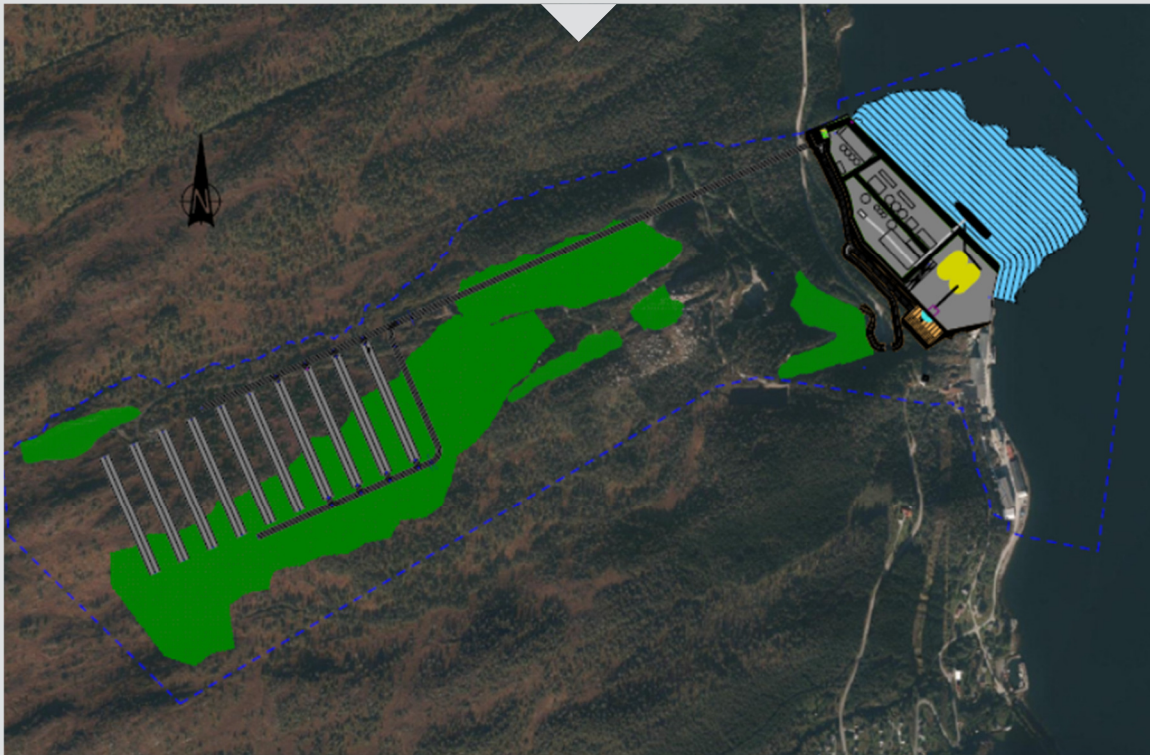


Bergmester Raudsand

Miljørisikovurdering

Raudsand

Farlig avfallsdeponi



Oppdragsnr.: 5168063 Dokumentnr.: Rapport Versjon: 04 E
2018-09-03

Oppdragsgiver: Bergmester Raudsand
Oppdragsgivers kontaktperson: Harald Storvik (Bergmester Raudsand) og Tore Frogner (Veidekke)
Rådgiver: Norconsult AS, Vestfjordgaten 4, NO-1338 Sandvika
Oppdragsleder: Siv Sundgodt
Fagansvarlig: Kevin J. Tuttle
Andre nøkkelpersoner: Eivind Halvorsen

04 E	2018-09-03	For godkjenning hos myndigheter	Kevin J. Tuttle	E. Halvorsen	K.J. Tuttle
03 D	2018-08-31	For godkjenning	Kevin J. Tuttle	E. Halvorsen	K.J. Tuttle
02 C	2018-08-30	For gjennomgåelse	Kevin J. Tuttle		
01 C	2018-08-22	For gjennomgåelse	Kevin J. Tuttle		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Med bakgrunn i kommentarer fra Miljødirektoratet til Bergmesterens konsekvensutredning i forbindelse med etablering av reguleringsplan for Raudsandområdet, har Norconsult utarbeidet en miljørisikovurdering for etablering av deponier i berghaller ved Raudsand. Miljødirektoratet gir i høringsuttalelsen uttrykk for at kravet til bergets tetthet (10^{-9} m/s) er strengere enn det undersøkelsene viser og at verdien dermed ikke oppfyller avfallsforskriftens tetthetskrav til geologisk barriere. Siden Miljødirektoratet i høringsuttalelsen har kommentert at løsningene beskrevet i Konsekvensutredningen ikke tilfredsstiller Avfallsforskriftens krav til dobbel bunntetting, har tiltakshaver funnet det hensiktsmessig å få utarbeidet nærværende miljørisikovurderingen.

En miljørisikovurdering konsentrerer seg om den diffuse delen av sigevannsutslippet, dvs. den delen av sigevannet som går ukontrollert ut av deponiet. Miljørisikovurderingen er gjort i henhold til "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier", TA-1995/2003 (SFT, 2003), og forurensningslovens krav om steds spesifikk vurdering for farlig avfallsdeponi under bakken.

Vurderingen viser at berggrunnen i Raudsandområdet oppnår kravene satt for tetthet til den geologiske barrieren ved at avstanden til resipienten er flere tier-potenser fra deponiet. I tillegg vil det bli utført systematisk forinjeksjon i berggrunnen for å redusere berggrunnens hydrauliske ledningsevne ytterligere.

Vurderingen viser også at under driftsfasen av deponiet vil all eventuell innlekkasje/sigevann dreneres og samles for behandling i renseanlegget. I etterdriftsfasen, etter at alle fjellhaller og tunneler har blitt stengt og plombert og tettet, vil det være en strømming inn mot deponiene og ikke fra deponiene, pga. den lavere trykkpotensialet i bergrommene enn ut i bergmassen omkring. Etter at det har blitt like høy grunnvannstrykk i fjellhallene som utenfor, vil grunnvannet i berggrunnen strømme rundt om fjellhallene og ikke gjennom da de vil ha en lavere hydraulisk ledningsevne enn den omkringliggende berggrunnen. Diffust utslipp fra deponimassene vil være mindre enn 5 % av sigevannet i deponiene og ha en konsentrasjon som også er mindre enn 5% av utlekkingskonsentrasjon fra kolonneforsøk.

Basert på det tette berget og svært liten diffus utlekking gjør miljørisikoen ved etablering av deponiet akseptabelt lavt.

Innhold

1	Innledning	5
1.1	Bakgrunn og opplegg for miljørisikovurdering	5
2	Generell områdebeskrivelse	8
2.1	Stabilisert farlig avfall (Stena Recycling/Veidekke)	9
2.2	Løsmasser	9
2.3	Berggrunn	10
2.4	Beskrivelse av hydrauliske egenskaper	13
2.4.1	Hydrogeologiske feltnålinger	13
2.4.2	Vannbalanse	15
2.4.3	Modellering av grunnvannsforhold	17
2.5	Oppsummering av spredningsveier	17
3	Tettetiltak for deponiet	19
3.1	Tiltak i fjellhallene	19
3.2	Tiltak i tunnelanlegg	19
4	Trinn 1: Kildekarakterisering	20
4.1	Forutsatt masse-/avfallstyper til deponiet	20
4.2	Årlige mengder til deponi - Prognoser	20
4.3	Forventet utslippspotensiale	20
4.3.1	Utlekking fra avfallet i sigevann	20
5	Trinn 2: Transportkarakterisering	22
5.1	Utgangspunkt	22
5.2	Q_{inn}	22
5.3	Q_{ut}	23
6	Konklusjon	25
7	References	26

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og opplegg for miljørisikovurdering

Med bakgrunn i kommentarer fra Miljødirektoratet til Bergmesterens konsekvensutredning i forbindelse med etablering av reguleringsplan for Raudsandområdet, har Norconsult utarbeidet en miljørisikovurdering for etablering av deponier i berghaller ved Raudsand.

Feltmålinger, beregninger og modellen gir en beregnet hydraulisk ledningsevne for berggrunnen ved fjellhallene på 10^{-8} m/s. Miljødirektoratet gir i høringsuttalelsen uttrykk for at kravet til bergets tetthet (10^{-9} m/s) er strengere enn det undersøkelsene viser og at verdien dermed ikke oppfyller avfallsforskriftens tetthetskrav til geologisk barriere. Innledningsvis vil vi derfor peke på at avfallsforskriftens krav i kapittel 9, vedlegg I, punkt 3.2 på det relevante punkt lyder:

« - deponi beregnet på farlig avfall: $K_1 \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s, tykkelse ≥ 5 m »

Regelen gir uttrykk for et krav om tetthet av geologisk barriere som summen av barrierens tetthet i kombinasjon med barrierens tykkelse, ref. «lik eller større enn 5 m».

Vi viser for så vidt også her til Miljødirektoratets oppdragsrapport M-553/2016 av 25. april 2016, «Utvalgte lokaliteters egnethet for mottak, behandling og deponering av uorganisk farlig avfall». Under kapittel 1.6.2 «Tekniske og miljømessige krav», s. 19 fremgår at avfallsforskriftens krav om bunn- og sidetetting er:

«et krav om **total tetthet**, slik at det kan oppfylles gjennom f.eks. membran med $K_1 \leq 1,0 \times 10^{-8}$ m/s, **tykkelse ≥ 50 m** eller en membran med $K_1 \leq 1,0 \times 10^{-10}$ m/s, tykkelse $\geq 0,5$ m)» (vår fremheving).

På Raudsand er det beregnet en tetthet til 10^{-8} og det er ca. 1200 meter fra første fjellhall til fjorden (og det er 50 meter mellom hver fjellhall). Ut i fra overnevnte skulle avfallsforskriftens tetthetskrav i Vedlegg I, pkt. 3-2 anses oppfylt.

Siden Miljødirektoratet i høringsuttalelsen har kommentert at løsningene beskrevet i Konsekvensutredningen ikke tilfredsstiller Avfallsforskriftens krav til dobbel bunntetting, har tiltakshaver likevel funnet det hensiktsmessig å få utarbeidet nærværende miljørisikoanalyse.

En miljørisikovurdering konsentrerer seg om den diffuse delen av sigevannsutslippet, dvs. den delen av sigevannet som går ukontrollert ut av deponiet.

Miljørisikovurderingen er gjort i henhold til "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier", TA-1995/2003 (SFT, 2003), og forurensningslovens krav om stedsspesifikk vurdering for farlig avfallsdeponi under bakken.

I henhold til Avfallsforskriftens kapittel 9, vedlegg II, kapittel 2.6: Kriterier for avfall som kan mottas ved underjordiske deponier; Ved underjordiske deponier for farlig avfall gjelder kun de stedsspesifikke mottakskriteriene.

Den stedsspesifikke risikovurderingen skal dekke både drifts- og etterdriftsfasen og skal omfatte:

- 1) Geologisk vurdering basert på en omfattende kartlegging av områdets geologi, herunder lagstrukturer, forkastninger og oppsprekkningssoner samt eventuell seismisk aktivitet.
- 2) Geoteknisk vurdering av hulrommets stabilitet, herunder eventuelle vekselvirkninger mellom de geotekniske egenskaper til bergartene på stedet og det lagrede avfallsets stabilitet.
- 3) Hydrogeologisk vurdering basert på en omfattende kartlegging av grunnvannets strømningsmønster.

- 4) Geokjemisk vurdering basert på en omfattende karakterisering av jord, berggrunn og grunnvann i området. Vurderingen skal omfatte nåværende situasjon og mulig utvikling over tid.
- 5) Vurdering av virkningen på potensielt påvirkede økosystem. Vurderingen skal omfatte nåværende situasjon og mulig utvikling over tid.
- 6) Vurdering av driftsfasen basert på en systematisk analyse av driften av anlegget og det mottatte avfallet.
- 7) Langsiktig vurdering basert på en systematisk analyse av aktuelle scenarier for fremtidig utvikling i deponiet og de omkringliggende lagene.
- 8) Andre relevante forhold slik som for eksempel nærliggende industri eller gruvevirksomhet som kan komme i konflikt med deponiet.

I dette notatet konsentrerer vi oss om fjellets egnethet til formålet ved å ha fokus på tetthet og inn- og utlekking, samt lagt ved en oversikt over hvilke EAL koder for farlig avfall som tiltakshaver forventer å kunne ta inn, hvilke som må vurderes basert på den enkelte forespørsel og hvilke koder tiltakshaver ikke har planlagt mottak av. De resterende punktene i de stedspecifikke mottakskriteriene vil fremkomme av søknader for drift, utslipp og deponering som utarbeides i løpet av høsten.

Miljøriskovurderingen er bygd opp på følgende måte:

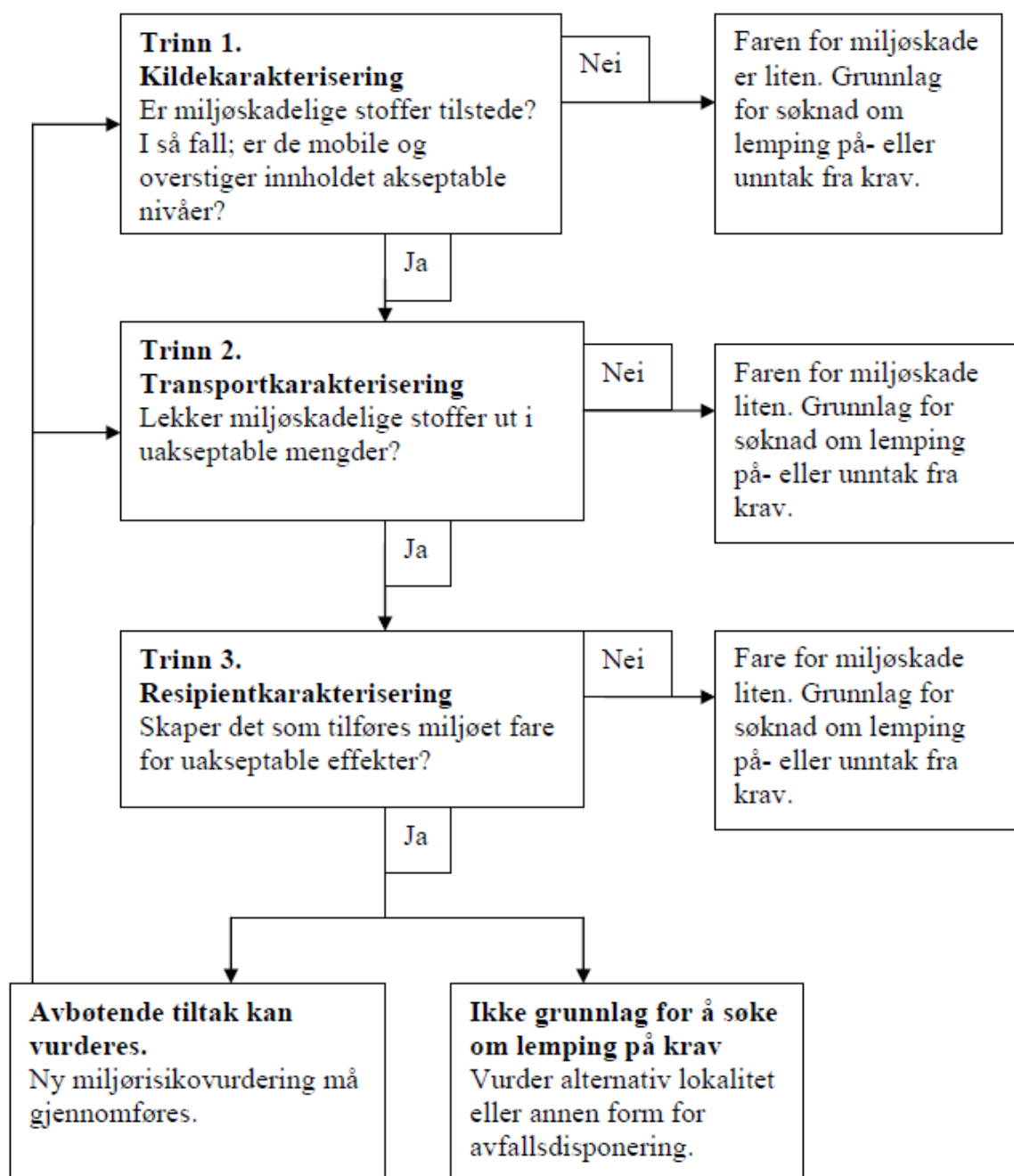
Trinn 1: Kildekarakterisering. Skal avdekke hvilke miljøfarlige stoffer som kan sive ut fra deponiet og mengdene av disse.

Trinn 2: Transportkarakterisering. Skal avdekke hvor store sigevannsmengder som kan sive ukontrollert ut fra deponiet, og hvor det havner.

Trinn 3: Resipientkarakterisering. Skal avdekke om det er fare for eller har skjedd en forurensning av resipienten.

Prinsippet er slik at en kan stoppe vurderingen hvis en i et trinn konkluderer med at faren for miljøskade er liten. Konklusjonene fra del 2 tilsier at man i stor grad har kontroll på eventuelle diffuse utlekkinger fra deponiet, det er dermed ikke gjennomført noen del 3 (resipientkarakterisering).

Figur 1 viser gangen i en miljøriskovurdering fra veilederen om miljøriskovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier (SFT, 2003).

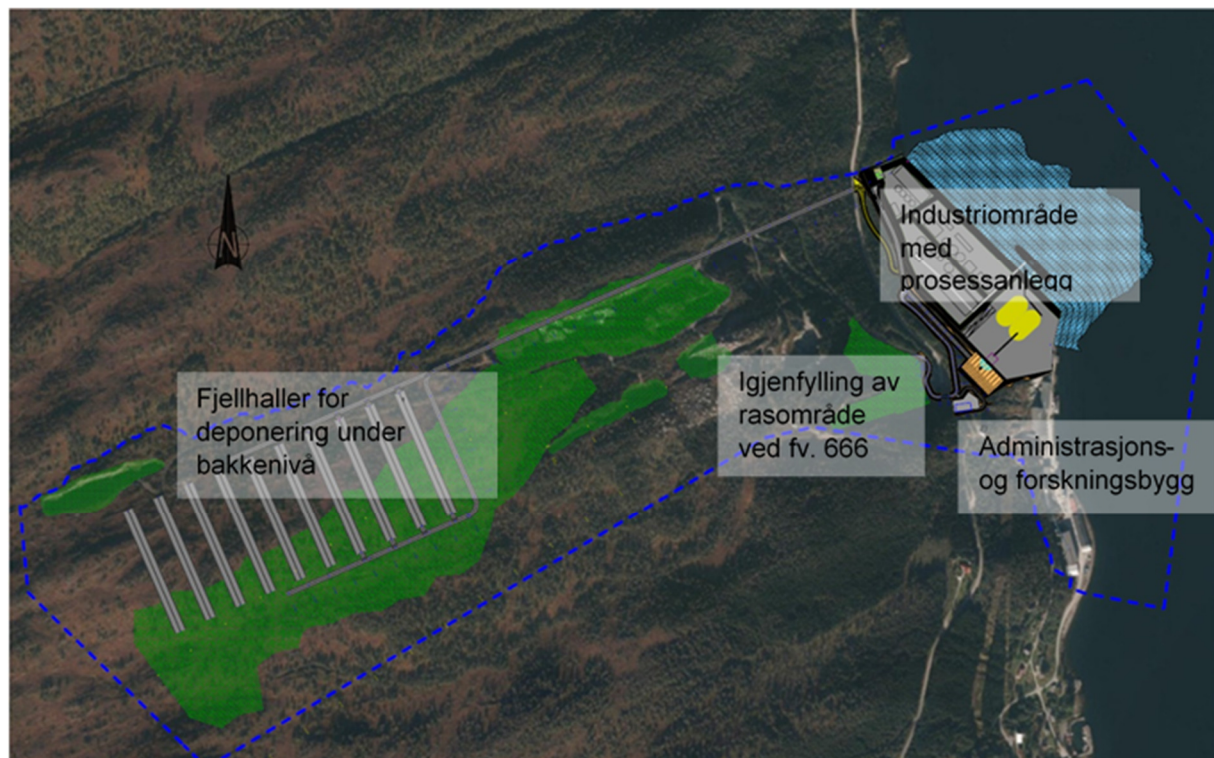


Figur 1: Gangen i en miljørisikovurdering om lemping på krav om dobbel bunntetting (SFT, 2003).

2 Generell områdebeskrivelse

Tiltaket vil bestå av to hoveddeler:

- Bygging av fjellhaller for deponering av behandlet stabilisert avfall.
- Utfylling av industriområde i sjøen. På industriområdet vil det både være et prosessanlegg for behandling, gjenvinning og stabilisering av avfall, og pukkverk for foredling av stein fra fjellhallene. Det er også planlagt et administrasjons- og forskningsbygg sørvest for industriområdet.



Figur 2: Fjellhallene er vist med grått vest i området. Utfylling av industriområde øst i planområdet, igjenfylling og tetting av rasområdet ved fv. 666 og administrasjons- og forskningsbygg nord for sjakttårnet.

Deponi av stabilisert uorganisk farlig avfall i fjellhaller med tilhørende prosessanlegg vil omfatte:

- Rasområdet ved fv. 666 fylles med rene masser fra fjellhallene og revegeteres med stedlige masser.
- Utfylling av industriområde i sjø og kaianlegg der det legges til rette for mottak av uorganisk farlig avfall
- Områder der det legges til rette for prosessering av farlig avfall – stabilisering, nøytralisering osv.
 - Prosess med syre – stabilisert avfall med tørr konsistens (ca. 20% vanninnhold)
- Fjellhaller der stabilisert farlig avfall deponeres. Hallene er tenkt plassert ca. en kilometer inn i fjellet fra sjøen og slik at de blir liggende under havnivået. En fjellhall vil ha kapasitet til å ta imot et års avfall (2017) fra det norske markedet med dagens situasjon inkludert import (ca. 500.000 tonn). Dimensjonene på en hall er Bredde x Høyde x Lengde: 25 m x 50 m x 300 m. Anlegget kan utvides og har et langsiktig tidsperspektiv og kapasitet.

- Bygning med administrasjon, forskningssenter og laboratorier. Dette er plassert i området mellom prosessanlegg og fv. 666 og man har dermed god oversikt over industriområdet og fjorden.
- Igjenfylling og tetting av rasområde ved fv. 666. Tiltaket vil benytte steinmasser fra de planlagte fjellhallene til å fylle og tette det nedraste området som ligger inntil fv. 666. Dette vil hindre overflatevann fra området å drenere inn i gruvesystemet.
- Produksjonsområde for pukk og grus. Steinmassene som frigjøres ved bygging av hallene vil bli foredlet ved pukkverk i dagen ved sjøen. Pukkproduktene vil gå til markedet langs kysten av Norge og det skandinaviske og nord europeiske markedet som har underskudd på slike masser.
- Tilkomstveger – Oppgradering av kryss med fv. 666 og veg ned til industriområde ved sjøen.

2.1 Stabilisert farlig avfall (Stena Recycling/Veidekke)

Flyveaske som ankommer Raudsand via båt, vil gå i overdekket transportbånd fra båt og frem til vanning i lagerhall. Det forventes ikke støvplager fra hverken innmating eller lagring i hallen. Asken vil bli løftet fra lagerhall til matesjakt over transportbånd med vekt til første prosesstank batchvis med hjullaster. Asken i lageret og ferdig behandlet aske fra presser, vil ha en fuktighet på ca 20% med liten til ingen avrenning. Innmater-trakt vil være inne i lagerhallen, der man har tette dekker og oppsamlingstank for eventuelt overskuddsvann.

Materiale som ikke er flyveaske, men har lignende karakteristikk, vil behandles på samme måte i nøytraliseringsprosessen. Annet materiale som behandles på anlegget, og som ikke skal deponeres sammen med nøytralisert flyveaske, vil kjøres inn med hjullaster eller flatbil i lukkede fat for plassering i egne celler.

For innkommende væsker, vil syrer ankommet med båt pumpes i lagerrom/tank med lukket system fra kai til lager. Det samme gjelder fra lager til prosessanlegg. Andre syrer og eventuelle baser som kommer i småkolli (typisk IBC eller tankbil) vil plasseres i lagerhall med lukket pumpesystem til syretanker eller basetanker. Baser vil så spees ut med prosessvann når flyveasken vannes ut før syretilsats i trinn en. Dette er lukket system. Eventuelle søl i lagerhallen fanges opp av lukket tank og pumpes til lager derfra. Over innmatings-trakten planlegger man avsug for godt arbeidsmiljø. Avsuget går til scrubberanlegg.

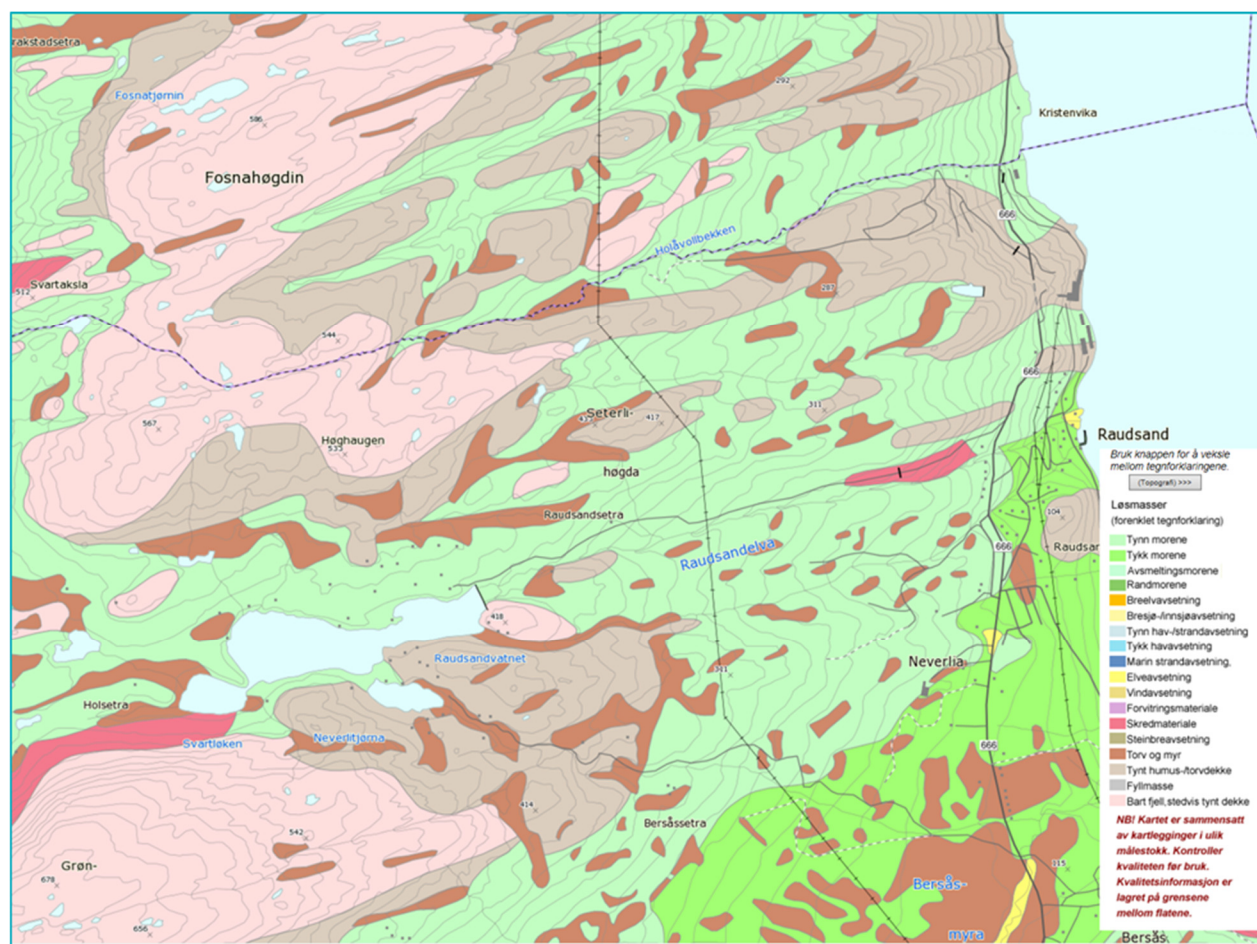
Annet avfall enn flyveaske og svovelsyre og som omfatter baser og syrer, vil inngå i nøytraliseringsprosessen som beskrevet over. Annet avfall som skal nøytraliseres og som kan blandes med flyveaske, blandes inn i flyveasken i lagerhallen, gitt at disse ikke har spesielle avgass eller reaksjoner som medfører at de må behandles separat helt frem til nøytraliseringsstank. Det vil bli bygget opp en lokal laboratorietjeneste, slik at man kan teste ut hvordan enkeltkomponenter reagerer med andre før man eventuelt blander.

Under store deler av prosessanlegget vil det bli bygget inn et tett membransystem som vil fange opp eventuelle lekkasjer som ikke blir samlet opp av drens-systemene på overflaten. Membransystemet vil ha eget drens-system som fanger opp vannet og sender det til renseanlegget.

2.2 Løsmasser

Løsmassene i området til de fremtidige fjellhallene består av et tynt morenedekke og torvmasser der berggrunn ikke stikker opp i dagen. Det er generelt et veldig begrenset løsmassedekke over berggrunnen i området. Det er ikke kartlagt marine leirer i terrenget, som kunne være setningssensitive.

Figur 3 viser kart over løsmasseavsetningene i området.

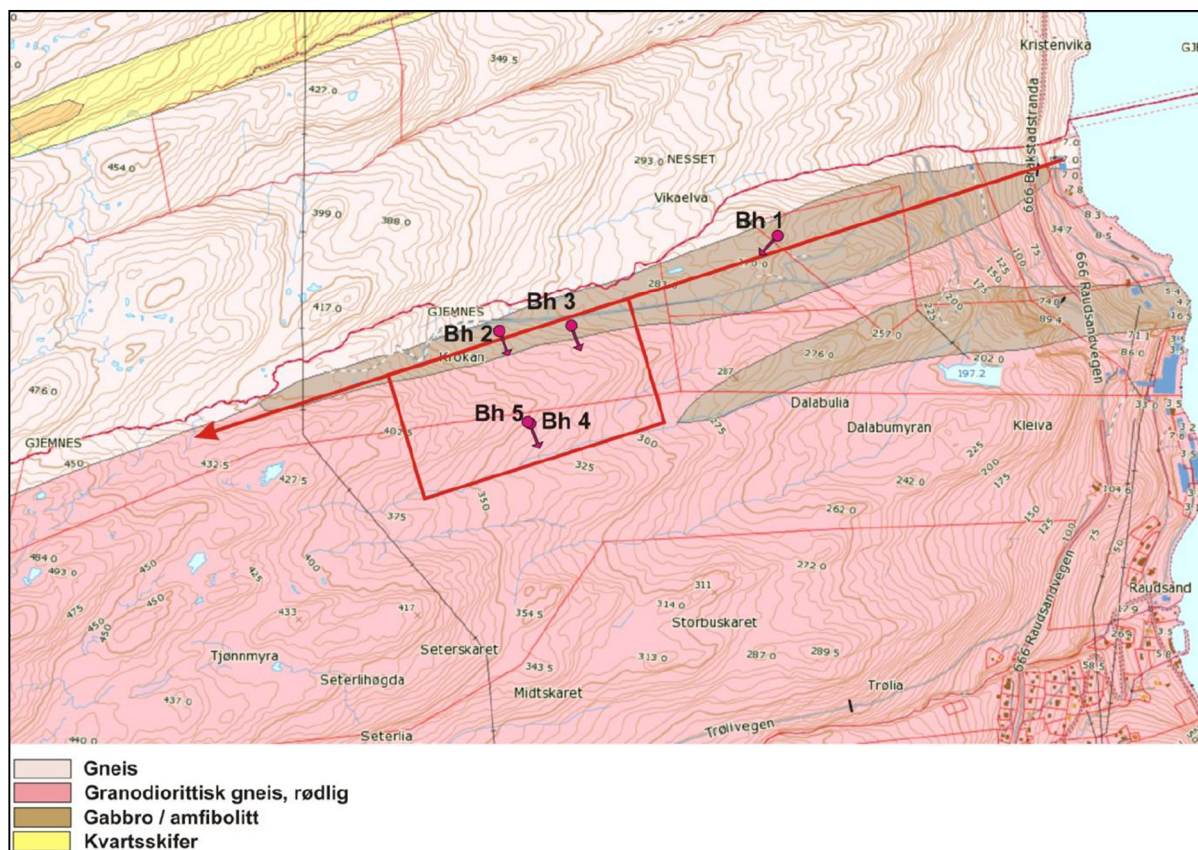


Figur 3. Løsmassekart over Raudsand-området (www.ngu.no).

2.3 Berggrunn

I Raudsand planlegges det å etablere fjellhaller i en grå gneis, som ligger innunder en mer rødlig gneis med innslag av amfibolittiserte bergarter (se Figur 4). Gneisen i området er en forholdsvis massiv bergart med lav til moderat oppsprekking, og har god bergmassekvalitet (NGU, 2017).

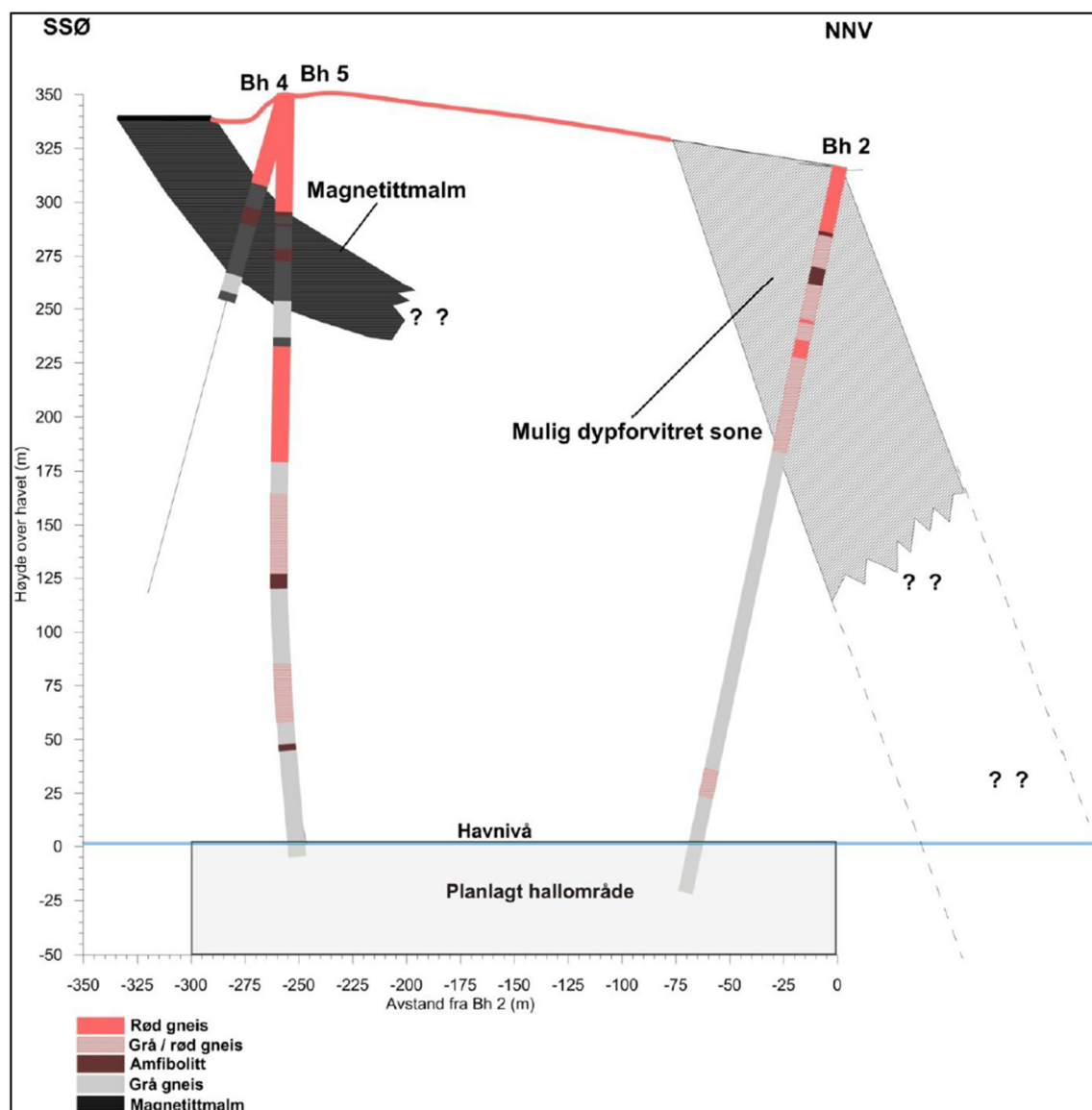
Gneisen har god mekanisk styrke og med orienteringen av fjellhallene som vist med hensyn til spenningsforhold i fjellet vil bergarten egne seg godt til etablering av fjellhaller. Det anbefales forboring og analyser av berg under drivingen av hallene for lokale tiltak (Multiconsult, 2017).



Figur 4. Berggrunnsgeologisk kart (NGU, 2017) over området hvor det planlegges fjellhaller til deponi i gneis, med undersøkelsesborehull (Bh 1 – Bh 5). Mørke brune partier er Gabbro, dioritt, som er delvis amfibolittisert. Tidligere gruver var i de amfibolittiserte partiene. Rød linje viser ca. plassering av adkomsttunnelen. Rød firkant viser de østligste fjellhallene som vil kunne utvides vestover (NGU, 2017)

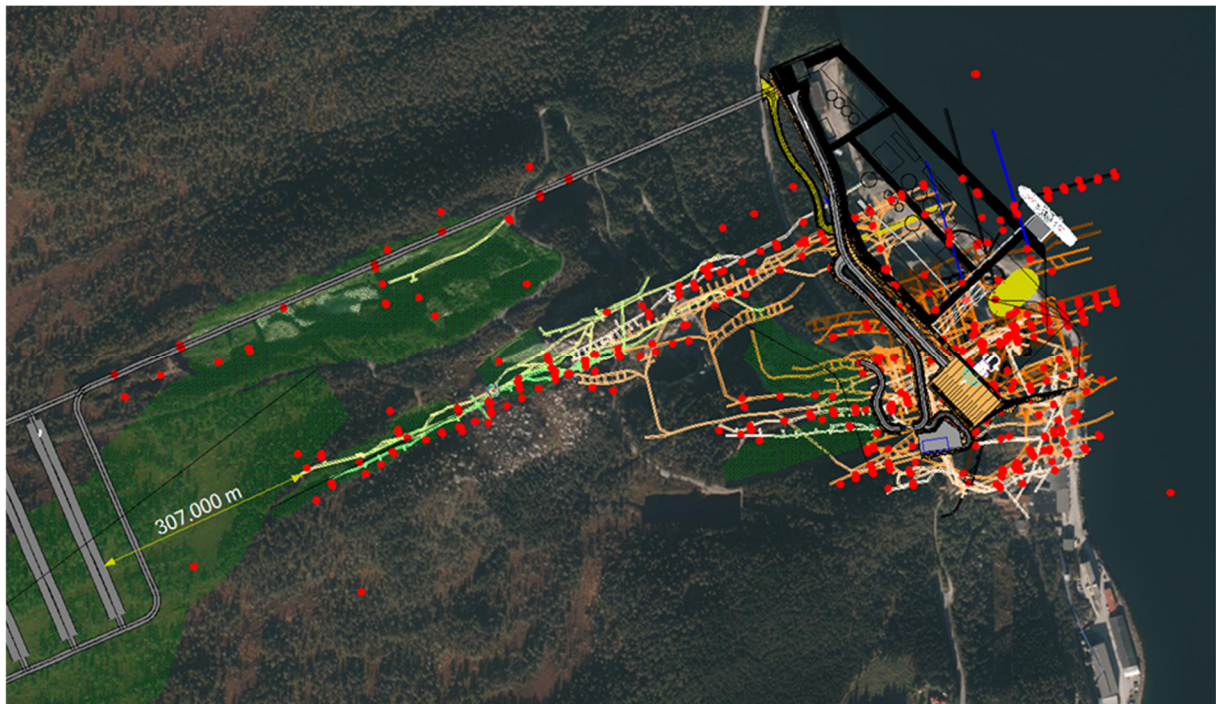
Det er utført berggrunnsundersøkelser i form av geofysiske målinger for å kartlegge forvitringssoner og malmforekomster, samt borehullslogging for å kartlegge bergartstyper, malmmineraler og sulfider, sprekkeforekomster og svakhetssoner, samt hydrauliske forhold i vannførende soner.

Borehullene Bh 2, -3 og -5 har blitt boret ned til fjellhallnivået (Figur 5). Bh 4 måtte avslutte ca. 250 meter over hallnivået. Resultatene viser at fjellområdet ligger utenfor en mulig dypforvitringssone og en magnetittmalm som er kartlagt i terrengnivå, samt i Bh 4 og -5. Fjellhallene ligger i en grågneis med enkelte linser med amfibolitt (NGU, 2017). Det ble ikke funnet sulfidmineralisering i området ved fjellhallene og grunnvannanalyser viste heller ikke tegn til sulfider eller surt grunnvann (NGU, 2017).



Figur 5. Vertikalsnitt av berggrunnen kartlagt i borehullene Bh 2, -4, og -5, plassert i forhold til planlagt fjellhallområde. (NGU, 2017)

I tillegg til disse dype borebrønner er det mange kjerneborprøver fra området like øst for feltet for fjellhallene (se Figur 6). Kjernematerialet ligger lagret på Løkken verk for videre analyser.

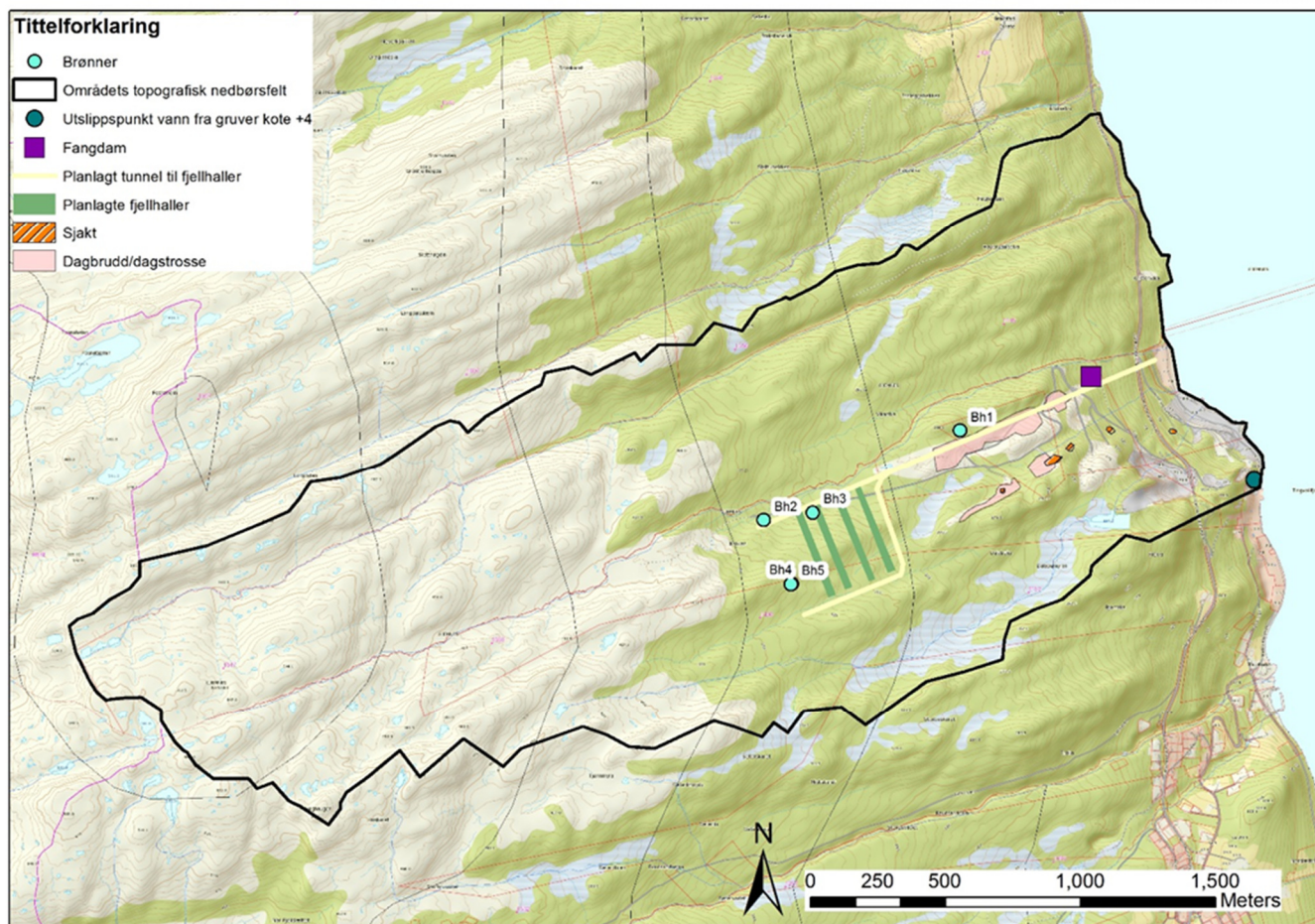


Figur 6. Oversikt over alle kjeneborprøver i berggrunnen like øst for fjellhallene. Prøvematerialet ligger på Løkken verk.

2.4 Beskrivelse av hydrauliske egenskaper

2.4.1 Hydrogeologiske feltmålinger

Det ble etablert 5 brønner i desember 2016- januar 2017 (Figur 4 og Figur 7) av Båsum Brønnboring AS. Det ble foretatt geofysiske logginger i slutten av januar 2017 av NGU og prøvepumping av brønnene ble foretatt i midten av mars 2017. Tekniske brønndata er vist i Tabell 1.



Figur 7: Fjellhallene er planlagt vest for dagens nedlagte gruver og deponier. Brønnene Bh1-Bh5 er etablert for å gi informasjon om hydrogeologiske og geologiske forhold i berget. På kote +4 er det et utløp for vann fra nedlagte gruver. Sorte koter i kartet er koter for mengde naturlig overflateavrenning.

Tabell 1: Brønndata, koordinatsystem UTM32, logget i slutten av januar 2017. Midlere grunnvannsnivå basert på logging av grunnvann i brønnene Bh2-Bh5 og måling av grunnvannsnivå i Bh1. Nivået i Bh1 er justert for fallet i brønnen siden denne er målt og ikke logget med overliggende vannsøyle som de andre.

Navn	Nord	Øst	Terreng øyde (m.o.h)	Fall	Retning	Diam (cm)	Boret (m)	Dyp under terreng (m)	Midlere grunnvannsnivå (m.o.h)
Bh1	6968628	454333	245	70 °	N220	14	300	282	170
Bh2	6968294	453606	315	70 °	N130	14	345	324	314
Bh3	6968322	453788	298	70 °	N160	14	351	330	297
Bh4	6968060	453710	349	75 °	N160	14	247	239	327
Bh5	6968058	453710	349	85 °	N158	14	351	350	335

Grunnvannsnivået ved brønnene er blitt logget med Diver-sensorer i observasjonsbrønnene Bh2, Bh3, Bh4 og Bh5. Logging av grunnvannsnivå i Bh1 har ikke fungert på grunn av tekniske problemer. I forbindelse med prøvepumping av brønnene er det oppgitt at grunnvannsnivået i Bh1 lå på ca. 81 meter under terreng (75m korrigert for brønnens skråstilling). Det var derfor ikke mulig å foreta

prøvepumping av brønnen på grunn av stor løftehøyde og begrenset pumpekapasitet. Brønnene Bh2 og Bh3 har grunnvannsnivå nesten i dagen. Bh4 ble ikke boret ned til ønsket dyp (ved fjellhallene, på 350 m under terreng) pga. av en knusningssone som gjorde det teknisk umulig. Bh5 ble dermed etablert på samme sted, men med en brattere vinkel. Grunnvannsnivået i Bh4 er ca. 22,5 meter under terreng mens grunnvannsnivået i Bh5 er ca. 14-15 meter under terreng. Felles for alle brønnene er at nivået ikke har endret seg mye i løpet av loggeperioden (januar 2017 – august 2018). Det høyere grunnvannsnivået i Bh5 sammenlignet med Bh4 tyder på at brønnene ligger dypere i berggrunnen. Bh5 går dypere ned til fjellhallnivå 350 m under terreng. Dette gjør det sannsynlig at Bh5 er mer representativ for trykknivået som er representativt for fjellhallene siden disse er i samme nivå som Bh5. Grunnvannsnivået i Bh1 er betydelig dypere under terreng enn de andre brønnene. Dette tyder på at eksisterende gruver har senket grunnvannsspeilet ved Bh1. Bh1 ligger aller nærmest eksisterende gruver.

Det ble utført prøvepumping av de 3 dypeste fjellbrønnene ved fjellhallområdet, i Bh2, Bh3 og Bh5. Dette ble gjort for å kunne beregne hydraulisk ledningsevne i berggrunnen i den delen av brønnen som var under grunnvannsnivået. Beregnet hydraulisk ledningsevne for disse 3 brønnene er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Brønndata og beregnet hydraulisk ledningsevne basert på prøvepumping av hver brønn.

Brønn	Pumpedyp (m)	Grunnvannsenkning(m)	Vanngiverevne (l/t)	Radius brønn (m)	Beregnet vannledningsevne K (m/s)
Bh2	40	37	900	0,14	3e-8
Bh3	40	37	600	0,14	2e-8
Bh5	40	24	170	0,14	1e-8

Resultatene viser at berggrunnens hydrauliske ledningsevne ligger like over 10^{-9} m/s, ved ca. $1-3 \times 10^{-8}$ m/s.

Disse verdiene er gjennomsnittsverdier for hele det vannmettede borehullet. Logging av brønnene har vist at berggrunnen er tettere mot dypet ved de fremtidige fjellhallene enn høyere oppe i berggrunnen. Dette er et typisk fenomen for grunnvann i berg.

2.4.2 Vannbalanse

I 2013 ble det etablert en målestasjon ved fjorden på kote +4, som overvåker kontinuerlig vannstand ved et V-overløp for beregning av vannføring ut av gruvene, pH, ledningsevne, turbiditet og vanntemperatur. Vannføringsmålingene er relevante fordi de bl.a. viser mengde grunnvann som dreneres av de store gruve og tunnel-volumene på Raudsand. Sammen med dataene helt fra 2013 og inklusivt sommeren 2018 (tørr sommer), har man gode måleverdier som viser hvor mye vannføring fra dagens gruver og ganger som drenerer ut av berggrunnen. Ved å benytte den enkle grunnvannstrømningsligningen $Q=AKi$, kan vi estimere berggrunnens snitt hydraulisk ledningsevne, der:

Q = utstrømning [m^3/s]

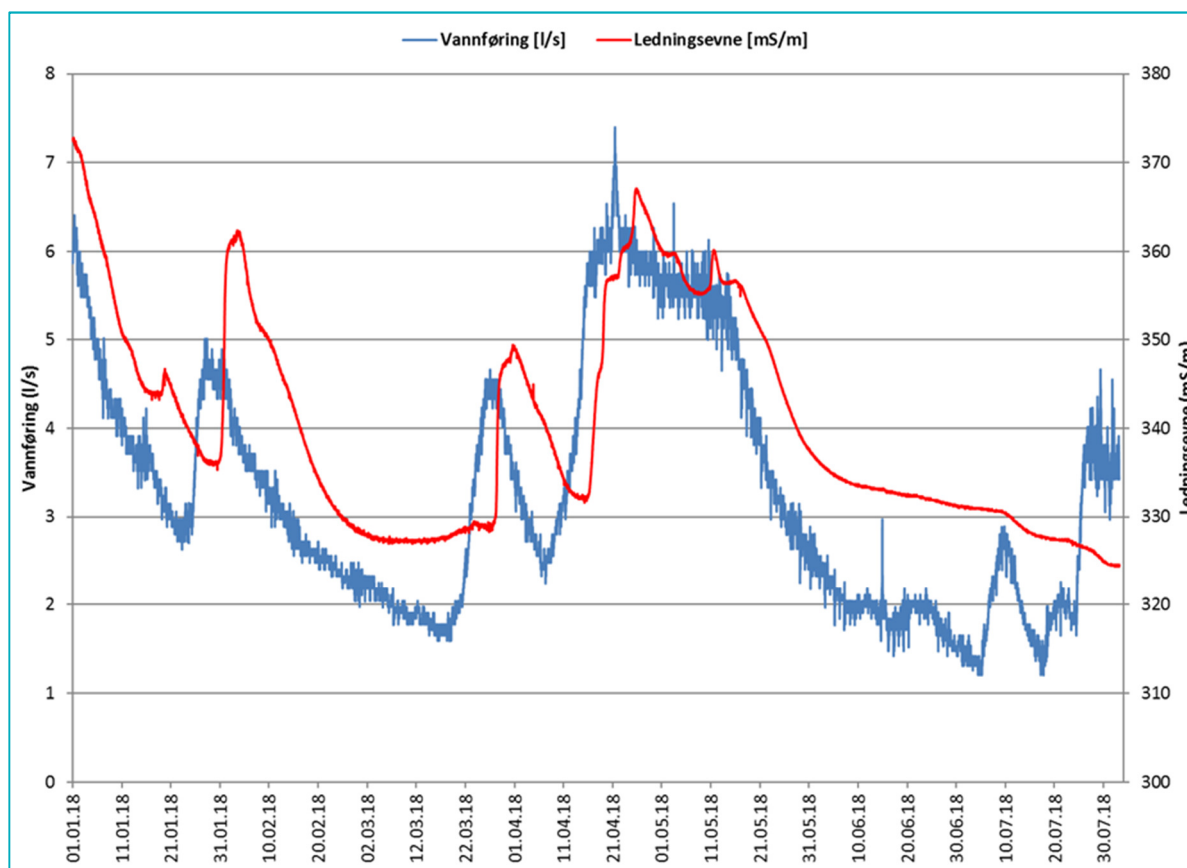
A = utstrømningsarealet [m^2]

K = hydraulisk ledningsevne [m/s]

i = grunnvannets strømningsgradien [m/m]

Vannføringsmålingene ved kote +4 viser et gjennomsnitt på 2,0 l/s i sommerperioden juni-juli 2018. Den laveste vannføring i perioden var på 1,2 l/s (se Figur 8). Dersom vi antar at koeffisienten for overflatevannføring er kun 60%, vil dette utgjøre for en gjennomsnittsvannføring i juni-juli 2018 perioden på 0,9 l/s. Det vil si at for gjennomsnittsvannføringen fra målestasjon kote +4 på 2,0 l/s, er 1,1 l/s grunnvannsdraineringen i denne tørre perioden, og 0,9 l/s er bidraget fra overflateavrenning som er fanget av gruvene som føres til målestasjonen. Grunnvannsdraineringen på 1,1 l/s kan så benyttes i ligningen over for å estimere gjennomsnittsverdien for berggrunnens hydrauliske ledningsevne.

Måling av grunnvannstand 7. august 2018, etter en tørr sommer, har ikke gitt nevneverdige endringer i grunnvannsnivået i fjellbrønnene. Dette er vist i Tabell 3. Basert på grunnvannstandsmålingene fra feltet på Raudsand, har grunnvannet i berggrunnen en forholdsvis bratt gradient (i), i størrelsesorden 0,2. Denne verdien benyttes i ligningen over.



Figur 8: Gjennomsnittlig vannføring (Q) og elektrisk ledningsevne (EC) på kote +4 fra drenering av gruve- og gangområdene på Raudsand i 2018.

Tabell 3: Midlere grunnvannsnivå og målt grunnvannsnivå august 2018.

Brønn	Terreng høyde (m.o.h)	Midlere grunnvannsnivå (m.o.h)	Målt grunnvannsnivå 7. august 2018 (m.oh)
1	245	170	Ikke mulig lenger
2	315	314	314,5
3	298	297	297,5
4	349	327	326,5
5	349	335	337

For å kunne estimere hydraulisk ledningsevne til berggrunnen fra en vannbalanse sammenheng, er det behov for et overslag på overflatearealet til volumet som drenerer grunnvannet. Det er beregnet fra gamle tegninger et overflateareal i eksisterende bergrom og ganger i høydeintervall kote +4 til kote +250 (mettet berg over dreneringsnivå kote +4) til 267 000 m². Dette arealet er konservativt, da arealet som drenerer grunnvann til bergrom og kote +4 ligger også et godt stykke under kote +4, da det eksisterende bergrom under dette nivået også er en del av utstrømningsregimet for grunnvannet i området. Det vil si at grunnvannet i berggrunnen under kote +4 strømmer også opp til dette nivået siden det er ved et lavere trykkpotensial, før det fortsetter å strømme mot havet (kote 0).

Ved å legge inn disse verdiene i ligningen over ($Q = 1,1$ l/s, $i = 0,2$, $A = 267\,000 - 500\,000$ m²), får vi en estimert hydraulisk ledningsevne for berggrunnen oppstrøms de eksisterende bergrom til å være ca. $1-2 \times 10^{-8}$ m/s. Det vil si like over 10^{-9} m/s. Disse utregnede verdiene er i samsvar med de gjennomsnittsverdiene som ble beregnet ut fra prøvepumping fra de dype borehullene ved fjellhallene.

2.4.3 Modellering av grunnvannsforhold

Det ble etablert en 3-D grunnvannsmodell av grunnvannsnedslagsfeltet for hele Raudsand-området. Modellen ble først benyttet for å se om parameterverdiene nevnt over ville gi tilsvarende grunnvannsnivå som man ser i felt, så etterpå, etter at modellen ga en god representasjon av dagens forhold, ble fjellhaller lagt inn for å se på effekten de hadde på grunnvannsnivå (drenering) og grunnvannets strømningshastighet.

2.5 Oppsummering av spredningsveier

Under driftsfasen av fjellhallene, vil eventuelt grunnvann og sigevann samles for å renses i renseanlegget før utslipp til fjorden. I denne fasen, vil det være en sterk innadrettet grunnvannsgradient inn mot de åpne fjellhallene, slik at det ikke vil være lekkasjer ut fra fjellhall eller tunnelanlegget. Det vil være 3 fjellhaller åpne til enhver tid: en hall som fylles med stabilisert farlig avfall, en hall (yngre, dvs. lenger inn i fjellet) vil kunne ta imot farlig avfall i tette celler, og en tredje hall som er under utbygging enda lengre inn i fjellet. I løpet av 3 år (perioden som et sett med 3 haller er åpen samtidig) er det modellert at grunnvannet vil kunne senkes med ca. 50 meter, dersom ingen tetningstiltak blir utført. Det er lagt opp til tetting av berggrunnen der det er vannførende sprekker. Dette vil begrense eventuelle innlekkasjer av grunnvann ytterligere og senere sig av sigevann ut av hallene.

Etter at en fjellhall er fylt, vil grunnvannstrykket begynne å bygge seg opp igjen rundt denne hallen. Strømningsgradienten vil nå bli skiftet mer mot de 3 hallene som er åpne. Vann som befinner seg i de 3 åpne hallene vil alltid bli ført til renseanlegget. Tunnelanlegget rundt fjellhallene vil muligens ha en viss evne til å fange opp eventuelt sigevann som skulle migrere fra de fylte hallene. Tunnelvannet samles og føres til renseanlegget under hele driftsfasen.

Etter at alle fjellhallene er fylte og anlegget skal legges ned, vil også tunnelanlegget plugges igjen med tette betongplugger og injisert berg omkring slik at de ikke drenerer grunnvannet. Grunnvannsnivået vil bygges opp igjen til opprinnelig grunnvannsnivå. I etterdriftsfasen vil det ikke bli noe drenering fra fjellhaller eller tunnelanlegg og grunnvannet vil innta sitt opprinnelige strømningsmønster. I denne fasen kan eventuelt sigevann kunne migrere inn i bergsprekkene og mot fjorden. Det er minst 730 meter fra den nærmeste fjellhallen til dagens gruveanlegg i horisontalplanet og 1200 meter til fjorden. Migrasjon av forurensninger vil i all hovedsak strømme mye saktere enn grunnvannets hastighet pga. sorpsjon av stoffene til mineralene i sprekke. Grunnvannet vil bruk minst 80 år fra nærmeste fjellhall til fjorden.

3 Tettetiltak for deponiet

I utgangspunktet har berggrunnen en hydraulisk ledningsevne på $1-2 \times 10^{-8}$ m/s, dvs. like over 10^{-9} m/s. Det skal utføres tiltak for å redusere permeabiliteten i berggrunnen ytterligere.

3.1 Tiltak i fjellhallene

Det vil bli utført systematisk forinjeksjon i hengen og i veggene til fjellhallene. I sålen av fjellhallene vil det bli etablert et tett betongbasseng som vil dekke ca. 40% av overflaten (ca. 3000 m²). Dette vil redusere bergets hydrauliske ledningsevne langs veggene og hengen til ca. 3×10^{-9} m/s (Statens vegvesen, 2003). Fjellhallsålen vil bli dekket delvis av (40%) av et tett betongbasseng.

De stabiliserte massene skal komprimeres og fjellhallene skal fylles til 98% av deres volum. De stabiliserte massene har en veldig lav hydraulisk ledningsevne, $1,5 - 5 \times 10^{-8}$ m/s. Dette er i samme størrelsesorden som berggrunnen.

Fjellhallene skal sprenges ved konvensjonell anleggsdrift. Det mest permeable partiet i anlegget vil bli i grenseflaten bergvegg/stabilisert masse. Dersom man finner ved undersøkelsesboringer at berggrunnen er tettere enn 10^{-8} m/s, vil det ikke være behov for systematisk forinjeksjon.

3.2 Tiltak i tunnelanlegg

Det vil bli forboret i berggrunnen under driving av tunnelene, slik at der det eventuelt finnes permeable sprekker, skal disse injiseres med mikrosement e.l. Dette vil redusere bergets hydrauliske ledningsevne.

Ved stengning av inngangen/utgangen av fjellhallene, skal disse tunnelene både injiseres ekstra i berg samt etablere tykke tette pluggar for å hindre vannstrømning både i pluggene og i berget omkring pluggene.

Ved etterdriftsfasen, skal det flere steder langs tunnelene injiseres ekstra i berg samt etablere tykke tette pluggar for å hindre vannstrømning både i pluggene og i berget omkring pluggene.

Det vil bli etablert et overvåkningsnett med fjellbrønner for å kunne overvåke grunnvannstrykket/grunnvannsnivå, strømningsretning og grunnvannskvalitet før, under og etter anleggsfasen.

4 Trinn 1: Kildekarakterisering

4.1 Forutsatt masse-/avfallstyper til deponiet

Farlig avfall som ikke kan blandes inn i den stabiliserte flyveaskemassen vil bli deponert i egne tette betongkar/celler i bunnen av fjellhallen som ikke fylles med det stabiliserte massen. Betongcellene vil ta imot det som kommer ila. ca. et år, og deretter forsegles med armert betonglokk, som en ekstra geologisk barriere inne i fjellhallen. Stabiliserte masser vil deretter legges oppå betong cellene til hallen er fylt. Slik vil prosessen fortsette innover i berggrunnen med etterfølgende fjellhaller.

Deponiet på Raudsand vil kunne ta imot følgende masser:

- farlig uorganisk avfall
- $\leq 6\%$ TOC
- $\leq 10\%$ glødetap
- ved enkelte avvik vil det søkes om mottak og behandling

Alt avfall som skal tas imot må ha gjennomgått en basiskarakterisering. De viktigste testene for avfall som skal tas imot vil være analyser av TOC og glødetap samt en basiskarakterisering.

4.2 Årlige mengder til deponi - Prognoser

Et typisk årsmottak til Raudsand kan være på nivå med 250.000 tonn flyveaske, 250.000 tonn svovelsyre og 50.000 tonn annet avfall. Etter prosessene med massebehandling for stabilisering, gjenvinning, rensing og fordampning vil et typisk årsmottak gi opp mot ca. 350.000 tonn farlig avfall for deponering. Det aller meste av avfallet kan behandles med flyveasken og svovelsyre til en stabilisert flyveaskemasse som har en konsistens som en jordvåt betong. Ferdig behandlet og presset har flyveaskemassen et vanninnhold på ca. 20% og vil ikke støve under transport.

Alt innkommende avfall skal veies og kategoriseres. En vil derfor ha en god historisk oversikt over de mengder som vil være deponert på området. Det vil i tillegg være registrering og logging over type og mengde avfall og hvor det deponeres. Dermed vil man vite hvor de ulike komponentene er plassert i fjellhallene.

Mottaket er fleksibel slik at dersom det blir større behov for å ta imot mer farlig avfall til deponering, vil anlegget kunne utvides i takt med behovet.

4.3 Forventet utslippspotensiale

4.3.1 Utlekking fra avfallet i sigevann

Det har blitt utført både ristetest og kolonnetest på tilsvarende flyveaskemasser som vil bli deponert på Raudsand (2015, Miljøstyrelsen [ISBN nr.: 978-87-93283-72-5]). Massene var behandlet etter Halosep metoden, på lik linje som planlagt på Raudsand. Resultatene viser at i en ristetest vil utlekking i et eluat med L:S=10 ligge under grensen for et deponi med klasse MA1. I kolonneforsøk er utlekking i et eluat med L:S=10 noe mer forurensset, der antimon (Sb) og kvikksølv (Hg) overskrider grensen for MA1, og dermed plasserer eluatet i klassen FA1 (se Tabell 4). Alle forsøk viser at det er ingen overskridelser av klasse FA1.

Tabell 4. Resultat av kolonnetest publisert av Miljøstyrelsen (2015). Dette var det mest forurensede eluatet av de forsøkene som ble gjennomført. Grønn = inert avfall (IA1), Blå = ordinært avfall (MA1), Rosa = Farlig avfall (FA1). Disse resultatene er for Vestforbrænding masser (VF). Masser fra Amagerforbrænding ga en overskridelse på kvikksølv ift. Klasse MA1 istedenfor antimon.

VF nr. 8B	Drift A	0.1 l/kg	2 l/kg	10 l/kg
As	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Ba	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Cd	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Cr	mg/kg	MA1	MA1	IA1
Cu	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Hg	mg/kg	IA1	IA1	MA1
Mo	mg/kg	MA1	MA1	MA1
Ni	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Pb	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Sb	mg/kg	MA1	FA1	FA1
Se	mg/kg	MA1	MA1	MA1
Zn	mg/kg	IA1	IA1	IA1
Cl	mg/kg	MA1	MA1	MA1
F	mg/kg	MA1	MA1	MA1
SO ₄	mg/kg	MA1	MA1	MA1
DOC	mg/kg	IA1	IA1	IA1

Det er vanskelig å forutsi eksakt hvilke stoffer som vil kunne forekomme i de avfallstypene som ikke kan behandles med de stabiliserte flyveaskemassene. Disse forurensningene skal deponeres i egne lukkede betongceller (tilleggsbarriere).

I driftsfasen vil alt sigevann samles og sendes til renseanlegget lokalt. Miljøriskovurderingen vurderer kun den diffuse delen av utslippet fra deponiet, dvs. etter at fjellhallene og tunnelene er lukket og plugget igjen. Pga. usikkerheten mht. mengder og type forurensninger som ikke kan behandles med flyveaskemassene, er disse deponert i egne tette betongceller (tilleggsbarriere). Det er gjennomført en del 2 av miljørisikovurdering, transportkarakterisering, i kapittelet under.

5 Trinn 2: Transportkarakterisering

5.1 Utgangspunkt

Fjellhallene for farlig avfall vil få tilført litt vann fra grunnvannet i berggrunnen og det vanninnholdet som er i de stabiliserte pressede flyveaskemassene (ca. 20% vanninnhold). Under driftsfasen vil sigevannet fra de stabiliserte massene samles fra åpne fjellhaller og tunnelsystemet for rensing på anlegget. Det deponerte farlige avfallet som ikke bindes til flyveaskemassene er sikret i egne tette betongbasseng som egen geologisk barriere ($K \leq 10^{-9}$ m/s). Det vil med andre ord ikke være diffus utlekking fra fjellhallene med farlig avfall under driftsperioden.

Etter driftsfasen, vil alle fjellhaller og tunneler være stengt og tettet med flere tette betongpropper og injisert berg, slik at det vil være berggrunnens egne hydrauliske ledningsevne som bestemmer grunnvannets strømningsforhold. Grunnvannsnivået vil innta normal/opprinnelig høyde. Spørsmålet er hva sigevannsutslippet fra fjellhallene blir når anlegget er tettet og det ikke dreneres sigevann fra fjellhallene lenger. Svaret er basert på variasjoner i hydraulisk ledningsevne i og omkring fjellhallene. Grunnvannet vil strømme der det er lettest (minste motstands vei), og det er betinget av hvor det er høyest hydraulisk ledningsevne og lavest trykkpotensial i berggrunnen.

For et deponi med tilstrekkelig bunn-, topp- og sidetetting vil vannbalanseberegningen være styrt av formelen under:

$$Q_{\text{inn}} = Q_{\text{ut (kontrollert)}} \text{ (TA-1995/2003)}$$

Q_{inn} = vanninnhold i avfall + grunnvannet som treffer deponioverflaten, og

$Q_{\text{ut (kontrollert)}}$ = grunnvann + grunnvannsutlekking fra deponiet

Dersom det blir noe utlekking av sigevann fra de pressede flyveaskemassene i fjellhallene, vil dette skje mens det er drenering til oppsamling i fjellhallene og i tunnelanlegget, som føres til renseanlegget under anleggets driftsfase. Når hallene stenges vil grunnvannet fylle hallene, men det er svært lite volum ledig til grunnvannet. Når etterdriftsfasen er etablert, vil grunnvannet kunne strømme til fjellhallene, men strømmingen vil foregå der det er høyest hydraulisk ledningsevne. Det vil være høyest hydraulisk ledningsevne i en 0,5m sone i bergveggene nærmest hallene. Det er dokumentert at i bergoverflater som er sprengt, vil berget ha en noe høyere hydraulisk ledningsevne pga. små riss i berget fra sprengningsarbeidet (Tsang et al., 2005).

5.2 Q_{inn}

Innstrømning til fjellhallene når de stenges vil være bestemt av strømningsligningen $Q = AKi$, som nevnt i kapittel 2.4.2. Arealet for fjellhallene vil være det som er vinkelrett på grunnvannstrømmingens retning, dvs. vest mot øst, dvs. innstrømning i vest-veggen og utstrømning i øst-veggen. Under konservative forhold, kan man først vurdere innstrømning uten at det var blitt utført noe tetting av berget ved injisering. Da vil ligningen gi følgende innstrømningsforhold:

$$A = 300\text{m} \times 50\text{m} = 15000 \text{ m}^2$$

$$K = 3 \times 10^{-9} \text{ m/s}$$

$$i = 0,2 \text{ m/m}$$

Dette vil gi en innstrømning (Q_{inn}) være ca. 0,009 l/s eller 0,8 m³/dag.

I realiteten vil berggrunnens hydrauliske ledningsevne utenfor tetteskjermen være noe mer permeabel enn dette pga. tettetilak under driving av tunnelene og fjellhallene som gjøres for å redusere eventuelle innlekkasjer under drift og etterdriftsfasen. Grunnvannet vil fylle fjellhallene over tid pga. en innadrettet gradient under fyllingen, men etter en likevekt har blitt opprettet, vil grunnvannet strømme rundt fjellhallene siden de vil ha en lavere hydraulisk ledningsevne enn berggrunnen omkring. Grunnvannet i de grunnvannsfylte hallene vil være nærmest stillestående.

5.3 Q_{ut}

Det må påberegnes noe diffust utslipp ut fra deponiet. I henhold til TA-1995/2003 (*veileder om miljørisikovurdering av bunnfetting og oppsamling av sigevann ved deponier*) skal omfanget av diffuse utslipp anslås ut fra ligning:

$$\Delta S_{diffust} = Q_{inn} - Q_{ut-kontrollert}$$

Der:

Q_{inn} = vanninnhold i avfall + nedbør som treffer deponioverflaten + eventuelt innsig av bekker, elver, oppkommer og grunnvann, $\pm$ vannomsetning i deponiet.

Q_{ut} = fordamping + kontrollert utslipp av sigevann fra deponiet $\pm$ vannomsetning i deponiet.

Veilederen TA-1995/2003 beskriver hovedsakelig hvilke vurderinger som skal inngå i en miljørisikovurdering av et eksisterende deponi. I dette tilfelle benyttes veilederen for å skrive en miljørisikovurdering av nytt deponi. Det er dermed ikke mulig å måle Q_{inn} og Q_{ut} for å få et tall på diffus utlekking fra et deponi som ennå ikke er bygget.

Det er mulig å beregne diffus utlekking fra en fjellhall ved å forstå de hydrauliske forholdene omkring og inne i fjellhallene. Det er disse forholdene som bestemmer utlekkingen fra fjellhallene.

Når anlegget er ferdig med deponering, vil hallene og tunnelene stenges og tettes. Grunnvannet vil da strømme inn i disse rommene til grunnvannstrykket er lik det som står utenfor bergrommene. Dvs., grunnvannet vil ha en gradient inn mot bergrommene, men ikke ut. Etter at grunnvannstrykkgradienten har stabilisert seg, vil det ikke være en trykkgradient ut av hallene. Grunnvannet vil da strømme forbi hallene som en tettere del av berggrunnen (tetteskjermen). De lokale strømningsforhold vil da være bestemt av de lokale forskjeller i hydraulisk ledningsevne, dvs. grunnvannet vil strømme der det er lettest å strømme, dvs. der det er høyest hydraulisk ledningsevne.

Fjellhallene blir 300 m lange, 50 m høye og 25 m bredde. Dette gir et fjellhall-volum på 375.000 m³.

I bunnen av fjellhallene vil det være et tett ($K \leq 10^{-9}$ m/s) betongbasseng for andre farlige avfallsstoffer som skal deponeres og vil ha et volum på ($L=200$ m, $H=10$ m, $B=15$ m) 30.000 m³. Betongbassenget utgjør 8% av det totale volumet til fjellhallen, men 40% av hallens areal i sålen.

Det er dokumentert (Tsang et al., 2005) at ved bergromssprengning, dannes det små riss i berget slik at en sone på ca. 0,5-1 meter fra bergrommet inn i berget får bergmassen en noe høyere hydraulisk ledningsevne enn i det upåvirkede og det injiserte berget omkring.

Siden den upåvirkede berggrunnen og den stabiliserte askemassen har lik hydraulisk ledningsevne, vil den sprengnings-påvirkede bergmassen ha en høyere hydraulisk ledningsevne, og dermed fungere som en foretrukket strømningsvei for grunnvannet. Denne foretrukne strømningsveien er grunnleggende for å forstå utlekkingen fra askemassene.

Fjellhallens totale overflateareal blir 47.500 m². Dette er i utgangspunktet den overflaten grunnvannet kan strømme inntil askemassene. Men, det tette betongbassenget reduserer den faktiske kontaktoverflaten med en grunnvannstrømning. De tette overflatene fra betongbassenget utgjør 3.000 m² eller 6% av den totale overflaten til fjellhallene.

Tatt i betraktning at grunnvannet vil strømme i den sprengte sonen i bergoverflaten, vil grunnvannet ha et utlekkingspotensial kun noen centimeter inn i de tettere askemassene i fjellhallen. Sannsynligvis

vil utlekkingen skje kun noen 10-talls centimeter inn i askemassen, og i en konservativ vurdering kanskje 50 centimeter inn i de tettere askemassene. Denne 10-50 cm tykke sonen er det volumet som det vil kunne forekomme utlekking fra askemassene. Resten av porevannet i askemassene vil være stabilt uten utlekking til berget. Det er klart at siden den hydrauliske ledningsevnen er større i den sprengte delen av bergveggen enn i askemassene, så vil vannet strømme raskere i berget enn i den sonen i askemassene som eventuelt blir påvirket av denne strømmingen.

Det totale volumet av askemassen i en fjellhall er 345.000 m³. Det volumet av askemassen som kan inngå i en utlekking til grunnvannet er det arealet til askemassen som er i kontakt med grunnvannet ved bergoverflaten (47.500 m² – 3.000 m² = 44.500 m²) ganger tykkelsen av askemassen som blir utlekket (10cm, maks 50 cm). Dette gir et volum mellom 4.450 m³ til maks. 22.250 m³. I forhold til det totale volumet av askemassen, så utgjør dette 1% til maks. 6,5% av det totale askemassens volum.

Sammenligner man dette med kolonnetestene av askemassene på laboratoriet, så vil en utlekking fra fjellhallene utgjøre mindre enn 5% av det totale sigevannet i askemassene, samt at konsentrasjonen vil være mindre enn 5% av det målte i eluatet fra kolonnetestene siden kun noen prosent av massene er utlekket, og også fordi grunnvannet strømmer raskere i berget enn sigevannet vil strømme ut av askemassene.

$\Delta S_{\text{diffust}}$ for farlig avfallsdeponiet på Raudsand er derfor mindre enn 5 % av Q_{in} til området med fjellhallene. Over 95% av askemassene vil ikke medføre utlekking. Utlekkingskonsentrasjonen vil være mindre enn 5% av konsentrasjonen av kolonnetestresultatene.

I tillegg til at diffus utlekking er svært liten, er også den geologiske barrieren (injisert berggrunnen ved fjellhallnivå) en godt egnet barriere. Selv om den ikke oppnår $K \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s, er det flere målinger og beregninger som viser at berggrunnen er nesten like tett (injisert berg = 3×10^{-9} m/s) som kravet for en 5 m tykk geologisk barriere. Tatt i betraktning at det er hele 729 m til de eksisterende gruvene i samme plan og 1200 m til resipienten, vil den lokal geologiske barrieren ha en tetthet på størrelsesorden 10^{-11} m/s siden den geologiske barrieren er minst 2 tier-potenser tykkere enn 5 m. Dette er et veldig viktig forhold, tatt i betraktning at berggrunnens hydrauliske ledningsevne er under 1 tier-potens høyere enn kravet for en 5 m tykk barriere og mtp. migrasjon av forurensninger, sorpsjon, oppholdstid, mm.

6 Konklusjon

Det er prosjektert en rekke tiltak for å tette bergrommene og for å samle sigevann under driftsfasen i fjellhallene og tunnelanlegg. Under driftsfasen vil grunnvannet og sigevannet ha en gradient inn mot hallene og tunnelen, slik at sigevann samles her og renses i renseanlegget.

Etter driftsfasen, vil anlegget stenges og flere tettepropper med injisering av berggrunnen vil medføre en tetting av anlegget. Grunnvannet vil stige til opprinnelig nivå ved at grunnvannet strømmer til fjellhallene og tunnelanlegget. Når likevekt har blitt nådd, vil det være en tilnærmet horisontal grunnvannstrømning i berggrunnen til resipienten. Det vil være hverken gradienter inn til eller ut av deponimassene. Grunnvannet vil ha en regional gradient mot fjorden.

Utlekking fra deponimassene vil være svært begrenset da grunnvannstrømningen vil foregå i de mest permeable sonene i grunnen, og helst rundt den forinjiserte berggrunnen omkring hallene. Innenfor den forinjiserte berggrunnen omkring fjellhallene vil grunnvannet strømme mest i den sprengningspåvirkede sonen i bergveggen til fjellhallene heller enn i den injiserte berggrunnen omkring eller i de lavpermeable deponimassene. Dette medfører at kun 1 - 6,5% av deponimassene vil kunne ha utlekking til grunnvannet omkring. Konsentrasjonen vil være lavere enn 5% av konsentrasjonen i eluatet fra kolonneforsøk fra samme masser pga. at grunnvannet ikke vil kunne strømme gjennom deponimassene som er tettere enn den sprengte påvirkede delen av bergveggen omkring, og fordi det vil strømme mer grunnvann forbi deponimassen enn sigevann som vil kunne strømme ut til grunnvannstrømmen. Siden den diffuse utlekkingen er mindre enn 5% av det grunnvannet som strømmer forbi og det sigevannet som er i selve deponiet, er det diffuse utslippet innenfor kravet på 5%.

Fjellhallene er plassert i godt egnet berg, der det er både målt og beregnet at bergmassen der fjellhallene skal etableres har en lav hydraulisk ledningsevne, $1-3 \times 10^{-8}$ m/s. I tillegg skal det forinjiseres i berggrunnen slik at den får en hydraulisk ledningsevne på ca. 3×10^{-9} m/s. Dette bør aksepteres som en tilstrekkelig geologisk barriere siden det er mindre enn en tier-potens høyere enn kravet om $K \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s for en geologisk barriere med tykkelse 5 meter, tatt i betraktning at den geologiske barrieren er minst 2 tier-potenser tykkere enn kravet, med over 700 meter til eksisterende gruver og 1200 meter til resipienten.

Med en så ideell bergmasse, og med omfattende tettetiltak og strømningsforhold som er beskrevet, er forurensningsfaren ved deponiet vurdert til å være akseptabel, og oppnår de kravene som er satt for farlig avfallsdeponier.

7 References

- Multiconsult. (2017). *Bergteknisk vurderinger av deponi*.
- NGU. (2016). *Vurdering av geologiske forhold ved potensielle lokaliteter til deponi for uorganisk farlig avfall*.
- NGU. (2017). *Grunnundersøkelser ved Raudsand, Nesset kommune, Møre og Romsdal. Tolkning av borehullslogging og vannanalyser. Rapport nr. 2017.024*. NGU.
- NGU. (2017). *Logging av fem borehull ved Raudsand, Nesset kommune, Møre og Romsdal. Rapport nr. 2017.020*. NGU.
- Statens vegvesen, (2003). *Miljø og samfunnstjenelige tunneler, Undersøkelser og krav til innlekkasje for å ivareta ytre miljø*, Publikasjon 103.SFT. (2003). *Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier, TA-1995/2003*.
- Tsang, C.F., Bernier, F., Davies, C. (2005). Geohydromechanical processes in the Excavation Damaged Zone on crystalline rock, rock salt, and indurated and plastic clays - in the context of radioactive waste disposal. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences*.