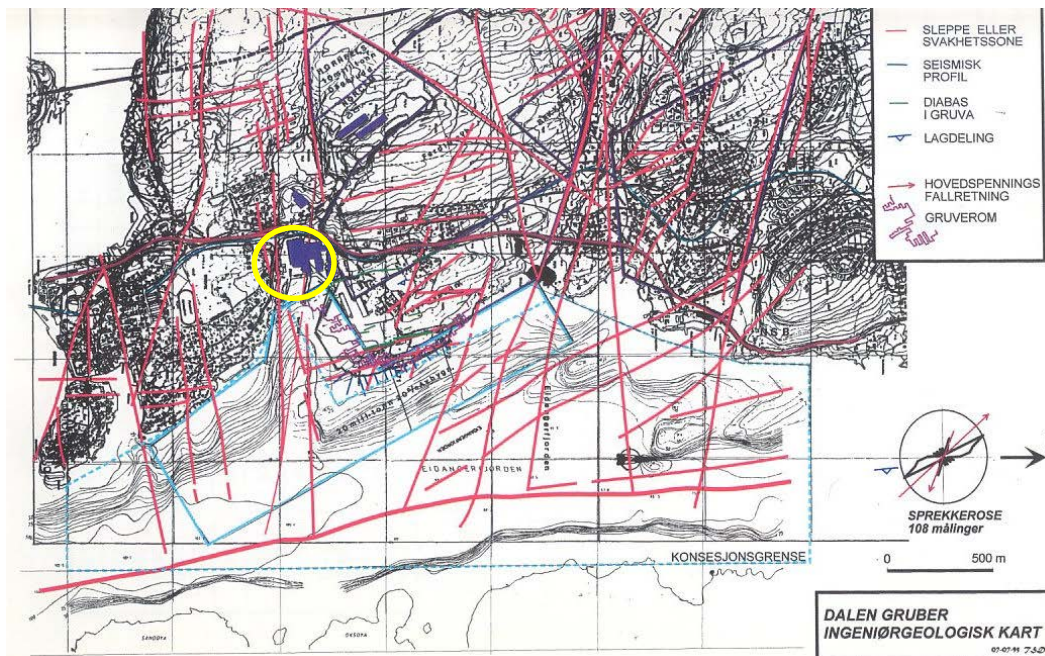
Bunnen av Eidangerfjorden danner en temmelig jevn flate på ca. 100 meters dyp. Seismiske undersøkelser (NOTEBY fra ~1980-tallet) viser en langt mer variert topografi i fjelloverflaten under fjorden med en spesielt dyp renne langs larvikittkontakten mot øst. Av dette kan slutte at fjorden er oppfylt av 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. 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 formoder mye sand/grus og med marin leire i de øvre delene.

3.3 Forkastninger og svakhetssoner

3.3.1 Forkastninger

Det er rapportert flere forkastningssoner i området (Figur 11). 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 en god del kjerneboring, at gruva kunne drives inn til Sydfeltet med utstrakt sement injisering og bruk av sprøytebetong.



Figur 11 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.

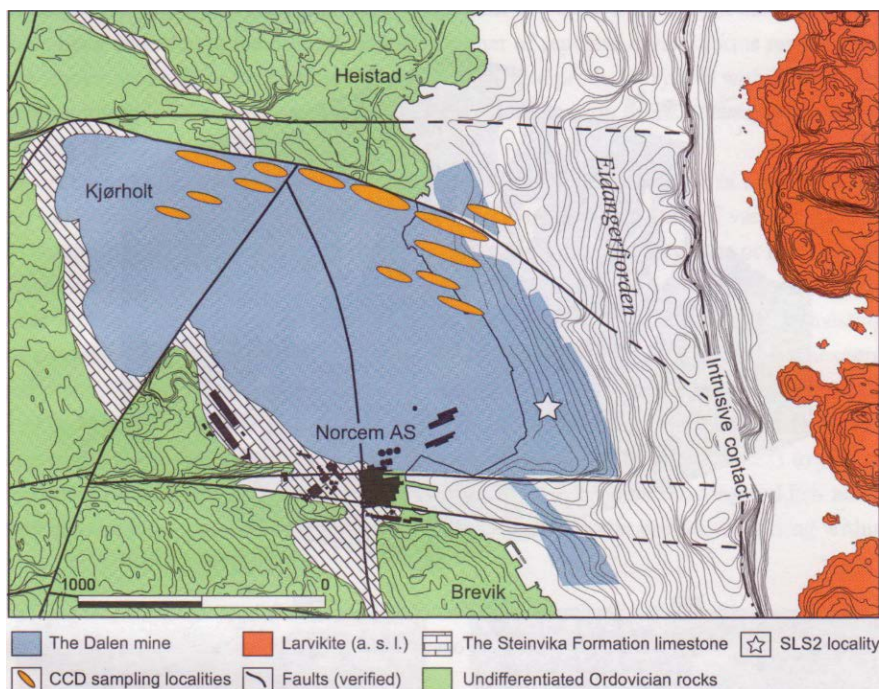
Høydedraget (Veitås) mellom sementfabrikken og Kjørholt inklusive Bakkefeltet, framstår som et relativt stabilt område med to tydelige forkastninger. Den ene stryker NØ-SV og deler området diagonalt i omtrent to like store deler. Denne kalt Dagbruddsforkastningen, kan ha en spranghøyde på ca. 40-50 m. Gamle gruvekart tyder på at den må ha påvirket driftsplanene. Den andre forkastningen stryker nokså rett N-S og passerer tett ved sementfabrikken. Spranghøyden er ca. 10 m, østre blokk ned. Rett vest for Bakkefeltet viser topografien tre små, nokså tydelige dalfører som er tolket som bruddsoner.

3.3.2 Sprekkefylling

Rommene i gruen er generelt ganske tørre noe som skyldes at kalksteinen er såkalt selvreparerende. Deformasjon som gjennom tidene har forårsaket riss, mindre sprekker og breksjer gror igjen ved at oppløst CaCO₃ 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 (se også Figur 10).

3.3.3 Druse (grotte)systemene i kalkstein

Drusene (grottene eller karstene) i Dalen-Kjørholt gruvene er knyttet til den rene kalksteinen i Steinvika fm. De over- og underliggende formasjonene består i hovedsak av uoppløselig hornfels. De fleste store grottesystemene synes å følge markerte forkastninger, særlig i nord opp mot Heistad (Figur 12).



Figur 12 Beliggenheten av Dalen-Kjørholt med fjelltopografien under Eidangerfjorden. Kalksteinen under jord strekker seg helt ned til kontakten med larvikitten i øst. Grotter som er undersøkt er avtegnet som oransje ellipser (Harstad, 2005).

Åpne sprekker/knusningssoner i hornfels langs forkastningene har ledet surt overflatevann ned til kalksteinen på dypet der oppløsning har funnet sted. Alle druserom er nå naturlig tette. Det kunne forventes å finne tilsvarende grotter langs forkastningene gjennom Dalenbukta sydligst i feltet, men det finnes ingen opplysninger om at det er tilfelle.

3.4 Stabilitet av bergrom

3.4.1 Mekaniske egenskaper

Ved inspeksjon i gruen er hovedinntrykket at oppsprekingsgraden 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. Oppsprekingsgraden nær de store forkastningene er stedvis høyere, noe som har gjort det nødvendig med tyngre bergsikring.

Siden 1960-tallet er det gjennomført bergmekaniske undersøkelser i gruen i regi av NTH/SINTEF. Dette gjelder både 2-D bergspenningsmålinger i kalksteinspilarer for å bestemme belastning på pilarene, og 3-D 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 gruen, 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	Strekfasthet	E-modul	Poissons tall	Lydhastighet	Romvekt
90 MPa	5 MPa	70 MPa	0,30	6300 m/s	2725 kg/m ³

3.4.2 Spenninger

I årenes løp har SINTEF utført tredimensjonale bergspenningsmålinger på flere lokaliteter i gruen 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 geologiske historie, ofte kalt tektoniske spenninger.

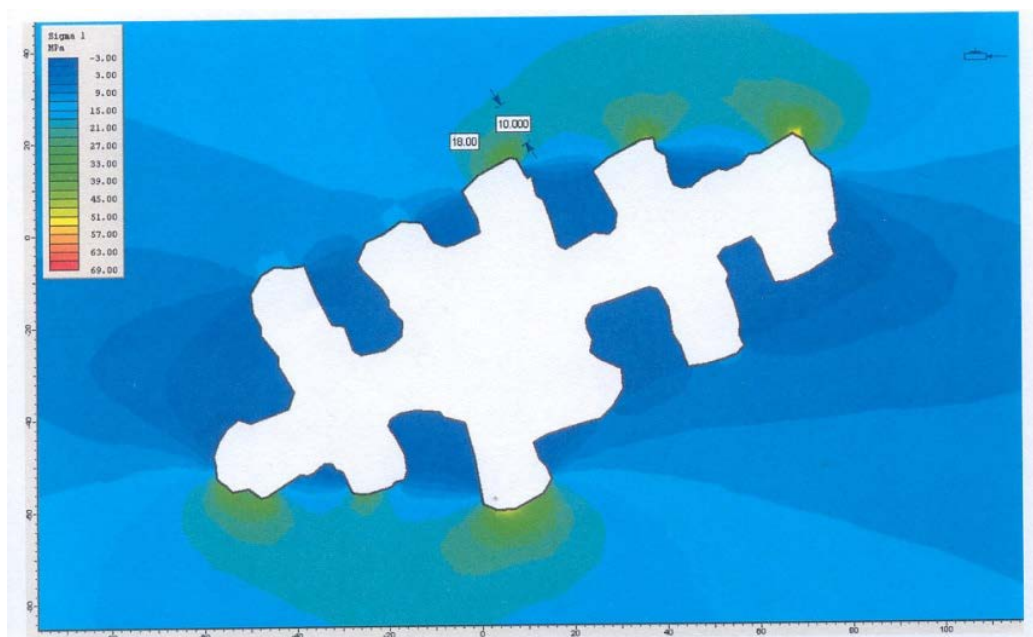
Omtrentlig orientering av største horisontalspenning er antydnet på Figur 11 og er ca. N30°V. Dette er omtrent parallelt til kalksteinens strøkretning og også omtrent parallelt til Eidangerhalvøya.

Dette er stabilitetsmessig en meget gunstig situasjon som gir god innspenning av taket (trykket oppkonsentrerer i taket og sålen av stollen), noe som gir tilnærmet selvbærende 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. Dette gir typiske skarpkantede bruddfragmenter. Det har vært observert noen sånne tilfeller av dette i Dalen (Figur 14). Dette har typisk skjedd i det som til enhver tid er ytterpunkter i gruveområdet. 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 15).



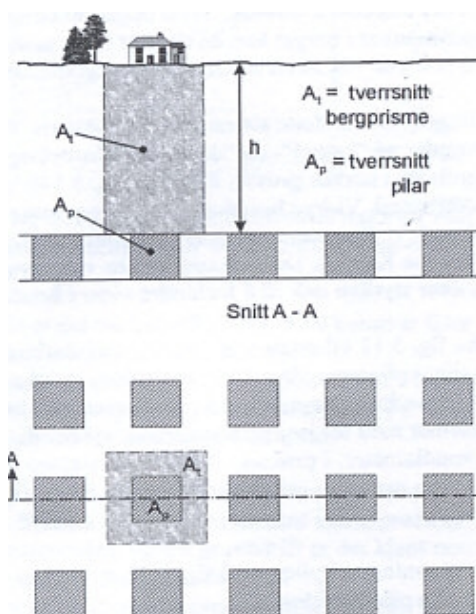
Figur 13 Gruveområdet hvor bergslag har funnet sted (vist av røde, små ringer). Svarte små streker i stollene viser enkelte av stedene hvor det er foretatt omfattende bergbolting.



Figur 14. Prinsipiell horisontal numerisk modell (Phase², RocScience) som viser spenningskonsentrasjoner i ytterkant av feltet (indikert med oransje farge).

3.4.3 Brytningsmetoder

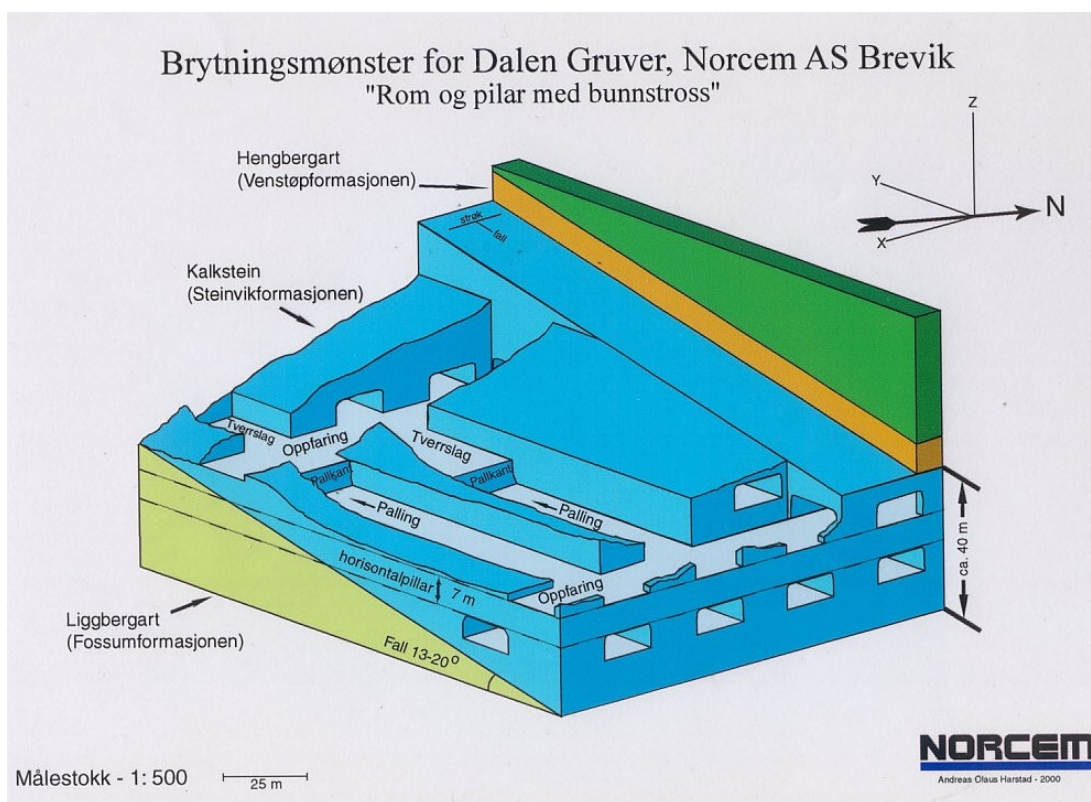
I starten av Norcems underjordsdrift på 1960-tallet ble det brukt tradisjonell rom-og-pilar-brytning (Figur 16). I denne metoden settes kalksteinspilarer igjen i et regelmessig mønster og hver pilar tenkes å bære vekten av et bergprisme fra hengen opp til overflaten.



Figur 15 Prinsippkisse av rom-og-pilar-brytning som ble brukt på starten av underjordsdriften.

På grunn av pilarvolumet ga dette en relativ liten utnyttelse av forekomsten, samtidig som det var problematisk med stabiliteten av de neste 40 m høye pilarene. Først på 1970-tallet ble det derfor lagt opp til et system kalt panelbrytning med at det i stedet for kvadratiske pilarer, ble det drevet ut lange rom med bredde 14 m, med langsgående, sammenhengende pilarer med bredde 8 m mellom rommene. Dette ga 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 3).

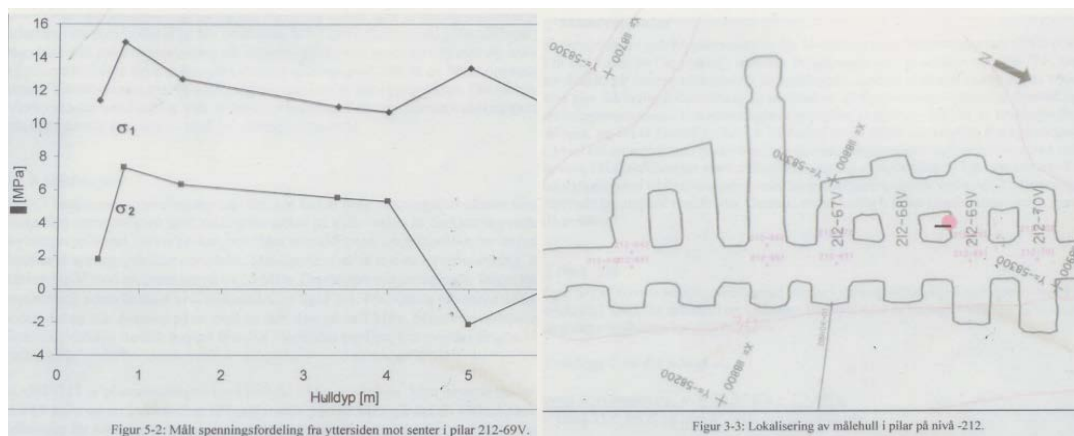
Dette medførte et helt nytt brytningssystem (Figur 17). Prinsipielt består opplegget av en nedre del hvor det drives tilnærmet normal rom-og-pilar-brytning. Rombredden er 14 m med høyde 8 m, og det settes igjen kvadratiske eller rektangulære pilarer med bredde 13 m mellom rommene. Dette er adskilt fra øvre del med en horisontal pilar. Her drives det 14 m x 8 m rom mellom heng og ligg i forekomsten. I delene nærmest ligger palles deler av rommene ned til en høyde på 15 m. Dette gir en total utvinning på ca. 30% av forekomsten. Bergmekanisk er dette brytningsopplegget svært gunstig, i det de horisontale spenningene som er nevnt tidligere er orientert omtrent normalt på rommene. Dette vil gi en god innspenning av taket i rommene og av den horisontale pilaren som gjør at de i prinsipp er selvbærende. Dette gjør også at den vertikale belastningen i pilarene vil være lavere enn ved ren gravitativ belastning.



Figur 16 Prinsippskisse av modifisert rom-og-pilarbrytning som har vært i bruk i gruve siden 1976.

Hele det aktuelle området for planlagt deponi vil ligge innenfor området hvor det er benyttet denne type rom-og-pilar brytning, dvs. områder med god bergmekanisk stabilitet. Områder med magasin- og paneldrift ligger over kote 0 og inngår ikke i deponiplanene. Dårlig bergstabilitet i disse områdene har også medført at Statens Vegvesen (SVV) Region Sør ikke utreder korridor for ny E18 i dette området av Norcems gruver.

Eksempel på spenningsmålinger som ble utført i en pilar på Nivå -212 er vist i Figur 18. Resultatene viser at den maksimale belastningen er ca. 15 MPa, mens antatt styrke av kalksteinen er ca. 45 MPa. Dette er typisk ved alle pilarmålinger. Selv om det på enkelte pilarer kan observere løse blokker i veggene, omfatter det en meget liten del av pilarens areal. Det derfor konkluderes med at sannsynligheten for pilarkollaps er meget liten.



Figur 17 Resultater fra pilarmåling 2005. Målt belastning (venstre) på en pilar på Nivå -212 (lokalisering på høyre). Den øverste kurven viser vertikalbelastning. Merk at pilaren også har en horisontal innspenning som er gunstig for stabiliteten.

I tillegg er den vertikale bergoverdekningen i det aktuelle området for planlagt deponi er i gjennomsnitt 120–150 m. Hvis det mot formodning skulle skje en dramatisk kollaps av et stort antall pilarer, blir det involverte volumet av utdrevne rom så lite at det er meget lite sannsynlig at dette ville kunne spre seg til overflaten.

3.5 Tiltak for tetting og sikring

3.5.1 Bergsikring

Tradisjonelt har den dominerende bergsikringen i Dalen gruve vært maskinell og manuell rensk av taket i stollene, og det ble tidligere bare unntaksvis benyttet bergbolting. På grunn av flere tilfeller av bergslag i 2009 og 2010 ble professorene Bjørn Nilsen og Arne Myrvang i 2010 engasjert til å foreta en analyse av situasjonen og komme med forslag til forbedring av bergsikringsprosedyrene. Dette resulterte i anbefalinger bl.a. med regelmessig bolting med 3 m lange CT-bolter i områder med

tilløp til bergslag og i områder med dårligere berg mot forkastningssoner. Av praktiske grunner benyttes vanligvis kun 5 meter lange bolter. Men fortsatt er det slik at det aller meste av arealene i gruva anses svært sikker uten omfattende bergsikring. Bergslagene beskrevet tidligere, som er lokale fenomener med lite volum, er også sikret med bergbolting.

I begrensede områder av gruva, der det krysses oppknuste forkastningssoner benyttes sprøytebetong sammen med systematisk bolting som sikring.

Adkomstveien til deponiområdene vil i praksis bli den samme som brukes i dagens drift. Den følger kalkbenken gjennom utdrevne områder i gruva. Totalt vil den få en lengde på over 3 km med gjennomsnittlig stigning 1:10. Veien har vært i bruk i mange år uten at det har vært stabilitetsproblemer av betydning. Praktisk talt hele lengden er uten aktiv bergsikring. Norcem har foretatt jevnlig kontroll av stabiliteten med begrenset rensk som resultat. Det antas derfor at kostbare bergsikringstiltak ikke vil være nødvendig i det aller meste av adkomstveien, og det foreslås derfor at Norcems prosedyrer for stabilitetskontroll og etterrensk opprettholdes.

Det anbefales at det monteres setningsmålere i hengen i utvalgte lokaliteter. Dette gjøres enkelt ved innsetting av vertikale borhullekstensometre i taket av brytningsrom. Borhullekstensometeret består av rustfrie stenger som hver for seg forankres på forskjellig dyp i borhullet. Hver enkelt stang er forbundet med et målehode. Elektroniske følere registrerer bevegelse mellom hvert anker og målehodet. Eventuelle unormale utslag kan utløse alarmer underjord og i dagen.

3.5.2 Tetningstiltak

Dalen-forkastningen er et markant skille mellom de nordlige og sørlige deler av gruva. Forkastningssonen har totalt en bredde på 40 – 50 m, og for å gi adkomst til sør ble det drevet en dobbelttunnel gjennom forkastningen. Det var en meget krevende drift med stor innstrømning av saltvann. Dette ble løst med omfattende forinjeksjon av sement i borhull rundt tunnelene og omfattende bergsikring med bolter og sprøytebetong. Dette har gitt tette tunneler. Driving mot Heistadforkastningen har ikke vist større lekkasjer av vann selv om formasjonen er oppsprukket/knust.

3.6 Effekt av seismisk aktivitet

En detaljert beskrivelse av vurderinger og numerisk simulering av effekt av seismisk aktivitet (jordskjelv) finnes i eget teknisk notat i vedlegg B: *Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik*. NGI-notat nr. 20120726-06.

3.6.1 Generelt

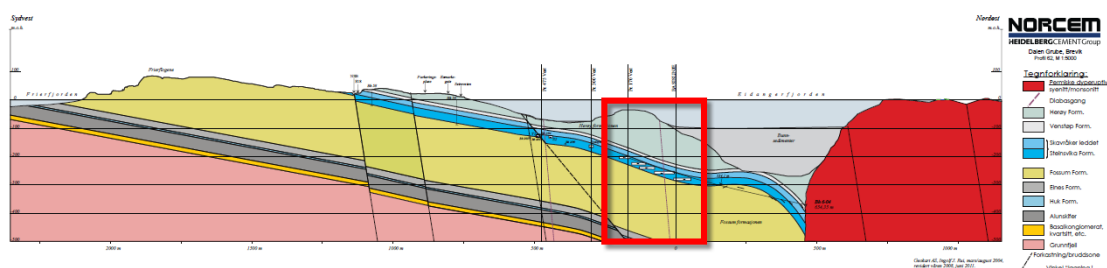
Generelt er det slik at jordskjelv påvirker underjordsanlegg lite i forhold til installasjoner i dagen. Eksempelvis ga det enorme jordskjelvet i Chile i 2010 med styrke 8,8 ingen skader i underjordsgruver omtrent 100 km unna episenteret. Det samme gjelder for eksempel metroene i Los Angeles og Tokyo som ligger i meget utsatte jordskjelvområder (selv om disse er bygget for å motstå jordskjelv). Dette har sammenheng med at rystelsene vil være sterkest på overflaten der en har "fri flate". Ellers regnes jordskjelv med styrke lavere enn Richter 5 normalt ikke å medføre stor skader. Til orientering følger vedlagt en historisk oversikt over jordskjelv i Norge med styrke 5 eller høyere (Utarbeidet av professor Hilmar Bungum, tidligere Norsar), se vedlegg C. Oversikten viser at det er svært få registrerte jordskjelv i Oslofjordområdet med styrke >5.

3.6.2 Analyse av jordskjelvrespons i Dalen/Kjørholt

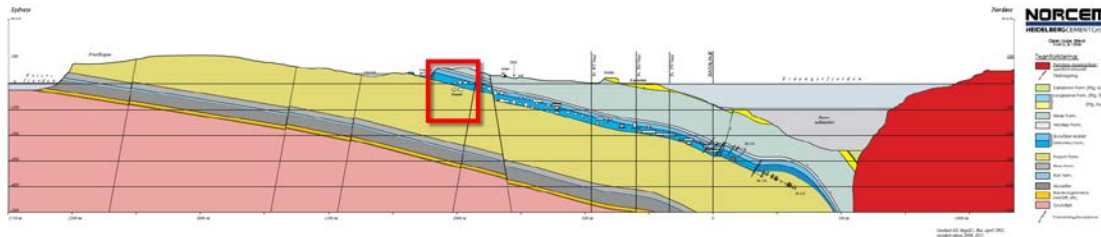
Målet med dette arbeidet er å vurdere jordskjelvresponsen i Dalen/Kjørholt- gruvene i Brevik under et jordskjelv med returperiode på 10,000 år. Analysen er utført basert på relevante prinsipper fra Eurokode 8, tverrsnitt av gruvene og materialegenskaper fra rapporten til Prof. Arne M. Myrvang (Myrvang, 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 tverrsnitt er valgt for beregning av jordskjelvresponsen i gruvene.

1. Profil 062 representerer dype gruveganger (Figur 19)
2. Profil 082 representerer overflatenære gruveganger (Figur 20)



Figur 18 Tverrsnittprofil 062 (rød boks viser analyseområde)



Figur 19 Tverrsnittprofil 082 (rød boks viser analyseområde)

Jordskjelvtidshistoriene som er benyttet kommer fra målinger av Nahanni-jordskjelvet i Canada (1985-12-23), som ofte blir benyttet for jordskjelvvurderinger i Norge. Jordskjelvet 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 undersøkt i laboratoriet for å bestemme mekaniske egenskaper. Verdiene (Tabell 5) indikerer at kalksteinen er stiv og sterk, som er typisk for mange norske kalksteiner. Q-systemet for klassifisering av steinen er rundt 50-80 (Myrvang, 2014), og igjen er det en indikator på kalksteinens høye kvalitet.

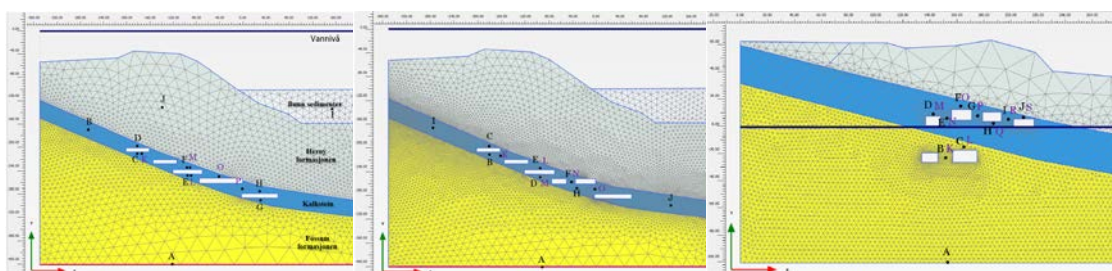
Tabell 5 Typiske mekaniske egenskaper for kalkstein fra Dalen gruver testet i laboratoriet (Myrvang, 2014)

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 rom og pilarer i graven. 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.

Tre elementmetodemodeller har blitt benyttet:

1. Model A: Profil 062 mellom 250 m venstre til 100 m høyre (Figur 21)
2. Model B: Profil 062 med en pilar (Figur 21)
3. Model C: profil 082 mellom 1150 m venstre til 900 m høyre (Figur 21)



Figur 20 Fra venstre: Tilfelle A, B og C: Elementmetodemodell og elementnett av gruen ved profil 062 (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver representerer punkter for spenningsobservasjoner).

Fem jordskjelvresponsanalyser er utført på følgende måte:

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 ble utført i elementprogrammet Plaxis 2D AE. Resultatene indikerer at de permanente forskyvningene etter et jordskjelv med returperiode 10,000 år er små, samt at de jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten til kalksteinen. Det kan derfor konkluderes med at gruvene i Brevik er stabile under og etter jordskjelvet.

3.6.3 Effekt av jordskjelv på sprekker og lokale forkastninger

I følge seismologiske studier, er ingen av forkastningene i dette området aktive. 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 gjennomsnitt skjærspenning er i område 5-8 MPa, noe som 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). Jordskjelv vil således ikke forårsake glidning langs sprekker, og sprekke forblir intakt under jordskjelv.

3.7 Oppsummering av geologiske forhold

Dalen/Kjørholt gruver i Brevik ligger i kalksteinsformasjonen Steinvika fm. med gjennomsnittlig 80-90% CaCO₃. Kalksteinen kan karakteriseres som massiv med liten oppsprekingsgrad. Dette gir en bergmasse med lav hydraulisk konduktivitet (<10⁻⁹ m/s), og rommene i gruen er generelt tørre. Kalksteinen er i stor grad selvreparerende. Deformasjon som gjennom tidene har forårsaket riss og mindre sprekker gror igjen ved at oppløst CaCO₃ felles ut. Mektigheten av Steinvika formasjonen er ca. 40 m.

Overliggende bergarter (Skavråker leddet, Herøya fm) består av kalkstein, og har trolig en tettende effekt mot lekkasjer.

Det er registrert flere forkastningssoner i området. En større forkastningssone går gjennom Dalenbukta og Norcems fabrikkområde. Ved driving av tunneler på nivå -138, mot syd, ble det gjennomført utstrakt sement injisering på grunn av store mengder sjøvannsinntrengning. Det er også brukt sprøytebetong som bergsikring. Dette har gitt tette tunneler. Driving mot andre forkastninger som Heistad-forkastningen har ikke resultert i større vann lekkasjer. Det er dog påvist en markant økning i oppsprekingsgrad mot forkastningen.

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 gruen 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 gruen anses som sikker uten ytterligere og omfattende bergsikring. Oppsprekingsgraden nær de store forkastningene er større, noe som har nødvendiggjort tyngre bergsikring 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.

4 Hydrogeologiske forhold

Vann som trenger inn i gruen i dag består i hovedsak av overflatevann fra Veitåsen som renner inn via rasområdet, Dalen brudd og andre gruveåpninger. Avskjæring av overflatevann vil derfor redusere vannmengden til gruen betydelig. I tillegg skjer det en innlekking av sjøvann/grunnvann (~800 m³/d), i all hovedsak i tilknytning til Dalenforkastningen. Effekten av tettetiltak/injeksjon er usikker.

Under drift av deponiet vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en grunnvannsgradient rettet inn mot gruen og eventuelt deponerte masser. Vann som kommer i kontakt med avfall i driftsperioden pumpes til renseanlegg eller tilbake til behandlingsprosessen og benyttes som prosessvann av NOAH.

Etter at deponiet er avsluttet vil gruen fylles med vann. Simulering av de hydrogeologiske forholdene i området i denne fasen viser meget lave horisontale gradienter med liten vannstrømning. Total vannmengde i kontakt med avfall etter avslutning anslås til mellom 1 og 20 m³/d.

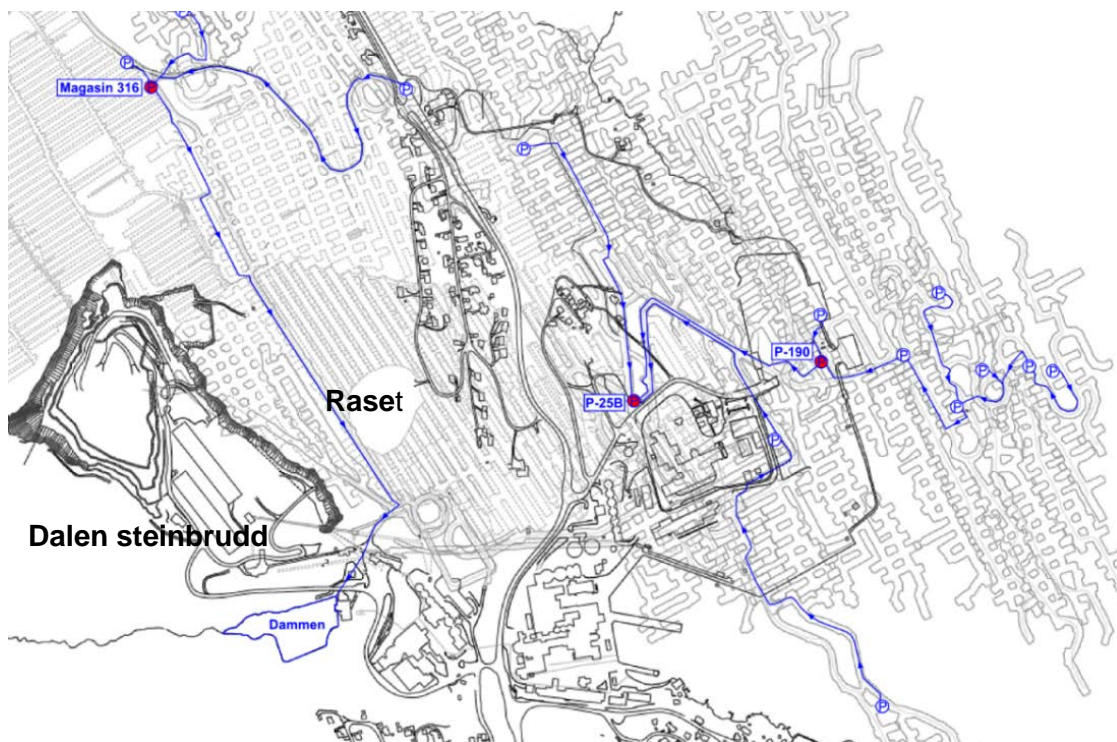
4.1 Grunnlagsmateriale

I forbindelse med gruedriften foreligger det en omfattende dokumentasjon på bergkvaliteten i Brevik (se kapittel 3). I tillegg er det gjennomført registreringer av vannmengder som håndteres i gruvesystemet under dagens situasjon (NOAH, 2014a), et omfattende kartleggingsarbeid av innlekkasjepunkter for vann i gruvesystemet (NOAH, 2014b). Denne dokumentasjonen er benyttet i vurderingene av hydrogeologi og numeriske simuleringer.

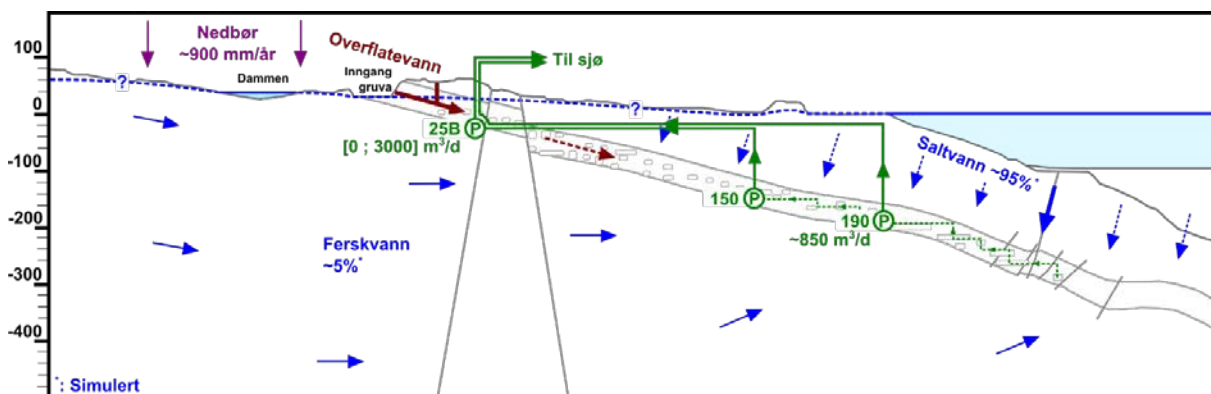
4.2 Vannstrømning i nåværende gruve

4.2.1 Vannhåndtering

Vann som kommer inn i gruvene i Brevik i dag stammer fra innlekkasjevann av både ferskvann og saltvann, i tillegg til regnvann som kommer direkte gjennom gruveåpninger i dagen (overflatevann). Dette blir samlet i store og mindre basseng/pumpesumper og deretter pumpet opp til dagen og via kommunalt overløpsnett til sjø i Dalsbukta, se Figur 22. Vann som samles opp via det gamle dagbruddet på Kjørholt og Magasinene på Kjørholt samles i Bakkefeltet og pumpes via nivå -38 opp til Norcem som prosessvann. Vannet pumpes via en rekke mindre pumpesumper plassert i gruen. Prinsippskisse for vannstrømningen i gruen er vist i Figur 23.



Figur 21 Pumpsystemer i gruen. Tre hovedpumper (-190, P-25B og Magasin 316, i rødt) samler vann og pumper det direkte til sjøen eller til dammen. Andre pumper (blå P) er også i bruk på ulike nivåer. Lokalisering av "Raset" og Dalen dagbrudd er indikert på kartet.



Figur 22 Oversikt over vannstrømning og pumping i gruvesystemet i dag. Oppgitte mengder inntrenging av saltvann (~95%) og ferskvann (~5%) er basert på hydrogeologisk modellering (se vedlegg D)

For å vurdere mengden vann som kommer inn i gruen ble det etablert 3 mengdemålere med dataloggere i forbindelse med P-25B, -190 og -38. Disse 3 målepunktene dekker alt av vann som pumpes ut av gruen. En oversikt over de ulike pumpesumpene hvor det pumpes vann ut av gruen er vist i Tabell 6.

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

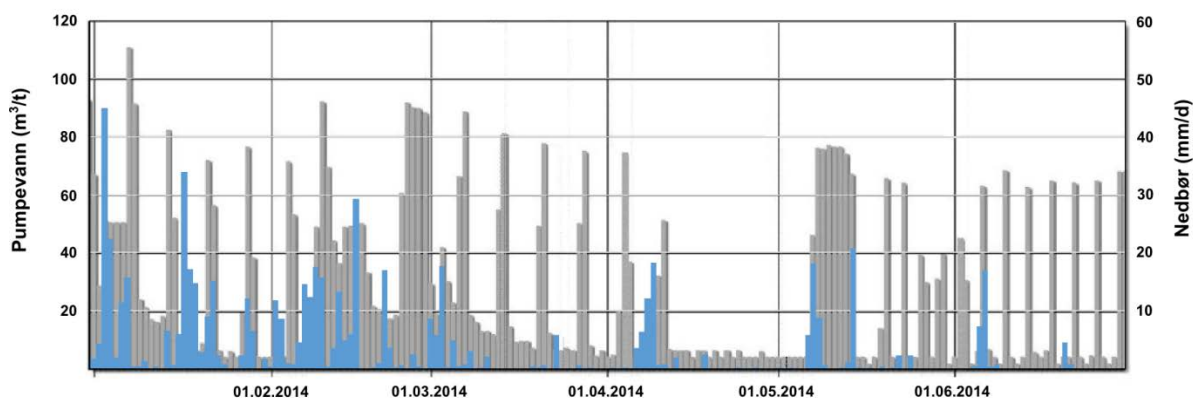
Pumpe	Lokalisering	Håndtering	Kommentar
Pumpesump P-25B	Kote -110	Pumper direkte til sjø.	I hovedsak overflatevann. 50 m ³ /d i tørrvær. 2000 m ³ /d ved intensiv nedbør. Ikke spesielt sjøvannpåvirket.
Pumpesump -150	Kote – 150	Pumper direkte til sjø.	Overflatevann og innlekkasjevann. Antatt innlekkasje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

4.2.2 Overflatevann

Overflatevann kommer inn i gruen delvis fra dagbruddet og delvis fra området hvor det store raset gikk (se også Figur 22). Andre åpninger og mindre sprekkesystemer vil også kunne bidra til vann fra overflaten. Overflatevann samles og pumpes hovedsakelig fra P-25B og Magasin 316 (Figur 22), tidvis med hjelp av pumper på -190 ved betydelige nedbørsmengder. Mengden vann som pumpes ut av gruen er veldig avhengig av nedbørintensitet, og ved enkelte nedbørsperioder pumpes det opp til 3000 m³/d.

Rasområdet bidrar mest til innrenning av ferskvann sammenliknet med andre kilder. Arealet av raset og oppstrømsliggende nedslagsfelt er estimert til ca. 40 daa. Maksimal nedbør registrert i løpet av en dag er omtrent 50 mm. Dette gir et teoretisk maksimalt pumpebehov på omtrent 2000 m³ per døgn kun fra rasområdet. Etersom maksimalt registrert utpumpet volum er 3000 m³, viser dette at det renner inn vann fra andre åpninger til gruen.

Denne observasjonen er delvis bekreftet av sammenligning mellom pumpet vann fra pumpesumpen P-25B og nedbør (Figur 24). Dataene fra perioden januar-juli 2014 indikerer at mengde vann som pumpes opp bare delvis er korrelert med nedbør. Etter en større nedbørsperiode øker mengde vann som pumpes ut av gruen, med en tidsforskyvning på omtrent 1 til 3 dager.

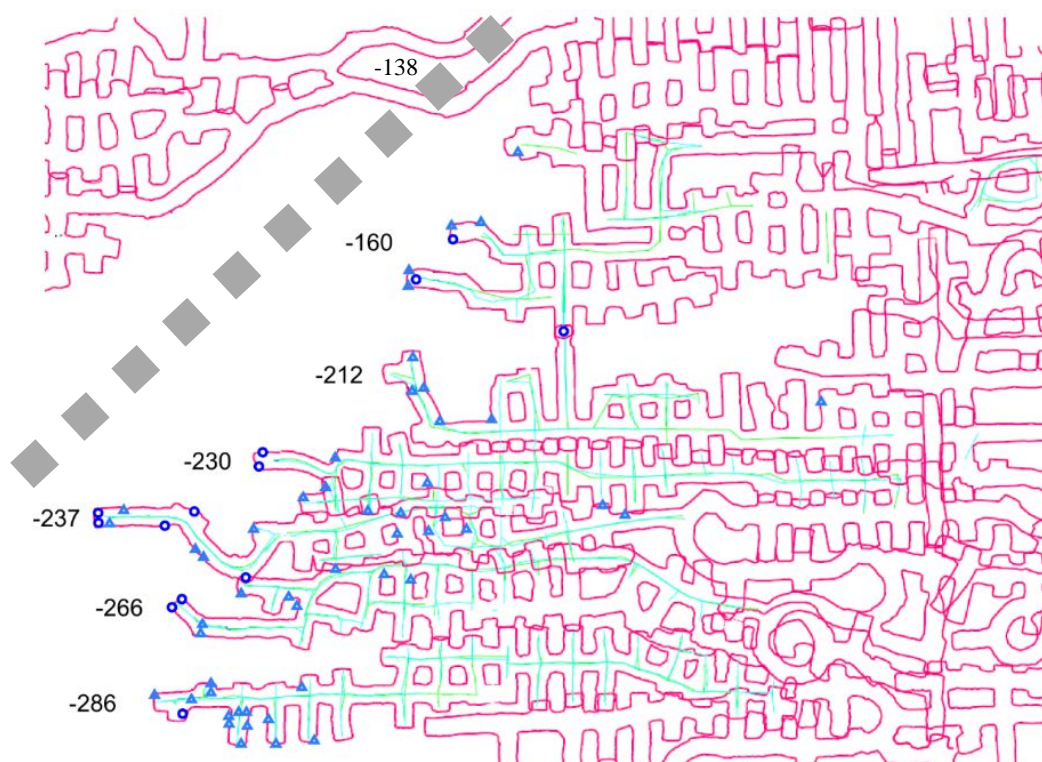


Figur 23 Sammenligning av mengde pumpet vann fra P-25B (grå, i m^3/d) og nedbør (blå, mm/d) i perioden januar til juli 2014. Merk at pumpen ikke går kontinuerlig, men startes ved behov.

4.2.3 Lekkasjevann

Intakt berg i Brevik er i seg selv svært tett med lav primær porøsitet/permeabilitet. Lekkasjevann kommer derfor i hovedsak inn i gruen via sprekker i bergmassen gjerne knyttet til forkastninger. De fleste lekkasjepunktene har vært observert på alle nivåer i sørdelen av gruen, i randsonen av Dalen-forkastningen (Figur 25). De to tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er fullinjisert med sement i 200 meters lengde, men det registreres fortsatt lekkasjer her.

Lekkasjepunkter i den søndre delen av gruen er delvis kartlagt (Figur 25), men det finnes ikke målinger av mengde vann som lekker inn i gruen i dette området. Volumet på lekkasjevann i hele gruen er anslått til maksimalt ca. $800-850 m^3/døgn$ basert på målinger av utpumpet vann. Feilkilder kan være ferskvann som kommer rennende i gruen og ikke er samlet opp på høyere nivå, forbruk av ferskvann til maskiner osv. og lekkasjer i gruens rørnett for distribusjon av ferskvann, noe som vil føre til en overestimering av innlekkasjevannet.



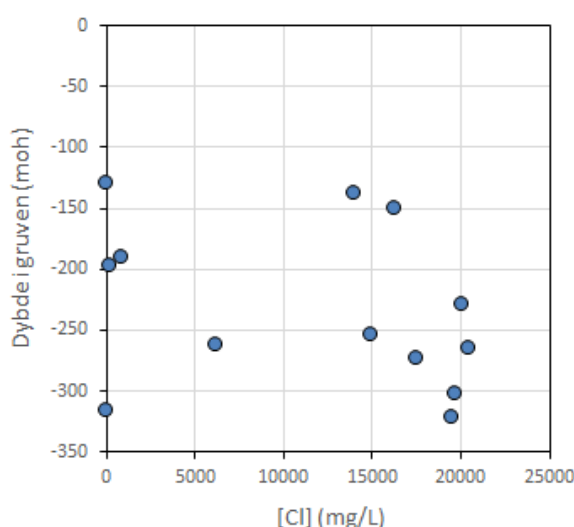
Figur 24 Hovedlekkasjepunkter i sørenden av graven på ulike nivåer. Steder hvor det er observert vanndråper er indikert med trekant og ringer viser hvor vann renner inn i graven (NOAH og Norcem, 2014). Grå stiplede linje indikerer område for Dalen-forkastningen.

Lekkasjevann rapporteres å være salt, noe som indikerer at det er grunnvann med betydelig påvirkning fra sjøvann, eller omvendt, som lekker inn i graven. Store deler av graven ligger rett under fjorden, noe som betyr at vannet sannsynligvis infiltreres vertikalt og at horisontal strømming av ferskt grunnvann er liten. Vannanalyser utført på prøver tatt i løpet av høst og vinter 2014-15 (Tabell 7) bekrefter at vannet pumpet fra pumpeump P-25B er omtrent bare ferskvann. Vannet i pumpeump -150 viser en relativt stabil konsentrasjon av klorid over tid, der omtrent 75% kommer fra havet (noe mindre enn simulert: ~95%, se Vedlegg D), dvs. primært sjøvann. I pumpeump -190 viser konsentrasjonene av kloridvariasjoner mellom 800 og 2300 mg/L, dvs. en relativt liten andel sjøvann, mellom 4 og 12%.

Tabell 7 Klorid konsentrasjoner på pumpeumpene 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%)

Vannprøver ble også tatt på ulike dybder og i pumpesumper i gruen mellom den 24. og 29. oktober 2009. De ble analysert for ulike stoffer, og konsentrasjoner av klorid ble korrelert med prøvedybde (Figur 26). Resultatene viser at det finnes lite blanding av fersk- og saltvann, og at prøvene er enten nesten rent ferskvann eller saltvann (bortsett fra pumpesumpen -263). De fleste prøvene er sjøvann men noen har veldig lave kloridkonsentrasjoner. Dette indikeres ved veldig avgrensede ferskvannstrømmer langs spesifikke sprekker. Resultatene indikerer også at noen enkelte sprekker står for størst andel ferskvannstrømning inn i gruen. Disse bør kartlegges i detalj for vurdering av mulige tiltak (tetting, avskjæring, m.m.).



Figur 25 Konsentrasjoner av klorid som funksjon av dybde. Dybden refererer til dybde av sumpene hvor vannet ble prøvetatt. Merk at sumpene kan samle vann fra ulike steder og at konsentrasjonene derfor er et gjennomsnitt av ulike kilder.

4.2.4 Vannstrømning og gradientene gjennom søndre del av Eidangerhalvøya

Grunnvannsnivå i området vil ligge på ca. kote 0 ved sjø og litt høyere innover halvøya som følge av infiltrasjon fra nedbør og innsjøer i området. På grunn av den relativt tette bergkvaliteten vil infiltrasjon være lav. Flere brudd, ras og svakhetssoner omkring dagåpninger påvirker også grunnvannsnivået. Det finnes flere mindre vann i gruveområdet, på ulike koter mellom 40 og 100 moh. Det er litt usikker i hvor stor grad disse er koblet til grunnvann, men om det er slik kontakt indikerer de at grunnvannstanden kan ligge på rundt 100 moh. i enkelte deler av halvøya.

Det finnes ingen målestasjon av sjønivå i Brevik og dataene er derfor hentet fra Helgeroa. Siden 1987 har maksimum og minimum nivåer 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. Ettersom havvannet er på samme nivå på begge sider, vil det i en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruvne) 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 horisontalt mot havet.

Til tross for enkelte grotter i kalksteinformasjonen (som beskrevet i kapittel 3.3.3) er det ikke registrert noen problemer med vann i disse områdene. Det indikerer at disse i liten grad er koblet til sprekksystemer. Grottene har derfor liten betydning for vannstrømningen i området.

4.3 Driftsfase deponi

4.3.1 Hydrogeologiske forhold og endringer i vannstrømning

Deponering av stabiliserte masser i gruvesystemet forventes ikke å påvirke vannstrømningen. De deponerte massene vil ha en relativt høy vannledningsevne (permeabilitet), og dermed ikke ha en tettende effekt. Vannet vil derfor i hovedsak ha de samme strømningsveier i gruen som i dag.

Så lenge pumpingen av vann fortsetter for å drenere gruen, vil det hydrogeologiske systemet være omtrent slik det observeres i dag. Dersom pumpingen av vann avsluttes eller reduseres, vil også de hydrauliske gradienter mot gruvegangene reduseres, og strømningsforholdene endres. Det er derfor ikke trolig at vannmengden som infiltreres i gruen blir større enn det er i dag.

Under drift av deponiet vil vannivået i gruvesystemet ligge lavere enn kote 0. Dette medfører en grunnvannsgradient rettet inn mot gruen og eventuelt deponerte masser. Grunnvann vil derfor ikke strømme ut av området.

4.3.2 Tiltak for å redusere vanninntrenging

For å redusere vannmengden som må pumpes ut av gruen i forbindelse med driften er det en målsetting å redusere mengden vann som trenger inn i gruen. Omfanget av eventuelle tiltak for å redusere vanninntrengingen må imidlertid sees i sammenheng med behovet for prosessvann i NOAHs nøytraliseringsanlegg og Norcems behov for ferskvann til kjøling.

Ved deponering av avfall er det identifisert fire hovedkilder for vann i gruen:

- Overflatevann direkte inn i gruvene;
- Lekkasjevann fra sjø som infiltrerer i naturlige sprekksystemer;
- Grunnvann som infiltrerer i naturlige sprekksystemer
- Overskuddsvann og fuktighet i avfall.

Sistnevnte kilde forventes å være neglisjerbar for avfallet som er planlagt deponert i gruvene (i hovedsak avvannet stabilisert avfall). Eventuelt overskuddsvann fra deponerte masser går til pumpesystemet og derfra til renseanlegg.

Reduksjon av overflatevann

Vann som ikke kommer i kontakt med avfall forventes å ha samme kvalitet som i nåværende situasjon. Det anbefales derfor at det gjøres avbøtende tiltak som hindrer innrenning av overflatevann i gruvene for å unngå at vann kommer i kontakt med deponert avfall. Mulige tiltak kan være:

- Tette åpningen som "Raset" har etterlatt seg. Dette ser ut til å være den viktigste kilden til ferskvann i gruen.
- Installere dreneringssystemer/terskler ved tunnelåpninger i dagen så overflatevann blir samlet opp så tidlig som mulig. Dette gjelder spesielt innlekkasje fra Dalen dagbrudd.
- Bygge dreneringssystem i de høyeste delene av gruen for å samle vann som infiltrerer direkte gjennom sprekker og andre åpninger.
- Tette magasinåpninger for å redusere innrenning av overflatevann.

Disse tiltakene vil kunne redusere vannmengden som trenger ned i gruen betydelig. Tiltak må settes i verk så snart deponering starter, og seinest innen deponering når nivå -150. Vannmengden som kan komme i kontakt med avfallet vil ellers bli betydelig.

Tetting ved bruk av injeksjon

Tetting av bergmassen ved bruk av injeksjon med sement er en kjent metode fra driving av tunneller. Injeksjon betyr at man borer 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 gruvedriften er det injisert sement ved innlekkasjer på flere nivå, spesielt i tilknytning til Dalen forkastningen.

I en allerede utdrevet tunnel eller bergrom vil det være vanskelig å tette med injeksjon da vannet som oftest finner seg nye veier med fare for at man får vannlekkasje andre steder i tunnelen/gruvegangen, noe som kan skape vansker med å kontrollere innlekkasjevannet. Dette vil være tilfellet i Kjørholt/Dalen gruver da bergrommene allerede er etablerte.

4.3.3 Vannhåndtering og behandling under drift

Det er 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. Disse tiltakene vil redusere vannmengden inn i gruen betydelig.

Tiltak for å redusere innlekkasjer via sprekker vil være heftet med større usikkerhet. Innlekkasjer er i hovedsak knyttet til Dalen forkastningen, hvor saltvann trenger inn i gruve på mange nivåer sør i gruve. Dette vannet pumpes/renner i dag til pumpesumpene -190 og -150 (Figur 22). Som et alternativ til injeksjon, er det for dette området foreslått å gjennomføre en avskjæring av overflatevannet før deponering igangsettes. Hovedprinsippene for å redusere kontakten mellom innlekkasjevann og avfall er planlagt, og endelig design vil bli utarbeidet i nærmeste framtid.

Under drift vil vannet stige suksessivt og kontrollert oppover i gruve, avhengig av nivå for deponering. Dette skyldes at en ønsker et tørt deponeringsmiljø på de områdene hvor behandlet avfall deponeres. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av gruve) vil foreligge i starten av driftsperioden. Det blir mindre behov for pumping av vann dersom fylte nivåer blir vannmettet. Da vil lekkasjen reduseres pga. økende mottrykk (reduert gradient). 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. 800 m³/dag (jf. kapittel 4.2.3).

Selv om vannmengden stadig reduseres under drift, kan kvaliteten i større grad påvirkes av avfallet som følge av lengre oppholdstid. Vann som pumpes ut fra gruve må dokumenteres både med mengde og kvalitet. Dette inkluderer også vann som ikke har vært i kontakt med avfall. Utpumpet vann med tilfredsstillende kvalitet pumpes direkte til sjø. Alt forurenset vann pumpes til renseanlegg for behandling eller til bruk i prosessanlegget (stabilisering av avfall).

Før deponeringen starter må det utarbeides prosedyrer for å hindre at kjøretøy drar med seg avfall og forurenser rene områder.

4.4 Vannstrømning etter avslutning, langtidsperspektiv

4.4.1 Vannivå og vannmetting

Etter avsluttet pumping, enten dette skjer trinnvis eller etter at deponering er avsluttet, vil gruve fylles med vann. Tiden det vil ta før grunnvannsnivået stabiliserer seg vil være avhengig av flere faktorer blant annet komprimeringsgrad av deponerte masser og pumpeforhold. Vannpumpingen opphører suksessivt avhengig av deponeringen, og gruve vannmettes i takt med dette. Etter avslutning vil grunnvannstanden være lik eller høyere enn det den er i dag.

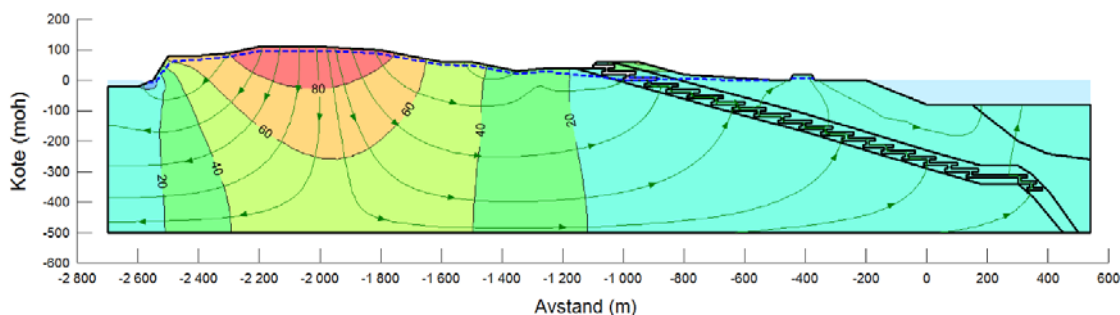
4.4.2 Grunnvannstrømning

Vannstrømning gjennom deponerte avfallsmasser etter at deponiet er avsluttet og vannfylt, kontrolleres av permeabiliteten til bergmassen og grunnvannsgradienten gjennom gruve. Bergmassen er relativt tett og gradienten mot sjø forventes å være beskjeden. Mengden vann som vil strømme gjennom deponerte masser vil derfor være liten. For å kartlegge dette nærmere ble vannstrømningen i og omkring deponiet simulert

med en numerisk modell. En detaljert beskrivelse av modellen er gitt i Vedlegg D. I det følgende gjengis de viktigste momentene.

Modellen er en forenkling av virkeligheten og representerer en konseptuell tilnærming til vannstrømning rundt graven basert på tilgjengelig informasjon om geologi, pumperater og meteorologiske forhold. Både grensebetingelser og bergmassens hydrauliske konduktivitet ble kalibrert basert på registreringer av vannmengder pumpet ut av graven, slik at målt og simulert innlekkasje er omtrent det samme.

Modellen ble brukt for å vurdere konsekvensene av å fylle graven med avfall og økning av vannstanden. I disse modellene ble tomme gruveganger erstattet av et materiale som simulerer stabilisert avfall. Resultatene fra modelleringen (Figur 27) av en situasjon der pumperegimet er avsluttet, indikerer at når vannstrømningen når en stabil tilstand (stasjonære forhold) vil den horisontale gradienten bli meget lav (mindre enn 0,1). Følgelig blir vannstrømning gjennom graven og deponert avfall liten. Simuleringene viser at total vannmengde i kontakt med avfall vil være mellom 1 og 20 m³/d, og mest sannsynlig omtrent 7 m³/d.



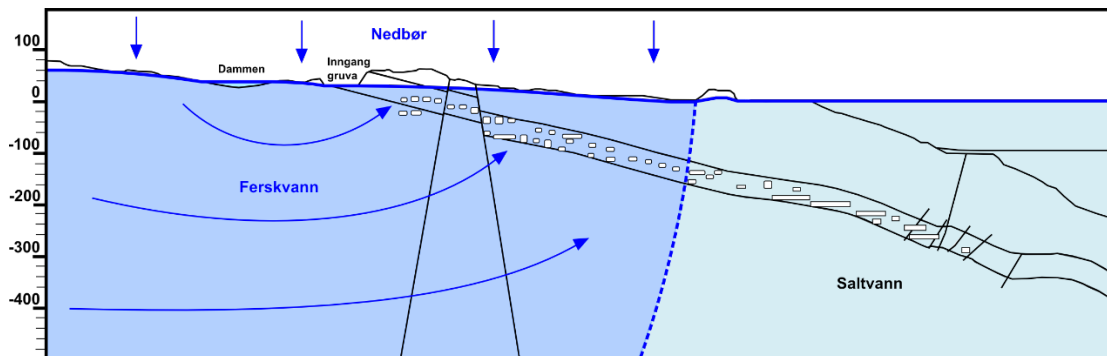
Figur 26 Simulert vannstrømning gjennom Eidangerhalvøya etter deponiavslutning, dvs. når graven er fylt med avfall og vannmettet opp til kote 0. Fargene og tallene indikerer ekvipotensialene (vanntrykk i meter), pilene viser hovedstrømningsveier.

Simuleringen viser også at vannstrømningen endrer seg betydelig sammenlignet med nåværende situasjon, og at vannet som renner gjennom de utfylte gruvene vil være hovedsakelig ferskvann. Andelen sjøvann som kommer inn i graven vil være marginal. Modellen tar imidlertid ikke hensyn til tetthetsforskjellen mellom ferskvann og saltvann. Ghyben-Herzberg analytiske likning (1901) som gjelder for en homogen sand gir en dybde, Z, til grenseflaten mellom ferskvann og saltvann beskrevet av:

$$Z = 40 \cdot h \quad (1)$$

hvor h er grunnvannsnivå i moh. Dersom vi i dette tilfelle bruker et maksimalt grunnvannsnivå på 100 m (nivå av innsjø) vil denne grenseflaten, dersom dette hadde vært en sandig halvøy, vært opp mot 4000 m under havet i midten av halvøya og opp til 160 m dypt i gruve området (Figur 28). Selv om denne vurderingen er relativt grov (likningen forutsetter homogene løsmasser, ikke oppsprukket bergmasse), vil en slik

betraktning tilsi at den øverste 1/3 delen av gruva blir fylt med ferskvann, og resten med saltvann. Områder fylt med saltvann vil ha minimalt med strømning.



Figur 27. Ferskvannsboblen under Eidangerhalvøya basert på Ghyben-Herzberg formelen (se ligning 1).

Simuleringene indikerer at oppholdstiden for vannet i gruva er på ca. 8 år i øverste delen av gruva (ferskvannssone) og mye lengre dypere ned i formasjonen. Denne vurderingen er gjort basert på antagelsen om et homogent og kontinuerlig miljø. I praksis, pga. diskrete strømninger gjennom sprekker, kan transporthastighetene være svært variable.

Forurensningsspredning kan også skje ved diffusjon av forurensningskomponentene. Diffusjon er imidlertid en svært langsom prosess sammenliknet med vanntransport (advektiv), særlig i et geologisk medium som har så lav porøsitet som kalsteinformasjonene ved Brevik. Diffusjon gjennom sprekkssystemer ut mot fjorden vil være avhengig av åpningen, fylling og særlig lengde og bukt (tortuositet) i sprekkesystemet.

Modellen som er brukt for den hydrogeologiske vurderingen er forenklet. For å vurdere usikkerheter i forbindelse med modellen er det gjennomført sensitivitetsanalyser med konservativt antatte hydrauliske konduktiviteter ble testet. Maksimal vannstrømning gjennom gruva ble her beregnet til 20 m³/d. For å forbedre modellen og bekrefte simuleringene anbefales det å gjøre en nærmere kartlegging av grunnvannsforholdene i området (hydrogeologiske egenskaper, overvåking av grunnvannstand over tid). Dette bør også inkludere bergmassen i Fossum- og Herøy formasjonene.

4.4.3 Oppsummering av hydrogeologiske forhold

Vann som kommer inn i gruvene i Brevik i dag består av overflatevann og innlekkasjevann. Dette samles opp i store og mindre basseng og pumpes opp i dagen og til sjø. Noe vann samles opp i Bakkefeltet og benyttes som prosessvann av Norcem. Overflatevann kommer inn i gruva i hovedsak fra rasområdet ("Raset"), men også fra Dalen brudd. Mengden vann som pumpes ut av gruvene er derfor svært nedbørsavhengig. Tiltak som tetting av åpninger, etablering av terskler og

dreneringssystemer vil sannsynligvis gi en betydelig reduksjon i vannmengden som kommer inn i graven.

Massivt berg i Brevik er i seg selv svært tett med lav primær porøsitet. Innlekkingen av grunnvann (innlekkasjevann) skjer via sprekker i bergmassen, i all hovedsak knyttet til Dalen-forkastningen i sørdelen av graven. Tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er derfor fullinjisert med sement. Ytterligere tett tiltak med injeksjon vil sannsynligvis være vanskelig pga. faren for vannlekkasje andre steder i gruvegangen. Dagens forhold hvor vann pumpes slik at forholdene er tørre nederst i graven på ca. kote -340 gir svært store innadrettede hydrauliske gradienter (mot graven). Store deler av graven ligger rett under fjorden, og saltholdig vann i innlekkasjepunktene indikerer vertikal innlekking av sjøvann. Dagens innlekkasjevann er stipulert til ca. 800 m³/døgn. Deponering av stabiliserte masser i gruvesystemet forventes ikke å påvirke vannstrømningen. De deponerte massene vil ha en relativt høy hydraulisk ledningsevne (permeabilitet), og dermed ikke ha en tettende effekt. Vannet vil derfor i hovedsak ha de samme strømningsveier i graven som i dag. Så lenge pumpingen av vann fortsetter for å drenere graven, 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 mot graven og eventuelt deponerte masser. Grunnvann vil derfor ikke strømme ut av området.

Under drift vil vannet stige suksessivt oppover i graven, avhengig av nivå for deponering. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av graven) vil foreligge i starten av driftsperioden. Det blir sannsynligvis mindre behov for pumping av vann ettersom de avfallsfylte nivåene blir vannmettet. Da vil lekkasjen reduseres pga. økende mottrykk (reduert gradient). Mengden vann som vil komme i kontakt med avfallet, og som eventuelt må behandles, er imidlertid usikker og vil kunne endre seg over tid.

Etter at deponiet er avsluttet vil graven fylles med vann. Brevik ligger på en halvøy omgitt av det samme havnivået på begge sider. I en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruvene) foreligger det derfor ingen hydraulisk gradient som driver saltvannstransport. Ferskvann som infiltrerer vil derimot gi en gradient som driver ferskvannstransport fra de høyereliggende delene av halvøya og horisontalt mot havet. Simulering av grunnvannsstrømmen i området etter at deponiet er avsluttet viser at når vannstrømningen når en stabil tilstand (stasjonære forhold) vil den horisontale gradienten bli meget lav (mindre enn 0,1). Følgelig blir vannstrømning gjennom graven og deponert avfall veldig liten. Simuleringene viser at total vannmengde i kontakt med avfall vil være mellom 1 og 20 m³/d, og mest sannsynlig omtrent 7 m³/d. På grunn av tetthetsforskjellen mellom ferskvann og saltvann vil den øvre delen av graven være påvirket av ferskvann. Resten av graven vil være fylt med saltvann med marginal strømning. Ytterligere hydrogeologisk kartlegging anbefales for å forbedre grunnlaget for simuleringene.

5 Forurensning fra dagens gruve

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

Vannet fra pumpe-sumper i gruve viser også forhøyet metallinnhold, noe som kan skyldes naturlig innhold av metallene i kalksteinen, eller fra gamle deponier i og omkring gruveområdet. Planlagt kartlegging av avrenningsforhold rundt deponiene vil gi en bedre oversikt over dette.

5.1 Grunnlagsmateriale

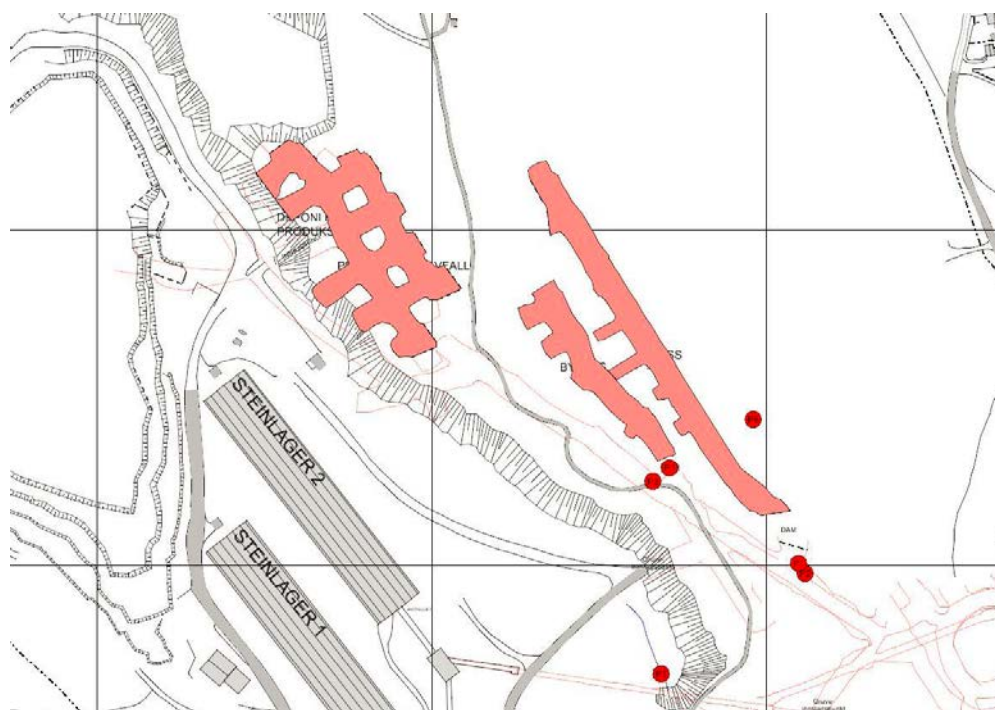
I 2002 gjennomførte Norconsult en kartlegging av eksisterende deponier i tilknytning til Norcem sin sementfabrikk i Brevik. Kartleggingen inkluderte befaringsintervjuer og noe prøvetaking. Norconsult konkluderer med at mye av det deponerte avfallet er produksjonsavfall og rester etter sementproduksjonen, samt annet avfall etter Norcems virksomhet.

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). De fleste av disse målepunktene er vist i Figur 29, og det er et eller flere punkter som måles for hvert deponi i området. Resultatene viser at det er forhøyede konsentrasjoner for metaller nedstrøms de fleste deponier. For mange av deponiene håndteres sigevann på en slik måte at det ikke havner i gruve. Resultater oppsummeres i Tabell 8.

I regi av Norcem/NOAH har det i 2014/2015 blitt tatt ut vannprøver fra hovedpumpe-sumpene og flere mindre pumpe-sumper i gruve. Vannet er analysert for metaller, klorid og pH, og vises i Tabell 9. En oversikt over alle deponiene i og omkring gruve er gitt i Tabell 8.

5.2 Pågående og avsluttet deponering i gruve

Norcem har tillatelse fra Miljødirektoratet til å deponere produksjonsavfall i deponier i Dalen gruver, se Figur 29. Disse deponiene er definert som deponi for ordinært avfall (kategori II). Det er etablert to deponier, der det ene er avsluttet.



Figur 28 Lokalisering av deponi for produksjonsavfall fra sementproduksjonen i Dalen gruver (markert med lys rød farge). Prøvepunkter for sigevann er vist med røde ringer

Tabell 8 Oversikt over etablerte deponier i Kjørholt/Dalen gruvene

<p><i>Dalen gruver (aktivt)</i></p>	<p>Dalen gruver- deponiet ligger på kote 50. I dette deponiet deponeres i hovedsak sement, halvfabrikat fra overkjøringer og murverk fra ovnssystem. Alle avfallstyper antas å ha utlekkingssegenskaper innenfor grensene til ordinært avfallsdeponi. Deponiet er aktivt og skal avsluttes i 2040. Det deponeres mellom 15 000 og 20 000 m³ per år. Avrenning fra deponiet går til graven, hvor det fortynnes med innlekkasjevann og pumpes til sjø. Sigevann 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>
<p><i>Deponi for bypasstøv (avsluttet)</i></p>	<p>Deponiet inneholder utelukkende bypasstøv (BPD) fra sementproduksjonen. 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.</p>
<p><i>Dalen deponi nord og sør (avsluttet)</i></p>	<p>Dalen deponi nord og sør er et avsluttet deponi for avfall fra dagbruddet. I tillegg til produksjonsavfall er det i tillegg observert avfall fra en brann, bilvrak og jernbanesviller. Prøvetaking av sigevann 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 befaring i området. Ut i fra befaringen synes det at avrenning fra det sørlige deponiet går i en bekk i en</p>

	<p>fjellskjæring, før den går i en gammel stigort, som fører til en kulvert til Dalsbukta. Vannet fra dette deponiet går altså ikke i gruen.</p> <p>Avrenning fra det nordlige deponiet observeres ikke under Norconsults befaring, og det antas at det går inn i gruen. Sigevann fra det nordlige deponiet er ikke prøvetatt. Store deler av dette deponiet er senere fjernet i forbindelse med utvidelsen av dagbruddet.</p>
<p><i>Tyskerfyllingen (avsluttet)</i></p>	<p>Det ble etablert en avfallsfylling under krigen, kalt Tyskerfyllingen. Det er trolig fylt ulike avfallstyper i deponiet, som ulike typer metalkrot, husholdningsavfall og muligens noe spesialavfall som malingsspann. I Norconsult (2002) sine analyser fant en at sigevannet 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.</p> <p>Avrenning vil foregå som overflateavrenning og kan infiltrere sprekker i fjellet. Overflateavrenningen går trolig i overvannssystemet til fjorden. Det er ingen forbindelse mellom dette deponiet og gruvene.</p>
<p><i>Deponi Raset (avsluttet)</i></p>	<p>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. Avrenning fra deponiet går til gruen, hvor det fortynnes 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.</p> <p>Hg (<0,005 – 0,13 µg/L), Ni (5 – 122 µg/L) og As (2,4 – 50 µg/L)</p>
<p><i>Deponi smørehall Kjørholt (avsluttet)</i></p>	<p>Det ligger et deponi i tilknytning til et verksted og smørehall i Kjørholt gruver. Innholdet er usikkert, men kan antas ut i fra nærhet til virksomhetene nevnt over. Deponiet ligger på nivå -16 i gamle Kjørholt gruver, og det er helt tørt i deponiet. Deponiet ble etablert rundt 1930. (NOAH, 2014c)</p>
<p><i>Deponi 31A (avsluttet)</i></p>	<p>Deponi 31A er et deponi som ligger på nivå -130 ved siden av hovedrampen i gruen. Deponiet inneholder papp og trevirke. Avrenning fra deponiet blir ikke prøvetatt. (NOAH, 2014c)</p>

Deponiene som har avrenning til gruen kan medføre en forurensning av vannet som igjen blir pumpet ut av gruen. Basert på foreliggende kunnskap om deponienes utbredelse og deponert avfall forventes forurensningstransporten å være beskjeden. En kartlegging av disse forholdene for å få en bedre oversikt over dagens avrenning, er planlagt.

5.3 Kjemisk sammensetning i vann som pumpes ut av gruen

For å få en oversikt over vannkvaliteten på vann som pumpes ut av gruen 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 gruen. En oversikt over analyseresultatene fra hovedpumpesumpene er vist i Tabell 9. Analysene er gjennomført ved NOAHs laboratorium på Langøya.

Tabell 9 Vannkvalitet i vann som pumpes ut av gruen fra hovedpumpesumper i Brevik, prøvetatt 3 ganger i perioden oktober 2014 – januar 2015. Analysene er gjennomført på ufiltrerte prøver.

		P-25B	-150	-190	-38
pH		8,1 ±0,0	7,3 ±0,2	7,7 ±0,0	8,1
Konduktivitet	mS/cm	1,78 ±0,58	39,85 ±0,86	6,01 ±1,80	0,35
Cl ⁻	mg/L	124 ±59	15225 ±1118	5302 ±7358	16,9
SO ₄ ²⁻	mg/L	590	1920	443	-
Tot. N	mg/L	13,1 ±3,8	55,6 ±85,6	34,7 ±4,8	4,45
TOC	mg/L	3,78	1,19	2,72	-
PAH	µg/L	<0,14	-	<0,14	-
Ca	mg/L	141	197	207	-
As	mg/L	0,06 ±0,03	<0,04	<0,04	<0,04
Cd	mg/L	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Cr	mg/L	0,02 ±0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Cu	mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Mo	mg/L	0,08 ±0,04	0,06 ±0,01	0,05 ±0,02	<0,03
Ni	mg/L	0,08 ±0,04	0,04 ±0,01	0,05 ±0,02	<0,02
Pb	mg/L	0,03	<0,02	<0,02	<0,02
Sb	mg/L	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Zn	mg/L	0,04 ±0,02	0,10 ±0,02	0,05 ±0,02	<0,01

Vannet som pumpes ut av gruen 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. Nedbørsvann/overflatevann vil normalt ha en lavere pH, men under transport nedover i gruvesystemet 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 pumpeump -38 /Bakkefeltet indikerer svært liten sjøvannspåvirkning.

Geokjemisk modellering av vann som pumpes ut av gruen 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 gruen. Dette skyldes påvirkning fra sjøvann og overflatevann. Høy konsentrasjon av SO_4^{2-} og Ca bidrar til at metningsindeksen for gips (saturation index, SI) for anhydrid (CaSO_4) og gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) er relativt høy (SI \sim -0,7). Dette medfører at sprekker er selvtettende.

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

Det understrekes at analysene er gjennomført på ufiltrerte prøver. I tillegg er deteksjonsgrensene for analysemetoden høy. Analyse av filtrert prøver av vann som pumpes ut av gruen et i forbindelse med kolonnetest på stabilisert avfall (se kapittel 6.3.7), 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.

6 Avfallsvurdering

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre utgjør >70% av avfallet som skal mottas i deponiet i Brevik. Avfallssyre nøytraliseres ved hjelp av den basiske flyveasken (avfallsgips). I denne prosessen immobiliseres metallene på grunn av alkalisk pH og utfelte jernhydroksider. Avfallsgipsen avvannes til en relativt tørr filterkake (tørrestoffinnhold på ca. 65%). Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfallsgips viser liten utlekking av metaller på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Langtids utlekking i kolonnetest viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid (~1 µg/l). Forbehandling av asken og utreagering før deponering i graven reduserer eventuell gassdannelse (H₂, NH₃) til et minimum.

Annet industriavfall vil i hovedsak bestå av produksjonsavfall fra aluminiumsindustrien (anode og katodeavfall, ca. 6% av totalmengden avfall). Resten av fast produksjonsavfall ligger på <1% av totalmengden avfall. Dette avfallet forbehandles og deponeres i deponiet. Utlekkingen fra disse avfallstypene karakteriseres som moderat til lav, på nivå med utlekkingskriter for ordinært deponi eller lavere.

Både avfallsgips og annet industriavfall som planlegges deponert i graven er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i graven (gruveveggen).

Alunskifer har et høyt sulfidinnhold som kan gi sur avrenning med høyt metallinnhold som følge av kontakt med oksygen og vann. Innblanding av alkalisk materiale og liten vannkontakt i driftsfasen vil forhindre syredannelse. Høyt innhold av uran i alunskifer gir risiko for radondannelse, noe som kan utgjøre en helseisiko i forbindelse med underjordisk deponering. Det foreligger ingen systematiske studier på dannelse av radon fra alunskifer, og dette bør kartlegges nærmere for å avgjøre om alunskifer kan deponeres i Brevik. Nye retningslinjer fra Miljødirektoratet medfører at alunskifer i stor grad i framtiden vil bli deponert på ordinært avfallsdeponi med særskilt tillatelse. Andelen skifer med behov for deponering ved farlig avfallsdeponi forventes derfor å være liten.

6.1 Grunnlagsmateriale

Gjennom mottak, behandling og deponering av farlig avfall på NOAH Langøya foreligger det en omfattende dokumentasjon på avfallet og avfallsegenskaper. Avfallet er testet både når det gjelder totalinnhold, fysisk-kjemiske egenskaper og utlekkingsegenskaper.

I forbindelse med foreliggende arbeid er det utført ekstra testing, blant annet ristetest og langtids kolonnetest på avvannet avfallsgips. Videre er det gjennomført testing av gassdannelsespotensialet i forbindelse med underjordisk deponering.

Vurderingen er gjort med utgangspunkt i avfallsforskriften §9-4 (a-f) som omfatter kriterier for når et avfall er forbudt å deponere i underjordiske deponier.

6.2 Avfallstyper og –mengder

Behovet for deponering av avfallstyper i Brevik vil være lignende det som i dag deponeres på NOAH Langøya. Deponering i lukkede bergrom vil imidlertid stille andre krav til avfallets egenskaper. Dette kan for mange avfallstyper håndteres ved hjelp av forbehandling, mens andre kan være uegnet å deponere i gruvene. De anslåtte mengdene for de ulike avfallstyper som skal vurderes deponert i gruvene er basert på erfaringstall fra NOAH, se Tabell 10.

Tabell 10 Avfallstyper aktuelt for mottak ved NOAH Brevik

Avfall	tonn/år	Kommentar
Nøytraliseringsprosess		
Flyveaske	500 000	Restprodukt fra avfallsforbrenningsanlegg, tørr aske.
Svovelsyre og annen syre	50 000	23% svovelsyre fra Kronos (regnet som 100% syre). Annen syre.
Flytende avfall og slam	16000	Sterk lut fra overflatebehandling Avfettingsbad, nikkel-krom bad, alkalisk sinkbad fra galvanoidindustrien Lavt forurenset vann, blant annet cyanidholdig vaskevann med noe mer tungmetallinnhold. Flytende tungmetallholdig slam fra renseanlegg.
Industriavfall		
Industriavfall fra aluminiumsindustri	40000	Katode- og anodeavfall. Ovnsrester.
Filterkaker fra avgassrensing	10000	Filterkaker/gips fra avgassrensing fra forbrenningsanlegg. Tungmetallholdig avfall.
Tungmetallholdig slam	6000	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.).
Litiumbatterier	10000	Litiumbaserte batterier
Jord og steinavfall /alunskifer		
Jord og riveavfall	75000	Forurenset jord og rivningsavfall som inneholder tungmetaller og PCB.
Alunskifer	50000	Skifer med syredanningspotensiale. Lavradioaktivt avfall.

Som det framgår av tabellen utgjør flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre fra Kronos, Fredrikstad hoveddelen av avfallet som planlegges mottatt (>70%). Mengden farlig avfall som blandes inn i forbindelse med nøytraliseringsprosessen er <1% av totalmengden avfall.

Den største andelen av industriavfallet som planlegges deponert er produksjonsavfall fra aluminiumsindustrien, i hovedsak anode og katodeavfall på ca. 6% av totalmengden avfall. Resten av fast produksjonsavfall ligger på <1% av totalmengden avfall.

Andelen jord- og riveavfall varierer fra år til år avhengig av byggeaktiviteten i samfunnet. Maksimal mengde av denne avfallsfraksjonen til deponiet i Brevik er anslått til 75000 tonn/år, mens mottaket hos NOAH Langøya for 2013 lå på <5000 tonn/år. Dette gjelder også alunskifer som er en naturlig forekommende bergart. Alunskifer er ikke definert som farlig avfall da innholdet av tungmetaller ligger betydelig lavere enn grensen for farlig avfall. Forvitret og reaktiv alunskifer vil måtte deponeres på deponi for farlig avfall.

I det følgende beskrives de ulike avfallstypene mer inngående, med eventuell behandling og resultater fra kjemisk analyse. Hovedvekten er lagt på avfall fra nøytraliseringen av flyveaske og svovelsyre.

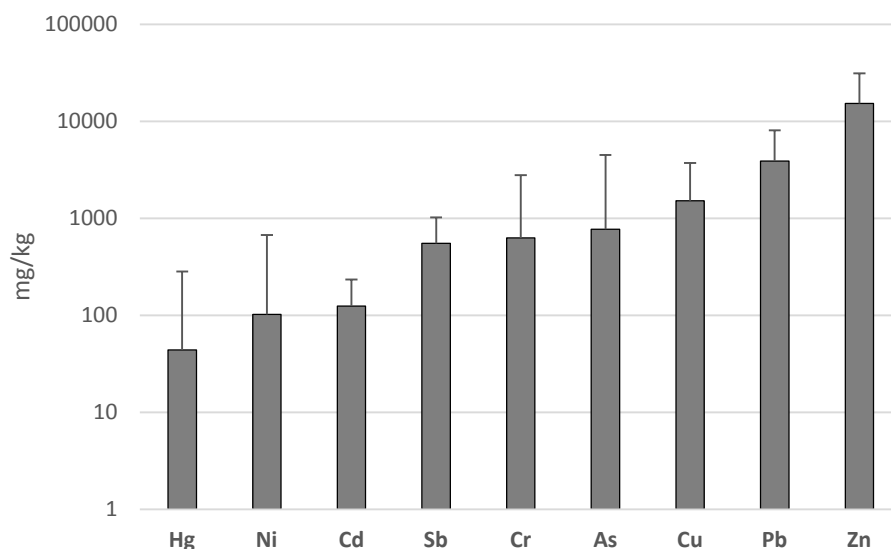
6.3 Nøytralisering av svovelsyre med flyveaske (avfallsgips)

Det største avfallsvolumet for deponerte masser i Brevik vil være et avfall som består av såkalt avfallsgips basert på nøytraliseringen av fortynnet avfallssyre (svovelsyre) fra KRONOS i Fredrikstad med basisk flyveaske fra avfallsforbrenningsanlegg.

6.3.1 Flyveaske

Flyveaske er en avfallsfraksjon fra forbrenning i avfallsforbrenningsanlegg. Dette er restprodukter fra rensing av røykgassen fra forbrenningen (elektrofilter, tekstilfilter). Flyveaske har 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 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 2006 – 2011 er vist i Figur 30. Analysene omfatter ca. 800 prøver. Laveste konsentrasjoner foreligger for kvikksølv (Hg) på 44 ± 240 , og høyeste konsentrasjoner foreligger for sink (Zn) på $15\ 274 \pm 16\ 047$ mg/kg. For bly (Pb) og kadmium (Cd) ligger konsentrasjonene på henholdsvis 3892 ± 4198 mg/kg og 124 ± 110 mg/kg. Det er stor variasjon (standardavvik) i konsentrasjonene for de ulike elementene.

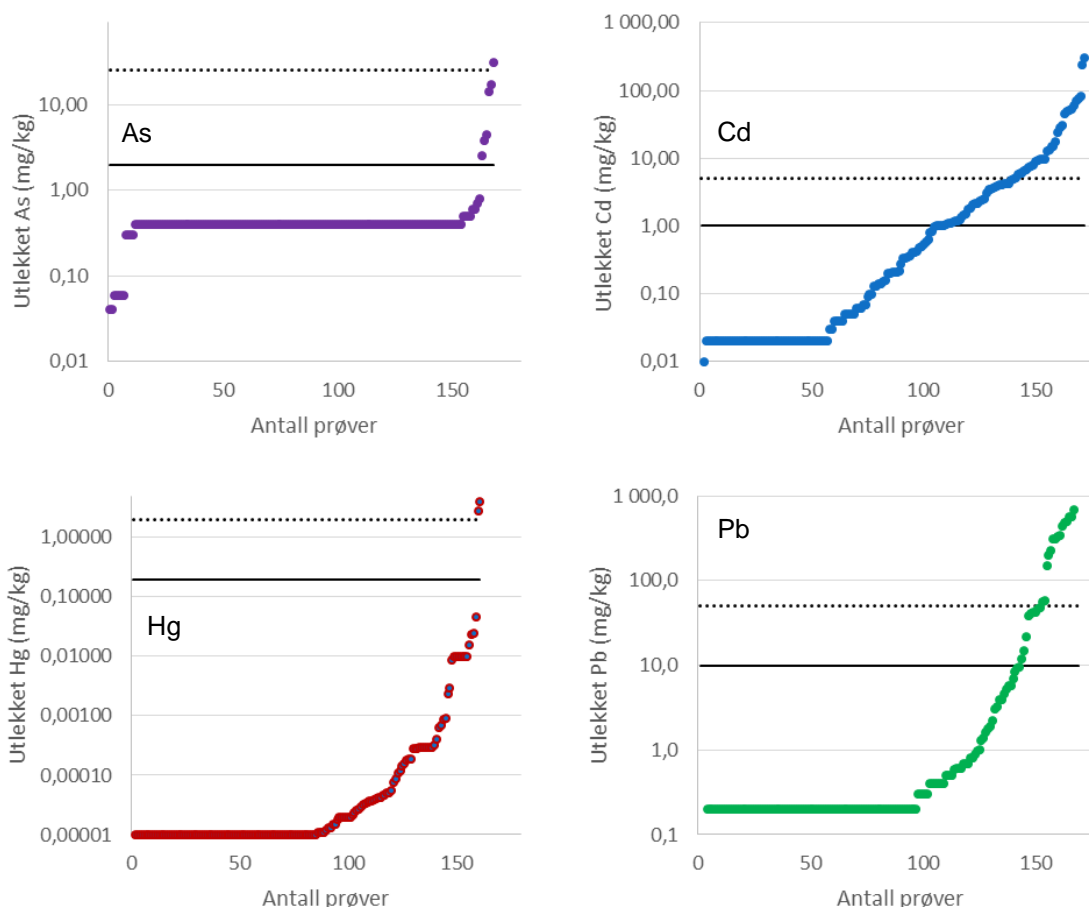


Figur 29 Gjennomsnittskonsentrasjoner med standardavvik (mg/kg) av metaller i flyveaske fra avfallsforbrenning (n=880). NB! Logaritmisk y-akse.

Flyveaske er normal svært alkalisk med høyt innhold av hydroksider og karbonater. Som følge av tilsats av CaO/Ca(OH)₂ i røykgassrensingen har asken en høy syrenøytralisasjonskapasitet (acid neutralization capacity, ANC). Gjennomsnittlig pH i de ~880 analyserte askeprøvene ved NOAH Langøya ligger på pH 11,3.

Utlekkingstester gjennomført i henhold til avfallsforskriften, vedlegg II (ristetester, L/S 10) viser at det er stor variasjon i utlekkningen fra ubehandlet flyveaske. I hovedsak ligger utlekkningen godt innenfor kriteriene for deponi for farlig avfall. Figur 31 viser utlekkingsresultater for ca. 170 flyveaskeprøver levert til NOAH. Figuren viser at for arsen (As) og kvikksølv 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. De alkaliske forholdene i flyveasken vil gi økt mobilitet av elementer som eksempelvis bly, sink og kobber.



Figur 30 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.

6.3.2 Syre fra Kronos Titan As

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 fortennet svovelsyre (20% ~ 3.6 M). Avfallssyren har et høyt innhold av jern (Fe(II)) på rundt 2,3%. En oversikt over innhold i syren er gitt i Tabell 11. Generelt kan innholdet av forurensningskomponenter (tungmetaller) i syren karakteriseres som lavt. Unntaket er sink.

Tabell 11 Konsentrasjon av ulike elementer i avfallssyre fra Kronos Titan As (NGI, 2009)

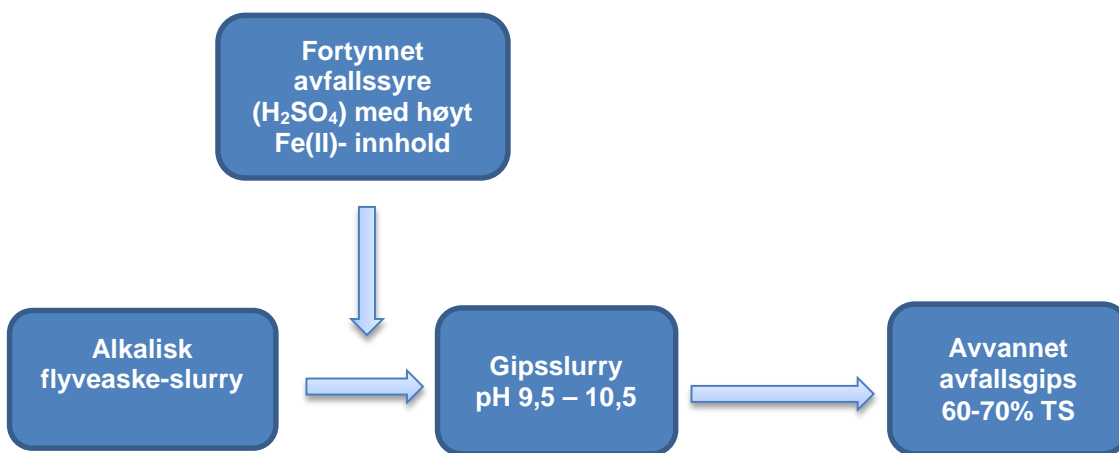
	Al	Ba	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Pb	Sb	Zn	Cu
	mg/l										
Avfallssyre	489	0,27	205	22690	214	4459	601	0,71	<	198	<

< under deteksjonsgrensen

6.3.3 Prosessbeskrivelse

Nøytraliseringsprosessen vil foregå som syremager prosess, det vil si at stabiliseringen starter ved askens naturlige pH (fortynnet med prosessvann), og det tilsettes fortynnet kronosyre (svovelsyre med Fe(II)) til ønsket pH 9,5-10, se Figur 32. Dette avviker noe fra prosessen på Langøya hvor prosessen starter med fortynnet avfallssyre.

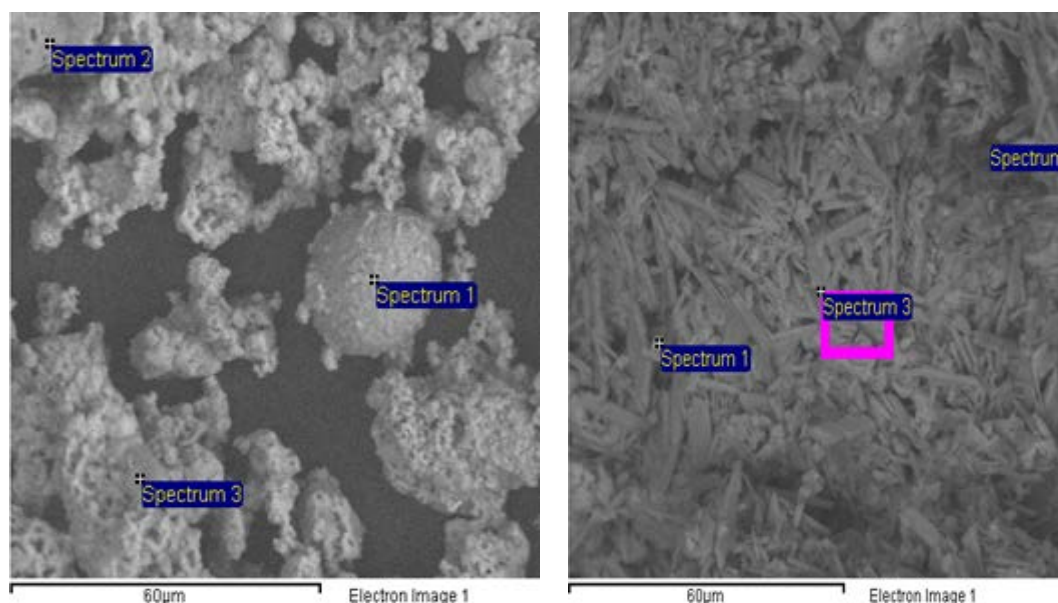
I prosessen reagerer syren med de alkaliske bestanddelene i asken (eksempelvis CaCO_3 , Ca(OH)_2), og sulfat i syra felles ut med kalsium til gips (CaSO_4). De mest løselige (Cl, Na, K) elementene vil mobiliseres i prosessen, mens metallene immobiliseres.



Figur 31. Flytskjema for prosessen med nøytralisering av avfallssyre og flyveaske med etterfølgende avvanning.

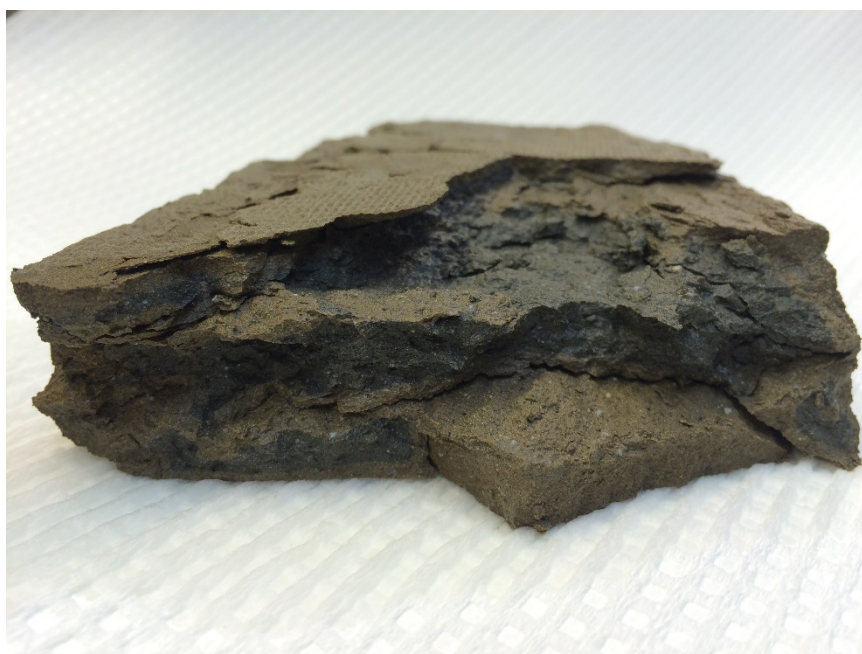
Avfallssyren inneholder svært høye konsentrasjoner av jern (2-3% FeII)) som felles ut som Fe-oxyhydroksider ved høyere pH i nøytraliseringsprosessen. Jernhydroksid har god sorbsjonskapasitet for metaller, og sammen med alkalisk pH med utfelling av hydroksider, gir dette lav løselighet av metaller. Metaller i flyveasken stabiliseres derfor effektivt i denne prosessen. Figur 33 viser et SEM (scanning elektron mikroskop) bilde av ubehandlet og behandlet flyveaske. Bildene viser tydelig en endring i strukturen fra flyveaske med typiske sfæriske komplekse alumosilikater til tydelige gipskrystaller i nøytralisert flyveaske.

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 overlagering 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 i ved deponering av denne type masser i Brevik gruvene. Dette vil føre til en dårlig utnyttelse av deponivolumet i gruvene. Det har derfor blitt utviklet en metode for avvanning av det nøytraliserte avfallet.



Figur 32 Scanning Electron Mikroskop (SEM) bilde av ubehandlet flyveaske (venstre bilde) og avfallsgips etter behandling (høyre bilde). Gipskrystallene i stabilisert flyveaske er tydelig på bildet (Okkenhaug et al. 2013)

Behandlingen består av at gipsen avvannes ved hjelp av en filterpresse før deponering. Storskala avvanningsforsøk har gitt et avfallsprodukt med tørrstoffinnhold på ca. 65 %. Avvanning i filterpresse gir relativt tynne "flak" med ca 5 cm tykkelse. Disse brykker lett opp i deler. Figur 34 viser bilde av avvannet avfallsgips fra storskala forsøk gjennomført av NOAH i desember 2014.



Figur 33 Avvannet avfallsgips fra storskala testkjøring i desember 2014. Filterpressen gir et avfallsprodukt med ca. 65 % tørrstoffinnhold.

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. XRD-analyser av avfallsgips viser spesielt høyt innhold av gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) og CaCO_3 . Eksempel på totalinnhold i nøytralisert, avvannet gips fra storskalaforsøk i 2015 er gitt i Tabell 12. Sammenlignet med ubehandlet flyveaske ligger totalinnholdet av metaller noe lavere. Dette skyldes i hovedsak en økning i andelen gips og hydroksider som følge av nøytraliseringprosessen med avfallssyre (jernholdig H_2SO_4).

Tabell 12 Innhold av avvannet avfallsgips (syremager) produsert i storskala forsøk januar 2015

		Gips-filterkake	Farlig avfall
Tørstoff (E)	%	82	-
TOC	% TS	0,52	-
Ca (Kalsium)	mg/kg TS	191000	-
Fe (Jern)	mg/kg TS	39800	-
K (Kalium)	mg/kg TS	9060	-
Mg (Magnesium)	mg/kg TS	10100	-
Na (Natrium)	mg/kg TS	12100	-
Al (Aluminium)	mg/kg TS	20800	-
As (Arsen)	mg/kg TS	124	1000
Ba (Barium)	mg/kg TS	670	-
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	83	1000
Co (Kobolt)	mg/kg TS	28	-
Cr (Krom)	mg/kg TS	257	25000
Cu (Kopper)	mg/kg TS	1380	25000
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	5,88	1000,00
Mn (Mangan)	mg/kg TS	1470	-
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	91	2500
Pb (Bly)	mg/kg TS	1900	2500
Zn (Sink)	mg/kg TS	10400	25000
Mo (Molybden)	mg/kg TS	20	-
Sb (Antimon)	mg/kg TS	520	-
Se (Selen)	mg/kg TS	4,54	-

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). Asken kan inneholde spor av PAH og klorerte organiske forbindelser (eksempelvis dioksiner, klorbensen). Disse forbindelsene er lite vannløselige og vil bindes godt til sotpartiklene.

Nøytraliseringprosessen for avfallssyre skjer under reduserende forhold, som følge av syrens reaksjon med elementære metaller, spesielt aluminium. I deponiene med

avfallsgips på Langøya hersker derfor reduserende forhold. Studier har vist at gipsen har reduktive egenskaper som medfører en reduktiv deklorering og debromering av klorerte og bromerte organiske forbindelser (Bioforsk, 2012).

I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre flytende uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. I hovedsak er dette andre typer avfallssyre (HNO_3 , H_2PO_4), flytende basisk avfall som inneholder metaller (avfettingsbad, nikkel-krom bad, alkalisk sinkbad fra galvanoidindustrien), vaskevann (metallforurenset vann, cyanidholdig) og flytende metallhydroksid-slam. Disse avfallsfraksjonene utgjør samlet kun en marginal andel av avfallsgipsen. En oversikt over mengden av disse avfallstypene som mottas på NOAH Langøya i dag er oppgitt i Tabell 10.

6.3.4 Fysiske egenskaper

Det er gjennomført omfattende geotekniske undersøkelser av syremager avfallsgips (gipsslurry) i blant annet lab og i testcellen i Brevik. Kornfordelingsanalyser viser en fordeling som tilsvarer en silt, med noe innhold av finsand. Materialet har høyt vanninnhold og ingen stor styrke, og vil deformere under påkjenning av ytre trykk. Resultatet fra undersøkelsene viser at gipsslurry ikke er optimalt for deponering i Brevikgruvene, fordi en vil få en lite gunstig volumokkupasjon grunnet høyt vanninnhold. Det er derfor behov for avvanning av gipsen som planlegges deponert i Brevik.

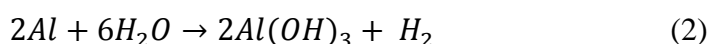
Avvannet avfallsgips har et tørrstoffinnhold (TS) på rundt 65-70 %. Egenvekten er ca. 1800 kg/m^3 , mens etter pakking reduseres bulkeegenvekten til 1400 kg/m^3 . Tester på lab indikerer at materialet blir sprøtt etter å ha ligget i vann, og mister styrke. Det antas at over tid, når materialet mettes med vann, kan "smuldre" opp. 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).

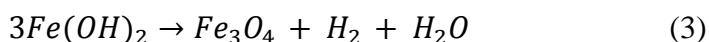
6.3.5 Gassdannelse

Hydrogengass – H_2

I forbindelse med mottak, behandling og innlagring av flyveaske fra avfallsforbrenning kan det dannes hydrogengass (H_2) når denne kommer i kontakt med vann (eller syre). Hydrogengass som overskrider gitte konsentrasjoner i kontakt med luft kan medføre eksplosjonsfare. Under nøytraliseringsprosessen ved NOAH Langøya er det registrert H_2 dannelse under selve prosessen og i deponiet. Det har vært registrert H_2 opptil 40 m^3 per tonn flyveaske.

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





Gjennom prosessutvikling har NOAH funnet ut at dersom flyveasken behandles med vann før den nøytraliseres med syre, vil reaksjonen med aluminium i asken skje før gipsen deponeres. Det vil dermed være liten hydrogengassutvikling fra denne reaksjonen. For reaksjonen med jern(II)hydroksid har problemet med utvikling av hydrogengass forsvunnet ved overgang til syremager prosess da prosessen skjer ved høyere pH.

Basert på empiriske data fra gipsproduksjonen er det utviklet et modelleringsverktøy for å beregne hydrogenkonsentrasjon ved underjordisk deponering av avfallsgips. Modellen gir konsentrasjon hydrogengass i gruen som funksjon av mengde avfall deponert, mengde deponert per time, størrelse på gruveganger og pådrag av ventilering avhengig av mengde deponert per time. Ved stopp i vifteanlegget viser modellen at konsentrasjonene går opp, men fremdeles er godt under 10 % av LEL. Etter 1 år stopp i deponeringen viser modellen en halvering av gasskonsentrasjon i gruen innenfor den første måneden.

Ammoniakk – NH₃

Ammoniakk (NH₃) 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).

Med deponeringen der gassene går rett til atmosfæren slik prosessen er på NOAH Langøya i dag, foreligger liten fare for eksplosjon eller helse. I Brevik vil deponeringen skje i hulrom, der det potensielt kan bygge seg opp eksplosive og helsefarlige gasser. Forbehandling av denne type avfall vil derfor være nødvendig (eksempelvis fuktig lagring).

For blant annet å studere utvikling av gass over tid fra behandlet avfallsgips, ble det gjennomført en testdeponering i Kjørholt gruver i Brevik. Gipsslurry tillaget på Langøya ble fraktet til Brevik med bulkskip, til gruen med biler, og pumpet til en klargjort celle i gruen. Ca. 1500 m³ avfallsgips ble fraktet fra Langøya til testcella i Brevik i september 2013.

Resultatene fra gassmålingene viste beskjeden hydrogengassutvikling (ca. 2%) i den første perioden med måling. Etter kalibrering av sensorer, viste det seg at påvist nivå før kalibrering sannsynligvis var nullpunktet til sensorene. Etter kalibrering har det ikke vært observert hydrogengassutvikling i testcella. Dette ble også bekreftet av eksterne kontrollmålinger utført av Norner Innovation. (NOAH og Norcem, 2014).

Det ble påvist omtrent 27 ppm NH₃ ved oppstart av det samme forsøket. Til sammenligning er grensen for langtidsopphold i rom med ammoniakk i mange land på 25 ppm (Nordisk kjemikaliegruppe). Etter en test på ventilasjonssystemet etter oppstart

deponering falt verdien til ca. 8-10 ppm, hvor det stabiliserte seg. Det har ikke vært detektert lukt av ammoniakk i testcella. Molab målte i oktober 2013 et nivå på ca. 2 ppm (NOAH og Norcem, 2014).

Molab gjennomførte i 2015 en modellering av luftutslipp i forbindelse med håndtering og deponering av farlig avfall i Brevik (Molab i 2015). Basert på NOAH's testresultater viser analysene at de diffuse utslipp av ammoniakk fra deponert avfall via gruvens ventilasjonssjakter er liten.

6.3.6 Utlekkingspotensial - ristetest

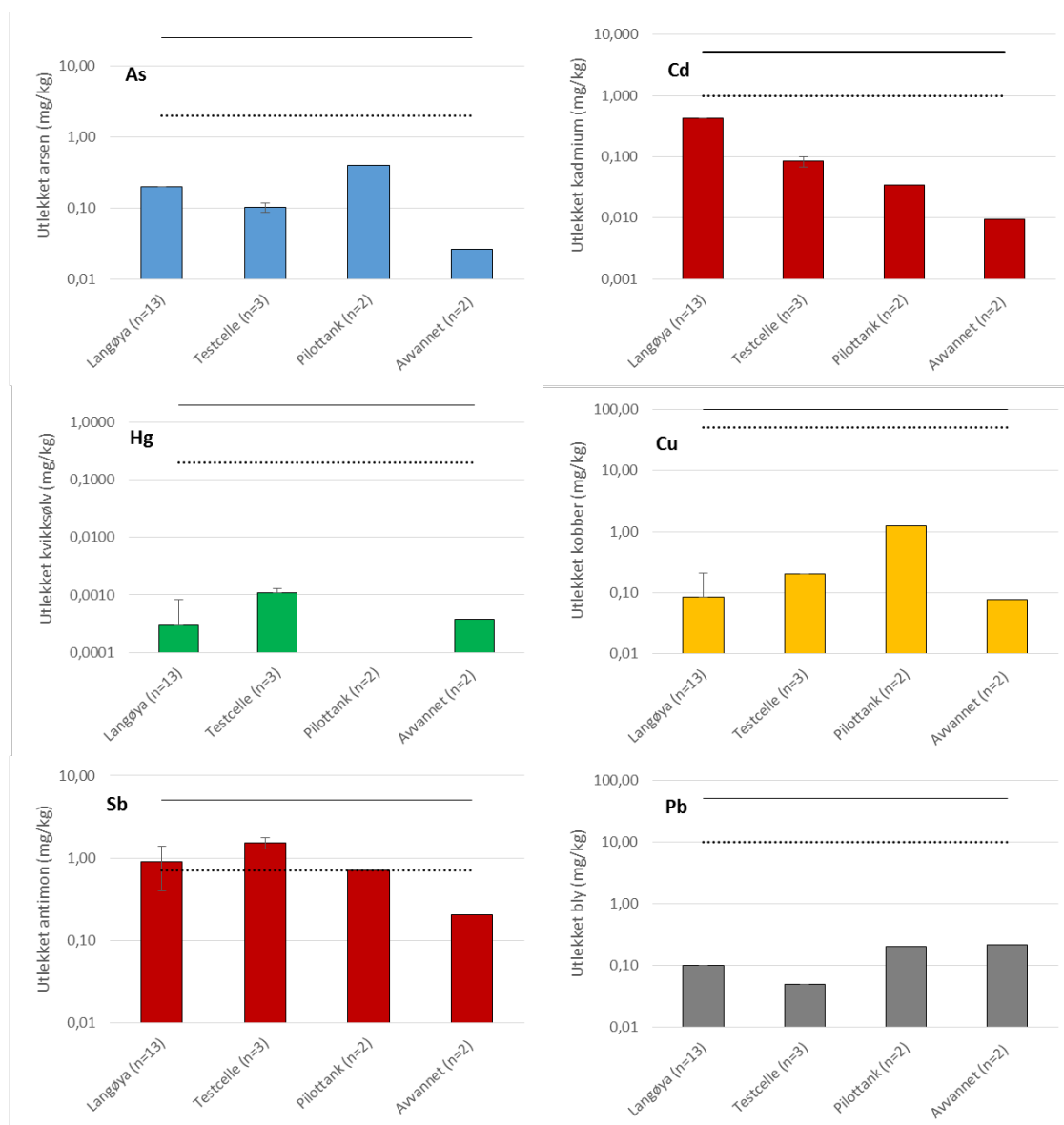
Uorganisk, stabilisert farlig avfall som vil bli deponert i Brevik inneholder tungmetaller og andre uorganiske miljøgifter avhengig av type avfall. Forurensningspotensialet for avfallet er imidlertid knyttet til disse forbindelsenes mobilitet og mulighet for forurensningstransport. For deponiet vil en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

Det gjennomføres jevnlig ristestester på avfallsgipsen som deponeres på NOAH Langøya i dag. Testen er standardisert, og gjennomføres i henhold til krav i avfallsforskriften. Avfallet blandes med vann i et væske:faststoff forhold på 10 (liquid:solid ratio, L/S10). Dette ristes i 24 timer, væsken filtreres og analyser for forurensningskomponenter.

Resultater fra 13 prøver gjennomført i 2013 (NGI, 2014), er vist i Figur 35 (kolonne "Langøya"). En mer detaljert oversikt over andre parametere er vist i vedlegg E. 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 4.4), og det ikke foreligger bruk av grunnvann til drikkevann i området.

I forbindelse med testdeponeringen av avfallsgips i Kjørholt gruver i 2013-2014 ble utlekkings egenskapene til gipsen testet over tid. Det ble tatt ut prøver på tre ulike tidspunkt, som ble sendt inn til ristetest og analyse hos akkreditert laboratorium (Eurofins). Resultatene er i samsvar med ristetestene gjennomført på avfallsgipsen fra NOAH Langøya, med beskjeden utlekking fra det stabiliserte materialet, se Figur 35 (kolonne "testcelle") og vedlegg E. Samtlige utlekkingsverdier for metallene ligger under utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi. Unntaket er antimon, som ligger noe over. Resultatene fra ristetest på pilottest på avfallsgips (kolonne "pilottest, Figur 35) viser de samme lavet utlekkings tallene for metaller.

I likhet med avfallsgips i slurryform, kan utlekkingspotensialet fra avvannet avfallsgips karakteriseres som lavt (kolonne "avvannet", Figur 35).



Figur 34 Resultater fra standard ristetest for ulike typer avfallsgips fra 1) Langøya; deponert avfallsgips på NOAH Langøya, 2) Testcelle: avfallsgips fra testcelle etablert i Brevik i 2013, Pilottank: avfallsgips fra pilotforsøk og 4) avvannet avfallsgips i 2015. Svart gjennomgående og stiplet linje indikerer utlekkingskriteriet for henholdsvis farlig og ordinert avfallsdeponi.

6.3.7 Langsiktig utlekking fra avfallsgips - 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. Normalt tas det ut vannprøver (eluat) ved et vann: faststoff forhold (liquid:solid, L/S) på L/S 0,1 (C_0), L/S 2 og L/S 10. 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 gruvene i Brevik vil vannmengden som infiltrerer avfallet være svært begrenset (se kapittel 4.4). Et L/S forhold på 10 vil for gruvene i Brevik tilsvare et tidsperspektiv på $\gg 1000$ år.

Det er utført kolonnetest for både avfallsgips fra Langøya og den avvannede avfallsgipsen som er tenkt deponert i Brevik. Kolonnetest på denne gipsen er gjennomført som standard test med deionisert vann. I tillegg er det kjørt kolonnetester med vann fra gruve for at testene utføres med mest mulig lignende kjemiske forhold som det som vil være i deponiet. Det er kjørt tre parallelle kolonner av hver type (totalt seks kolonner).

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 gips er vist i Tabell 13 (gjennomsnitt av tre prøver og standardavvik). Konsentrasjonene er sammenlignet med utlekkingskriterier gitt i avfallsforskriften.

Som det framgår av tabellen 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 som overskrider utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi.

Tabell 13 Resultater fra kolonnetest på avvannet avfallsgips. Første eluat (utlekkingsvann) som kommer ut av kolonnen (LC0=L/S = 0,1) for prøver av syremager gips. Konsentrasjoner er i mg/L

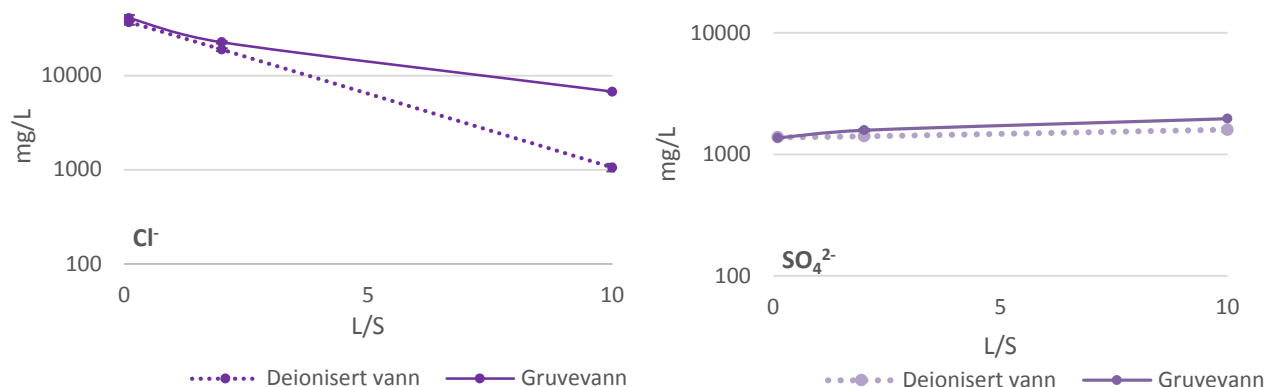
	Gj.snitt, (deionisert vann) mg/l	Gj.snitt (vann fra graven) mg/l	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
Ca	7223 ±298	7777 ±295	-	-	-
Fe	0,149 ±0,091	0,129 ±0,11	-	-	-
K	10233 ±519	10617 ±614	-	-	-
Mg	<2 ±0	<2 ±0	-	-	-
Na	12767 ±618	15200 ±648	-	-	-
Al	0,760 ±0,22	0,702 ±0,23	-	-	-
As	0,0037 ±0,0010	0,0042 ±0,00076	0,06	0,3	3
Ba	2,21 ±0,11	2,35 ±0,11	4	20	60
Cd	0,0064 ±0,0014	0,00747 ±0,00046	0,02	0,3	1,7
Co	0,0028 ±0,00016	0,00264 ±0,00013	-	-	-
Cr	0,007 ±0,0020	0,00915 ±0,0041	0,1	2,5	15
Cu	0,0182 ±0,0048	0,0164 ±0,0037	0,6	30	60
Hg	0,000073 ±0	0,0000452 ±0	0,002	0,03	0,3
Mn	0,009 ±0,0032	0,00513 ±0,0032	-	-	-
Ni	<0,003 ±0,00	<0,003 ±0	0,12	3	12
Pb	0,0533 ±0,03	0,0457 ±0,028	0,15	3	15
Zn	0,104 ±0,05	0,114 ±0,081	1,2	15	60
Mo	2,02 ±0,02	2,05 ±0,090	0,2	3,5	10
Sb	0,0150 ±0,0047	0,0151 ±0,0050	0,1	0,15	1
Se	0,053 ±0,0042	0,0556 ±0,0014	0,04	0,2	3
Cl-	36867 ±1895	40807 ±2593	460	8500	15000
F-	<75 ±0	<94 ±0	2,5	40	120
SO ₄ ²⁻	1383 ±12	1367 ±12	1500	7000	17000
DOC	23 ±3	20 ±1	160	250	320

Kolonnetester gjennomført på avfallsgipsen som deponeres på Langøya viser i likhet med ristetestene en lav utlekking av de fleste metallene, betydelig under utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi (C₀). Det er kun klorid som overskrider utlekkingskriteriet (se tabell i vedlegg E). Klorid er ikke ansett som noe problem i forbindelse med utslipp fra NOAH Langøya da resipienten er sjøvann med naturlig høyt kloridinnhold.

Figur 36 viser innholdet av klorid og sulfat i utlekkingsvannet fra begge type kolonnetester. I testen med deionisert vann (stiplet linje i Figur 36) reduseres kloridkonsentrasjonen fra ca. 37000 mg/l til ca. 1000 mg/l. For kolonneforsøket med vann som pumpes ut av graven stabiliseres konsentrasjonen på et noe høyere nivå (6800 mg/l) som følge av at vann som pumpes ut av graven som går inn i kolonnen har et forhøyet kloridinnhold (6400 mg/l).

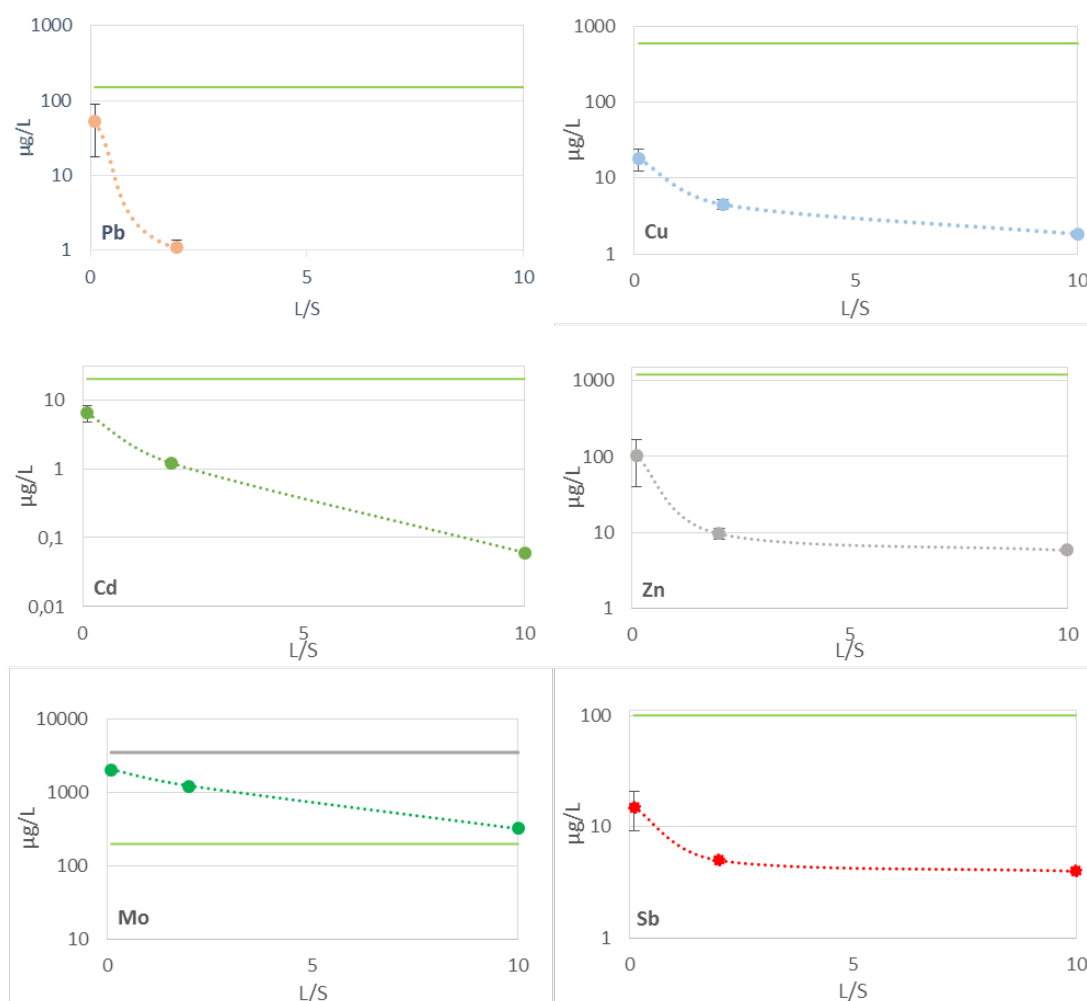
Sulfatinnholdet i utlekkingsvannet viser liten endring over tid, med konsentrasjoner på rundt 1400 – 2000 mg/l for begge kolonnetestene (både deionisert vann og vann som

pumpes ut av graven). 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 oppløsningen av gips, også etter lang tids utlekking. I tillegg indikerer modelleringen at vannet er overmettet av aluminium og barium oksider.



Figur 35 Utvikling av klorid (Cl^-) og sulfat (SO_4^{2-}) over tid i kolonnetest på avvannet avfallsgips.

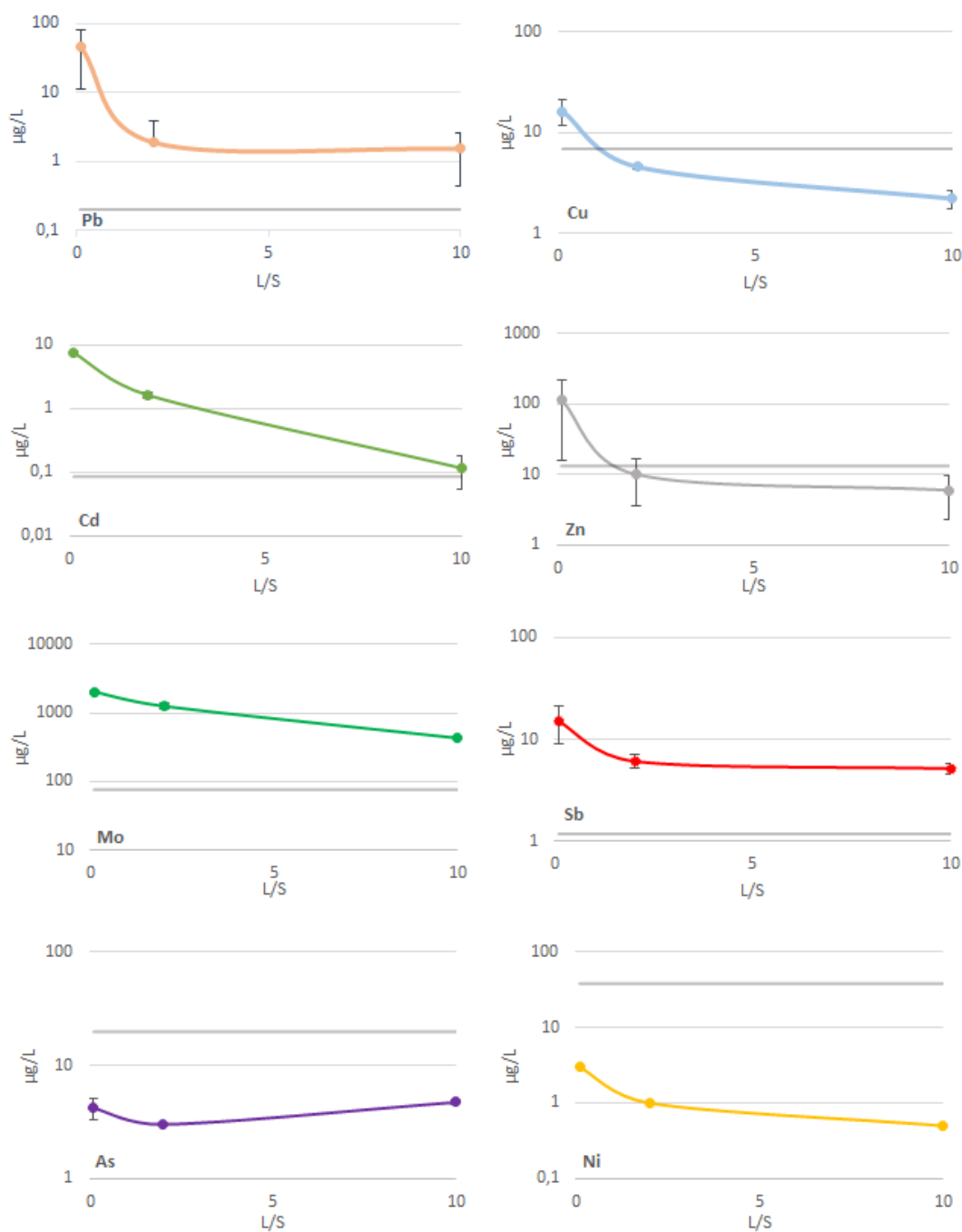
Kolonnetesten med deionisert vann viser at den største utvaskingen skjer i oppstarten av forsøket, og konsentrasjonene avtar betydelig med tid (Figur 37). For flere av komponentene (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Hg) går konsentrasjonen ved L/S 10 ned mot $\sim 1 \mu\text{g/l}$ eller lavere.



Figur 36 Utvikling av metallkonsentrasjon over tid i kolonnetest på avannet avfallsgips. Kolonnetest med standard deionisert vann. Grønn linje indikerer utlekkingskriteriet for ordinært avfallsdeponi. Grå linje indikerer utlekkingskriteriet for farlig avfallsdeponi. Flere analysedata er vist i vedlegg E.

Kolonnetesten med vann som pumpes ut av gruvevannet viser liten forskjell i konsentrasjoner i utlekkingsvannet sammenlignet med testen med deionisert vann, se Figur 38. De høyeste konsentrasjonene foreligger i starten av testen for deretter å avta kraftig over tid. Dette viser at vannet som pumpes ut av gruvevannet ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet.

Når det gjelder forurensningskomponenter som arsen (As) og nikkell (Ni) er konsentrasjonsnivået i gruvevannet inn i kolonnen (indikert med grå linje i Figur 38) høyere enn utløpet etter at vannet har passert avfallsgipsen. Dette viser at de stabiliserte massene holder As og Ni tilbake, og indikerer de gode sorpsjonsegenskapene avfallsgipsen har som følge av høyt jerninnhold og alkalisk pH.

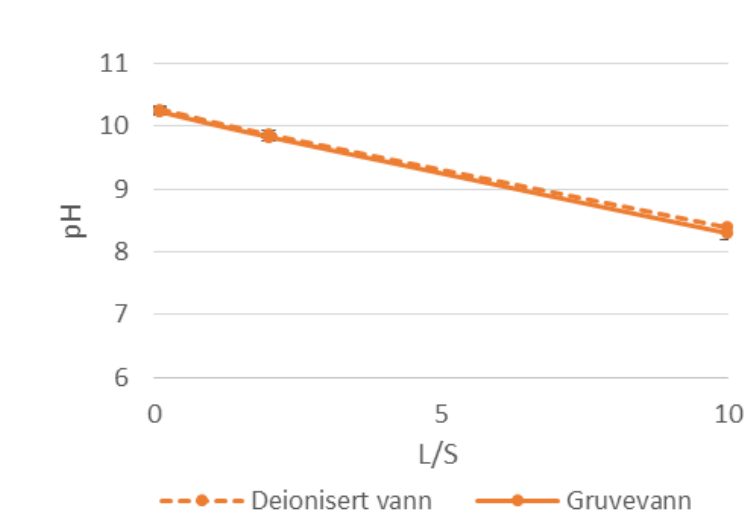


Figur 37 Utvikling av metallkonsentrasjoner over tid i kolonnetester av avvannet avfallsgips. Grå linje indikerer konsentrasjonen i vannet som pumpes ut av gruve inn i kolonnen.

6.3.8 Reaksjoner mellom avfallsgips og gruveveggen

Avfallet som planlegges deponert i gruvene skal i minst mulig grad endre kvaliteten på den geologiske barrieren, dvs. gruveveggen. Surt avfall vil kunne reagere med kalksteinen (CaCO_3) og medføre en oppløsning av fjellet.

Observasjoner av pH fra ristetest L/S10 på avfallsgips viser en alkalisk pH på rundt 9 – 10,5. Langtidsutlekkning i kolonne med deionisert vann og vann som pumpes ut av gruve viser en alkalisk pH under hele utlekkingsforløpet fra rundt 10,3 – 8,3, se Figur 39. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på gruveveggen.



Figur 38 Utvikling av pH over tid i kolonnetest på avvannet avfallsgips. Testen er gjennomført med henholdsvis deionisert vann og vann fra gruve. Feilfelt viser standardavvik for tre prøver (n=3).

Gruven er lokalisert i en massiv kalksteinformasjon (Steinvika fm) med overliggende og underliggende kalkstein. Risiko for en negativ konsekvens på gruveveggen som følge av deponering av surt avfall, ansees som marginal.

6.3.9 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 Brevik. Testing av avfallsgipsen slik den er tenkt deponert i Brevik viser også et utlekkingspotensiale som ligger på nivå med materialet som deponeres på Langøya. Etter at deponiet er avsluttet vil gruvene fylles med vann og deponert avfall vannmettes slik forholdene er i deponiet for farlig avfall på Langøya. Erfaringer fra overvåkingen av deponivannet/porevannet ved NOAH Langøya vil derfor være relevante for framtidig porevann i Brevik.

Tabell 14 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 Brevik graven i 2015 vist i tabellen.

Tabell 14 Konsentrasjoner av forurensningskomponenter i porevann i Gipsdeponiet på Langøya (Nordbruddet) for perioden 2010-2014 (gjennomsnitt av fem målinger) sammenlignet med tilstandsklasser for metaller sjøvann (veileder TA-2229/2007)

	Gipsdeponi, Langøya (2010 - 2014)		Miljødirektoratets veileder TA- 2229/2007		Vann som pumpes ut av graven Brevik	
	Gjennomsnitt	Std.avvik	Klasse II God	Klasse III Moderat	Blandprøve 2015*	
pH		9,8	0,8	-	-	
Arsen (As)	µg/l	13	**	2-2,8	4,8-8,5	20
Bly (Pb)	µg/l	0,51	0,50	0,05-2,2	2,2-2,9	<0,2
Kadmium (Cd)	µg/l	0,61	0,17	0,03-0,24	0,24-1,5	0,08
Kobber (Cu)	µg/l	2,4	1,7	0,3-0,64	0,64-0,8	6,4
Krom (Cr)	µg/l	1,4	**	0,3-3,4	3,4-36	6,6
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,008	**	0,001-0,048	0,048-0,071	<0,02
Molybden (Mo)	µg/l	580	245	-	-	77
Nikkel (Ni)	µg/l	3,4	2,1	0,5-2,2	2,2-12	39
Sink (Zn)	µg/l	8,3	7,1	1,5-2,9	2,9-6	18
Antimon (Sb)	µg/l	7,6	4,8	-	-	1,2

* Filtrerte prøver av vann som pumpes ut av graven (blandprøve) benyttet i kolonneforsøk på avvannet avfallsgips (2015)

**ikke beregnet standardavvik da enkelte konsentrasjoner ligger under deteksjonsgrensen;

- 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 avfallsgipsen. 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 14 ligger gjennomsnittlig innhold av metaller i porevann i gipsdeponiet 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 graven fra Brevik noe høyere enn gjennomsnittet for deponivannet på Langøya.

Det understrekes at tilstandsklassene gjelder for vannforekomster og ikke industriutslipp. Forutsettes en svært konservativ fortynningsfaktor på 10 for deponivannet på Langøya, vil samtlige gjennomsnittskonsentrasjoner ligge innenfor klasse I eller II.

6.4 Annet farlig avfall for behandling og deponering

6.4.1 Totalinnhold og utlekkingspotensial

Annet farlig avfall som planlegges mottatt i gruvene Brevik er gitt i Tabell 15. Oversikten er basert på dagens mottak ved NOAH Langøya. Dette avfallet er karakterisert med blant annet utlekkingssteder. NGI har mottatt resultater fra analyser av totalinnhold og utlekkingssteder 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 utlekkingspotensiale (ristetest) for elementene arsen, kadmium, krom, kobber, nikkel og bly er gitt i Figur 40. En mer detaljert oversikt over andre parametere er gitt i vedlegg E.

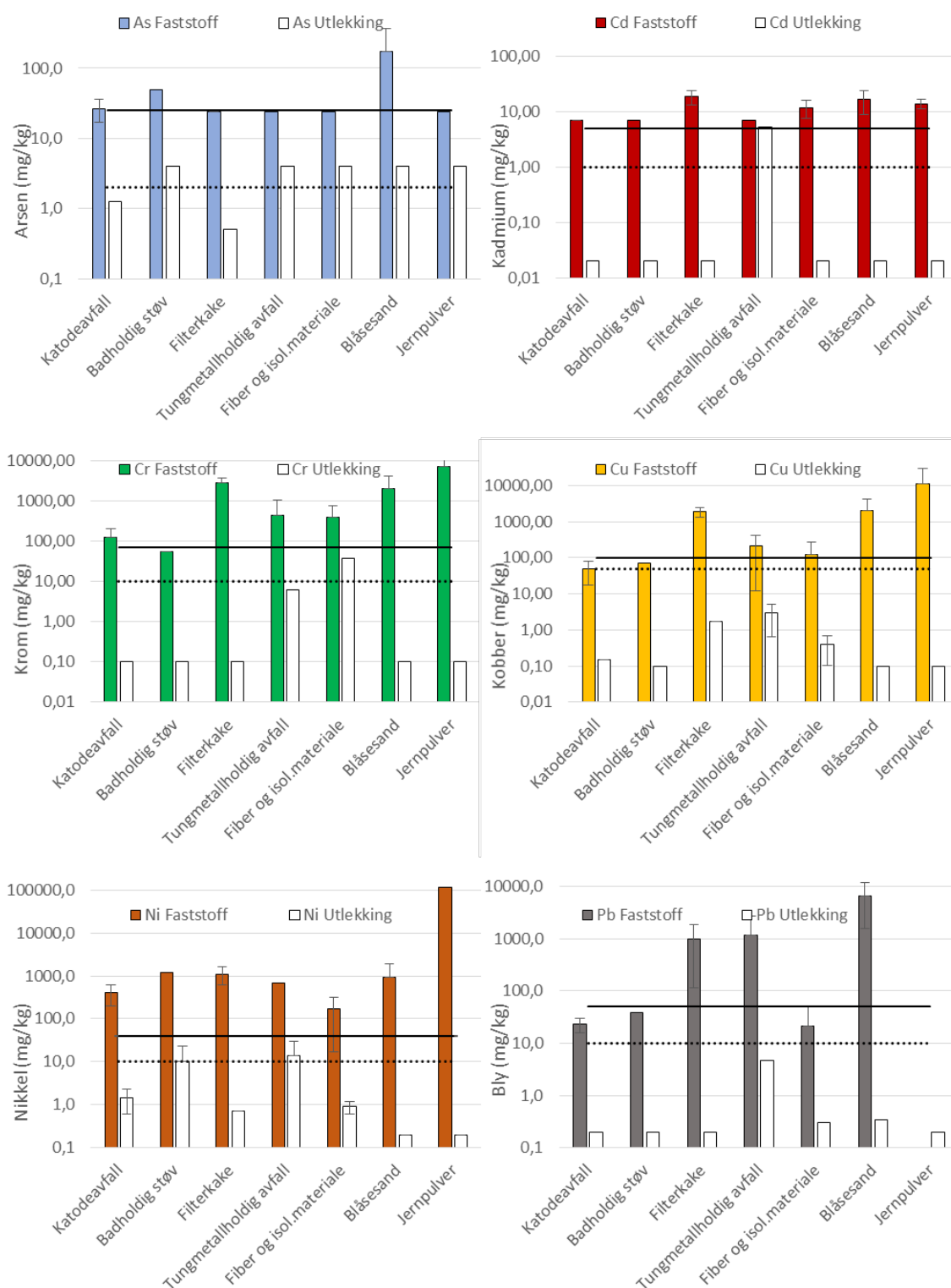
Tabell 15 Ulike typer industriavfall som er planlagt mottatt i Brevik

<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 avfall. 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 utlekkingssteder for tre prøver av filterkaker. Alle tre prøver har overskridelse av grensen for farlig avfall for sink. For utlekkingssteder 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. Potensialet for gassdannelse fra slikt avfall er minimal.
<i>Aske til behandling i ejetektor:</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 ejetektor. Den benyttes til bygging av veier i deponiet. Totalinnhold og utlekkingspotensiale vil tilsvare flyveaske gitt i kapittel 6.3.1.

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.

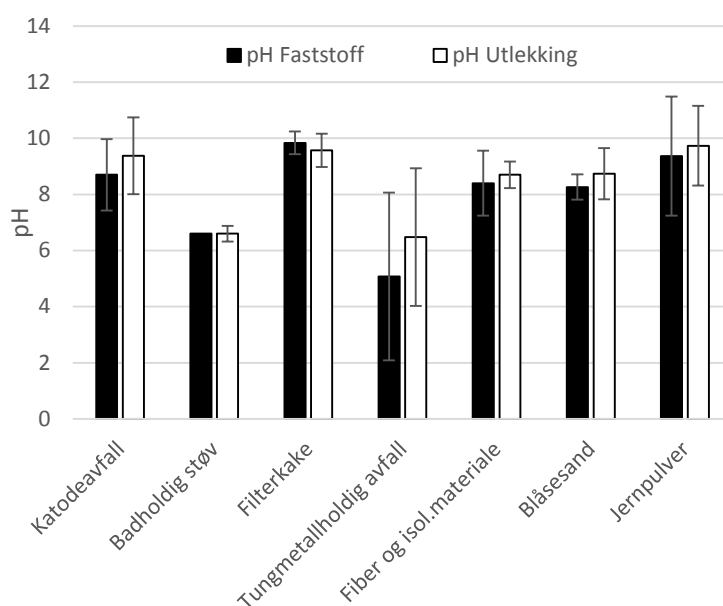
Når batterier blir mottatt hos NOAH blir de sendt til utreagering i prosessvann. Det dannes H₂ og SO₂ ved utreagering, og denne prosessen må derfor gjennomføres innen deponering. Utreagering for å hindre gassdannelse vil bli enda viktigere i Brevik, da en ikke ønsker gassdannelse i gruen.



Figur 39 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 for ordinært og farlig avfallsdeponi er vist med henholdsvis stiplede og gjennomgående svart linje.

6.4.2 Reaksjoner med berggrunnen/gruven

Avfallet vil bli lagret i kalkstein, og det er av den grunn ikke ønskelig at avfall til disponering har for lav pH, slik at det blir en reaksjon mellom avfallet og bergveggen. En oversikt over målt pH i faststoff og i utlekkingsvann fra utlekkingsstestene er vist i Figur 41.



Figur 40 pH i faststoff og utlekkingsvann fra ulike avfallsfraksjoner

Som det framgår av Figur 41 har industriavfallet som er planlagt deponert i Brevik en nøytral – alkalisk pH. Unntaket er fraksjonen tungmetallholdig avfall hvor enkelte prøvene innehar en lav pH, trolig grunnet innhold av sure metalloksider. Denne type avfall bør derfor blandes med alkalisk avfall med syrenøytralisasjonskapasitet for å sikre tilfredsstillende pH. Mengden av denne type avfall som er planlagt mottatt er liten (6000 tonn/år, se Tabell 10).

6.5 Svartskifer/alunskifer

Det kan bli aktuelt å motta alunskifer fra bygge-, anleggs- og samferdselsprosjekter i deponiet i Brevik. Det er gjennomført en mer detaljert beskrivelse av muligheter for deponering av alunskifer i Brevik gruve i vedlegg H (NGI-notat 20120627-07-TN). I det følgende er det gjort en oppsummering av notatet.

Miljødirektoratet arbeider for tiden med en veileder for deponering av syredannende bergarter. I henhold til dette arbeidet er det kun syredannende bergarter (eksempelvis svartskifer/alunskifer) som har et totalinnhold av metaller som overskrider grensen for farlig avfall som skal deponeres på deponi for farlig avfall. Syredannende bergarter med konsentrasjoner under denne grensen skal deponeres på ordinært deponi med ekstraordinær tillatelse med hensyn til radioaktivitet. (NGI 2015)

6.5.1 Geokjemisk sammensetning av svartskifer/alunskifer

Svartskifer er en naturlig bergart som i hovedsak forekommer i Oslofeltet, fra Porsgrunn/Skien i Sør til Hamar og Lillehammer i Nord. Alunskifer er en spesiell type svartskifer for den sen kambrium og tidlig ordovicium (ca. 500 millioner år) som inneholder høyere konsentrasjoner av tungmetaller, organisk materiale, sulfid og uran enn andre typer svartskifer. I den geologiske lagrekken i Breviksområdet (Oslofeltet) forekommer det også alunskifer, se Figur 8 og vedlegg A. Svartskifer har ofte høyt innhold av svovel og sulfid og inneholder mye av radionukliden uran (U).

Alunskifer har normalt et totalinnhold av metaller som ligger betydelig lavere enn farlig avfall (Sft, 2009), se Tabell 16. Bergarter med >1 Bq/g radioaktivitet defineres som radioaktivt avfall. Dette antas å gjelde ved et uraninnhold større enn 80 mg/kg. (NGI 2015) Alunskifer ligger ofte rundt eller rett over dette nivået.

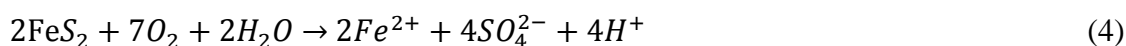
Tabell 16 Typiske totalkonsentrasjoner i alunskiferprøver (gjennomsnitt og standardavvik). Ingen av prøvene klassifiseres som farlig avfall. Basert på felterfaring antas det at ~100 mg/kg U ≈ 1000 Bq/kg), alunskiferen er derfor ofte klassifisert som radioaktivt avfall.

	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	U
Gjennomsnitt (mg/kg):	54	40	3,6	162	263	207	137
Standardavvik (mg/kg):	17	9	3,0	66	220	102	73
Antall prøver (n):	7	17	7	17	17	17	17
Farlig avfall (mg/kg)	1000	2500	1000	25000	25000	2500	-

Tabellen viser at totalinnholdet av metaller i svartskifer/alunskifer i all hovedsak vil ligge under grensen for farlig avfall. Andelen skifer med behov for deponering ved farlig avfallsdeponi forventes derfor å være liten.

6.5.2 Syredannelse og utlekking av tungmetaller

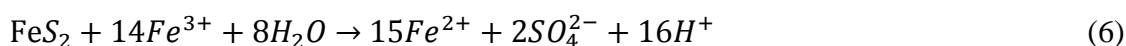
Grunnet høyt innhold i sulfider (pyritt, pyrrhotitt) kan alunskifer oksideres når det blir i kontakt med oksygen og vann. Ved utspregning eksponeres sulfidmineraler for luft og fuktighet, og de oksideres og danner svovelsyre, se ligning 4.



Fe(II) fra reaksjon (4) kan oksideres videre til Fe(III), og slå lenge $\text{pH} > 3 - 3,5$ kan Fe(III) felle ut som et hydroksid:



Denne jernutfellingen produserer syre (H^+) og blir pH lav nok ($\text{pH} < 3,5$), vil Fe(III) løses opp og vil fungere som den viktigste elektronakseptoren i oksideringen av pyritt, se ligning 6.



Så snart reaksjon (7) er initiert, vil genereringen av sur avrenning øke raskt, noe som kan resultere i en svært lav pH. Jernoksiderende bakterier, slik som *Acidithiobacillus ferrooxidans*, kan katalysere disse reaksjonene og dermed øke forvitningsgraden.

Syredannelsen er proporsjonal med spesifikke overflate, dvs. at syredannelse blir større når kornstørrelse blir mindre. Knusing av alunskifer og utforming av små partikler vil derfor øke syredannelse. En vannmetningsgrad på mellom 20 og 85% gir gunstige forhold for oksidasjon (og syredannelse). Oksidasjon og syredannelse er raske reaksjoner som kan fortsette i mange år. Figur 42 viser en typisk forvitret alunskifer.



Figur 41 Alunskiferprøve som oksyderes og forvitres ved kontakt med oksygen og fuktighet. Gulffarge indikerer utfelling av jernoksider/sulfater (høyden på bildeutsnittet er ca. 5 centimeter) (NGI, 2015).

Syredannelse og lav pH medfører oppløsning av de fleste mineraler i alunskiferen, inkl. silikater og karbonater. Resulterende sivevann kan derfor ha meget høye konsentrasjoner av tungmetaller, uran og aluminium. Eksempler på konsentrasjonsnivå for vann som har vært i kontakt med forvitret alunskifer er gitt i Tabell 17.

Tabell 17. Eksempler på typiske konsentrasjoner i vannet som har vært i lang kontakt med forvitret alunskifer i Oslo regionen (NGI, 2015)

Prøvested	pH	U µg/L	Al µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Pb µg/L
Prøve 1	2,6	25 200	1 000 000	1470	17 600	< 30
Prøve 2	5,8	3,4	20	0,08	47	0,17
Prøve 3	7,5	40	1850	1,8	4,3	1,1

Oksidasjon av sulfid er en eksoterm reaksjon. Selvantenning kan derfor være aktuell i det tilfellet alunskiferavfall deponeres uten spesielle håndtering. Blandingen av store og små partikler og en dårlig likevekt mellom vann og tørrstoff samt høy reaktivitet skaper forholdene for maksimal oksidasjon og derfor stor varmeproduksjon.

6.5.3 Radon og radioaktiv stråling

Alunskifer kan inneholde mellom 30 og 300 mg/kg uran (^{238}U). Uran brytes ned naturlig over en lang tid til andre grunnstoffer: radium, radon, polonium, vismut og til slutt bly som er det endelige stabile nedbrytningsproduktet. I denne prosessen avgis ioniserende stråling i form av partikler (alfa- eller betastråling) som kan medføre helserisiko. Særlig radon, en radioaktiv edelgass, kan stige opp fra grunnen. Jo høyere uraninnhold i bergarten, desto større er det radonproduserende potensialet. Radon kan transporteres langs sprekkeflater i bergarten, og til overflaten. Radon har relativ kort halveringstid (3,8 dager), dvs. den tiden det tar for konsentrasjonen av nuklider å falle til halvparten av den opprinnelige verdien. Jo større overflate på partiklene, desto større spredning av radon til luft.

Effektene øker med radonkonsentrasjonen, og Statens Strålevernet anbefaler å holde radonnivået under 100 Bq/m^3 , med en absolutt grenseverdi på 200 Bq/m^3 . Radon kan også finnes i vann og selv om det er mye mindre mobilt pga. redusert diffusjon er det anbefalt å holde konsentrasjonene under 500 Bq/l (Statens Strålevern, 2014).

6.5.4 Tiltak for å redusere syredannelse og utslipp av radon

Effektive tiltak for å redusere forvitring og syredannelse i alunskiferen er å begrense kontakt mellom materialet og luft og/eller rennende vann så mye som mulig. Vannmetning er en god måte å etablere en barriere mot oksygen. Diffusjon av gass i vann er 10 000 ganger mer langsom enn i luft, og stort sett så lavt at oksidasjon blir nesten stoppet. Innblanding av alkalisk materiale som nøytraliserer den sure reaksjonen fra syredannelsen kan også være et effektivt tiltak. Økning av vanninnhold og innblanding av alkalisk materiale vil også redusere faren for selvantenning til et minimum, i tillegg til redusert avfallsmektighet.

Når det gjelder radondannelse er det ikke mulig å stoppe strålingen, men flere tiltak kan utføres for å redusere mobiliteten av radon. Målsetningen er å redusere diffusjonen slik

at det tar mer enn fire dager (radons halveringstid) for radon og diffundere til luft. I forbindelse med boligbygging på alunskifergrunn benyttes ofte metoder som omfatter økt lufting, bygging av betongvegger for å stoppe stråling eller vannmetting av alunskiferen.

På NOAH Langøya legges alunskiferen i vannmettet avfallsgips under alkaliske forhold. I tillegg hersker reduserende forhold i deponiet. Denne type deponering gir derfor svært liten oksygentilgang med marginal risiko for forvitring. Eventuell utlekking av tungmetaller vil bli fanget opp av omkringliggende gips.

6.5.5 Deponering av alunskifer i Dalen gruver

Det finnes flere relevante problemstillinger som kan oppstå i forbindelse med underjordisk deponering av alunskifer:

- Syredannelse og mobilisering av tungmetaller pga. høyt innhold i sulfider og lav nøytraliseringspotensiale;
- Radondannelse koblet til naturlig radioaktivitet av alunskifer;
- Selvantemming pga. eksoterme oksidasjonsreaksjoner.

Andre problemstillinger som er koblet til alunskifer, antas ikke å være relevante i forbindelse med deponering i Brevik graven:

Direkte stråling fra uran: Direkte kontakt med alunskiferavfallet skal ikke forekomme. Strålingen har liten rekkevidde.

Sulfatangrep: Sulfid i alunskifer kan oksidere til sulfat. Sulfat kan virke aggressivt på betong. Dette ansees ikke som noe problem i graven. Porevann i annet avfall vil ha forhøyede sulfatkonsentrasjoner.

Svelletrykk: Økt svelletrykk og volumendring som følge av forvitring av alunskiferen vil ikke ha betydning for deponiet.

Mekaniske egenskaper: Reduksjon i styrke i avfallet vil ikke ha betydning for deponiet.

Syredannelse

Under drift av deponiet vil ventilering av graven medføre tilgang på oksygen. Fuktighet i graven vil være tilstrekkelig til å gi gunstige forhold for forvitring. Det kan derfor forventes økt syredannelse med mobilisering av metaller. De sure reaksjonene kan imidlertid nøytraliseres ved å pakke inn alunskiferen i annet alkalisk avfall som eksempelvis avfallsgips. Coating av alunskifermassene med utfellingsprodukter kan

reduere oksidasjonen noe. Før vannet i graven stiger og alunskiferen blir vannmettet, vil skiferen ligge tørt med liten kontakt mellom avfall og vann (liten sigevannsdannelse). Under drift vil vann som pumpes ut av graven uansett bli håndtert og eventuelt renses. Lagvis deponering med alkaliske maser vil også hindre selvantennning.

Under drift vil avfallet suksessivt bli fylt med vann, og etter avslutning vil hele deponiet være vannfylt (se kapittel 4.4). Vannet vil fungere som en effektiv barriere og reduserer transporten av oksygen og syredannelse til et minimum. Dette tilsvarer forholdene i farlig avfallsdeponiet på Langøya.

Radondannelse

Radondannelse øker med forvittringsgrad og kontaktflate, hvor diffusjon av radon øker med redusert kornstørrelse (økt overflate) og redusert vanninnhold. Det kan derfor forventes økt produksjon av radon i nærheten av deponert alunskifer. Deponering av alunskifer i friluft vil ha liten risiko med hensyn til rask fortykning av radongassen. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres. Risiko i forbindelse med dannelsen av radon vil derfor i hovedsak være knyttet til personer som oppholder seg i graven, og eventuelt i tilknytning til ventileringsjakter. Selv om radonutslipp via ventileringsjakter vil fortynnes raskt, anbefales det å vurdere behovet for forsegling av aktuelle sjakter. Faren for diffusjon av radon gjennom sprekker i fjell og opp til overflaten anses som liten på grunn av den tette bergmassen og avstand til overflaten. Tiltak for å redusere konsentrasjonen av radon for å sikre arbeidsmiljøet, vil være ventilasjon av gruverommene. Tidligere radonmålinger i norske gruver (Myran, 1973) har indikert at det tar bare noen timer for å fylle et gruverom av radon. Høyeste og mest ekstremt målinger i norske gruver var omtrent $16\ 000\ \text{Bq/m}^3$ uten ventilasjon. Studien viste imidlertid at alle de studerte gruvene hadde tilstrekkelige ventilasjonssystemer for å holde radonkonsentrasjoner under gjeldende grenseverdier. Observasjoner gjort i forbindelse med driving av tunell i alunskifer (Gran tunnelen), viser at et vanlig ventilasjonssystem kan holde radon konsentrasjoner under grensen på $100\ \text{Bq/m}^3$.

NGI kjenner ikke til systematiske studier på dannelsen av radon fra alunskifer, og det foreligger ingen norske data på dette. Det anbefales derfor at dannelsen av radon fra alunskifer kartlegges med fokus på faktorer som uraninnhold, type alunskifer og nedknusningsgrad. Ytterligere vurdering av risiko ved underjordisk deponering av alunskifer gjøres på dette grunnlaget.

Andre tiltak mot radon vil være å lagre alunskifer under vann. Over tid vil dette skje med avfallet da vannivået i graven vil stige suksessivt, og på lang sikt blir graven og avfallet helt mettet. Lav diffusjon av radon i vann og kort levetid gjør at risiko i forbindelse med radondannelse er marginal.

6.6 Oppsummering - avfall som planlegges deponert i Brevik

Flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (fortynnet svovelsyre fra KRONOS, Fredrikstad) utgjør hoveddelen av avfallet som skal mottas (>70%) i deponiet i Brevik.

I forbindelse med nøytralisasjonsprosessen blandes også andre flytende uorganiske avfallstyper inn for nøytralisering og stabilisering. Disse avfallsfraksjonene utgjør samlet kun en marginal andel av avfallsgipsen.

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 (avfallsgips). De mest løselige (Cl, Na, K) elementene vil mobiliseres i prosessen, mens metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Avfallsgipsen avvannes til en relativt tørr filterkake (tørrstoffinnhold på ca 65%).

I forbindelse med behandling og prosessering av flyveasken kan det dannes hydrogen-gass (H_2) og ammoniakk (NH_3). Forbehandling av asken og utreagering før deponering i graven reduserer gassdannelsen til et minimum. Simuleringer av luftutslipp i forbindelse med håndtering og deponering i gruvene viser små diffuse utslipp av ammoniakk via gruvens ventilasjonssjakter.

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfallsgips 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 avfallsgips er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder utlekkingstester på avfallsgipsen i slurryform, og overvåking av porevannskvaliteten i gipsdeponiet.

Langtids utlekking i kolonnetest viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid ned mot $\sim 1 \mu g/l$ eller lavere. Det var liten forskjell mellom kolonnetestene med deionisert vann (standard i henhold til avfallsforskriften) og med vann fra graven i Brevik, noe som viser at vannet som pumpes ut av graven 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 graven har vært i kontakt med avfallsgipsen. Dette skyldes sorpsjonsegenskapene avfallsgipsen har som følge av høyt jerninnhold og alkalisk pH.

I tillegg til avvannet avfallsgips, vil den største andelen av industriavfallet være produksjonsavfall fra aluminiumsindustrien (anode og katodeavfall, ca. 6% av totalmengden avfall). Resten av fast produksjonsavfall ligger på $<1\%$ av totalmengden avfall. Dette avfallet forbehandles og deponeres i deponiet. Utlekkingen fra disse avfallstypene karakteriseres som moderat til lav, på nivå med utlekkingskriter for ordinært deponi eller lavere.

Både avfallsgips og annet industriavfall som planlegges deponert i graven er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i graven (gruveveggen).

Det kan være aktuelt å motta alunskifer fra bygge- og anleggsprosjekter. På grunn av høyt sulfidinnhold er den syredannende med potensiale for sur avrenning og

mobilisering av metaller når den kommer i kontakt med oksygen og vann. Under deponering kan syredannelsen reduseres ved deponeringstekniske metoder (innblanding av alkalisk materiale, hindre kontakt med strømmende vann). Dette vil også hindre varmegang og eventuell selvantennning som følge av eksoterme oksidasjonsreaksjoner i alunskiferen.

Alunskifer inneholder radioaktivt uran og kan i enkelte tilfeller bli klassifisert som radioaktivt avfall. Uran brytes ned naturlig over tid til blant annet radon som er en radioaktiv gass. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres og således utgjøre en helserisiko ved innånding for arbeidere som oppholder seg i gruva. Faren for diffusjon av radon gjennom sprekker i fjell og opp til overflaten anses som er liten på grunn av den tette bergmassen og avstand under overflaten. Radonmålinger i norske gruver og alunskifer tunnel viser at et vanlig ventilasjonssystem kan holde radonkonsentrasjonen under grenseverdien. Det foreligger imidlertid ingen systematiske studier på dannelse av radon fra alunskifer, og dette bør kartlegges nærmere for å kunne avgjøre om alunskifer kan deponeres i Brevik. Etter at deponiet er avsluttet og avfallsmassene vannmettet vil dette være en svært god barriere mot diffusjon av både oksygen (hindrer syredannelse) og radon.

Nye retningslinjer fra Miljødirektoratet medfører at alunskifer i stor grad i framtiden vil bli deponert på ordinært avfallsdeponi med særskilt tillatelse. Andelen skifer med behov for deponering ved farlig avfallsdeponi forventes derfor å være liten.

7 Utslipp fra underjordisk deponi til sjø

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. En konservativ tilnærming vil være å ta utgangspunkt i dagens mengde av innlekkasjevann (~800 m³/dag) da dette vil være maksimal vannmengde som kan lekke inn i gruva. Årlig vannmengde utgjør da ca. 290 000 m³/år. En grov beregning av årlig utslipp i driftsperioden, viser beskjedent utslippet fra gruva, selv om en konservativ tilnærming legges til grunn. Dette vannet vil bli gjenbrukt i nøytraliseringsprosessen eller ledet til renseanlegg før utslipp til sjø

Etter at deponiet er avsluttet og pumping av vann har opphørt, vil grunnvannsnivået stige opp over kote 0. Tett bergmasse i kombinasjon med små gradienter i området, gir svært beskjeden vannstrømning gjennom deponerte masser. Beregningene viser at forurensningsfluksen ut av deponiet er liten både for kort og lang sikt. Dette gjelder også hvis høyeste beregnede vannmengde på 7300 m³/år legges til grunn. Molybden utgjør det høyeste utslippet på henholdsvis ~15 kg/år og 9,2 kg/år for kort og lang sikt. Årlig utslipp for andre forurensningskomponenter ligger betydelig lavere enn dette.

7.1 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. En konservativ tilnærming vil være å ta utgangspunkt i dagens mengde av innlekkasjevann (~800 m³/dag) da dette vil være maksimal vannmengde som kan lekke inn i graven. Årlig vannmengde utgjør da ca. 290 000 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 gruvene til prosessanlegg (gjenbruk) eller renseanlegg. Vi har her valgt å bruke resultater fra ristetest på avvannet avfallsgips (se kapittel 6.3.6). 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 graven. Dette vil derfor være en konservativ tilnærming for beregning av forurensningsfluks. Resultater for ulike forurensningskomponenter er vist i Tabell 18.

Tabell 18 Beregnet maksimal årlig fluks fra deponiet i Brevik. Beregningene er basert på maksimal mengde innlekkasjevann samt konsentrasjoner målt i ristetest på avvannet avfallsgips

	Konsentrasjon avvannet avfallsgips*	Årlig mengde ut av deponiet
	µg/l	kg/år
As (Arsen)	2,7	0,8
Cd (Kadmium)	0,9	0,3
Cr (Krom)	3,1	0,9
Cu (Kopper)	7,7	2,2
Hg (Kvikksølv)	0,04	0,01
Mo (Molybden)	164	48
Ni (Nikkel)	0,5**	0,15
Pb (Bly)	21,3	6,2
Sb (Antimon)	20,5	5,9
Zn (Sink)	87	25

*gjennomsnitt av konsentrasjoner i eluat fra ristetest på avvannet avfallsgips

** konsentrasjon er lavere enn deteksjonsgrensen for metoden (<0,5µg/l)

Som det framgår av Tabell 18 er utslippet fra graven under drift relativt beskjeden, selv om en konservativ tilnærming legges til grunn. Dette vannet vil bli gjenbrukt i nøytraliseringsprosessen eller ledet til renseanlegg før utslipp til sjø.

7.2 Utslipp fra deponiet etter avslutning

Etter at deponiet er avsluttet og pumping av vann har opphørt, vil grunnvannsnivået stige opp over kote 0, se kapittel 4.4. Tett bergmasse i kombinasjon med små gradienter i området, gir svært beskjeden vannstrømning gjennom deponerte masser. Årlig mengde vann som infiltrerer massene beregnet til $\sim 370 - 7300 \text{ m}^3$, mer sannsynlig ca. 2600 m^3 . Dette er i størrelsesorden samme vannmengde som vil infiltrere deponiene på Langøya etter avslutning (NGI, 2012).

Årlig forurensningsfluks fra deponiet i denne fasen kan grovt estimeres basert på beregnet vannmengde som infiltrerer deponerte masser og konsentrasjoner i porevannet i massene. For utslipp fra deponiet etter avslutning benyttes konsentrasjoner målt i langtidskolonnetest med vann som pumpes ut av graven. I en slik type test bygges avfallet inn i en kolonne og vann tilføres fra bunnen av kolonnen (vannmettet). Prøver av vannet som kommer ut av kolonnen tas ved ulike tidspunkt (se kapittel 6.3.7). Vi har her valgt å benytte konsentrasjonene ved L/S 0,1 og L/S 2 som representerer henholdsvis det første vannet som kommer ut av kolonnen (C_0) og vannet etter vann: faststoff forhold på 2 (tilsvarer >1000 år). Beregnet årlig utslipp fra graven etter avslutning basert på beregnede vannmengder og konsentrasjoner fra ristetest er vist i Tabell 19.

Tabell 19 Beregnet årlig utslipp fra deponiet i Brevik etter avslutning på kort og lang sikt. Beregningene er basert på gjennomsnittlige konsentrasjoner målt i kolonnetest med vann som pumpes ut av graven for L/S 0,1 og L/S 2, samt forventet og maksimal vannmengde ($Q_{\text{forventet}}$, Q_{maks}) som infiltrerer deponerte masser.

	Kons. kolonne	Fluks (kort tid) (kg/år)		Kons. kolonne	Fluks (lang tid) (kg/år)	
		$Q_{\text{forventet}}$	Q_{maks}		L/S 2 ($\mu\text{g/l}$)	$Q_{\text{forventet}}$
As (Arsen)	4,1	0,01	0,03	4,7	0,01	0,03
Cd (Kadmium)	7,4	0,02	0,05	1,6	0,004	0,012
Cr (Krom)	9,1	0,02	0,07	2,9	0,008	0,02
Cu (Kopper)	16,4	0,04	0,12	4,6	0,01	0,03
Hg (Kvikksølv)	0,045	0,0001	0,0003	0,02	0,00005	0,00015
Mo (Molybden)	2046	5,3	15	1263	3,3	9,2
Ni (Nikkel)	3	0,008	0,02	1	0,003	0,007
Pb (Bly)	45,7	0,12	0,33	1,9	0,005	0,014
Sb (Antimon)	15,1	0,04	0,11	6,1	0,016	0,045
Zn (Sink)	114	0,3	0,8	10,1	0,03	0,074

Beregningene viser at forurensningsfluksen ut av deponiet er liten både for kort og lang sikt. Dette gjelder også hvis høyeste beregnede vannmengde på $7300 \text{ m}^3/\text{år}$ legges til

grunn. Molybden utgjør det høyeste utslippet på henholdsvis ~15 kg/år og 9,2 kg/år for kort og lang sikt. Årlig samlet utslipp for andre forurensningskomponenter ligger betydelig lavere enn dette.

Utslippet vil skje diffust over et betydelig areal fra fjellgrunnen til resipienten (Eidangerfjorden). Fjorden er dekket med sjøsedimenter med til dels svært stor mektighet. Eventuell sorpsjon og tilbakeholdelse av forurensningskomponenter til disse sedimentene før grunnvannet når resipienten er ikke inkludert i beregningene.

I utslippsberegningene for perioden etter at deponiet er avsluttet er det kun tatt hensyn til advektiv transport av forurensning. Andelen via diffusjon gjennom sprekkesystem vil være marginal sammenlignet med advektiv transport.

8 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, og rommene i gruen er generelt tørre. Kalksteinen er i stor grad selvreparerende slik at deformasjoner som gjennom tidene har forårsaket riss og mindre sprekker gror igjen. Overliggende bergarter (Skavråker leddet, Herøya fm.) består av kalkstein, og har en tettende effekt mot lekkasjer.

Det er registrert flere forkastningssoner i gruen. Den største er Dalen-forkastningen, hvor det er utført tetteltak (injisering) på grunn av store mengder sjøvannsinntrengning av vann. 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 gruen er god som følge av høye horisontale spenninger i bergmassen. I tillegg har gruen blitt drevet etter rom-og-pilar-brytning i den delen hvor deponiet er planlagt, noe som gir god bergmekanisk stabilitet. Oppsprekkingsgraden nær de store forkastningene kan være høyere. Dette har nødvendiggjort tyngre bergsikring.

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 gruvene i Brevik i dag består av overflatevann og innlekkasjevann. Overflatevann kommer inn i gruen i hovedsak fra rasområdet, men også fra Dalen brudd. Tiltak som tetting av åpninger, etablering av terskler og dreneringssystemer vil gi en betydelig reduksjon i vannmengden som kommer inn i gruen.

Intakt berg i Brevik er i seg selv tett med lav primær porøsitet. Innlekkingen av grunnvann skjer via sprekker i bergmassen, i all hovedsak knyttet til Dalen-forkastningen i sørdelen av gruen. Tunnelene som krysser Dalen-forkastningen på nivå -138, er derfor fullinjisert med sement. Ytterligere tetteltak med injeksjon vil sannsynligvis være vanskelig pga. faren for vannlekkasje andre steder i gruvegangen.

Dagens forhold hvor vann pumpes slik at forholdene er tørre nederst i gruen på ca. kote -340 gir store innadrettede hydrauliske gradienter (mot gruen). Store deler av gruen ligger rett under fjorden, og saltholdig vann i innlekkasjepunktene indikerer vertikal innlekking av sjøvann. Dagens volum innlekkasjevann er stipulert til ca. 800 m³/døgn. Kjemiske analyser av dagens vann som pumpes ut av gruen viser forhøyede konsentrasjoner av noen metaller. Dette kan skyldes naturlig innhold av metallene i kalksteinen, eller stamme fra gamle deponier i og omkring gruveområdet. Pågående kartlegging av avrenningsforhold rundt deponiene vil gi en bedre oversikt over dette.

Deponering av stabiliserte masser i gruvesystemet forventes ikke å påvirke vannstrømningen nevneverdig pga. høy permeabilitet i avfallsmassene. Vannet vil derfor i hovedsak ha de samme strømningsveier i gruen som i dag. Så lenge pumpingen av vann fortsetter for å drenere gruen, 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 gruen og eventuelt deponerte masser. Grunnvann vil derfor ikke strømme ut av området.

Under drift vil vannet stige suksessivt oppover i gruen, avhengig av nivå for deponering. Maksimal mengde innlekkasjevann under drift (og som må pumpes ut av gruen) vil foreligge i starten av driftsperioden. Det blir mindre behov for pumping av vann ettersom fylte nivåer blir vannmettet. Da vil lekkasjen reduseres pga. økende mottrykk (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 gruen fylles med vann. Brevik ligger på en halvøy omgitt av det samme havnivået på begge sider. I en naturlig situasjon (uten pumping av vann fra gruvene) 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 horisontalt mot havet. Simulering av grunnvannsstrømmen i området etter at deponiet er avsluttet viser at når vannstrømningen når en stabil tilstand vil den horisontale gradienten bli lav (mindre enn 0,1). Følgelig blir vannstrømning gjennom gruen og deponert avfall veldig liten. Simuleringene viser at total vannmengde i kontakt med avfall vil være mellom 1 og 20 m³/d.

Vurdering av avfallet som planlegges deponert i gruen, geokjemisk vurdering

Mer enn 70% av avfallet som planlegges ved deponiet i Brevik er flyveaske fra avfallsforbrenning og avfallssyre (svovelsyre med høyt innhold av jern). I nøytraliseringsprosessen blandes fortynnet avfallssyre med den basiske flyveasken, og sulfat i syra felles ut som gips (avfallsgips). Metallene immobiliseres på grunn av alkalisk pH (pH 9,5-10,5) og utfelte jernhydroksider. Avfallsgipsen avvannes til en relativt tørr filterkake (tørrstoffinnhold på ca. 65%). I forbindelse med behandling og prosessering av flyveasken kan det dannes hydrogengass (H₂) og ammoniakk (NH₃). Forbehandling av asken og utreagering før deponering i gruen reduserer gassdannelsen

til et minimum. Simuleringer av luftutslipp i forbindelse med håndtering og deponering i gruvene gir kun små diffuse utslipp av ammoniakk via gruvens ventilasjonssjakter.

Utlekkingstester på stabilisert og avvannet avfallsgips viser liten utlekking og ligger på nivå med kriterier for inert og ordinært avfallsdeponi i avfallsforskriften. Lav utlekking fra avfallsgips er i samsvar med erfaringer fra Langøya, både når det gjelder utlekkingsstester på avfallsgipsen i slurryform, samt overvåking av porevannskvaliteten i gipsdeponiet.

Langtidsutlekking i kolonne viser at konsentrasjonene avtar betydelig over tid ned mot ~1 µg/l eller lavere. Det var liten forskjell mellom kolonnetestene med deionisert vann (standard i henhold til avfallsforskriften) og med vann fra gruve i Brevik, noe som indikerer at vannet som pumpes ut av gruve ikke har negative effekter på det stabiliserte avfallet. Vannet som pumpes ut av gruve har forhøyet innhold av arsen og nikkel. Etter infiltrasjon i avfallsgipsen i kolonnen reduseres konsentrasjonen av disse elementene. Dette skyldes sorpsjonsegenskapene avfallsgipsen har som følge av høyt jerninnhold og alkalisk pH.

Annet fast industri/produksjonsavfall som planlegges deponert i Dalen gruve vil være produksjonsavfall fra aluminiumsindustrien (ca. 6% av totalmengden avfall). Resten av fast produksjonsavfall ligger på <1% av totalmengden avfall. Dette avfallet forbehandles og deponeres i deponiet. Utlekkingen fra disse avfallstypene karakteriseres som moderat til lav, på nivå med utlekkingskriterier for ordinært deponi eller lavere.

Avfallsgips og industriavfall som planlegges deponert i gruve er i all hovedsak basisk med god bufferkapasitet. Avfallet vil således ikke ha negativ effekt på kalksteinen i gruve (gruveveggen).

Alunskifer fra bygge- og anleggsprosjekter er også planlagt deponert i Dalen gruve. Naturlig høyt innhold av sulfid i skiferen kan gi sur avrenning og mobilisering av metaller når den kommer i kontakt med oksygen og vann, i tillegg til mulig varmeutvikling. Gjennom deponeringstekniske metoder kan oksideringen og syredannelsen reduseres betydelig. Alunskifer inneholder også uran med potensiale for dannelse av radon. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres og således utgjøre en helseisiko for arbeidere som oppholder seg i gruve. Avbøtende tiltak vil være økt ventilering av gruve. Det foreligger imidlertid ingen systematiske studier på dannelse av radon fra alunskifer, og dette bør kartlegges nærmere for å kunne avgjøre om alunskifer kan deponeres i Brevik. Etter at deponiet er avsluttet og avfallsmassene vannmettet vil dette være en svært god barriere mot oksygen diffusjon (syredannelse) og diffusjon av radon. Nye retningslinjer fra Miljødirektoratet medfører at alunskifer i stor grad i framtiden vil bli deponert på ordinært avfallsdeponi med særskilt tillatelse. Andelen skifer med behov for deponering ved farlig avfallsdeponi forventes derfor å være liten.

Utslipp til sjø etter avslutning

Tett bergmasse i kombinasjon med små gradienter i området, gir svært beskjeden vannstrømning gjennom deponerte masser etter avslutning. Årlig mengde vann som infiltrerer massene er beregnet til ~370 – 7300 m³. Estimert årlig forurensningsfluks viser lave utslipp, også når konservative vannmengder og konsentrasjoner legges til grunn. Molybden har det høyeste beregnede utslippet på maksimalt 15 kg/år. Årlig samlet utslipp for andre forurensningskomponenter ligger betydelig lavere enn dette. Utslipet vil skje diffust over et betydelig areal fra fjellgrunnen til resipienten (Eidangerfjorden).

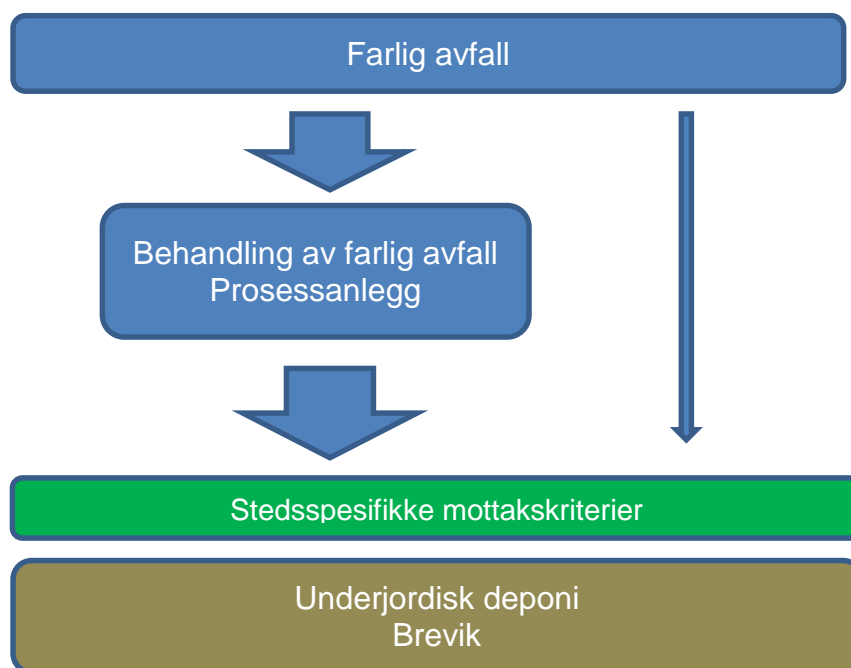
Konklusjon

Overveiende tett bergmasse og god bergmekanisk stabilitet gjør at de geologiske forholdene i Dalen gruve vurderes å være godt egnet som geologisk barriere i et underjordisk deponi. Under drift vil grunnvannsgradienten være innadrettet, og eventuelt forurenset vann pumpes til renseanlegg. På lang sikt, etter at deponiet er avsluttet, vil graven være vannmettet. Tett bergmasse og lave gradienter gir lite utslipp til resipient etter avslutning.

Basert på en samlet vurdering av de geologiske og hydrogeologiske forholdene i Brevik, i kombinasjon med det deponerte avfallets geokjemiske egenskaper kan det konkluderes med at underjordisk deponering av farlig avfall i Dalen gruve ikke vil medføre uakseptabel miljørisiko. Eventuell deponering av alunskifer må imidlertid vurderes ytterligere.

9 Stedsspesifikke kriterier for deponi i Brevik

Som beskrevet under kapittel 1.2 kan underjordiske deponier kun ta imot avfall som oppfyller stedsspesifikke mottakskriterier. Disse kriteriene skal være fastsatt på grunnlag av en stedsspesifikk risikovurdering, som spesifisert i *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) kap. 9, vedlegg II*. Disse stedsspesifikke mottakskriteriene gjelder det underjordiske deponiet i Brevik og ikke behandlingsprosessen, se illustrasjon i Figur 43:



Figur 42 Prinsippkisse som viser virkeområde for de stedsspesifikke mottakskriteriene for underjordisk deponering i Brevik. Kriteriene gjelder både for avfall behandlet i prosessanlegget (bred blå pil) og annet forbehandlet avfall som deponeres direkte (smal blå pil).

For underjordiske deponier for *inert* og *ordinært* avfall gjelder utlekkingskriteriene som er gitt i vedlegg II. For underjordisk deponi for *farlig avfall* gjelder kun de stedsspesifikke kriteriene. Dette betyr at utlekkingskriteriene for farlig avfallsdeponi i utgangspunktet ikke gjelder for underjordisk deponering.

Avfallsforskriften, §9-4 setter generelle krav til avfallet som kan deponeres i underjordisk deponi. I utarbeidelsen av de stedsspesifikke mottakskriteriene for Brevik er det tatt utgangspunkt i disse kravene. Forslag til kriterier er basert på resultater fra miljørisikovurderingen, blant annet egenskapene til gruveveggen/fjellkvaliteten, geomekanisk stabilitet og hydrogeologiske forhold. Krav i avfallsforskriften og forslag til overordnede stedsspesifikke kriterier for Brevik er gitt i Tabell 20. Utarbeidelse av mer detaljerte kriterier med større grad av kvantifisering må gjøres før en eventuell deponering kan igangsettes.

Tabell 20 Oversikt over avfallsforskriftens krav til avfallet som deponeres i underjordisk deponi (jf. avfallsforskriften §9-4) og foreslåtte stedsspesifikke mottakskriterier for deponiet i Brevik.

Krav til avfallet	Kommentar	Stedsspesifikke kriterier for Brevik
Ingen endring i volum	<p>Avvannet avfallsgips eller utreagert industriavfall endrer ikke volum over tid. Forvitret alunskifer kan svelle.</p> <p>En økning eller reduksjon i volum vil ikke ha betydning pga. høy poreandel (plass å ekspandere) og stabil bergmasse (geoteknisk stabil).</p>	Ingen spesifikke krav
Ingen reaksjoner med risiko for drift eller barrierer	<p>Avvannet avfallsgips og hoveddelen av annet industri/prosessavfall har en basisk pH og vil ikke reagere med gruveveggen.</p> <p>Deponering av fast avfall med surt potensiale (alunskifer, tungmetallholdig avfall) skal pakkes inn i annet alkalisk avfallsmateriale under deponering (eksempelvis avfallsgips).</p> <p>Den geologiske barrieren har en betydelig bufferkapasitet mot sure reaksjoner.</p>	<p>Nøytral til basisk pH.</p> <p>Potensielt surt avfall skal deponeres etter metode som sikrer nøytralisering.</p>
Ikke biologisk nedbrytbart	<p>Avvannet avfallsgips og stabilt industri/prosessavfall har lavt innhold av nedbrytbart organisk material og liten risiko for dannelse av CH₄ og H₂S. Avfallsgipsen har høyt innhold av sulfat, med potensiale for dannelse av H₂S. Kravet til total organisk karbon (TOC) på Langøya ligger derfor svært lavt (1%).</p> <p>Flere uorganiske avfallsfraksjoner har et høyere innhold av ikke biologisk nedbrytbart TOC (grafitt, antrasitt, aktivt kull, sot etc). Dette har ingen betydning for dannelse av gass, men er derimot positivt for sorpsjon av forurensningskomponenter. Ved hjelp av analyse av amorft TOC (TOC_{amorft}) i tillegg til TOC, kan andelen ikke biologisk nedbrytbart materiale bestemmes.</p> <p>Enkelte avfallsfraksjoner (jord, alunskifer) kan ha høyere TOC_{amorft}, men samtidig ha lavt innhold av biologisk nedbrytbart karbon. Disse vurderes særskilt.</p>	<p>1% TOC_{amorft}</p> <p>Jord og alunskifer vurderes særskilt</p>
Ikke selvantennelig	<p>Reaktivt avfall (eksempelvis Mg-avfall, Li-batterier) forbehandles.</p> <p>Alunskifer krever spesifikke tiltak.</p>	Kun stabilt, utreagert avfall kan deponeres

Ikke sterk lukt	Fersk prosessert avfallsgips produserer mindre mengder NH ₃ som avtar raskt over tid. Enkelte avfallsfraksjoner (eksempelvis katodeavfall) gir gasser med sterk lukt i kontakt med vann. Dette avfallet utreageres før deponering Deponiet vil være ventilert med rask fortykning av eventuelle gasser med sterk lukt.	Kun stabilt, utreagert avfall kan deponeres.
Ingen dannelse av giftig/eksplosiv blanding av gass og luft.	Nøytralisert avfallsgips danner små mengder gass (H ₂ , NH ₃) som avtar raskt. Enkelte avfallsfraksjoner danner NH ₃ i kontakt med vann (katodeavfall). Ferdig prosessert avfall utreageres før deponering i gruen. Deponiet vil være ventilert med rask fortykning av eventuelle gasser med sterk lukt. Utslipp via ventilasjonssjakter har liten betydning. Alunskifer danner radongass. Potensielt problemomfang utredes ytterligere før endelig vurdering.	Kun stabilt, utreagert avfall kan deponeres.
Ikke flyktig	Andelen flyktig avfall som mottas er svært begrenset (eksempelvis mindre Hg fraksjoner). Avfall som er flyktig skal behandles/innbindes før deponering.	Ingen flyktige forbindelser.
Uidentifiserte blandinger av avfall skal ikke deponeres	Alt avfall registreres og behandles etter fast prosedyre.	
Separat deponering for avfall som kan reagere med hverandre	Det vil ikke være behov for dette i Brevik. Avfallet er utreagert før det deponeres.	Kun utreagert avfall kan deponeres.
Utlekking	Utlekking fra avfall som deponeres på Langøya skal holdes under utlekkingskriteriene for farlig avfallsdeponi. Avvannet avfallsgips og store deler av industriavfallet ligger godt innenfor disse utlekkingskriteriene. Unntaket er klorid. Det anbefales at utlekkingskriteriene videreføres for Brevik, med unntak av klorid og sulfat (sjøresipient).	Utlekkingskriterier i henhold til avfallsforskriften, vedlegg II, kapittel 2.4.1. Unntak: Cl ⁻ og SO ₄ ²⁻
Tilstrekkelig geoteknisk stabilitet	Den geologiske barrieren er geoteknisk svært stabil. Styrken i det deponerte avfallet har ingen betydning for den totale stabiliteten. Avvannet avfallsgips er tørr uten innvirkning på stabiliteten i deponiet. Kravet til geoteknisk stabilitet i gipsdeponiene Langøya er knyttet til bæreevne og stabilitet da avfallsmektigheten er betydelig.	Kriterium for styrke /geoteknisk stabilitet ikke nødvendig i gruverom.

10 Referanser

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 (Fe⁰). II: Literature study about the environmental fate of polybrominated diphenylethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCDD) and tetrabromobisphenol A (TBBPA). Bioforsk-rapport. Utkast.

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

Hjellnes Consult (2014): Endret råvareforsyning til Norcem Brevik med etterbruk av Dalen gruve til avfallsbehandlingsanlegg og deponi. Forslag til planprogram for nytt deponi i Brevik.

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

Molab (2015): Endret råvareforsyning til Norcem Brevik med etterbruk av Dalen gruve til avfallsbehandlingsanlegg og deponi. Temautredning: utslipp til luft. Datert 23.02.2015. Utkast

Myran, T (1973): Radonmålinger i norske gruver. Bergverkenes Landssammenslutnings industrigruppe. Teknisk rapport nr. 27, datert: april 1973

NGI (2015): Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter. Veileder for Miljødirektoratet. Dokumentnr.: 20120842-01-R, datert: 2015-02-09

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 gruve. Dok. Nr. NB-K-R-GRU-00-001-01. Datert 17.11.2014

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

Norcem (2011): Måleprogram for oppfølging av eksisterende og avsluttede deponier. Prosedyre for oppfølging av deponier i og omkring Norcem sine gruver i Brevik. Beskrivelse av deponiene og målepunkter.

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.

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

SFT (2009): Veileder Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. TA-2553/2009. Datert: desember 2009

Statens Strålevern (2014): Radon i vann. Hentet 15.06.2015 fra <http://www.nrpa.no/fakta/90036/radon-i-vann>

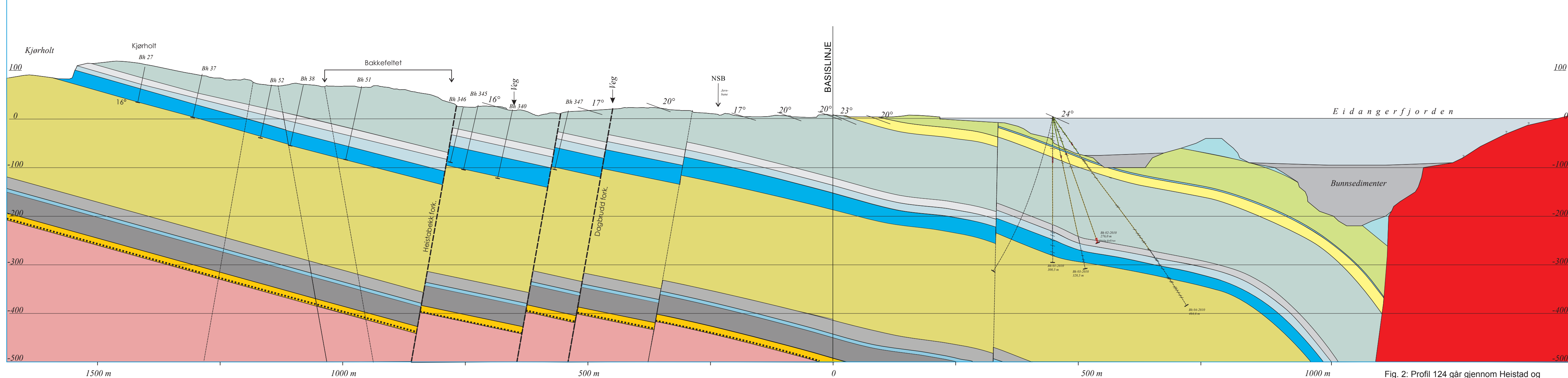
Vedlegg A

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.

Til: Hjellnes Consult AS
v/ Kjetil Hansen
Kopi til: NOAH, Norcem
Dato: 29. januar 2015
Rev.nr. / Rev.dato: 1 / 18. juni 2015
Dokumentnr.: 20120726-06-TN
Prosjekt: NOAH – Fremtidig virksomhet
Utarbeidet av : Nallathamby Sivasithamparam. Oversatt til norsk av: Gøril Aasen Slinde
Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Kontrollert av: Amir M Kaynia. Norsk oversettelse kontrollert av: Aleksander Worren

Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik

Innhold

1	Innledning	2
2	Oversikt over området	2
3	Seismisk inndata	3
4	Modell- og belastningsparametere	6
4.1	Modellens geometri	6
4.2	Materialegenskaper	8
5	Jordskjelvanalyser og resultater	9
5.1	Tilfelle A med horisontalt jordskjelv	10
5.2	Tilfelle B med horisontalt jordskjelv	14
5.3	Tilfelle C med horisontalt jordskjelv	18
5.4	Tilfelle A med fylte gruveganger og horisontalt jordskjelv	22
5.5	Tilfelle A med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant	24
6	Oppsummering og konklusjon	29
7	Referanser	29

Vedlegg:

Vedlegg A Geologisk kart

Kontroll- og referanseside

NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT
NGI.NO

Hovedkontor Oslo
PB. 3930 Ullevål Stadion
NO-0806 Oslo

Avd. Trondheim
PB. 5687 Sluppen
NO-7485 Trondheim
NGI@ngi.no

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

BANK
KONTO 5096 05 01281
ORG.NR 958 254 318MVA

BS EN ISO 9001
CERTIFIED BY BSI
REG. NO. FS 32989

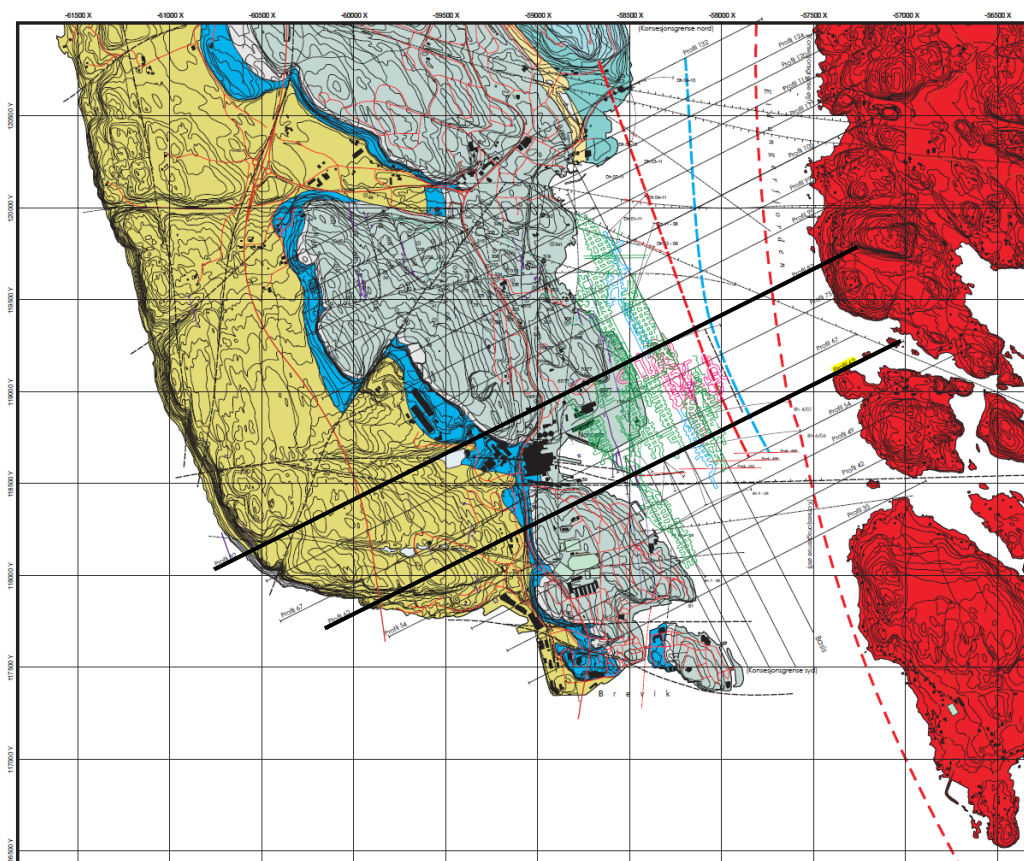
1 Innledning

Målet med dette arbeidet er å vurdere jordskjelvresponsen i Dalen/Kjørholt- gruvene i Brevik under et jordskjelv med returperiode på 10,000 år. Analysen er utført basert på relevante prinsipper fra Eurokode 8, tverrsnitt av gruvene fra kunden og materialeegenskaper fra rapporten til Prof. Arne M. Myrvang (Myrvang, 2014). Dette notatet fokuserer på forskyvninger og spenninger i gruveganger under et eventuelt jordskjelv, for å vurdere egnethet for nyttegjøring av gruvegangene med tanke på jordskjelvbeklastning.

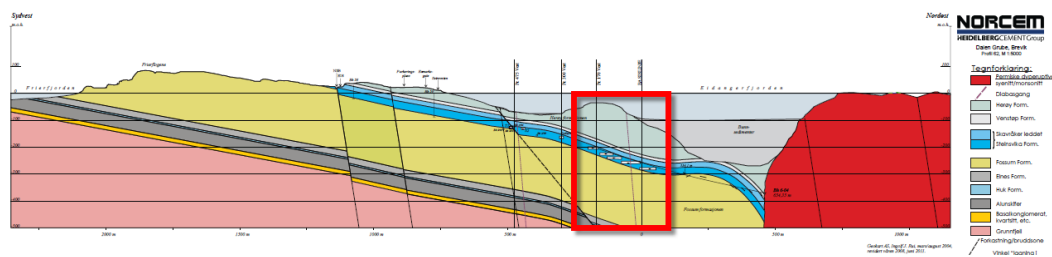
2 Oversikt over området

Plasseringen av Dalen/Kjørholt-gruvene 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.

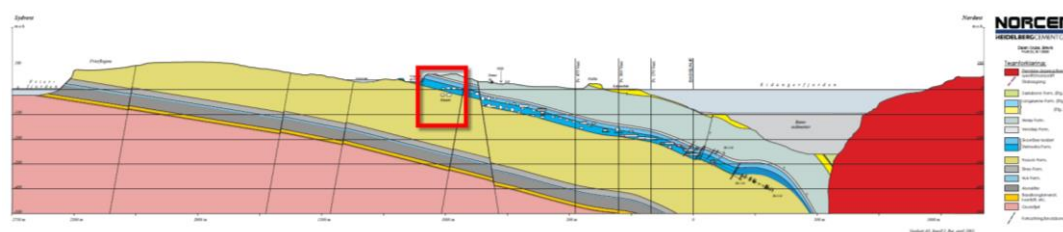
1. Profil 062 representerer dype gruveganger (Figur 2)
2. Profil 082 representerer overflatenære gruveganger (Figur 3)



Figur 1 Plassering av tverrsnitt i Brevik (tykkere svarte streker, profil 082 er øverst)



Figur 2 Tverrsnittprofil 062 (rød boks viser analyseområde)

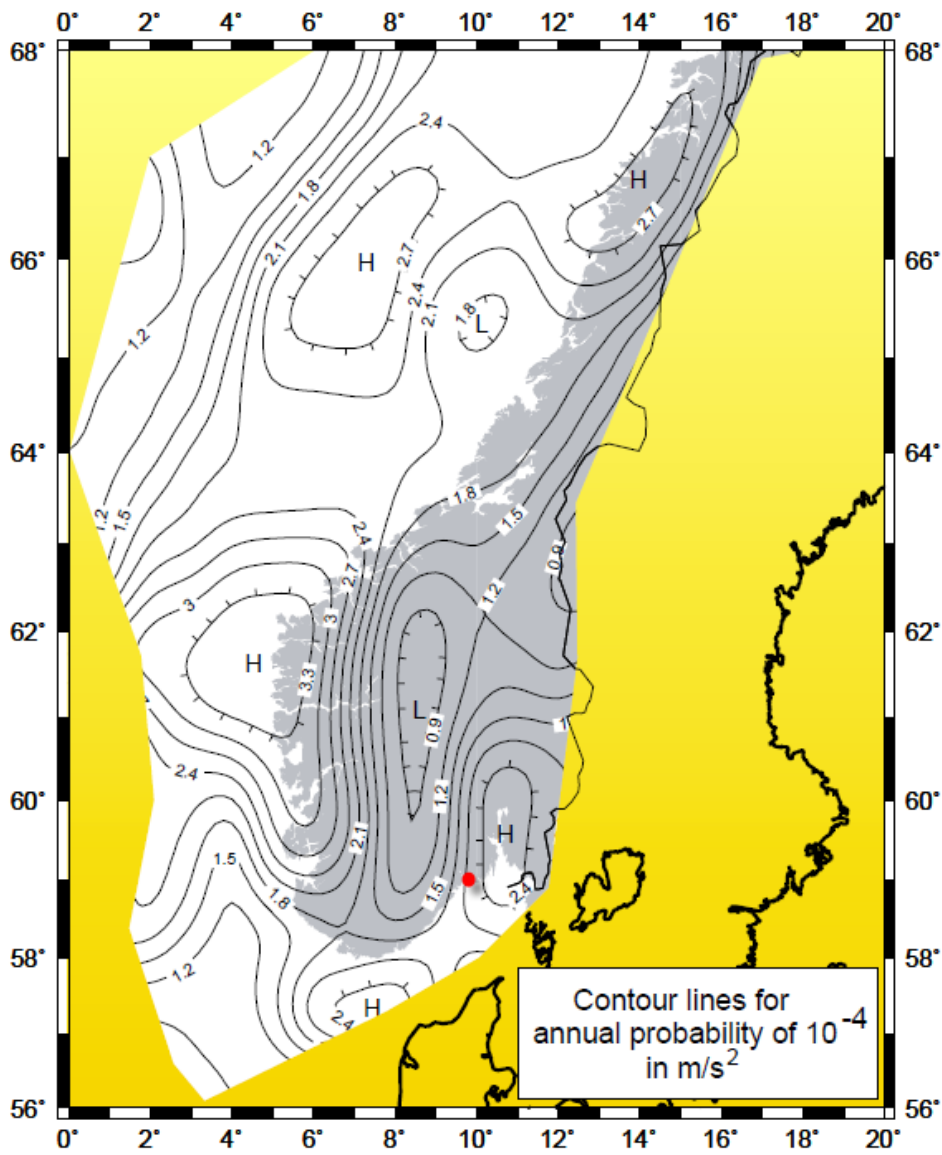


Figur 3 Tverrsnittprofil 082 (rød boks viser analyseområde)

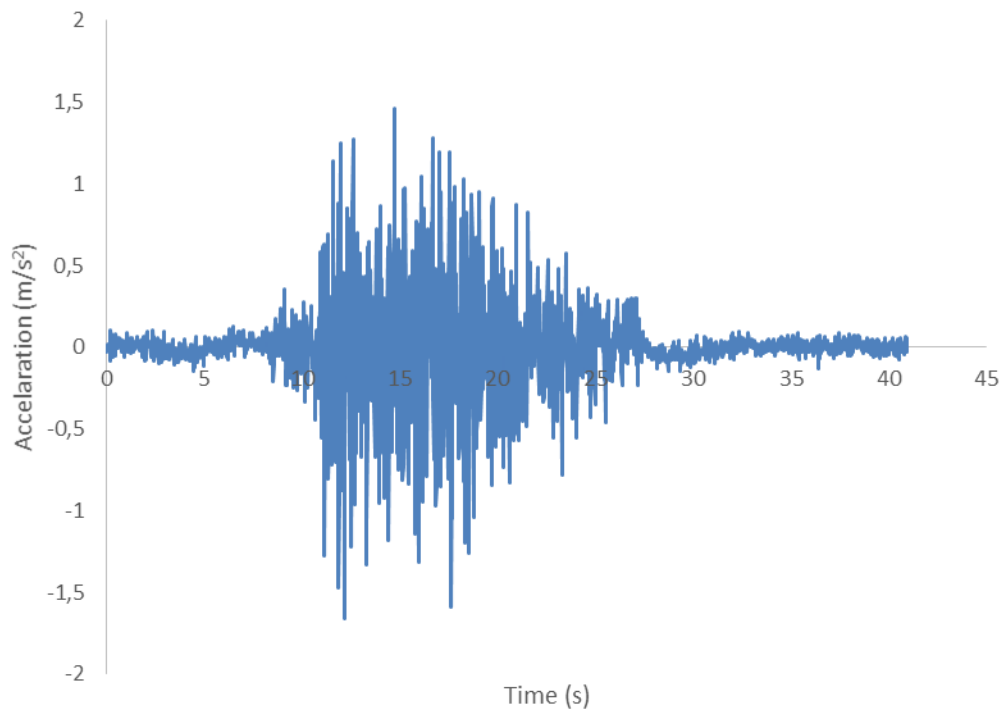
3 Seismisk inndata

En viktig parameter for å gjennomføre en analyse av jordskjelvrespons er akslerasjonstidshistorien til jordskjelvet. Akslerasjonstidshistorien skaleres slik at det er kompatibel med design responsspektrumet. Design responsspektrum er gitt ved grunntype A i Eurocode 8, og skalert til referansespissverdien for berggrunnens akselerasjon, a_{gR} . En returperiode på 10,000 år er valgt, og a_{g40Hz} 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.

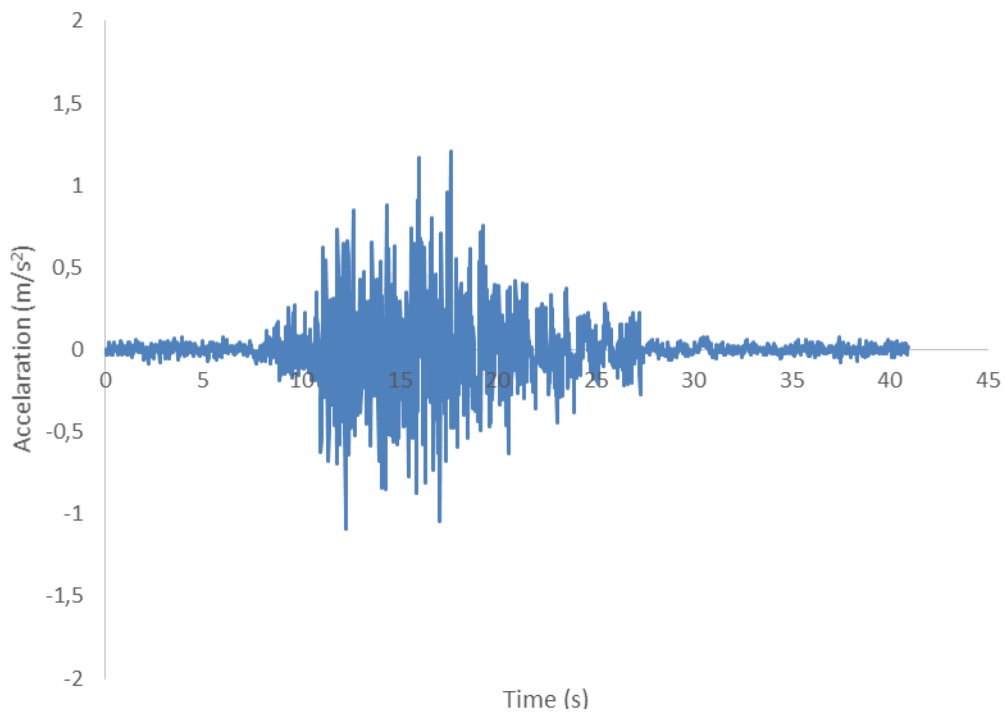
De skalert akselerasjonstidshistorier er vist i Figur 5 og Figur 6. Jordskjelvtidshistoriene som er benyttet kommer fra målinger av Nahanni-jordskjelvet i Canada (1985-12-23), som ofte blir benyttet for jordskjelvvurderinger i Norge.



Figur 4 Spissverdi for berggrunnens akselerasjon a_{g40Hz} med en returperiode på 10000 år (NORSAR, 1998)



Figur 5 Horisontal akslerasjonstidshistorie



Figur 6 Vertikal akslerasjonstidshistorie

4 Modell- og belastningsparametere

Målet for beregningene er å beregne tidshistorier for forskyvning ved ulike lokasjoner, samt stress omkring rom og pilarformasjonene. Hensikten er å vurdere oppførselen til Brevikgruvene under et jordskjelv. Det valgte programmet for elementmetodeberegninger er PLAXIS 2D AE (Brinkgreve et. al., 2014). Tre modeller for gruveganger ved tverrsnittene profil 062 og profil 082 (fjell, sedimenter, vann og hulrom) er analysert under et jordskjelv.

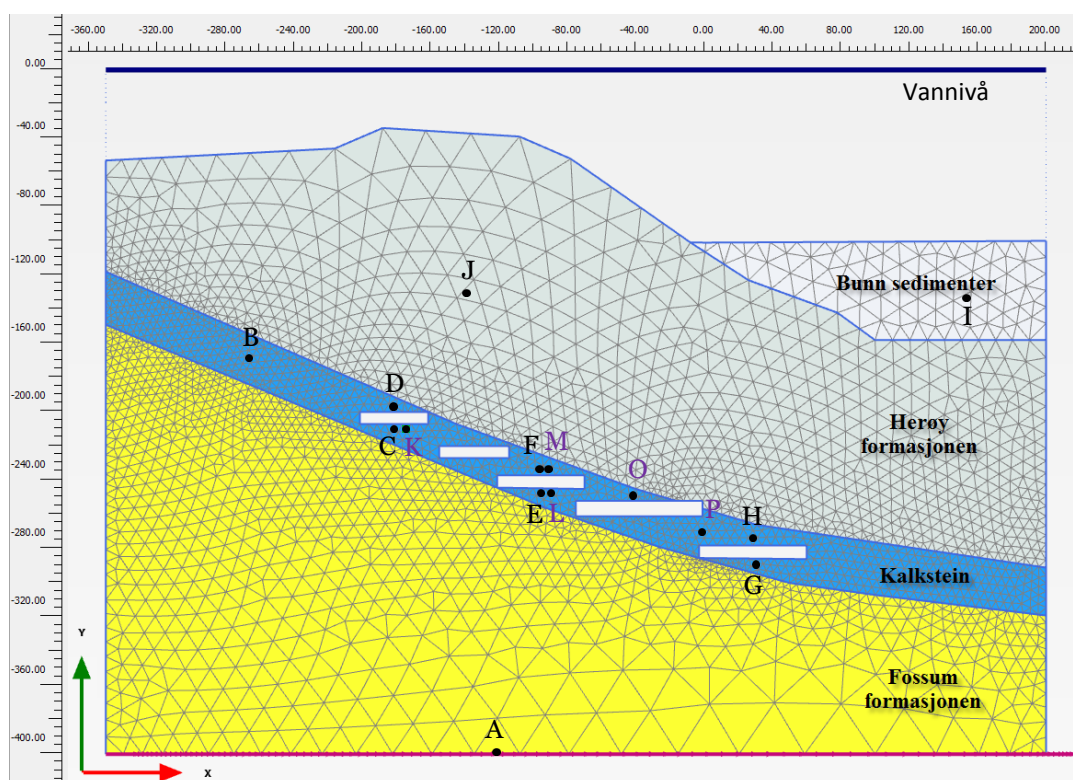
4.1 Modellens geometri

Tre elementmetodemodeller har blitt analysert:

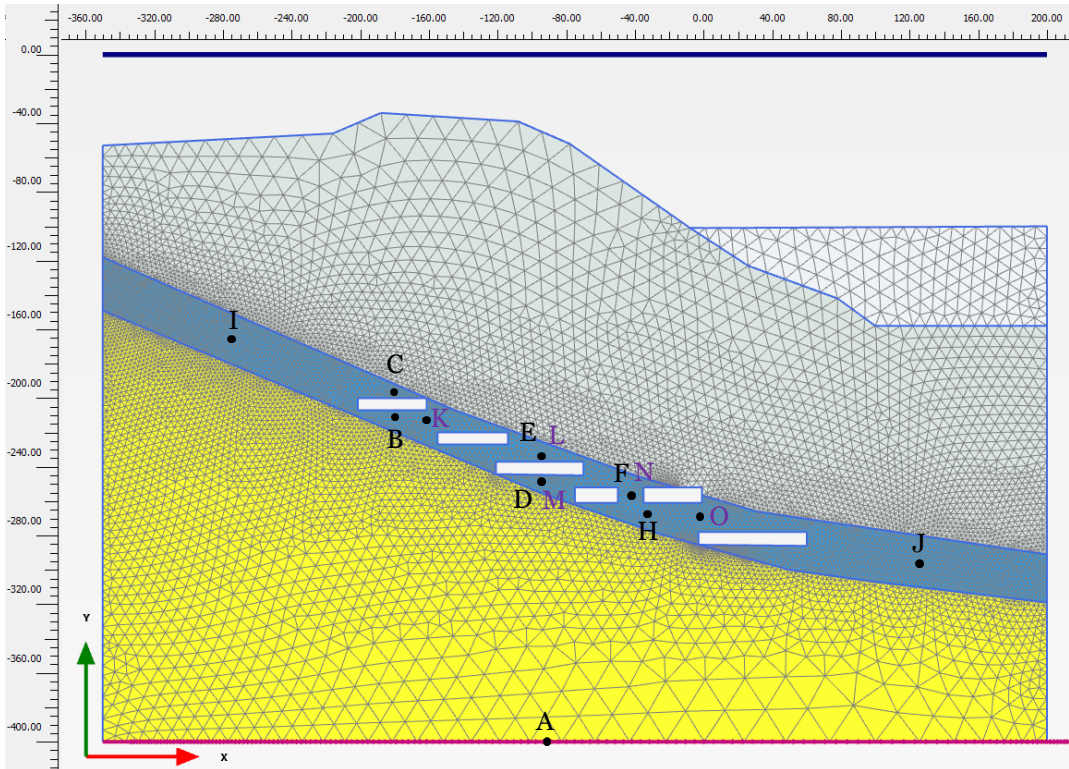
1. Tilfelle A: Profil 062 mellom 250 m venstre til 100 m høyre (Figur 7)
2. Tilfelle B: Profil 062 med en pilar (Figur 8)
3. Tilfelle C: profil 082 mellom 1150 m venstre til 900 m høyre (Figur 9)

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

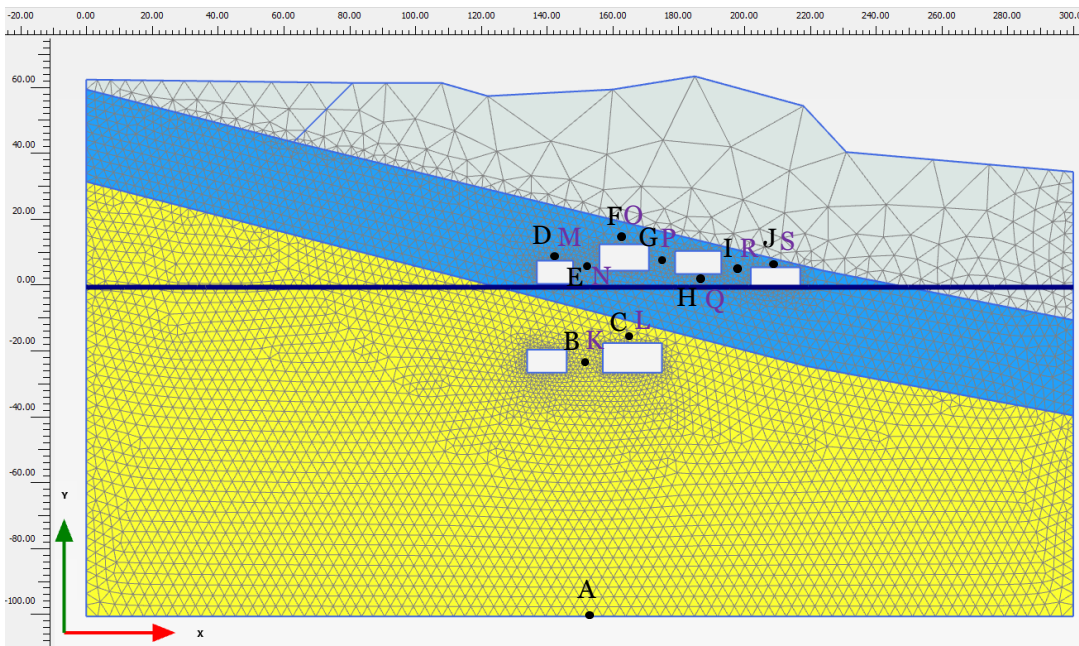
Modellen er utvidet 50 m på hver side for å redusere bølgerrefleksjon fra siderandsonene. Høyre og venstre side har dynamisk "free-field" randbetingelser, mens for nedre rand er standard randbetingelse benyttet. Akselerasjonstidshistorien til jordskjelvet er påført i bunnen av modellen.



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



Figur 9 Tilfelle C: Elementmetodemodell og elementnett for gruva ved profil 082 (svarte bokstaver representerer punkter for forskyvningsobservasjoner, lilla bokstaver representerer punkter for spenningsobservasjoner).

4.2 Materialeegenskaper

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

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

Trykkfasthet (MPa)	Strekkfasthet (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 rom og pilerer 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 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.

En lineær elastisitetmodell har blitt benyttet for stein, mens Mohr-Coulomb har blitt brukt for Bunn-sediment. Parameterne benyttet for stein og sediment er oppsummert i Tabell 2 og Tabell 3. Materialene som skal tilbakefylles i gruvegangene er myke og drenerte, og det antas derfor at egenskapene til Bunn-sediment kan representere tilbakefyllingsmassene i drenert form.

Tabell 2 Parametere for lineær elastitetsmodell for bergarter

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 Bunn-sediment

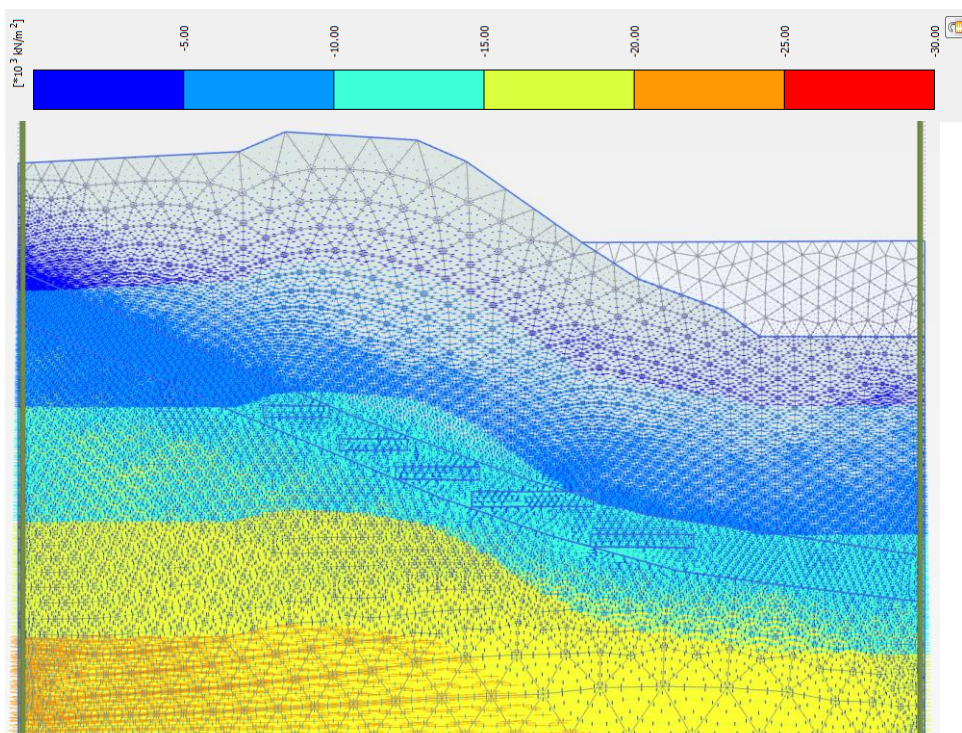
Bergart	Elastisk modulus (GPa)	Poisson's ratio	Friksjonsvinkel (°)	Enhetsvekt (kg/m ³)
Kalkstein	5000	0,3	03	20

5 Jordskjelvanalyser og resultater

Fem jordskjelvresponsanalyser er utført på følgende måte:

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). Den høyere horisontale belastningen kommer av berggrunnens geologiske historie, ofte kalt tektoniske belastninger (Myrvang, 2014).



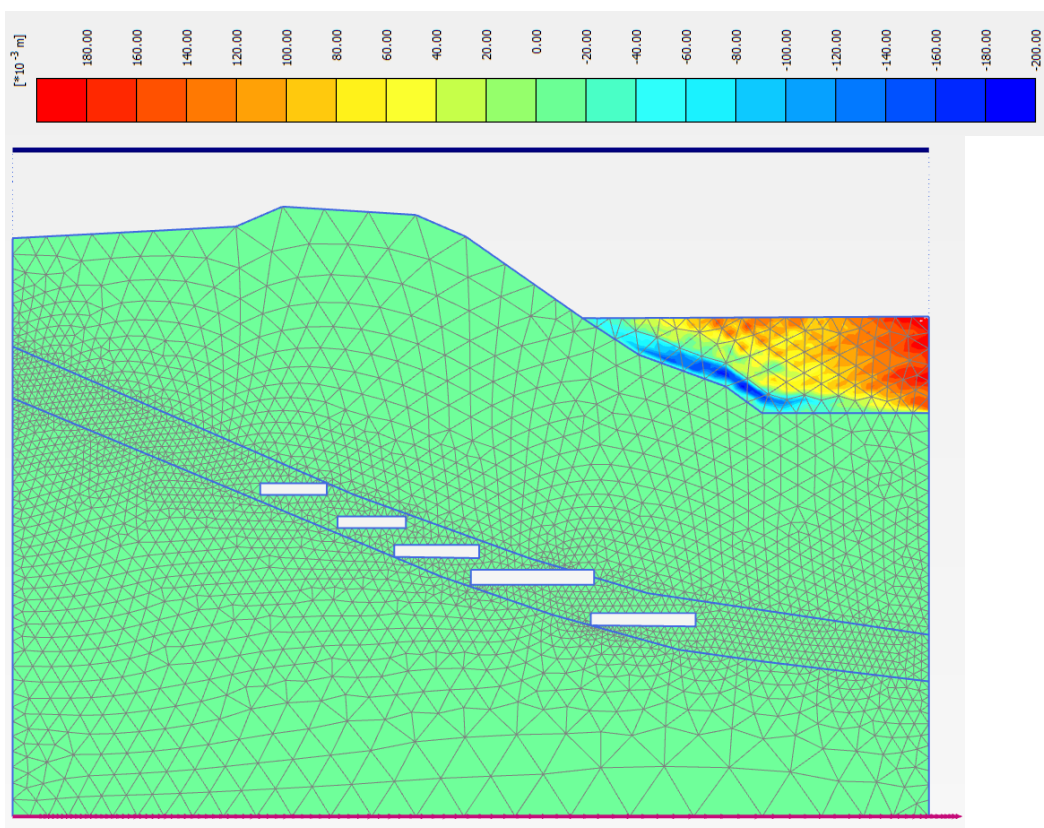
Figur 10 Initiell effektiv hovedspenninger og retning (negative verdier betyr komprimering)

5.1 Tilfelle A med horisontalt jordskjelv

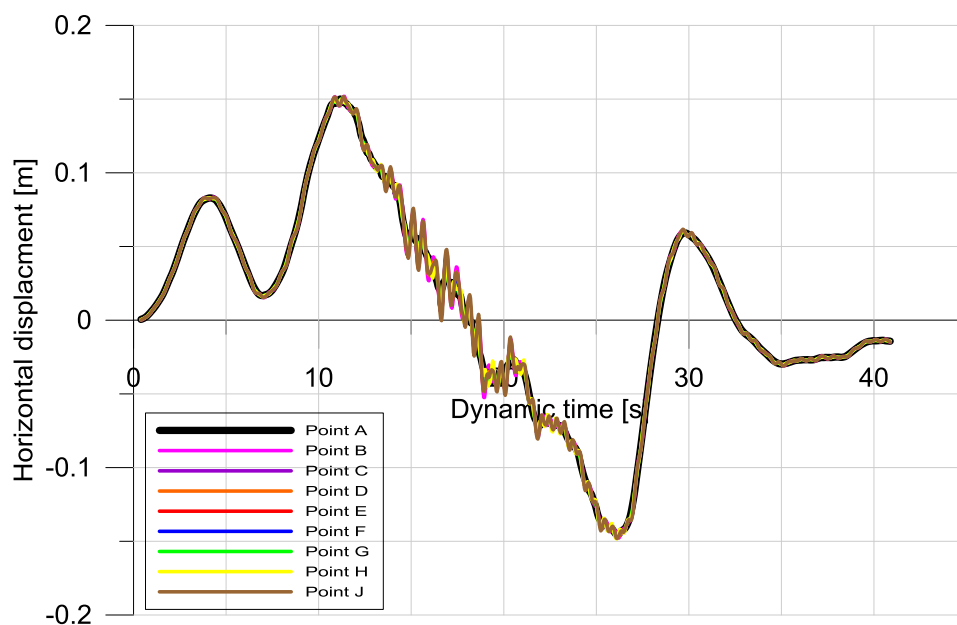
Figur 11 viser permanente, horisontale forskyvninger induisert av jordskjelv. Videre er tidshistoriene for horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter vist i Figur 12. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare, og identiske til de horisontale forskyvningene i den nedre randbetingelsen. I fjorden (Bunn-sediment) 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).

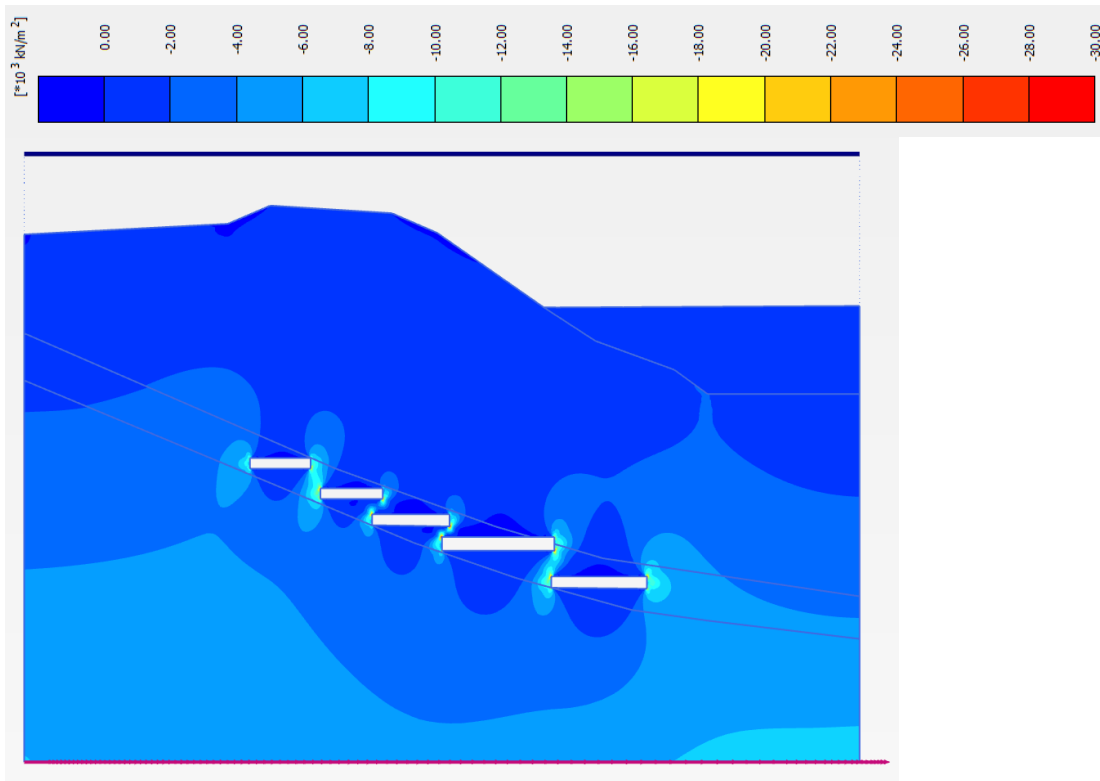
Videre ble det gjort observasjoner ved noen punkter i profil 062 for å se på variasjoner i spenning gjennom jordskjelvet. Figur 15 og Figur 16 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen er endring i vertikalspenningen under 15 MPa. Analysen viser at det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



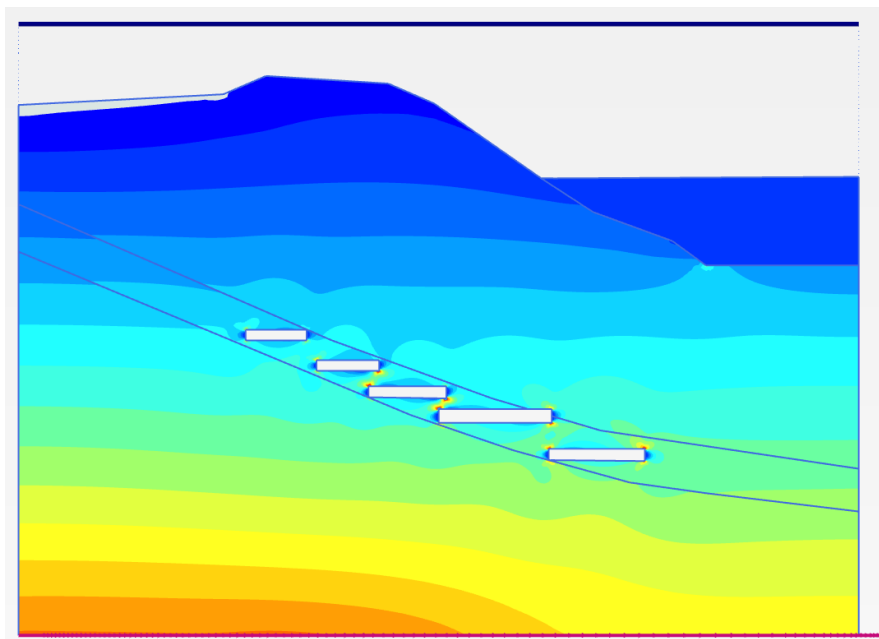
Figur 11 Horisontale forskyvninger induisert av jordskjelv ved profil 062 (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



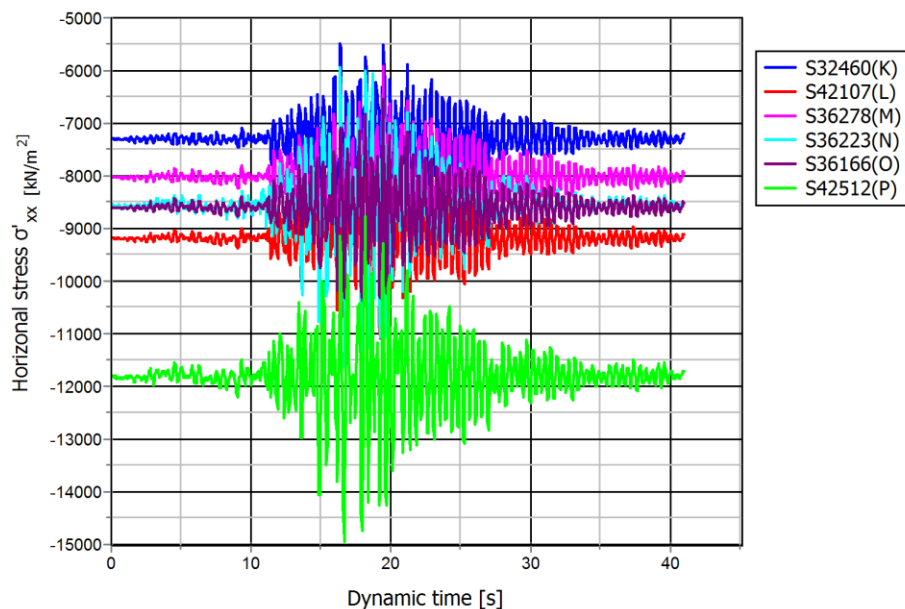
Figur 12 Horisontale forskyvninger induisert av jordskjelv ved utvalgte punkter i profil 062.



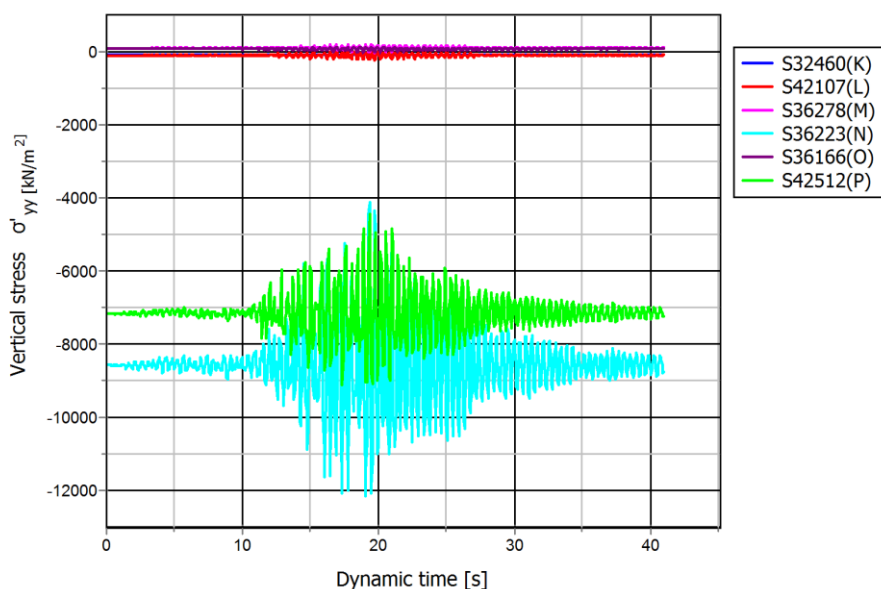
Figur 13 Jordskjelvindusert vertikalspenning ved profil 062.



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



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



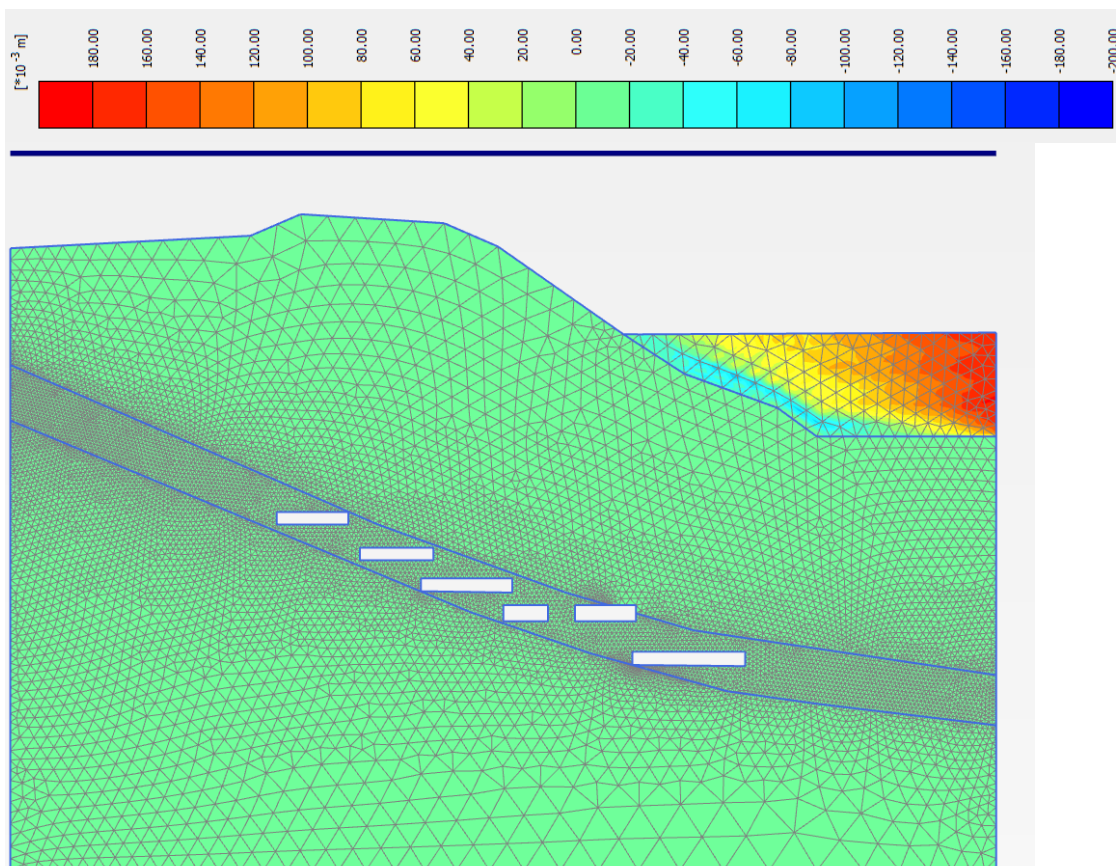
Figur 16 Endring i horisontale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet ved profil 062 (negative verdier betyr komprimering).

5.2 Tilfelle B med horisontalt jordskjelv

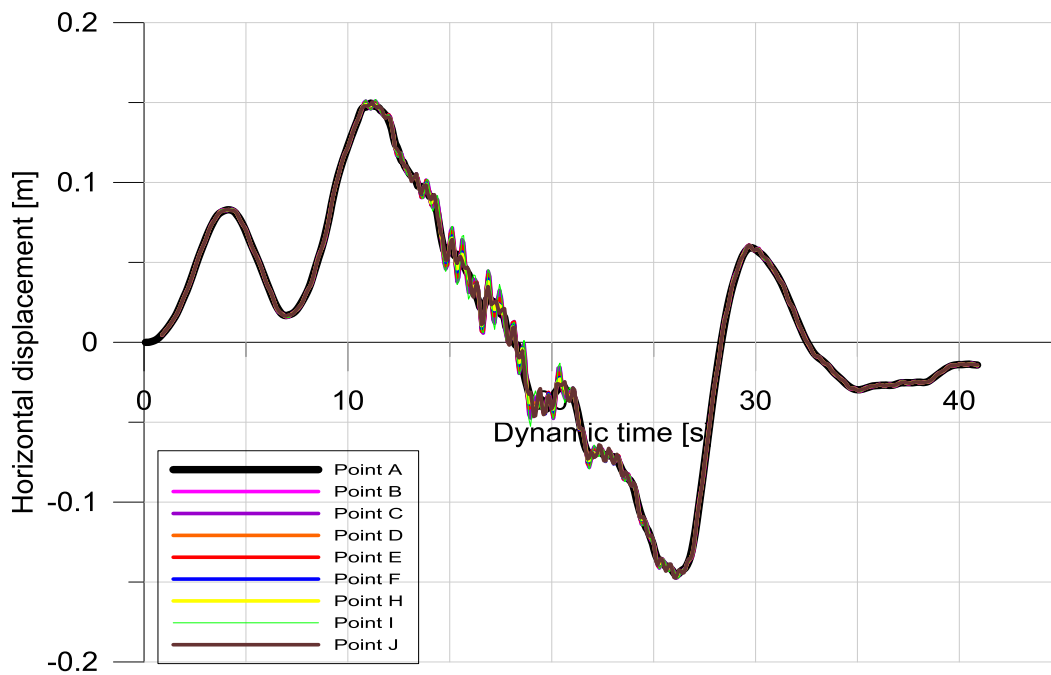
Figur 17 viser jordskjelvindusert, permanent horisontal forskyvning for Case B analysert med en pilar mellom to gruveganger. Horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter er vist i Figur 18. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare, og identiske til de horisontale forskyvningene i den nedre randbetingelsen. I fjorden (Bunn-sediment) 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 case A, ligger spenningsnivået ellers i gruva på omkring 10-15 MPa, noe som er mye lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

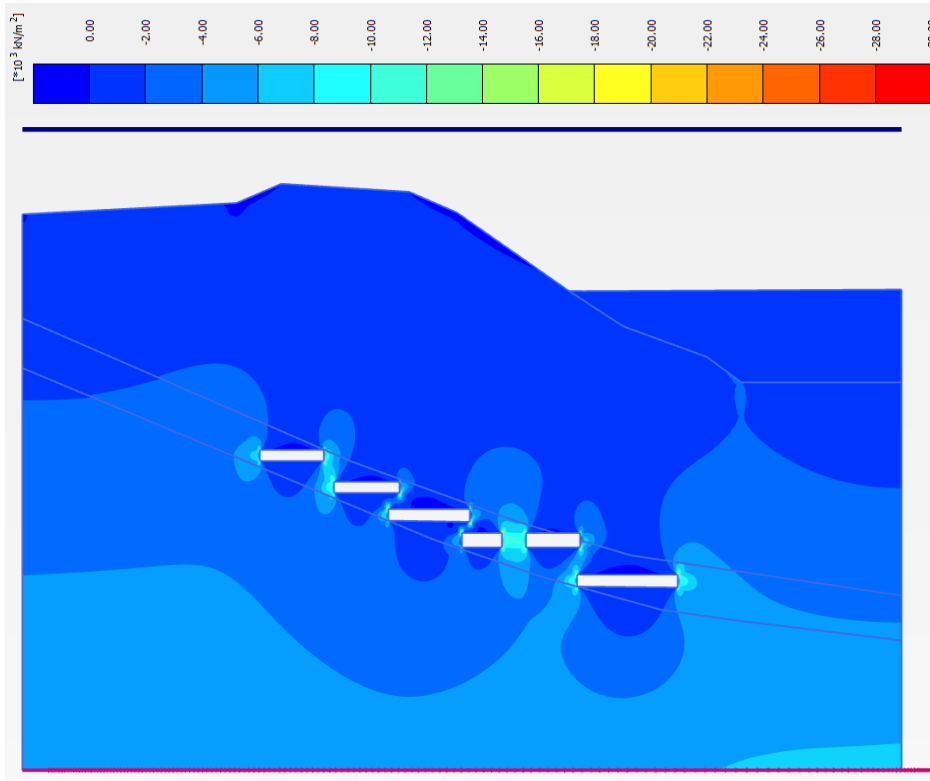
Videre ble det gjort observasjoner ved noen punkter i profil 062 med pilar for å se på variasjoner i belastning gjennom jordskjelvet. Figur 21 og Figur 22 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen er endring i spenning under 15 MPa. Analysen viser at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



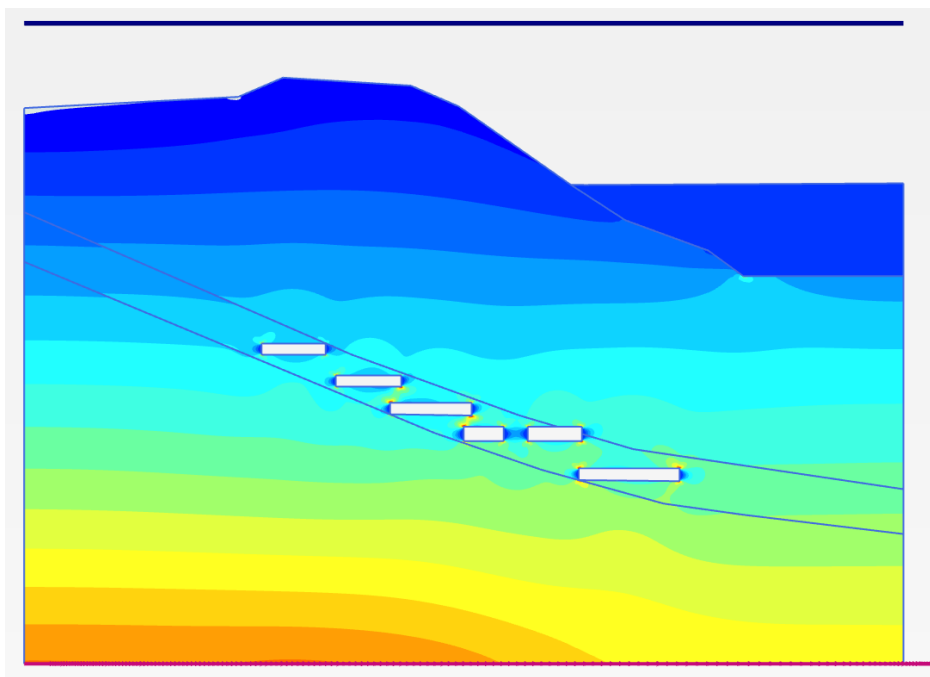
Figur 17 Jordskjelvindusert horisontal forskyvning ved profil 062 med pilar



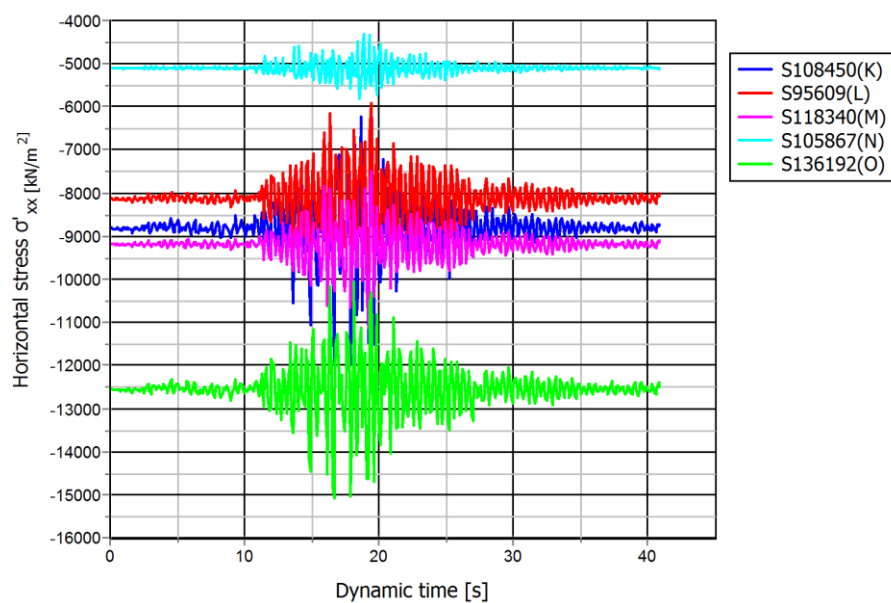
Figur 18 Jordskjelvindusert horisontal forskyvning på utvalgt punkter ved profil 062 med pilar



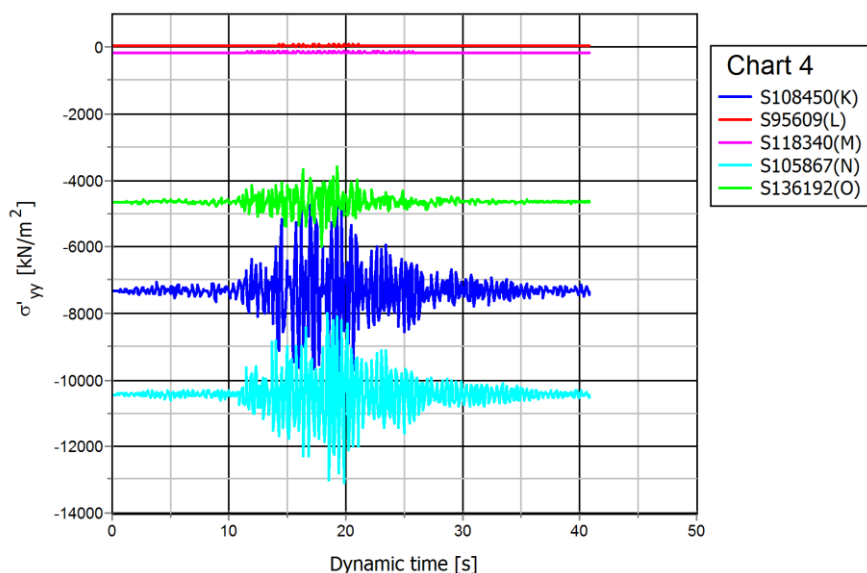
Figur 19 Jordskjelvindusert vertikalspenninger ved profil 062 med pilar



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



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



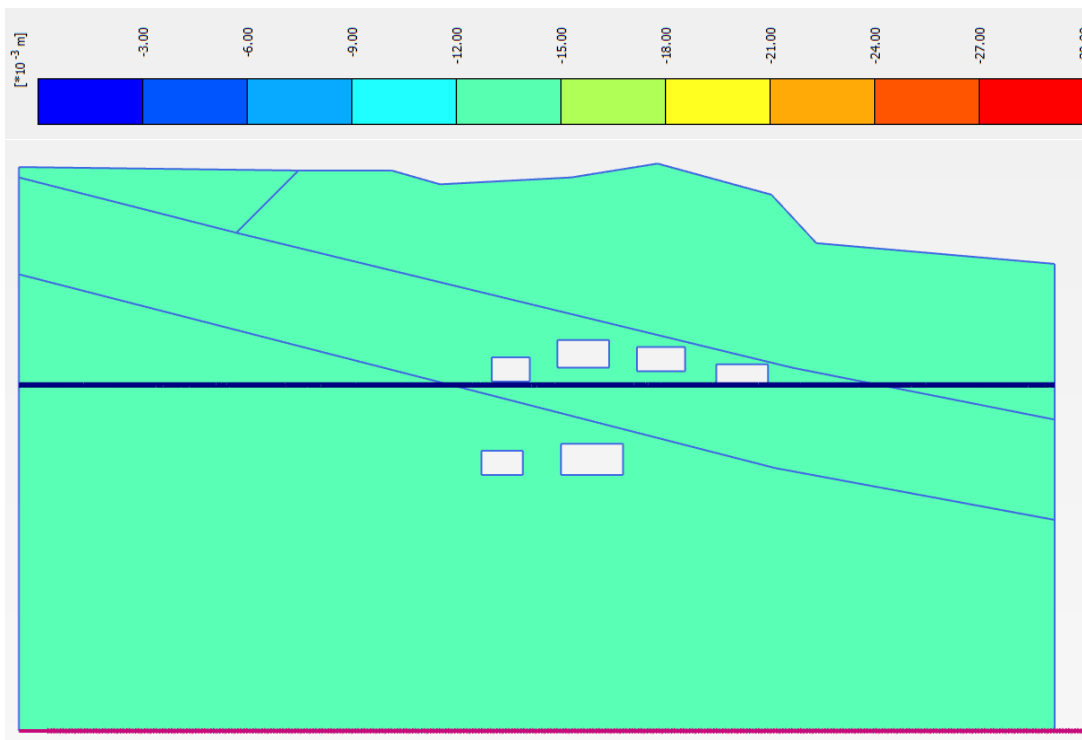
Figur 22 Endring i horisontale effektivspenninger ved utvalgte punkter under jordskjelvet for tilfelle B (negative verdier betyr komprimering).

5.3 Tilfelle C med horisontalt jordskjelv

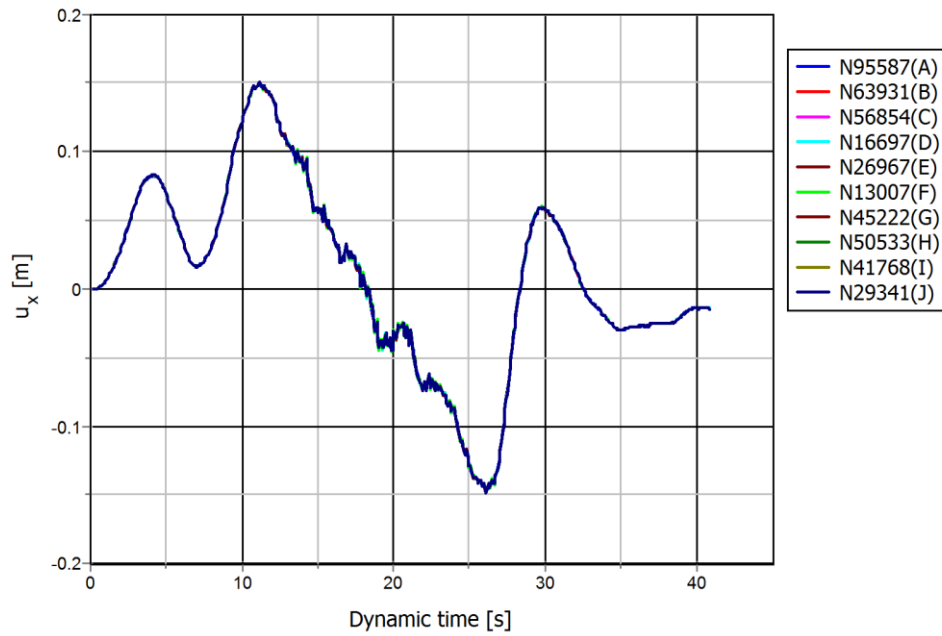
Figur 23 viser jordskjelvindusert, permanent horisontal forskyvning for det tredje tilfellet analysert for gruveganger i den øvre delen av gruva (profil 082). Videre er horisontale forskyvninger ved utvalgte punkter vist i Figur 24. Som i de tidligere casene er de horisontale forskyvningene i gruvegangene 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).

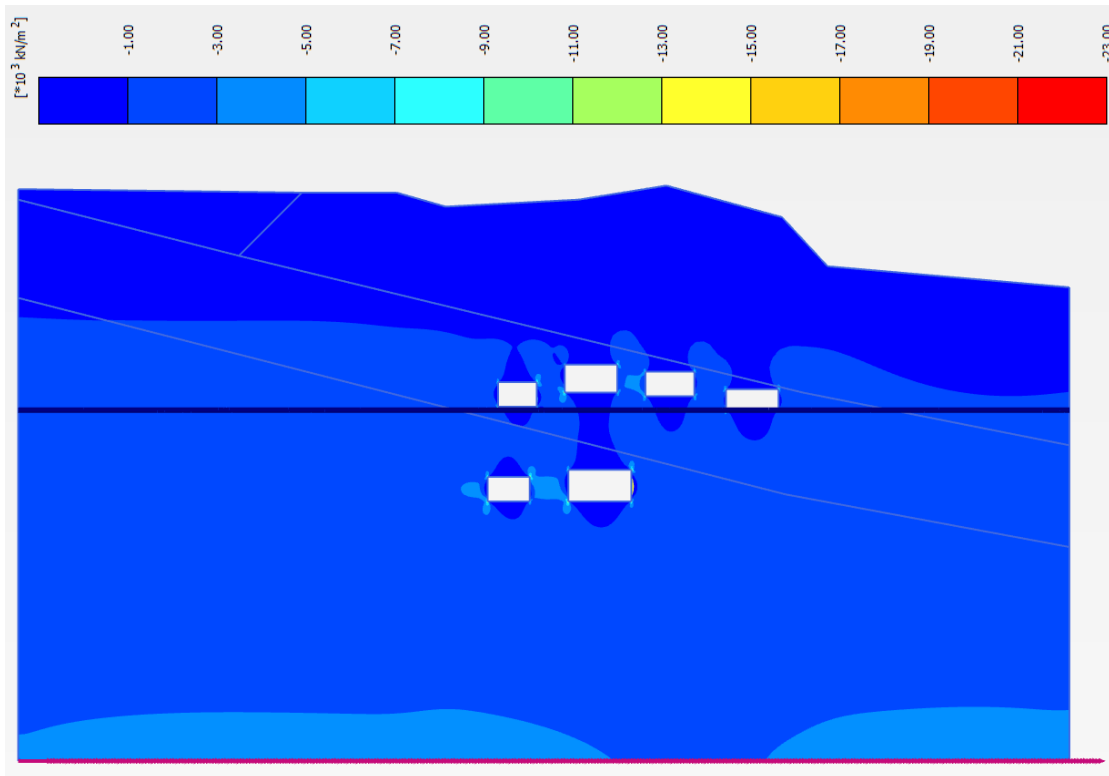
Figur 27 og Figur 28 viser endring i henholdsvis vertikal og horisontal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen viser analysen at variasjonen i spenning er under 10 MPa, noe som er mye lavere enn komprimeringskapasiteten til kalksteinen (35 MPa).



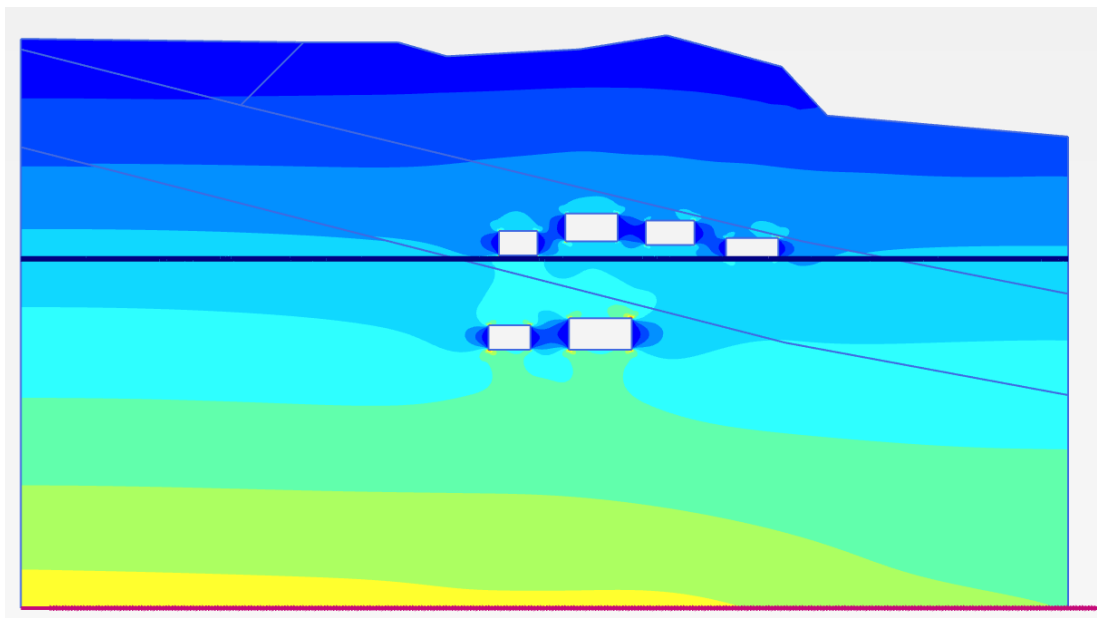
Figur 23 Jordskjelvindusert horisontal forskyvning ved for case C (maksimal verdi er 15 mm).



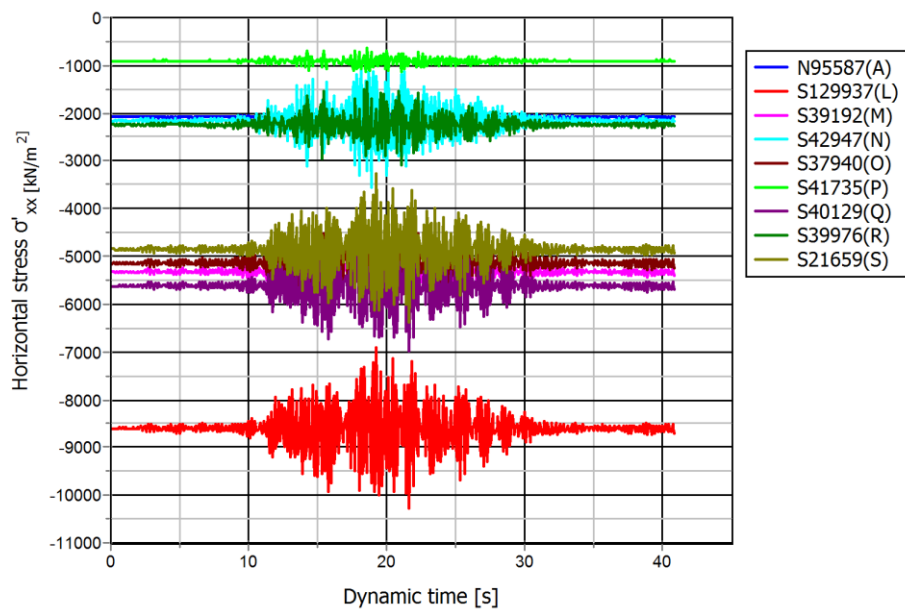
Figur 24 Jordskjelvindusert horisontal forskyvning på utvalgt punkter for case C



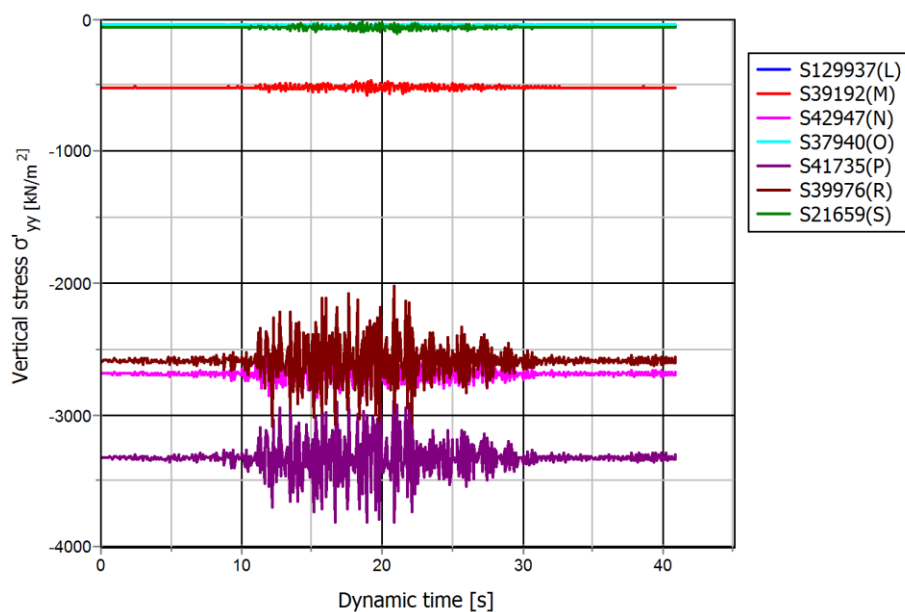
Figur 25 Jordskjelvindusert vertikal spenning ved profil 082 for case C



Figur 26 Jordskjelvindusert horisontalspenning ved profil 082 for case C (fargeskala over Figur 25)



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



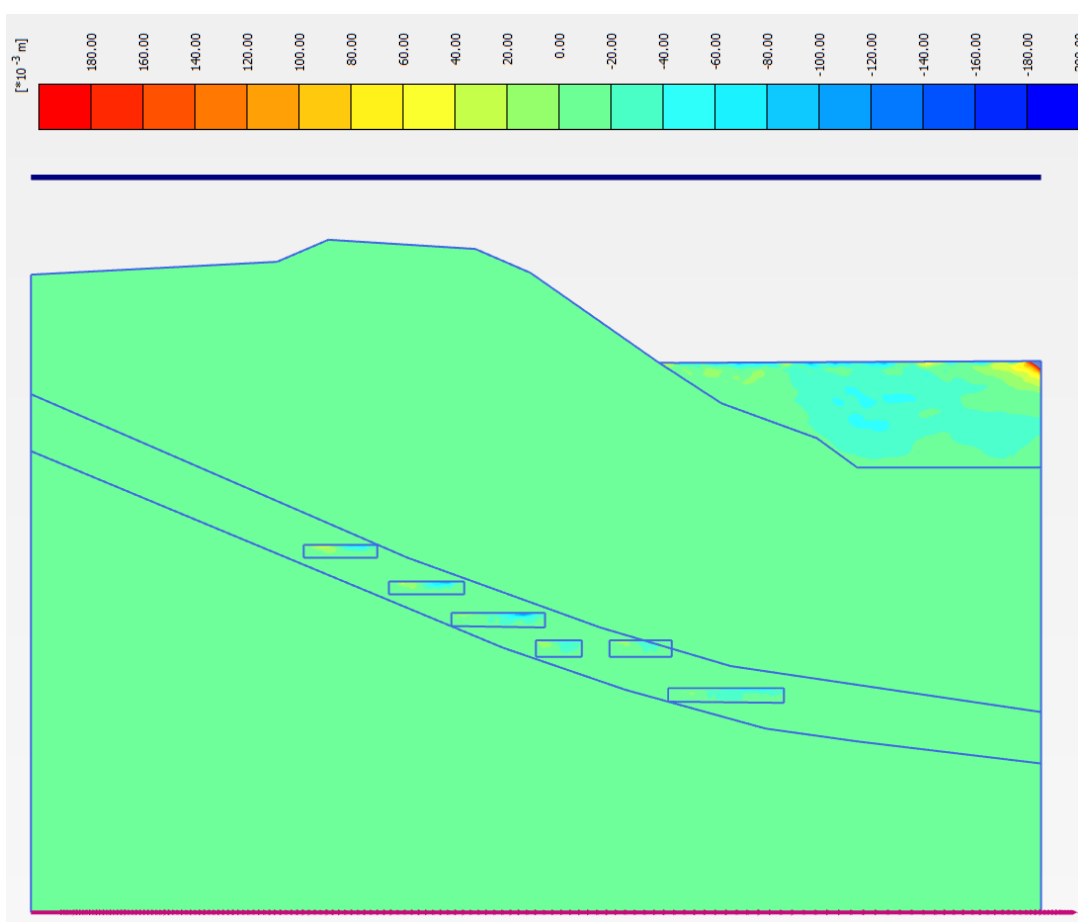
Figur 28 Endring i horisontal effektivtspenning over tid for case C (negative verdier betyr komprimering).

5.4 Tilfelle A med fylte gruveganger og horisontalt jordskjelv

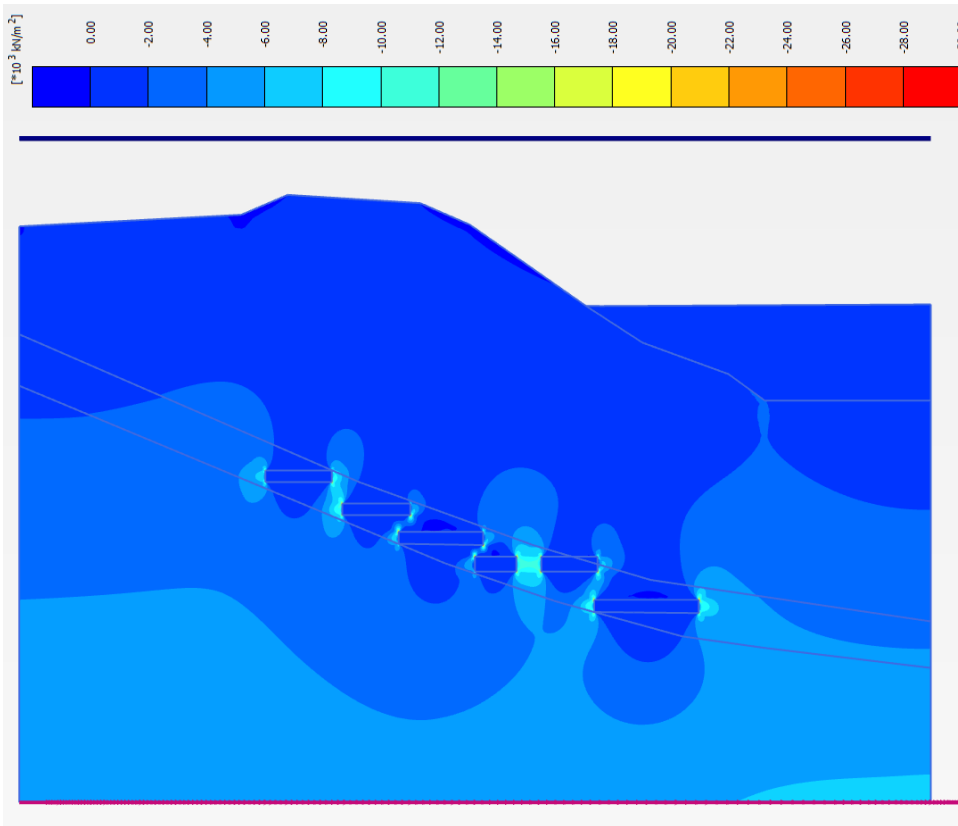
Figur 29 viser jordskjelvinduserte permanente horisontalforskyvninger for det fjerde tilfellet, hvor gruvegangene er fylt med vann og et bløtt materiale. De horisontale forskyvningene i gruvegangene er neglisjerbare, og identiske til forskyvningen som sees i nedre randbetingelse. I fjorden (Bunn-sediment)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

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, noe som er mye lavere enn kapasiteten til kalksteinen (35 MPa).

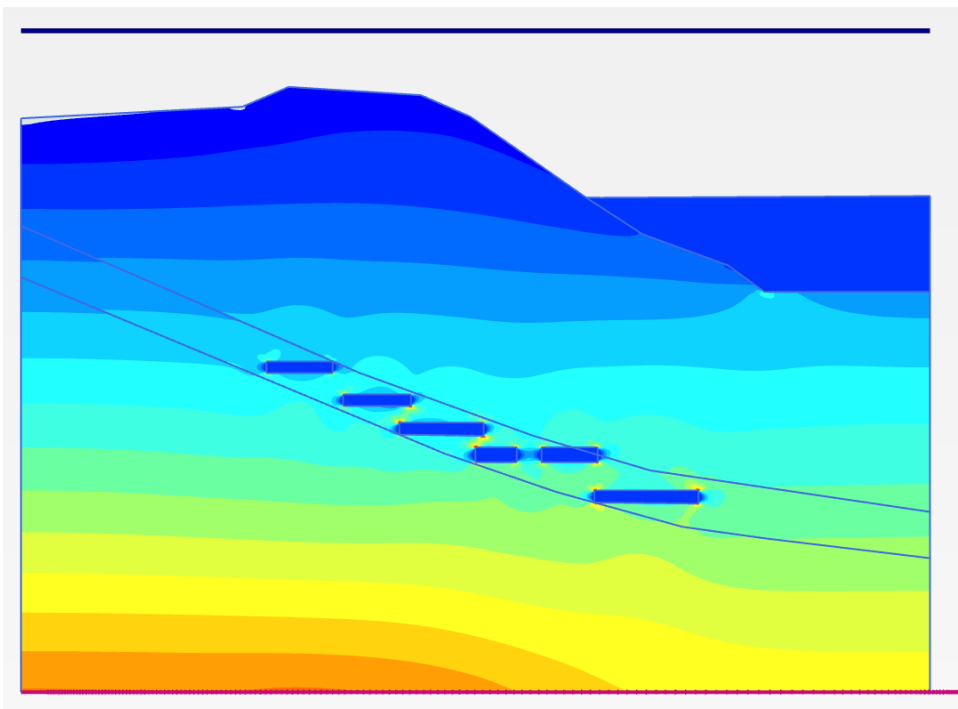
Analysen viser at det er strekkspenninger over gruvegangene, men disse er mye lavere (<1 MPa) sammenlignet med strekk-kapasiteten til kalkstein (2,5 MPa).



Figur 29 Horisontale forskyvninger indusert av jordskjelv for case D (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



Figur 30 Jordskjelvindusert vertikalspenninger ved profil 062 for case D



Figur 31 Jordskjelvindusert horisontalspenninger ved profil 062 for case D (fargeskala over Figur 30)

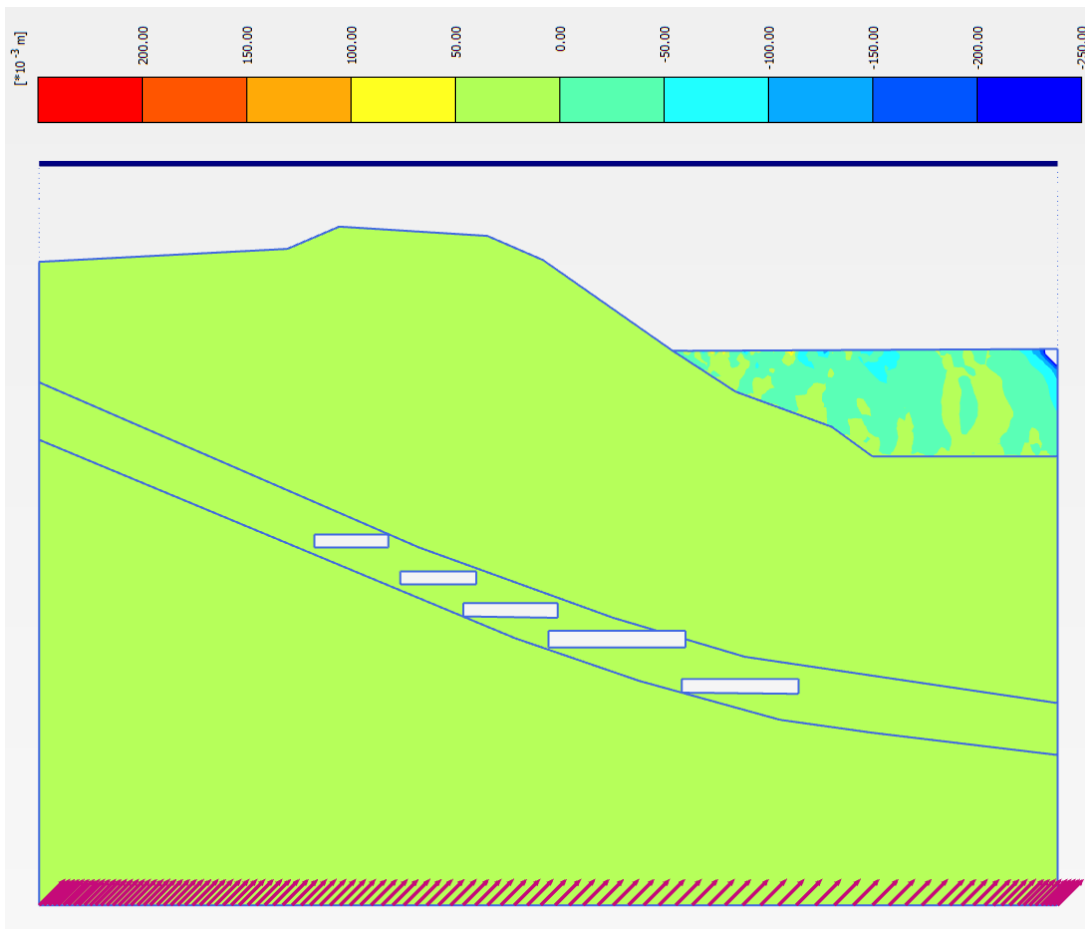
5.5 Tilfelle A med horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant

Dette tilfellet 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 (Bunn-sediment) og i det fylte materialet ser en derimot permanente forskyvninger. Dette vil ikke ha påvirkning på gruvegangenes funksjonalitet.

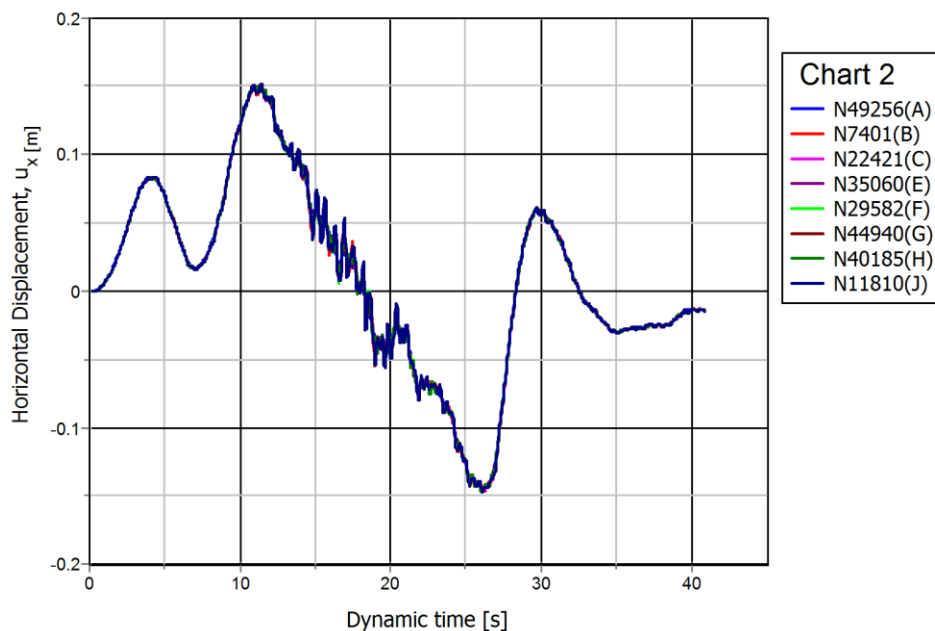
Videre viser Figur 33 og Figur 34 henholdsvis horisontal og vertikale forskyvninger i utvalgte punkter. Som en ser i plottene er det ingen differensierende deformasjoner mellom punktene.

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

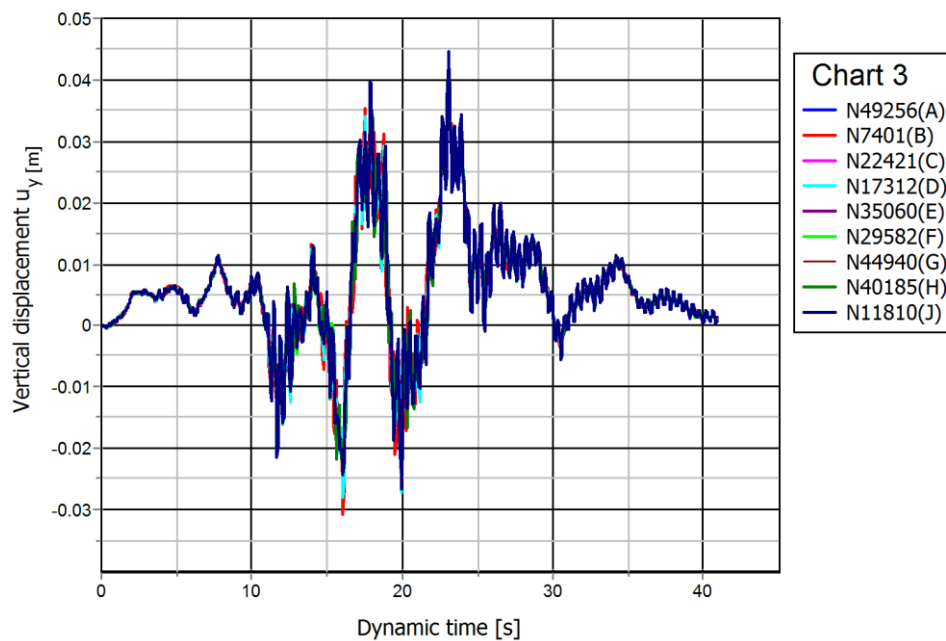
Figur 27 og Figur 28 viser endring i henholdsvis horisontal og vertikal spenning under jordskjelvanalysen. Igjen viser analysen at variasjonen i spenning er under 15 MPa i horisontal og vertikal retning.



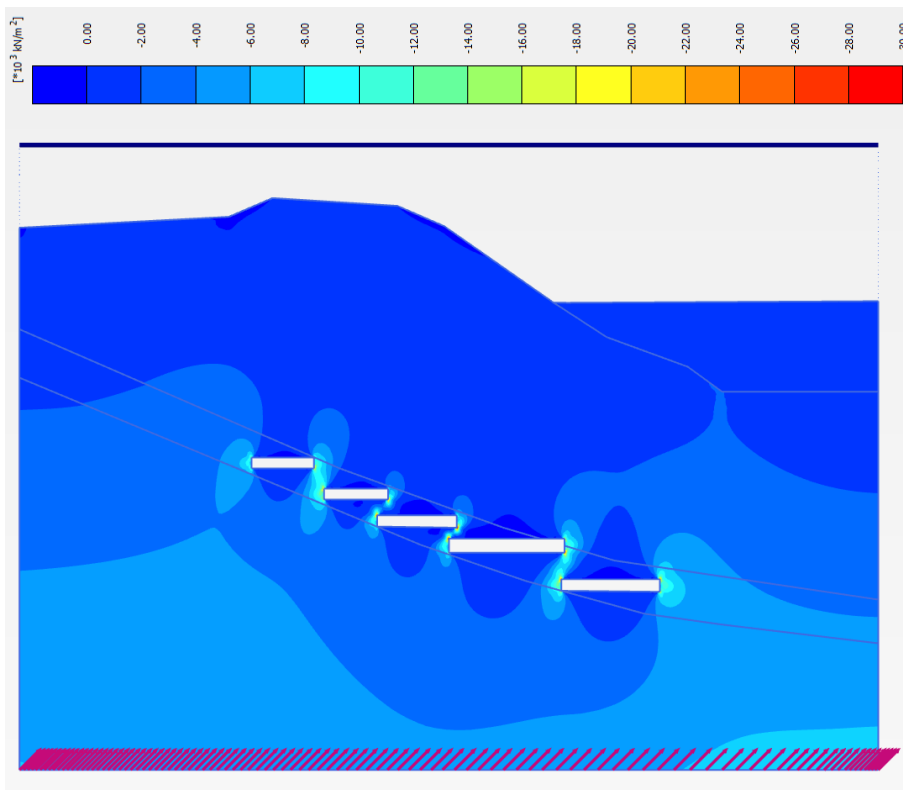
Figur 32 Vertikale forskyvninger induisert av jordskjelv for horisontalt og vertikalt jordskjelv simultant (positive verdier betyr forskyvning mot høyre).



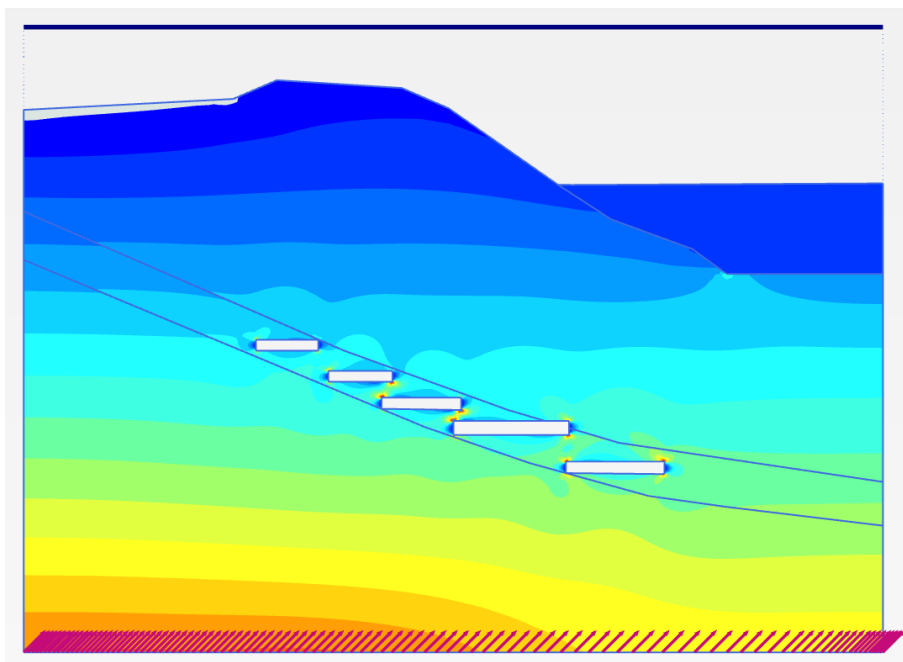
Figur 33 Jordskjelvindusert horisontal forskyvning i utvalgte punkter



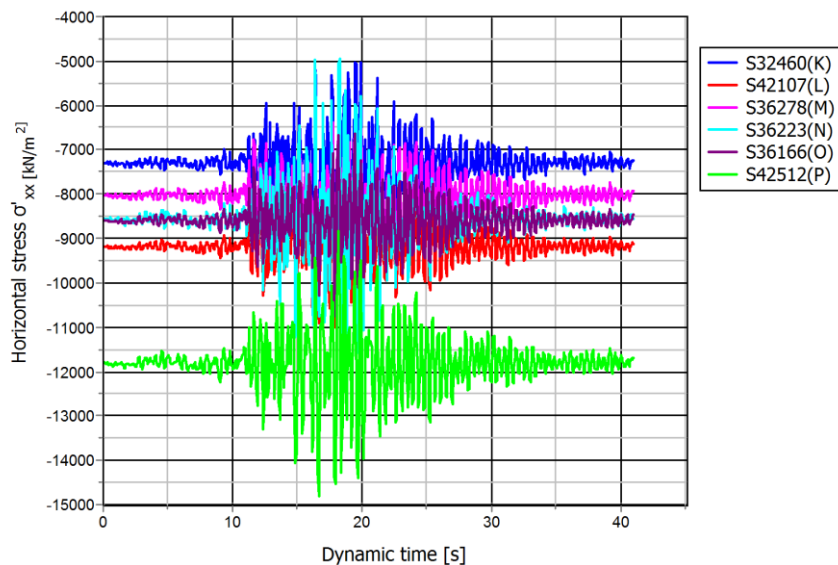
Figur 34 Jordskjelvindusert vertikal forskyvning i utvalgte punkter



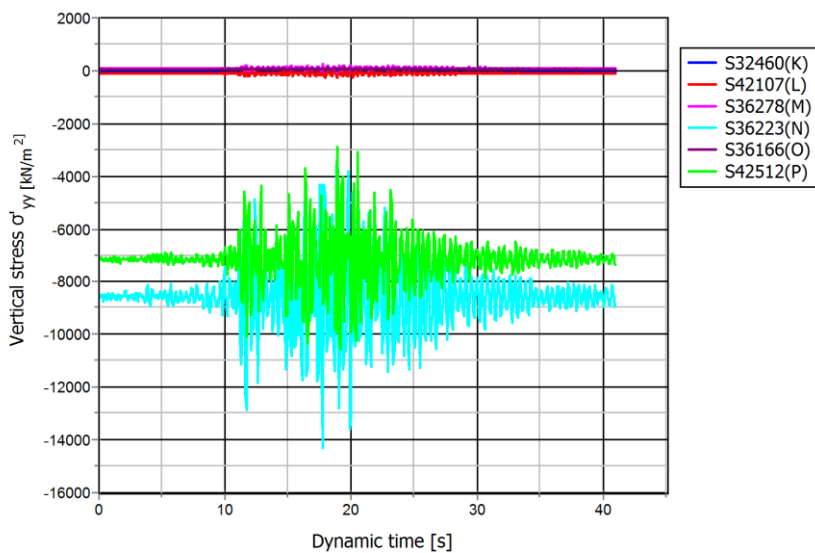
Figur 35 Jordskjelvinduserte vertikalspenninger ved profil 062 for simultane horisontale og vertikale akselerasjoner.



Figur 36 Jordskjelvinduserte horisontalspenninger ved profil 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 sprekker og lokale forkastninger

Analysene i foregående kapitler har omhandlet respons av gruvene under jordskjelv og endring av spenninger rundt dem. Resultatene viste at gruvene er stabile under jordskjelvpåkjenninger. Et relevant spørsmål i denne problemstilling er om jordskjelv kan påvirke sprekker og lokale forkastninger som kan føre til endring av vannregimet i området. I følge seismologiske studier, er ingen av forkastningene i dette området aktive. 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 (for eks. mellom nederste to gruver i Figur 13) viser at gjennomsnitt skjærspenning er i område 5-8 MPa, noe som 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). Jordskjelv vil således ikke forårsake glidning langs sprekker, og sprekke forblir intakt under jordskjelv.

6 Oppsummering og konklusjon

Jordskjelvresponsen ved Dalen/Kjørholt-gruvene har blitt evaluert for et jordskjelv med returperiode på 10,000 år. Beregningene ble utført i elementprogrammet Plaxis 2D AE. Resultatene indikerer at de permanente forskyvningene etter et slikt jordskjelv er små, samt at de jordskjelvinduserte spenningene er lavere enn kapasiteten til kalksteinen. Det kan derfor konkluderes med at gruvene i Breivk er stabile under og etter jordskjelvet. Effekten av jordskjelv på sprekker og lokale forkastninger vil være marginal.

7 Referanser

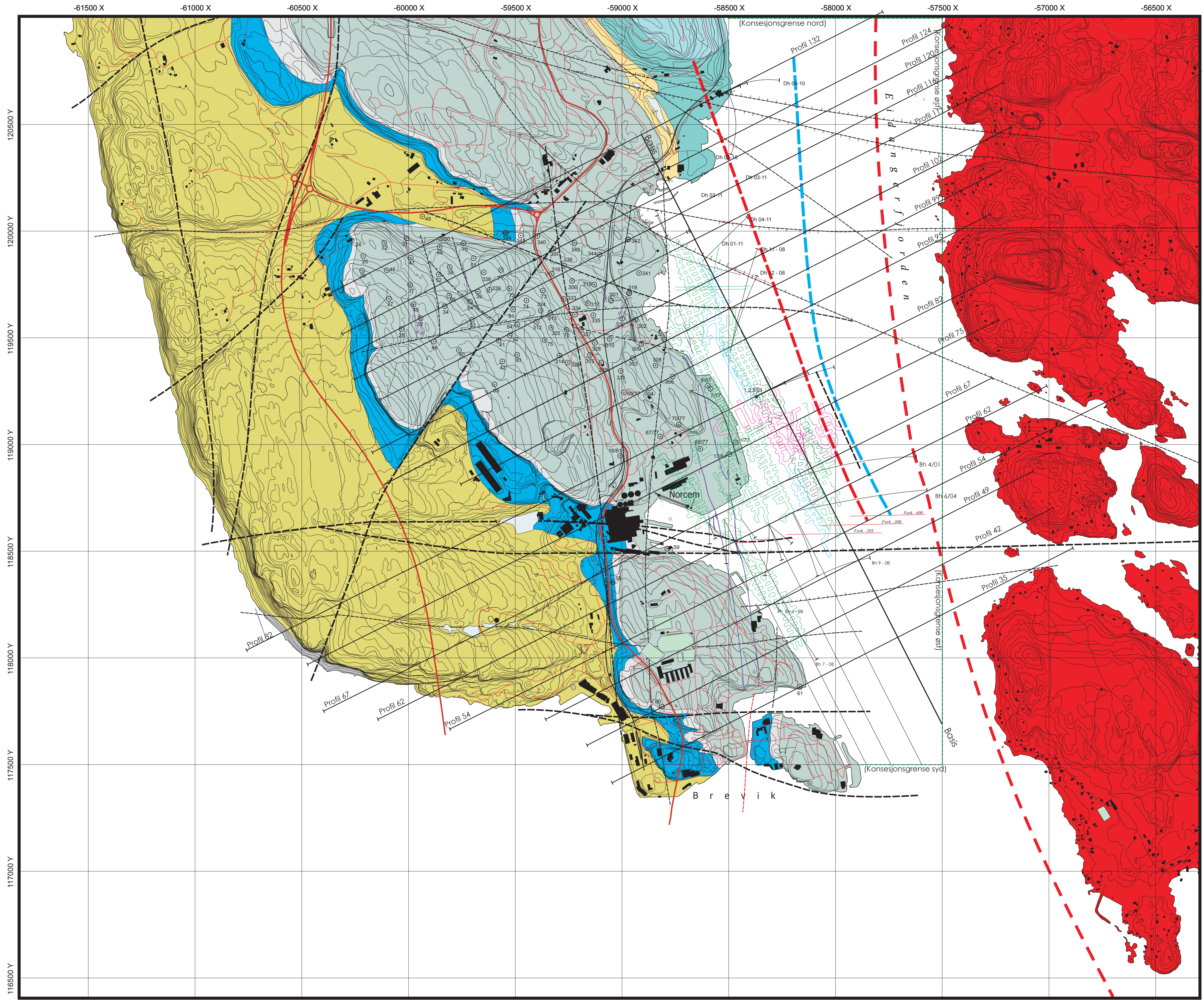
Brinkgreve, R. B. J., Engin, E. and Swolfs, W. M. (2014).
Manual of PLAXIS 2D Anniversary Edition. The Netherlands.

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

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.

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

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Jordskjelvanalyse for Dalen/Kjørholt gruver i Brevik		Dokumentnr./Document No. 20120726-06-TN
Dokumenttype/Type of document Teknisk notat / Technical note	Distribusjon/Distribution Begrenset/Limited	Dato/Date 2015.01.29
		Rev.nr.&dato/Rev.No.&date 1 / 2015.06.18
Oppdragsgiver/Client Hjellnes Consult AS		
Emneord/Keywords Jordskjelv, analyse, modellering, Dalen/Kjørholt, Brevik, kalkstein		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country, County 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	

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:	Sidemannskontroll av/Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/Inter-disciplinary review by:
0	Originaldokument	2015-01-13 NSi GSI	2015-01-15 AMK AW		
1	Nytt avsnitt 5.6	2015-06-18 AMK	2015-06-18 GO		

Dokument godkjent for utsendelse/Document approved for release	Dato/Date 18. juni 2015	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 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. Intraff 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 SIMULERINGER

Innhold

D1	Innledning	2
D2	Numerisk modell og inngangsparametere	2
	D2.1 Geometri	2
	D2.2 Kalibreringsdata	3
	D2.3 Grensebetingelser	3
	D2.4 Hydraulisk ledningsevne	4
D3	Resultater	5
	D3.1 Kalibrering	5
	D3.2 Etter avslutning	7
	D3.3 Sensitivitetsanalyse	8

D1 Innledning

Målet med de numeriske simuleringene av grunnvannsstrømning på Eidangerhalvøya er å kvantifisere mulige strømningsendringer som følge av endret drift i Dalen gruvene, med gjenfylling av gruveganger og senere avslutning av pumperegimer slik at de igjen blir vannfylte. Vannledningsevnen til de lokale bergartene er svært lav og den hydrauliske gradienten vil bli lavere enn den er i dag, derfor er det forventet at mengden vann som strømmer gjennom stabilisert avfall vil være lav.

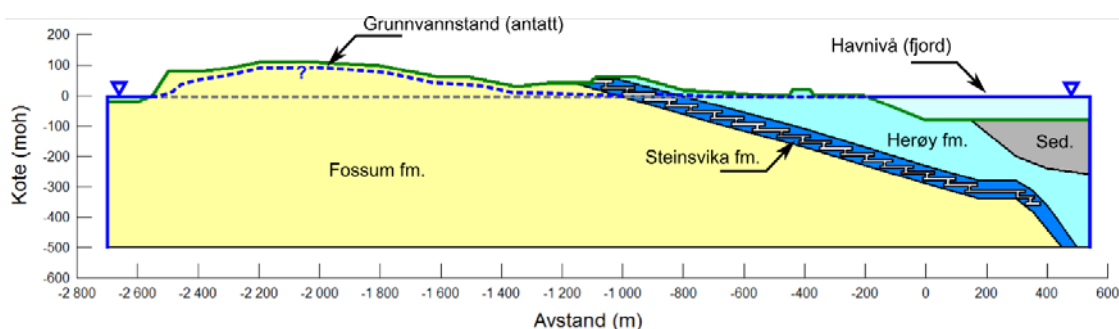
D2 Numerisk modell og inngangsparametere

D2.1 Geometri

Programmet som er benyttet er Seep/W (Geoslope Int., 2014), en vanlig hydrogeologisk endelig element kode (finite element). Det er lite informasjon om grunnvann i området annet enn det som avdekkes ved pumping av innlekkasjer i gruvene. Det er derfor etablert en prinsipiell 2D-modell for å få et overblikk over hydrogeologiske forhold i gruvnen med basis i tilgjengelig informasjon om geologi og vannforhold observert i gruvene. Det foreligger ikke nok data til å lage en verifisert modell, og målsetningen var heller ikke å simulere nøyaktig vannstrømning i området. En 3D-modell i denne fasen ville ikke gitt mer informasjon eller større nøyaktighet. Geometrien i modellen følger topografien gjennom halvøya. Gruven er forenklet og konseptualisert for å gjøre det enklere å simulere og vurdere.

Vannstrømning i bergmassen ble simulert som i et kontinuerlig materiale. Det er en vanlig forenkling av virkeligheten dersom sprekkesystemer ikke er nøyaktig kjent. Denne antagelsen gjelder også for stor-skala modellen (3200 m lang).

Grunnet gruvens geometri, geologi og lokalisering (under en halvøy med lav topografi), er de hydrogeologiske forholdene simulert i et todimensjonalt tverrsnitt gjennom halvøya. Vannstrømningsresultatene fra simuleringene er derfor gitt per meter. For å sammenligne resultatene fra modeller med vannmengder målt ved pumping, ble simulerte verdier multiplisert med bredden av gruvnen (ca. 1500 m).



Figur 1. Geometri og grensebetingelser av den numeriske modellen brukt for å simulere hydrogeologiske forhold ifm. deponering av stabilisert avfall i gruen.

D2.2 Kalibreringsdata

Dataene som er benyttet til å vurdere og simulere de hydrogeologiske forholdene i Brevikområdet og gruen, er mengde vann som pumpes ut av gruen. Dette inkluderer regnvann (direkte infiltrasjon fra overflate eller strømning langs veier og åpninger) og innlekkasjevann (fra sjø eller grunnvann).

Alt vann (regnvann og innlekkasjevann) som kommer inn i gruvene i Brevik i dag blir samlet i store og mindre basseng/pumpesumper og pumpet opp i dagen og videre til sjø. Unntaket er vannet som samles opp via det gamle dagbruddet på Kjørholt og Magasinene på Kjørholt (inngår ikke i simuleringen). Regnvann/overflatevann kommer inn i gruen delvis fra dagbruddet og delvis fra området hvor det store raset gikk.

Mengden regnvann som pumpes ut av gruen er svært avhengig av nedbørintensitet, og ved enkelte nedbørsepisoder pumpes det opp til 3000 m³/d ferskvann ut av gruvene. Regn/overflatevann ble ikke simulert fordi det antas det enkelt kan avskjæres fra resten av gruen og ikke skulle påvirke gruen ved deponering (drift) eller etter avslutning. Volumet på lekkasjevann i hele gruen er anslått til ca. 800-850 m³/døgn basert på målinger av pumpevann (pumpesump -190). Disse målingene ble brukt for å delvis kalibrere modellene.

D2.3 Grensebetingelser

Grensebetingelsene er todelt (se også Figur 1):

- hver side av modellen er avgrenset av konstant trykknivå (constant head) som simulerer fjord og havnivå (0 moh). Havnivå antas å være stabilt. Grunnet begrenset nøyaktighet og langsikt modellering ble tidevannsvariasjoner ikke simulert;
- Grunnvannsmating i fjell er svært vanskelig å beregne, spesielt i et området hvor bergmassen er relativt tett og overdekking med løsmasser tynn. Den eneste

indikasjonen på grunnvannsnivå i området er et vann på området, men også dette er usikkert. Det ble derfor antatt at grunnvannstand var konstant på omtrent 10 m under terrengoverflate samt alltid på, eller høyere enn, kote 0. Denne antagelse er konservativ med tanke på vannstrømning.

En alternativ måte å simulere vanninntrenging på overflate av modellene er å simulere netto infiltrasjon (nedbør-overflateavrenning-evapotranspirasjon) men som nevnt er dette vanskelig å estimere for denne typen grunnforhold. Dataene hentet fra Meteorologisk Institutt viser at årsnedbøren de siste 10 årene varierte mellom 590 og 1160 mm/år, og var i gjennomsnitt omtrent 900 mm/år. Studier av grunnvann i fjell andre steder i Norge har indikert at bidraget til grunnvannsmating kan være så lav som 1-10% av nedbøren (B. Hilmo pers. med).

D2.4 Hydraulisk ledningsevne

De hydrogeologiske egenskaper til bergmassene er ikke nøyaktig målt. Permeabiliteten av bergmassen(e) ble derfor estimert ved kalibrering av modellen. Simulert lekkasje ble sammenlignet med målte verdier. Startverdier for kalibrering var hydrauliske ledningsevne verdier konduktiviteter for kalkstein funnet litteratur (Tabell 1). Det er stor variasjon blant kildene, men også blant de samme testene og geologiske forhold, fra 10^{-4} til 10^{-11} m/s. Disse resultatene er veldig avhengige av bergkvalitet og det finnes ikke god nok beskrivelse av sprekkesystemene til å gi grunnlag for å gi en detaljert sammenligning med målingene i kalkstein som finnes i Brevik.

Løkken (2014) har utført noen målinger av Q-verdier i gruen og rapporterer at RQD (Rock Quality Designation, NGI, 2013) ligger mellom 85 og 95. *In-situ* målinger av permeabilitet i kalkstein med lik kvalitet har gitt veldig varierende resultater, mellom 10^{-9} og 10^{-5} m/s (Qureshi et al., 2014). Verdiene reduseres betydelig med økende dybde. Grunnen til at disse verdiene er så varierende er at permeabilitet av bergmasse er knyttet til sprekantall (RQD) men også sprekåpninger, fylling, ujevnhet, m.m. Pumperater og nevnte initial verdier av den hydrauliske ledningsevnen ble benyttet for å kalibrere den numeriske modellen for å gi en mest mulig realistisk beskrivelse av de hydrogeologiske parametrene. Det betyr at forskjellige permeabilitetsverdier for de ulike geologiske lagene og i selve gruen ble testet i modellen, og lekkasje inn i gruen ble benyttet for å sammenlikne med reelle målinger og dermed kalibrere disse verdiene.

Tabell 1. Typiske hydrauliske konduktiviteter av kalkstein rapportert i litteratur. Det finnes store forskjeller blant annet pga. ulik geologi (både kalktype og sprekke/forkastningssoner og ulike målingsmetodikker).

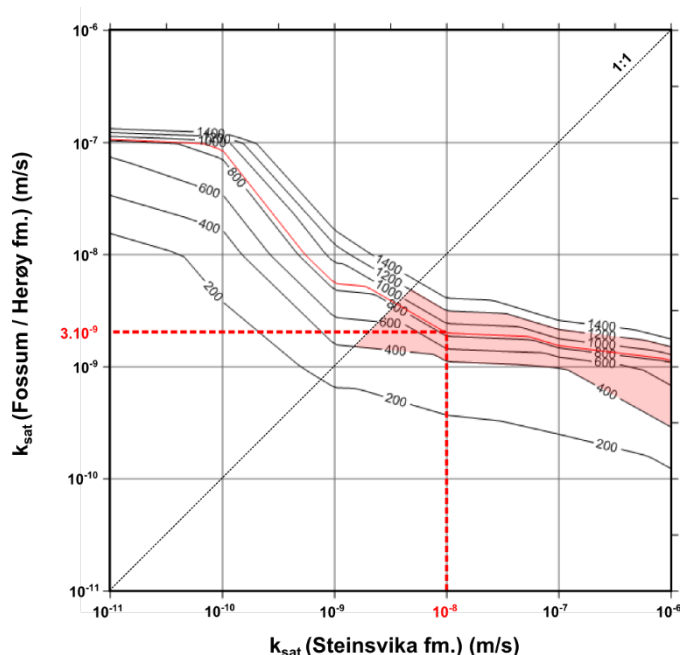
Hydraulisk konduktivitet	Referanse
$[10^{-9} ; 10^{-7}]$ m/s	NGI, 2007
$[10^{-10} ; 10^{-4}]$ m/s	Todd and Mays, 2005
$[10^{-9} ; 10^{-5}]$ m/s	RQD = [85;95], Qureshi et al., 2014
$[10^{-10,5} ; 10^{-6}]$ m/s	Singhal og Gupta, 1999
$[10^{-9} ; 10^{-7}]$ m/s	Spitz og Moreno, 1996
$[10^{-10} ; 10^{-9}]$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

D3 Resultater

D3.1 Kalibrering

Det finnes flere løsninger og hydrauliske konduktiviteter for de ulike formasjonene som gir en innlekkasje omtrent lik den som ble målt (Figur 2). Resultatene fra den geologiske vurderingen indikerer at Fossum- og Herøy-formasjonene sannsynligvis er litt mindre permeable enn Steinvika fm. pga. selvtettende egenskaper. Det ble derfor bestemt å simulere hovedmodellene med $k_{\text{sat}}(\text{Fossum/Herøy}) = 3 \cdot 10^{-9}$ m/s og $k_{\text{sat}}(\text{Steinvika}) = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s, men i praksis kan vannledningsevnen av Fossum- og Herøy-formasjonene være mellom $5 \cdot 10^{-10}$ og $5 \cdot 10^{-9}$ m/s og den av Steinvikaformasjonen mellom 10^{-9} og 10^{-6} m/s.

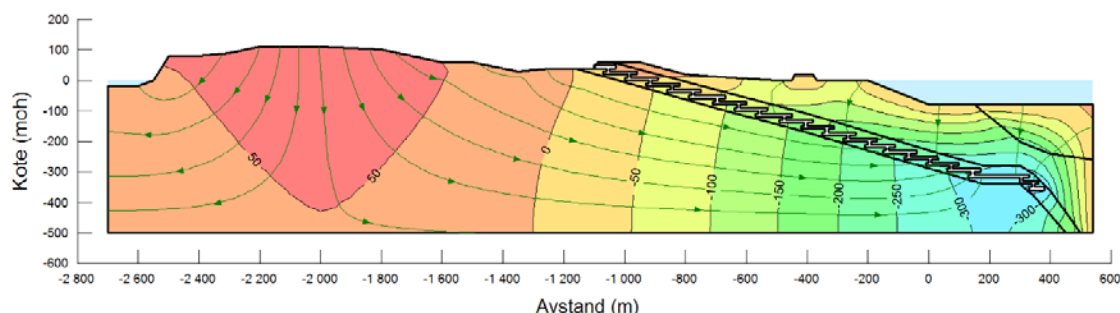
Disse resultatene ble oppnådd med å simulere en konstant grunnvannstand over Eidangerhalvøya. Da grunnvannsmating fra netto infiltrasjon ble benyttet som øvre grensebetingelse i dette området, var det ikke mulig å ha en infiltrasjon på mer enn 2% av årsnedbøren, da høyere mengder ga en grunnvannstand langt over overflaten. Å bruke en konstant grunnvannstand eller en konstant infiltrasjon gir akkurat de samme resultatene i simuleringene.



Figur 2. Resultatene av kalibrering. Simulert vannmengde som infiltrerer i graven (lekkasjevann) som en funksjon av hydraulisk konduktivitet av de ulike bergmassene (Steinvika, Fossum og Herøy fm.). Basert på geologiske vurderingen er Fossum- og Herøy-formasjonene mer selvtettende og mindre permeable enn Steinvikiformasjonen. Mengde vann som må pumpes er omtrent 850 m³/d og er indikert med en rød linje. Pga. usikkerheter og unøyaktigheter vurderes det at vannmengden er mellom 400 og 1200 m³/d. Røde stiplede linjer viser vurdert hydrauliske konduktiviteter for hovedmodellene.

Det ser ut til at modellen er ganske følsom for hydraulisk ledningsevne (Figur 2), dette betyr at små variasjoner i denne parameteren gir stor endring i simulert lekkasje. Det virker også som om den hydrauliske konduktiviteten i Steinvika fm. ikke har så stor betydning så lenge formasjonene rundt er mindre permeable. Det viser at det er de tykkeste lagene som hovedsakelig kontrollerer vannstrømningen i systemet.

Profil av vanntrykket i modellen indikerer at den horisontale gradienten rettet mot graven er mellom 0,2 og 0,8. Årsaken er at graven skjærer tilnærmet hele profilet og det blir derfor infiltrasjon fra både halvøya og fjorden. Modellen viser at den største delen (ca. 95%) av vannet som lekker inn i gruva kommer fra fjorden og havet. Dette bekreftes delvis av at lekkasjevannet er saltvann. Den vertikale gradientene fra fjorden kan være så stor som 2.



Figur 3. Simulert vannstrømning gjennom Eidangerhalvøya i nåværende situasjon, dvs. med drenert gruve. Fargene og tallene indikerer ekvipotensialene (vanntrykk i meter), pilene viser hovedstrømningsveier.

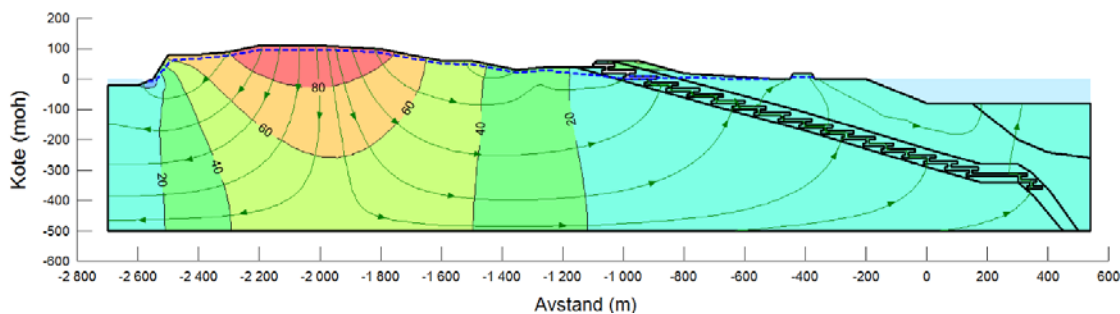
D3.2 Etter avslutning

Den kalibrerte modellen ble brukt for å vurdere konsekvensene av utfylling av graven med avfall og vann. I disse modellene ble tomme gallerier erstattet av et materiale som skal simulere stabilisert avfall. Basert på en grov vurdering av prosessert avfall ble det valgt et materiale med høy permeabilitet ($k_{\text{sat}}(\text{avfall}) = 10^{-2} \text{ m/s}$) og vanlig porøsitet ($n = 0,3$).

Resultatene (Figur 4) indikerer at når vannstrømningen når en stabil tilstand (steady state) vil den horisontale gradienten reduseres og blir veldig lav (mindre enn 0,1 generelt og mindre enn 0,05 rundt graven). Følgelig blir vannstrømning gjennom graven og deponert avfall veldig liten. I hovedmodellen er total vannmengde som strømmer gjennom avfall omtrent $7 \text{ m}^3/\text{d}$.

Simuleringen viser også at vannstrømningen endrer seg betydelig og at vannet som renner gjennom de utfylte gruvene hovedsakelig er ferskvann. Det finnes nesten ikke lenger vann fra havet som kommer i graven. Imidlertid tar modellen ikke betraktning tetthetsforskjellene mellom ferskvann og saltvann. Ghyben-Herzberg's analytisk likning (1901) $z=40 \cdot h$, der h er grunnvannsnivå og z er dybde til grenseflaten mellom salt og fersk vann, tilsier at dybden av saltvann/ferskvanns fronten kan være opp til 4000 m under havet i midten av Eidangerhalvøya (der grunnvannstand maksimalt kan være 100 moh), og opp til 160 m dypt i gruve området. Selv om denne vurderingen er relativt grov (likningen forutsetter homogene løsmasser, ikke oppsprukket bergmasse), kan en slik vurdering gi en forventning om at den øverste 1/3 av graven blir fylt av ferskvann, og resten av saltvann.

Simuleringene indikerer at oppholdstiden for vannet i graven er på ca. 8 år i øverste delen av graven (ferskvannssone) og mye lengre dypere.

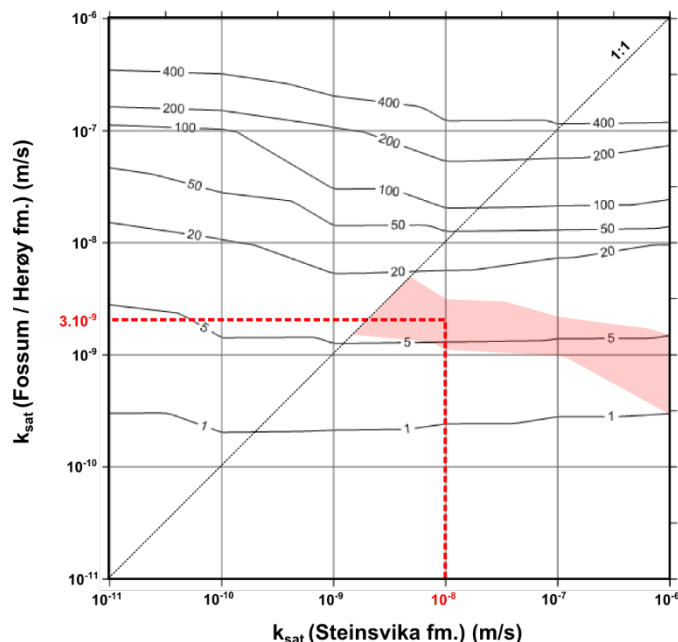


Figur 4. Simulert vannstrømning gjennom Eidangerhalvøya etter deponiavslutning, dvs. når graven er fylt med avfall og vannmettet opp til kote 0. Fargene og tallene indikerer ekvipotensialene (vanntrykk i meter), pilene viser hovedstrømningsveier.

D3.3 Sensitivitetsanalyse

D3.3.1 Vannmengde i kontakt med avfall og oppholdstid

Samme metodikk som for kalibrering ble brukt for å betrakte usikkerheter rundt modellen. Ulike hydrauliske konduktiviteter ble testet (Figur 5). Det viser seg at vannstrømning gjennom graven blir mellom 1 og 20 m³/d.



Figur 5. Simulert vannstrømning (i m³/d) gjennom avfall etter deponiavslutning som funksjon av hydraulisk konduktivitet av de ulike formasjonene. Det røde arealet viser kalibreringssonen (se også Figur 2).

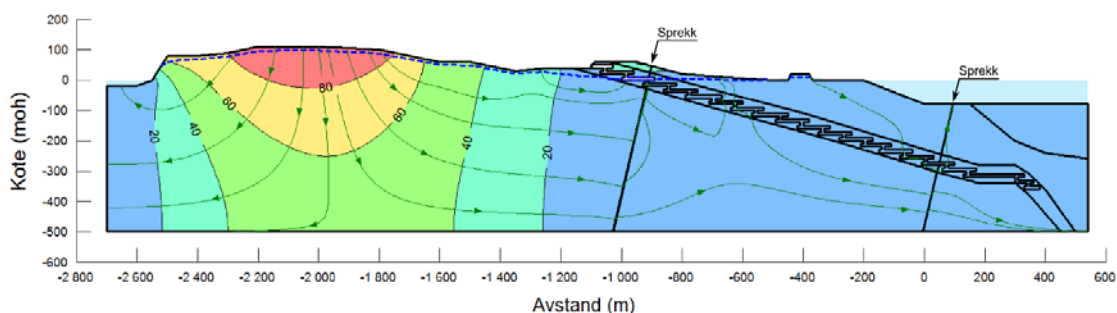
Resultatene viser at når graven er fylt med avfall og vann, vil den hydrauliske konduktiviteten av Steinvika fm. nesten ikke ha effekt på resultatene. Vannstrømning er for det meste kontrollert av hovedbergmasse, dvs. Fossum- og Herøy-formasjonene. Dersom ytterligere tester skal gjennomføres, anbefales det derfor å fokusere på karakterisering av disse bergartene som er viktigere for hydrogeologiske forhold enn Steinvika fm.

D3.3.2 Sprekker

Det ble indikert tidligere at oppsprukket bergmasse ble forenklet til et kontinuerlig medium i modellene. For å bekrefte at denne forenklingen har lite betydning for resultatene, ble en modell med to store sprekker som krysser modellen og graven (og dermed også avfallet) simulert.

Seep/W er opprinnelig ikke laget for å simulere diskrete vannstrømningsveier. I praksis er det derfor ikke relevant å prøve å simulere sprekker med en åpning som er mindre enn en millimeter (vanligvis antas sprekkeåpninger å være omtrent 0,5 mm, e.g. Barton et al. 1985, Olsson og Barton, 2001). Isteden ble det simulert to sprekkesoner i modellen som var 10 cm brede, og hadde en ekvivalent hydraulisk konduktivitet på 1 m/s. Lokaliseringen og retningen av sprekkesonene ble valgt vilkårlig, men parallelt til fjorden.

Resultatene før deponering gir innstrømning som er ekstremt mye større enn de som er målt, men simulert vannstrømning etter utfylling med avfall og vann er omtrent like de som ble simulert i de tidligere modellene. Det indikerer at eventuelle sprekker ikke vil endre simuleringene og konklusjonene i betydelig grad.



Figur 6. Simulert vannstrømning gjennom Eidangerhalvøya etter deponiavslutning og om det antas at store sprekker krysser graven på to ulike steder. Fargene og talene indikerer ekvipotensialene (vanntrykk i meter, pilene viser hovedstrømningsveier).

Vedlegg E

RESULTATER UTLEKKINGSTESTER,
AVFALL



Ristetest syremager gips, L/S = 10

		Filterkake 1	Filterkake 2	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
Fe	mg/kg	2,23	0,442	-	-	-
As	mg/kg	0,0286	0,0246	0,5	2	25
Ba	mg/kg	1,89	1,64	20	100	300
Cd	mg/kg	0,0137	0,00502	0,04	1	5
Co	mg/kg	0,00191	0,0016	-	-	-
Cr	mg/kg	0,0365	0,0258	0,5	10	70
Cu	mg/kg	0,131	0,0234	2	50	100
Hg	mg/kg	0,000378	<0,002	0,01	0,2	2
Mn	mg/kg	0,0743	0,0175	-	-	-
Mo	mg/kg	1,5	1,77	0,5	10	30
Ni	mg/kg	0,005	0,005	0,4	10	40
Pb	mg/kg	0,342	0,0833	0,5	10	50
Sb	mg/kg	0,194	0,216	0,06	0,7	5
Sn	mg/kg	0,0685	0,0279	-	-	-
V	mg/kg	0,193	0,183	-	-	-
Zn	mg/kg	1,42	0,326	4	50	50
Tl	mg/kg	0,0044	0,00493	-	-	-
Se	mg/kg	0,0385	0,0478	-	-	-
Ca	mg/kg	7420	7170	-	-	-
K	mg/kg	7350	7340	-	-	-
Na	mg/kg	8780	8830	-	-	-
DOC	mg/kg	21,1	11,8	500	800	1000
N tot.	mg/kg	90,3	80,8	-	-	-
F	mg/kg	4	4	10	150	500
Cl	mg/kg	28000	27700	800	15000	25000
SO4	mg/kg	7790	6140	1000	20000	50000

Kolonnetest syremager gips, L/S = 0,1

		Gjennomsnitt, deionisert vann	Standardavvik	Gjennomsnitt, vann fra gruva	Standardavvik	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
Ca	mg/L	7223	298	7777	295	-	-	-
Fe	mg/L	0,149	0,091	0,129	0,11	-	-	-
K	mg/L	10233	519	10617	614	-	-	-
Mg	mg/L	<2	0	<2	0	-	-	-
Na	mg/L	12767	618	15200	648	-	-	-
Al	mg/L	0,76	0,22	0,702	0,23	-	-	-
As	mg/L	0,0037	0,001	0,0042	0,00076	0,06	0,3	3
Ba	mg/L	2,21	0,11	2,35	0,11	4	20	60
Cd	mg/L	0,0064	0,0014	0,00747	0,00046	0,02	0,3	1,7
Co	mg/L	0,0028	0,00016	0,00264	0,00013	-	-	-
Cr	mg/L	0,007	0,002	0,00915	0,0041	0,1	2,5	15
Cu	mg/L	0,0182	0,0048	0,0164	0,0037	0,6	30	60
Hg	mg/L	0,000073	0	0,0000452	0	0,002	0,03	0,3
Mn	mg/L	0,009	0,0032	0,00513	0,0032	-	-	-
Ni	mg/L	<0,003	0	<0,003	0	0,12	3	12
Pb	mg/L	0,0533	0,03	0,0457	0,028	0,15	3	15
Zn	mg/L	0,104	0,05	0,114	0,081	1,2	15	60
Mo	mg/L	2,02	0,02	2,05	0,09	0,2	3,5	10
Sb	mg/L	0,015	0,0047	0,0151	0,005	0,1	0,15	1
Se	mg/L	0,053	0,0042	0,0556	0,0014	0,04	0,2	3
Cl-	mg/L	36867	1895	40807	2593	460	8500	15000
F-	mg/L	<75	0	<94	0	2,5	40	120
SO4	mg/L	1383	12	1367	12	1500	7000	17000
DOC	mg/L	23	3	20	1	160	250	320

Totalinnhold for metaller, analyse av flyveaske

		n	Gjennomsnitt	Median	Min	Maks	Standardavvik	Normverdi	Farlig avfall
As	mg/kg TS	883	770	90	1,3	52920	3723	8	1000
Cd	mg/kg TS	883	124	103	1	992,2	110	1,5	1000
Cr	mg/kg TS	883	627	380	6	47720	2169	50	25000
Cu	mg/kg TS	883	1518	943	3	37730	2210	100	25000
Hg	mg/kg TS	883	44	12	1,7	4132	240	1	1000
Ni	mg/kg TS	883	102	43	7	16600	571	60	2500
Pb	mg/kg TS	883	3892	2693	3,9	31760	4198	60	2500
Zn	mg/kg TS	882	15274	12290	20	220700	16047	200	25000
Sb	mg/kg TS	831	554	503	1,1	3501	468	-	-

Utlekking for flyveaske (ristetest, L/S = 10)

		n	Gjennomsnitt	Median	Min	Maks	Standardavvik	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
As	mg/kg TS	174	2,9	0,4	0,04	160	16	0,5	2	25
Cd	mg/kg TS	173	8,1	0,21	0,002	310	32	0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	173	4	0,1	0,02	180	18	0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	173	19	0,1	0,01	1620	140	2	50	100
Hg	mg/kg TS	325	1,5	0,0001	0,000002	270	16	0,01	0,2	2
Ni	mg/kg TS	173	1,7	0,2	0,02	150	12	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	173	105	0,2	0,03	6400	556	0,5	10	50
Zn	mg/kg TS	172	248	0,67	0,03	21900	1724	4	50	50
Sb	mg/kg TS	168	1,3	0,5	0,04	11,8	2	0,06	0,7	5
pH		9134	11	12	2	12,7	2	-	-	-

Utlekking fra testcelle (ristetest, L/S = 10)

		Prøvetatt 30.09.2013	Prøvetatt 02.10.2013	Prøvetatt 10.10.2013	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
As	mg/kg TS	0,097	0,12	0,09	0,5	2	25
Ba	mg/kg TS	2,2	3,1	2,2	20	100	300
Cd	mg/kg TS	0,049	0,16	0,044	0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	0,65	0,39	0,83	0,5	10	70
Co	mg/kg TS	0,0013	0,0022	0,0014	-	-	-
Cu	mg/kg TS	<0,2	<0,2	<0,2	2	50	100
Fe	mg/kg TS	0,063	0,058	0,039	-	-	-
Hg	mg/kg TS	0,0013	0,001	0,001	0,01	0,2	2
Mn	mg/kg TS	0,16	0,11	0,24	-	-	-
Mo	mg/kg TS	4,3	5	4	0,5	10	30
Ni	mg/kg TS	<0,04	<0,04	<0,04	0,4	10	40
Sb	mg/kg TS	1,4	1,8	1,4	0,06	0,7	5
Pb	mg/kg TS	0,05	0,05	0,05	0,5	10	50
Sn	mg/kg TS	0,013	0,017	0,013	-	-	-
Tl	mg/kg TS	0,029	0,04	0,029	-	-	-
V	mg/kg TS	0,2	0,012	0,2	-	-	-
Zn	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4	4	50	50
Cl	mg/kg TS	58000	77000	48000	800	15000	25000
SO4	mg/kg TS	16000	17000	16000	1000	20000	50000
N tot.	mg/kg TS	25	34	401	-	-	-
F	mg/kg TS	65	48	66	10	150	500
pH-utl		9,2	8,7	8,8	-	-	-
Kond.	mS/cm	19	26	17	-	-	-
LOC	mg/kg TS	54	48	54	-	-	-

Utlekking filterkaker (ristetest, L/S = 10)

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt	Minst	Størst	Standardavvik	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
pH		9,6	9,1	10,4	0,59	-	-	-
Kond.	mS/cm	21,2	17,1	28,9	5,42	-	-	-
Tørrstoff	%	39,3	35	43	3,3	-	-	-
Vanninnhold	%	162	150	185,7	16,83	-	-	-
As	mg/kg TS	-	<0,4	0,5	-	0,5	2	25
Cd	mg/kg TS	-	<0,02	<0,02	-	0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	-	<0,1	0,1	-	0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	1,8	<0,1	1,9	-	2	50	100
Ni	mg/kg TS	-	<0,2	0,7	-	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	-	<0,2	<0,2	-	0,5	10	50
Sn	mg/kg TS	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-
V	mg/kg TS	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-
Zn	mg/kg TS	0,5	<0,1	0,6	-	4	50	50
Ba	mg/kg TS	2,6	1,1	4,7	1,54	20	100	300
Mo	mg/kg TS	6,3	3,9	8,2	1,79	0,5	10	30
Co	mg/kg TS	-	<0,1	<0,1	-	-	-	-
Tl	mg/kg TS	-	<0,3	<0,3	-	-	-	-
Sb	mg/kg TS	-	<0,4	<0,4	-	0,06	0,7	5
Se	mg/kg TS	-	<0,3	<0,3	-	0,1	0,5	7
Hg	mg/kg TS	0,018	0,00075	0,0321	0,01	0,01	0,2	2
SO4	mg/kg TS	9470	8880	9840	422	1000	20000	50000
N tot.	mg/kg TS	1644	511	3160	1115	-	-	-
DOC	mg/kg TS	416	52,8	813	311,2	500	800	1000
F	mg/kg TS	87	44,3	164	54,4	10	150	500
Cl	mg/kg TS	77533	57000	110000	23224	800	15000	25000

Utlekking katodeavfall (ristetest, L/S = 10)

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt	Minst	Størst	Standardavvik	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
pH		9,4	7	10,2	1,37	-	-	-
Kond.	mS/cm	26,5	0,52	93,9	39	-	-	-
Tørrstoff	%	90	86	94	2,8	-	-	-
As	mg/kg TS	1,25	<0,4	1,7	-	0,5	2	25
Cd	mg/kg TS	-	<0,02	<0,02	-	0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	-	<0,1	0,3	-	0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	0,15	0,1	0,2	-	2	50	100
Ni	mg/kg TS	1,5	0,3	2,3	0,85	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	<0,2	<0,2	<0,2	-	0,5	10	50
Sn	mg/kg TS	<0,1	<0,1	<0,1	-	-	-	-
V	mg/kg TS	2,6	0,8	4,8	1,7	-	-	-
Zn	mg/kg TS	-	<0,1	<0,2	-	4	50	50
Ba	mg/kg TS	-	<0,1	0,1	-	20	100	300
Mo	mg/kg TS	1	0,8	1,2	0,2	0,5	10	30
Co	mg/kg TS	0,4	<0,1	0,6	-	-	-	-
Tl	mg/kg TS	-	<0,3	<0,3	-	-	-	-
Sb	mg/kg TS	1,4	1,2	1,5	0,15	0,06	0,7	5
Se	mg/kg TS	-	<0,3	<0,3	-	0,1	0,5	7
Hg	mg/kg TS	-	0,0001	0,00046	-	0,01	0,2	2
SO4	mg/kg TS	1125	1060	1200	52	1000	20000	50000
N tot.	mg/kg TS	169	7,4	355	136	-	-	-
DOC	mg/kg TS	295	190	357	75	500	800	1000
F	mg/kg TS	7064	974	12700	4634	10	150	500
Cl	mg/kg TS	104	90,9	126	16	800	15000	25000

Utlekking badholdig støv (ristetest, L/S = 10)

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt	Minst	Størst	Standardavvik	Grenseverdi, deponi for inert avfall	Grenseverdi, deponi for ordinært avfall	Grenseverdi, deponi for farlig avfall
pH		6,6	6,2	7	0,28	-	-	-
Kond.	mS/cm	1,2	0,56	1,459	0,36	-	-	-
Tørrstoff	%	98	95	99,2	1,71	-	-	-
As	mg/kg TS	-	<0,4	<0,4	-	0,5	2	25
Cd	mg/kg TS	-	<0,02	<0,02	-	0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	-	<0,1	<0,1	-	0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	-	<0,1	<0,1	-	2	50	100
Ni	mg/kg TS	10	0,7	32	12,8	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	-	<0,02	<0,2	-	0,5	10	50
Sn	mg/kg TS	-	<0,01	<0,1	-	-	-	-
V	mg/kg TS	-	<0,01	<0,1	-	-	-	-
Zn	mg/kg TS	0,17	<0,01	0,2	0,05	4	50	50
Ba	mg/kg TS	-	<0,1	0,2	0	20	100	300
Mo	mg/kg TS	-	<0,3	<0,3	-	0,5	10	30
Co	mg/kg TS	0,35	<0,1	0,6	0,25	-	-	-
Tl	mg/kg TS	-	<0,03	<0,3	-	-	-	-
Sb	mg/kg TS	-	<0,04	<0,4	-	0,06	0,7	5
Se	mg/kg TS	-	<0,03	<0,3	-	0,1	0,5	7
Hg	mg/kg TS	0,00021	<0,0001	0,00022	-	0,01	0,2	2
SO4	mg/kg TS	3998	1070	5060	1693	1000	20000	50000
N tot.	mg/kg TS	6,1	2	11,4	3,93	-	-	-
DOC	mg/kg TS	21,2	<5	33,9	-	500	800	1000
F	mg/kg TS	1405	1140	1560	160	10	150	500
Cl	mg/kg TS	61,1	50	67,9	7,2	800	15000	25000

Utlekking tungmetallholdig avfall (ristetest, L/S = 10)

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt	Minst	Størst	Standardavvik	Grenseverd i, deponi for inert avfall	Grenseverd i, deponi for ordinært avfall	Grenseverd i, deponi for farlig avfall
pH		6	<2	8,7	2	-	-	-
Kond.	mS/cm	12	2,96	30	11	-	-	-
Tørrstoff	%	51	33	83	21	-	-	-
Vanninnhold	%	111	20,48	203	77	-	-	-
As	mg/kg TS	<0,4	<0,4	<0,4		0,5	2	25
Cd	mg/kg TS	-	<0,02	5,4		0,04	1	5
Cr	mg/kg TS	6	<0,1	10		0,5	10	70
Cu	mg/kg TS	3	<0,1	6	2	2	50	100
Ni	mg/kg TS	14	<0,2	36	16	0,4	10	40
Pb	mg/kg TS	4,7	<0,2	9		0,5	10	50
Sn	mg/kg TS	-	<0,1	16		-	-	-
V	mg/kg TS	12,5	<0,1	13		-	-	-
Zn	mg/kg TS	14	0,7	29	10	4	50	50
Ba	mg/kg TS	8	<0,1	29	12	20	100	300
Mo	mg/kg TS	5	<0,3	9		0,5	10	30
Co	mg/kg TS	13	<0,1	37	17	-	-	-
Tl	mg/kg TS	-	<0,3	40		-	-	-
Sb	mg/kg TS	-	<0,4	0,7		0,06	0,7	5
Se	mg/kg TS	-	<0,3	<1		0,1	0,5	7
Hg	mg/kg TS	<0,0001	<0,0001	<0,0001		0,01	0,2	2
SO4	mg/kg TS	110866	131	489000	189499	1000	20000	50000
N tot.	mg/kg TS	511	5,3	1470	592	-	-	-
DOC	mg/kg TS	181	12	655	246	500	800	1000
F	mg/kg TS	34	<4	37,8	4	10	150	500
Cl	mg/kg TS	106545	26,3	521000	207255	800	15000	25000

Vedlegg F

ANALYSERESULTATER FRA
KOLONNETEST, NGIs
MILJØLABORATORIUM





v/ NGI
v/ Gudny Okkenhaug
Sognsvein 72

0855 Oslo

Oslo, 2015-02-23

62003 Analyseresultater fra NGI miljølaboratorium

Prosjektnavn: Noah Brevik kolonnetester
Prosjektnummer: 20120726 -
Prøvetype: Gips
Antall prøver: 6
Mottatt dato: 2014.12.09
Anmerkninger: N1500891, N1500942, N1501470

Hovedkontor:
Pb. 3930 Ullevål Stadion
0806 Oslo

Avd Trondheim:
Pb. 1230 Pirsenteret
7462 Trondheim

T 22 02 30 00
F 22 23 04 48

Kontonr 5096 05 01281
Org. nr 958 254 318 MVA

ngi@ngi.no
www.ngi.no

Følgende analyser har blitt utført:

Parameter	Intern pros. MLP basert MLP	MLP basert på	Akkreditert	Måleområde	Analysedato
Vanninnhold	005	NS 8013	Ja	1-50 vekt %	2014.12.09-2014.12.10
Kolonnetest	401	CEN/TS 14405	Ja	Begrenset av det.gr	2015.01.26-2015.02.09
pH i vann	020	NS-EN ISO 10523	Ja	pH 4-10	2015.01.26-2015.02.09
Ledn.evn. i vann	030	NS-ISO 7888	Ja	15-13.000 µS/cm	2015.01.26-2015.02.09

Usikkerhet oppgis ved henvendelse til laboratoriet

Denne rapporten er ikke komplett uten rapport fra ALS Laboratory Group Norway AS, 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

BS EN ISO 9001
Serifisert av BSI
Reg. No. FS 32989

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH A
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 A

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	369,4 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	12,5 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 A L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	35,9	10,2	99700
16 A L/S 2	2,0	1,97	1,70 - 2,30	693	9,9	51200
16 A L/S 10	10,0	10,05	9,90 - 10,10	2984	8,4	5600

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,8	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,8
2,0		22,0	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,3
10,0		20,9		21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH A
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 A

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	7530000	3930000	838000
Fe (Jern)	233	<8	<4
K (Kalium)	10600000	4900000	287000
Mg (Magnesium)	<2000	<900	232
Na (Natrium)	13300000	5940000	335000
Al (Aluminium)	920	352	399
As (Arsen)	4,68	<2	3,22
Ba (Barium)	2310	1040	151
Cd (Kadmium)	7,85	1,13	<0,06
Co (Kobolt)	3,03	0,702	0,124
Cr (Krom)	9,46	2,20	1,55
Cu (Kopper)	23,6	3,92	1,84
Hg (Kvikksølv)	0,0682	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	12,5	<0,4	0,299
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	81,8	0,810	0,953
Zn (Sink)	141	8,94	6,33
Mo (Molybden)	2010	1220	322
Sb (Antimon)	19,3	4,94	3,79
Se (Selen)	58,2	30,4	6,18

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	731	8110	14900
Fe (Jern)	0,0226	0,0226-0,0376	0,0226-0,0700
K (Kalium)	1030	10200	12500
Mg (Magnesium)	0-0,194	0-1,88	1,87-3,76
Na (Natrium)	1290	12400	15100
Al (Aluminium)	0,0893	0,750	3,97
As (Arsen)	0,000454	0,000454-0,00421	0,0265-0,0302
Ba (Barium)	0,224	2,18	3,40
Cd (Kadmium)	0,000762	0,00288	0,00288-0,00337
Co (Kobolt)	0,000294	0,00161	0,00261
Cr (Krom)	0,000919	0,00505	0,0176
Cu (Kopper)	0,00229	0,00965	0,0245
Hg (Kvikksølv)	0,00000662	0,00000662-0,0000442	0,00000662-0,000206
Mn (Mangan)	0,00121	0,00121-0,00196	0,00363-0,00438
Ni (Nikkel)	0-0,000291	0-0,00217	0-0,00621
Pb (Bly)	0,00794	0,00946	0,0172
Zn (Sink)	0,0137	0,0305	0,0816
Mo (Molybden)	0,195	2,49	5,09
Sb (Antimon)	0,00187	0,0111	0,0418
Se (Selen)	0,00565	0,0627	0,113

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH A
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 A

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm	
Tørrestoff innhold	62 %	
Mengde tørr prøve i kolonnen	369,4 g	
Høyde i kolonnen	30 cm	
Gjennomsnittlig flow	12,5 ml/t	Tillatt område: 10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 A L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	35,9	10,2	99700
16 A L/S 2	2,0	1,97	1,70 - 2,30	693	9,9	51200
16 A L/S 10	10,0	10,05	9,90 - 10,10	2984	8,4	5600

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,8	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,8
2,0		22,0	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,3
10,0		20,9		21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH A
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 A

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene			
	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl⁻)	38500000	18100000	1100000
Fluorid (F⁻)	<75000	<60000	940
Sulfat (SO₄)	1370000	1380000	1610000
DOC	27000	10000	1500
Bikarbonat (HCO₃)		214000	91500

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)			
	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl⁻)	3740	37800	46700
Fluorid (F⁻)	0-7,28	0-120	7,59-127
Sulfat (SO₄)	133	2720	15700
DOC	2,62	21,4	33,5
Bikarbonat (HCO₃)		401	1140

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

 Prøvenavn: Filterkake fra NOAH B
 Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 B

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm	
Tørrestoff innhold	62 %	
Mengde tørr prøve i kolonnen	377,8 g	
Høyde i kolonnen	30 cm	
Gjennomsnittlig flow	11,3 ml/t	Tillatt område: 10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 B L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	38,1	10,3	90000
16 B L/S 2	2,0	1,96	1,70 - 2,30	704	9,9	53200
16 B L/S 10	10,0	10,07	9,90 - 10,10	3061	8,4	5490

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,7	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,8
2,0		22,5	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,3
10,0		21,1		21,2

pH i første 15 ml: 10,5

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

 Prøvenavn: Filterkake fra NOAH B
 Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 B

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	6820000	4100000	830000
Fe (Jern)	22,6	<8	<4
K (Kalium)	9500000	5140000	280000
Mg (Magnesium)	<2000	<900	232
Na (Natrium)	11900000	6230000	321000
Al (Aluminium)	450	360	394
As (Arsen)	2,31	<3	3,37
Ba (Barium)	2060	1100	152
Cd (Kadmium)	4,57	1,31	<0,06
Co (Kobolt)	2,87	0,867	0,148
Cr (Krom)	4,62	1,71	<0,5
Cu (Kopper)	11,9	4,41	2,01
Hg (Kvikksølv)	<0,02	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	<1	<0,4	<0,2
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	12,9	1,40	0,919
Zn (Sink)	30,4	11,4	5,24
Mo (Molybden)	2050	1210	322
Sb (Antimon)	8,46	4,87	4,00
Se (Selen)	48,0	30,3	5,92

Kummulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	688	8320	15000
Fe (Jern)	0,00228	0,00228-0,0172	0,00228-0,0496
K (Kalium)	958	10500	12800
Mg (Magnesium)	0-0,202	0-1,88	1,88-3,76
Na (Natrium)	1200	12800	15400
Al (Aluminium)	0,0454	0,716	3,91
As (Arsen)	0,000233	0,000233-0,00582	0,0275-0,0331
Ba (Barium)	0,208	2,26	3,49
Cd (Kadmium)	0,000461	0,00290	0,00290-0,00339
Co (Kobolt)	0,000289	0,00190	0,00310
Cr (Krom)	0,000466	0,00365	0,00365-0,00770
Cu (Kopper)	0,00120	0,00941	0,0257
Hg (Kvikksølv)	0-0,0000202	0-0,0000393	0-0,000201
Mn (Mangan)	0-0,000101	0-0,000846	0-0,00247
Ni (Nikkel)	0-0,000303	0-0,00217	0-0,00622
Pb (Bly)	0,00130	0,00391	0,0114
Zn (Sink)	0,00307	0,0243	0,0668
Mo (Molybden)	0,207	2,46	5,07
Sb (Antimon)	0,000853	0,00992	0,0423
Se (Selen)	0,00484	0,0613	0,109

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH B
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 B

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	377,8 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,3 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)**Målinger i eluatene**

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 B L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	38,1	10,3	90000
16 B L/S 2	2,0	1,96	1,70 - 2,30	704	9,9	53200
16 B L/S 10	10,0	10,07	9,90 - 10,10	3061	8,4	5490

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,7	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,8
2,0		22,5	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,3
10,0		21,1		21,2

pH i første 15 ml: 10,5

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd**Kommentarer**

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH B
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 B

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	34200000	19300000	1130000
Fluorid (F-)	<75000	<60000	950
Sulfat (SO ₄)	1400000	1420000	1660000
DOC	20000	10000	2000
Bikarbonat (HCO ₃)		220000	79300

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	3450	39400	48500
Fluorid (F-)	0-7,56	0-119	7,70-127
Sulfat (SO ₄)	141	2790	16200
DOC	2,02	20,6	36,8
Bikarbonat (HCO ₃)		409	1050

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH C
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 C

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm	
Tørrestoff innhold	62 %	
Mengde tørr prøve i kolonnen	378,3 g	
Høyde i kolonnen	30 cm	
Gjennomsnittlig flow	11,2 ml/t	Tillatt område: 10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 C L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	37,8	10,3	98700
16 C L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	716	9,8	53200
16 C L/S 10	10,0	10,03	9,90 - 10,10	3042	8,4	5160

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,7	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,6
2,0		22,3	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,7
10,0		21,2		21,3

pH i første 15 ml: 10,5

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonnelest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH C
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 C

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	7320000	4070000	823000
Fe (Jern)	192	<8	<4
K (Kalium)	10600000	5070000	252000
Mg (Magnesium)	<2000	<900	232
Na (Natrium)	13100000	6210000	285000
Al (Aluminium)	909	359	401
As (Arsen)	4,06	<2	1,47
Ba (Barium)	2260	1080	149
Cd (Kadmium)	6,88	1,19	<0,06
Co (Kobolt)	2,64	0,862	0,102
Cr (Krom)	6,93	1,90	1,32
Cu (Kopper)	19,0	5,26	1,70
Hg (Kvikksølv)	0,0782	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	6,07	<0,4	<0,2
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	65,3	1,01	0,901
Zn (Sink)	140	8,61	6,01
Mo (Molybden)	1990	1220	322
Sb (Antimon)	17,1	5,06	4,20
Se (Selen)	52,5	32,2	5,19

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	731	8440	15100
Fe (Jern)	0,0192	0,0192-0,0343	0,0192-0,0665
K (Kalium)	1060	10700	12700
Mg (Magnesium)	0-0,200	0-1,90	1,87-3,77
Na (Natrium)	1310	13100	15400
Al (Aluminium)	0,0907	0,771	4,00
As (Arsen)	0,000405	0,000405-0,00419	0,0122-0,0160
Ba (Barium)	0,226	2,27	3,47
Cd (Kadmium)	0,000687	0,00294	0,00294-0,00342
Co (Kobolt)	0,000264	0,00190	0,00272
Cr (Krom)	0,000692	0,00429	0,0149
Cu (Kopper)	0,00190	0,0119	0,0255
Hg (Kvikksølv)	0,00000781	0,00000781-0,0000457	0,00000781-0,000207
Mn (Mangan)	0,000606	0,000606-0,00136	0,000606-0,00297
Ni (Nikkel)	0-0,000299	0-0,00219	0-0,00621
Pb (Bly)	0,00652	0,00843	0,0157
Zn (Sink)	0,0140	0,0303	0,0786
Mo (Molybden)	0,199	2,51	5,10
Sb (Antimon)	0,00171	0,0113	0,0451
Se (Selen)	0,00524	0,0662	0,108

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH C
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 C

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm	
Tørrestoff innhold	62 %	
Mengde tørr prøve i kolonnen	378,3 g	
Høyde i kolonnen	30 cm	
Gjennomsnittlig flow	11,2 ml/t	Tillatt område: 10,6-13,9
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)		

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 C L/S 0,1	0,1	0,10	0,08 - 0,12	37,8	10,3	98700
16 C L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	716	9,8	53200
16 C L/S 10	10,0	10,03	9,90 - 10,10	3042	8,4	5160

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,7	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,6
2,0		22,3	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,7
10,0		21,2		21,3

pH i første 15 ml: 10,5

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.
Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH C
Med rent vann

Intern ref.: 401-150116 C

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	37900000	19200000	943000
Fluorid (F-)	<75000	<60000	940
Sulfat (SO ₄)	1380000	1430000	1520000
DOC	21000	10000	2000
Bikarbonat (HCO ₃)		201000	91500

Kummulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	3780	40100	47700
Fluorid (F-)	0-7,49	0-121	7,56-129
Sulfat (SO ₄)	138	2850	15100
DOC	2,10	21,0	37,1
Bikarbonat (HCO ₃)		381	1120

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

 Prøvenavn: Filterkake fra NOAH D
 Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 D

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrstoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	378,9 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,3 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9
Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)			

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 D L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	40,3	10,2	99000
16 D L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	713	9,8	62600
16 D L/S 10	10,0	10,06	9,90 - 10,10	3057	8,4	23100

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,5
2,0		22,3	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,6
10,0		21,2	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

 Prøvenavn: Filterkake fra NOAH D
 Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 D

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	7360000	4340000	1490000
Fe (Jern)	281	8,97	12,2
K (Kalium)	9750000	5240000	500000
Mg (Magnesium)	<2000	<2000	<900
Na (Natrium)	14300000	8720000	3700000
Al (Aluminium)	1010	407	375
As (Arsen)	5,20	<3	4,75
Ba (Barium)	2190	1210	283
Cd (Kadmium)	7,09	1,75	0,187
Co (Kobolt)	2,50	0,940	0,157
Cr (Krom)	14,8	3,08	2,07
Cu (Kopper)	20,9	4,65	2,71
Hg (Kvikksølv)	0,0603	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	8,33	<0,4	0,284
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	84,5	4,19	2,73
Zn (Sink)	227	17,6	10,2
Mo (Molybden)	1960	1190	435
Sb (Antimon)	21,9	5,93	5,56
Se (Selen)	57,0	38,3	12,3

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	783	8950	21000
Fe (Jern)	0,0299	0,0468	0,145
K (Kalium)	1040	10900	14900
Mg (Magnesium)	0-0,213	0-3,98	0-11,2
Na (Natrium)	1520	17900	47800
Al (Aluminium)	0,107	0,873	3,90
As (Arsen)	0,000553	0,000553-0,00620	0,0389-0,0445
Ba (Barium)	0,233	2,51	4,79
Cd (Kadmium)	0,000754	0,00405	0,00556
Co (Kobolt)	0,000266	0,00204	0,00330
Cr (Krom)	0,00157	0,00737	0,0241
Cu (Kopper)	0,00222	0,0110	0,0328
Hg (Kvikksølv)	0,00000642	0,00000642-0,0000441	0,00000642-0,000205
Mn (Mangan)	0,000886	0,000886-0,00164	0,00318-0,00393
Ni (Nikkel)	0-0,000319	0-0,00220	0-0,00624
Pb (Bly)	0,00899	0,0169	0,0389
Zn (Sink)	0,0242	0,0573	0,140
Mo (Molybden)	0,209	2,45	5,96
Sb (Antimon)	0,00233	0,0135	0,0584
Se (Selen)	0,00606	0,0781	0,177

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH D
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 D

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	378,9 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,3 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 D L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	40,3	10,2	99000
16 D L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	713	9,8	62600
16 D L/S 10	10,0	10,06	9,90 - 10,10	3057	8,4	23100

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,5
2,0		22,3	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,6
10,0		21,2	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH D
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 D

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	37100000	22700000	6830000
Fluorid (F-)	<75000	<60000	1400
Sulfat (SO ₄)	1350000	1540000	1960000
DOC	19000	10000	1700
Bikarbonat (HCO ₃)		201000	79300

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	3950	46700	102000
Fluorid (F-)	0-7,98	0-121	11,3-132
Sulfat (SO ₄)	144	3040	18900
DOC	2,02	20,8	34,6
Bikarbonat (HCO ₃)		379	1020

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH E
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 E

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm	
Tørrestoff innhold	62 %	
Mengde tørr prøve i kolonnen	375,3 g	
Høyde i kolonnen	30 cm	
Gjennomsnittlig flow	11,2 ml/t	Tillatt område: 10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 E L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	39,4	10,2	107600
16 E L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	707	9,8	60700
16 E L/S 10	10,0	10,05	9,90 - 10,10	3027	8,2	22900

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,4	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3
2,0		22,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	23,0
10,0		21,1	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,2

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnelest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH E
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 E

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter (µg/l) i eluatene			
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	7980000	4200000	1470000
Fe (Jern)	81,5	<8	<4
K (Kalium)	11000000	4870000	479000
Mg (Magnesium)	<2000	1800	<900
Na (Natrium)	15500000	8450000	3710000
Al (Aluminium)	617	363	393
As (Arsen)	3,36	<3	4,93
Ba (Barium)	2420	1130	285
Cd (Kadmium)	8,12	1,47	0,0733
Co (Kobolt)	2,59	0,782	0,0613
Cr (Krom)	7,66	3,39	0,655
Cu (Kopper)	16,3	4,35	1,85
Hg (Kvikksølv)	0,0300	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	1,92	<0,4	<0,2
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	33,9	0,583	0,916
Zn (Sink)	75,6	7,01	4,10
Mo (Molybden)	2010	1210	430
Sb (Antimon)	13,1	7,13	5,43
Se (Selen)	53,7	32,6	12,5

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)			
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	839	8750	20600
Fe (Jern)	0,00856	0,00856-0,0236	0,00856-0,0559
K (Kalium)	1160	10300	14200
Mg (Magnesium)	0-0,210	3,39-3,60	3,39-10,9
Na (Natrium)	1630	17500	47500
Al (Aluminium)	0,0648	0,748	3,92
As (Arsen)	0,000353	0,000353-0,00600	0,0401-0,0458
Ba (Barium)	0,254	2,38	4,68
Cd (Kadmium)	0,000853	0,00362	0,00421
Co (Kobolt)	0,000272	0,00174	0,00224
Cr (Krom)	0,000805	0,00719	0,0125
Cu (Kopper)	0,00171	0,00990	0,0248
Hg (Kvikksølv)	0,00000315	0,00000315-0,0000408	0,00000315-0,000202
Mn (Mangan)	0,000202	0,000202-0,000955	0,000202-0,00257
Ni (Nikkel)	0-0,000315	0-0,00220	0-0,00623
Pb (Bly)	0,00356	0,00466	0,0120
Zn (Sink)	0,00794	0,0211	0,0542
Mo (Molybden)	0,211	2,49	5,96
Sb (Antimon)	0,00138	0,0148	0,0586
Se (Selen)	0,00564	0,0670	0,168

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH E
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 E

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm
Tørrestoff innhold	62 %
Mengde tørr prøve i kolonnen	375,3 g
Høyde i kolonnen	30 cm
Gjennomsnittlig flow	11,2 ml/t
Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 E L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	39,4	10,2	107600
16 E L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	707	9,8	60700
16 E L/S 10	10,0	10,05	9,90 - 10,10	3027	8,2	22900

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,4	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3
2,0		22,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	23,0
10,0		21,1	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,2

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH E
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 E

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	42600000	22000000	6800000
Fluorid (F-)	<94000	<60000	1400
Sulfat (SO ₄)	1370000	1610000	1960000
DOC	21000	9900	1700
Bikarbonat (HCO ₃)		195000	85400

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl-)	4480	45900	101000
Fluorid (F-)	0-9,88	0-123	11,3-134
Sulfat (SO ₄)	144	3180	19000
DOC	2,21	20,8	34,6
Bikarbonat (HCO ₃)		368	1060

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonnetest - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH F
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 F

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	382,9 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,4 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 F L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	41,3	10,3	106800
16 F L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	720	9,9	63100
16 F L/S 10	10,0	10,06	9,90 - 10,10	3091	8,3	22500

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,5	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,7
2,0		22,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,6
10,0		21,2	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleuskkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH F
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 F

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene			
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	7990000	4620000	1420000
Fe (Jern)	24,9	<8	<4
K (Kalium)	11100000	5430000	448000
Mg (Magnesium)	<2000	925	<900
Na (Natrium)	15800000	9270000	3720000
Al (Aluminium)	478	376	395
As (Arsen)	3,99	<3	4,46
Ba (Barium)	2440	1230	264
Cd (Kadmium)	7,21	1,63	0,0883
Co (Kobolt)	2,82	0,994	<0,05
Cr (Krom)	4,98	2,25	1,61
Cu (Kopper)	11,9	4,77	2,09
Hg (Kvikksølv)	<0,02	<0,02	<0,02
Mn (Mangan)	<1	<0,4	<0,2
Ni (Nikkel)	<3	<1	<0,5
Pb (Bly)	18,8	0,836	0,872
Zn (Sink)	40,8	5,70	3,70
Mo (Molybden)	2170	1390	433
Sb (Antimon)	10,2	5,24	4,47
Se (Selen)	56,2	34,7	11,2

Kumulativ mengde utvasket (mg/kg ts)			
	0,1	2,0	10,0
Ca (Kalsium)	862	9550	21000
Fe (Jern)	0,00269	0,00269-0,0177	0,00269-0,0500
K (Kalium)	1200	11400	15000
Mg (Magnesium)	0-0,216	1,74-1,96	1,74-9,22
Na (Natrium)	1710	19100	49200
Al (Aluminium)	0,0516	0,759	3,95
As (Arsen)	0,000431	0,000431-0,00607	0,0364-0,0421
Ba (Barium)	0,263	2,58	4,71
Cd (Kadmium)	0,000778	0,00384	0,00456
Co (Kobolt)	0,000304	0,00217	0,00217-0,00258
Cr (Krom)	0,000538	0,00477	0,0178
Cu (Kopper)	0,00128	0,0103	0,0271
Hg (Kvikksølv)	0-0,00000216	0-0,0000398	0-0,000201
Mn (Mangan)	0-0,000108	0-0,000860	0-0,00247
Ni (Nikkel)	0-0,000324	0-0,00220	0-0,00624
Pb (Bly)	0,00203	0,00360	0,0106
Zn (Sink)	0,00440	0,0151	0,0450
Mo (Molybden)	0,234	2,85	6,34
Sb (Antimon)	0,00110	0,0110	0,0470
Se (Selen)	0,00607	0,0713	0,162

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH F
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 F

Dato/kontr.: 23/2-15 AP

Generell informasjon om forsøket

Det har blitt benyttet en kolonne med indre diameter	5 cm		
Tørrestoff innhold	62 %		
Mengde tørr prøve i kolonnen	382,9 g		
Høyde i kolonnen	30 cm		
Gjennomsnittlig flow	11,4 ml/t	Tillatt område:	10,6-13,9

Forsøket har blitt utført ved romtemperatur (20C+/- 5C)

Uttak av eluater (L/S forhold tatt ut og tillatt område for uttak)

Målinger i eluatene

Prøvenavn	L/S	L/S forhold tatt ut	Uttak av L/S i området	Mengde vann tatt ut (ml)	pH	Ledn.evne (µS/cm)
16 F L/S 0,1	0,1	0,11	0,08 - 0,12	41,3	10,3	106800
16 F L/S 2	2,0	1,99	1,70 - 2,30	720	9,9	63100
16 F L/S 10	10,0	10,06	9,90 - 10,10	3091	8,3	22500

Kommentarer

L/S	pH	T (°C)	Ledn.evne (µS/cm)	T (°C)
0,1		21,5	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,7
2,0		22,6	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	22,6
10,0		21,2	Ledningsevne er målt utenfor akkreditert område	21,3

pH i første 15 ml: 10,4

pH i resten av L/S=0,1: 10,3

Likevekt er oppnådd

Kommentarer

Alle kjemiske analyser av eluatene er utført av ALS Laboratory Group Norway AS.

Det henvises til underleverandørs analyserapport for komplett dokumentasjon av akkrediteringsstatus, måleområde og måleusikkerhet. Rapport: N1500891, N1500942, N1501470

Norges Geotekniske Institutt -Miljølaboratoriet



Kolonne-test - MLP 401-3e (CEN/TS 14405)

Prosjektnr.: 20120726

Prosjekttittel: NOAH Brevik

Prøvenavn: Filterkake fra NOAH F
Med pumpevann

Intern ref.: 401-150116 F

Dato/kontr.:

23/2-15 AP

Konsentrasjon av miljøgifter ($\mu\text{g/l}$) i eluatene

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl ⁻)	42700000	23100000	6660000
Fluorid (F ⁻)	<94000	<60000	1400
Sulfat (SO ₄)	1380000	1590000	1980000
DOC	21000	11000	1600
Bikarbonat (HCO ₃)		220000	85400

Kummulativ mengde utvasket (mg/kg ts)

	0,1	2,0	10,0
Klorid (Cl ⁻)	4610	48100	102000
Fluorid (F ⁻)	0-10,1	0-123	11,3-134
Sulfat (SO ₄)	149	3140	19100
DOC	2,27	23,0	35,9
Bikarbonat (HCO ₃)		413	1100

Utlekking av organiske forbindelser er ikke akkreditert.

Vedlegg G

LABORATORIERAPPORTER,
FASTSTOFFANALYSE AV
FILTERMATERIALE OG ANALYSE AV
VANN SOM PUMES UT AV GRUVEN



Registrert **2015-01-27 13:00**
 Utstedt **2015-02-02**

NGI
Arne Pettersen
Miljøgeologi
Box 3930 Ullevål Stadion
N-0806 Oslo
Norge

Prosjekt **NOAH Brevik**
 Bestnr **20120726**

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	Filtermateriale					
	Fast stoff					
Labnummer	N00346701					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	63.5	3.84	%	1	1	ERAN
As (Arsen)	92.2	18.4	mg/kg TS	1	1	ERAN
Ba (Barium)	555	111	mg/kg TS	1	1	ERAN
Cd (Kadmium)	74.4	14.9	mg/kg TS	1	1	ERAN
Co (Kobolt)	18.4	3.69	mg/kg TS	1	1	ERAN
Cr (Krom)	124	24.8	mg/kg TS	1	1	ERAN
Cu (Kopper)	690	138	mg/kg TS	1	1	ERAN
Fe (Jern)	19900	3980	mg/kg TS	1	1	ERAN
Hg (Kvikksølv)	4.08	0.82	mg/kg TS	1	1	ERAN
Mn (Mangan)	660	132	mg/kg TS	1	1	ERAN
Mo (Molybden)	10.9	2.19	mg/kg TS	1	1	ERAN
Ni (Nikkel)	54.1	10.8	mg/kg TS	1	1	ERAN
Pb (Bly)	1760	351	mg/kg TS	1	1	ERAN
Zn (Sink)	8390	1680	mg/kg TS	1	1	ERAN
Sb (Antimon)	245	49.0	mg/kg TS	2	1	ERAN
Al (Aluminium)	17800	3550	mg/kg TS	2	1	ERAN
Ca (Kalsium)	195000	39000	mg/kg TS	2	1	ERAN
Mg (Magnesium)	8470	1690	mg/kg TS	2	1	ERAN
K (Kalium)	13800	2760	mg/kg TS	2	1	ERAN
Se (Selen)	4.4	0.9	mg/kg TS	2	1	ERAN
Na (Natrium)	16900	3380	mg/kg TS	2	1	ERAN



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
 n.d. betyr ikke påvist.
 n/a betyr ikke analyserbart.
 < betyr mindre enn.
 > betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Analyse av tungmetaller (M-1C) Metode: EPA metoder 200.7, ISO 11885 Forbehandling: Siktning 2 mm. Oppslutning jordprøver: HNO ₃ og 0,5 ml H ₂ O ₂ i mikrobølgeovn. Oppslutning slam- og sedimentprøver: HNO ₃ /vann (1:1) i mikrobølgeovn.
2	Elementanalyse i jord Metode: ICP-OES

Godkjenner	
ERAN	Erlend Andresen

Underleverandør ¹	
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Registrert **2015-02-12 10:21**
 Utstedt **2015-02-20**

NGI
Arne Pettersen
Miljøgeologi
Box 3930 Ullevål Stadion
N-0806 Oslo
Norge

Prosjekt **NOAH Brevik**
 Bestnr **20120726**

Analyse av vann

Deres prøvenavn	Pumpevann Filtrert Eluat					
Labnummer	N00348253					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Ca (Kalsium)	509	64	mg/l	1	R	HEBJ
Fe (Jern)	<0.004		mg/l	1	H	HEBJ
K (Kalium)	222	27	mg/l	1	R	HEBJ
Mg (Magnesium)	337	40	mg/l	1	R	HEBJ
Na (Natrium)	3580	440	mg/l	1	R	HEBJ
Al (Aluminium)	12.6	6.1	µg/l	1	H	HEBJ
As (Arsen)	19.9	3.6	µg/l	1	H	HEBJ
Ba (Barium)	38.1	7.4	µg/l	1	H	HEBJ
Cd (Kadmium)	0.0740	0.0353	µg/l	1	H	HEBJ
Co (Kobolt)	1.40	0.32	µg/l	1	H	HEBJ
Cr (Krom)	6.60	1.37	µg/l	1	H	HEBJ
Cu (Kopper)	6.04	1.22	µg/l	1	H	HEBJ
Hg (Kvikksølv)	<0.02		µg/l	1	F	HEBJ
Mn (Mangan)	151	18	µg/l	1	R	HEBJ
Ni (Nikkel)	38.5	8.0	µg/l	1	H	HEBJ
Pb (Bly)	<0.2		µg/l	1	H	HEBJ
Zn (Sink)	23.4	8.3	µg/l	1	H	HEBJ
Mo (Molybden)	77.2	15.7	µg/l	1	H	HEBJ
Sb (Antimon)	1.14	0.28	µg/l	1	H	HEBJ
Se (Selen)	4.66	0.95	µg/l	1	H	HEBJ
Klorid (Cl-)	6430	350	mg/l	2	1	HEBJ
Fluorid (F-)	2.5	0.19	mg/l	2	1	HEBJ
Sulfat (SO4)	1130	81	mg/l	2	1	HEBJ
DOC	3.7	0.25	mg/l	2	1	HEBJ
Bikarbonat (HCO3)	3.0		mg/l	3	1	HEBJ



Deres prøvenavn	Pumpevann Ufiltrert Eluat					
Labnummer	N00348254					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Ca (Kalsium)	511	64	mg/l	1	R	HEBJ
Fe (Jern)	0.00672	0.00475	mg/l	1	H	HEBJ
K (Kalium)	220	27	mg/l	1	R	HEBJ
Mg (Magnesium)	337	40	mg/l	1	R	HEBJ
Na (Natrium)	3550	433	mg/l	1	R	HEBJ
Al (Aluminium)	16.9	6.4	μ g/l	1	H	HEBJ
As (Arsen)	19.8	3.5	μ g/l	1	H	HEBJ
Ba (Barium)	38.2	7.5	μ g/l	1	H	HEBJ
Cd (Kadmium)	0.0850	0.0360	μ g/l	1	H	HEBJ
Co (Kobolt)	1.41	0.32	μ g/l	1	H	HEBJ
Cr (Krom)	6.53	1.34	μ g/l	1	H	HEBJ
Cu (Kopper)	6.82	1.43	μ g/l	1	H	HEBJ
Hg (Kvikksølv)	<0.02		μ g/l	1	F	HEBJ
Mn (Mangan)	151	19	μ g/l	1	R	HEBJ
Ni (Nikkel)	38.5	8.0	μ g/l	1	H	HEBJ
Pb (Bly)	<0.2		μ g/l	1	H	HEBJ
Zn (Sink)	13.2	4.7	μ g/l	1	H	HEBJ
Mo (Molybden)	76.2	15.5	μ g/l	1	H	HEBJ
Sb (Antimon)	1.18	0.29	μ g/l	1	H	HEBJ
Se (Selen)	4.01	0.91	μ g/l	1	H	HEBJ
Klorid (Cl-)	6460	350	mg/l	2	1	HEBJ
Fluorid (F-)	2.5	0.19	mg/l	2	1	HEBJ
Sulfat (SO4)	1150	83	mg/l	2	1	HEBJ
DOC	3.8	0.26	mg/l	2	1	HEBJ
Bikarbonat (HCO3)	3.0		mg/l	3	1	HEBJ



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

n.d. betyr ikke påvist.

n/a betyr ikke analyserbart.

< betyr mindre enn.

> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Analyse av tungmetaller (V-3A) Metode: EPA metoder 200.7 og 200.8 (modifisert) Forbehandling: Filtrering Surgjøring med 1 ml salpetersyre per 100 ml prøve. Ved analyse av Se er prøven oppsluttet med HCl i Autoklav (120 °C i 30 minutter). For analyse Ag skal prøven være konsentrert med Ag. Analyse av Hg utført med AFS etter EN ISO 17852:2008.
2	Bestemmelse av Klorid, fluorid, sulfat og DOC. Metode: Klorid, fluorid og sulfat: EN ISO 10304-1/-2-D19/20 DOC: DIN EN 1484-H3 Deteksjon og kvantifisering: Klorid, fluorid og sulfat: Ionekromatografi DOC: IR-fotometri
3	Bestemmelse av Bikarbonat (HCO ₃ ⁻). Metode: DIN 38405-D8

Godkjenner	
HEBJ	Hege Finanger Bjørnbakk

Underleverandør ¹	
F	AFS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
H	ICP-SFMS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
R	ICP-AES Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland Lokalisering av andre GBA laboratorier: Hildesheim Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Gelsenkirchen Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Freiberg Meißner Ring 3, 09599 Freiberg

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Underleverandør ¹	
Hameln:	Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln
Hamburg:	Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg
Akkreditering:	DAKks, registreringsnr. D-PL-14170-01-00
Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon	

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

Vedlegg H

DEPONERING AV ALUNSKIFER I BREVIK
GRUVEN.
NGI-NOTAT NR. 20120726-07-TN.

Til: Hjellnes Consult AS
 v/ Kjetil Hansen
 Dato: 2015-05-06
 Rev.nr. / Rev.dato: 0
 Dokumentnr.: 20120726-07-TN
 Prosjekt: NOAH – Fremtidig virksomhet
 Utarbeidet av: Thomas Pabst, Gudny Okkenhaug
 Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
 Kontrollert av: Erik Endre, Gijs Breedveld, Tom Myran (NTNU)

Deponering av alunskifer i Brevik gruve

Innhold

1	Innledning	2
2	Materialet alunskifer	2
2.1	Generell beskrivelse	2
2.2	Radon og radioaktiv stråling	3
2.3	Syredannelse og utlekking av tungmetaller	4
2.4	Andre problemstillinger	6
3	Alunskifer som avfall	6
3.1	Omfang og behov for deponier	6
3.2	Type avfall	6
3.3	Klassifisering	7
3.4	Deponering og tiltak	8
4	Deponering av alunskifer i Brevik gruve	8
4.1	Under drift	9
4.2	Etter avslutning	10
5	HMS	11
6	Behov for ytterligere testing	11
7	Oppsummering og konklusjon	11
8	Referanser	12

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

NOAH vurderer mulighet til å motta og deponere alunskifer i Brevik graven. Planen vil være å deponere opp til 50 000 tonn alunskifer per år.

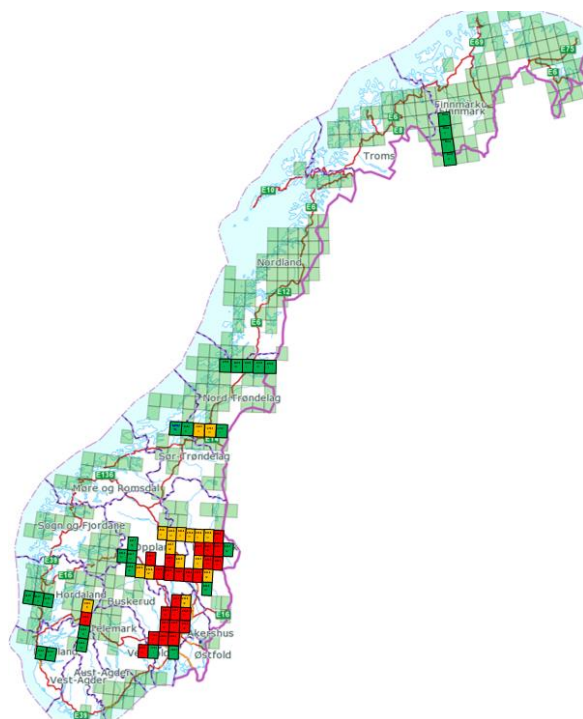
Alunskifer har et forurensningspotensiale gjennom naturlig radioaktivitet og dannelse av radon, samtidig som den kan reagere surt og frigjøre store mengder forurensende metaller. Disse forholdene kan ha stor betydning for en eventuell deponering i Brevik når det gjelder HMS under drift og utlekking til vann (sigevann/pumpevann).

Dette notatet beskriver egenskaper til alunskifer og mulige risiko for miljø i forbindelse med håndtering og deponering i Brevik graven.

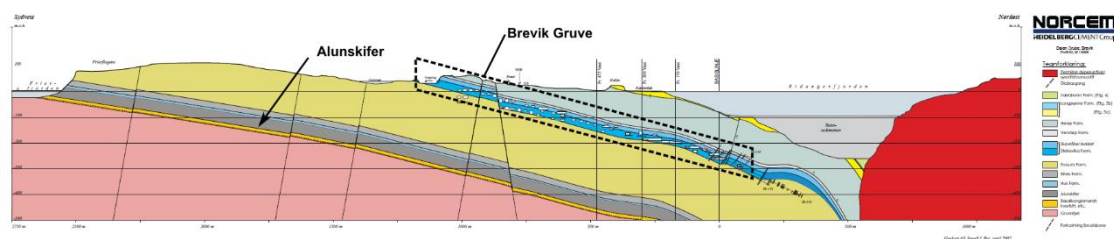
2 Materialet alunskifer

2.1 Generell beskrivelse

Svartskifer er en sedimentær leirskifer som inneholder ulike leirmineraler som illitt og montmorillonitt. I tillegg finnes det kloritt, kvarts og vanligvis 15-20 % antrasitt (karbon). Svartskifer har ofte høyt innhold av svovel og sulfid og inneholder radionukliden uran (U). Svartskifer finnes hovedsakelig i Oslofeltet, fra Porsgrunn/Skien i Sør til Hamar og Lillehammer i Nord (Figur 1). Alunskifer er en spesiell type svartskifer fra sen kambrium og tidlig ordovicium (ca. 500 millioner år) som inneholder høyere konsentrasjoner av tungmetaller, organisk materiale, sulfid og uran enn andre typer svartskifer. Det finnes for eksempel alunskifer i Brevik området (Figur 2).



Figur 1. Svartskifer i Norge (rød: sannsynlighet for svarte leirskifer i grunnen; oransje: mindre omfang av svart leirskifer i grunnen; grønt: svært usannsynlig).



Figur 2. Profil 082 ved Brevik Gruve som viser lokalisering av Steinsvik formasjonen og lagrekken i gruveområdet. Alunskiferformasjonen er vist med grå farge (Rui, 2014).

2.2 Radon og radioaktiv stråling

2.2.1 Uran i svartskifer

Radioaktivitet i alunskifer kommer fra naturlig forekommende nuklider, og uran (^{238}U) er den viktigste av dem. Alunskifer inneholder vanligvis mellom 60 og 200 mg/kg uran som brytes ned naturlig over en lang tid til andre grunnstoffer: radium, radon, polonium, vismut og til slutt bly som er det endelige stabile nedbrytningsproduktet. I denne prosessen avgis energi som ioniserende stråling i form av partikler (alfa- eller betastråling) og/eller elektromagnetisk stråling (gammastråling). Radioaktivitet beskrives med enheten becquerel (Bq), der 1 Bq tilsvarer et henfall pr. sekund. Korrelasjoner mellom uraninnhold og stråling tyder på at leirskifere med uraninnhold < 50 mg/kg, har ubetydelig strålingsnivå.

Rekkevidden av alfa- og betastrålingene er generelt noen centimeter i luft, og mye mindre i vann. Pga. høy energi, kan radioaktiv stråling imidlertid direkte medføre helserisiko hvis kilden befinner seg tett ved eller inni kroppen. Størst risiko når det gjelder uran er derfor mobilitet i vannet (Tabell 1).

Tabell 1. Sammenheng mellom konsentrasjon, aktivitet og effekt av ^{238}U på akvatiske organismer (Sazykina et al., 2000).

^{238}U i vann, mg/L	Aktivitet av ^{238}U i vann, Bq/L	Effekter på akvatiske organismer
$< 0,05$	0,6	Ingen observerte effekter på akvatisk biota
0,5	6,15	Noe nedgang i veksten av mikroalger (ca 10%)
1	12,3	Nedgang i vekst av mikroalger med 50-60%. Noe nedgang i reproduksjon hos daphnia (vannlopper)
5	61,5	Tegn på akutt toksisitet hos daphnia, nedsatt reproduksjon, degenerasjon av gonader i fisk.
10	123	Reduksjon av bakterievekst, nedgang i phytoplankton biomassen, totalt opphør av reproduksjon hos daphnia, degenerasjon av gonader i fisk.
25	307,5	Hurtig degenerering i gonader hos voksen fisk
100	1230	Akutt dødelig konsentrasjon for daphnia, fisk, opphør i veksten av phytoplankton, inhibering av bakteriologisk mineraliseringsprosesser

2.2.2 Dannelse av radon

Radon (^{222}Rn) er et datterprodukt av radium (som igjen er et datterprodukt av thorium og uran) og en radioaktiv gass (tyngre enn luft) med en relativ kort halveringstid på 3,8 dager. Det vil si det tar 3,8 dager for å halvere konsentrasjonen. Det er en alfapartikler α -stråler, dvs. den gir stråling med liten gjennomtrengingsevne (kan stoppes av et papirark), men sterkt skadende ved direkte kontakt med vev. Radon transporteres langs sprekke- og korneflater i skiferen og til overflaten. Jo større overflate på skiferpartiklene, desto større spredning av radon til luft.

Radon kan ha alvorlige konsekvenser på helse og er årsaken for mange tilfeller av lungekreft ifølge verdens helseorganisasjon (WHO). Røyking øker denne risikoen sannsynligvis betydelig (Tabell 2). Effektene øker med radonkonsentrasjonen, og Statens Strålevernet anbefaler å holde radon konsentrasjonene under 100 Bq/m^3 og radonnivået skal uansett ikke overstige grenseverdien 200 Bq/m^3 (Helse- og omsorgsdepartementet, 2010). Radon kan også forekomme i grunnvann og selv om det er mye mindre mobilt pga. langsom diffusjon er det anbefalt å holde konsentrasjonene under 500 Bq/L .

Tabell 2. Lungekreftsfare ved ulike konsentrasjoner av ^{222}Rn i luft (US EPA 402-R-03-003) ved livstidseksponering over levetid.

^{222}Rn Bq/m^3	Uten røyking	Med røyking
15	-	3‰
48	2‰	20‰
74	4‰	32‰
148	7‰	62‰
296	15‰	120‰
370	18‰	150‰
740	36‰	260‰

2.3 Syredannelse og utlekking av tungmetaller

Grunnet høyt innhold av sulfider og særlig pyritt (svovelkis) og pyrrhotitt (magnetkis) oksideres alunskifer når den kommer i kontakt med oksygen og vann. Ved sprengning eksponeres sulfidmineraler på steinoverflaten for luft og fuktighet. Mineralene oksideres og danner svovelsyre. Oksidasjon av pyritt (med oksygen og vann) kan skrives som følger (Nicholson, 1994):



Formel (1) er en generell og forenklet formulering av oksideringsreaksjonen. I virkeligheten utvikles forskjellige intermediære forbindelser, som elementært svovel S^0 (Jambor, 1994), sulfitt SO_3^{2-} (Appelo og Postma, 1994) eller thiosalter (Goldhaber, 1983).

Fe(II) fra reaksjon (1) kan oksideres videre til Fe(III):

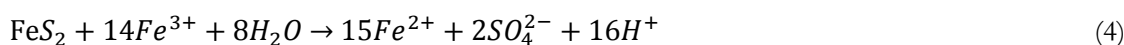


Så lenge $pH > 3 - 3,5$ kan $Fe(III)$ felle ut som et hydroksid (Nicholson, 1994):



Denne jernutfellingen er surgjørende, og kan også være svært skadelig for organismer fordi utfelt jern kan feste seg på gjelleoverflater og andre eksponerte organer.

Hvis pH blir lav nok ($pH < 3,5$), vil $Fe(III)$ løses opp og vil fungere som den viktigste elektronakseptoren i oksideringen av pyritt, og den direkte oksidasjonen hemmes i stor grad (Moses et al., 1987). Oksidasjonen av pyritt kan da skrives som (Nordstrom og Southam, 1997):



Så snart reaksjon (4) er initiert, vil genereringen av sur avrenning øke raskt, noe som kan resultere i en svært lav pH . Reaksjon (4) er begrenset av hvor raskt $Fe(II)$ blir oksidert (Appelo og Postma, 1994). Jernoksiderende bakterier, myrab slik som *Acidithiobacillus ferrooxidans*, katalyserer reaksjon (2) slik at den raskt blir som reaksjonen (4) (Nordstrom et al. 1992). Etableringen av mikroorganismer vil generelt øke reaksjonshastighetene og dermed forvitringen.



Figur 3. Alunskiferprøve som er oksidert og forvitret ved kontakt med oksygen og fuktighet. Gulffarge indikerer utfelling av jernoksider/sulfater (høyden på bildeutsnittet er ca. 5 centimeter) (Kilde: NGI).

Det er de syredannende egenskapene som kontrollerer de fleste uønskede egenskapene til sulfidrike bergarter. pH i vann som har vært i kontakt med alunskifer kan være svært lav, og dette medfører oppløsning av de fleste mineraler, inkl. silikater og karbonater. Sigevannet kan derfor inneholde meget høye konsentrasjoner av tungmetaller, uran og aluminium (Tabell 3). Høyt organisk innhold kan føre til kompleksdannelse og øke mobiliteten av de fleste tungmetaller i vann.

De biologiske effektene av surt vann og metaller er godt kjent. Stort sett kan høye konsentrasjoner av metaller påvirke de fleste arter av biota og flora negativt (f.eks. Hirst et al., 2002; Azevedo og Cassio, 2010; Mebane et al., 2012).

Tabell 3. Eksempler på typiske konsentrasjoner observert i vann som har vært i kontakt med forvitret alunskifer over lengre tid.

Prøvested	pH	U µg/L	Al µg/L	Cr µg/L	Cu µg/L	Pb µg/L
Oslo og Omegn 1	2,6	25 200	1 000 000	1470	17 600	< 30
Oslo og Omegn 2	5,8	3,4	20	0,08	47	0,17
Oslo og Omegn 3	6,2	5,6	934	< 0,9	38	0,52
Oslo og Omegn 6	6,5	2,9	1,4	0,06	3,8	< 0,05
Oslo og Omegn 9	7,5	40	1850	1,8	4,3	1,1

2.4 Andre problemstillinger

Svovelsyren og sulfatene produsert ved oksidering av alunskifer tærer også aggressivt på mange bygningsmaterialer (sulfatangrep). Ved lav og moderat relativ fuktighet vil de nye mineralene som dannes (sulfatmineralene) medføre volumøkning i skiferen. Svelltrykket som utvikles i leirskifer kan overskride 2 MPa og skape skader i fundamentet til bygninger.

Det finnes også eksempler på at forvittringsreaksjonen av alunskifer blir så intens at deponiet kan begynne å brenne (selvantenning). I disse tilfellene har forvittringsreaksjonene fått forløpe uhindret. Risiko for selvantenning er svært avhengig av relativ fuktighet og deponeringsmetodikk, og kan derfor forhindres.

3 Alunskifer som avfall

3.1 Omfang og behov for deponier

Mange byggeprosjekter i Osloregionen har måttet håndtere svartskifer, inklusive alunskifer. Det anbefales normalt at masser som skal benyttes under eller rundt nye byggkonstruksjoner ikke bør ha konsentrasjoner av radium-226 som overstiger 300 Bq/kg. Typisk radiumaktivitet i alunskifer er mellom 600 og 5000 Bq/kg. I tillegg til helsehensyn er det ønskelig å unngå å bruke syredannende masser ved fundamentet der det angriper sement og betong (pga. sulfatangrep). Derfor kan alunskifer vanligvis ikke benyttes som fyllmasser eller konstruksjonsmateriale og må derfor deponeres.

3.2 Type avfall

Totalt metallinnhold i alunskifer ligger betydelig lavere sammenlignet med grenser for farlig avfall gitt i veileder om helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (SFT, 2009), se Tabell 4). Bergarter med ≥ 1 Bq/g (=1000 Bq/kg) radioaktivitet defineres som radioaktivt avfall (Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall, Vedlegg I, 2010). Dette antas å gjelde for et uraninnhold større enn 80 mg/kg. Ofte ligger alunskifermassene rundt eller rett over grensen for radioaktivt avfall (Tabell 4).

Tabell 4. Eksempler på typiske totalkonsentrasjoner i alunskiferprøver. Ingen av prøvene ligger over grensen for farlig avfall gitt i SFT (2009).

Prøvested	As	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	U
Øvre Slotts gate	-	22	-	127	436	89	133
Øvre Slotts gate	-	49	-	102	246	145	185
Øvre Slotts gate	-	35	-	134	101	140	123
Øvre Slotts gate	-	44	-	176	125	218	264
Øvre Slotts gate	-	36	-	139	157	190	195
Follobanen	30	34	0,2	18	19	16	22
Rådhusbrygge	30	30	0,2	56	84	38	22
Regjeringskvartalet	67	45	8,8	181	266	259	142
Regjeringskvartalet	59	33	4,1	198	150	249	104
Regjeringskvartalet	61	34	3,3	192	143	219	115
Regjeringskvartalet	58	35	4,9	178	181	176	123
Regjeringskvartalet	73	36	3,9	197	163	247	103
Stablum	-	49	-	217	398	279	306
Stablum	-	35	-	305	840	293	85
Stablum	-	50	-	129	75	199	163
Stablum	-	50	-	217	500	375	95
Stablum	-	58	-	186	592	384	145
Farlig avfall	>1000	>2500	>1000	>25000	>25000	>2500	

3.3 Klassifisering

En god klassifisering av alunskifermasser er viktig da det kan ha store konsekvenser for disponering. Alunskifer er ofte blandet sammen med andre typer svartskifer som ikke har så stor effekter på miljø og helse. NGU/Statens strålevern har utarbeidet såkalte "alunskiferkart". Disse er imidlertid relativt grove og kan ikke benyttes direkte ved konkret vurdering av forekomst av alunskifer.

En metode for å identifisere og karakterisere ulike skifre er basert på kjemiske analyser i kombinasjon med mineralogisk kunnskap. Det baseres hovedsakelig på:

- Vurdering av syredanningspotensiale og nøytraliseringspotensiale basert på innholdet av svovel og uorganisk karbon (Lawrence and Wang, 1997);
- Sammenligning av konsentrasjoner av jern og svovel for å vurdere om jern er hovedsakelig bundet til sulfider eller silikater og om det kan finnes en del svovel i organisk stoff;

- Trekant-diagrammer som viser relativt elementinnhold i forhold til referansebergarter og som brukes for å identifisere stratigrafisk opprinnelse av en skiferprøve (dvs. om det er alunskifer eller en annen type svartskifer).

3.4 Deponering og tiltak

Det finnes for øyeblikket kun noen få deponier som kan motta alunskifer i Norge. Langøya er en av de største og total mengde alunskifer som deponeres der per i dag er ca. 40 000 t/år.

Generell målsetning ved å deponere alunskifer er å begrense kontakt mellom materialet og luft og/eller vann så mye som mulig. En effektiv måte å gjøre det på, er å mette materialet med vann som kan fungere som barriere mot oksygen. Diffusjon av gas i vannet er ca. 10 000 ganger mer langsom enn i luft, og stort sett så lav at oksidasjon blir nærmest stoppet.

Når det gjelder radondannelse kan også vann brukes for å redusere diffusjon til luft. Det er ikke mulig å stoppe stråling men flere tiltak kan utføres for å redusere mobiliteten av radon. Målsetningen er å redusere diffusjon så det tar mer enn fire dager (radons halveringstid) for radon og nå ut i fri luft. Flere metoder finnes for tiltak ved gjelder boliger. Prinsippene vil også kunne benyttes i forbindelse med deponering: øke lufting, etablere vannmetning.

4 Deponering av alunskifer i Brevik gruen

Det planlegges å kunne motta opp til 50 000 tonn alunskifer per år som vil deponeres i Brevik gruen. Det forventes at dette vil være skifer som er klassifisert som både farlig avfall (på grunn av høyt metallinnhold) og som radioaktivt avfall (>1 Bq/g).

Den enkleste deponeringsmåten vil være å legge avfallet direkte i gruen uten forbehandling eller tiltak. Dette kan føre til syredannelse og radondannelse. Ulike tiltak kan være aktuelle for å redusere risiko.

Det finnes flere relevante problemstillinger som kan oppstå ved deponering og etter avslutning:

- Syredannelse og mobilisering av tungmetaller pga. høyt innhold i sulfider og lav nøytraliseringspotensiale;
- Radondannelse koblet til naturlig radioaktivitet av alunskifer;
- Selvantemming pga. eksoterme oksidasjonsreaksjoner.

Andre problemstillingene i forhold til alunskifer antas ikke å være relevant ved deponering i Brevik gruen:

Direkte stråling fra uran: Direkte kontakt med alunskiferavfallet skal ikke forekomme. Strålingen har liten rekkevidde (se kapittel 2.2)

Sulfatangrep: Sulfid i alunskifer kan oksidere til sulfat. Sulfat kan virke aggressivt på betong. Dette ansees ikke som noe problem i gruva. Porevann i annet avfall vil ha forhøyede sulfatkonsentrasjoner.

Svelletrykk: Økt svelletrykk og volumendring som følge av forvitring av alunskiferen vil ikke ha betydning for deponiet.

Mekaniske egenskaper: Reduksjon i styrke i avfallet vil ikke ha betydning for deponiet.

4.1 Under drift

4.1.1 Bakgrunnskonsentrasjon av radon i Brevik gruva

I 1997 ble det gjennomført radonmålinger på 3 steder i gruva i Brevik. Alle tre målepunktene viste lave radonkonsentrasjoner (20 Bq/m^3 , 20 Bq/m^3 og $< 20 \text{ Bq/m}^3$) (Norcem, 2012).

I perioden februar – april 2012 ble det på ny gjennomført radonmålinger på ulike steder i gruva hvor personer kan oppholde seg over tid og hvor en eventuell radoneksponering vil kunne forekomme (gruve, gruveverksted, knuser gruve, smørehallen gruve). Målingene ble gjennomført med sporfilm, levert og analysert av Landauer Nordic i Sverige. Samtlige målinger viste en aktivitet på $< 100 \text{ Bq/m}^3$.

4.1.2 Problemer i forbindelse med radondannelse

Radondannelse

Radondannelse øker med forvitningsgrad og kontaktflate, hvor diffusjon av radon øker med redusert kornstørrelse (økt overflate) og redusert vanninnhold. Det kan derfor forventes økt produksjon av radon i nærheten av deponert alunskifer. Deponering av alunskifer i friluft vil ha liten risiko med hensyn til rask fortynning av radongassen. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres. Risiko i forbindelse med dannelsen av radon vil derfor i hovedsak være knyttet til personer som oppholder seg i gruva, og eventuelt i tilknytning til ventileringsjakter. Radonutslipp via ventileringsjakter vil imidlertid fortynnes raskt. Faren for diffusjon av radon gjennom sprekker i fjell og opp til overflaten anses som liten på grunn av den tette bergmassen og avstand til overflaten.

Tidligere radonmålinger i norske gruver (Myran, 1973) har indikert at det tar bare noen timer for å fylle et gruverom av radon. Høyeste og mest ekstremt målinger i norske gruver var omtrent $16\,000 \text{ Bq/m}^3$ uten ventilasjon. Studien viste imidlertid at alle de studerte gruvene hadde tilstrekkelige ventilasjonssystemer for å holde radonkonsentrasjoner under gjeldende grenseverdier.

Det finnes lite informasjon om hastighet av radondannelse fra alunskifer (Stranden et al., 1985), og NGI kjenner ikke til norske studier på dannelse av radon fra alunskifer. International forskning (El-Arabi et al., 2006; Faheem og Matiullah, 2008; Mahur et al., 2010; Singh et al., 2010; Nasir og Ahmad, 2012; Kakati, 2014; Shoeib og Thabayneh, 2014) har fokusert på radondannelse av andre typer materiale (byggematerialer eller urangruveavfall) og kan derfor ikke brukes direkte for å vurdere radondannelse ved deponering av alunskifer i Brevik gruva. Det anbefales derfor at dannelsen av radon fra alunskifer kartlegges med fokus på faktorer som uraninnhold, type alunskifer og nedknusningsgrad. Ytterligere vurdering av risiko ved underjordisk deponering av alunskifer gjøres på dette grunnlaget.

4.1.3 Tiltak for å redusere radon

Tiltak for å redusere konsentrasjonen av radon for å sikre arbeidsmiljøet, vil være tilsvarende man gjør ved bolighus, dvs. ventilasjon av gruverommene. Observasjoner gjort i forbindelse med driving av tunnel i alunskifer (Gran tunnelen), viser at et vanlig ventilasjonssystem kan holde radon

konsentrasjoner under grensen på 100 Bq/m³. Det foreligger ikke data på omfang av radondannelsen eller effekten av utforming av ventilasjonssystemet. Deponert alunskifer vil ha en betydelig større overflate sammenlignet med en tunnelvegg, og radonproduksjonen antas å være større. Det kan derfor være behov for ekstra ventilering utover det som kreves i forbindelse med deponeringen. En nærmere vurdering av disse forholdene kan gjøres først når det foreligger mer konkrete data på radondannelsen i alunskiferen. Dette gjelder også evt. avgassing av radon gjennom ventileringssjakter. Blandingen med friluft forventes å fortynne konsentrasjoner av radon til meget lave verdier innen kort avstand fra sjakten.

Andre mulige tiltak mot radon vil være å lagre alunskifer under vann da diffusjonen av radon vil være sterkt redusert i vann. Foreslått deponeringsmetode vil medføre at gruen suksessivt fylles med vann, noe som vil redusere radondiffusjonen. Under drift kan det oppstå strømning av vann gjennom massene som følge av pumping. Forvitringen av alunskiferen under vann og eventuell mobilisering av uran forventes å være lav. Dermed vil radon ha blitt nedbrutt før den kommer til overflaten.

4.1.4 Syredannelse

Syredannelse øker med overflatearealet som er i kontakt med oksygen og er derfor proporsjonal med spesifikke overflate til mineralet, dvs. syredannelsen blir større når kornstørrelsen blir mindre. Knusing av alunskifer og dannelse av små partikler vil derfor øke risiko for syredannelse. Hvis metningsgraden av vann ligger mellom 20 og 85%, er oksidasjon (og syredannelse) maksimal (Gosselin et al., 2012).

Det kan derfor forventes økt syredannelse og mobilisering av metaller i forbindelse med deponering av alunskifer i Brevik, spesielt i nærheten av de deponerte massene. De sure reaksjonene vil motvirkes av basiske forhold i annet deponert avfall (stabilisert alkalisk flyveaske) og i omkringliggende kalkstein. Utlekkingstester på stabilisert avfall viser pH rundt 10-11. Coating av alunskifermassene med utfellingsprodukter kan også redusere oksidasjonen. Vann som pumpes ut av gruen er planlagt samlet opp og rensset.

Vann er imidlertid en svært god barriere mot oksygen diffusjon, og vannmetning (> 90%) av alunskifer kan derfor brukes for å redusere syredannelse betydelig (Awoh et al., 2013).

4.1.5 Selvantenning

Selvantenning kan være aktuell i de tilfeller der alunskiferavfall deponeres uten egnet håndtering. Blandingen av store og små partikler og en dårlig likevekt mellom vann og tørrstoff samt høy reaktivitet skaper forholdene for maksimal oksidasjon og derfor stor varmeproduksjon (Lefèbvre et al., 2001a,b). Selvantenningssfare kan reduseres betydelig om kornstørrelse gjøres mer homogen og vanninnholdet økes, i tillegg til innblanding av alkalisk material.

4.2 Etter avslutning

På lang sikt vil gruen og avfallet bli vannmettet. Lav diffusjon av radon i vann og kort levetid (3,8 dager) gjør at risiko i forbindelse med radon dannelse blir minimal. Oppløsning av radon i vannet er heller ikke et problem som følge av lav vannstrømning ut av deponiet. Under vannmettede forhold blir også syredannelse ubetydelig (Awoh et al., 2013).

5 HMS

Det er viktig å ta hensyn til helsemessige forhåndsregler ved håndtering av syredannende skiferbergarter. Frisk leirskifer (inkl. alunskifer) vil utvikle mye støv ved boring og pigging, og det kan fortsatt finnes mye støv i massene under deponering. Porevann kan også være surt og forurenset dersom massene er forvitret. Direkte og langvarig kontakt med slikt vann kan gi alvorlige etseskader. Det forutsettes derfor at anleggsarbeiderne følger standard HMS- rutiner og at heldekkende klær og egnet støvmaske benyttes.

Som beskrevet tidligere har radonmålinger i norske gruver vist at gruverom raskt kan fylles med radon, hvor de mest ekstremt målingene lå på ca. 16 000 Bq/m³ uten ventilasjon, dvs. langt over grenseverdien på 200 Bq/m³. Med ventilasjon lå radonkonsentrasjoner for alle de norske gruvene under gjeldende grenseverdien. I urangruve, som er kanskje verste tilfeller som vi kjenner til, var det behov for 10-15 m³ luft pr. minutt pr. m² tversnittareal. Det tilsvarer en lufthastighet på 0,15-0,25 m/s. Generelt, for å oppnå en konsentrasjon av radondøtre som er mindre enn 5% av likevekt anbefales det å ha minst fire luftskiftninger per minutt (Myran, 1973).

I forbindelse med håndtering av alunskifer i lukkede rom, bør det bæres måleinstrument for registrering av radioaktivitet med alarmfunksjon ved uakseptable verdier.

6 Behov for ytterligere testing

Det er behov for å gjennomføre en mer detaljert kartlegging av radondannelsen i alunskifer knyttet til totalinnhold av uran og knusningsgrad. Dette gjelder både med hensyn til vurdering av risiko for radon i lukkede rom og omfang av tiltak (ventilering).

For å forbedre dokumentasjonen anbefales målinger av radondannelse (hastighet, mengder) i forhold til massenes kjemiske innhold og kornstørrelse.

I første omgang anbefales testing i labskala da det er enklere å teste flere faktorer (alunskifertype, knusningsgrad). Basert på resultater fra labskalaforsøk kan tester i større skala planlegges under realistiske forhold i gruen.

7 Oppsummering og konklusjon

Det er aktuelt å motta alunskifer fra bygge/anleggsprosjekter ved underjordisk deponi i Brevik. Alunskifer har et moderat innhold av tungmetaller og metalloider (under grensen for farlig avfall). På grunn av høyt sulfidinnhold er den syredannende med potensiale for sur avrenning og mobilisering av metaller når den kommer i kontakt med oksygen og vann. Under deponering kan syredannelsen reduseres ved deponeringstekniske metoder (innblanding av alkalisk materiale, hindre kontakt med strømmende vann). Dette vil også hindre varmegang og eventuell selvantennning som følge av eksoterme oksidasjonsreaksjoner i alunskiferen.

Alunskifer inneholder radioaktivt uran og er ofte klassifisert som radioaktivt avfall. Uran brytes ned naturlig over tid til blant annet radon som er en radioaktiv gass. Ved deponering i en lukket gruve kan radon akkumuleres og således utgjøre en helseisiko ved innånding for arbeidere som oppholder seg i gruen. Faren for diffusjon av radon gjennom sprekker i fjell og opp til overflaten anses som er liten på grunn av den tette bergmassen og avstand under overflaten. Radonmålinger i norske gruver og alunskifer tunnel viser at et vanlig ventilasjonssystem kan holde radonkonsentrasjonen under grenseverdien. Det foreligger imidlertid ingen systematiske studier på dannelse av radon fra

alunskifer, og dette bør kartlegges nærmere for å kunne avgjøre om alunskifer kan deponeres i Brevik.

Etter at deponiet er avsluttet og avfallsmassene vannmettet vil dette være en svært god barriere mot diffusjon av både oksygen (hindrer syredannelse) og radon.

8 Referanser

- Appelo, C.A.J., & Postma, D. 1994. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Balkema Publishers, Rotterdam, NL.
- Awoh, S.A., Mbonimpa, M., & Bussière, B. 2013. Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover at the Don Rouyn site. *Mine Water and the Environment* 32(1): 42-55.
- Azevedo, M.M., & Cassio, F. 2010. Effects of metals on growth and sporulation of aquatic fungi. *Drug chem. Toxicol*, 33: 269-278.
- El-Arabi, A.M., Abbady, A., Ahmed, N.K., Michel, R., El-Kamel, A.H., Abbady, A.G.E. 2006. Assessment of radon-222 concentrations and exhalation rates of rocks and building materials. *Indian Journal of Pure & Applied Physics*, 44: 287-291.
- Faheem, M., Matiullah. 2008. Radon exhalation and its dependance on moisutre content from samples of soil and building materials. *Radiation Measurements*, 43: 1458-1462.
- Goldhaber, M.B. 1983. Experimental study of metastable sulfur oxyanion formation during pyrite oxidation at pH 6-9 and 30°C. *Am. J. Sci.*, 283, 193-217.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Pabst, T., & Aubertin, M. 2012. Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulphidic tailings using laboratory and field tests *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, May 20 - 26, 2012, Ottawa, ON, Canada.
- Helse- og omsorgsdepartementet. 2010. Forskrift om strålevern og bruk av stråling (strålevernforskriften). Kunngjort: 2010-11-02.
- Hirst, H., Juttner, I. and Ormerod, S.J. 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshw. Biol.* 47: 1752-1765.
- Jambor, J.L. 1994. Chapter 3 , Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor.
- Kakati, R.K. 2014. Radon exhalation rate of soil and indoor radon concentration of various places of Karbi Anglong district of Assam. *IOSR Journal of Applied Physics*, 6(4): 13-16.
- Lawrence, R.W., & Wang, Y. 1997. Determination of neutralization potential in the prediction of acid rocj drainage. In *Proceedings of the 4th Int. Conf. On Acid Rock Drainage*. MEND, NRC, Ottawa, ON, 1: 451-464.
- Lefèbvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Gélinas, P., (2001a). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage, Part (2): Conceptual model and system characterization. *Journal of Contaminant Hydrology*, Special ed. On Practical Applications of Coupled Process Models in Subsurface Environments, 52 (1-4), 137-164.

- Lefèbvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., & Gélinas, P., (2001b). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage. Part (2): Application of numerical simulations. *Journal of Contaminant Hydrology, Special ed. On Practical Applications of Coupled Process Models in Subsurface Environments*. 52 (1-14), 165-186.
- Mahur, A.K., Kumar, R., Mishra, M., Ali, S.A., Sonkawade, R.G., Singh, B.P., Bhardwaj, V.N., & Prasad, R. 2010. Study of radon exhalation rate and natural radioactivity in soil samples collected from East Singhbhum Shear Zone in Jaduguda U-mines area, Jharkhand, India and its radiological implications. *Indian Journal of Pure & Applied Physics*. 48: 486-492.
- Mebane, C.A., Dillon, F.S. and Hennessy, D.P. 2012. Acute toxicity of cadmium, lead, zinc, and their mixtures to stream-resident fish and invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 31: 1334-1348.
- Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., & Mills, A.L. 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and ferric iron. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51, 1561-1571.
- Myran, T. 1973. Radonmålinger I norske gruver. Bergverkenes Landssammenslutnings industrigruppe. Teknisk rapport nr. 27, datert: april 1973
- Nasir, T., & Ahmad, N. 2012. The effect of grain size on radon exhalation rate in soil samples of Dera Ismail Khan in Pakistan. *Journal of Basic & Applied Sciences*, 8: 430-436.
- Norcem, Radonmålinger Norcem Brevik 2012, notat datert 08.06.2012
- Nicholson, R.V. 1994. Chapter 6 , Iron-sulfide oxidation mechanisms , Laboratory studies. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 164-183.
- Nordstrom, D.K., McNutt, R.H., Puigdomenech, I., Smellie, J.A.T., & Wolf, M. 1999). Ground water chemistry and geochemical modeling of water-rock interactions at the Osamu Utsumi mine and Morro do Ferro analogue study sites, Poços de Caldas, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, 45, 249-287.
- Nordstrom, D.K., & Southam, G. 1997. Geomicrobiology of sulfide mineral oxidation. In *Geomicrobiology , Interactions between microbes and minerals*. *Rev. Mineral.*, 35, 361-385.
- Rui, I. 2014. Notat Vedrørende Kjørholt og Dalen Kalksteinsgruver i Eidanger ved Brevik. Datert: 2014-05-26
- Sazykina, T.G, A. Jaworska, J. Brown, I. Kryshev, M. Katkova, and A. Kryshev. 2000. Report on dose-effects relationships for reference (or related) Arctic biota. EPIC Database, Radiation effects on biota. Project ICA2-CT-2000-10032.
- SFT. 2009. Veileder Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. TA-2553/2009. Datert: desember 2009
- Shoeib, M.Y., & Thabayneh, K.M. 2014. Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation rate in various samples of Egyptian building materials. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 174-181.
- Singh, B.P., Pandit, B., Bhardwaj, V.N., Singh, P., & Kumar, R. 2010. Study of radium and radon exhalation rate in some solid samples using solid state nuclear track detectors. *Indian Journal of Pure & Applied Physics*, 48: 493-495.
- Stranden, E., Kolstad, A.K., & Lind, B. 1985. Radon i boliger i alunskiferrike områder i Hedmark fylke. Statens Institutt for Strålehygiene. 13p.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Deponering av alunskifer i Brevik gruve		Dokumentnr./Document No. 20120726-07-TN
Dokumenttype/Type of document Teknisk notat / Technical note	Distribusjon/Distribution Begrenset/Limited	Dato/Date 2015-05-06
		Rev.nr.&dato/Rev.No.&date 0
Oppdragsgiver/Client Hjellnes Consult AS		
Emneord/Keywords		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country, County Telemark	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Porsgrunn	Felt navn/Field name
Sted/Location Brevik	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates	

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	2015-01-31 Thomas Pabst	2015-01-31 Gijs Breedveld		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 6. mai 2015	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.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Miljørisikovurdering – underjordisk deponering av farlig avfall i Brevik		Dokumentnr./Document No. 20120726-02-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Distribusjon/Distribution Begrenset/Limited	Dato/Date 2015-06-19
		Rev.nr.&dato/Rev.No.&date 1 / 2015-10-20
Oppdragsgiver/Client NOAH AS, Norcem AS		
Emneord/Keywords Underjordisk deponi, farlig avfall, geologisk barriere, utlekking		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Porsgrunn	Felt navn/Field name
Sted/Location Brevik	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates	

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	2015-06-06 Gudny Okkenhaug	2015-06-19 Arne Pettersen		2015-06-19 Gijs Breedveld
1	Endringer etter gjennomgang av Norcem	2015-10-19 Gudny Okkenhaug	2015-10-20 Arne Pettersen		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 20. oktober 2015	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

