Vedlegg til konsekvensutredning for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver

Vedlegg 1. Plan- og utredningsprogram for konsekvensutredning
- opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver. Sluttbehandling Nome kommune....1
Vedlegg 2. Fastsettelse av plan- og utredningsprogram for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver, DSA. 10
Vedlegg 3. Søve gruver opprydding radioaktivt materiale. Innstilling fra fylkesdirektøren. 14
Vedlegg 4. Høringsinstanser for konsekvensutredningen 17
Vedlegg 5. Flomvurdering for deponeringsområde og sarkofag for lavradioaktive masser ved Søve gruver, Nome kommune. Norconsult. 18
Vedlegg 6. Pålegg av Nærings- og fiskeridepartementet om å gjennomføre nødvendige tiltak for å hindre radioaktiv forurensing fra Søve gruver 35
Vedlegg 7. Statsbudsjettet 2020: Tildelingsbrev til Norsk nukleær dekommisjonering 40
Vedlegg 8. Utredning av mulig annen utnyttelse av avfallet, Bergfald Miljørådgivere. 49
Vedlegg 9. Rapport fra feltarbeid. Oppsummering av prøveresultat, Bergfald Miljørådgivere 66
Vedlegg 10. Säkerhetsanalys för ett ytnära slutförvar av NORM-avfall i Søve, Kemakta Konsult. 97
Vedlegg 11. Ingeniørgeologiske vurderinger - Sarkofag ved Søve gruver, Norconsult. 237
Vedlegg 12. Geologisk undersøkelse av borkjerner fra Søve, Fensfeltet, Telemark, regiongeolog Sven Dahlgren. 259
Vedlegg 13. Kartlegging av naturmangfold ved Søve gruver i Nome kommune, Ecofact. 274
Vedlegg 14. Prosjektnotat - Betong-sarkofag for svakt radioaktivt gruve-avfall, Sintef. 293
Vedlegg 15. Oversikt over toksisitetsdata for arsen og bly 305
Vedlegg 16. Rapport om økologisk tilstand og kjemisk tilstand i Norsjø og Søvittbekken, Bergfald Miljørådgivere 308
Vedlegg 17. Kartlegging av vannmiljø ved Søve gruver i Nome kommune, Ecofact. 325
Vedlegg 18. Støybelastning fra anleggsvirksomhet 334
Vedlegg 19. Dos till omgivningen på grund av dammspridning, Kemakta Konsult. 335
Vedlegg 20. Risiko- og sårbarhetsanalyse, Norconsult Norge AS. 342

Nome kommune	**Plan- og utredningsprogram for konsekvensutredning - opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver. Sluttbehandling** Arkivsaknr: **24/8128**		
	Jnr.:	**Arkiv**	**Saksbehandler**
	2025009695	K2-L12	Valentijn van Ammers

Forvaltningsorgan	**Dato**	**Sak nr**
Samfunnsutviklingsutvalg	19.06.2025	023/25

Innstilling fra kommunedirektøren:

Nome kommune fastsetter plan- og utredningsprogram for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver (datert 27.05.25).
Fastsettelsen gjøres i henhold til §§12-9, 4-1 og 5-2 i plan- og bygningsloven.

(Samfunnsutviklingsutvalget gjør endelig vedtak).

Samfunnsutviklingsutvalg 19.06.2025:

Behandling:
Enstemmig for kommunedirektørens innstilling.

SU- 023/25 Vedtak:
Nome kommune fastsetter plan- og utredningsprogram for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver (datert 27.05.25).
Fastsettelsen gjøres i henhold til §§12-9, 4-1 og 5-2 i plan- og bygningsloven.

Vedlegg:

12.06.2025	Forslag til plan og utredningsprogram opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver_Ver 2_1 revisjon_27.05.25-ID32720	486932
12.06.2025	Referat oppstartsmøte Søve gruver_signert (2)	486966
12.06.2025	Søve gruver_planområde_REV_A0	486967
12.06.2025	2024.12.03 Søve gruver planinitiativ (9)	486965
12.06.2025	Høringsnotat BorealEx Søve Gruve (L)(1054147)	487741
12.06.2025	Innspill Fylkeskommune til høring av planprogram og varsel om oppstart av reguleringsplan	487742

12.06.2025	Innspill Statens Vegvesen til varsel om oppstart av planarbeid og høring av plan- og utredningsprogram	487743
05.06.2025	Innspill Thorium Norway AS	487744
12.06.2025	Uttalelse DMF til varsel om oppstart og plan- og utredningsprogram	487745
12.06.2025	Uttalelse NVE offentliettersyn plan- og utredningsprogram	487746
12.06.2025	Uttalelse Skien kommune - Offentlig ettersyn og høring av plan og utredningsprogram	487747
12.06.2025	Uttalelse Statsforvalteren - oppstart - høring av plan- og utredningsprogram - reguleringsplan	487748

Bakgrunn for saken
Saken gjelder fastsettelse av plan-og utredningsprogrammet. Plan- og utredningsprogrammet er en del av reguleringsplanprosessen knyttet til opprydding og deponering av radioaktiv avfallet fra Søve gruver. Plan- og utredningsprogrammet gir en oversikt over tema som skal vurderes i konsekvensutredningen.

Formålet med planprosessen er å detaljregulere området rundt Søve gruver, for å legge til rette for etablering av en betong sarkofag. Sarkofagen skal lagre slaggklumper med lavradioaktivt avfall, som ble deponert i forbindelse med tidligere gruvedrift i området. Målsettingen med oppryddingen er å sikre at området kan brukes uten begrensninger, og at avfallet ikke fører til ulempe for befolkning og miljø. Volumet som skal fjernes anslås å tilsvare opp til 5000 tonn. Det er tenkt et 1000-års perspektiv på lagring av avfallet.

Arealet knyttet til tiltaket er i dag avsatt til LNFR- formål i kommuneplanens arealdel. Lokasjonen der sarkofagen skal plasseres må omreguleres til deponi-formål.

Norsk Nukleær Dekommisjonering (heretter kalt NND) er oppdragsgiver for prosjektet, og skal overta ansvaret for drift og oppfølging av sarkofagdeponiet etter at det er ferdigstilt. NND har inngått en avtale med AF Decom. Som faglige underleverandører har AF Decom inngått avtale med Norconsult (reguleringsplan og geoteknikk) og Bergfald Miljørådgivere og Kemakta (konsekvensutredning og radiologi).

Faktiske opplysninger
Etableringen av deponi i form av sarkofag krever regulering etter plan- og bygningsloven (heretter kalt pbl) og tillatelse etter strålevernlovgivningen. Opprydding og graving i forurenset grunn krever tillatelse etter forurensningslovgivningen.

<u>Planområdet</u>
Planområdet er 47,9 daa stort og er lokalisert ved Norsjø, 1,3 km øst for Ulefoss sentrum. Planområdet omfatter bl.a. eksisterende virksomhet Ulefoss Mekaniske AS, som har hatt virksomhet her siden 1984. Foreslått planavgrensning omfatter eiendommer som eies av Telemark fylkeskommune, og tar også med litt av innsjøen Norsjø i nordre del.

<u>Forholdet til kommuneplanen</u>
Planområdet er i kommuneplanens arealdel hovedsakelig avsatt til LNFR-område. I tillegg er det avsatt et område for næringsvirksomhet N21 (Ulefoss mekaniske) og

idrettsområde/friområde langs Norsjø. Deler av området er under faresone H320 flomsone. En mindre del i sørøst er under faresone H330_S Strålingsfare og i vestre delen er det et mindre område under båndleggingssone H720_18 Båndlegging etter lov om naturvern. Omregulering til arealformål deponi er dermed i strid med gjeldende kommuneplan.

Planprogrammet skal gjøre rede for formålet med planarbeidet og hvilke problemstillinger som anses viktig å utrede nærmere i forhold til miljø og samfunn. Fastsatt plan- og utredningsprogram kan ikke påklages.

Plan- og utredningsprogrammet har vært på offentlig ettersyn i 6 uker. Det har kommet inn 8 uttalelser:

1. Direktoratet for mineralforvaltning med Bergmesteren for Svalbard (DMF)- 16.05.25
2. Skien kommune- 21.05.25
3. Telemark fylkeskommune- 23.05.25
4. Norges Vassdrags- og Energidirektoratet (NVE)- 23.05.25
5. Statens Vegvesen- 23.05.25
6. BorealEx AS-23.05.25
7. Thorium Norway AS- 23.05.25
8. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark- 23.05.25

I tabellen under står det en kort oppsummering av innkomne innspill med kommentar. I Vedlegg 3 i plan- og utredningsprogrammet blir disse uttalelsene videre kommentert.

Avsender	Kort oppsummering av innspillet	Kommentar fra Bergfald Miljørådgivere	Kommentar fra kommune-direktøren
Direktoratet for mineral-forvaltning DMF	I januar 2025 stilte DMF spørsmål om eventuelle konflikter med mineralressurser og mineralvirksomhet, for utarbeidelsen av plan for deponi. Det varslede planområdet er vesentlig større enn område for deponi som var indikert i januar, men omfatter ikke noen nye interesser som ligger innenfor DMFs rolle som sektormyndighet. På Fensfeltet foregår det undersøkelsesarbeid	Rettighetshaver, REN, ble varslet om plan- og utredningsprogrammet i en epost til daglig leder datert 07.04.2025. Som følge av dette innspillet har det blitt gjort endringer i plan- og utredningsprogrammet, kapittel 7, delkapittel 7.11. ***«Planområdet dekker en begrenset del av området (FEN1, 0002/2023) hvor Rare Earths Norway er rettighetshaver for mineralutvinning. På bakgrunn av at***	Løsningen med endring i planprogrammet støttes av kommune-direktør. Ingen ytterligere kommentar.

	med hensikt å dokumentere mineralforekomsten med sjeldne jordarter. Det bør ikke etableres tiltak eller legges nye begrensninger til å drive undersøkelser i områdene, ut over eksisterende og nytt deponi. DMF kan ikke se at det er gjennomført eller varslet undersøkelsesarbeid innenfor planområdet. Rettighetshaver må likevel få mulighet til å gi tilbakemelding om eventuelle planer for nye undersøkelser i området.	***sarkofagen sannsynligvis vil bli liggende over de gamle gruvene fra Norsk Bergverk kommer vi i konsekvensutredningen til å beskrive konsekvensen av etableringen av sarkofagen samt etableringen av reguleringsområdet rundt denne. Videre vil vi utrede hvordan tiltaket vil påvirke mineralressurser og mineralvirksomhet ved eventuell fremtidig mineralutvinning i området.»***	
Skien kommune	Planområdet går ned til Norsjø, som er drikkevannskilde for Skien. Det er derfor viktig for Skien kommune at planarbeidet setter krav om at oppryddingen skal skje slik at det er sikret mot forurensning av vann. Dette gjelder også avrenning fra nedbør og flomfare. Skien kommune mener at dette er hensyntatt i plan-og utredningsprogrammet.	Forurensing til vann vil bli utredet både i forbindelse med utgraving og etablering av sarkofag. Skien kommune vil holdes informert om videre arbeid med planen. Ingen ytterligere endringer i plan- og utredningsprogrammet som følge av innspillet.	Ingen ytterligere kommentar.
Telemark fylkeskommune	<u>Vannressursforvaltning</u> §. 7.4 inneholder	<u>Vannressursforvaltning</u> Som følge av dette innspillet ble det gjort	Løsningen med endring i planprogrammet

	beskrivelse av forholdet til forurensning, med vekt på utslipp til jord, luft og vann, med klassifisering blant annet hentet fra Vann-nett. Telemark fylkeskommune ber derfor om at den regionale vannforvaltningsplan en listes opp i kap. 4.3 om regionale føringer. <u>Automatisk freda kulturminner</u> Fylkeskommune mener at det burde fremgå tydeligere at det er fylkeskommunen som har myndighet til å vurdere potensialet for uregistrerte kulturminner innenfor planområdet. Slik teksten er formulert i dag, kan det gi inntrykk av at en slik vurdering allerede er gjennomført.	følgende endringer: kap. 4, delkap.4.3, seksjon 4.3.1: ***«En regional føring som ligger til grunn i det videre arbeidet er den regionale vannforvaltningsplan som er vedtatt av Telemark fylkeskommune.»*** <u>Automatisk freda kulturminner</u> Som følge av dette innspillet har vi gjort følgende endringer i plan- og utredningsprogrammet i innledningen til kap.7: ***«Det er Telemark fylkeskommune som har myndighet til å vurdere potensialet for uregistrerte kulturminner innenfor planområdet. De har ønsket at tiltakshaver tar kontakt med Norsk Maritimt Museum for å vurdere behovet for undersøkelser. Dette vil bli gjort, og det videre arbeidet vil bli beskrevet i konsekvensutredningen.»***	støttes av kommune-direktør. Ingen ytterligere kommentar.
Norges Vassdrags- og Energidirektorat	På grunn av stor saksmengde i forhold til tilgjengelige ressurser har ikke NVE kapasitet til å gå konkret inn i alle reguleringsplaner som kommer på høring. NVE vil	Nome kommune tar kontakt dersom det er behov for bistand i saken. Det er ikke behov for ytterligere endringer i plan- og utredningsprogrammet som følge av dette.	Flom- og skredfare, overvann og andre klimarelaterte konsekvenser er blant de temaene som skal konsekvens utredes. Kommunen har gode rutiner på henvedelser til NVE

	prioritere å gi konkrete innspill og uttalelser til reguleringsplaner det blir bedt om faglig hjelp til konkrete problemstillinger. NVE minner om at det er kommunen som har ansvaret for at det blir tatt nødvendig hensyn til flom- og skredfare, overvann, vassdrag og energianlegg i arealplaner, byggetillatelser og dispensasjoner.		ved behov.
Statens vegvesens	Statens vegvesen påpeker trafikksikkerhet for alle trafikantgrupper, og at dette vektlegges i planleggingen. Trafikkmengden i anleggsfasen bør kartlegges nærmere og omtales i det videre arbeidet. Det kan være nødvendig med ekstra trafikksikkerhetstiltak for å oppnå trygge løsninger for myke trafikanter. Eventuelle tiltak må inngå i planarbeidet og være sikret gjennomført. Statens vegvesens uttalelse til varsel om oppstart er ikke uttømmende.	Det vil vurderes trafikkmengde i forbindelse med anleggsfasen, og iverksatt nødvendige sikringstiltak. Ingen justering i plan- og utredningsprogrammet som følge av dette.	Ingen ytterligere kommentar.
BorealEx AS	BorealEx spiller inn et forslag for alternativt løsning for håndtering av det	Som følge av dette innspillet ble det gjort følgende endringer i plan- og	Løsningen med endring i planprogrammet støttes av kommune-

	radioaktive avfallet. Samt gjenvinning av verdifulle materialer fra slagget.	utredningsprogrammet: Nytt underkapittel § 3.6.1 er lagt til. Det nye underkapittelet handler om: Mulig annen utnyttelse av slagget som befinner seg i slagghaugen ved Søve gruver har ligget der siden 1965. I forbindelse med konsekvensutredningen vil disse forslagene bli tatt opp med NND (oppdragsgiver) og Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet/DSA (forurensningsmyndighet). I tillegg skal det evalueres om slagget er en drivverdig ressurs.	direktør. Det er oppdragsgiver NND som i samråd med valg leverandør som må ta stilling til evt annen bruk av slaggavfallet. Ingen ytterligere kommentar.
Thorium Norway AS	Thorium Norway AS forretningside er å foredle thorium til et industriprodukt innen kjernekraftindustrien og presisjonsbehandling av kreft. Thorium Norway synes at Søve slaghaug har i likhet med Fens-feltet en reell verdi i dag. Thorium Norway ønsker å utvinne og realisere denne verdien i samarbeid med andre norske aktører på det raskt voksende helse- og kraftmarkedet.	Som følge av dette innspillet ble det gjort følgende endringer i plan- og utredningsprogrammet: Nytt underkapittel 3.6.1 er lagt til. Mulig annen utnyttelse av slagget som befinner seg i slagghaugen ved Søve gruver har ligget der siden 1965. I forbindelse med konsekvensutredningen vil disse forslagene bli tatt opp med NND (oppdragsgiver) og Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet/DSA (forurensningsmyndighet). I tillegg skal det evalueres om slagget er en drivverdig ressurs.	Løsningen med endring i planprogrammet støttes av kommune-direktør. Det er oppdragsgiver NND som i samråd med valg leverandør som må ta stilling til evt annen bruk av slaggavfallet. Ingen ytterligere kommentar.
Statsforvalter	Naturmangfold	Som følge av dette	Naturtypekartlegging

en i Vestfold og Telamark	«Det aktuelle området er ikke naturtypekartlagt etter Miljødirektoratets instruks (NIN-metoden), som nå er eneste anerkjente metode for naturtypekartlegging på land, og vi forventer at naturtypekartlegging en gjennomføres etter NIN-metoden.» <u>Anadrom fisk</u> «I Norsjø er det anadrom fisk, og vi viser til underpunktet i T-2/16 om viktige økologiske funksjonsområder for fisk og andre ferskvannsorganismer. Vi forventer at det gjøres en utredning og vurdering av tiltakets påvirkning på disse artene. En negativ påvirkning på disse artene og deres funksjonsområder må i utgangspunktet unngås, og konsekvenser og eventuelle nødvendige avbøtende tiltak må utredes og sikres i planen.»	innspillet ble det gjort følgende endringer i plan- og utredningsprogrammet kap.7, delkap. 7.2, seksjon 7.2.2: ***«Vi har tidligere i Naturbase sett at områdets naturtype var definert som hoved økosystem 04, skog. Prosjektet har igangsatt kartlegginger knyttet til naturtyper og arter, og dette vil bli gjort i henhold til miljødirektoratets instruks – NiN-metoden.»*** Som følge av dette innspillet har vi gjort følgende endringer i plan- og utredningsprogrammet kapittel 7, delkapittel 7.2, seksjon 7.2.3.4: ***«I Norsjø er det anadrom fisk, og det vil gjøres en vurdering av tiltakets påvirkning på disse artene.»***	etter NiN-metode er satt i gang, se §7.2.2 plan- og utredningsprogrammet. Innspill fra Statsforvalteren er dermed tilstrekkelig dekket. Tiltakets påvirkning på anadrome fisk skal vurderes. Innspill fra Statsforvalteren er dermed tilstrekkelig dekket.

<u>Fastsetting av plan- og utredningsprogrammet</u>
Plan- og utredningsprogrammet skal fastsettes både av planmyndigheten (Nome kommune)

og ansvarlig myndighet for konsekvensutredningen etter vedlegg I punkt 3b iv (DSA). Planmyndighetene har funnet frem til en praktisk tilnærming til denne prosessen: Nome kommune fastsetter plan- og utredningsprogrammet i henhold til sine ansvarsområder først. DSA vil deretter fastsette plan- og utredningsprogram for sine ansvarsområder. Prosjektet vil med bakgrunn i dette få ett politisk vedtak fra Nome kommune om fastsettelse av plan- og utredningsprogrammet, og ett eget brev fra DSA som dokumenterer deres vurdering og eventuelle krav som må oppfylles for deres fastsettelse. De eventuelle forutsetninger som kommer frem i disse vedtakene vil være førende for konsekvensutredningen.

Økonomiske konsekvenser
Området hvor selve sarkofagen skal plasseres skal skilles ut fra fylkeskommunen sin eiendom. Staten/NND skal ha eierskap over og ansvar for sarkofagen og eiendommen. Prosjektet skal ikke ha noen økonomiske konsekvenser for Nome kommune.

Miljø- og klimakonsekvenser
Prosjektet handler om å finne, grave opp og sikre det radioaktive avfallet. Sikring skal skjer gjennom plassering i en tett betongkonstruksjon (sarkofagen). Denne skal sikre trygg forvaring av det radioaktive avfallet i 1000 år. Etter at prosjektet er gjennomført skal det ikke lenger være behov for begrensninger i bruken av området knyttet til radioaktivt avfall.

Vurdering
Forslag til endringer/justeringer av planprogrammet fra overordna myndigheter og andre interessenter er imøtekommet og besvart i forslagstillers endringer i plan- og utredningsprogrammet.

Før oppryddingen kan starte må det foreligge en konsekvensutredning av valgt metode for opprydding og varig sikring av avfallet. Konsekvenser, både nåværende og potensielle skal behandles i konsekvensutredningen.
Plan- og utredningsprogrammet må være fastsatt før konsekvensutredning kan gjennomføres. Alle aspekter som er vesentlig for oppryddingen av gruveavfallet er vurdert, og er tematisk beskrevet i plan- og utredningsprogrammet.

Oppsummering/konklusjon
Kommunedirektøren støtter forslagsstiller endringer i justert plan- og utredningsprogrammet etter innkomne innspill/merknader. Kommunedirektøren vurderer at planprogrammet kan fastsettes slik det foreligger.

Ulefoss, 22.05.2025
Kommunedirektøren

DSA
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet
Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority

NORSK NUKLEÆR DEKOMMISJONERING
Postboks 905 Grønland
1759 HALDEN

Ref.:	Dato:	Saksbehandler:
23/04322-23 / 2.2.3	04.07.2025	Dorthe Henden Clark

Fastsettelse av plan- og utredningsprogram for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver

Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) viser til forslag til plan- og utredningsprogram for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver, datert 31. januar 2025, fra tiltakshaver Norsk nukleær dekommisjonering (NND). Bergfald Miljørådgivere AS har utarbeidet plan- og utredningsprogrammet på vegne av NND.

Bakgrunn

Søve gruver ble drevet i perioden 1953–1965 av A/S Norsk Bergverk, og ligger i det som i dag er Nome kommune. Gruvedriften hadde som formål å utvinne grunnstoffet niob. Råmaterialet som ble benyttet i utvinningsprosessen inneholdt naturlig forekommende radioaktive stoffer, herunder uran og thorium. Etter uttak av de ønskede mineralene ble restavfallet deponert i en skråning utenfor verkstedbygget – den såkalte slagghaugen. Dette avfallet inneholder radioaktive stoffer i konsentrasjoner som overstiger grenseverdier for deponeringspliktig radioaktivt avfall i gjeldene regelverk.

Det radioaktive avfallet ble opprinnelig dekket med jord, og denne sikringen ble på det tidspunktet vurdert som tilstrekkelig for å hindre spredning av radioaktive stoffer. I ettertid er det imidlertid dokumentert at avfallet utgjør en vedvarende kilde til radioaktiv forurensning. På denne bakgrunn

Postadresse *Postal address:*
Postboks 329 Skøyen
NO-0213 Oslo, Norway

T +47 67 16 25 00
F +47 67 14 74 07

Besøksadresse *Office*:
Grini næringspark 13
1361 Østerås, Norway

dsa.no
dsa@dsa.no

***Swift address*:** UNBANOKK
Bankkonto *Bank account*:
8276 01 00494

IBAN: NO76 8276 01 00494
Org.nr.: 867 668 292

fattet DSA et vedtak 14. mars 2014, hvor Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) ble pålagt å iverksette nødvendige tiltak for å hindre forurensning fra det radioaktive avfallet.

NFD ga 1. januar 2020 Norsk Nukleær Dekommisjonering (NND) i oppdrag å utrede og finne løsninger for håndtering av det radioaktive avfallet. Etter en vurdering av flere alternativer valgte NND en lokal løsning, med etablering av et sarkofagdeponi i Nome kommune.

NND er tiltakshaver og byggherre for prosjektet, og skal overta ansvaret for drift og oppfølging av sarkofagdeponiet etter at det er ferdigstilt. NND har inngått avtale med AF Decom for gjennomføring av første del av prosjektet. Som faglige underleverandører har AF Decom inngått avtale med Norconsult (reguleringsplan og geoteknikk) samt Bergfald Miljørådgivere AS og Kemakta (konsekvensutredning og miljø).

Gjennomføring av tiltaket forutsetter tillatelser etter forurensningsloven, både fra DSA og Miljødirektoratet. I henhold til forskrift om konsekvensutredning § 6 første ledd bokstav c), omfattes tiltaket av reglene for konsekvensutredning når det behandles etter annet lovverk enn plan- og bygningsloven. Videre følger det av vedlegg I, punkt 3 iv), at anlegg beregnet for disponering av radioaktivt avfall alltid skal konsekvensutredes. DSA er ansvarlig myndighet for konsekvensutredningen.

Arealet der sarkofagdeponiet er planlagt etablert er i dag avsatt som LNF-område. Dette innebærer at det må gjennomføres en reguleringsprosess etter plan- og bygningsloven § 12-3, med formål om annen særskilt bebyggelse (deponi). Det følger av § 4-1 i samme lov at det skal utarbeides et planprogram, og av § 4-2 at det skal utarbeides planbeskrivelse og konsekvensutredning. Nome kommune er planmyndighet i saken.

Som følge av kravene oppsummert ovenfor skal det utarbeides både et utredningsprogram (fastsettes av DSA) og et planprogram (fastsettes av Nome kommune). For å sikre en hensiktsmessig og samordnet prosess, er det utarbeidet et felles plan- og utredningsprogram, som behandles og fastsettes av de respektive myndighetene.

Plan- og utredningsprogrammet har vært på høring i perioden 7. april til 23. mai 2025.
Nome kommune fastsatte plan- og utredningsprogrammet i vedtak i samarbeidsutvalget 19. juni 2025.

DSA Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority

Innkomne høringsuttalelser

Det har kommet inn totalt åtte uttalelser til plan- og utredningsprogrammet i høringsperioden. Et sammendrag av høringsuttalelsene, sammen med Bergfald Miljørådgivere AS, på vegne av tiltakshaver, sine kommentarer til innspillene, er vedlagt som vedlegg 03 til vedlagte plan- og utredningsprogrammet.

På bakgrunn av mottatte høringsinnspill, og etter innspill fra DSA, oversendte Bergfald Miljørådgivere AS et endelig forslag til plan- og utredningsprogram til DSA den 30. juni 2025.

Fastsettelse

I medhold av § 16 første ledd i forskrift om konsekvensutredninger fastsetter DSA med dette plan- og utredningsprogrammet for konsekvensutredning for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver. Plan- og utredningsprogrammet er datert 27. juni 2025 og følger som vedlegg til dette brev.

DSA sender en kopi av dette brevet til alle som har avgitt høringsuttalelser, samt til NFD, Bergfald Miljørådgivere AS, Miljødirektoratet og Nome kommune.

Med hilsen

Ingeborg Mork-Knutsen
avdelingsdirektør

Hilde Knapstad
seksjonssjef

Dokumentet er godkjent elektronisk.

Vedlegg:
Forslag til plan og utredningsprogram opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver_Ver 2_2 revisjon

Liste over mottakere:
NORSK NUKLEÆR DEKOMMISJONERING

Liste over kopimottakere:
DIREKTORATET FOR MINERALFORVALTNING MED BERGMESTEREN FOR SVALBARD
STATSFORVALTEREN I VESTFOLD OG TELEMARK
NOME KOMMUNE
NORGES VASSDRAGS- OG ENERGIDIREKTORAT (NVE)
NÆRINGS- OG FISKERIDEPARTEMENTET
STATENS VEGVESEN
MILJØDIREKTORATET

DSA
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet
Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority

SKIEN KOMMUNE
TELEMARK FYLKESKOMMUNE
THORIUM NORWAY AS
BERGFALD MILJØRÅDGIVERE AS
BOREALEX AS

Telemark
FYLKESKOMMUNE

Arkivsak
24/05201-9
Saksbehandler
Kristin Bostad

Saksgang	**Møtedato**
Fylkesutvalg	17.04.2024
Fylkestinget	24.04.2024

Søve gruver opprydding radioaktivt materiale

Innstilling fra fylkesdirektøren

Dersom valgt løsning krever det, gir Telemark fylkeskommune tilsagn om en ubetinget rettighet til tomt for å etablere deponi for den som er tildelt kontrakt etter offentlig anskaffelsesprosess. Ved sluttføring av arbeidet skal arealet fradeles og eiendomsrett overføres til Norsk nukleær dekommisjonering vederlagsfritt med nødvendige adkomstrettigheter.

Bakgrunn og saksgang

Saken gjelder opprydding av radioaktivt avfall etter metallurgisk industri avsatt i perioden 1953-1965. Staten påtok seg ansvaret for oppryddingen i 2010. I 2014 fattet Statens strålevern vedtak om pålegg om opprydding. Pålegget er rettet mot Nærings- og fiskeridepartementet (NFD).
Norsk nukleær dekommisjonering (NND), er på vegne av departementet, satt til å gjennomføre oppryddingen og gjennomfører nå en anbudskonkurranse.
For å kunne gå videre med konkurransen og valg av tilbyder, er det viktig at fylkeskommunen som grunneier i området tiltaket skal gjennomføres i, gir en ubetinget rett til at den tilbyder som velges kan disponere over et tomteareal for å få gjennomført den tilbudte løsning.
Saken fremmes for fylkesutvalget som innstiller til fylkestinget. Fylkestinget fatter endelig vedtak i saken.

Saksopplysninger

Slagget ligger på fylkeskommunens grunn, men er framstilt av staten. Staten mente likevel lenge at det var grunneiers, i dette tilfellet, fylkeskommunes ansvar å rydde bort dette avfallet, noe fylkeskommunen var uenig i. Etter langvarig politisk og juridisk strid innså staten i 2010 at de måtte ta ansvaret for å rydde opp. NFD ble gitt dette ansvaret og det har vært flere prosesser som ikke har ført fram til noen konkret handling. I 2018 vedtok staten å opprette Norsk Nukleær Dekommisjonering (NND) med ansvar for å rydde opp i høyaktivt avfall etter atomreaktorene på Kjeller og i Halden, samt å få utført oppryddingen av det aktive slagget på Søve. NND har tidligere gjennomført anbudsprosesser for opprydding, men disse har ikke ført fram til noen løsning.
NND har i sin nåværende anbudsprosess gitt visse forutsetninger for hva som må inngå i tilbud om opprydding av slagget på Søve. Det er opp til de ulike tilbydere å finne løsninger. Mulige løsninger kan være av svært ulik karakter. Uansett løsning som til slutt velges må det være en løsning som ligger innenfor NND's budsjettrammer og som kan godkjennes av Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) som en varig løsning. En valgt løsning må også gjennom en planprosess i kommunen før den eventuelt kan gjennomføres.
Det er i konkurransegrunnlaget fra NND angitt til alle tilbyderne:

«Dersom tomten er eiet av tredjepart, må tilbyder dokumentere at tilbyder er i posisjon til å overdra tomten til NND ved kontraktsperiodens utløp. Tilbyder må da ha sikret arealet i form av en ubetinget rett til å kreve tomten overført til seg eller direkte til NND, gitt gjennom avtale eller erklæring fra grunneier. Det kan ikke være forhold eller betingelser i avtalen/erklæringen som kan gi grunneier rett til å nekte overdragelse. Dette innebærer at f.eks. en ubetinget opsjonsavtale på kjøp av en tomt fra en tredjeperson vil være tilstrekkelig. En intensjonsavtale vil ikke være tilfredsstillende da den ikke er endelig bindende.»
Videre er det presisert i konkurransegrunnlaget viktigheten av at utsagnet fra fylkeskommunen som grunneier om overføring av eiendomsretten, er uten forbehold. Det kreves ikke at fylkeskommunen forhåndsbinder seg i sin rolle som forvaltningsorgan, eksempelvis som høringsinstans ved ny reguleringsplan.
Disponeringer over tomteareal vil i tillegg til at fylkeskommunen som grunneier gir tillatelse, kreve grundige grunnundersøkelser, godkjennelse fra DSA og kommunen.
Det er viktig å finne en løsning som både ivaretar at NND ikke krenker det anskaffelsesrettslige kravet til likebehandling, samt at fylkeskommunen ikke favoriserer mulige tilbydere i anskaffelsen.
Dersom valgt løsning krever det, gir Telemark fylkeskommune tilsagn om en ubetinget rettighet til tomt for å etablere deponi for den som blir tildelt kontrakt etter offentlig anskaffelsesprosess. Ved sluttføring av arbeidet skal arealet fradeles og eiendomsrett overføres til NND vederlagsfritt, med nødvendige adkomstrettigheter. Etter overføring av eiendomsrett vil NND som eier ha ansvaret for tomt og etablert deponi, inkludert vedlikehold og eventuelle utbedringer av påstående installasjoner og adkomster. NND står ansvarlige for alle kostnader knyttet til overdragelse av eiendomsrett.
Dersom valgt løsning ikke krever tomteareal, eller ikke oppnår offentligrettslige tillatelser i form av reguleringsplan og godkjenning fra DSA, og følgelig da ikke gjennomføres, bortfaller rettighet til tomt og tomten forblir i fylkeskommunalt eie. Det er viktig for fylkeskommunen å påpeke at nærliggende områder som berøres av oppryddingen snarest mulig, og uten opphold settes tilbake i stand slik at man kan fortsette den bruken det har i dag. Dette gjelder spesielt arealene fylkeskommunen leier ut til Ulefoss Mekaniske AS.

Økonomiske, administrative og juridiske konsekvenser.

Offentlig støtte:
Utgangspunktet er at salg av fast eiendom fra det offentlige til underpris vil være ulovlig offentlig støtte når det gjelder den eventuelle merverdien tomten har utover salgsprisen.

Det er nylig innhentet en verdivurdering fra lokal aktør som bekrefter at salg av eiendom hvor deler av eiendommen er avsatt til LNF område slik det er i dette tilfellet, ikke har noen verdi, dvs kr. 0 pr tomt. Aktuelle områder er hverken regulert eller opparbeidet som tomt og ligger i ett område med radioaktivt materiale, og utfordrende grunnforhold knyttet til tidligere gruve drift. Tomten vil være tilgjengelig for alle aktører i konkurransen på like vilkår dersom løsningen krever dette.
Fylkeskommunen sitt bidrag med tomten er et infrastrukturtiltak til å gjennomføre et offentlig tiltak og ansvar som ikke omfattes av statsstøttereglene. Slike tiltak vil ofte anses som generelle tiltak, som er tilgjengelige for alle potensielle brukere på en ikke-diskriminerende måte, og derfor ikke oppfyller kravet om selektivitet i EØS-avtalen artikkel 61(1). Det å stille en tomt til disposisjon for etablering av bygg/tekniske innretninger for fjerning av forurensing til nytte for allmennheten, er det naturlig å anse som generell infrastruktur i offentlig regi.

Det legges følgelig til grunn at den foreslåtte disponering av tomteareal ikke innebærer problemstillinger knyttet til offentlig støtte.

Konsekvenser for fylkets klimamål og FNs bærekraftsmål.

Fylkeskommunen har ett gjennomgående miljø- og klimafokus knyttet til sine ansvarsområder. Opprydding av radioaktivt materiale på Søve har positive konsekvenser knyttet til bærekraftsmål 3: God helse og livskvalitet, og bærekraftsmål 11: Bærekraftige byer og lokalsamfunn.

Fylkesdirektørens vurdering

Å få satt i gang opprydning i et alvorlig, kjent forurensningstilfelle på land i Ulefoss er viktig for Telemark fylkeskommune. Radioaktivt avfall i betydelige mengder ligger mer eller mindre utildekket til tett ved befolkede områder, beferdede friluftsområder, og i nærheten av drikkevannskilden for mange av fylkets innbyggere.

Fylkesdirektøren er på vegne av fylkeskommunen svært positiv til at NND i løpet av den nærmeste tiden inngår avtale om opprydning av radioaktivt avfall på Søve. I den grad aktuelle tilbydere i konkurransen har behov for tomt i sitt løsningsforslag er det viktig at fylkeskommunen bidrar til forutsigbarhet knyttet til en slik rettighet. Det tilrådes følgelig at Fylkestinget vedtar foreslåtte innstilling.

Vedlegg:

Høringsinstanser

Konsekvensutredning for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver

Arbeidstilsynet
Barn og unges representant i Nome
Direktoratet for Mineralforvaltning
Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB)
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet
Fen Vel
Forum for natur og friluftsliv i Telemark
Gea Norvegica Geopark
Holla historielag
Julie Betina Skårdal Hageland
Jørgen Lund Nedrebø
Mattilsynet
Midt-Telemark Energi as
Midt-Telemark Landbrukskontor
Midtre Telemark Vannområde
Miljødirektoratet
Miljøhygienisk avdeling, Notodden kommune, interkommunalt samarbeid
MTBR (Midt-Telemark brann og redning)
Naturvernforbundet i Midt-Telemark
Naturvernforbundet sentralt
Nettselskapet Lede
NOF Telemark
Nome kommune - Samfunnsutviklingsetaten
Nome Næringsforum
Nome og Sauherad Natur og Ungdom
Nome Videregående skole
Norges geologiske undersøkelse (NGU)
Norges Vassdrags- og Energidirektorat
Norske Naturveiledere (Naturopa Consultancies)
Politiet
Rare Earths Norway
Regiongeologen
Rådet for mennesker med nedsatt funksjonsevne i Nome
Saga Rare Earths AS
Skien kommune
Statens vegvesen Region Sør
Statsforvalteren i Telemark, Eiendomsavdelingen
Statsforvalteren i Telemark, Miljøavdelingen
Statsforvalteren i Vestfold og Telemark
Telemark fylkeskommune
Telemark fylkeskommune, Fylkessjef samfunnsutvikling
Telemark fylkeskommune, Plansjef
Telemarkskanalen FKF
Thorium Norway
Tine Omdal
Ungdomsrådet i Nome
Visit Telemark
Visit Telemark
Øystein Omdal Nedrebø

Oppdragsgiver: **AF Decom AS**
Oppdragsnr.: **52407104** Dokumentnr.: **RIH-01** Versjon: **E01**

Norconsult

Flomvurdering for deponeringsområde og sarkofag for lav-radioaktive masser ved Søve Gruver, Nome kommune

Sammendrag/konklusjon

I forbindelse med etablering av sarkofag for deponering av lav-radioaktive avfallsmasser fra den tidligere driften ved Søve gruver, er det utført en flomvurdering av området for tenkt plassering. Ut fra NVE sitt aktsomhetskart for flom, vil sarkofagen ligge helt på grensa til det definerte aktsomhetsområdet. Tiltaket er i utgangspunktet vurdert å falle inn under sikkerhetsklasse F2 og dermed skal sikres mot 200-årsflommen, da sarkofagen er tenkt bygd som en helt lukket konstruksjon uten fare for utslipp til omgivelsene. Det er imidlertid også tatt med resultater for sikkerhetsklasse F3 og 1000-årsflommen for sammenligning.

Flomberegningen er utført direkte på de observerte vannstandene i Norsjø, da vassdraget er helt gjennomregulert og vanskeliggjør bruk av vannføringsdata med en tilhørende hydraulisk vannlinjeberegning. Datagrunnlaget er vurdert som brukbart med en meget lang tidsserie tilgjengelig fra målestasjon 16.15 Norsjø v/Løveid ovf. Det er sammenhengende observasjoner helt tilbake til 1852. På grunn av utbyggingene av reguleringskapasiteten gjennom årene, er tidsserien delt opp i tre perioder som ansees homogene. Datagrunnlaget som er benyttet for flommer med gjentaksintervall ≥ 100 år, er avgrensa til perioden 1907 – 1959.

Flomsikker byggehøyde er beregnet til 20.0 moh. (NN2000) for sikkerhetsklasse F2 og 20.8 moh. (NN2000) for F3. Det er inkludert et sikkerhetspåslag på 0.2 m for begge høydene.

Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
E01	2025-03-06	For bruk i oppdraget	Frode Randen	Anton Hasselquist Evensen	Aksel Askeland

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. 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.

Innhold

1	**Introduksjon og beskrivelse av oppdrag**		**3**
	1.1	Beskrivelse av oppdrag	3
	1.2	Krav til flomsikring	3
	1.3	Formål og omfang	4
	1.4	Tilgjengelig informasjon og datagrunnlag	5
2	**Flomberegning**		**6**
	2.1	Beskrivelse av benyttet beregningsmetodikk	6
	2.2	Nedbørfelt og flomregime	7
	2.3	Flomfrekvensanalyse	11
	2.4	Erfaringstall	12
	2.5	Valg av flomstørrelse og klimapåslag	12
3	**Sikkerhetsmargin, kvalitet og usikkerheter**		**13**
	3.1	Vurdering av sikkerhetsmargin, kvalitet og usikkerheter	13
4	**Vedlegg og referanser**		**15**
	4.1	Vedlegg	15
	4.2	Referanser	17

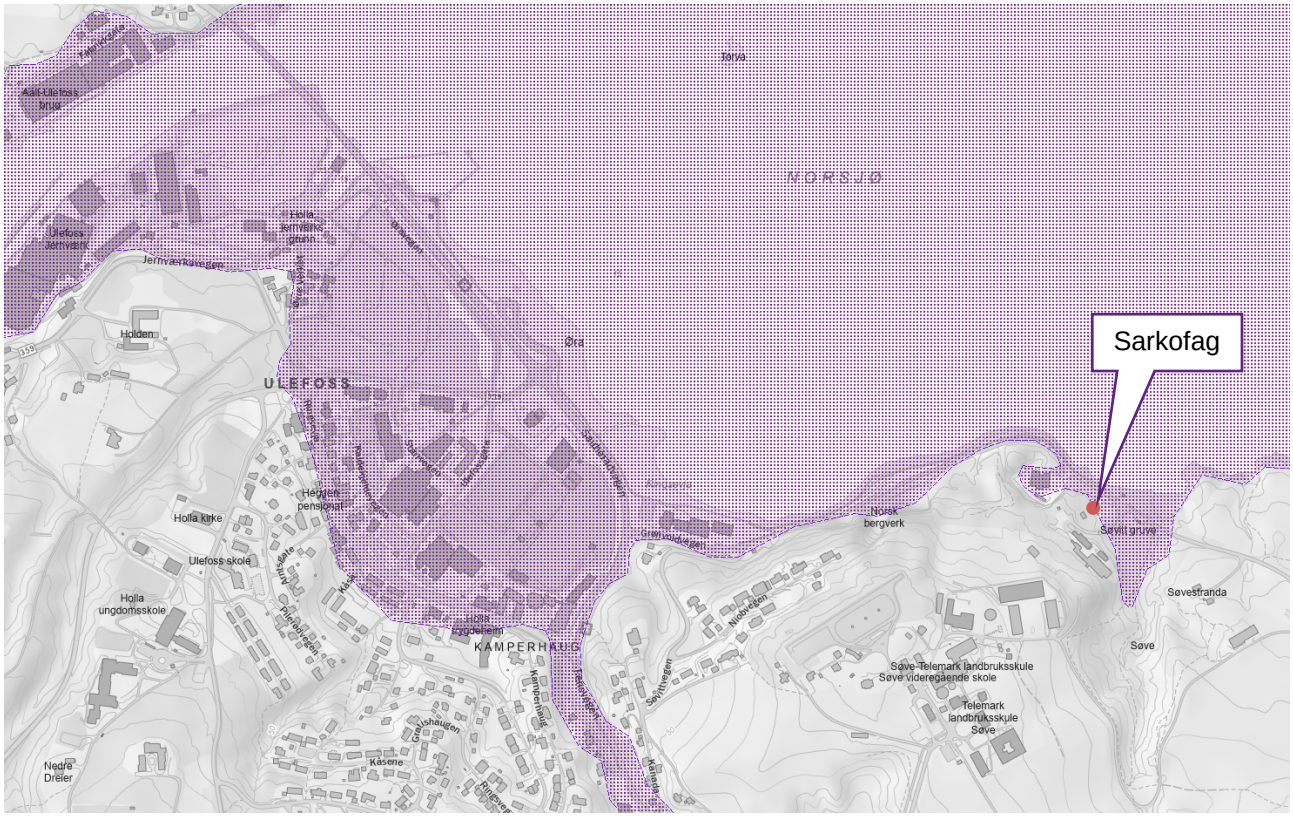
1 Introduksjon og beskrivelse av oppdrag

1.1 Beskrivelse av oppdrag

Som del av det pågående arbeidet med å etablere en sarkofag for sikker lagring av lav-radioaktive avfallsmasser fra Søve gruver, har Norconsult utført en flomvurdering for det aktuelle området som er tenkt benyttet. Tomta ligger inntil Grønvoldvegen (gnr./bnr. 24/95) nær Ulefoss sentrum, Nome kommune.

Tomta ligger delvis innenfor NVEs aktsomhetssone for flom (Figur 1), og det er derfor ønskelig å utføre en mer detaljert flomfarevurdering for avklaring av reell flomsone i henhold til gjeldende krav til sikkerhet mot naturfare i TEK17.

Beregningene er utført i henhold til gjeldende praksis for denne typen flomvurderinger. Detaljer omkring vurderingene som er utført, er gitt nedenfor.



Figur 1 Kartutsnitt med aktsomhetsområde flom. Planlagt plassering av sarkofag er markert med rødt punkt.

1.2 Krav til flomsikring

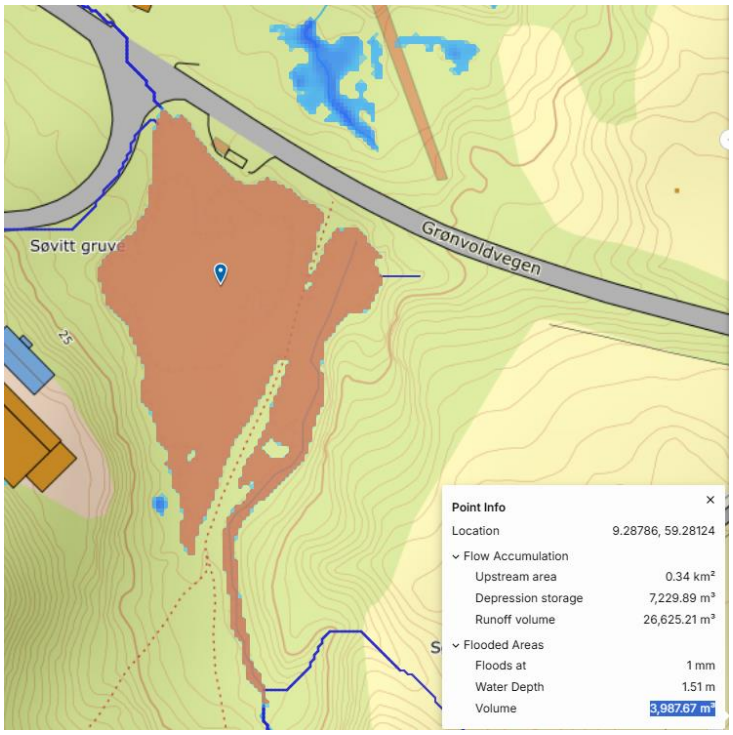
I TEK17 er det for byggverk der konsekvensene av flom er særlig store, satt krav til at bygget ikke skal plasseres i flomutsatte områder. Videre heter det at byggverk plasseres, dimensjoneres eller sikres mot flom med bestemte gjentaksintervall. Det er konsekvensomfanget av en flomskade på bygget som bestemmer hvilket gjentaksintervall som skal brukes. De forskjellige sikkerhetsklassene med tilhørende gjentaksintervall presenteres i listen under.

- F1 – Liten konsekvens (Garasje, lager, boder uten personopphold) – 20-årsflom (Q20)
- F2 – Middels konsekvens (Bolighus, fritidsbolig, skole, kontorbygg) – 200-årsflom (Q200)
- F3 – Stor konsekvens (Sykehjem, brann-/politistasjon, avfallsdeponi) – 1000-årsflom (Q1000)

Sarkofagen som skal etableres for lagring av de lav-radioaktive massene, skal bygges på en slik måte at det ikke vil være fare for utslipp av forurensede masser eller fra avrenning. Den skal fundamenteres ned på fjell og gjøres helt vanntett. Toppen av sarkofagen skal enten forsegles som resten av konstruksjonen, eller føres opp til et kotenivå som vil være godt over flomutsatt nivå. Med det at selve konstruksjonen skal bygges helt flomsikkert, vurderes sikkerhetsklassen til å falle inn under F2. Altså at det skal sikres mot en 200-årsflom. Det vil også bli tatt med resultater for en flomstørrelse tilsvarende 1000-års flom (F3) for sammenligning.

1.3 Formål og omfang

Denne rapporten har til hensikt å fastsette sikker byggehøyde, tilsvarende kotehøyden for vannstanden i Norsjø ved 200-års flomhendelse (H_{200}). Det er vurdert at det er vannstanden i Norsjø som vil utgjøre den reelle flomfaren ved tiltaksområdet. Bekken som kommer ned og krysser hovedveien noe øst for tiltaksområdet, vurderes å ikke utgjøre noen reell fare. Ved flom i bekken og eventuell utilstrekkelig kapasitet gjennom de to stikkrørene under Grønvoldvegen, vil vannet renne over vegen og ut i Norsjø og ikke inn mot området der sarkofagen er tenkt plassert. Nedbørfeltet til bekken er ca. 37 ha. Vannet som eventuelt stuves opp på oppstrøms side av stikkrennene, vil først fylle opp en forsenkning på ca. 4000 m³ før det renner over vegen (se Figur 2-Figur 3).



Figur 2 Terrengforsenking øst for tiltaksområdet som vil fylles opp med vann fra bekken ved eventuell utilstrekkelig flomkapasitet gjennom stikkrenner under Grønvoldsvegen (Utklipp fra Scalgo).

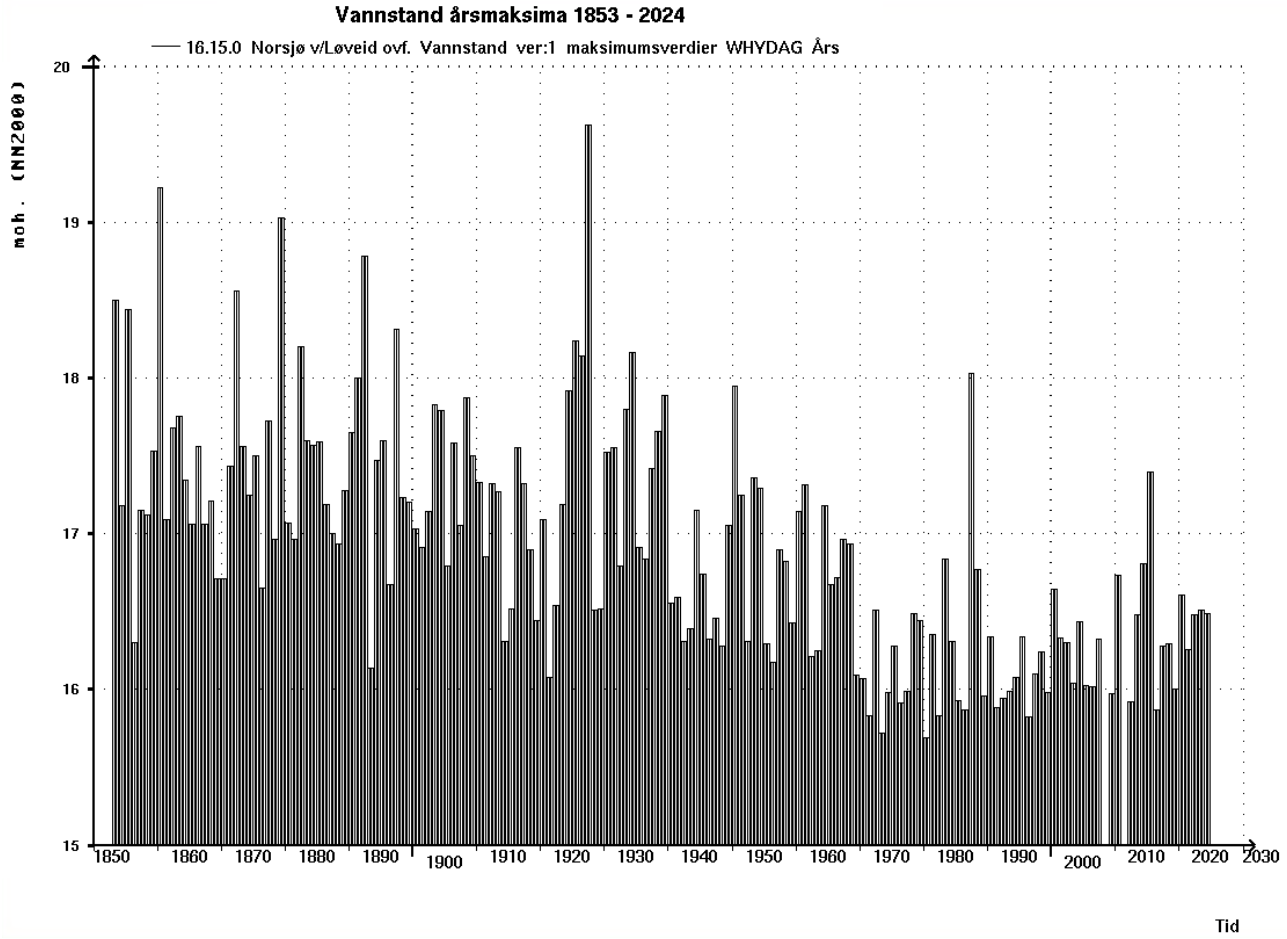
Figur 3 Vannveier nær tiltaksområdet. Stikkrør for hovedbekken er fjernet i Scalgo for å simulere hvor vannet vil gå ved eventuell underkapasitet ved flom.

1.4 Tilgjengelig informasjon og datagrunnlag

Alle høyder som er lagt til grunn i denne flomsonekartleggingen, refererer til høydegrunnlaget NN2000 hvis ikke annet er spesifisert. Datagrunnlaget er hentet fra målestasjonen 16.15 Norsjø v/Løveid ovf. Vannstandsverdiene som ligger lagret i Hydra II databasen til NVE, er referert til et annet høydegrunnlag. For at vannstandene skal være referert til NN2000, er det lagt til 0.34 m for alle verdier som er registrert på databasen. Dette er i tråd med det som ble gjort i *Flomberegning for Skienselva* i 2001 [1]. Her ble alle verdier korrigert opp med 0.29 m for å at de skulle være referert til NN1954. For området ved Norsjø, ligger

NN2000-høydene rundt 5 cm over NN1954-høydene. Videre er verdiene som er benyttet representert som døgnmidler.

Tidsserien fra 16.15 Norsjø går helt tilbake til 1852 med nær sammenhengende registreringer. For noen av årene mangler en del verdier, men det antas allikevel at årets høyeste vannstand er registrert. For årene 2008 og 2011 er det ingen data registrert på databasen. Total serielengde tilgjengelig for analyse, settes til perioden 1853 – 2024 og gir 170 år med data. De høyeste årlige flomvannstandene er vist i Figur 4.



Figur 4 Årets høyeste vannstand registrert i Norsjø for perioden 1853 – 2024 (NN2000).

2 Flomberegning

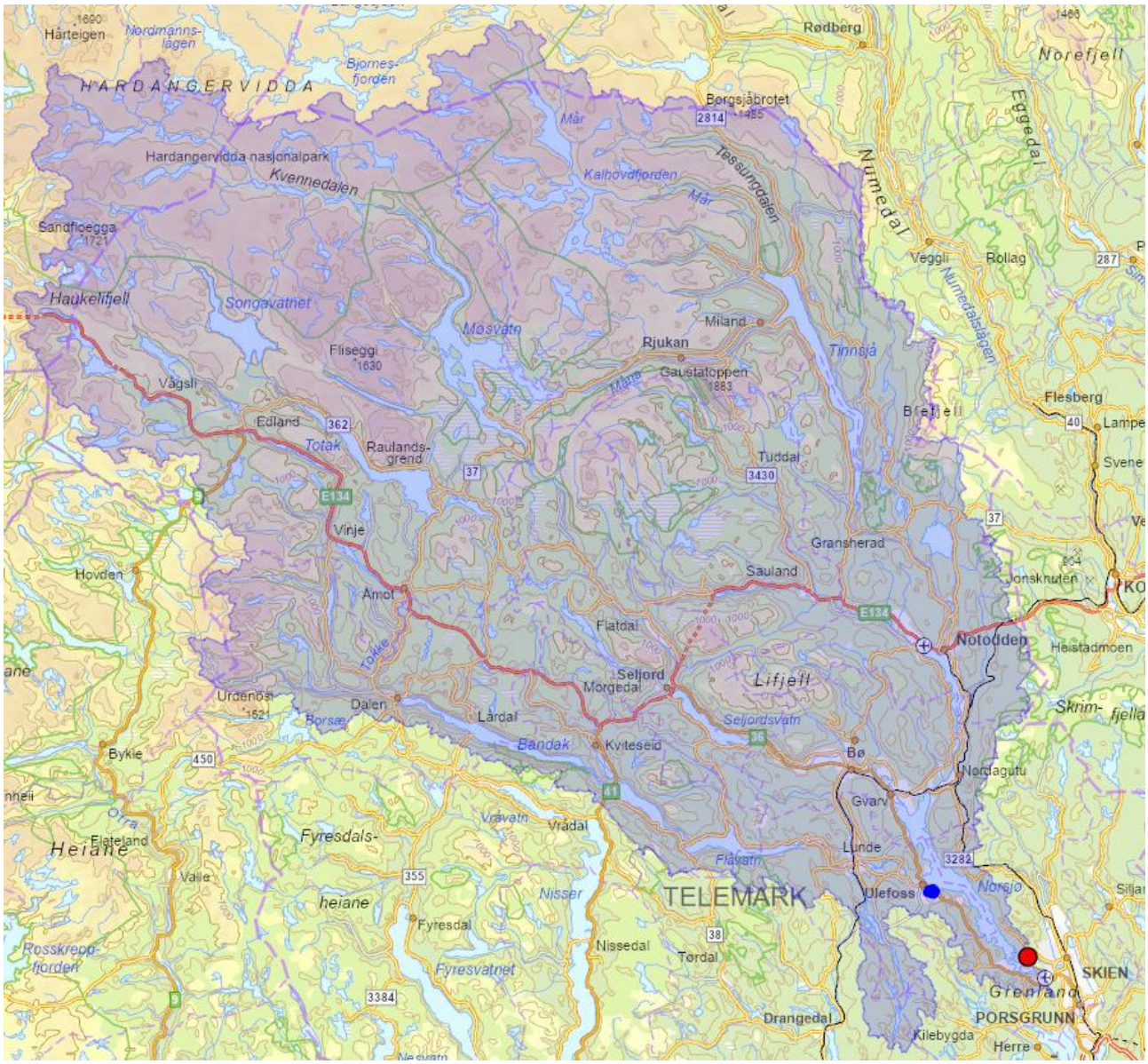
2.1 Beskrivelse av benyttet beregningsmetodikk

På grunn av at Skiensvassdraget er sterkt regulert, er det vanskelig å bestemme returperiodene for flommer basert på tilgjengelige tidsserier fra vassdraget. Det vil heller ikke være et entydig forhold mellom flomstørrelsene i Norsjø og vannføringene som kommer inn og går ut av sjøen. Beregningsmetoden for å bestemme vannstanden ved 200-års flom, vil her baseres direkte på den tilgjengelige vannstandstidsserien i Norsjø. Det er vurdert at en analyse basert på tilgjengelige vannføringsdata, sammen med etablering av

hydraulisk modell for fastsettelse av tilhørende vannlinjer, vil være beheftet med store usikkerheter og at en slik tilnærming ikke vil gi noen fordel mot analyse direkte på observerte flomvannstander.

2.2 Nedbørfelt og flomregime

Nedbørfeltet ved utløpet av Norsjø er ca. 10383 km² og strekker seg mot nord-vest til høyfjellsområdet på Hardangervidda. Feltet inkluderer store magasiner som Møsvatn, Mår/Kalhovdfjorden og Tinnsjø i de sentrale og østlige delene, mens Songavatn, Totak og Bandak befinner seg i de vestre delene. Et oversiktskart er vist i Figur 5 og nøkkeltall for nedbørfeltet er presentert i Tabell 1.

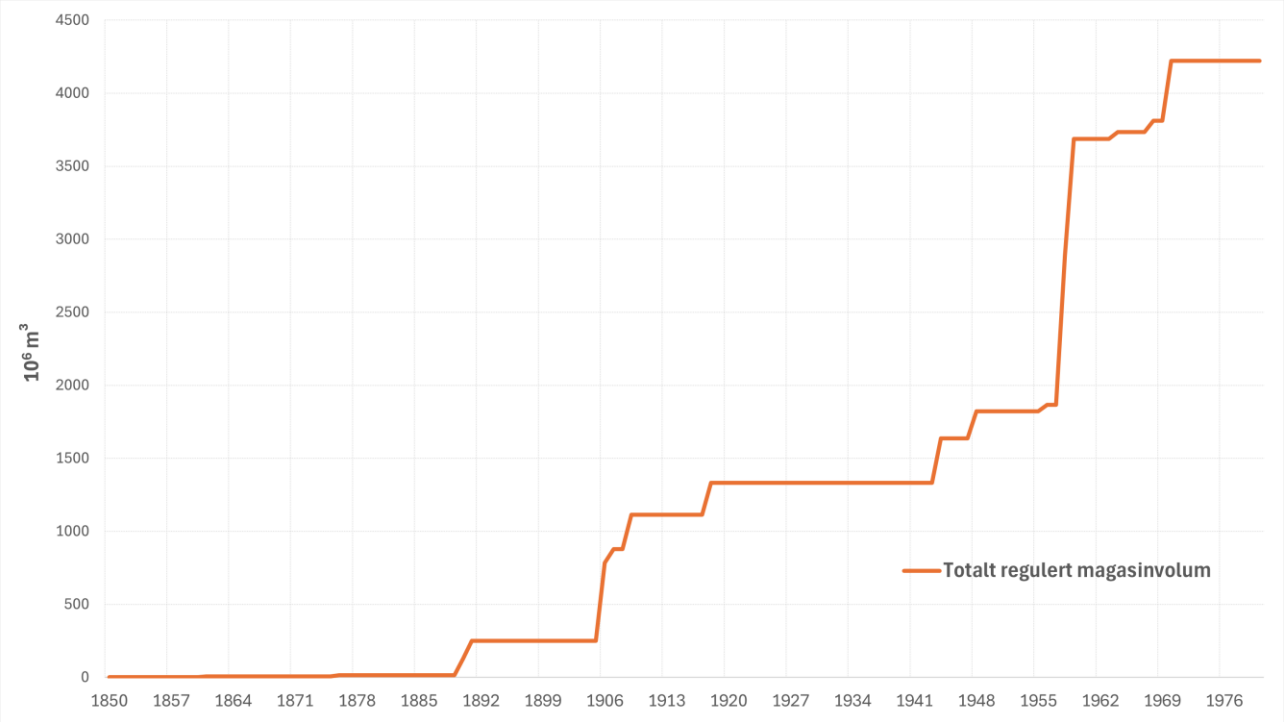


Figur 5 Oversiktskart nedbørfelt Norsjø. Blått punkt angir plassering av analyseområde, mens rødt punkt angir utløpet.

Tabell 1 Nøkkeldata nedbørfelt.

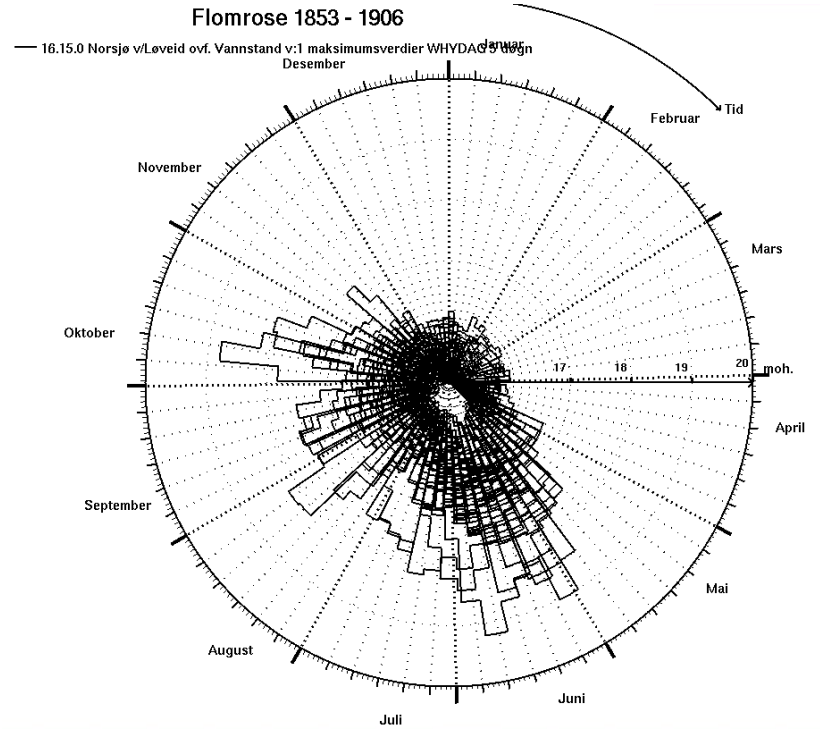
	Areal (km²)	Eff.sjøandel (%)	Høyde (moh.)	Middelavrenning (l/s/km²)	Elvelengde (km)	Reg. magasin-volum (10^6 m³)
Norsjø (utløp)	10383	1.1	15 – 1016 - 1876	26	256	4222

Reguleringene av vassdraget er kommet til over en periode på rundt hundre år, fra slutten av 1800- til slutten av 1900-tallet. I Figur 6 vises utviklingen av det totale regulerte magasinvolumet for Norsjø og Norsjø sitt nedbørfelt. Periodene med de største endringene i reguleringsvolum er i starten og midten av 1900-tallet. Fram til 1907 var det liten reguleringskapasitet, fulgt av en periode fram til slutten av 50-tallet hvor reguleringene gjorde seg mer gjeldende. Fra ca. 1960 kom det en ny periode med stor kapasitetsøkning. Etter 1970 har det ikke vært noen større endringer. Reguleringsgraden definert som forholdet mellom tilgjengelig regulerbart magasinvolum og normal årsavrenning, er tilnærmet 50%.

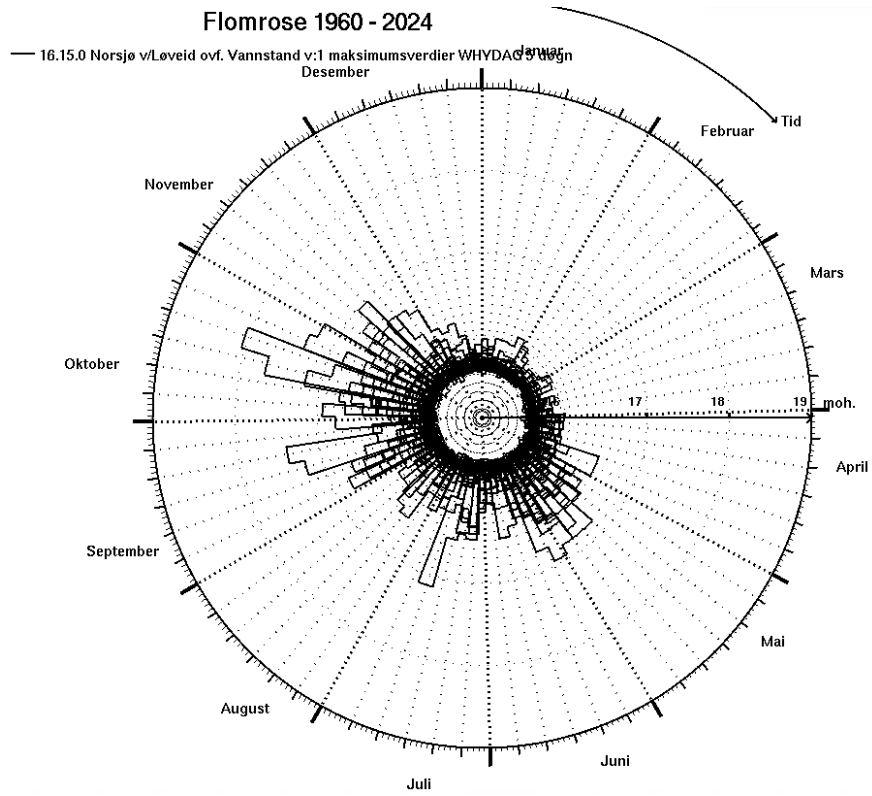


Figur 6 Utviklingen av totalt regulert magasinvolum i Norsjø sitt nedbørfelt. Kilde: [1].

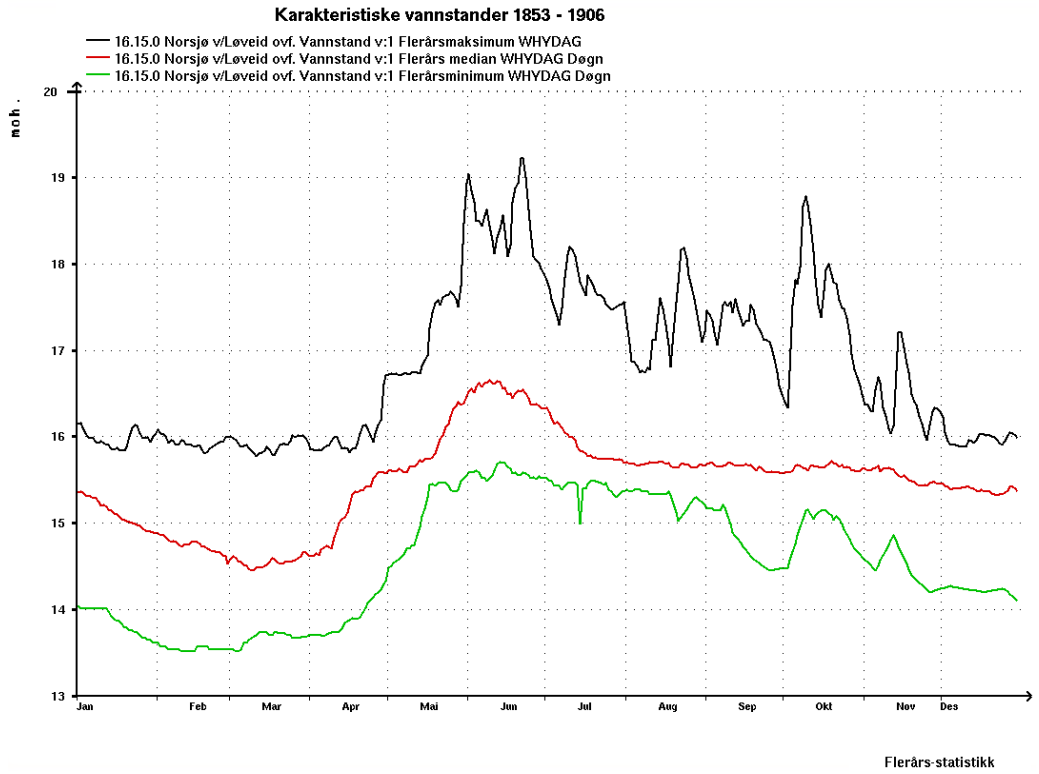
På grunn av reguleringene er både flomsesongen og -størrelsene blitt endret med tiden. Av samme grunn er også variasjonen i vannføringen som passerer gjennom Norsjø glattet ut gjennom året, dermed vil også vannstanden variere mindre gjennom året. I perioden med lite utbygd reguleringskapasitet fram til starten av 1900-tallet, var forsommeren den dominerende flomperioden, drevet hovedsakelig av snøsmeltingen i de høyereliggende fjellområdene. Det kunne også være større regnflommer på høsten. Med økt reguleringskapasitet utover 1900-tallet, blir flommene mer likt fordelt på våren og høsten. Etter den siste store utbyggingsperioden på slutten av 50-tallet, er høsten blitt den mest dominerende flomperioden. I Figur 7 - Figur 10 illustreres endringene som har funnet sted mellom den tidligste og seneste perioden, mens perioden i midten er vedlagt.



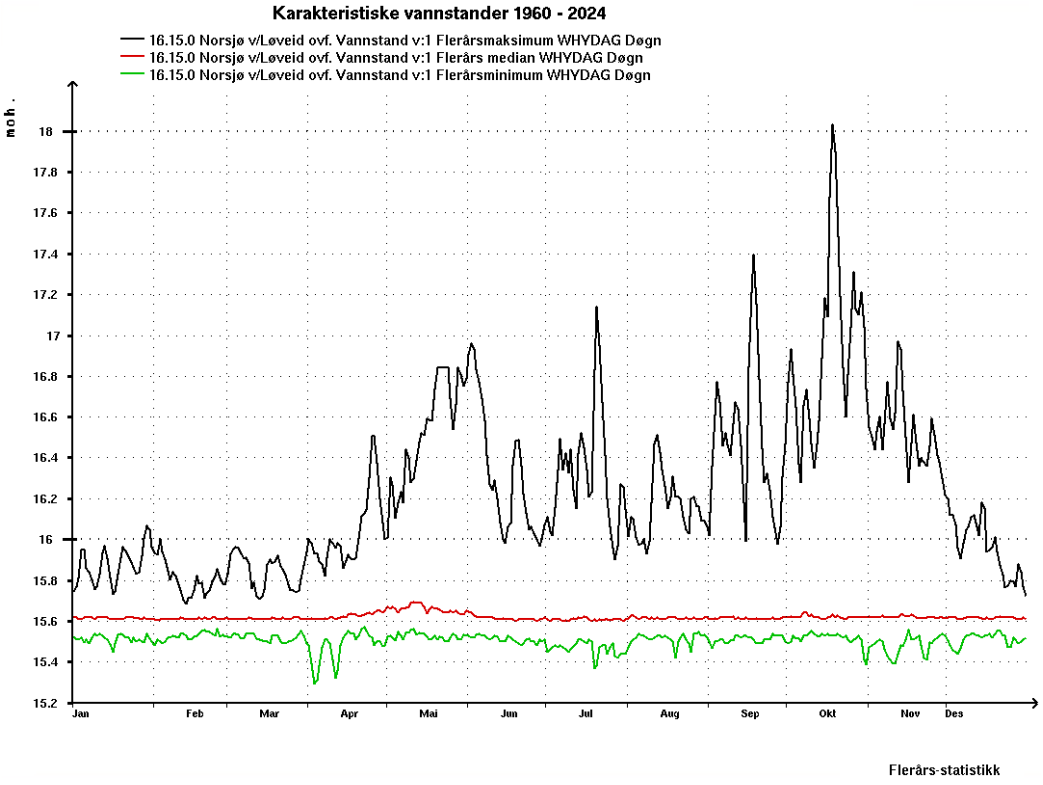
Figur 7 Flomrose for Norsjø (1853 – 1907), representert som polarplott av maksimalverdier for vannstand over 5 døgn.



Figur 8 Flomrose for Norsjø (1960 – 2024), representert som polarplott av maksimalverdier for vannstand over 5 døgn.



Figur 9 Vannstandsvariasjonen gjennom året for Norsjø (1853 – 1907).

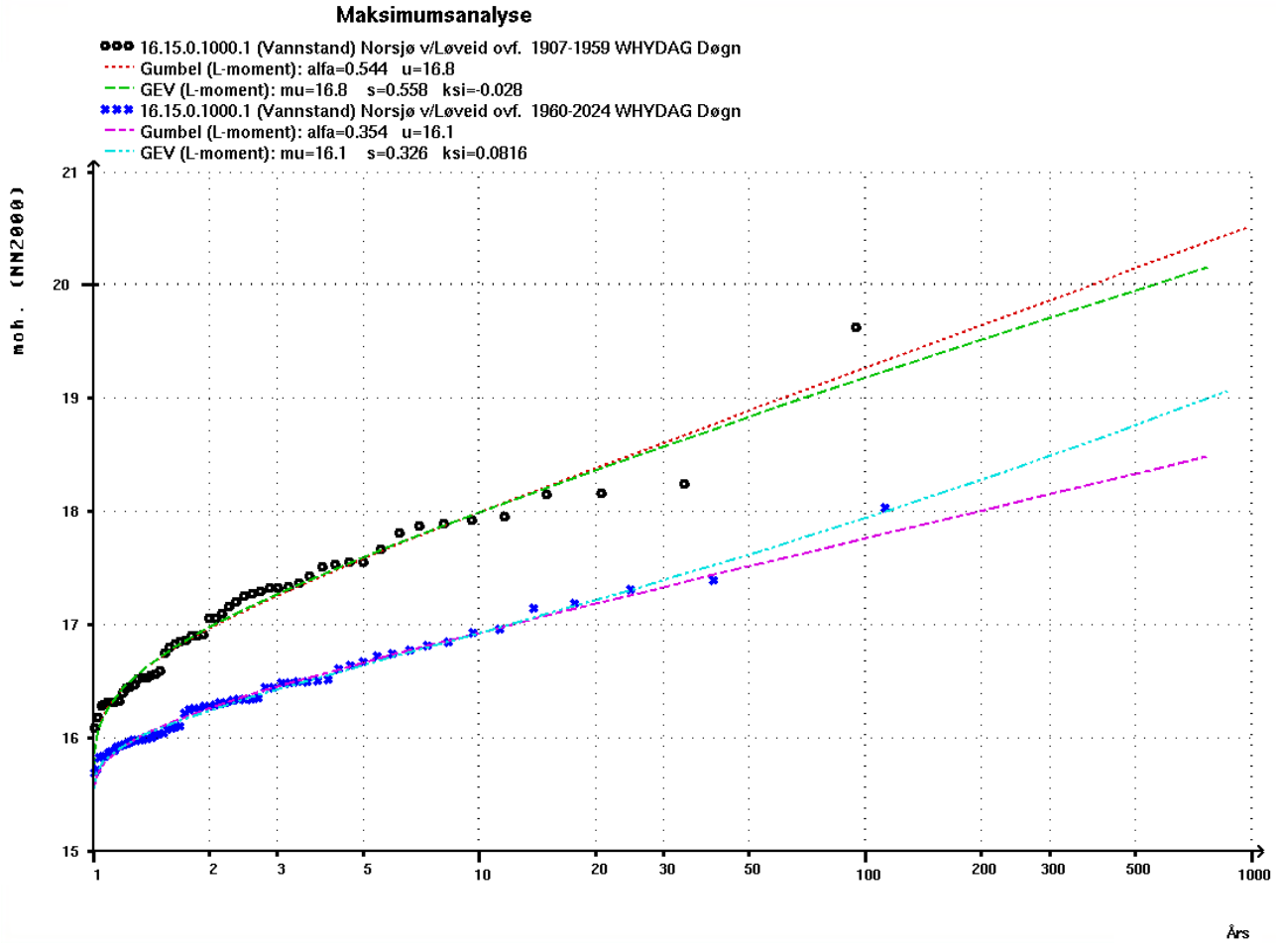


Figur 10 Vannstandsvariasjonen gjennom året for Norsjø (1960 – 2024).

2.3 Flomfrekvensanalyse

For å bestemme den dimensjonerende flomvannstanden, er det viktig å identifisere hvilke grunnlagsdata som bør inngå frekvensanalysen. Ut fra utbyggingshistorikken i vassdraget, kan en si at dagens flom- og avrenningsforhold representeres av dataperioden fra 1960 og fram til i dag. Dette grunnlaget vil gjelde for flommer opp til en viss størrelse, av den grunn at for økende flomstørrelser antas reguleringen å få stadig mindre innvirkning. For store gjentaksintervall kan en anta at den tilgjengelige reguleringskapasiteten blir brukt opp og at en vil være i nærheten av et vassdrag under naturlige forhold. For gjentaksintervall større enn 100 år, er det derfor valgt å bruke datagrunnlaget fra perioden 1907 – 1959, altså perioden der det var etablert noe reguleringskapasitet i vassdraget.

Resultater av frekvensanalysen for perioden 1907 – 1959 og 1960 – 2024 er vist i Figur 11 og representerer gjentaksintervall for hhv. H_{100} – H_{1000} og < H_{100}. Gumbel- og GEV-fordelingen gir sammenfallende tilpasning til dataene for begge periodene. Det velges å bruke den mer robuste Gumbel-fordelingen for begge. Resulterende vannstander for forskjellige gjentaksintervall er presentert i Tabell 2.



Figur 11 Frekvensplott for periodene 1907 – 1959 (noe regulert) og 1960 – 2024 (betydelig regulert).

Tabell 2 Vannstander for forskjellige gjentaksintervall fra flomfrekvensanalysen (moh., NN2000).

Norsjø v/Løveid ovf. **Dataperiode**	**H_{20}**	**H_{50}**	**H_{100}**	**H_{200}**	**H_{500}**	**H_{1000}**
1907 – 1959 (53 år)	-	-	19.27	**19.65**	20.14	**20.52**
1960 – 2024 (65 år)	17.18	17.51	-	-	-	-

I analysen over er det brukt døgnmiddelverdier av vannstand, da det ikke er data tilgjengelig på finere tidsskritt i tiden før 2001. Kulminasjonsflommen vil imidlertid alltid være større enn døgnmiddelflommen, slik at en må søke å fastsette et forholdstall mellom dem for å kunne estimere kulminasjonsverdier. Det er i utgangspunktet ikke ventet å være store forskjeller mellom døgn- og kulminasjonsverdier på grunn av den store selvreguleringen som er i vassdraget, inkludert selve Norsjø. En måte å estimere kulminasjonsfaktoren på, er ved å sammenligne kulminasjons- og døgnverdier for de største flommene i perioden det finnes findata. Den største differansen som er funnet er på 0.3 %, mens gjennomsnittet ligger ned mot 0.1 %. Om en utfører frekvensanalyse på både fin- og døgnverdier etter 2001 og sammenligner resultatene, ser en at H_{200} gir 6 cm differanse og H_{1000} gir 7 cm. Dette tilsvarer en differanse på mellom 0.3 og 0.4 %. På bakgrunn av dette, legges det til grunn en kulminasjonsfaktor på 1.003 for fastsettelse av kulminasjonsflommen.

2.4 Erfaringstall

I forbindelse med flomsonekartleggingen utført på 2000-tallet, ble det utført en flomberegning for Skienselva inkludert Norsjø. I *Flomberegning for Skienselva* [1], er det gjort en tilsvarende vurdering rundt fastsettelsen av datagrunnlaget. Her benyttes en kortere dataperiode fra Norsjø (1937 – 1959) for de større gjentaksintervallene. Avgrensningen er begrunnet mest for å kunne sammenligne resultatene direkte med tilsvarende tilgjengelige dataperioden for vannføring i Skienselva. Her finnes det ikke data tilgjengelig i tiden før 1937. Omregnet til NN2000-høyder, gav denne analysen H_{200} lik 19.00 moh. og H_{500} lik 19.42 moh., altså hhv. 0.65 m og 0.72 m lavere vannstand for døgnmiddelflommen enn det som er estimert her. Det må sies at et datagrunnlag på 23 år er i korteste laget for å estimere flommer for store gjentaksintervall, så det forventes stor usikkerhet i analysen som ble utført i 2001. Et annet moment er at største observerte flom inntraff i 1927 og dermed ikke er med i datagrunnlaget som ble brukt da, mens den er med i analysen utført her. Det er dermed å forvente at analysen utført i 2001 vil gi lavere verdier for gjentaksintervall ≥ 100 år.

I *Flomberegning for Ulefoss* [2], refereres det til en kulminasjonsfaktor på 0.3 % framkommet ved routing av Q_{1000} tilløpsflom gjennom Vestvatna for å fastsette avløpsflommen til Hogga kraftverk. Altså kom de fram til samme forholdstallet som er brukt her.

2.5 Valg av flomstørrelse og klimapåslag

For å ta hensyn til fremtidige endringer i klimaet er det utarbeidet klimaprofiler for ulike deler av landet (www.klimaservicesenter.no). I klimaprofilen for Telemark er det som følge av økte nedbørsintensiteter og -mengder anbefalt å legge til et klimapåslag på minst 20% for nedbørfelt der en i dag kan få større regnflommer. For de store elvene er det imidlertid ikke forventet noen økning i flomstørrelsene i framtiden. Ulefoss er nevnt spesielt, med en anbefaling om 0 % klimapåslag.

I Tabell 3 oppsummeres de estimerte flomvannstandene i Norsjø.

Det velges på dette grunnlaget å legge til grunn en kulminert 200- og 1000-års flomvannstand på hhv. 19.71 moh. og 20.58 moh.

Tabell 3 Flomvannstander for H_{200} og H_{1000} i Norsjø (NN2000).

Metode	H_{200} (moh.)	H_{1000} (moh.)
FFA (døgnmiddel)	19.65	20.52
FFA (kulminert)	19.71	20.58
Erfaringstall (døgnmiddel)	19.00	-
Valgt flomverdi (0% klimapåslag)	19.71	20.58

3 Sikkerhetsmargin, kvalitet og usikkerheter

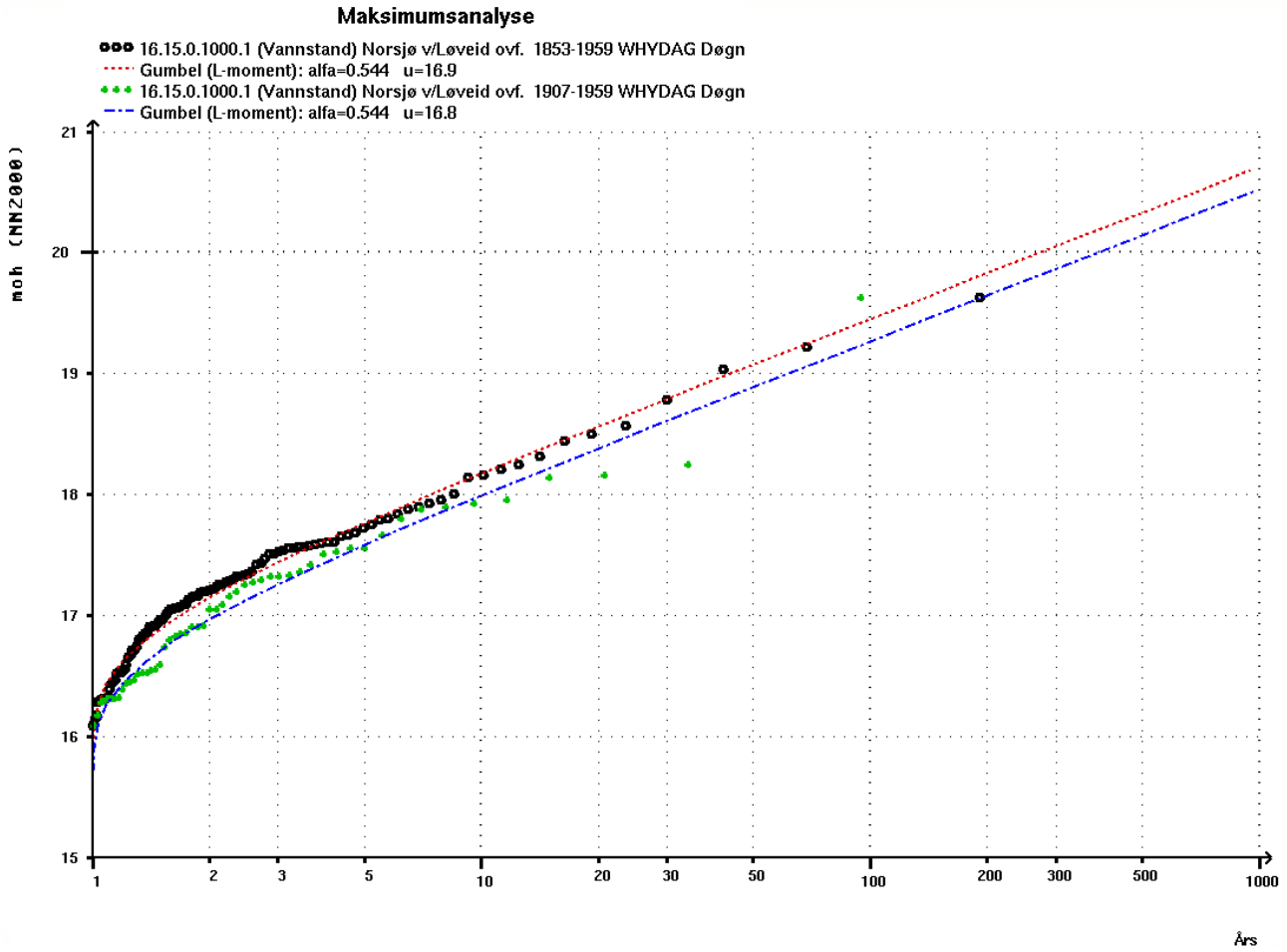
3.1 Vurdering av sikkerhetsmargin, kvalitet og usikkerheter

For alle byggesaker skal behovet for et vertikalt sikkerhetspåslag på beregnede flomnivåer vurderes. Det gjøres for å ta hensyn til usikkerheter i beregningene. For analyser der hydraulisk vannlinjeberegning inngår, fastsettes størrelsen på sikkerhetspåslaget ved å øke vannføringen med prosentvise påslag (Bakkan, Monica m.fl., 2022) og avhenger av kvaliteten på det hydrologiske grunnlaget og hvor bra kalibreringsdataene er. Analysen som er utført her, er gjort direkte på vannstandsdata uten behov for egen vannlinjeberegning. Sikkerhetspåslaget fastsettes derfor på bakgrunn av vurderinger rundt kvalitet og usikkerheter i datagrunnlaget og beregningsmetodikken.

Det største bidraget til usikkerhet i denne beregningen er å fastslå effekten av den omfattende vassdragsreguleringen for store gjentaksintervall. Det finnes ingen måter å fastslå dette nøyaktig, slik at en er tvunget til å basere seg på faglige vurderinger og antagelser. For beregningsmetoden som er brukt her, er det antatt at effekten av reguleringene blir gradvis mindre med økende gjentaksintervall større enn 100 år. Det er nærliggende å tro at for de virkelig store flommene, vil reguleringskapasiteten være nær fylt opp og gi liten mulighet for manøvrering av flommen i vassdraget. På bakgrunn av denne vurderingen, er datagrunnlaget avgrensa til perioden der vassdraget har vært noe regulert. Hvis en sammenligner denne frekvensanalysen med en utvidet periode som også inkluderer tilnærmet uregulerte forhold tilbake til 1853, får vi en økning i vannstandene på ca. 20 cm ved både H_{200} og H_{1000} (Figur 12). Dette kan være en god pekepinn for størrelsen på sikkerhetspåslaget.

Datagrunnlaget kommer fra en målestasjon som befinner seg i Norsjø og vil derfor gjelde direkte for analyseområdet ved Søve gruver. Det er en meget lang tidsserie, med sammenhengende observasjoner helt tilbake til 1852. Serien er ikke homogen, med det at vassdraget er blitt bygd ut gjennom årene. De største endringene i reguleringskapasiteten kom noe etter starten og midten av 1900-tallet, slik at tidsserien er delt opp i tre perioder som ansees tilnærmet homogene. Det endelige datagrunnlaget som er brukt, vurderes som brukbart.

Endelig fastsettelse av sikker byggehøyde er oppsummert i Tabell 4.



Figur 12 Frekvensplott for perioden 1853 – 1959 (ubetydelig og noe regulert) og 1907 – 1959 (noe regulert).

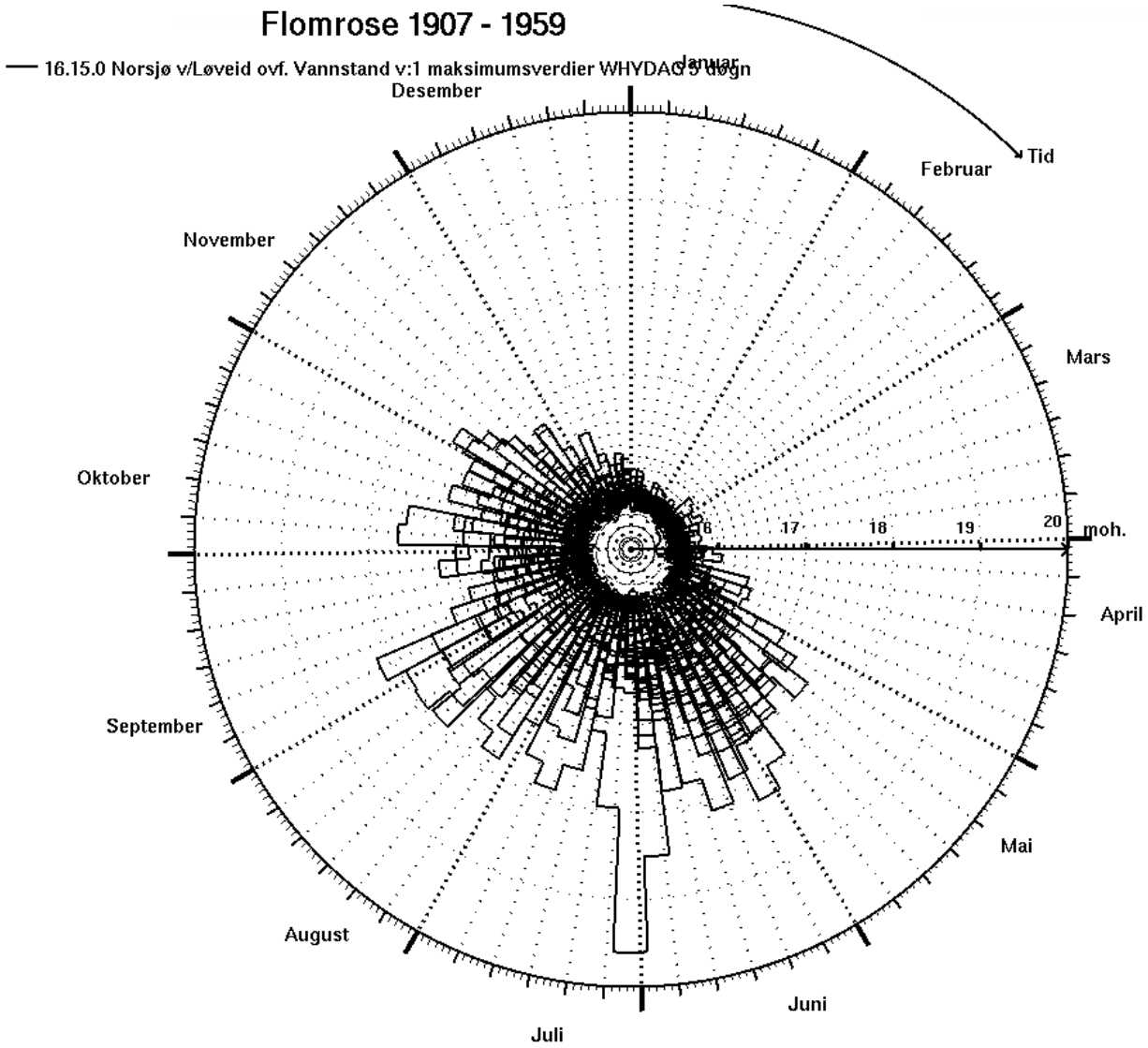
Tabell 4 Klassifisering av beregningskvalitet og påslag for endelig fastsettelse av sikker byggehøyde.

Hva	Klasse / nivå
Klassifisering av flomberegning	Klasse 2
Beregnet vertikal sikkerhetsmargin	0.20 meter
Sikker byggehøyde for F2 *(avrundet opp til nærmeste hele 0.1 m)*	**20.0 moh.**
Sikker byggehøyde for F3 *(avrundet opp til nærmeste hele 0.1 m)*	**20.8 moh.**

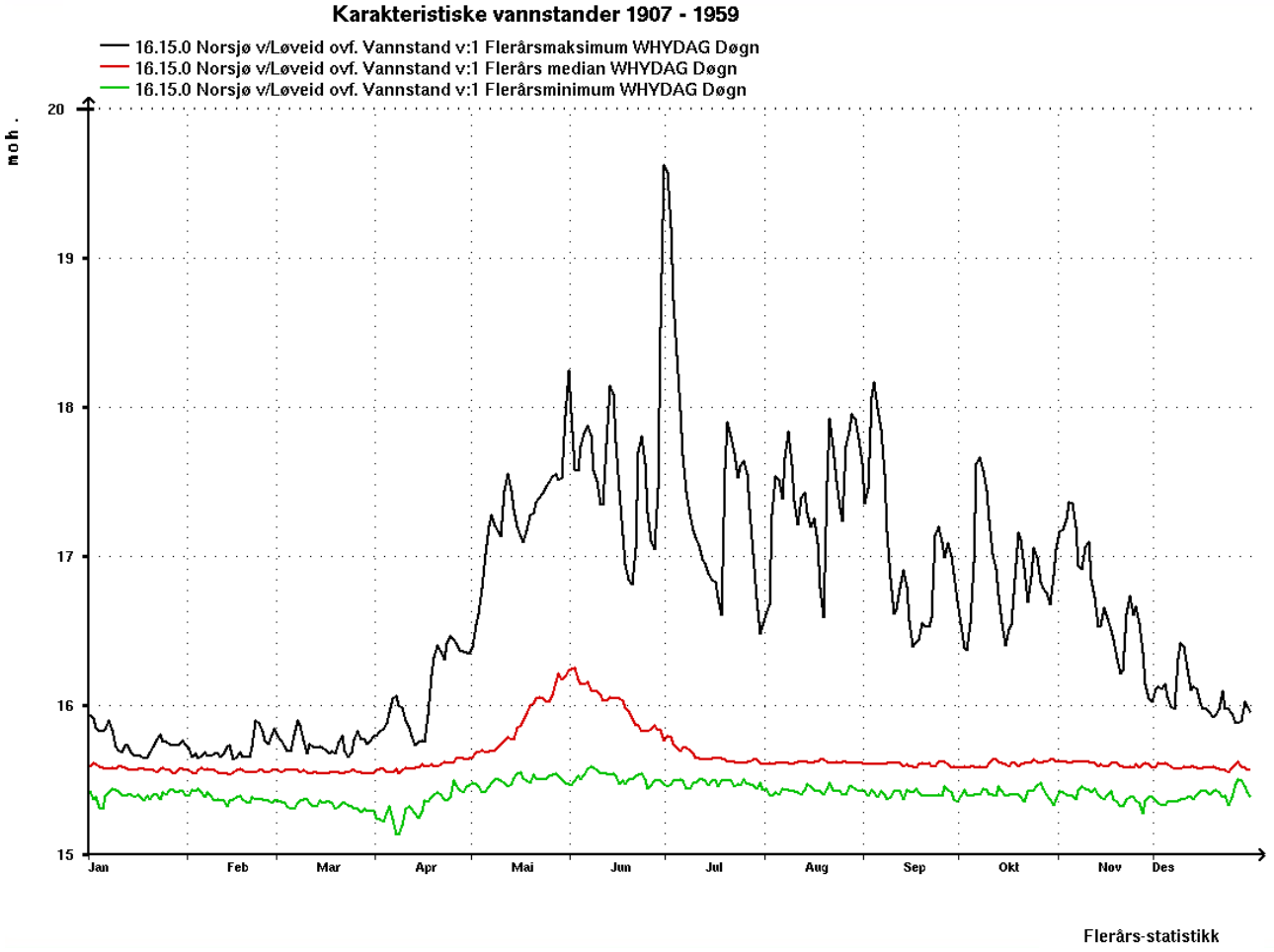
4 Vedlegg og referanser

4.1 Vedlegg

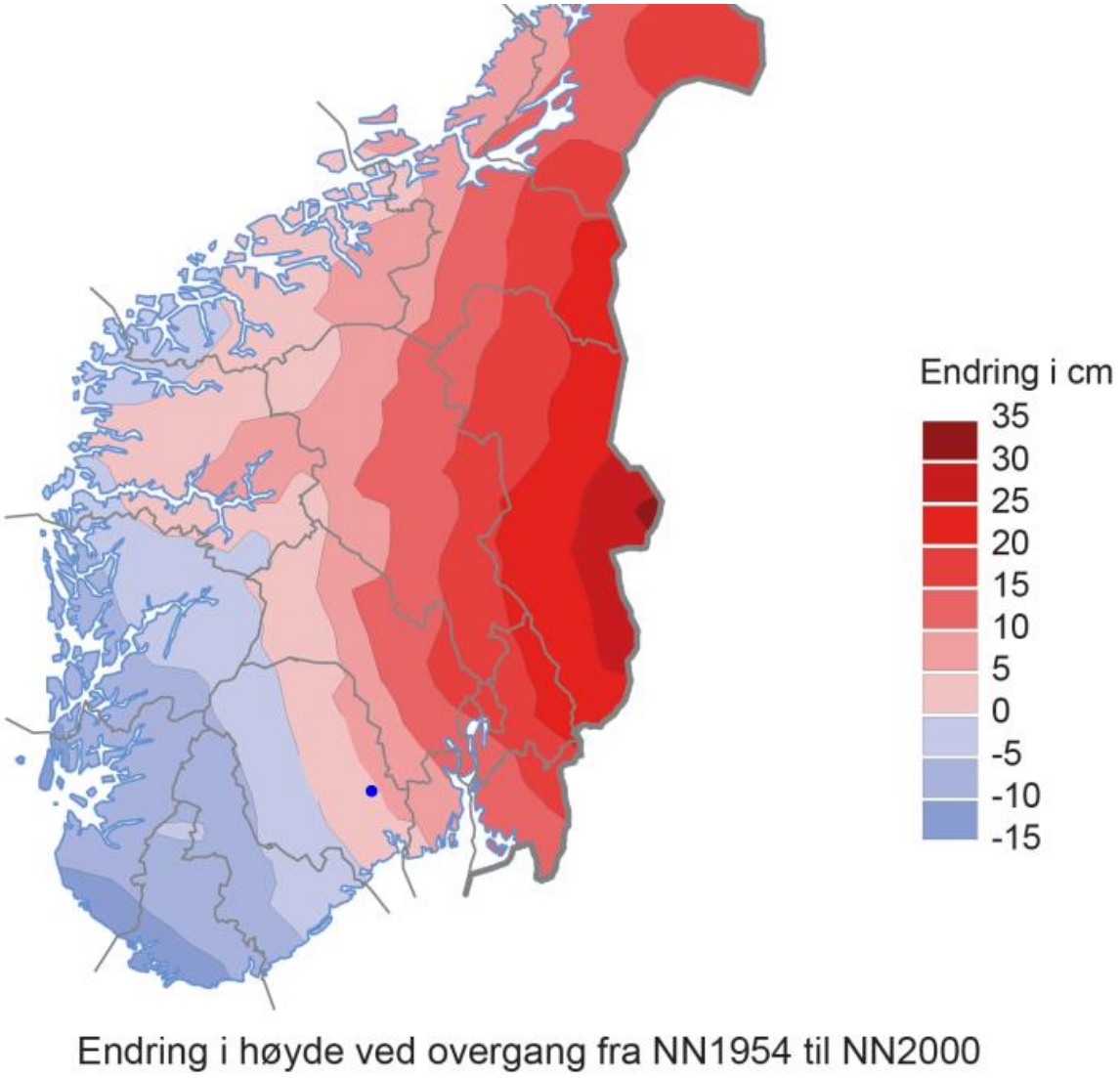
Vedlegg 1 Flomrose for Norsjø (1907 – 1959), representert som polarplott av maksimalverdier for vannstand over 5 døgn.



Vedlegg 2 Vannstandsvariasjonen gjennom året for Norsjø (1853 – 1907).



Vedlegg 3 Høydedifferanse mellom NN2000 og NN1954 fra Statens kartverk. Blått punkt angir analyseområdet.



4.2 Referanser

[1] Pettersson, Lars-Evan (2001). Dokument 16/2001 Flomsonekartprosjektet. Flomberegning for Skienselva. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

[2] Pettersson, Lars-Evan (2006). Dokument 5/2006 Flomsonekartprosjektet. Flomberegning for Ulefoss. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

[3] Bævre, Ingebrigt, Øydvin, Eli K. (2006). Flomsonekart 14/2006 Flomsonekart. Delprosjekt Ulefoss. Oslo: Norges vassdrags- og energidirektorat.

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Nærings- og fiskeridepartementet

Postboks 8014 Dep

0030 OSLO

Deres ref.	Vår ref. 10/00411/425.3 Saksbeh. Mette Nilsen	Vår dato 14.3.2014

Pålegg av Nærings- og fiskeridepartmentet om å gjennomføre nødvendige tiltak for å hindre radioaktiv forurensning fra Søve gruver

Statens strålevern pålegger Nærings- og fiskeridepartementet med hjemmel i forurensningslovens § 7 fjerde ledd jf. § 11 første ledd, å gjennomføre nødvendige tiltak for å hindre forurensning som oppsto som følge av gruvedrift ved Søve gruver i Nome kommune, Telemark fylke. Tiltaket skal sikre at det radioaktive avfallet etter Søve gruve ikke vil kunne føre til skade eller ulempe for mennesker og miljø. Bruken av området hvor det radioaktive gruveavfallet nå befinner seg skal etter at tiltakene er utført ikke være begrenset på grunn av den tidligere tilstedeværelsen av det radioaktive avfallet fra gruven. Tiltak skal være gjennomført innen 31. desember 2014.

Statens strålevern viser til forslag til tiltaksplan av 7. mai 2013 fra Nærings- og fiskeridepartementet(NFD), ytterligere korrespondanse og utredninger i saken, samt varsel om pålegg om sikring av avfall etter drift ved Søve gruver, Nome kommune, datert 1. juli 2011 og pålegg om undersøkelser og utredninger av tiltak etter forurensningsloven § 51, datert 9. desember 2011.

Sakens bakgrunn

Statsselskapet A/S Norsk Bergverk (Virksomheten) drev Søve gruver frem til 1965 for å utvinne grunnstoffet niob. Råmaterialet fra utvinnelsesprosessen inneholdt også naturlig forekommende radioaktive stoffer i form av naturlig uran og thorium. Etter de ønskede mineraler ble tatt ut fra råmaterialet, ble avfallet inklusive uran og thorium, deponert i nærheten av oppredningsverket. Avfallet ble dekket med jord, men denne sikringen vurderes ikke lenger å være tilfredsstillende. Avfallet utgjør således en kilde til kontinuerlig radioaktiv forurensning. Det må gjøres forurensningsbegrensende tiltak på området for å oppnå tilstrekkelig og langsiktig beskyttelse av mennesker og miljø, jf. lov om vern mot forurensning og avfall (forurensningslovens) § 7 annet ledd.

Virksomheten er avsluttet, men ettersom den var statseid har NFD påtatt seg ansvaret for å dekke kostnadene og sørge for gjennomføringen av opprydningen av det radioaktive avfallet etter Søve gruve, jf. brev til Statens strålevern 7. januar 2011. Statens strålevern påla departementet den 9. desember 2011 å klarlegge forurensningssituasjonen ved Søve gruve og utforme et forslag til tiltaksplan for å hindre radioaktiv forurensning. Tiltaksplanen skal være ett av grunnlagene for et pålegg om gjennomføring av tiltak. Forslag til tiltaksplan ble oversendt i brev av 7. mai 2013.

Postadresse • *Postal address:*
Postboks 55 NO-1332 Østerås
Besøksadresse • *Office:*
Grini næringspark 13, 1361 Østerås

E-post • *E-mail:*
postmottak@nrpa.no
Internett • *Internet:*
www.nrpa.no

Telefon • *Telephone:*
+47 67 16 25 00
Telefaks • *Fax:*
+47 67 14 74 07

Bankkonto • *Bank account:*
IBAN: NO76 8276 01 00494
Swift address: UBNONOKK
Org.nr.: 867 668 292

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Forslag til tiltaksplan, rapport om deponeringsalternativ og tilleggsnotat ble 25. juni 2013 sendt på høring.

Regelverket
Forurensning er i forurensningsloven § 6 blant annet definert som lys og annen stråling i den utstrekning forurensningsmyndigheten bestemmer, som er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet.

Det følger av forurensningsloven § 7 at «Ingen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning uten at det er lovlig etter §§ 8 eller 9, eller tillatt etter vedtak i henhold av § 11». Har forurensning, i strid med loven, inntrådt skal den ansvarlige sørge for tiltak for å stanse, fjerne eller begrense virkningen av den. Den ansvarlige plikter også å treffe tiltak for å avbøte skader og ulemper som følge av forurensningen eller av tiltakene for å motvirke den. Plikten til å gjøre tiltak gjelder tiltak som står i rimelig forhold til de skader og ulemper som skal unngås. Plikter etter forurensningsloven foreldes ikke.

Forurensningsmyndigheten kan pålegge den ansvarlige å treffe tiltak etter § 7 annet ledd første til tredje punktum innen en nærmere angitt frist, jf. § 7 fjerde ledd.

I henhold til § 11 i forurensningsloven kan forurensningsmyndigheten etter søknad gi tillatelse til virksomhet som kan medføre forurensning. Forurensningsmyndigheten kan også i særlige tilfeller gi tillatelse uten at det foreligger søknad, og i slik tillatelse gi pålegg som trer i stedet for vilkår etter § 16.

Tiltaksbeskrivelse
NFD har utredet situasjonen på Søve ved konsulentbistand og det er på bakgrunn av disse utredningene utarbeidet en tiltaksplan.

I henhold til tiltaksplanen skal alle masser som kan defineres som radioaktivt avfall, i henhold til forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensing og radioaktivt avfall (forskrift om radioaktiv forurensning og avfall) § 2 bokstav c, jf. vedlegg I bokstav a, fjernes fra området og deponeres.

Tiltaksplanen beskriver tre områder med kontaminerte masser: slagghaugen, vaskerijorda og avgangsdeponiet. Det anslås at det totale volumet som skal fjernes fra disse områdene er 2500 m^3. Massene planlegges sendt til deponering hos virksomhet med tillatelse til å håndtere slikt avfall, enten et allerede eksisterende deponi eller til et deponi som opprettes for dette avfallet lokalt.

Etter gjennomføring av tiltaket vil det gjennomføres kontrollmålinger i området for å klarlegge effekten av de tiltak som er gjort på området.

Mottatte kommentarer på høringen
Forslag til tiltaksplan, rapport om deponeringsalternativ og tilleggsnotat ble 25. juni 2013 sendt på høring. Statens strålevern har mottatt uttalelser fra fylkesmannen i Telemark, Miljødirektoratet, Telemark fylkeskommune og Nome kommune

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Fylkesmannen i Telemark hadde ingen vesentlige merknader til tiltaksplanen, men forutsetter at et eventuelt lokalt deponi blir omsøkt etter plan- og bygningsloven.

Miljødirektoratet hadde ingen spesielle kommentarer til de fremlagte planene.

Telemark fylkeskommune hadde ingen innvendinger mot opprydningsløsningen som er skissert i tiltaksplanen. Fylkeskommunen forutsetter at opprydningen oppfyller Statens stråleverns krav, også med hensyn på områdets tilstand etter at opprydningen er ferdig. Fylkeskommunen anbefaler at avfallet deponeres i et allerede eksisterende deponi. Dersom alternativet med et lokalt deponi blir valgt, skal ikke dette føre til ekstra tidsbruk i opprydningsarbeidet. Uttalelsen ble behandlet og vedtatt i Fylkesutvalget i Telemark fylkeskommune.

Nome kommune ved Rådmannen gav en uttalelse hvor kommunen ser positivt på at opprydningsarbeidet ser ut til å finne en løsning. Kommunen er positiv til at alt forurenset masse skal fjernes. For kommunen er det viktig at tidsplanen opprettholdes. På grunn av dette tilrår Nome kommune at avfallet går til et eksisterende deponi for å unngå videre tidsbruk i saken. Rådmannens innstilling ble godkjent i utviklingsutvalget og kommunestyret i Nome kommune.

Statens stråleverns vurdering
Avfallets innhold av radioaktive stoffer er i deler av avfallet så høyt at den radioaktive strålingen er eller kan være til skade eller ulempe for miljøet, og utgjør således radioaktiv forurensning, jf. forskrift om radioaktiv forurensning og avfall § 2b).

NFD har foreslått en løsning der alt radioaktivt avfall fra virksomheten blir gravd opp og levert virksomhet som har tillatelse til å motta avfallet for deponering. Statens strålevern er enige i at denne løsningen vil fjerne grunnlaget for radioaktiv forurensning i de omtalte områder.

NFD er ansvarlig for å påse at virksomheter som håndterer de radioaktive massene fra Søve gruve, inkludert utfører opprydningsarbeidet og deponerer massene, oppfyller krav gitt i regelverket til håndtering av radioaktive stoffer.

Vi gjør oppmerksom på at krav til håndtering av radioaktive stoffer blant annet finnes i forurensningsloven, avfallsforskriften, forskrift om radioaktiv forurensning og avfall, forskrift om systematisk helse-, miljø- og sikkerhetsarbeid i virksomheter(internkontrollforskriften), strålevernlov og – forskrift, samt forskrift om landtransport av farlig gods og forskrift om transport av farlig last om bord på norske skip.

Vi viser for øvrig til at dersom det skal etableres et særskilt lokalt deponi må det søkes om tillatelse til drift av deponiet.

Ved avslutning av kontrollprogrammet skal det utarbeides en sluttrapport som skal sendes Statens strålevern slik at det kan gjøres en vurdering av om tiltakets målsetning er oppnådd.

Arbeidet med å fjerne masser skal settes ut på anbud og anbudsprosessen er ikke ferdigstilt. I forbindelse med arbeidet vil vi særlig påpeke at arbeidet må utføres i tråd med reglene i forskrift om strålevern og bruk av stråling (strålevernforskriften) og forskrift om gjennvinning og

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

behandling av avfall(avfallsforskriften). Begge regelverk har i tillegg til spesifikke krav også en generell bestemmelse om at de radioaktive stoffene må behandles forsvarlig.

Vi har ingen informasjon om at arbeidet som sådan vil gi risiko for utslipp av radioaktive stoffer til miljøet, men vil påpeke at dette må fortløpende vurderes og det må eventuelt gjøres tiltak for å hindre forurensning.

Vedtak
Statens strålevern pålegger Nærings- og fiskeridepartmentet med hjemmel i forurensningsloven § 7 fjerde ledd, jf. § 11 første ledd, å gjennomføre tiltak for å hindre radioaktiv forurensning som oppsto som følge av gruvedrift ved Søve gruver i Nome kommune, Telemark fylke.

Tiltakene skal gjennomføres som angitt i tiltaksplan, datert 7. mai 2013 og vedlegg til tiltaksplanen, datert 20. juni 2013. Eventuelle endringer må avklares skriftlig med Statens strålevern.

Tiltaket skal sikre at det radioaktive avfallet ikke lenger skal kunne føre til skade eller ulempe og det skal være gjennomført innen 31. desember 2014.

Mål for tiltaket
Tiltaket skal sikre at det radioaktive avfallet etter Søve gruve ikke vil kunne føre til skade eller ulempe for mennesker og miljø. Bruken av området hvor det radioaktive gruveavfallet nå befinner seg, skal etter at tiltakene er utført ikke være begrenset på grunn av den tidligere tilstedeværelsen av det radioaktive avfallet fra gruven.

Etterarbeid
Det skal gjennomføres et kontrollprogram, som beskrevet i tiltaksplanen, for å fastslå hvorvidt tiltakets målsetning er oppnådd.

Sluttrapport med beskrivelse og dokumentasjon av gjennomførte tiltak, inkludert dokumentasjon på hvordan de radioaktive massene er håndtert, samt resultater av kontrollprogrammet, inkludert dokumentasjon på at målsetningen med tiltaket er oppnådd, må sendes Statens strålevern senest innen 1. november 2015.

Dersom det viser seg at målsetningen ikke er oppnådd etter gjennomført tiltak beskrevet i tiltaksplanen, datert 20. juni 2013, vil Statens strålevern vurdere å pålegge NFD å gjennomføre ytterligere tiltak.

Forebygging og beredskap mot forurensning ved håndtering av radioaktive masser
Tiltakene skal utføres på en slik måte at det forårsaker minst mulig spredning av forurensing, og skal ikke føre til miljøskadelige konsekvenser til land, luft eller sjø. Støvdannelse reduseres ved bruk av sprinkelsystem for å holde avfallet fuktig.

Ved akutt forurensning skal Statens strålevern varsles. Entreprenøren skal ha nødvendig beredskap for å oppdage og stanse spredning, samt fjerne eller begrense virkningen av akutt forurensning.

Statens strålevern
Norwegian Radiation Protection Authority

Tilsyn
Statens strålevern kan føre tilsyn med at tiltaket gjennomføres i henhold til gjeldende regelverk.

Mellomlagring av radioaktive masser
Om det blir nødvendig med mellomlagring av forurensete masser skal det foregå på tett dekke og må ha overdekking ved nedbør. All mellomlagring skal foregå innenfor avstengt område. Mellomlagring av radioaktivt avfall skal ikke føre til spredning.

Tilbakeføring av området
Området skal tilbakeføres og det skal legges til rette for reetablering av naturlig vegetasjon. Tilbakeføring skal også inkludere toppjordstabilitet i ny skråning

Statens strålevern påpeker at i krav som følger av dette pålegget ikke fritar NFD å følge annen relevant regelverk under opprydningsarbeidet.

Klageadgang
Hele eller deler av dette vedtaket kan påklages til Klima- og miljødepartementet av sakens parter eller andre med rettslig klageinteresse innen tre uker fra underretting om vedtak har kommet frem, eller fra klageren fikk eller burde tilegne seg kjennskap til vedtaket. En eventuell klage skal sendes til Statens strålevern, og angi hva det klages over og den eller de endringer som ønskes. Klagen må være undertegnet og bør begrunnes, og andre opplysninger av betydning for saken bør også nevnes.

En eventuell klage medfører ikke automatisk at gjennomføringen av vedtaket utsettes. Statens strålevern eller Klima og miljødepartementet kan etter anmodning eller eget tiltak beslutte at vedtaket ikke skal gjennomføres før klagefristen er ute eller klagen avgjort. Avgjørelsen om spørsmålet om gjennomføring kan ikke påklages.

Med visse begrensninger har partene rett til å se sakens dokumenter. Statens strålevern vil gi nærmere opplysninger på forespørsel. Vi vil også kunne gi øvrige opplysninger om saksbehandlingsregler og andre regler med betydning for saken.

Med hilsen

Kristin Elise Frogg
fagdirektør

Solveig Dysvik
seksjonssjef

Kopi:
Klima- og miljødepartementet, Postboks 8013 Dep, 0030 Oslo
Miljødirektoratet, Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim
Fylkesmannen i Telemark, Postboks 2603, 3702 SKIEN
Telemark fylkeskommune, Postboks 2844, 3702 Skien
Nome kommune, Ringsevja 30, 3830 Ulefoss

DET KONGELIGE
NÆRINGS- OG FISKERIDEPARTEMENT

Norsk nukleær dekommisjonering
Storgata 2a
1767 Halden

Deres ref	Vår ref	Dato
	19/4778-6	17.12.2019

Statsbudsjettet 2020: Tildelingsbrev til Norsk nukleær dekommisjonering

1. Innledning 1
2. Overordnede utfordringer og prioriteringer 2
3. Mål og indikatorer 2
4. Prioriterte tiltak og bestillinger i 2020 2
5. Sikkerhet og beredskap 4
6. Andre forutsetninger og krav 4
7. Budsjettvedtak og fullmakter for 2020 5
Vedlegg 1: Styringskalenderen for 2020 7
Vedlegg 2: Fullmakter 2020 8
Vedlegg 3: Rapporteringskrav 9

1. INNLEDNING

Vi viser til Innst. 8 S (2019–2020) og Prop. 1 S (2019–2020) for Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) og meddeler med dette Stortingets budsjettvedtak av 9. desember. Tildelingsbrevet fastsetter prioriterte tiltak for Norsk nukleær dekommisjonering i 2020. Brevet spesifiserer også enkelte konkrete oppgaver og bestillinger for 2020, men gir ikke en uttømmende oversikt over virksomhetens oppgaver. Virksomhetens myndighet, ansvar og faste oppgaver framgår av hovedinstruksen for Norsk nukleær dekommisjonering fastsatt 7.2.2018.

Postadresse
Postboks 8090 Dep
0032 Oslo
postmottak@nfd.dep.no

Besøksadresse
Kongens gate 8

www.nfd.dep.no

Telefon*
22 24 90 90
Org.nr.
912 660 680

Forsknings- og
innovasjonsavdelingen

Saksbehandler
Karl G. Johannesen
Mobil: 97 102 702

Departementet tar forbehold om at virksomheten kan bli pålagt enkelte oppgaver i tillegg til de som er beskrevet i dette brevet. I slike tilfeller vil det bli sendt tillegg til tildelingsbrev.

2. OVERORDNEDE UTFORDRINGER OG PRIORITERINGER

Norge har 17 tonn brukt reaktorbrensel, to komplette nedstengte atomreaktorer, deler av to tidligere reaktorer og større mengder lav- og mellomaktivt radioaktivt avfall. Staten påtok seg i 2016 et medfinansieringsansvar for oppryddingen etter den nukleære virksomheten i Norge, og har opprettet NND for å følge opp dette ansvaret og sikre trygg håndtering av norsk atomavfall og atomanlegg. NND skal fra 2020 også overta ansvaret for opprydding etter virksomheten til AS Norsk Bergverk ved Søve i Telemark.

For å sikre klare ansvarsforhold og unngå parallelle strukturer er det NNDs hovedprioritet, så snart som mulig, å overta alle relevante anlegg, med tilhørende personell og ansvar fra Institutt for energiteknikk (IFE) og Statsbygg. I tillegg skal det være god framdrift i planleggingen av dekommisjonering, behandling av brukt brensel og oppbevaring av atomavfall. Sikkerhet og sikring av anlegg må opprettholdes, også i overgangsfasen.

Fra og med 2020 bevilges midler til trygg håndtering av atomavfall over kap. 907 Norsk nukleær dekommisjonering, post 21 Spesielle driftsutgifter. NND vil være oppdragsgiver til IFE for prosjekter som finansieres over denne posten, herunder prosjekt for nye midlertidige lagre for brukt brensel.

NFD vektlegger at NND innehar nødvendig kompetanse for alle oppgaver på eget ansvarsområde. Dette er helt nødvendig bl.a. for å kunne overta konsesjonsbelagte oppgaver fra IFE og gjennomføre pålagte utredninger. Det legges videre vekt på utstrakt samarbeid og en felles målforståelse mellom NND og IFE. God kommunikasjon som bidrar til involvering lokalt og nasjonalt, og kostnadskontroll er en forutsetning for en vellykket opprydding.

På grunn av kompleksiteten, de høye kostnadene og behov for å gi en helhetlig framstilling av oppryddingsarbeidet og bakgrunnen for det, skal NFD legge fram en stortingsmelding om oppryddingsarbeidet i 2020.

3. MÅL OG INDIKATORER

Det vises til formål og hovedoppgaver for NND som fastsatt i hovedinstruksen. Disse sammen med dette tildelingsbrevet er førende for NNDs aktiviteter i 2020.

4. PRIORITERTE TILTAK OG BESTILLINGER I 2020

2020 vil være et år med fokus på planlegging og forberedelser, og oppbygging av NND.

Overføre anlegg, personell og ansvar fra IFE

Overføringsprosessen fra IFE til NND skal ledes av NFD for å avdekke risikoer for staten og fastsette krav til en avtale. Departementet vil sette ned en arbeidsgruppe med NND og IFE.

NFD vil gjennom denne ha dialog med NND og IFE om eventuelle tiltak i overføringsprosessen for å ivareta nødvendig kompetanse på IFE, og effektiv ressursutnyttelse.

Forvaltningen av eierskapet fra Statsbygg og overtakelse av IFEs drift av Kombinert lager og deponi for lav- og mellomaktivt radioaktivt avfall (KLDRA) kan være det første anlegget som overtas. Det må som ledd i forberedelsene til overtakelse av KLDRA foretas en tilstandsvurdering av anlegget. Det skal rapporteres spesielt på status for overføringen av KLDRA og tilstand, herunder ev. avvik, i halvårsrapporten for 2020.

Framdrift i oppryddingsarbeidet

NND skal legge planer for et mest mulig effektivt oppryddingsarbeid. Inntil overføring fra IFE er utført skal NND være en krevende oppdragsgiver for IFEs oppryddingsarbeid og forberedelser til dekommisjonering. Utbedring av lagringsforhold for brukt brensel har høyeste prioritet. NND skal videre prioritere følgende utredningsløp som skal følge statens prosjektmodell for store statlige investeringer. Det er vesentlig at det er sammenheng mellom de forskjellige utredningene:

Behandling av brukt brensel og oppbevaring av radioaktivt avfall
Valg av behandlingsmetode for brukt brensel vil ha konsekvenser for valg av løsning for oppbevaring av brenselet. NFD vil ha dialog med NND om pågående oppdrag og evt. nye oppdrag om behandling og oppbevaring av brensel for sikre at disse blir dekkende, konsistente og kommer til rett tid. NFD og NND skal videre ha en tett dialog om etatens arbeid med en varig oppbevaringsanlegg for radioaktivt avfall. Ekstern kommunikasjon med aktuelle interessenter avklares med departementet før dialog. Når det gjelder midlertidige behandlingsanlegg og lagre kan NND utrede dette og ha kontakt med aktuelle vertskommuner og andre interessenter i den grad som er nødvendig for framdrift.

Dekommisjonering
Finansdepartementet og NFD har gjort avrop på rammeavtale om kvalitetssikring (KS1, trinn 2) for IFEs og DNV GLs grunnlagsdokumentasjon for fremtidig dekommisjonering av IFEs nukleære anlegg med Atkins og Oslo Economics. Oppdraget er ledd i KS-regimet for store statlige investeringsprosjekter. NND skal bistå kvalitetssikrere når de ber om det og bistå NFD med vurdering når kvalitetssikringen er overlevert.

Helhetlig strategi for håndtering av atomavfall
Det vises til tildelingsbrev for 2019. Strategien skal overleveres 1. desember 2020.

Opprydding Søve

NND skal i 2020 arbeide med å forberede og starte gjennomføring av oppryddingen etter virksomheten til statsaksjeselskapet AS Norsk Bergverk ved Søve i Telemark i perioden 1953–1965. Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA) ga den 14. mars 2014 Nærings- og fiskeridepartementet et pålegg om opprydding ved Søve gruver. Oppryddingen skal oppfylle de kravene som stilles i pålegget. Målsettingen med oppryddingen er å sikre at det deponeringspliktige avfallet for uoverskuelig framtid ikke fører til skade eller ulempe for

befolkning og miljø, og på en måte som gjør at bruken av området ikke skal være begrenset av den tidligere tilstedeværelsen av avfallet fra Søve gruver.

Arbeidet innebærer å vurdere mulige alternativer for opprydding, og utarbeide tilhørende fremdriftsplan og kostnadsanslag. Det kan være aktuelt å benytte et allerede godkjent deponi eller etablere en løsning lokalt. Det forventes at NND har god dialog med aktører som er relevante for eller berørte av oppryddingen, herunder DSA, Vestfold og Telemark Fylkeskommune og Nome kommune.

NND må vurdere om det er hensiktsmessig med fellesløsninger for avfall fra Søve og avfall fra dekommisjonering av de nukleære anleggene.

Annet

NND må sikre god dialog med relevante tilsynsmyndigheter som er nødvendig for at NND skal kunne utføre sitt oppdrag på en sikker og effektiv måte. NND skal vurdere og gi råd om hvor vidt etablering eller endring av regelverk er nødvendig for å sikre effektiv gjennomføring av sitt oppdrag. NND skal etter eventuell overtagelse av nukleære anlegg fra IFE betale gebyrer og avgifter til DSA for tilsyn og konsesjon i tråd med atomenergiloven.

5. SIKKERHET OG BEREDSKAP

NND skal ha god styring og kontroll med egen sikkerhet og beredskap, og arbeide systematisk med å forebygge uønskede hendelser.

Sikkerhet skal ivaretas og dokumenteres i samsvar med nasjonal strategi for digital sikkerhet og tilhørende tiltaksplan. Arbeidet med digital sikkerhet skal forebygge IKT-sikkerhetshendelser som kan forårsake alvorlig skade i egen virksomhet eller hos andre. NND har ansvar for å håndtere digitale angrep i egen virksomhet, og for å dele informasjon om digitale angrep med departementet og relevante samarbeidspartnere.

Det forventes at NNDs sikkerhets- og beredskapsarbeid er risikobasert, og at virksomheten regelmessig gjennomfører og tar lærdom av øvelser. Styringsdokumenter og planverk skal oppdateres med utgangspunkt i evaluering av hendelser og øvelser.

NND skal redegjøre for arbeidet med sikkerhet og beredskap i årsrapporten.

6. ANDRE FORUTSETNINGER OG KRAV

Inkluderingsdugnad
NND skal arbeide for å utvikle rutiner og arbeidsformer for å nå målene for regjeringens inkluderingsdugnad. NND skal i årsrapporten redegjøre for hvordan rekrutteringsarbeidet har vært innrettet for å nå målet om 5 pst., vurdere eget arbeid opp mot målene og omtale utfordringer og vellykkede tiltak. Har NND hatt nyansettelser i faste eller midlertidige stillinger i 2020, skal antallet med nedsatt funksjonsevne eller hull i CV-en, samt nyansettelser i faste og midlertidige stillinger totalt, rapporteres i årsrapporten. Virksomheten skal rapportere i tråd med veiledning publisert høsten 2019.

Lærlinger
Alle statlige virksomheter skal knytte til seg minst én lærling. NND skal hvert år vurdere om de kan øke antallet lærlinger og tilby opplæring i nye lærefag og skal knytte seg til et opplæringskontor. NND skal rapportere om status i årsrapporten.

Kommunikasjon
Kommunikasjonsarbeidet skal være basert på statlig kommunikasjonspolitikk. NND skal bruke et enkelt språk. Det skal være løpende kontakt mellom kommunikasjonsseksjonen i NND og departementet. Departementet skal varsles tidlig om saker som kan få stor oppmerksomhet i media. Departementet skal få mulighet til å profilere NNDs gode resultater og saker.

Oppgaver knyttet til ekstern og intern kommunikasjon i og for NND skal som hovedregel utføres av virksomheten selv. Unntak fra dette er oppgaver knyttet til design av kommunikasjonsmateriell, f.eks. rapporter. Departementet legger et følg-eller-forklar-prinsipp til grunn for dette, som innebærer at dersom NND ser behov for å anskaffe kommunikasjonstjenester fra andre aktører, skal dette redegjøres for overfor departementet i styringsdialogen.

7. BUDSJETTVEDTAK OG FULLMAKTER FOR 2020

7.1 Budsjettvedtak

For Norsk nukleær dekommisjonering er det fattet budsjettvedtak på kap. 907.

Utgifter

Kap. 907	***Norsk nukleær dekommisjonering***	***Beløp***
Post 01	Driftsutgifter	49 950 000
Post 21	Spesielle driftsutgifter, *kan overføres*	177 000 000
Post 30	Opprydding Søve	21 600 000
Sum kap. 907		**248 550 000**

Inntekter

Kap. 3907	***Norsk nukleær dekommisjonering***	***Beløp***
Post 01	Innbetaling fra Stiftelsen IFEs dekommisjoneringsfond	36 400 000
Sum kap. 3907		**36 400 000**

Bevilgningen på kap. 907, post 01 skal dekke lønn, husleie og andre driftsutgifter.

Bevilgningen på kap. 907, post 21 skal benyttes til nødvendige oppryddingsrelaterte aktiviteter. Dette omfatter bl.a. videre utredninger om behandling av ikke-lagringsbestandig brukt reaktorbrensel, trygg lagring og deponering av reaktorbrensel og annet radioaktivt avfall, tredjeparters kostnader til å delta i ulike prosesser og planlegging av fremtidig dekommisjonering av reaktoranleggene. Utredninger knyttet til overføring av nukleære oppgaver, anlegg og personell fra IFE til NND kan også dekkes over denne posten.

Bevilgningen på kap. 907, post 30 skal gå til å dekke kostnader til miljøtiltak knyttet til Søve gruver.

IFE er gitt i oppdrag å tilgjengeliggjøre Stiftelsen IFEs dekommisjoneringsfond for bruk til planlegging av dekommisjonering av nukleære anlegg og håndtering av nukleært avfall. Det er lagt til grunn at 36,4 mill. kroner overføres staten ved NND og inntektsføres på kap. 3907, post 01. Denne inntekten er IFEs bidrag til finansiering av oppryddingskostnadene.

NND har ansvar for å planlegge virksomheten i 2020 innenfor de bevilgningsrammer som er gitt i dette brevet (jf. Reglement for økonomistyring i staten § 9 og Bestemmelser om økonomistyring i staten, pkt. 2.2.).

Det følger av § 5 i Stortingets bevilgningsreglement at utgiftsbevilgninger ikke kan overskrides eller brukes til andre formål enn forutsatt av Stortinget, med mindre det er gitt eksplisitt fullmakt om noe annet.

7.2 Finansielt rammeverk

Det vises til bestemmelsene om økonomistyring i staten pkt. 3.4.2. Norsk nukleær dekommisjonering skal føre regnskap etter kontantprinsippet.

7.3 Tildeling

I tråd med kravene i § 7 i Reglement for økonomistyring i staten og føringene gitt i dette tildelingsbrevet, blir bevilgningen på kapittel 907 stilt til disposisjon for Norsk nukleær dekommisjonering.

Med hilsen

Cathrine Meland (e.f.)
ekspedisjonssjef

Mari K. Kallåk
avdelingsdirektør

Dokumentet er elektronisk signert og har derfor ikke håndskrevne signaturer

Kopi:
Riksrevisjonen
Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet
Institutt for energiteknikk

VEDLEGG 1: STYRINGSKALENDEREN FOR 2020

Måned	Dato	Aktivitet
Jan. – feb.	Medio jan. - medio feb.	Avslutning statsregnskap 2019, jf. eget brev fra NFD med frister
Mars	1. mars 15. mars	Ev. innspill til revidert budsjett 2020 Årsrapport 2018, jf. krav i R-115 og DFØs mal
April	1. april	Budsjettforslag 2021
Mai	1. mai 13. mai	Grunnlagsdokumentasjon brukt brensel Etatsstyringsmøte
Juni		Kontraktssamtale med virksomhetsleder
Sept.	20. sept 20. sept. 20. sept.	Halvårsrapportering 2020, med KLDRA-vurdering NNDs interne risikovurdering for 2020 Status økonomi per 31. aug., inklusive eventuelle innspill til endringsproposisjon høstsesjon 2020
Okt.	Oktober	Dialog om tildelingsbrev for 2021
Nov.	1. nov. November	Innspill til store satsinger 2022. Det skal være ett felles innspill fra NND og IFE. Etatsstyringsmøte høst
Des.	1. des. 31. des.	Helhetlig strategi for atomavfall Tildelingsbrev for 2021

Nærmere informasjon om format og innhold i de ulike leveransene i styringskalenderen for virksomheter under Nærings- og fiskeridepartementet finnes på:

https://www.regjeringen.no/no/dokument/dep/nfd/tildelingsbrev-og-arsrapporter/tildelingsbrev-/spesifisering-av-bestillinger-i-styringskalenderen-for-nfds-etater/id2616898/

VEDLEGG 2: FULLMAKTER 2020

Fullmakter i henhold til bevilgningsreglementet

Bevilgningsreglementet har bestemmelser om unntak fra de hovedprinsipper som reglementet ellers er basert på. Vilkår for bruk av unntaksbestemmelsene er redegjort for i Finansdepartementets (FIN) rundskriv R-110, sist oppdatert 13.01.2017. Det vises også til veileder for statlig budsjettarbeid utgitt av FIN (R-0634 B), som forklarer budsjettfullmaktene nærmere.

NFD delegerer med dette følgende fullmakter til Norsk nukleær dekommisjonering for 2020, med de utdypende vilkår som er fastsatt i FINs rundskriv R-110, jf. punktene 2.2 – 2.6:

- Fullmakt til nettobudsjettering ved utskifting av utstyr med inntil 5 prosent av bevilgningen på den aktuelle posten.
- Fullmakt til å inngå leieavtaler og avtaler om kjøp av tjenester ut over budsjettåret, forutsatt at eventuelle avtaler inngås innenfor rammen av *Instruks om håndtering av bygge- og leiesaker i statlig sivil sektor*, fastsatt 20.01.2012 og sist endret 13.01.2017.
- Fullmakt til å overskride driftsbevilgninger til investeringsformål med inntil 5 prosent av bevilgningen på den aktuelle posten mot tilsvarende innsparing i de neste fem budsjettårene.

Departementet tar forbehold om at fullmaktene kan inndras dersom de ikke benyttes i overensstemmelse med kravene i rundskrivet. Det bes om rapportering om utnyttelsen av hver enkelt fullmakt i forklaringene til statsregnskapet.

VEDLEGG 3: RAPPORTERINGSKRAV

Rapporteringen for 2020 skal reflektere at NND er under oppbygging og fokusere på utnyttelse av tildelte midler, organisasjonsutvikling, kompetanseoppbygging, konkrete oppgaver som NND overtar og risiko og avvik knyttet til dette.

Vesentlige avvik prinsipielle spørsmål og spørsmål av vesentlig politisk interesse innen det nukleære området, herunder tiltak som kan påvirke den langsiktige ressursanvendelsen, og vesentlige spørsmål om sikkerhet og beredskap skal legges fram for NFD skriftlig ved ansvarlig avdelingsledelse på et så tidlig tidspunkt som mulig.

NND skal videre levere budsjettinnspill og rapportere til statsregnskapet. Vedlagt styringskalender gir en samlet oversikt over frister.

Mulig annen utnyttelse av avfallet

Radioaktivt slagg og vaskerijord som befinner seg ved Søve gruver har ligget der siden 1965. I forbindelse med høringsprosessen for plan- og utredningsprogrammet kom det innspill om at avfallet kan være interessant som råvare for utvinning av thorium og andre verdifulle råvarer. Det kom også forslag til forskning og utviklingsprogram som har til hensikt å teste om det lar seg gjøre å hente ut verdifulle materialer fra avfallet. På bakgrunn av dette innspillet er mulighetene vurdert nøye i teksten under.

Tiltakshavers mandat

Det er Nærings- og Fiskeridepartmentet (NFD) som eier og har det fulle ansvaret for avfallet på Søve. NFD fikk i 2014 pålegget fra DSA om opprydding av alt deponeringspliktig radioaktivt avfall på området, gitt på nærmere definerte kriterier og vilkår. Det praktiske ansvaret for gjennomføringen av prosessen er i brev av 01.01.2020 delegert til Norsk Nukleær Dekommisjonering (NND), som har fagansvar og kompetanse på håndtering av radioaktivt avfall. I pålegget til NFD er kravet opprydding. I mandatet til NND fra NFD er det tilsvarende etablert forutsetning om opprydding.

NND, som tiltakshaver og byggherre i prosjektet, har et bredt mandat for Søve-prosjektet og vil i prinsippet på eget initiativ kunne undersøke hvorvidt gjenvinning av hele eller deler av avfallet vil endre på sine målkrav, enten ved at mengden deponeringspliktig avfall går ned, at totalkostnadene for oppryddingen går ned eller at oppryddingen på området ferdigstilles raskere. Med mindre det kan sannsynliggjøres at en av de tre faktorene slår til i vesentlig grad har NND ikke mandat til å endre sine planer.

Disse juridiske utfordringene bør ikke undervurderes. Prosessering av radioaktivt materiale og håndtering av radioaktivt avfall er av åpenbare grunner preget av grundige vurderinger som tar tid, koster penger og involverer mange aktører.

Avfallsmengden og muligheten for reduksjon i deponeringsvolum

Det er et internasjonalt prinsipp at mengden deponeringspliktig radioaktivt avfall som genereres skal være så liten som mulig[1]. Dette er også innfelt i Regjeringens strategi for radioaktivt avfall[2] og ligger dermed også til grunn for planen for oppryddingen på Søve. Formålet med dette prinsippet er dels å redusere mengdene/volumene med avfall som trenger avskjerming og trygg deponering, men også å få et mer homogent avfall som man kan gi en adekvat behandling.

I tilfellet Søve Gruver så ligger avfallet igjen fra tidligere operasjoner – det kommer ikke homogent ut av en industriprosess. Avfallet har tvert i mot ligget åpent i naturen i mer enn 60 år, som gjør at avfallet er blandet med jord og organisk materiale, samt rivningsmasser, betong, armeringsjern og generelt søppel. Entreprenøren som har fått oppdraget om opprydding på vegne av tiltakshaver vil ha en betydelig og kostbar jobb med sortering av avfallet før deponering. Slik sortering må gjøres også i forkant av en eventuell gjenvinning og inngår som en vesentlig del av kostnadene i

[1] IAEA Fundamental Safety Principles – SF-1 principle 7 (3.29)
[2] Klima- og Miljødepartementet 2024. Strategi for trygg, sikker og forsvarlig håndtering av radioaktivt avfall i Norge

tiltaksplanen. Den manuelle og kostbare mengdeminimeringen vil dermed være uavhengig av om det deponeringspliktige avfallet deponeres eller gjenvinnes.

I utgravingen av massene vil hensynet til mengdebegrensning bli operasjonalisert ved at radioaktiviteten til massene fortløpende måles av trent personell med håndholdt instrument. I tillegg vil større biter av betong, jern, trevirke etc plukkes vekk slik at det ikke fyller opp sarkofagen. Utover visuell utsortering av ikke-radioaktive komponenter og fortløpende måling i og av massene er det imidlertid ikke planlagt ytterligere forbehandling for å redusere deponeringsvolum som sådan.

Den planlagte prosedyren vil ikke kunne garantere at ikke noen få og svært små biter avfall inneholdende radioaktive stoffer blir liggende igjen i området og heller ikke at små biter ikke-radioaktive materialer blir med i sarkofagen. Prosedyren er derimot planlagt utifra å oppnå kravene i pålegget fra DSA, å fjerne avfall som gir begrensninger i disponeringen og bruken av området.

Kostnadene ved sortering og mengdebegrensning vil måtte balanseres mot kostnadene ved endret volum på deponiet. Grovt forenklet kan oppryddingsprosjektet på Søve deles i tre budsjettposter;

- Administrative kostnader til detaljplanlegging, engineering og konsesjonsarbeid
- Bygging av en betongsarkofag
- Den fysiske og manuelle ryddingen

Budsjettmessig er disse tre postene omtrent like store over prosjektperioden. Det innebærer at krav om vesentlig mer finmasket utsortering av ikke-radioaktiv grus og småstein ikke nødvendigvis gir en redusert kostnad på byggingen av sarkofagen som forsvarer slik innsats. Trolig er det tvert om, at det er mer kostnadseffektivt at noe ikke-radioaktiv småstein blir med inn i sarkofagen enn at de vaskes og holdes utenom. Dette er i tråd med hensiktsmessighets-kriteriene i IAEAs veiledere for opprydding av radioaktiv forurensning fra naturlige kilder (NORM)[3].

Størrelsen på sarkofagen og dermed disponibelt deponivolum vil selvsagt påvirke sluttprisen for sarkofagen, men generelt mindre enn man skulle tro. Det er et visst minimum av rigg/etableringskostnader ved slike byggeprosjekter som kommer uansett størrelse. Det er ikke foretatt en detaljert glideskalakalkyle på volumendringer på sarkofagen, men en generell tommelfingerregel er at halvering av volum tilsvarer ca 30 % besparelse, mens dobling av volum gir tilsvarende 30 % økt kostnad.

En potensiell gjenvinningsløsning for verdistoffene som reduserer deponivolum med eksempelvis 10 % vil dermed kun gi en svært liten besparelse i størrelse på sarkofagen, og ingen besparelse innen de administrative kostnadene eller selve ryddearbeidet. Gitt at de tre budsjettpostene er omtrent like store vil altså 10 % volumendring som følge av gjenvinning kun gi ca 1 % besparelse i totalprosjektet.

Avfallet som ressurs

Et helt annet perspektiv av redusert avfallsmengde er den økonomiske nytteverdien ved gjenvinning av de aktuelle stoffene. Alle de stoffene som skaper miljømessige og strålevernmessige utfordringer

[3] https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1883_web.pdf

ved avfallet på Søve har også en kommersiell verdi, hvis det kan la seg gjøre å hente verdistoffene ut teknisk og kostnadsmessig. Både thorium, uran og radium har potensielle anvendelser og en markedsverdi hvis det på fornuftig vis lar seg gjøre å hente dette ut. I tillegg foreligger det forhøyede verdier av bl.a. fosfor, niob og sjeldne jordarter i deler av avfallet.

Sannsynligheten for at nok av de radioaktive stoffene kan hentes ut til at resterende materiale blir omklassifisert til ikke-radioaktivt avfall er imidlertid ikke høy. For slagget, som utgjør hovedutfordringen på Søve, så må opptil 99 % av innholdet av uran og thorium hentes ut fra et heterogent smelteslagg for at restmassene kommer under deponeringspliktgrensen.

I tillegg til kravene i Regjeringens strategi for radioaktivt avfall er det også aktuelt å vurdere gjenvinning fra et ressurstilgangsperspektiv. Dette er særlig blitt aktuelt ifm innfasingen av EUs Critical Raw Materials Act (CRMA) Dette er en forordning som nettopp gir medlemslandene plikt til å undersøke muligheten av å hente ut kritiske råvarer fra gamle gruvedeponier. Norge har som eneste EU/EØS-land ikke implementert CRMA, men Regjeringen har varslet at det vil skje. Flere av de stoffene som er anriket i avfallet på Søve er regulert av CRMA, eksempelvis niob, tantal og REE. I denne forordningen er det beskrevet en undersøkelsesplikt i CRMAs artikkel 27, som krever at avfall fra gruvesektoren skal undersøkes for ekstraksjon av CRM. Det legges også til grunn at plikten til å undersøke om gjenvinning kan la seg gjøre er særlig relevant når noe uansett skal skje med en avfallsfraksjon, eksempelvis remediering. Det er derfor relevant å vurdere grundig hvorvidt mengde, kjemi og verdi tilsier gjenvinning i stedet for deponering.

Markedsverdi på verdistoffene i slagg og vaskerijord

De aktuelle verdistoffene i slagg og vaskerijord kan være thorium, sjeldne jordarter (REE), niob, tantal og fosfor. Slagget har bare i begrenset grad vært kartlagt for verdistoffer ut over thorium. Et godt unntak er regiongeolog Dahlgrens undersøkelse av et utvalg slaggklumper fra 2005[4]. Dahlgren fastslår i denne rapporten at slagghaugen inneholder 9,7 tonn ThO_2, men også 4,3 tonn U_3O_8, 49,8 tonn Nb_2O_5, 7,6 tonn Ta_2O_5 og 6,4 tonn REO.

Det er også spor av andre verdistoffer som bly, mangan og gallium etc, men disse er gjennomgående langt lavere og vurderes derfor ikke nærmere.

Pris/Markedsverdi på thorium

Thorium har mange unike og gode egenskaper, men forbruket globalt har til tross for dette gått kraftig ned over tid. Omsetningen av thorium globalt er nå så liten og så strengt regulert at det er lite korrekt å bruke et begrep som markedsverdi. Thorium omsettes ikke i et åpent og fritt marked der kvalitet og omsetningsverdi rapporteres og er offentlig kjent. Til tross for dette er det noen datapunkter som er tilgjengelig og som gjør det mulig å ha oppfatninger om pris.

Prisen på thorium vil avhenge av hvilket land materialet er i. De to landene som har produsert thorium i noe omfang de siste 20 årene, Kina og India, har til eksempel i lange perioder hatt eksportforbud. Videre vil prisen avhenge av form (metall, oksid, nitrat, silikat etc) og renhet. All transaksjon av thorium som er observert siste 20 år har vært direkte avtaler, der en vesentlig faktor

[4]Dahlgren, S. 2005. Miljøgeologisk undersøkelse av lavradioaktivt slagg fra ferroniobproduksjonen ved Norsk Bergverk på Søve 1956-1965.

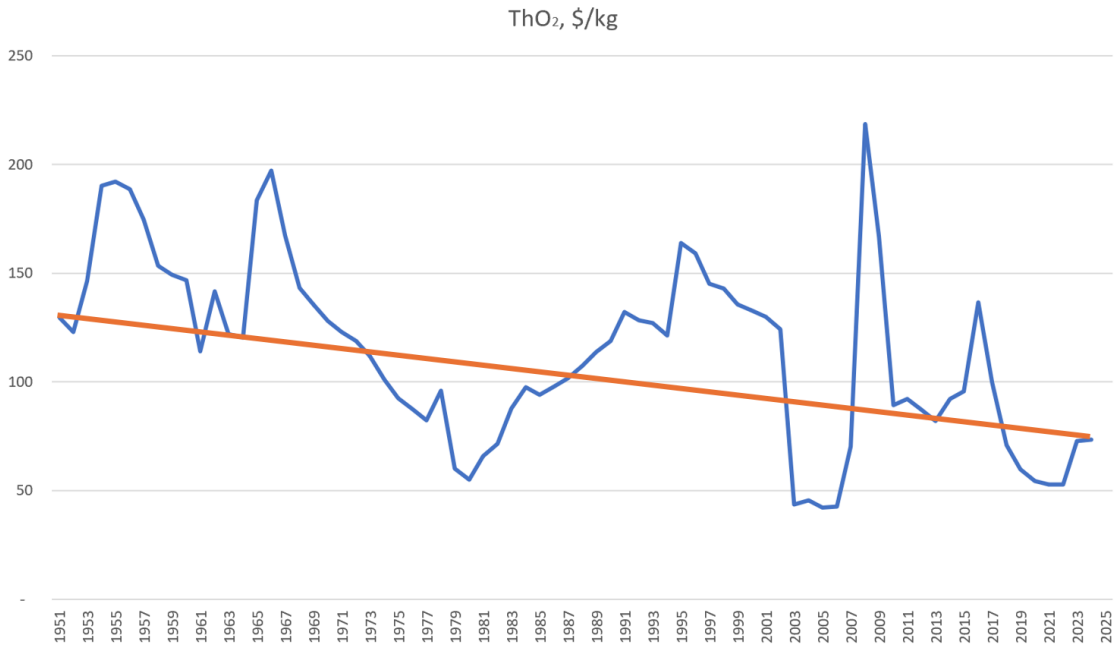
for prisingen er kostnadene ved å fremskaffe tillatelse til grensekryssende transport av radioaktivt materiale.

Avhengig av opprinnelsesland, renhet og volum er det observert priser for 99% ThO2 siste 20 år i området 20 – 800 $/kg. Høye enhetspriser er særlig knyttet til små volumer.

IAEA beskrev i sin Red Book 2016 et ressursanslag for thorium der referanseprisen var satt til 80 $/kg[5]. USGS beskrev i sin 2019-rapport om importpriser inn til USA for thoriumforbindelser på 54 $/kg og eksportpriser på 61$/kg. For importen av thoriumnitrat fra India til parafinlampeforbruket hos USAs Amish-befolkning var prisen i 2019 på 72 $/kg.

Den eneste etterretningstjenesten som både følger markedsbevegelsene for thorium, og rapporterer noen data offentlig om det er USA. Tidligere har det også vært mulig å hente noe data ut fra Russland, men det er mer krevende nå. Kina og India rapporterer ikke troverdige markedsdata, så vurderingene må derfor gjøres på basis av de dataene som gjøres tilgjengelig fra amerikanske etterretning.

Den siste USGS-rapporten fra 2024 omtaler importen til USA i 2023, med priser svingende fra 29 til 74 $/kg avhengig av type, renhet og volum og med et snitt på 69 $/kg. USGS forsøker i sine rapporter å regne om forskjellige renheter og volumer slik at det er mulig å sammenlikne fra år til år. Til tross for dette fremstår prisene som mer volatile enn de nok egentlig er.



Figur 1 Globale, handlede priser - 99% ThO2 levert USA. Volatile priser med fallende trend. (Bergfald Miljørådgivere)

Grafen over er hentet fra offisielle data i USA, som er eneste land som innhenter og publiserer slike data etter en etterprøvbar metodikk. Bak disse tallene skjuler det seg et signifikant fall i

[5] IAEA/NEA. Uranium 2016 – Resources, Production and Demand.

etterspørselen i mengde, noe som gjør at data for de siste 20 årene er basert på svært få kg omsatt materiale – noe som også bidrar til store prisutslag.

Europa har ikke et tilsvarende publisert statistisk grunnlag som USA, men det er sterkt grunn til å anta at både priser og volumutvikling har fulgt samme trend – kanskje også et enda sterkere fall i mengde.

Kina og India, de to vesentlige aktørene oppstrøms de siste tiårene, publiserer ikke etterrettelige data på volum eller priser. Det eneste datagrunnlaget som er mulig å bruke i vurderingen av markedsgrunnlaget er derfor tallene fra USA.

Slagghaugen på Søve inneholder opptil 16,5 tonn thorium. Omregnet til standard omsatt vare, som er thoriumdioksid, er mengden 18,8 tonn. Slagget er heterogent og konsentrasjonene av thorium som har blitt målt varierer fra 23 mg/kg til 16521 mg/kg. Tilsvarende er anslagene for mengdene som er beregnet svært usikre og varierer fra 600 tonn til 1000 tonn.

Basert på det høyeste mengdeanslaget og den høyeste konsentrasjonen innebærer det et innhold på 18,8 tonn ThO2. Basert på det laveste mengdeanslaget og den laveste konsentrasjonen innebærer det et innhold på 15,7 kg ThO2.

Hvis vi legger til grunn en verdi på rent thoriumoksid på 100 $/kg og en dollarkurs på 10 NOK/$ gir dette da en minimumsverdi på thorium i slagghaugen på NOK 18.000 og en maksimumsverdi på thorium i slagghaugen på NOK 18.000.000. Til sammenlikning var altså amerikanske priser i 2024 i snitt 69 $/kg.

Det er ikke åpenbart hvordan man skal kalkulere en representativ snittverdi for massene. Både gjennomsnitt og median av analyser kan gi villedende tall, særlig avhengig av prøveuttak og analysemetodikk. I doseberegningene for avfallet laget for å beskytte arbeiderne er det lagt til grunn en høyeste teoretiske snittverdi (UCLM) på 12.650 mg/kg. Dette tallet er imidlertid basert på en konservativ metodikk for å unngå eksponering og har derfor inkludert oppjusteringsfaktorer. For økonomiske ressursvurderinger kan man ikke bruke en slik statistisk metode, da må man snarere gjøre det motsatte.

Baserer vi oss derfor på en høy, men noe mer realistisk, konsentrasjon på eksempelvis 5000 mg/kg Th, en midlere mengde på 800 tonn slagg, en høy ekstraksjonseffektivitet for thoriumprosessering på 80 % og dollarkurs på 10 NOK/$ multiplisert med salgsprisene i 2024 vil salgsverdien for thoriumoksid utgjøre 2,2 MNOK.

Det er liten grunn til å anta at en slik liten salgsverdi vil kunne forsvare etableringen av et forskningsprosjekt for utvikling av ekstraksjonsteknologi, langt mindre byggingen av et anlegg.

Vaskerijorda består av prosessrester og var opprinnelig mineralogisk noenlunde heterogen, men har nå et betydelig innslag av forurensninger i form av jord, sand og organisk materiale. Konsentrasjonene som har blitt målt har variert fra 246 mg/kg til 3793 mg/kg. Tilsvarende er anslagene for mengdene som er beregnet svært usikre og estimert til å være maksimalt 500 m^3 tilsvarende omtrent 800 tonn. Trolig er volum vesentlig lavere.

Basert på det høyeste mengdeanslaget og den høyeste konsentrasjonen vil det gi 3 tonn ThO2.

Basert på det laveste mengdeanslaget og den laveste konsentrasjonen vil det gi 200 kg ThO2.

Det er foretatt en tilsvarende doseberegning for vaskerijorda som for slagget, som viser maksimal snittverdi (UCLM) på 1.325 mg/kg. Tilsvarende metodikk og logikk gjelder for vaskerijorda som for slagget at tallene er metodisk overdrevne. Fra et ressursøkonomisk perspektiv har vi derfor basert oss på en midlere og mer realistisk konsentrasjon av thorium i vaskerijorda på 500 mg/kg. Når det kombineres med en mengde på inntil 800 tonn, en høy ekstraksjonseffektivitet for thoriumprosessering på 80 % og dollarkurs på 10 NOK/$ multiplisert med salgsprisene i 2024 vil salgsverdien for thoriumoksid utgjøre 0,2 MNOK.

Det er liten grunn til å anta at en slik liten salgsverdi vil kunne forsvare etableringen av et forskningsprosjekt for utvikling av ekstraksjonsteknologi, langt mindre byggingen av et anlegg.

Mengdene thorium som faktisk omsettes globalt i dag er små, en brøkdel av hva det engang var. Tilbake på 50- og 60-tallet var thorium populært som lysforsterker i parafinlamper, det ble brukt i magnesiumlegeringer, wolfram sveiseelektroder og en lang rekke nisjeanvendelser. Nesten alle disse bruksområdene er i dag erstattet, særlig av sjeldne jordartsmetaller som cerium og yttrium. Yttrium har overtatt i parafin- og gasslamper, med unntak av et nisjemarked blant mennonitter i USA, som fortsatt foretrekker thorium av religiøse årsaker. Cerium, mischmetall og andre REE-metaller har overtatt i magnesiumlegeringer, med unntak av noen gamle militære standarder til fly-komponenter. Lantan har overtatt i sveiseelektroder.

Mens thoriummarkedet på det meste var oppe i et globalt konsum på 1000 tonn per år er markedet i dag nede i noen få tonn per år, i enkelte år er det globale markedet under ett tonn.

Et nytt markedssegment for thorium er under utvikling, i Norge – kreftmedisin. Det er mulig å hente ut svært viktige radiofarmasøytiske isotoper som Ra_{224} som det er økende etterspørsel av globalt. Det er to ledende selskaper på dette feltet globalt, franske Orano Med og norske Thor Medical[6]. Begge selskapene baserer seg på kjemisk prosessering av svært ren thorium for å hente ut radium. En fordel med thorium er levetiden. Med en halveringstid på 14 milliarder år vil thorium fortsette å avgi radium lenger enn kloden vil eksistere. Selskaper som Orano Med og Thor Medical kjøper altså inn råstoffet en gang – og har deretter kontinuerlig produksjon av sine verdistoffer til i praksis evig tid. For Thor Medicals del er råvarene sikret i h t en leveranseavtale med Steenkampkraalgruven i Sør-Afrika[7].

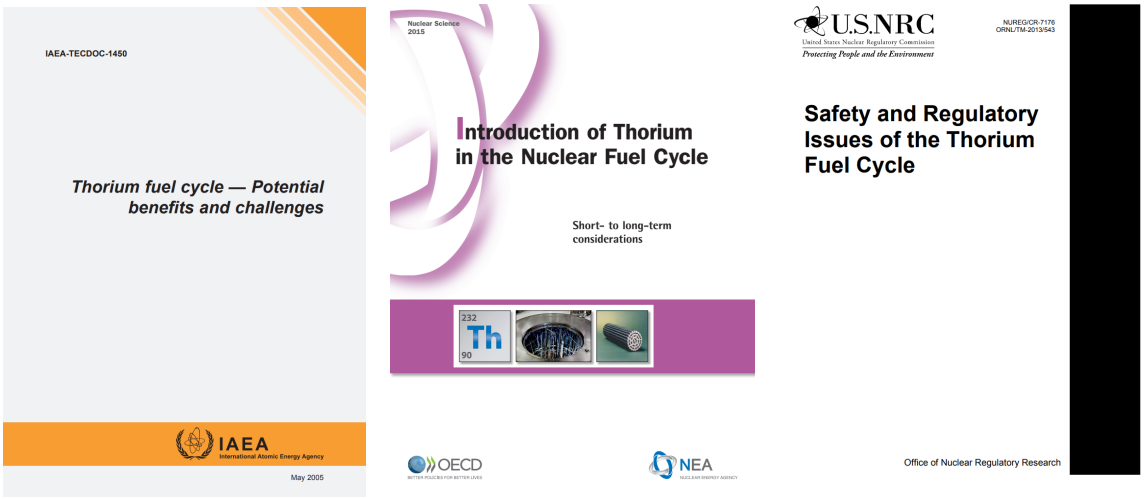
Hvis det etableres to gjenvinningsanlegg for slagg og vaskerijord som henter ut thoriumoksid med 99 % renhet vil disse trolig kunne selges til et av disse to radiofarmasøytiske anleggene for et salgsproveny på i størrelsesorden 2,4 MNOK.

[6] Disclaimer. Bård Bergfald, owner of Bergfald Miljørådgivere, is a shareholder in Thor Medical.
[7] https://www.thormedical.com/artikler/thor-medical-signs-memorandum-of-understanding-for-feedstock-supply-and-technology-cooperation.

Thorium i fremtidens kjernekraft

Thorium er spådd en betydelig fremtid som nukleært brensel, og mye av interessen som har vært referert i medier og kommentarer knyttet til Søveprosjektet refereres og begrunnes med potensialet for energiutnyttelse fra thorium.

Thorium har en del egenskaper som er fordelaktig, både i tradisjonelle vannkjølte eller gasskjølte reaktorer og i fremtidige akselleratordrevne eller saltsmeltebaserte reaktorer. Både IAEA[8], OECD/Nuclear Energy Association[9] og amerikanske NRC/Nuclear Regulatory Commission[10] har viet thorium betydelig interesse og trukket frem fordeler materialet kan ha som energikilde – men også noen ulemper og utfordringer knyttet til verdikjeden. Et vesentlig poeng er selvsagt at thorium vil kunne hentes ut fra avfallsstrømmer fra annen industri, eksempelvis REE og Nb-prosessering, slik at det ikke trengs egne gruver.



Figur 2 Verdikjeden for thorium i kjernekraft er godt kjent og beskrevet i internasjonale rapporter.

Det er imidlertid særlig de nukleære egenskapene ved thorium som har avfødt interessen også blant investorer og kommersielle selskaper, og det er i dag et stort antall selskaper som enten ser dedikert på thorium, eller som har thorium som en integrert del av sin utviklingsstrategi. Eksempler på kommersielle selskaper som har vært aktive innen promotering av thoriumbasert kjernekraft er mangfoldig. Lightbridge[11] har investert titalls millioner US$ på utviklingen av sine spiralformede metalliske staver. Saltfoss (tidligere Seaborg Technologies)[12] og Copenhagen Atomics[13] med flere har kommet langt innen saltsmelteteknologi. Lengst frem i utviklingen av saltsmelteteknologi er imidlertid trolig Kina som ifølge mediarapporter har en fungerende 2MW_{th} testreaktor i Gansu[14]. India, som er kjent for sitt lange og dedikerte arbeid med thoriumbasert kjernekraft har fokusert på egenutviklet tungtvannsteknologi[15]. CERN-miljøet i Sveits har promotert akselleratordrevne

[8] IAEA 2005. Thorium fuel cycle — Potential benefits and challenges
[9] OECD/NEA 2015. Introduction of thorium in the nuclear fuel cycle.
[10] NRC 2014. Safety and Regulatory Issues of the Thorium Fuel Cycle (NUREG/CR-7176)
[11] https://www.ltbridge.com/
[12] https://saltfoss.com/about/
[13] https://www.copenhagenatomics.com/
[14] https://www.popularmechanics.com/science/green-tech/a64550626/thorium-reactor-nuclear-power/
[15] https://www.pib.gov.in/Pressreleaseshare.aspx?PRID=1575801

reaktorsystemer[16]. Tyskland og Sør-Afrika har tidligere arbeidet med bruk av thorium i TRISO-fuel, som gir ekstra sikkerhet, men uten det gjenvinningspotensialet en del av de andre teknologiene har[17]. Det finnes også et titalls andre selskaper som enten arbeider med, eller sier de arbeider med, utviklingen av thoriumbasert kjernekraft, inkludert i tradisjonelle reaktorer.

I Norge har det vært egne initiativer. Den norske industrigründeren Alf Bjørseth etablerte selskapet Thor Energy[18] i 2006 for å utvikle ny teknologi basert på thorium og etter hvert ny klimanøytral kraftproduksjon. Dette initiativet førte bl.a. til at Regjeringen satte ned en egen Thoriumkommisjon. Denne kommisjonen var faglig bredt sammensatt og leverte en grundig rapport i 2008 som pekte på mange interessante muligheter for Norge[19]. Daværende regjering, representert ved Energiminister og Senterpartileder Åslaug Haga ønsket imidlertid ikke å vurdere disse mulighetene, da Regjeringen i stedet ønsket å satse på bioenergi og landbasert vindkraft[20]. Statkraft, som hadde arbeidet aktivt for å studere potensialet i thoriumbasert kjernekraft måtte etter at Thoriumkommisjonens rapport ble fremlagt stanse videre arbeid med kjernekraft.

Samtidig med Thoriumkommisjonens arbeid og rapportfremleggelse ble det gjennomført suksessfulle tester av forskjellige varianter av thoriumbasert nukleært brensel i Haldenreaktoren i Norge[21]. Denne reaktoren var i perioden 1957-2018 verdens fremste anlegg for utvikling av nytt og sikrere nukleært brensel. Dette ga Norge store muligheter innen utvikling av nye brenselskonsepter. Mens forskning på thorium innen kjernekraft i resten av verden i hovedsak var basert på nye reaktorteknologier, ga Haldenreaktoren Norge muligheten for å utvikle thoriumbasert brensel for vannkjølte reaktorer. Siden nesten alle kommersielle reaktorer i verden er vannkjølte ga dette Norge en unik mulighet, noe Thoriumkommisjonen også påpekte.

Haldenreaktoren ble imidlertid stengt i 2018 av Regjeringen Solberg[22]. Etter stengingen av Haldenreaktoren har kompetansemiljøet som var tilknyttet Halden innen utvikling av brenselsteknologi i vesentlig grad forlatt Norge. Uten et faglig kompetansemiljø og uten en testreaktor er muligheten for å utvikle thoriumbasert brenselsteknologi i Norge blitt svært mye dårligere. Haldenreaktoren er fra 2025 overtatt av NND som har som ansvar å dekommisjonere både reaktoren og all tilhørende infrastruktur.

Thorium har vesentlige iboende interessante egenskaper. Det har vært omfattende forskning på thorium fra 50-tallet og frem til i dag, og det har blitt investert flere milliarder US$ på området. I tillegg finnes det en betydelig tilgjengelighet av thorium som råstoff fra annen industri. På tross av alt dette, har imidlertid ingen av initiativene for thoriumbasert kjernekraft lyktes med industrialisering.

---

[16] https://cerncourier.com/a/high-power-linac-shows-promise-for-accelerator-driven-reactors/
[17] IAEA 2015. Performance Analysis Review of Thorium TRISO Coated Particles during Manufacture, Irradiation and Accident Condition Heating Tests
[18] En av forfatterne av Konsekvensutredningen for Søveavfallet, Bård Bergfald, var medstifter og i en periode deleier av Thor Energy.
[19] https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/oed/pdf_filer/horinger/horing-thoriumutvalgets-rapport/thoriumrapporten-norsk-versjon.pdf
[20] https://bellona.no/nyheter/energi/atomkraft/2008-02-aslaug-haga-avviser-norsk-atomkraft
[21] www.thorenergy.no/
[22] www.aftenposten.no/norge/i/gPAr90/regjeringen-sendte-ut-pressemelding-om-nedleggelse-av-en-av-norges-to-atomreaktorer-ved-en-feiltakelse

Markedet for thorium til kjernekraft er derfor i dag, sett bort fra Kina og India, begrenset til noen gram per år til nukleær grunnforskning.

De mange positive egenskapene med thorium innen kjernekraft og de mange initiativene for å få noe til å skje, tilsier at det er meget mulig at det vil bli et fremtidig marked for thorium innen denne sektoren. Men, tilgjengeligheten av thorium som biprodukt fra annen industri tilsier at det ikke vil være mangel på lavt priset råstoff i overskuelig fremtid.

Prosessering av thorium

Tiltakshavers planlagte prosjekt på Søve innebærer en felles deponeringsløsning for to forskjellige avfallsfraksjoner; slagget og vaskerijorda. Hvis prosjektet endrer retning fra deponering til gjenvinning vil det imidlertid ikke kunne brukes en felles løsning. Slagget og vaskerijorda er svært forskjellige materialer og vil trenge helt forskjellige prosessruter for å kunne hente ut verdistoffene. I dette delkapitlet ser vi på kjent kunnskap om utvinning av thorium og mulig tilgjengelig prosesskapasitet.

Globalt kommer all tilgjengelig thorium fra prosessering av monazitt, et thoriumfosfat, og slik har det vært i mer enn 100 år. Historisk sett ble monazittcrackerne satt opp for å produsere thorium med sjeldne jordarter som biprodukt (tidvis ble REE også deponert), mens i dag er det motsatt – verdens monazittcrackere har REE som produkt og noen få av dem tar ut litt thorium som biprodukt. De resterende forsøker å stabilisere thoriumet kjemisk slik at det vil utgjøre minst mulig skade ved deponering. Store tonnasjer av slam med høyt innhold av thorium går derfor i dag på deponi i eksempelvis Kina.

Mens det på 50- og 60-tallet ble drevet aktiv gruvedrift på thorium, eksempelvis i Sør-Afrika, Brazil og Madagaskar, så har all produksjon av thorium de siste tiårene kommet som biprodukt fra produksjonen av sjeldne jordarter (REE)[23]. Alle kjente REE-forekomster som er i drift har også et relevant innhold av thorium, typisk fra 400-2600 ppm, i konsistente mineraler som lar seg prosessere med kjent teknologi. Eksempler på dette er Mt Weld[24] i Australia og Bayan Obo[25] i Kina. Det samme gjelder for så vidt også produksjon av niob, hvor begge de to gruvene i Brazil og gruven i Canada har thoriuminnhold tilsvarende det som foreligger på Fensfeltet, med full mineralogisk mulighet for å hente ut thorium. Ingen av disse store gruvene opererer i land med forbud mot utvinning av radioaktive stoffer, så det er grunn til å anta at alle disse selskapene vil hente ut mer thorium hvis det oppstår en fornyet etterspørsel.

Produksjonen foregår i all hovedsak i Kina og India, med forskjellige begrunnelser. Kina har hentet ut thorium primært som legeringsmateriale til magnesium og wolfram, mens India har hentet ut thorium til nukleære AHWR-program.

Den globale kapasiteten til å produsere thoriumkonsentrat fra monazittcracking har over tid vært vesentlig større enn markedet. Sagt på en annen måte falt etterspørselen etter thorium raskere enn

[23] IAEA 2019. Thorium Resources as Co- and By-products of Rare Earth Deposits
[24] Cook, N. et al. Mineralogy and Distribution of REE in Oxidised Ores of the Mt Weld Laterite Deposit. Minerals 2023.
[25] Xu, C. et al. Process mineralogy of Bayan Obo rare earth ore by MLA. Physicochem. Probl. Miner. Process. 2020

produksjonskapasiteten. I noen land ligger det derfor i dag både ferdig raffinert og halvfabrikata thorium på lager i påvente av, eller håp om, et fremtidig marked.

Et slikt anlegg ligger i Europa, nærmere bestemt i Frankrike. Der ble monazitt prosessert fra 1970 til 1994, dels for å hente ut sjeldne jordarter (REE) og dels for å hente ut thoriumprodukter. I følge siste oppdaterte og publiserte rapport ligger det 8.510 tonn thorium på lager i Frankrike i form av nitrater og hydroksider[26]. I henhold til samme oversikt er 11 tonn thorium raffinert og klargjort til bruk i reaktorer og 2.260 tonn thorium klargjort til forskningsformål – hvis behovet skulle oppstå. Det betydelige gjenværende lageret av thoriumprodukter fra en produksjon som ble stanset i 1994 indikerer at markedet er begrenset.

Figur 3 Eksisterende thoriumraffineri i Brasil[27] og Sør-Afrika[28]. Ute av drift grunnet manglende marked. I Frankrike, Kina og India finnes ytterligere anlegg med liten eller ingen drift.

Det er uvisst hvorvidt det franske crackinganlegget kan startes opp på nytt. Anlegget er imidlertid konstruert for å prosessere monazitt og er således ikke direkte egnet til å håndtere avfall fra Søve.

Thoriumet som foreligger på Fensfeltet kommer i flere forskjellige former. Det relevante i denne saken er imidlertid kun de niobbærende pyroklorkrystallene, siden det er disse som er opphavet til thoriumet både i vaskerijorda og i slagget. I disse krystallene foreligger thoriumet i all hovedsak som thoritt, altså et thoriumsilikat.

Thoriumfosfat er enklere å løse opp enn thoriumsilikat pga strukturelle forskjeller som gjør silikat strukturen mer kjemisk og termisk stabil og dermed motstandsdyktig. Begge strukturene krever cracking, men den prosessen er noe enklere for Th-fosfat som krever relativt mildere pH og temperatur. Th-silikat krever sterkere syre, men den lave pH-en byr på andre utfordringer som gir et lavere innhold av Th i produktet. En alternativ metode for thoritt er alkalisk fusjon (i litteraturen er den testet på Th-silikat som er syntetisert i laben), som krever svært høy temperatur og pH, prosessen er også mer tidkrevende.

[26] https://inventaire.andra.fr/sites/default/files/pdf/202312014-andra-rapportdesynthese_en_lqp.pdf
[27] https://www.aben.com.br/Arquivos/661/661.pdf
[28] https://www.mining.com/steenkampskraal-rare-earths-mine-ready-to-start-construction/

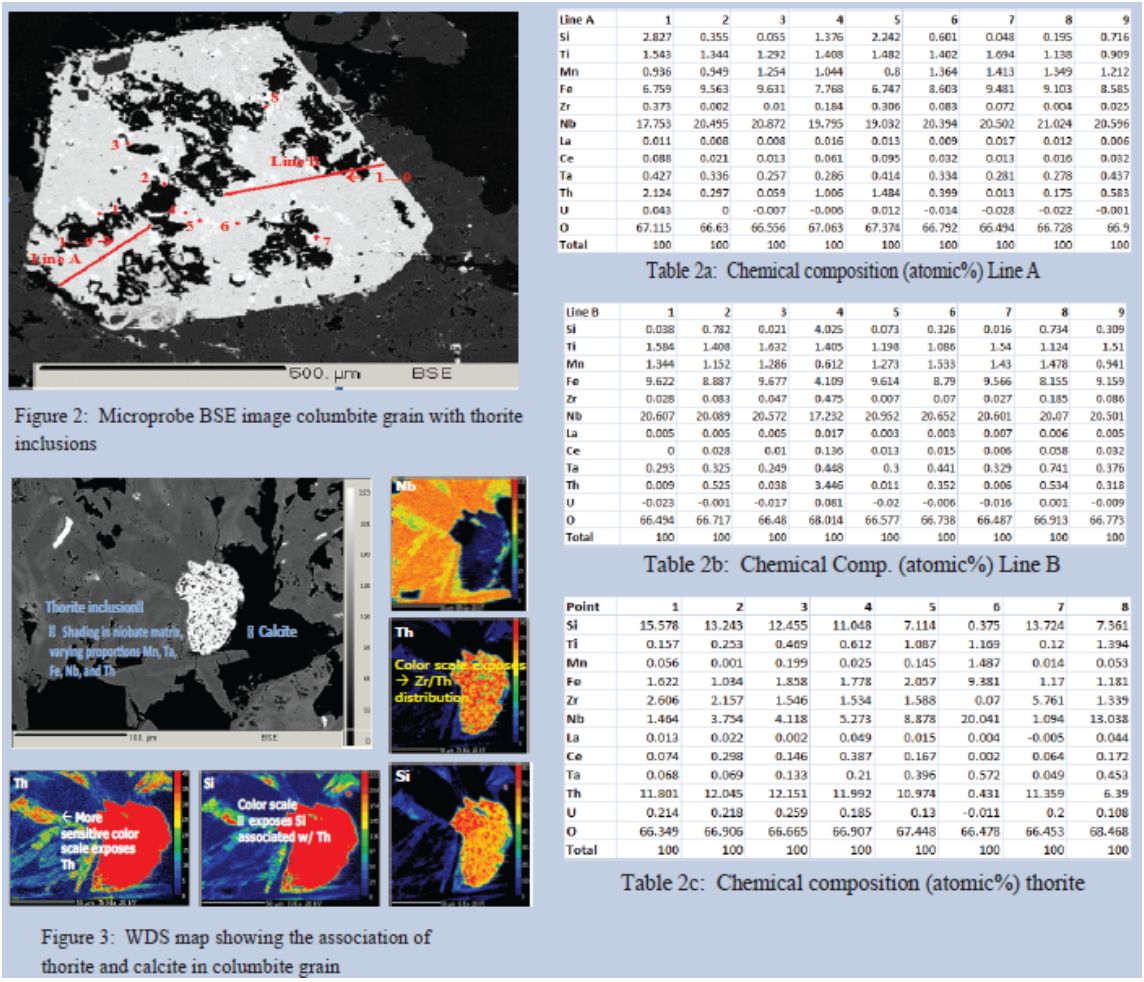


Figure 2: Microprobe BSE image columbite grain with thorite inclusions

Figure 3: WDS map showing the association of thorite and calcite in columbite grain

Line A	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Si	2.827	0.355	0.055	1.376	2.242	0.601	0.048	0.195	0.716
Ti	1.543	1.344	1.292	1.408	1.482	1.402	1.694	1.138	0.909
Mn	0.936	0.949	1.254	1.044	0.8	1.364	1.413	1.349	1.212
Fe	6.759	9.563	9.631	7.768	6.747	8.603	9.481	9.103	8.585
Zr	0.373	0.002	0.01	0.184	0.306	0.083	0.072	0.004	0.025
Nb	17.753	20.495	20.872	19.795	19.032	20.394	20.502	21.024	20.596
La	0.011	0.008	0.008	0.016	0.013	0.009	0.017	0.012	0.006
Ce	0.088	0.021	0.013	0.061	0.095	0.032	0.013	0.016	0.032
Ta	0.427	0.336	0.257	0.286	0.414	0.334	0.281	0.278	0.437
Th	2.124	0.297	0.059	1.006	1.484	0.399	0.013	0.175	0.583
U	0.043	0	-0.007	-0.006	0.012	-0.014	-0.028	-0.022	-0.001
O	67.115	66.63	66.556	67.063	67.374	66.792	66.494	66.728	66.9
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Table 2a: Chemical composition (atomic%) Line A

Line B	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Si	0.038	0.782	0.021	4.025	0.073	0.326	0.016	0.734	0.309
Ti	1.584	1.408	1.632	1.405	1.198	1.086	1.54	1.124	1.51
Mn	1.344	1.152	1.286	0.612	1.273	1.533	1.43	1.478	0.941
Fe	9.622	8.887	9.677	4.109	9.614	8.79	9.566	8.155	9.159
Zr	0.028	0.083	0.047	0.475	0.007	0.07	0.027	0.185	0.086
Nb	20.607	20.089	20.572	17.232	20.952	20.652	20.601	20.07	20.501
La	0.005	0.005	0.005	0.017	0.003	0.003	0.007	0.006	0.005
Ce	0	0.028	0.01	0.136	0.013	0.015	0.006	0.058	0.032
Ta	0.293	0.325	0.249	0.448	0.3	0.441	0.529	0.741	0.376
Th	0.009	0.525	0.038	3.446	0.011	0.352	0.006	0.534	0.318
U	-0.023	-0.001	-0.017	0.081	-0.02	-0.006	-0.016	0.001	-0.009
O	66.494	66.717	66.48	68.014	66.577	66.738	66.487	66.913	66.773
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Table 2b: Chemical Comp. (atomic%) Line B

Point	1	2	3	4	5	6	7	8
Si	15.578	13.243	12.455	11.048	7.114	0.375	13.724	7.361
Ti	0.157	0.253	0.469	0.612	1.087	1.169	0.12	1.394
Mn	0.056	0.001	0.199	0.025	0.145	1.487	0.014	0.053
Fe	1.622	1.034	1.858	1.778	2.057	9.381	1.17	1.181
Zr	2.606	2.157	1.546	1.534	1.588	0.07	5.761	1.339
Nb	1.464	3.754	4.118	5.273	8.878	20.041	1.094	13.038
La	0.013	0.022	0.002	0.049	0.015	0.004	-0.005	0.044
Ce	0.074	0.298	0.146	0.387	0.167	0.002	0.064	0.172
Ta	0.068	0.069	0.133	0.21	0.396	0.572	0.049	0.453
Th	11.801	12.045	12.151	11.992	10.974	0.431	11.359	6.39
U	0.214	0.218	0.259	0.185	0.13	-0.011	0.2	0.108
O	66.349	66.906	66.665	66.907	67.448	66.478	66.453	68.468
Total	100	100	100	100	100	100	100	100

Table 2c: Chemical composition (atomic%) thorite

Figur 4 Thorium i Søve-avfallet domineres av thoritt, ikke monazitt. (Hastings, P.T. et al 2010)

Den mest grundige publiserte mineralogiske studien av niobkrystallene har vist at thorium i denne fraksjonen foreligger som thoritt, ikke monazitt[29]. Med unntak av en kort periode i 1890-1891 har verden i liten grad benyttet thoritt som thoriumråstoff.

Monazitt er globalt sett langt mer vanlig, og krever mindre energi og mildere kjemikalier i prosesseringen enn thoritt. Etter at dette ble oppdaget og utviklet i Tyskland i 1891 har derfor interessen for thoritt vært svært lav. Det har ikke vært mulig å finne eksempler i industrihistorien på bruk av thoritt som råstoff etter 1891.

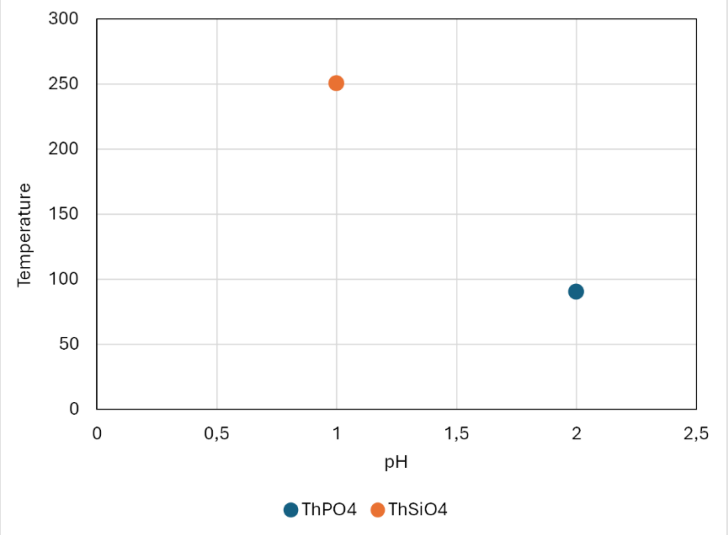
En potensiell prosess for å bryte opp thoritt og hente ut thorium vil teknisk være ganske lik den teknologien som brukes for å bryte opp monazitt. I begge tilfeller vil det være aktuelt å bake et mineralkonsentrat i konsentrert svovelsyre på høy temperatur. Men, det er likevel vesentlige forskjeller.

Basert på litteratur kan kjemisk likevekt i en slik prosess kalkuleres for begge råstoffene. Bindingsenergien gjør at thoritt vil kreve vesentlig sterkere syre (pH 1 kontra pH 2) og vesentlig

[29] Hastings, P.T. et al 2010. Fen Complex Carbonatites, Telemark, Norway: Mineralogy of Nb- and Th-Bearing Minerals.

høyere temperatur (ca 150 °C høyere). For å forskyve den kjemiske likevekten i retning av et produkt må temperatur være ytterligere 50-100 °C høyere og pH enda lavere. Når kravene til temperatur går opp og kravene til pH går ned så stiger investeringskostnadene voldsomt, siden stålkvaliteter som skal tåle belastningene er kostbare.

Thoritt har en utfordring til. Innholdet av silikat vil gi opphavet til dannelse av en gel som stivner i prosessen[30]. For å motvirke dette må det brukes mye vann i kombinasjon med enda høyere temperaturer, som igjen øker driftskostnader og nedstrøms miljømessige utfordringer.



Figur 5 Likevekt for ren thoritt (ThSiO4) sammenliknet med ren monazitt (ThPO4). (Ghadiri, A. et al 2022.)

Anlegg for å cracke monazitt er kostbare, de siste omtalte prosjektene er i Australia og indikerer investeringskostnader i området 5-10 mrd NOK[31], avhengig av kapasitet mm. Slike anlegg bygges primært for å hente ut sjeldne jordarter, så det er mulig at et dedikert crackeranlegg for thorium kan bygges mindre og billigere.

Et crackeranlegg for thoritt vil koste mer i investering enn et tilsvarende for monazitt. Det er imidlertid ikke gjort noe forsøk på å kvantifisere denne forskjellen i f m denne konsekvensutredningen.

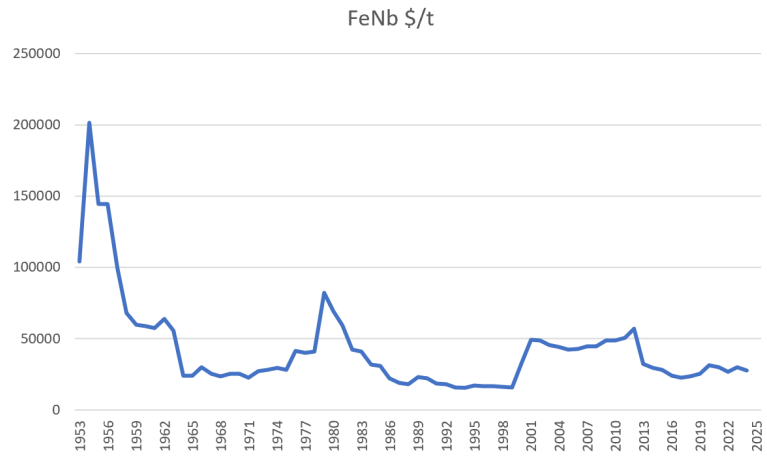
Ferroniob

Søve gruver ble opprettet for å levere niobkonsentrat og etter hvert det foredlede produktet ferroniob til stålmarkedet. Vaskerijorda består av rester av dette konsentratet som av forskjellige grunner ble kastet ut av produksjonen. Dette konsentratet kan ha blitt forkastet av en rekke grunner, slik som for høyt innhold av finstoff, for lavt innhold av niob, agglomorering eller kun rent prosesspill. Uansett har dette forkastede konsentratet ligget for vær og vind i mer enn 50 år, og blitt blandet sammen med jord, sand og organisk materiale.

[30] Ghadiri, A. et al 2022. Kinetics Study of Thorium Silicate Dissolution in Sulfuric Acid Media
[31] https://www.industry.gov.au/news/strategically-significant-government-loan-enables-development-australias-first-fully-integrated-rare-earths-refinery

Innholdet av niob i slagget er restverdier av niob fra den aluminotermisk reduksjon og produksjonen av ferroniob i den siste perioden av driften av anlegget. Dette er altså materiale som allerede er forsøkt hentet ut, men i stedet havnet i slagget. Noe av dette er mikroskopiske medrivinger ifm faseseparasjonen, mens annet er niob så omsluttet av ureagerte silikatmineraler at aluminiumet ikke har nådd inn. Uansett er konsentrasjoner og mengder små, så videre granskning av denne fraksjonen er ikke ansett relevant.

Markedet for ferroniob har utviklet seg positivt siden Søve gruver var i drift med en global etterspørsel i overkant av 100.000 tonn. Prisutviklingen har imidlertid ikke fulgt etter og ligger i dag på sammenliknbart nivå med hva det var da Søve gruver ble stengt ned, målt i inflasjonsjustert US$.



Figur 6 Prisutviklingen for Ferroniob siden 1953 (Kilde USGS)

Det finnes i dag ingen anlegg i Norge som kan gjenvinne pyroklorkonsentrat fra vaskerijorda. Et pilotanlegg for prosessering av andre typer malmkonsentrater fra Fensfeltet er varslet etablert, men siden anlegget ikke er bygget hersker det noe usikkerhet om når det står klart. Anlegget vil primært være fokusert på andre mineraler enn pyroklor og vil ha utfordringer med å ta inn masser med høyt innhold av organisk materiale. Hvis disse utfordringene blir løst er det grunn til å anta at prosessering gjennom dette anlegget vil kunne redusere mengden radioaktivt avfall fra denne fraksjonen med opp mot 50 %.

Nytteverdien i form av salgbart gjenvunnet pyroklorkonsentrat vil være i området 2-3 MNOK, mens deponiet for avfall fra Søve gruver kan nedjusteres volummessig med om lag 6 %. En slik nedjustering vil kun ha svært begrenset økonomisk nytteverdi.

Kostnadene ved en slik prosessering, hvis et anlegg hadde vært operativt og villig, ville ha vært på noen titalls millioner kroner. Det legges derfor til grunn at det ikke er nødvendig å gjøre noen dypere analyse av dette potensialet.

REE, tantal, fosfat og annet

Vaskerijorda er et avfall preget av mineralet pyroklor.

Materialet består av spill, off-specmaterialer, tungfraksjon med for lavt innhold av pyroklor, finstoff etc med høyt innhold av pyroklor og dermed også et forhøyet innhold av thorium – men også andre verdistoffer som assosieres med pyroklor som REE og tantal.

Det forhøyede innholdet er imidlertid ikke veldig høyt. Vaskerijorda inneholder et gjennomsnitt på 801 mg/kg REE, med medianverdi på 548 mg/kg. Det er sterk dominans av de lette elementene cerium og lantan og lavt relativt innhold av de mest kritiske elementene dysprosium og terbium. Til sammenlikning planlegges det drift på Fensfeltet i regi av bl.a. Rare Earth Norway. Deres publiserte ressursgrunnlag er 559 million tonn med 15.710 mg/kg.

Hvis vi legger til grunn at det er 800 tonn vaskerijord med 801 mg/kg REE, så er det altså 0,641 tonn REE.

REE omsettes i all hovedsak med B-t-B kontraktspriser, men det finnes et lite spotmarked som indikerer prisene. Det aktuelle kommersielle produktet fra en utvinning av REE fra vaskerijorda vil være MREC-koncentrate (Mixed Rare Earth Carbonate), som er et REE-precipitat med ca 40 % REE-innhold. Prisen på MREC har i 2025 ligget på om lag 4.500 $/tonn. Normal utvinningseffektivitet for REE i effektive gruver ligger på ca 80 %. Dette innebærer at verdien av REE i vaskerijorda, forutsatt at det er mulig å utvikle helt ny teknologi for ekstraksjon er ca NOK 45.000. Det legges til grunn at dette er alt for lite til at det er meningsfylt å drøfte aktuelle gjenvinningsteknologier for dette materialet.

Innholdet av tantal i vaskerijorda har et gjennomsnitt på 318 mg/kg og en median på 218 mg/kg.

Tantalkonsentrat prises høyt, med om lag 165 $/kg. Det innebærer en salgsverdi for et tantalkonsentrat fra vaskerijorda, gitt at det er mulig å etablere en teknologi for å hente ut 80 % på ca 335.000 NOK.

Det foreligger få analyser av fosfat i disse avfallsfraksjonene. Med rådende priser på ca 1,5 NOK/kg for 32 % fosfatkonsentrat legges det til grunn at det ikke vil være regningssvarende å etablere noen gjenvinningsteknologi for denne fraksjonen.

Krav ved bruk av avfallsbasert råstoff

Det radioaktive avfallet på Søve er i dag klassifisert som avfall og som radioaktivt avfall. For å kunne bruke avfall som råvare i en gjenvinningsprosess må avfallet først omklassifiseres. Prosedyrene for omklassifisering reguleres av EUs avfallsdirektiv, som Norge har implementert, nærmere bestemt artikkel 6 (End of Waste Criteria)[32]. Disse prosedyrene er etablert for å beskytte mennesker og miljø mot bruk av avfall der det kan skape skade eller fare for skade.

Kriteriene slår fast at et avfall kan bli en råvare hvis det finnes en markedsbasert etterspørsel for materialet, prosesseringen av materialene skjer iht. eksisterende lovgiving og at bruken av produktene ikke skaper skader på mennesker eller miljø.

Det mest sentrale i denne lovgivingen av relevans for Søveprosjektet er at det må være et marked og en prosessmulighet for elementene i avfallet – for at omklassifisering skal være mulig. Uten en omklassifisering vil det ikke være tillatt å prosessere avfallet med annen hensikt enn stabilisering og deponering.

EU har allerede etablert en lang liste med avfallsfraksjoner der det er fastsatt spesifikke kriterier for omklassifisering, men ingen av disse er relevante for avfallet på Søve. For å kunne omklassifisere

[32] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02008L0098-20180705

avfallet må man dermed ikke bare oppfylle de generelle kravene i artikkel 6 av Avfallsdirektivet, men også først utarbeide spesifikke krav til de to aktuelle avfallsfraksjonene på Søve. Disse kravene vil i etterkant være gyldige for alt tilsvarende avfall i Europa. Siden Søve-avfallet ikke har mange paralleller i verken Europa eller verden er overføringsverdien begrenset. Erfaringsvis er både norske og europeiske miljømyndigheter lite begeistret for å bruke ressurser på utforming av kriterier som liten praktisk betydning.

Like fullt, et materiale kan altså i h t avfallsdirektivet være en verdifull råvare hvis det finnes et tilstrekkelig marked og det markedet er villig til å betale en pris som dekker kostnadene for å raffinere materialet frem til en salgbar renhet. Dette gjelder både virgine materialer, potensielle biprodukter og materiale gjenvunnet fra avfall.

Man kan også tåle å selge en avfallsbasert råvare med tap hvis kostnadene med prosessering og gjenvinning er lavere enn alternativkostnaden – som er destruksjon eller deponi. Kravene i Avfallsdirektivet er imidlertid like fullt at kvaliteten på en slik råvare må oppfylle de samme tekniske krav som andre produkter. Man kan altså ikke selge/gi vekk en delvis gjenvunnet og forurenset fraksjon som rabattert materiale for å unngå kostnader med destruksjon og sluttdisponering.

Avfall som skal tilbakeføres som produkt må derfor via Artikkel 6 i EUs avfallsdirektiv, et regelverk som har vist seg krevende i mange saker. Særlig krevende har det tidligere vært for avfall med naturlig forekommende radioaktive stoffer. Erfaringer fra Belgia med omdefinering av råstoffer hentet ut av homogent lavradioaktivt avfall har vært blandet, der skilles det klart mellom avfall med svært store volum (som fosforgips) og små volum (lettkontaminert stålskrap). En observasjon som er gjort er: «for marginal quantities of NORM contaminated scrap, the economic advantage of recycling often appears too small compared to the associated administrative and technical burden»[33].

For å kunne vurdere om innholdet av thorium og andre stoffer som niob og sjeldne jordarter i avfallet etter Søve Gruver kan være gjenvinnbart er det altså flere faktorer som må undersøkes;

- Finnes det et marked som kan ta unna produksjonen?
- Finnes det kjent teknologi som kan hente ut og raffinere materialene?
- Finnes det kjente anlegg eller sannsynlighet for etablering av anlegg som kan hente ut materialene?
- Vil gjenvinningsteknologi kunne ta ut så mye av thorium at restmaterialene er inert og ikke trenger sluttdisponering som radioaktivt avfall?
- Vil gjenvinning redusere eller øke den totale mengden radioaktivt avfall som må sluttdisponeres?
- Vil inntekt og annen nytteverdi ved gjenvinning forsvare kostnadene?

[33] Pepin, S. et al 2023. END-OF-WASTE CRITERIA FOR NORM RESIDUES IN BELGIUM: EXAMPLES AND CHALLENGES.

Det første momentet, marked, blir dekket mer grundig i delkapitlene nedenfor. Det korte svaret er imidlertid at det er etterspørsel globalt etter både thorium, niob og REE i tilstrekkelig grad til at alle disse råvarene kan selges – hvis det hentes ut. Ergo blir svaret et klart ja.

Den neste momentet, teknologi, er noe mer usikkert. Det finnes kjent teknologi for å hente ut disse råvarene fra enkelte mineralkonsentrater, men ikke fra denne type avfallsfraksjoner. Ergo blir svaret nei og slik teknologi må utvikles.

Det tredje momentet, industriell gjenvinningskapasitet, er et klart nei. Alt som finnes av prosesskapasitet globalt for thorium, niob og REE er bygget for andre materialstrømmer, så helt nye prosessanlegg vil måtte bygges.

Det fjerde momentet, restmasser under deponeringspliktgrensene, vil avhenge fullt og helt av teknologi som ennå ikke er utviklet og prosessering i anlegg som ikke er bygget. Erfaringen fra andre varestrømmer er imidlertid at det skal mye til for å oppnå >90 % gjenvinning av heterogent materiale – så sannsynlighetsovervekten er at restmassene fortsatt må deponeres i et anlegg tilsvarende den planlagte sarkofagen.

Det femte momentet, redusert eller økt volum av avfall, avhenger også fullt og helt av teknologi som i dag ikke finnes. All sannsynlighet tilsier imidlertid at for å kunne hente ut større mengder av verdistoffene så må massene behandles kjemisk og hydrometallurgisk med sterke syrer som så må nøytraliseres. Dette vil i sum gi økte masser. Hvis volumøkningene fører til at de radioaktive massene faller under deponeringsplikten vil anlegget være ulovlig, siden uttynning under grenseverdiene ikke er tillatt[34].

Det sjette momentet, økonomisk eller annen nytteverdi, behandles grundig i teksten over. Den ubehagelige virkelighet er at verdien av disse stoffene i dagens marked er såpass lav at det forsvarer minimalt med kostnader.

Totalvurderingen, før vurdering av markedspotensialet, heller derfor i retning av at avfallet på Søve ikke vil kunne oppfylle Avfallsdirektivets «End of Waste»-kriterier. Markedsverdien, altså nytteverdien er ikke tilstrekkelig stor til å forsvare fravikelse av de øvrige momentene.

Oppsummering

Gjenvinning av kritiske råvarer og andre verdistoffer fra mineralsk avfall og slagg vil være en viktig kilde til forsyningssikkerhet og redusert miljøbelastning i årene fremover. Det er imidlertid betydelig forskningsinnsats som må til for å lykkes kjemisk og praktisk med utfordringene.

De grunnleggende forutsetning for å kunne skape relevant sirkularitet er at det er nok avfallsråstoff, høye nok konsentrasjoner, fungerende teknologi, høye nok priser på verdistoffene og markeder for å ta imot konsentrater som hentes ut.

[34] Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften), §16.4.

For mindre avfallsmengder slik som slagget og vaskerijorda på Søve, så er gjenvinning lite hensiktsmessig, verken fra et forsynings- eller avfallsminimeringsperspektiv. I det videre arbeidet er derfor ikke utnyttelsen av det radioaktive avfallet utredet som et alternativ.

BERGFALD miljørådgivere

Tittel:
Rapport om feltarbeid – Vedlegg til konsekvensutredning

Prosjekt:	**Opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver**
Dok.nr.:	**33929**
Dokumenttype:	Vedlegg til konsekvensutredning for opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver

Innhold:

1. Generell metodikk 2
2. Oversikt over prøvepunkt 2
3. Slagghaugen 5
4. Vaskerijorda 5
5. Avgangsdeponiet 9
6. Vaskeritomta 14
7. Områder som er uberørt av Søve Gruver 19
8. Vegetasjon 20
9. Feltrapporter 21
10. Analyserapporter fra ALS 31

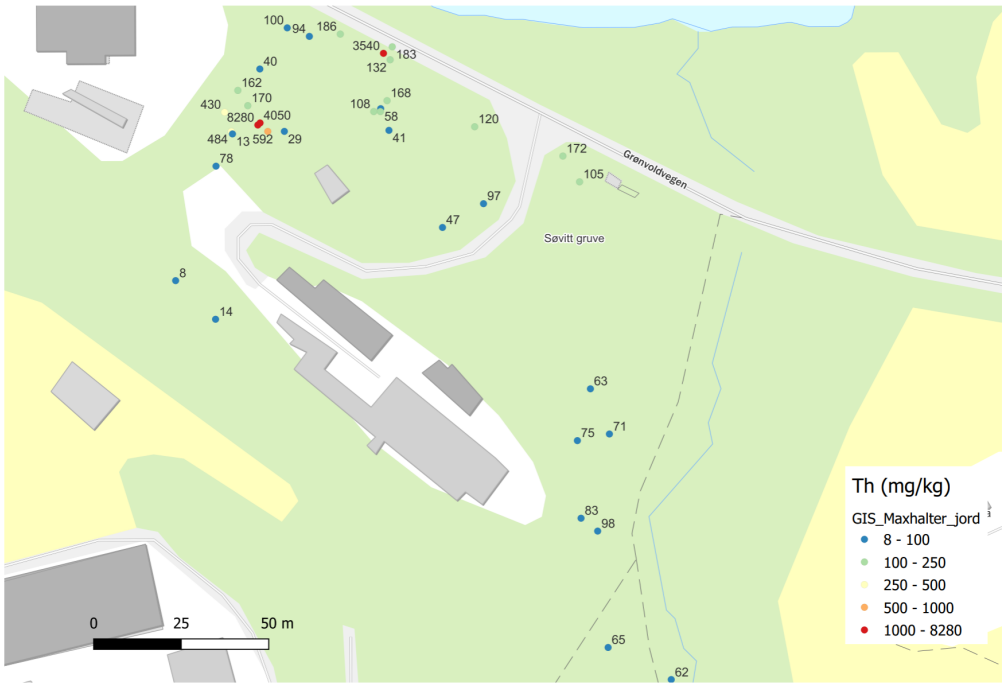
1. Generell metodikk

På bakgrunn av vurdering av eksisterende kunnskapsgrunnlag, ble det besluttet å iverksette et prøvetakingsprogram for kompletterende undersøkelser av grunn, grunnvann, overflatevann mm. Det ble tatt ut prøver fra Søve gruver i flere omganger i løpet av høsten 2024 og våren 2025. Prøvetagningen ble utført i henhold til NS-ISO 10381-5 og Miljødirektoratet veileder for forurenset grunn. Prøvetaking ble lagt til perioder der det ikke var snø, eller kraftig regnvær som ville økt faren for fall/skliuhell i det bratte terrenget. Perioder med kraftig nedbør ble også unngått på grunn av mulig rasfare fra det store deponiet med organisk materiale som ligger i skråningen over Ulefoss mekaniske. Feltrapporter fra hver av dagene i felt vises i kapittel 9, disse går i detalj på hvordan prøvetagningen gikk for seg, og hvilke forhold det var i felt.

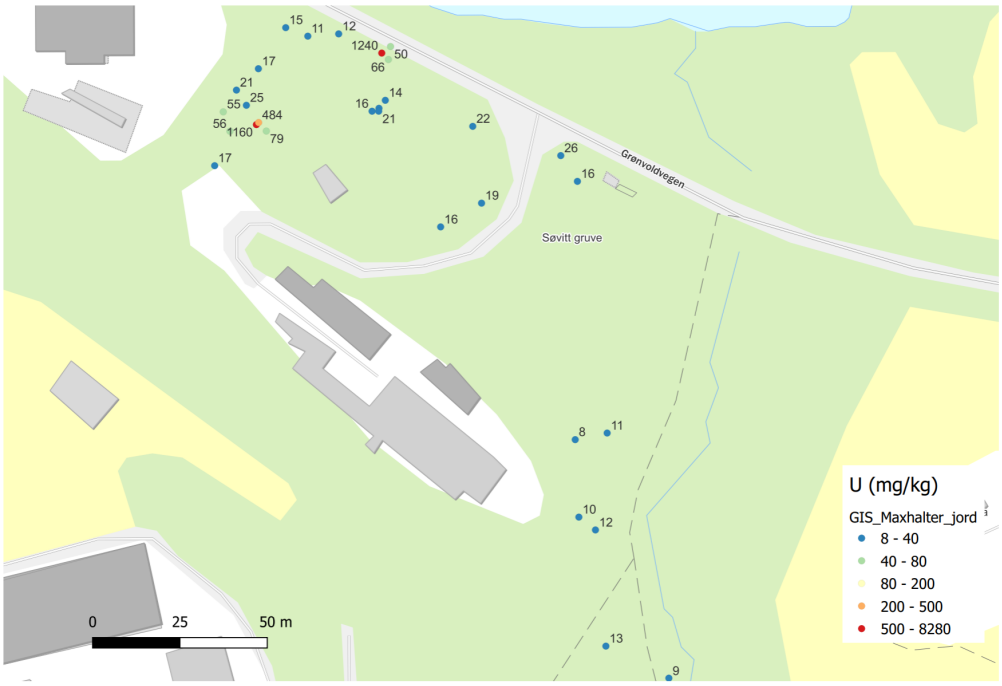
Prøver som ble tatt fra Søve gruver ble analysert av laboratoriet ALS. Grunnprøvene ble alltid tørket ved 50 °C og malt opp på laboratoriet før analyse. Grunnprøver ble alltid analysert for uran og thorium, og typisk ble 1/3 av disse undersøkt for andre ikke-radioaktive forurensinger + totalt organisk karbon (TOC). For analyse av uran og thorium var det behov for smelting av prøven med litium metaborat før kjemisk oppløsning og påfølgende analyse med ICP-SFMS (eng. Inductively Coupled Plasma – Sector Field Mass Spectroscopy). For de ikke-radioaktive forurensingene ble disse analysert med ALS sin normpakke for miljøgifter som innebærer oppslutning og analyse med egnede ICP-måleinstrument. Totalt organisk karbon beregnes fra glødetap ved 1000 °C. Vannprøvene ble alle filtrert, og surgjort med salpetersyre før analyse av metaller med ICP-måleinstrument. Nitrat/nitritt ble analysert med spektrofotometri, sulfat ble bestemt med ionekromatografi. Ledningsevne og pH ble målt i de filtrerte vannprøvene.

2. Oversikt over prøvepunkt

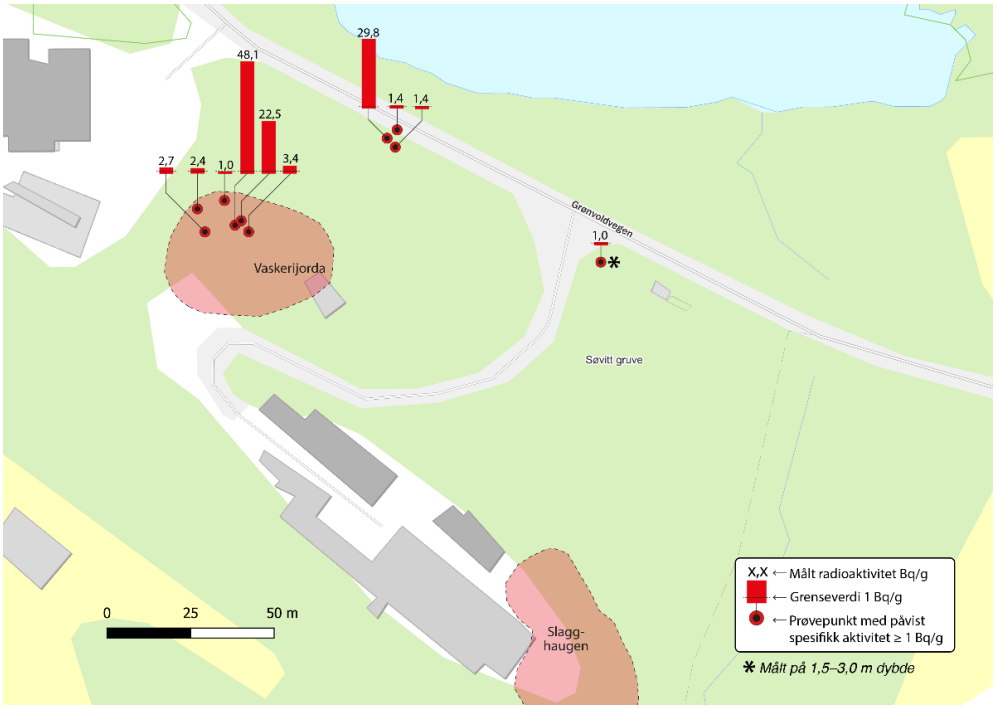
I Figur 1-4 oppsummeres prøvepunktene som er tatt i løsmassene ved Søve gruver. Figur 1 og 2 viser alle prøvepunktene fra løsmasseprøver sammen med de høyeste målte thorium og uran konsentrasjonene for hvert punkt. I Figur 3 presenteres alle prøvepunkt der det ble påvist innhold av uran og thorium som gjorde at massene klassifiseres som radioaktivt avfall. I denne figurene vises de to kjente områdene med radioaktivt avfall, vaskerijorda og slagghaugen. Figur 2 viser også den nye forekomsten av radioaktivt avfall sør for Grønvoldvegen som ble påvist under feltarbeidet. I Figur 4 vises alle prøvepunkt der det er påvist tungmetaller i tilstandsklasse III eller høyere i henhold til Miljødirektoratets veileder for forurenset grunn. I denne figuren vises det at de fleste forurensingen av tungmetall i tilstandsklasse III og høyere forekommer sammen med det radioaktive avfallet.



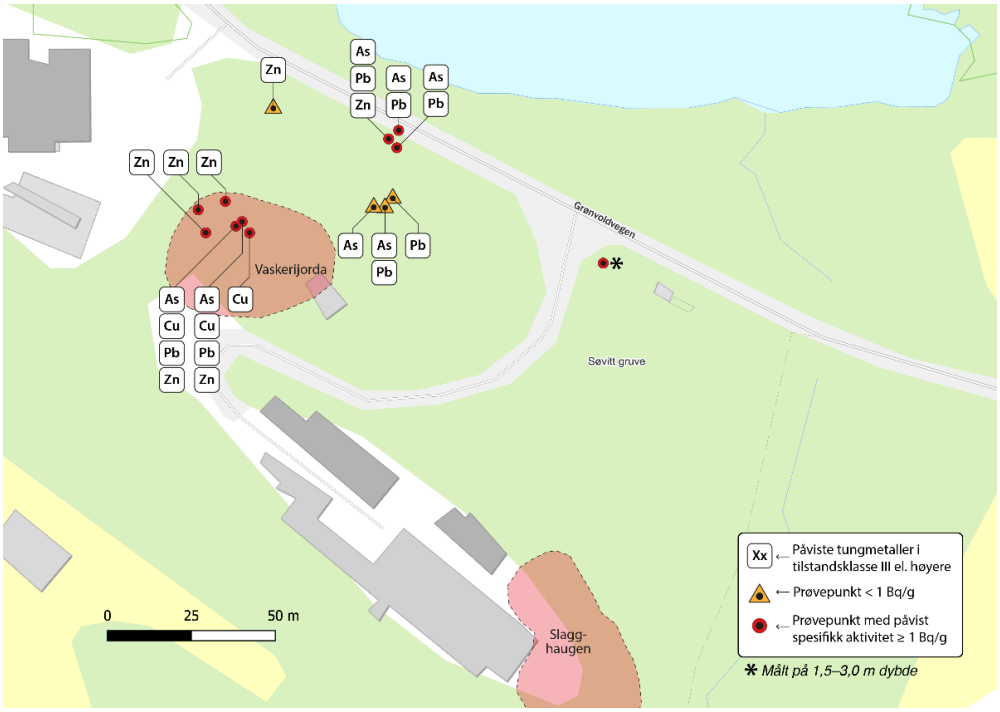
Figur 1 Oversikt over målte thorium konsentrasjoner i grunnen rundt Søve gruver.



Figur 2 Oversikt over målte uran konsentrasjoner i grunnen rundt Søve gruver.



Figur 3 Oversikt over prøvepunkt der løsmassene overstiger grensen for radioaktivt avfall.



Figur 4 Oversikt over prøvepunkt med konsentrasjon av tungmetaller påvist i tilstandsklasse III eller høyere.

BERGFALD miljørådgivere

3. Slagghaugen

Det var føringer fra oppdragsgiver å ikke foreta prøvetagning under plan- og utredningsarbeidet på grunn av risikoen for spredning av radioaktivt avfall. Det vil bli tatt prøver under arbeidet med utgravingen av slagghaugen i forbindelse med tiltaket. Det er flere hensikter med å prøveta slagget under arbeidet med utgraving, for det første så er det for å verifisere at materialet som blir deponert i sarkofagen er radioaktivt avfall. For det andre så er det for å verifisere at estimat av aktivitet og mengde avfall stemmer overens med data brukt i modellene for å estimere konsekvens av arbeidet med utgraving og lagring over en lang periode.

4. Vaskerijorda

4.1. Løsmasseprøver

Det er blitt tatt prøver fra vaskerijorda for å forbedre kjennskapen vi har til denne avfallsfraksjonen, både med tanke på innhold av radionuklider og utbredelse i horisontal og vertikal retning. Dette ble gjort for å forbedre beregning av stråledose til arbeidere i forbindelse med utgraving, og for kvalitetssikring av at mengdeestimatet er tilstrekkelig. Det ble også utført utlekkingstester på prøver fra vaskerijorda for å vurdere potensiale for spredning av radionuklider via vann fra vaskerijorda. Resultatene fra utlekkingstestene bli nærmere diskutert i neste avsnitt (4.2).

I første omgang ble en serie med prøver rapportert av IFE forsøkt verifisert med metodikk i henhold til NS-ISO 10381-5, og med kjente detaljer om analysemetodikk som vist i avsnitt 1. Prøvepunktene som ble verifisert befinner seg i prøvegropa er gravd ut i vaskerijorda. Prøvepunktene som ble replisert merket med de følgende navnene i IFE sin rapport: *2 m fra nordende grøft, 6 m fra nordende grøft, 2,5 m fra renne (syd).* Disse prøvepunktene er nå forsøk replisert basert på beskrivelsen som er gitt over. Resultatene fra analyse av uran og thorium fra disse prøvepunktene er vist i Tabell 1. Denne tabellen viser også andre ikke-radioaktive miljøgifter i de tilfellene de er påvist i tilstandsklasse 3 eller høyere.

*Tabell 1 Oversikt over prøver tatt fra grøfta som er etablert i vaskerijorda. Aktiviteter som er oppgitt med **fet** skrift overstiger grenseverdien for radioaktivt avfall.*

	Enhet	*2,5 m fra renne (syd) - N 59°16.902' E 009°17.169'*			*6 m fra nordende grøft -* N 59°16.902' E 009°17.164'			*2 m fra nordende grøft - N 59°16.903' E 009°17.161'*		
Dybde	cm	40	80	120	40	80	120	40	80	120
Th	mg/kg TS	17,1	19,3	28,9	592	315	439	8280	111	2990
U	mg/kg TS	4,93	5,58	7,01	78,6	48,3	61,1	1160	21,4	424
Aktiv.	Bq/g	0,1	0,1	0,2	**3,4**	**1,9**	**2,5**	**48,1**	0,7	**17,4**
As	mg/kg TS							37		22
Cu	mg/kg TS				220			380		210
Pb	mg/kg TS							220		
Zn	mg/kg TS							1600	630	740

Som vist i Tabell 1, er det store variasjoner i innholdet thorium og uran i grøften som er gravd ut i vaskerijorda. Helt syd i grøfta er nivåene så lave at sanden her ikke regnes som radioaktivt avfall, men fra midten av grøfta og nordover så er så godt som alle prøvene over 1 Bq/g. Det er en interessant observasjon at i prøvepunktet *2 m fra nordende grøft* så varierer aktiviteten fra 0,7 Bq/g til 48,1 Bq/g, dvs. at de radioaktive forurensingene er heterogent fordelt i de ulike lagene nedover i

profilen. Det er dermed en viss usikkerhet forbundet med å bruke en gjennomsnittsverdi for radioaktivitet for disse massene i beregninger av stråledose til personell og mengde radioaktivitet i sarkofagen.

For å øke kunnskapen rundt spredning av vaskerisanden, ble det også tatt ut en serie med prøver fra vaskerisanden rundt «hotspoten» *2 m fra nordende grøft.* Prøvene ble tatt henholdsvis 2 meter og 5 meter fra hotspoten i retning sør, nord, og vest. Avgrensing i retning vest er allerede dekket av prøvetaking vist i Tabell 1. Analyseresultatene fra disse prøvene er oppsummert i Tabell 2. Det viser seg at i avstand 2 meter fra hotspot så finnes det fortsatt material med spesifikk aktivitet som klassifiseres som radioaktivt avfall. På avstand 5 meter unna hotspot så er det ikke lenger påvist material som klassifiseres som radioaktivt avfall.

Tabell 2 Resultat fra prøver tatt for å avgrense utbredelse av vaskerijorda.

Prøvepunkt	Th (mg/kg TS)	U (mg/kg TS)	Spesifikk aktivitet (Bq/g)
Sør 2 m - N 59°16.902' E 9°17.153'	484	55,8	**2,7**
Sør 5 m - N 59°16.90164' E 9°17.15334'	12,6	2,55	0,1
Vest 2 m - N 59°16.905' E 9°17.151'	430	54,6	**2,4**
Vest 5 m - N 59°16.90836' E 9°17.15502'	162	21,4	0,9
Nord 2 m - N 59°16.906' E 9°17.158'	170	25,2	**1,0**
Nord 5 m - N 59°16.91166' E 9°17.16168'	39,8	17,4	0,4

4.2. Utlekkingstester

For å vurdere potensiale for spredning av radionuklider og annen forurensing via vann, ble det utført utlekkingstester på prøver fra vaskerijorda. Disse utlekkingstestene ble gjort i henhold til avfallsforskriftens kapittel 9 vedlegg II – karakterisering og kriterier for mottak av avfall. Der presenteres krav til parametere som må understiges ved hhv. ristetest L/S = 10 l/kg og kolonnetest L/S = 0,1 l/kg. I tillegg til å vurdere utlekkingspotensiale til stoffene som blir listet opp i avfallsforskriften, ble naturligvis også utlekkingsegenskapene til uran og thorium vurdert. Utlekkingstester ble utført på blandprøver som ble tatt nedover i profilen ved de tre prøvepunktene listet opp i Tabell 1. Resultat fra utlekkingstester utført på disse blandprøvene er vist i 3.

Tabell 3 Oversikt over innhold i blandprøver fra vaskerijorda og innhold utlekkingsvann.

Prøve	Parametere	Blandprøve (mg/kg TS)	Ristetest L/S 10 (mg/kg TS)	Ristetest L/S 2 (mg/kg TS)	Kolonnetest L/S 0,1 (mg/l)
2,5 m fra renne (syd) - N 59°16.902' E 009°17.169'	As	1,07	<0,025	-	0,0012
	Ba	-	1,14	-	0,263
	Cd	0,13	<0.0025	-	<0.00050
	Cr totalt	8,38	<0.050	-	<0.0050
	Cu	9,93	<0,125	-	0,0106
	Hg	<0,020	<0.000100	-	0,0000204
	Mo	-	<0,125	-	0,0101
	Ni	6	<0.030	-	3,8
	Pb	12	0,025	-	<0.0010
	Sb	-	<0.010	-	0,0018
	Se	-	<0.025	-	<0.0010
	Zn	51,8	0,518	-	1,08
	Klorid	-	2,5	-	33,6
	Fluorid	-	1,52	-	0,154
	Sulfat	-	15,3	-	439
	Fenoltall	-	<0.05	-	<0.015
	TOC	2,3%*			
	DOC	-	28,4	-	4,68
	TDS	-	660	-	1230
	pH	8	7,8	-	7,84
	Radionuk.	(Bq/kg TS)	(Bq/l)	(Bq/l)	(Bq/l)
	Th-232	84,8	0,025	0,044	<0.001
	Th-230	-	0,01	0,018	<0.004
	U-238	57	0,025	0,05	0,052
	U-235	-	0,001	0,002	0,002
	U-234	-	0,028	0,063	0,06
	Ra-228	58,3	-	-	-
	Ra-226	53	-	-	-
6 m fra nordende grøft - N 59°16.902' E 009°17.164'	Parametere	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/l)
	As	5,13	<0.010	-	<0.0010
	Ba	-	0,446	-	0,671
	Cd	0,37	<0.0020	-	<0.00050
	Cr totalt	16,3	<0.050	-	<0.0050
	Cu	42,5	0,038	-	0,0124
	Hg	<0.20	<0.000100	-	0,000018
	Mo	-	0,052	-	0,0156
	Ni	9,8	<0.030	-	0,116
	Pb	57,4	0,036	-	<0.0010
	Sb	-	<0.010	-	0,0037
	Se	-	0,098	-	<0.0010
	Zn	244	0,053	-	0,171
	Klorid	-	3,45	-	4,53
	Fluorid	-	2,66	-	0,095
	Sulfat	-	21,7	-	103
	Fenoltall	-	<0.05	-	<0.015
	TOC	1,6%*	-	-	-
	DOC	-	28,4	-	6,54
	TDS	-	650	-	807
	pH	8,3	8,4	-	7,78
	Radionuk.	Bq/kg TS	Bq/l	Bq/l	Bq/l
	Th-232	1370	0,05	0,072	<0.001

	Th-230	-	0,022	0,036	<0.004
	U-238	612	0,022	0,042	0,012
	U-235	-	0,001	0,002	<0.001
	U-234	-	0,03	0,054	0,013
	Ra-228	1250	-	-	-
	Ra-226	612	-	-	-
2 m fra nordende grøft - N 59°16.903' E 009°17.161'	Parametere	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/kg TS)	(mg/l)
	As	8,3	<0.025	-	0,0016
	Ba	-	0,885	-	0,526
	Cd	1,28	<0.0025	-	<0.00050
	Cr totalt	5,9	0,305	-	0,0172
	Cu	113	<0.125	-	0,0161
	Hg	<0.20	<0.000100	-	0,0000247
	Mo	-	0,184	-	0,0237
	Ni	<5,0	<0.030	-	0,239
	Pb	53,9	0,04	-	<0.0010
	Sb	-	<0.010	-	0,0027
	Se	-	<0.025	-	<0.0010
	Zn	608	0,595	-	0,241
	Klorid	-	4,37	-	11,6
	Fluorid	-	16,7	-	0,83
	Sulfat	-	53,3	-	423
	Fenoltall	-	0,1	-	<0.015
	TOC	2%*	-	-	-
	DOC	-	88,9	-	15,4
	TDS	-	880	-	1230
	pH	8,1	8	-	7,89
	Radionuk.	Bq/kg TS	Bq/l	Bq/l	Bq/l
	Th-232	160	0,024	0,039	<0.001
	Th-230	-	0,006	0,011	<0.004
	U-238	197	0,075	0,123	0,034
	U-235	-	0,003	0,006	0,002
	U-234	-	0,087	0,141	0,04
	Ra-228	326	-	-	-
	Ra-226	197	-	-	-

Som vist i

Tabell 3, så understiger de aller fleste verdiene fra ristetest kravene for hvilke masser som kan tas imot ved deponier for inert avfall. De resterende verdiene fra ristetest er innenfor kravet til deponier for ordinært avfall. For uran og thorium er det ikke definert grenseverdier for utlekking i norsk lovtekst. Det er likevel verdt å merke seg at de målte konsentrasjonene for uran er langt under WHO sin kvalitetsstandard for drikkevann på 30 µg/l. Det er ingen foreslåtte grenser eller kvalitetsstandarder for thorium i nasjonal eller internasjonal lovtekst eller veiledere. Aktiviteten fra den høyeste målte konsentrasjonen av Th (4,17 µg/l) tilsvarer 17 µBq/g, og er under det som er definert som farlig avfall i henhold til «Forskrift om forurensningslovens anvendelse på radioaktiv forurensning og radioaktivt avfall». Disse utlekkingsegenskapene bør legge til rette for deponering av disse massene i sarkofagen ved Søve.

5. Avgangsdeponiet

5.1. Løsmasseprøver

Det er blitt tatt grunnprøver fra avgangsdeponiet for å verifisere at innholdet av radionuklider i jorda er lavere enn grensen for radioaktivt deponeringspliktig avfall, slik det har blitt rapportert i tidligere undersøkelser. Disse prøvene ble tatt over et spredt område ved avgangsdeponiet. Særlig fokus ble gitt til området direkte nedenfor slagghaugen for å vurdere om radionuklider har spredd seg til grunnen i avgangsdeponiet. Det ble foretatt kornfordelingsanalyser av grunnen for å vurdere de hydrogeologiske forholdene, i tillegg til å vurdere innhold av uran, thorium, og ikke-radioaktive forurensinger. Resultat fra disse analysene er vist i Tabell 44, og kornfordelingskurver er vist i Figur 5.

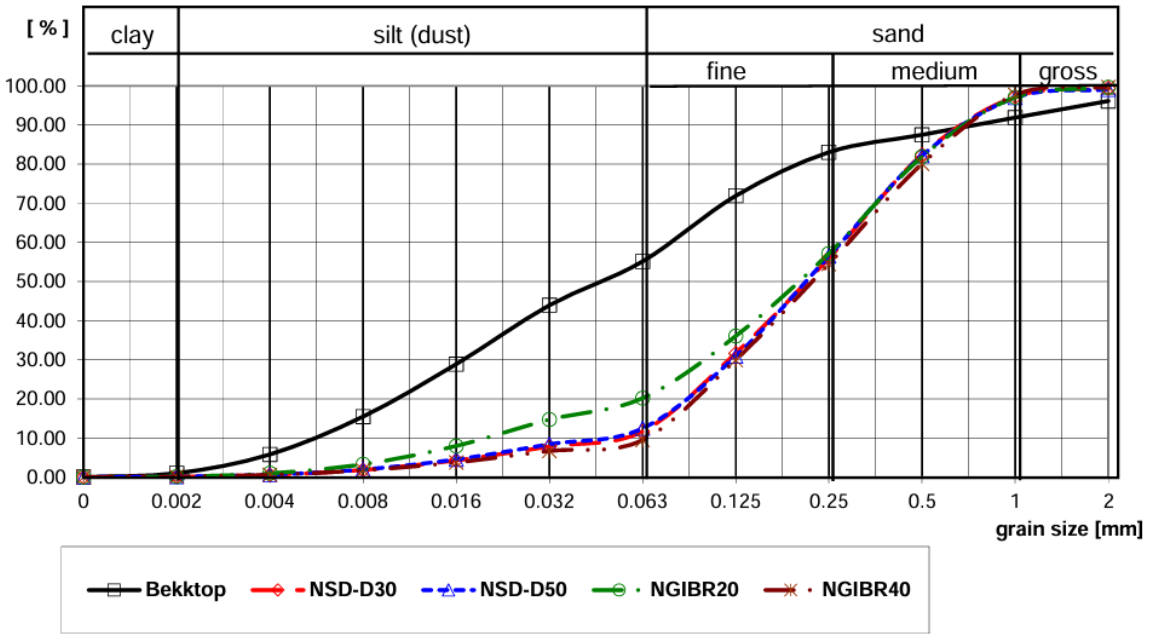
Tabell 4 Oversikt over innhold av thorium og uran i løsmassene i avgangsdeponiet. Det ble ikke påvist andre miljøgifter som overstiger tilstandsklasse II.

Prøve	Dybde (cm)	Th (mg/kg TS)	U (mg/kg TS)	Aktivitet (Bq/g)
BM Grop 1 –	20	27,6	6,5	0,2
N 59°16.822'	50	65,4	12,6	0,4
E 009°17.266'	90	41,8	5,93	0,2
NGI Grop 1 –	30	69,6	3,75	0,3
N 59°16.840'	60	98,2	12,2	0,6
E 009°17.263'	90	67,8	6,8	0,4
NGI Grop 2 –	20	69,4	8,22	0,4
N 59°16.842'	50	72,8	6,41	0,4
E 009°17.258'	80	83	10,2	0,5
BM Hull 1 –	30	51,9	4,74	0,3
N 59°16.862'	50	63,2	5,35	0,3
E 009°17.261'				
BM Hull 2 –	20	63	7,93	0,4
N 59°16'51.3"	40	56,7	11	0,4
E 009°17'16.0"	60	71,4	8,86	0,4
BM Hull 3 –	20	75,8	16	0,5
N 59°16.894'	40	76,8	13,6	0,5
E 009°17.258'	60	105	6,03	0,5
BM Brønn 1 –	0-150	121	17	0,7
N 59°16.898'	150-300	172	25,7	**1,0**
E 009°17.253'	450-500	44,6	11,6	0,3
	800-900	33	6,53	0,2

BM Brønn 2 – N 59°28.089' E 009°28.764'	0-300	74,8	7,41	0,4
	300-450	42,8	8,46	0,3
	450-500	21,2	8,14	0,2

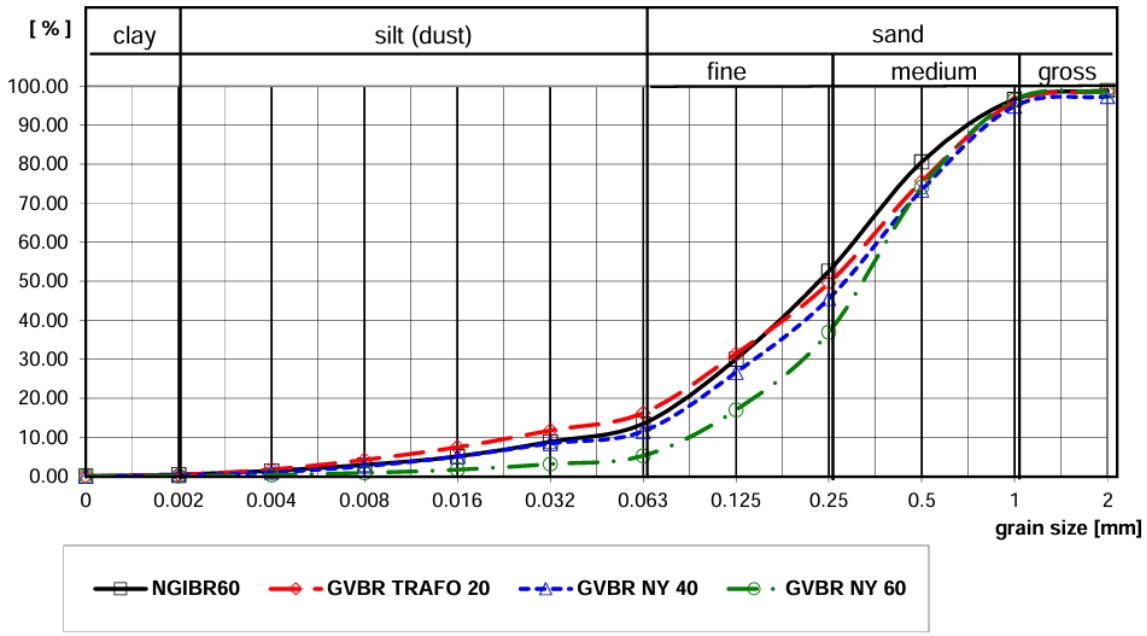
Som vist i

Tabell 34, er det en prøve som ligger akkurat grensen for radioaktivt avfall på 1 Bq/g. Denne prøven ble tatt ut i forbindelse med etablering av grunnvannsbrønn i avgangsdeponiet, og det radioaktive avfallet ble påvist i sjiktet 150-300 cm under overflaten. Det er uvisst hvorvidt den totale aktiviteten i dette sjiktet overstiger grenseverdien på 1000 Bq, og dermed er deponeringspliktig. De resterende prøvene understiger grenseverdien på 1 Bq/g. I henhold til verdiene gitt i veileder for forurenset grunn, ble det heller ikke påtruffet ikke-radioaktiv forurensing over tilstandsklasse II. Analyseresultat for ikke-radioaktive forurensinger er dermed ikke inkludert i Tabell 4.



Figur 5 Oversikt over kornfordelingsanalyser. Prøven "Bekktopp" ble tatt ved kilden til Søvittbekken (N 59°16.397' E 009°17.432'), de resterende prøvene er fra avgangsdeponiet.

Som vist i Figur 5 og Figur 6 så er det relativt homogen distribusjon av de ulike kornstørrelsene i avgangsdeponiet. Den prøven som skiller seg ut, ble tatt nesten en kilometer unna Søve gruver, ved kilden til Søvittbekken. Grunnen ved kilden til Søvittbekken er mye mer finkornet enn massene som er målt ved avgangsdeponiet der disse er mer preget av grovere sand.



Figur 6 Oversikt over kornfordelingsanalyser fra prøver i avgangsdeponiet.

5.2. Vannprøver

Det ble utført en serie med vannprøver i og ved området, i to ny-etablerte grunnvannsbrønner, i Søvittbekken som renner gjennom deponiet, og i Norsjø ved utløpet av bekken. Resultatene fra analyse av overvannprøvene er vist i

Tabell 5, der vises verdier for Uran og Thorium samt andre forurensinger som overstiger tilstandsklasse II i veileder M608 fra Miljødirektoratet.

Tabell 5 Oversikt over innhold thorium og uran i vann fra Søvittbekken og Norsjø.

Prøvetatt dato	Målte parametre	Søvittbekken kilde – N 59°16.397' E 009°17.432'	Søvittbekken avgangsdeponi – N 59°16.837' E 009°17.275'	Norsjø utløp Søvittbekken – N 59°16.920' E 009°17.295'
27.11.24	U (µg/l)	0,683	5,56	0,841
	Th (µg/l)	<0,2	<0,2	<0,2
	Ledningsevne (mS/m)	23,5	42,6	5,94
	pH (-)	6,9	8,0	7,4
	Nitrat og nitritt-N (mg/l)	1,51	3,54	0,617
	DOC (mg/l)	5,1	2,7	3,0
09.04.25	U (µg/l)	0,921	8,08	0,276
	Th (µg/l)	<0.2	<0.2	<0.2
	Ledningsevne (mS/m)	27	49	2
	pH (-)	7,7	8,1	6,8
	Nitrat og nitritt-N (mg/l)	0,86	0,52	0,071
	DOC (mg/l)	4,1	2,4	3
21.05.25	U (µg/l)	-	9,02	0,326
	Th (µg/l)	-	<0.2	<0.2
	Ledningsevne (mS/m)	-	-	-

	pH (-)	-	7,8	7
	Nitrat og nitritt-N (mg/l)		0,45	0,076
	DOC (mg/l)	-	2,3	2,4

Analyser tatt av grunnvannsprøvene er vist i Tabell 6. Brønn 1 og Brønn 2 er nye brønner i avgangsdeponiet som ble etablerte i forbindelse med prøvetakingsprogrammet. Disse to brønnene prøvetar grunnvann i løsmassene i avgangsdeponiet. Det ble også prøvetatt grunnvannet som Ulefoss mekaniske bruker som drikkevannskilde. Brønnen til Ulefoss mekaniske er satt i fjell, og i så måte ble det prøvetatt både grunnvann i løsmasser og fjell. I brønn 2 så observeres det et innhold uran på rundt 60 µg/l i alle prøver tatt. Dette er dobbelt så høyt som WHOs veiledende verdi for uran i drikkevann på 60 µg/l.

Tabell 6 Resultat fra analyser på prøver fra grunnvannsbrønner i avgangsdeponiet og Ulefoss mekaniske sin brønn i fjell.

Prøvetatt dato	Målte parametre	Enhet	Brønn 1 – N 59°16.898' E 009°17.253'	Brønn 2 – N 59°16.854' E 009°17.257'	Ulefoss mek. – N 59°16.864' E 9°17.213'
09.04.25	U	µg/L	14,7	61,6	-
	Th	µg/L	<0.2	<0.2	-
	Sulfat som $(SO_4)_{2-}$	mg/L	35	47	-
	pH	pH	7,5	7,7	-
	Ledningsevne	mS/m	69	86	-
	Nitrat og nitritt-N	mg/L	0,41	0,14	-
	DOC	mg/L	2	1,1	-
24.04.25	U	µg/L	14,7	64,2	-
	Th	µg/L	<0.2	<0.2	-
	Sulfat som $(SO_4)_{2-}$	mg/L	17	14	-
	pH	pH	8,07	8	-
	Ledningsevne	mS/m	71,4	88,9	-
	Nitrat og nitritt-N	mg/L	0,26	0,3	-
	DOC	mg/L	1,2	0,8	-
21.05.25	U	µg/L	14,4	63,5	24,1
	Th	µg/L	<0.2	<0.2	<0.2
	Sulfat som $(SO_4)_{2-}$	mg/L	32	47	54
	pH	pH	7,4	7,6	7,5
	Ledningsevne	mS/m	-	-	-
	Nitrat og nitritt-N	mg/L	1,5	0,23	0,28
	DOC	mg/L	1,1	1,1	2,3
01.07.25	U	µg/L	14,7	63,4	23,4
	Th	µg/L	<0.2	<0.2	<0.2
	Sulfat som $(SO_4)_{2-}$	mg/L	32	44	53
	pH	pH	7,4	7,6	7,4
	Ledningsevne	mS/m	<0.013	0,075	0,025
	Nitrat og nitritt-N	mg/L	<0.0040	0,023	0,0077
	DOC	mg/L	1,1	0,9	2,1

6. Vaskeritomta

6.1. Løsmasseprøver

Det ble tatt prøver av grunnen ved vaskerijorda først og fremst for å karakterisere massene som må graves ut under etablering av sarkofagen. I tillegg ønsket vi å undersøke grunnen ved et punkt i vaskeritomta hvor det ble målt forhøyede verdier for radioaktivitet i tidligere rapporter. Resultat fra analyser av grunnen i dette området er vist i Tabell 7. Her blir det vist innhold av radionuklidene uran og thorium, deres spesifikke aktivitet, og andre forurensinger som blir påvist i tilstandsklasse III eller høyere.

Ved den mistenkte hotspoten i vaskeritomta ble det etablert et prøvepunkt der doseratemåleren viste høyest utslag. Ved dette prøvepunktet ble det påvist radioaktivitet som er omtrent 30 ganger grenseverdien på 1 Bq/g. I to andre prøver fra dette prøvepunktet ble det også påvist radioaktivitet som overstiger grenseverdien. I tillegg ble det påvist arsen i tilstandsklasse III eller IV langs i alle prøvene som ble tatt fra prøvepunktet. Det ble også påvist bly i tilstandsklasse III, IV eller V i alle prøvene som ble tatt fra dette punktet. Det ble også registrert ett tilfelle av sink i tilstandsklasse III helt i overflaten av prøvepunktet. Det er tydelig at dette området er forurenset av både radioaktive og ikke-radioaktive stoffer. Det ble også etablert to prøvepunkt i nærheten av hotspoten for å

vurdere spredningen av potensiell radioaktiv forurensing. Ved disse prøvepunktene ble det også påvist radioaktiv forurensing som overstiger grenseverdien. Det ble også påvist nivåer av arsen og bly som overstiger tilstandsklasse II i disse prøvepunktene. Det indikerer at det har foregått lokale utslipp av pyroklor-konsentrat med innhold av thorium, uran og arsen i dette området, og blyverdiene kan stamme fra flotasjonskjemikalier brukt under prosessen.

Tabell 7 Oversikt over innhold av radioaktive og ikke-radioaktive forurensinger i og ved mistenkt hotspot i vaskeritomta.

	Mistenkt hotspot vaskeritomt – N 59°16.914' E 009°17.199'						Ved mistenkt hotspot vaskeritomt – N 59°16.913' E 009°17.201'				Ved mistenkt hotspot vaskeritomt – N 59°16.549' E 009°17.121'		
Dybde (cm)	10	30	40	50	MB*	LB*	20	40	70	90	20	20	20
Th	3540	56,2	130	390	161	46	14,2	132	42,2	44,1	111	11,3	183
U	1240	20,1	6,64	138	46,3	12,3	3,78	65,7	15,6	8,11	13,2	3,71	49,5
Aktivitet (Bq/g)	**29,8**	0,5	0,6	**3,3**	**1,2**	0,3	0,1	**1,4**	0,4	0,3	0,6	0,1	**1,4**
As	74	24	22	99	96	200	30	51	21		25	190	75
Pb	3200	620	230	1000	490	200	2100	580	140	120			390
Zn	1000												

Det ble tatt prøver i området nedenfor knausen i vaskeritomta og nord for Grønvoldvegen for å undersøke tilstanden av grunnen i dette området, resultat fra analyse av disse er vist i Tabell 8. Her ble det ikke påvist tilstedeværelse av radioaktiv forurensing som overstiger grenseverdien gitt i forskrift om forurensingslovens anvendelse på radioaktiv forurensing og radioaktivt avfall. Det ble notert et tilfelle av sink i tilstandsklasse III i bunnen av ett prøvepunkt.

Tabell 8 Oversikt over innhold av radioaktive og ikke-radioaktive forurensinger i området nedenfor knaus i vaskeritomta.

	Nedenfor knaus 1 – N 59°16.918' E 009°17.170'			Nedenfor knaus 2 – N 59°16'55.0" E 9°17'10.6"			Nedenfor knaus 3 – N 59°16.917' E 009°17.186'	
Dybde (cm)	20	30	50	10	50	90	20	30
Th	71,1	69,2	100	93,5	67,2	72,1	115	186
U	4,64	8,11	15,1	11,4	7,85	7,3	11,9	11,1
Aktivitet (Bq/g)	0,3	0,4	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	0,9
Zn			510					

Det ble foretatt boring for å påvise at mektighet av fjell er tilstrekkelig for å bære sarkofagen med innhold. Under denne boringen ble det tatt prøver av løsmassene som ble fjernet under boring, resultat fra analysene av disse er vist i Tabell XX. Disse prøvene av løsmassene ble analysert for Th, U og andre miljøgifter. Det ble ikke påvist verdier som overstiger grenseverdiene for radioaktivt avfall. Det ble påvist alifater C12-C35 i tilstandsklasse IV i et prøvepunkt. Dette punktet ble nærmere undersøkt ved at det ble tatt 3 prøver ca. en meter unna punktet for å vurdere omfanget av oljeforurensingen. Disse prøvepunktene P2-1, P2-2, og P2-3, viste innhold av Alifater C12-C35 under normverdi. Det er trolig at det høye innholdet av alifater C12-C35 skyldes at

prøve P2 kom i kontakt med oljeforbindelser fra boreriggen. Under etablering av sarkofagen vil massene som er karakterisert i Tabell XX måtte fjernes og deponeres hos egnede eksterne mottak.

Tabell 9 Oversikt over innhold av radioaktive og ikke-radioaktive forurensinger fra prøver tatt under boring ved den tenkte sarkofagplasseringen.

	P2 – N 59°28.175' E 9°28.663'	P2-1	P2-2	P2-3	P6 – N 59°28.170' E 9°28.667'	P8 – N 59°28.170' E 9°28.710'	P12 – N 59°28.165' E 9°28.721'	P13 – N 59°28.157' E 9°28.715'
Dybde (m)	0-2	0-1	0-1	0-1	0-1	0-2	0-5	0-6
Th	57,9	168	152	108	41,3	120	96,6	46,7
U	10,4	14	21,4	16,2	5,53	21,5	18,5	16,2
Aktivitet (Bq/g)	0,4	0,9	0,9	0,6	0,2	0,8	0,6	0,4
Alifater C12-C35	1830	38,8	20,3	26,3				
As	0,84	9,48	28,6	26				
Pb	100	135	224	77,5				

6.2. Utlekkingstester

Tabell 10 Resultat fra utlekkingstester gjort på materialet funnet i «hotspot» ved vaskeritomten.

Mistenkt hotspot ved vaskeritomt - N 59°16.914' E 009°17.199'	Parametere	Blandprøve (mg/kg TS)	Ristetest L/S 10 (mg/kg TS)	Ristetest L/S 2 (mg/kg TS)	Kolonnetest L/S 0,1 (mg/l)
	As	66	0,054	-	0,807
	Ba	-	1,45	-	0,84
	Cd	2,5	0,0273	-	0,0663
	Cr totalt	<1,0	0,13	-	0,754
	Cu	48,7	1,44	-	3,63
	Hg	0,1	<0.000100	-	0,00018
	Mo	-	0,012	-	0,222
	Ni	0,9	0,246	-	2
	Pb	1606	5,4	-	0,619
	Sb	-	<0.010	-	0,0069
	Se	-	0,025	-	0,049
	Zn	415	7,21	-	38,8
	Klorid	-	4,44	-	8,96
	Fluorid	-	4,01	-	15,1
	Sulfat	-	16800	-	13500
	Fenoltall	-	<0.05	-	<0.010
	TOC	2%*	-	-	-
	DOC	-	36,8	-	130
	TDS	-	22100	-	14200
	pH	2,5	3	-	2,42
	Radionuk.	Bq/kg TS	Bq/l	Bq/l	Bq/l
	Th-232	2190	0,095	1,4	3,73
	Th-230	-	0,03	0,522	0,757
	U-238	2360	0,138	0,606	1,46
	U-235	-	0,006	0,029	0,059
	U-234	-	0,138	0,754	1,46
	Ra-228	1840	-	-	-
	Ra-226	2930	-	-	-

*Enheten er prosent og ikke mg/kg TS.

7. Områder som er uberørt av Søve Gruver

7.1. Løsmasseprøver

Det ble besluttet å foreta prøver av områder som er forventet uberørt av Søve gruver, hensikten med disse prøvene er å få kjennskap til det naturlige innhold av radionuklider i området rundt. Det er kjent at mineralogien i området inneholder de naturlig forekommende radioaktive stoffene thorium og uran som tidvis overstiger grensen for radioaktivt avfall på 1 Bq/g. Det er derimot ikke undersøkt om innholdet av uran og thorium i løsmasser upåvirket Søve gruver naturlig overstiger grensen på 1 Bq/g. Under tiltaket så skal material som overstiger grensen på 1 Bq/g deponeres i sarkofagen, det er derfor viktig å undersøke om den naturlige bakgrunnsverdien overstiger denne grensen i uberørte områder. Dersom dette er tilfelle, vil det skape store utfordringer med å skille mellom det radioaktive avfallet etter Søve gruver og bakgrunnsmasser. Prøvene ble tatt på sørsiden av Ulefoss mekaniske, da dette området ligger høyere i terrenget og sannsynligheten for å påtreffe forurensing fra Søve gruver vurderes som svært liten. Resultat fra analyse av prøvene er vist i Tabell 11.

De fleste verdiene (4 av 5) som ble målt tilsvarte en spesifikk aktivitet på 0,1 Bq/g, og en måling tilsvarte en spesifikk aktivitet på 0,4 Bq/g. Disse resultatene viser at de radionuklidene som naturlig forekommer i berggrunnen i området også er å finne i løsmassene i upåvirket område. Det er likevel ingen målinger som er i nærheten av 1 Bq/g, og det skal derfor la seg gjøre å skille mellom radioaktivt avfall etter Søve gruver og de naturlig forekommende radioaktive stoffene som finnes i løsmassene rundt Søve gruver.

Tabell 11 Innholdet av thorium og uran i prøver tatt fra områder som er upåvirket av Søve gruver

Punkt	Th (mg/kg TS)	U (mg/kg TS)	Spesifikk aktivitet (Bq/g)
1 - N 59°16.397' E 009°17.432'	10,9	4,78	0,1
2 - N 59°16.879' E 9°17.136'	8,29	4,01	0,1
3 - N 59°16.873' E 9°17.148'	13,9	5,48	0,1
4 - N 59°16.817' E 9°17.285'	62	9,06	0,4
5 - N 59°16.806' E 9°17.277'	16,5	5,41	0,1

8. Vegetasjon

Det er blitt utført biotaprøver av trær i området rundt Søve gruver for å vurdere innholdet av radionuklider i veden. Det vil bli behov for å rydde vegetasjon i forbindelse med tiltaket ved Søve gruver, og da ønsker vi å dokumentere at denne biomassen ikke vil kreve deponering eller annen særskilt behandling. Det ble tatt kjerneprøver fra 18 ulike trær i området, og disse ble tatt vha. håndholdt drill der man sørget for å bore minst halvveis inn i treet for å prøveta hele profilen. Innholdet av U238 og Th232 i veden, samt deres samlede spesifikke aktivitet er vist i Tabell 12.

Tabell 12 Oversikt over U-238 og Th-232 i kjerneprøver fra trær i området.

Prøve-ID	Koordinat	^{238}U (µg/kg)	^{232}Th (µg/kg)	Aktivitet (µBq/g)
S-A	N 59°16.852' E 009°17.255'	0,522	2,387	16
S-B	N 59°16.849' E 009°17.257'	0,834	1,484	16
S-C	N 59°16.840’ E 009°17.248'	0,638	1,896	16
S-D	N 59°16.840' E 009°17.253'	0,498	0,132	7
S-E	N 59°16.836' E 009°17.252'	0,152	0,406	4
NS-A	N 59°16.844' E 009°17.260'	1,142	1,113	19
NS-B	N 59°16.829' E 009°17.265'	0,325	1,819	11
NS-C	N 59°16.826' E 009°17.279'	0,384	2,358	14
NS-D	N 59°16.862' E 009°17.261'	2,005	3,565	39
NS-E	N 59°16.863' E 009°17.255'	1,682	3,246	34
V-A	N 59°16.899' E 009°17.161'	0,378	1,183	10
V-B	N 59°16.900' E 009°17.166'	0,143	0,577	4
V-C	N 59°16.901' E 009°17.177'	0,417	0,655	8
NV-A	N 59°16.898' E 009°17.189'	0,208	0,409	4
NV-B	N 59°16.902' E 009°17.198’	1,099	1,228	19
NV-C	N 59°16.906' E 009°17.209’	1,761	2,305	31
P-Plass	N 59°28.149' E 009°28.547'	0,199	0,701	5
V-Slagg	N 59°28.025' E 009°28.770'	0,429	4,410	23

Nivåene på radionuklider som vi målte i trær ved Søve gruver tilsier at disse ikke utgjør noen betydelig radiologisk risiko. Aktiviteten er omtrent 100000 ganger lavere enn grensen som er definert i «Forskrift om forurensingslovens anvendelse på radioaktiv forurensing og radioaktivt avfall».

9. Feltrapporter

9.1. Prøvetaking av trær i området - 12. september 2024

Første dag i felt ble brukt til å ta biotaprøver av veden i trær i området rundt Søve gruver. Totalt ble det tatt 16 prøver, 5 fra slagghaugen, 5 fra området nedenfor slagghaugen, 3 fra vaskerijorda, og 3 fra området nedenfor vaskerijorda. Disse ble tatt ut med en håndholdt drill med bor. Det ble boret gjennom minst halvparten av diameteren til treet for å sikre at prøven representerte hele profilen av stammen. Prøvene ble samlet i Rilsan-poser og sendt til analyselaboratoriet ALS. Prøvene ble asket inn før oppslutning og analysert med ICP-MS (eng. Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry). Plasseringen til trærne ble bestemt med GPS-koordinat, og arten av de ulike trærne ble notert.

Foto 1 Eksempel på hull etter kjerneprøve er tatt av veden.

9.2. Prøvetaking av grunnen i området – 15-16. oktober 2024

De to neste feltdagene ble brukt hovedsakelig for å verifisere prøver fra tidligere rapporter. Hensikten med dette var å bruke en standardisert og reproduserbar metodikk på disse prøvepunktene, for å sikre at dataen fra disse rapportene kan brukes i arbeidet med konsekvensutredningen. I tillegg ble det etablert to ny prøvepunkt, ved mistenkt hotspot i vaskeritomta og 50 meter vest for slagghaugen. Det første prøvepunktet ble etablert for å undersøke om grunnen i dette området var forurenset av uran og thorium. Prøvepunktet vest for slagghaugen ble etablert for å hente informasjon om tilstanden i grunnen i områder som vi regner som uberørt av driften av Søve gruver.

De prøvepunktene vi repliserte var prøvene fra vaskerijorda som ble rapportert av IFE i 2013, kjent som «*2,5 m fra renne (syd)», «6 m fra nordende grøft», «2 m fra nordende grøft».* Disse prøvene ble forsøkt replisert ut ifra prøvenavnet, da GPS-koordinat manglet i rapportering av disse prøvene. Vi repliserte også prøver fra prøvegroper etablert av NGI i avgangsdeponiet, kjent som «Grop1» og

«Grop2». Lokasjonen til disse var inntegnet på kart som gjorde det mulig å reprodusere med større sikkerhet, det er likevel manglende informasjon om dybden prøvene ble tatt ut ved.

Prøvepunktet «nedenfor knaus» rapportert i NGI sin rapport var brukt som utgangspunkt for å undersøke den mistenkte hotspoten. Her brukte vi dosimeter som utgangspunkt og etablerte et prøvepunkt der vi målte det høyeste utslaget. Under etablering av dette prøvepunktet målte vi doserater i området 2-3 µSv/h. Under utgraving ble det påtruffet materiale som ikke lignet på det lokale jordsmonnet, bilder av dette materialet er vist i Foto 3. Når dette materialet ble avdekket ble gravearbeidet stoppet og det ble kontaktet personell som har kjennskap til prosessen og geologien for karakterisering av materialet. Det ble vurdert at materialet var pyroklorkonsentrat som trolig stammet fra driften ved Søve gruver. Det ble deretter tatt ut tre prøver fra prøvepunktet ved den mistenkte hotspoten.

Foto 2 Prøvetaking i grøfta som er gravd ut i vaskerijorda.

Foto 3 Massene som ble gravd opp ved den mistenkte hotspoten i vaskeritomta.

Foto 4 Prøvetaking fra prøvepunktet ved den mistenkte hotspoten i vaskeritomta.

9.3. Prøvetaking av grunnen i området – 5-6. november 2024

Under prøvetaking i denne perioden ble det benyttet minigraver for å ta prøver fra dypereliggende jordsmonn. Rør og elektriske kabler var påvist 30. oktober 2024, i forkant av graving med minigraver. Der det var mulig, ble det gravd ned til 1,5 m for å ta prøver av de ulike lagene i grunnen. Det ble påvist et veldig hardt materiale som ikke lot seg grave gjennom med minigraver i området sør for Grønvoldvegen ved vaskeritomta. Som resultat av dette, ble det gravd grunne prøvepunkt i store deler av dette området. Enkelte prøvepunkt ble ikke dypere enn 20 cm før det harde laget ble påtruffet og hindret videre graving.

Totalt 10 nye prøvepunkt ble etablert vha. minigraver, 6 prøvepunkt i området sør for Grønvoldvegen, 2 prøvepunkt over vaskerijorda ved snuplassen, og 2 prøvepunkt i bunn av skråningen under administrasjonsbygningen til Ulefoss mekaniske.

Under denne perioden ble det også tatt ut prøver av vaskerijorda med hensikt å skaffe nok materiale til å utføre utlekkingstest på vaskerijorda. Dette ble gjort ved å ta ut blandprøver fra de tre punktene som ble tatt ut 15-16. oktober 2024. Blandprøvene ble tatt i den vertikale profilen til tre ulike prøvepunktene slik at resultatene fra utlekkingsprøvene representerer massene ved hvert prøvepunkt.

Foto 5 Prøvetaking i vaskeritomta i området nord for knausen og sør for Grønvoldvegen.

Foto 6 Under graving ble det avdekket rester av byggemateriale etter vaskeriet som ble revet slik som planken vist her. Bunnen består av det harde materiale som ikke lot seg grave gjennom med minigraver.

Foto 7 Under graving ble det avdekket et hardt materiale som ikke lot seg grave gjennom med minigraver.

Foto 8 Under graving ble det avdekket rester av byggemateriale fra vaskeriet slik som betongflata som er vist her.

9.4. Prøvetaking under boring i fjell – 26. november-5. desember 2024

I denne perioden foregikk det boring i fjell for å påvise mektighet av fjell ved den tiltenkte plasseringen av sarkofagen. Det ble også etablert to grunnvannsbrønner i avgangsdeponiet for overvåking av vannkvalitet i dette området. Disse grunnvannsbrønnene ble etablert direkte sør for Grønvoldvegen (N 59°16.898' E 009°17.253') og i nærheten av slagghaugen (N 59°28.089' E 009°28.764'). Det ble foretatt målinger med doseratemåler på massene som kom opp under boring. Disse målingene ble utført med jevne mellomrom og etter omtrent hver tredje meter med boring. Målingene varierte alltid fra 0,2-0,35 µSv/h noe som gav informasjon om at det ikke var betydelige mengder radioknuklider i disse massene.

Det ble også samlet inn prøver av løsmassene som ble sendt inn til analyse for Th, U, og andre miljøgifter for å dokumentere innholdet av disse.

Foto 9 Massene på 150-300 cm dyp fra boring for etablering av brønn som ble påvist med aktivitet på 1,0 Bq/g.

Foto 10 Grunnvannsbrønn direkte sør for Grønvoldvegen etter at den ble etablert.

9.5. Prøvetaking av grunnen og vann 8.–9. april 2025

Disse to feltdagene gikk ut på å samle inn data om vannkvaliteten i området og samtidig samt utvide kunnskapen om jordkvaliteten. Det ble tatt vannprøver fra de etablerte grunnvannsbrønnene både sør for Grønvoldvegen og i området nær slagghaugen. Videre ble det tatt vannprøver fra Søvittbekken, både oppstrøms (N 59°16.397' E 009°17.432') og et punkt nærmere slagghaugen (N 59°16.837' E 009°17.275'). I tillegg ble det tatt prøver ved utslippspunktet til Norsjø.

Jordprøver fra forskjellige dybder ble tatt i vaskerigrøfta, dette var for å kartlegge hvordan nivåene av radioaktivitet varierer med dybden.

Foto 11 Prøvetaking av grunnvannsbrønnen i nærheten av slagghaugen

9.6. Prøvetaking av jord og vann 21. mai 2025

På denne dagen ble det tatt jordprøver fra bunnen av Søvittbekken og prøver av betongklumper i vaskerijorda. Det ble tatt vannprøver fra Norsjø, Søvittbekken og fra grunnvannsbrønnene. Nedbørsfeltet fil Søvittbekken ble kartlagt, og under befaringen var vannstanden i Søvittbekken svært lav.

Foto 12 Prøvetaking av sediment fra Søvittbekken.

Foto 113 Prøvetaking av grunnvannsprøver.

Foto 14 Prøvetaking av vann fra Søvittbekken.

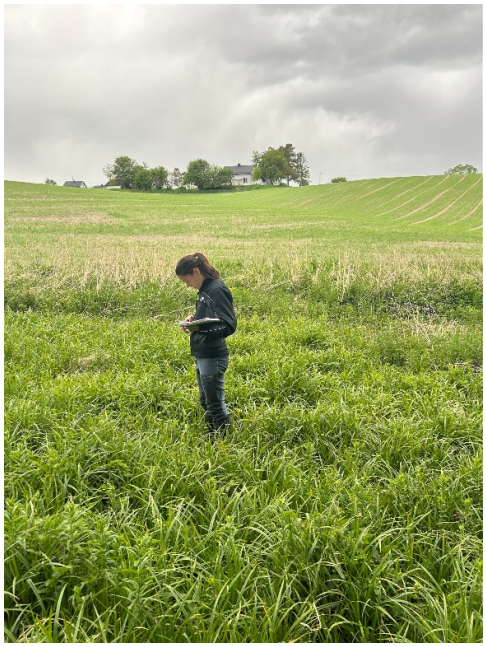


Foto 15 ingen vann hvor Søvittbekken utspringer.

Foto 1612 ingen vann i deler av Søvittbekken.

9.7. Prøvetaking grunn og vann 30.–31. juni 2025

Denne prøvetakingsrunden gikk ut på å utvide den eksisterende kunnskapen fra tidligere befaringer. Det ble gjennomført prøvetaking i såkalte «hotspots», både i områder med påvist høy radioaktivitet i vaskerigrøften, rundt vaskerigrøften og i delene av vaskeritomta hvor det tidligere ble målt høye konsentrasjoner av alifater C12-C35 ved punkt P2. I tillegg ble det tatt betongprøver rundt vaskerijorda for å teste for mulige radioaktivitet. Formålet med feltarbeidet var for å vurdere utbredelsen til forurensningene og avgrense disse områdene. Det ble i tillegg utført en rekke vannprøver, dette inkluderer prøvetakinger fra grunnvannsbrønnene 1 og 2 samt fra utslippspunktet til Norsjø.

Videre ble det tatt bilder med undervannskamera i influensområdet i Norsjø for å få kartlegge artsmangfoldet i bunnen. Disse observasjonene ville bidra til den økologiske vurderingen av influensområdet.

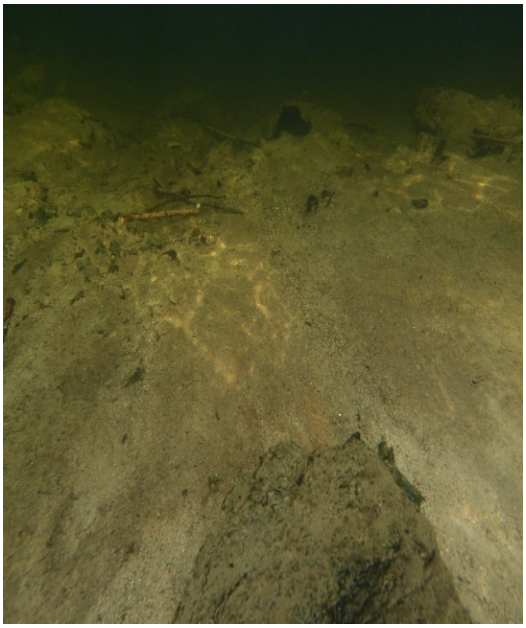


Foto 17 viser til bunnforholdene ved utslippspunktet til Norsjø

9.8. Prøvetaking jord og vann 23. september 2025

På denne dagen ble det tatt ekstra jordprøver fra Søvittbekken, siden analysene av jordprøvene tatt i mai 2025 var ufullstendige. Det ble også tatt vannprøver fra grunnvannsbrønn 2. Grunnvannsbrønn 1 sto under vann. Under befaringen var vannstanden i Søvittbekken relativt høy, og deler av området sto under vann flere dager etter store nedbørsmengder.

Foto 138 Brønn 1 sto under et tydelig vannspeil av cirka 30 cm dyp. Foto 149 tydelig erosjonskant i Søvittbekken etter uvær.

10.Analyserapporter fra ALS

Offisielle analyserapporter fra ALS oppgis ved forespørsel til info@bergfald.no.

.....

Kemakta
KONSULT

Säkerhetsanalys för ett ytnära slutförvar av NORM-avfall i Søve

Strålsäkerhet under utgrävning och deponering samt efter förslutning av slutförvaret

2025-10-10

Framställd för
Bergfald Miljørådgivere AS

Rapport
Kemakta AR 2025-15

Kemakta KONSULT

Warfvinges väg 33
112 51 Stockholm
08-617 67 00
www.kemakta.se

Uppdragsnamn hos Kemakta:	Toriumslagg Norge
Uppdragsnummer hos Kemakta:	1020281
Uppdragsansvarig:	Mark Elert
Handläggare:	Thomas Hjerpe, Karin Norrfors
Kvalitetsgranskare:	Mark Elert
Uppdragsgivare:	Bergfald Miljørådgivere AS
Uppdragsgivarens kontaktperson:	David Moe Almenningen

Sammanfattning

Denna rapport redovisar en säkerhetsanalys som genomförts för att bedöma strålsäkerheten vid ett projekt som omfattar utgrävning, deponering och förslutning av radioaktivt avfall vid Søve, Nome kommun, Telemark fylke. Avfallet härrör från tidigare gruvdrift (1953–1965) och innehåller naturligt förekommande radioaktivt material (NORM) i halter som överstiger dagens gränsvärden för deponeringspliktigt avfall. Syftet med projektet är att samla och deponera avfallet i ett ytnära slutförvar i form av en sarkofagliknande betongkonstruktion, utformad för att långsiktigt skydda människor och miljö från exponering för joniserande strålning.

Säkerhetsanalysen följer en strukturerad metodik enligt IAEA:s rekommendationer (ISAM) och omfattar två huvuddelar: (i) doskonsekvenser för personal under utgrävning, deponering och förslutning, samt (ii) doskonsekvenser för allmänhet och miljö efter förslutning. Arbetet har genomförts med en *graded approach*, vilket innebär att analysens omfattning och detaljnivå står i proportion till avfallets inneboende farlighet och förvarets komplexitet.

För personal har doser beräknats för både planerade arbetsmoment och representativa avvikande händelser. Vid arbete enligt plan är de beräknade individuella doserna 32–95 µSv, medan vanliga avvikande händelser ger doser i intervallet 3–14 µSv och sällsynta händelser 12–165 µSv. Samtliga värden ligger väl under det tillämpade strålskyddskriteriet om 250 µSv.

Efter förslutning har doser till allmänheten beräknats för ett referensscenario och flera alternativa scenarier. Den högsta årliga dosen i referensscenariot är $1{,}8 \times 10^{-4}$ µSv, medan variationsfall med mer konservativa antaganden ger doser upp till $5{,}1 \times 10^{-3}$ µSv. I ett mycket pessimistiskt scenario där en framtida person borrar en brunn mellan förvaret och Norsjø uppgår den högsta beräknade dosen till 2,3 µSv, detta scenario bedöms dock ha låg sannolikhet att inträffa. Samtliga resultat ligger med god marginal under det tillämpade kriteriet på 250 µSv.

För oavsiktliga mänskliga intrång har två scenarier analyserats där sarkofagens integritet försvinner på grunda av bygget av en väg eller av bostäder med resulterande doser på 1140 och 1750 µSv, vilket placerar dem i det intervall (1000–20 000 µSv) där ytterligare skyddsåtgärder kan övervägas enligt IAEA:s vägledning. Med hänsyn till förvarets robusta konstruktion och de konservativa antagandena görs dock bedömningen att inga ytterligare åtgärder nödvändiga.

Dosrater till biota i akvatiska och terrestra ekosystem är beräknade till maximalt 0,05 respektive 0,08 µGy/h, vilket är mer än två storleksordningar lägre än det generella screeningvärdet på 10 µGy/h. Det är därför mycket osannolikt att förvaret skulle orsaka negativa effekter på organismer eller ekosystem.

Sammantaget visar resultaten att det planerade förvaret i Søve uppfyller gällande strålskyddskriterier med god marginal. De beräknade doserna till personal, allmänhet och miljö är låga, och de barriärer och tekniska lösningar som planeras bedöms ge ett långsiktigt skydd mot spridning av radioaktiva ämnen. Slutsatsen är att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut, deponeras och förslutas på ett sätt som uppfyller krav på strålsäkerhet och skydd av människor och miljö både under drift och efter förslutning.

Kemakta KONSULT

Innehållsförteckning

1 Introduktion 6

2 Metodik för säkerhetsanalysen 7
2.1 Inledning 7
2.2 Stegen i metodiken för säkerhetsanalysen 9
2.2.1 Förutsättningar 9
2.2.2 Systembeskrivning 9
2.2.3 Utvärdering av doskonsekvenser 9
2.2.4 Argument för strålsäkerheten 10

3 Förutsättningar 11
3.1 Säkerhetsanalysens syfte och demonstration av säkerhet 11
3.2 Säkerhetsstrategi 12
3.2.1 Förvarskoncept 12
3.2.2 Strategi vid utgrävning, deponering och förslutning 12
3.2.3 Strategi efter förslutning 13
3.3 Institutionell kontroll och övervakning 13
3.3.1 Aktiv övervakning 13
3.3.2 Passiv övervakning 13
3.4 Säkerhetsanalysens tidsperiod 14

4 Systembeskrivning 15
4.1 Det radioaktiva avfallet 15
4.1.1 Existerande kunskap 15
4.1.2 Lakbarhet 16
4.1.3 Indata till säkerhetsanalysen 18
4.2 Förvaret (sarkofagen) 21
4.3 Förvarets omgivning 22
4.3.1 Cappelanbruddet 23
4.4 Arbetsmoment under utgrävning, deponering och förslutning 23
4.5 Säkerhetsfunktioner 24

5 Doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning 25
5.1 Inledning 25
5.1.1 Konceptuell modell 25
5.2 Arbete enligt plan 26
5.2.1 Utgrävning av slagghögen och transport till sarkofag 26
5.2.2 Utgrävning av vaskerijord och transport till sarkofag 27
5.2.3 Monitering under utgrävning av slagghög och vaskerijord 27
5.2.4 Deponering av avfall från slagghög och vaskerijord 28
5.2.5 Avlägsnande av slaggklumpar från avgångsdeponin och transport till sarkofag 28
5.2.6 Förslutning av sarkofagen 29
5.3 Avvikande händelser 29
5.3.1 Metod 29
5.3.2 Arbetsmoment och avvikande händelser 30
5.3.3 Representativa avvikande händelser 32
5.4 Matematiska modeller och data 35
5.4.1 Exponering vid utgrävning, transporter och deponering 35
5.4.2 Extern exponering från enskilda slaggklumpar, vid monitering och vid förslutning 36
5.5 Doser till personal vid arbete enligt plan 37
5.5.1 Dos till personal vid utgrävning 37
5.5.2 Dos till personal vid hantering av lokaliserade slaggklumpar 38
5.5.3 Dos till personal vid deponering 39
5.5.4 Dos till personal vid förslutning av sarkofagen 40
5.6 Doser till personal vid representativa avvikande händelser 40
5.6.1 Vanliga händelser 40
5.6.2 Sällsynta händelser 40

6 Doskonsekvenser efter förslutning 42
6.1 Inledning 42
6.2 FEP-analys 42
6.2.1 Resultat av FEP-analysen 43
6.3 Initialtillstånd 43
6.4 Val och beskrivning av scenarier 43
6.4.1 Referensscenariot 44
6.4.2 Alternativa scenarier 46
6.4.3 Oavsiktligt mänskligt intrång 48
6.5 Modeller och data 48
6.5.1 Referensscenariot 49
6.5.2 Alternativt scenario – stor spricka 53
6.5.3 Alternativt scenario – boende vid platsen 54
6.5.4 Alternativt scenario – extremhändelse 55
6.5.5 Oavsiktligt mänskligt intrång 56
6.5.6 Dosrat till biota 57
6.6 Doser i referensscenariot 57
6.6.1 Dos till allmänhet 58
6.6.2 Dosrat till biota 63
6.7 Doser för alternativa scenarier 64
6.7.1 Dos till allmänhet 64
6.7.2 Dosrat till biota 68
6.8 Doser för scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång 69

7 Sammanfattning och diskussion 70
7.1 Sammanfattning av doser till personal 70
7.1.1 Doser vid arbete enligt plan 70
7.1.2 Doser vid avvikande händelser 70
7.2 Sammanfattning av doser efter förslutning 71
7.2.1 Dos till allmänhet 71
7.2.2 Dosrat till biota 72
7.3 Diskussion 73
7.3.1 Jämförelse med strålskyddskriterier 73
7.3.2 Slutsats av säkerhetsanalysen 74

8 Referenser 75

Bilagor

Bilaga A. Statistisk analys av aktivitetskoncentrationer och lakdata

Bilaga B. Data för beräkning av doskonsekvenser under utgrävning, deponering och förslutning

Bilaga C. Matematiska modeller för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning

Bilaga D. Data för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning

Bilaga E. FEP-analys och hantering av FEP

Kemakta KONSULT

1 Introduktion

Søve gruvor bedrev gruvverksamhet under perioden 1953-1965 i Nome kommun. Produktionen har skapat avfall med ett innehåll av naturligt förekommande radioaktivt material (så kallat NORM) som ligger över det gränsvärde för vad som idag bedöms vara deponeringspliktigt radioaktivt avfall.

I 2014 utfärdade Statens strålevern (nu Direktoratet för strålskydd och atomsäkerhet) ett föreläggande till Närings- och Fiskeridepartementet (NFD) att genomföra nödvändiga åtgärder för att säkerställa att det radioaktiva avfallet efter Søve gruva inte orsakar skada eller olägenheter för människor och miljö. Användningen av området där det radioaktiva gruvavfallet nu finns ska, efter att åtgärderna har genomförts, inte begränsas på grund av den tidigare förekomsten av det radioaktiva gruvavfallet. Projektet har för avsikt att gräva ut och deponera det radioaktiva avfallet i ett ytnära slutförvar. Slutförvaret består av en sarkofagliknande betongkonstruktion i närheten av var avfallet ligger idag, se figur 1-1. Efter detta är slutfört kommer det inte längre att finnas något behov av restriktioner för användningen av området relaterat till radioaktivt avfall.

Denna rapport dokumenterar den säkerhetsanalysens som gjorts för att demonstrera att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt. Säkerhetsanalysen är ett underlag till den mer omfattande konsekvensutredningen som görs inom projektet (Bergfald, 2025). Utvärderingen av strålsäkerhet sker främst genom att identifiera och kvantifiera potentiella doskonsekvenser för människor och miljön, samt att jämföra resultaten mot gränser och kriterier som är fastställda av myndigheterna, och andra relevanta strålsäkerhetskriterier. Säkerhetsanalysen omfattar två delar, dels utvärdering av doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning, dels en utvärdering av doskonsekvenser efter förslutning.

Figur 1-1. Illustration av slutförvarets tänkta placering (sarkofagen i ljusgrönt mitt i bilden, strax ovanför vägen).

2 Metodik för säkerhetsanalysen

2.1 Inledning

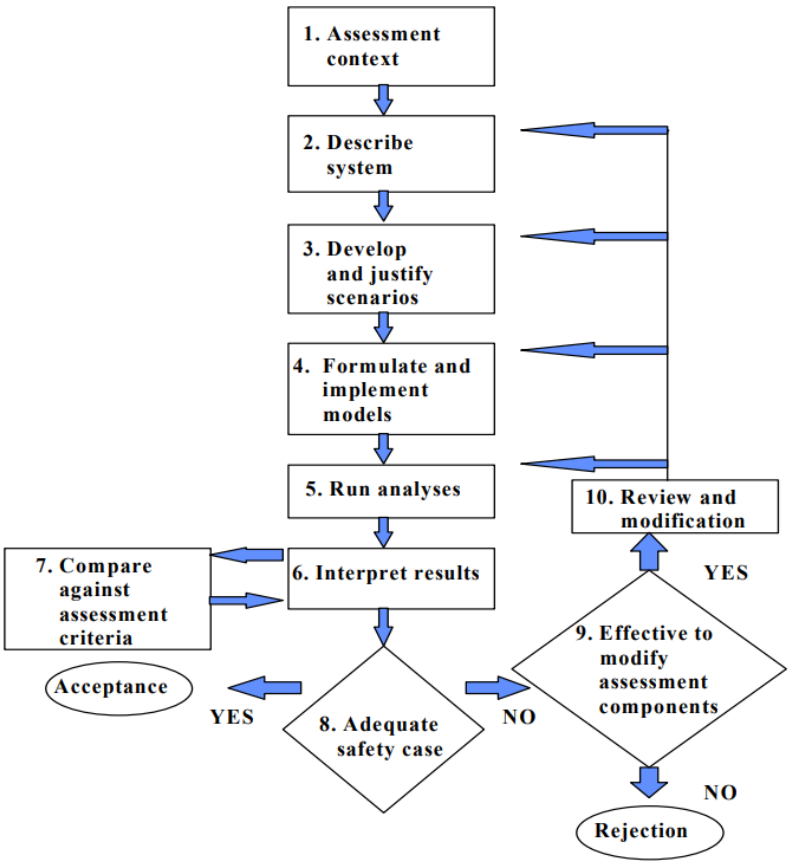
Livscykeln för ett slutförvar för radioaktivt avfall kan delas in i tre perioder, vilka är före drift, under drift och efter förslutning. Säkerhetsanalysen ska utföras för slutförvarets hela livscykel. Perioderna kan definieras som följer (IAEA 2012, paragraf 2.10):

- **Före drift:** Perioden inkluderar till exempel aktiviteterna utvecklingen av förvarskonceptet, val av förläggningsplats, miljökonsekvensbeskrivning, utveckling av detaljerad designen av förvaret, ansökning av tillstånd, samt slutligen uppförande av anläggningen.
- **Under drift:** Perioden antas vanligtvis börja när avfall först tas emot på anläggningen och fortsätter fram till dess att alla delar av förvaret är förslutna. Det är inte ovanligt att det under driftperioden sker byggverksamhet i en del av förvaret samtidigt som deponering sker i en annan del.
- **Efter förslutning:** Perioden startar vid den tidpunkt då alla delar av förvaret är förslutna.

I detta projekt är gränserna mellan perioderna före och under drift inte helt tydliga, eftersom det radioaktiva avfallet som ska deponeras redan befinner sig på förläggningsplatsen under uppförandet av förvaret. Vidare är det samma personal som kommer att hantera avfallet från det att avfallet transporteras från sin nuvarande plats (slagghögen, vaskerijorden, respektive avgångsdeponin) tills det att avfallet är deponerat i sarkofagen. Säkerhetsanalysen är därför uppdelar i två tidsperioder i detta projekt, vilka är **perioden för utgrävning och deponering av avfallet, samt förslutning av förvaret** och **perioden efter förslutning av förvaret**.

Metodiken som tillämpas för säkerhetsanalysen i denna rapport, är baserad på den metodik som utvecklades inom IAEA-projektet ISAM *(Improvement of Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities*, IAEA 2004a), se figur 2-1 och figur 2-2. Denna metodik uppfyller de generella rekommendationer för säkerhetsredovisningar (*safety case*) och säkerhetsanalyser som ges av IAEA för deponering av radioaktivt avfall (se IAEA 2012).

Metodiken i ISAM-projektet är primärt framtagen för analyser av säkerhet efter förslutning av förvar för radioaktivt avfall. Detta projekt omfattar även analys av säkerhet under utgrävning, och deponering av avfallet, och förslutning av förvaret. ISAM-metodiken är tillämpbar även för denna del av säkerhetsanalysen, förutom för valet av scenarier (steg 3 i ISAM-metodiken). Metodiken som här tillämpas för valet av scenarier under utgrävning, deponering och förslutning är att identifiera och beskriva ett antal scenarier (benämnda fall att utvärdera och avvikande händelser i figur 2-2); denna metodik följer de rekommendationer för säkerhetsanalys som ges av IAEA för hantering av radioaktivt avfall innan deponering (IAEA 2013, avsnitt 5, speciellt *development and justification of scenarios*).

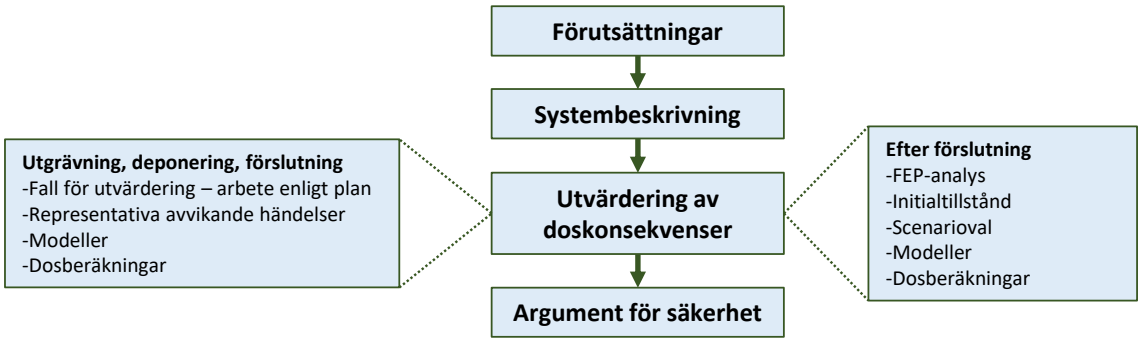


Figur 2-1. Metodiken i ISAM-projektet (Figur 1 i IAEA 2004a).

Den generella metodiken för säkerhetsanalysen presenteras schematiskt i figur 2-2 och förklaras i lite mer detalj i avsnitt 2.2. Förutsättningar (avsnitt 3) och systembeskrivning (avsnitt 4), vilka är de två första stegen i säkerhetsanalysen, är i princip desamma för både perioden för utgrävning, deponering och förslutning av avfallet och perioden efter förslutning av förvaret. Det skiljer sig dock i vilken data som krävs för utvärdering av doskonsekvenser. I nästa steg i säkerhetsanalysen, utvärdering av doskonsekvenser, skiljer sig metodiken för de två tidsperioderna utgrävning, deponering och förslutning (avsnitt 5), samt efter förslutning (avsnitt 6).

Sista steget i säkerhetsanalysen är att redovisa argument för att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt (avsnitt 7).

Metodiken för respektive steg i säkerhetsanalysen presenteras i mer detalj nedan.



Figur 2-2. Metodik för säkerhetsanalysen – separata utvärderingar av doskonsekvenser görs för arbetet med utgrävningarna av de radioaktiva avfallet, deponering och förslutning, och för perioden efter förslutning.

2.2 Stegen i metodiken för säkerhetsanalysen

2.2.1 Förutsättningar

Första steget är att etablera de förutsättningar (eng. *assessment context*) som behövs för att kunna genomföra säkerhetsanalysen. Förutsättningar kan vara till exempel syftet med säkerhetsanalysen, myndighetskrav som ställs på säkerhetsanalysen, metod för att demonstrera strålsäkerhet och uppfyllelse av myndighetskrav, vilken tidperiod som analysen ska omfatta och institutionell kontroll. Förutsättningarna beskriv mer detaljerat i avsnitt 3.

2.2.2 Systembeskrivning

Med *system* avses här inte bara själva förvaret för radioaktivt avfall, utan även det område där verksamhet kommer att bedrivas inom projektets ramar samt områden i närheten av förvaret som kan bli påverkade av eventuella utsläpp av radioaktivitet. Systemet i denna säkerhetsanalys är beskrivet mer detaljerat i avsnitt 4.

I systembeskrivningen ingår information som behövs för att kunna utvärdera konsekvenserna, vilket är nästa steg i metodiken. Information som ska ingå är till exempel data för avfallet, designen av förvaret, samt geologiska och hydrologiska förhållanden i förvarets omgivning.

I systembeskrivningen ingår även att beskriva hur arbetet är planerat att utföras, dvs identifiering och beskrivning av arbetsmoment under utgrävning, deponering av avfallet och förslutning av förvaret som kan ge upphov till att personal exponeras.

2.2.3 Utvärdering av doskonsekvenser

Utvärderingen av doskonsekvenser utförs separat för perioden för utgrävning, deponering och förslutning, och för perioden efter förslutning av förvaret, då metodiken som används för utvärderingen av konsekvenser i de två perioder skiljer sig åt i ett flertal aspekter. Metodiken för utvärdering av doskonsekvenser beskrivs kortfattat nedan.

Perioden för utgrävning, deponering och förslutning

Utvärderingen utgår från de i systembeskrivningen identifierad och beskrivna arbetsmoment där exponering av personal förväntas förekomma under det planerade arbetet. Ett antal fall definieras för att beräkna doskonsekvenser för, förutsatt allt arbete går enligt plan (motsvarande *scenarios for normal operation* i IAEA 2013).

Därefter identifieras typiska avvikande händelser från det planerade arbetet som kan inträffa (motsvarande *hazards and initiating events* i IAEA 2013). Även ett urval av representativa

händelser som avviker från det planerade arbetet väljs för utvärdering (motsvarande *scenarios for anticipated operational occurrences* i IAEA 2013).

Konceptuella och matematiska modeller sätts sedan upp för att beräkna stråldoser till personal för de valda fallen, samt lämpliga data för ingående parametrar väljs baserat på systembeskrivningen. Slutligen beräknas stråldoser till personal för de planerade arbetsmomenten samt för de valda representativa avvikande händelserna. Dos till allmänheten beräknas inte under perioden för utgrävning, deponering och förslutning då den är negligerbar jämfört med den dos som arbetarna exponeras för på grund av avståndet till allmänheten.

Perioden efter förslutning

Utvärderingen av doskonsekvenser börjar med en FEP-analys där relevanta egenskaper, händelser och processer (eng. *FEP – Features, Event, Process*) som kan påverka förvarets skyddsförmåga, eller är viktiga för att kvantifiera doskonsekvenser från potentiella utsläpp, identifieras. Därefter beskrivs initialtillståndet, vilket är relevanta egenskaper hos avfallet, förvarets egenskaper och dess omgivning vid tidpunkten direkt efter förslutning.

I scenariovalet analyseras osäkerheter i FEP för att identifiera vilka FEP som kan leda till att förvarets skyddsförmåga inte kan upprätthållas. Ett begränsat antal scenarier väljs sedan ut för utvärdering. Konceptuella och matematiska modeller sätts upp för att analysera de valda scenarierna, samt lämpliga data för ingående parametrar väljs. Slutligen beräknas stråldoser till människor i allmänheten, växter och djur.

2.2.4 Argument för strålsäkerheten

Huvudsyftet med säkerhetsanalysen i denna rapport är att demonstrera att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt. Detta sista steg i säkerhetsanalysen ger argument för att förvaret är strålsäkerhet, där argumenteringen vilar på att utvärdera de beräknade doskonsekvenserna mot myndighetskrav och andra relevanta kriterier relaterade till strålsäkerhet under förvarets livscykel.

3 Förutsättningar

I detta avsnitt beskrivs de förutsättningar (eng. *assessment context*) som genomförandet av säkerhetsanalysen grundar sig på, i synnerhet utvärderingen av doskonsekvenser.

Denna rapport omfattar två delar av säkerhetsanalysen (utvärdering av konsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning och utvärdering av konsekvenser efter förslutning). Dessa två har en del gemensamma förutsättningar men kräver även att specifika förutsättningar definieras för respektive del.

Genomförandet av säkerhetsanalysen genomsyras av IAEA:s krav på en *graded approach* (IAEA 2009, 2011), dvs att säkerhetsanalysen utförs till en detaljnivå som står i proportion till storleken av avfallets inneboende farlighet och dess potentiella strålningsrisker, samt förvarets komplexitet.

3.1 Säkerhetsanalysens syfte och demonstration av säkerhet

Säkerhetsanalysens övergripande syfte är att demonstrera att det radioaktiva avfallet kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt. Detta sker främst genom att identifiera och kvantifiera potentiella doskonsekvenser för människor och miljön, samt att jämföra resultaten mot gränser och kriterier som är fastställda av myndigheterna, samt andra relevanta strålsäkerhetskriterier.

Tillvägagångssättet för demonstration av säkerhet avser myndighetskrav som måste uppfyllas, samt mål och principer relaterade till strålsäkerhet som bör tillämpas. Kraven är uppsatta för är att skydda människor och miljö från skadliga effekter av joniserande strålning (IAEA 2006). Målet i detta projekt är att bygga förvaret i Søve, deponera avfall och försluta förvaret på ett sådant sätt att strålsäkerheten, både före och efter förslutning, är optimerad med hänsyn till sociala, ekonomiska faktorer.

De doskonsekvenser som beräknas i denna rapport är:

- effektiv dos till personal under utgrävning, deponering och förslutning (uttryckt i Sv),
- årlig effektiv dos till allmänheten efter förslutning (uttryckt i Sv), samt
- absorberad dosrat till akvatiska och terrestra organismer efter förslutning (uttryckt i Gy/h).

I tabell 3-1 summeras de kriterier som de kvantitativa resultaten utvärderas mot, samt vilken föreskrift eller annan rekommendation som kriterierna baseras på. I resten av rapporten används genomgående de kortare termerna ”dos” till personal, ”årlig dos” till allmänhet efter förslutning och ”dosrat” till biota.

Screeningvärdet för biota på 10 μGy/h motsvarar den dosrat där signifikanta effekter som påverkar arten på populationsnivå kan uppstå, inklusive hänsyn tagen till dataosäkerheter (Andersson et al. 2009, Garnier-Laplace et al. 2010). Om dosraterna är lägre än screeningvärdet är ett potentiellt utsläpp från ett förvar högst osannolikt att orsaka skadliga effekter på överlevnad och reproduktion hos organismer. Om en dosrat överstiger screeningvärdet bör en mer detaljerad utredning av val av relevant dosrat göras utifrån exponeringsparametrar och osäkerheter.

En annan viktig aspekt för att demonstrera säkerheten är att säkerhetsanalysen tillämpar en strukturerad metodik (presenterad i avsnitt 2) som är förankrad i nationella såväl som internationella rekommendationer och praxis. Dessutom bidrar en strukturerad metodik till att dokumentationen blir transparent och spårbart, vilket ytterligare demonstrerar säkerheten.

Kemakta KONSULT

Tabell 3-1. Strålskyddskriterier att använda i demonstrationen av säkerheten samt kommentar om vad de valda värdena baseras på.

Exponerad person/organism	Kriterium/värde	Föreskrift/kommentar
Personal under arbetet med det radioaktiva avfallet	Total [a] effektiv dos 0,25 mSv	Baserat på § 6 i Strålevernföreskriften: *Virksomheten skal planlegge strålingen og skjermingstiltakene slik at ikke-yrkeseksponerte arbeidstakere og allmennhet ikke eksponeres for en effektiv dose som overstiger 0,25 mSv/år.*
Allmänhet efter förslutning	Årlig effektiv dos 0,25 mSv	Baserat på § 6 i Strålevernföreskriften: *Virksomheten skal planlegge strålingen og skjermingstiltakene slik at ikke-yrkeseksponerte arbeidstakere og allmennhet ikke eksponeres for en effektiv dose som overstiger 0,25 mSv/år.*
Boende runt platsen vid oavsiktliga mänskliga intrång	Årlig effektiv dos <1 mSv [b] 1-20 mSv [c] >100 mSv [d]	IAEA 2011, paragraf 2.15
Akvatiska och terrestra organismer	Absorberad dosrat 10 μGy/h	ERICA generellt screeningvärde (se text)

a. Det är valt att totala dosen till en arbetare under projektet är en lämplig storhet att jämföra mot strålskyddskriteriet, då det är planerat att arbetet tar mindre än ett år.

b. För intrång som förväntas leda till en årlig dos under 1 mSv är det inte motiverat att vidta åtgärder minska sannolikheten för intrång eller begränsa dess konsekvenser.

c. För intrång som förväntas leda till en årlig dos i intervallet 1–20 mSv, är rimliga åtgärder motiverade att vidta för att minska sannolikheten för intrång eller begränsa dess konsekvenser genom optimering av anläggningens design.

d. För intrång som förväntas leda till en årlig dos på över 20 mSv bör alternativa deponeringsalternativ övervägas, till exempel deponering av avfallet djupare under markytan.

3.2 Säkerhetsstrategi

Säkerhetsstrategin refererar generellt till det tillvägagångssätt som tillämpas vid val av ett slutförvars förläggningsplats och design för att uppfylla mål, principer och kriterier, uppfylla myndighetskrav, säkerställa att god ingenjörssed och säkerhetskultur tillämpas, samt att strålsäkerheten är optimerad.

3.2.1 Förvarskoncept

För detta projekt har en sarkofaglikande, ytnära betongkonstruktion valts för att slutförvara det radioaktiva avfallet. Förläggningsplatsen av sarkofagen är på samma fastighet som avfallet nu finns, vilket har fördelen att avfall inte kommer att transporteras på allmän väg.

3.2.2 Strategi vid utgrävning, deponering och förslutning

Vid arbetet med utgrävning och deponering av massorna, samt vid förslutning av sarkofagen säkerställs hög strålsäkerhet genom att allt arbete är väl planerat innan det påbörjas och att det utförs med hög kvalitet, samt att en god säkerhetskultur tillämpas av alla inblandade i projektet.

3.2.3 Strategi efter förslutning

Efter det att sarkofagen har förslutits beror strålsäkerheten på sarkofagens förmåga att innesluta det radioaktiva avfallet och att isolera det från omgivningen, vilket är i linje med säkerhetsstrategin rekommenderad av IAEA (2014). För ett slutförvar av den typ som planeras i Søve säkerställs förmågan huvudsakligen genom att förvaret har en robust design och att materialet som används i bygget är av beprövad hög kvalitet som förväntas hålla sin funktion under en lång tid.

Säkerheten efter förslutning beskrivas med *säkerhetsfunktioner*. En säkerhetsfunktion kan definieras som *”den roll en komponent i förvaret har för att bidra till säkerheten efter förslutning”*. Säkerheten efter förslutning hos ett slutförvar för radioaktivt avfall får inte vara helt beroende av endast en säkerhetsfunktion, utan säkerheten ska tillhandahållas med hjälp av flera säkerhetsfunktioner (se IAEA 2011, *Requirement 7*). De säkerhetsfunktioner som identifieras för sarkofagen och andra barriärer diskuteras i avsnitt 4.5.

3.3 Institutionell kontroll och övervakning

Institutionell kontroll omfattar all kontroll av en plats för radioaktivt avfall, som utförs av myndigheter eller en annan institution som utsetts enligt lagstiftningen (IAEA 2022). Institutionell kontroll kan vara *aktiv* (så som monitering och övervakning) eller *passiv* (så som restriktioner på hur marken får användas).

3.3.1 Aktiv övervakning

En plan för aktiv övervakning av deponin efter förslutning kommer att tas fram. Exempel på aktiv övervakning är monitering av radionuklider i grundvatten uppströms (monitering av bakgrundsnivåer) och nedströms sarkofagen (monitering av eventuellt utsläpp från sarkofagen).

3.3.2 Passiv övervakning

Passiv övervakning av förvaret efter förslutning kommer införas i form av restriktioner för hur marken där förvaret är lokaliserat får användas och bevarande av information om förvarets utförande och innehåll för framtida generationer.

Markanvändningsrestriktioner är relevanta för att, så länge som möjligt, hindra att människor i framtiden ska utföra handlingar som påverkar förvarets funktion, till exempel utföra grävarbeten i förvarets omedelbara närhet.

En viktig aspekt för strålsäkerheten efter förslutning för ytnära förvar är att vidta åtgärder för att bibehålla dokumentation, kunskap om och minnet av förvaret (eng. *Records, Knowledge and Memory, RK&M*[1]), vilket bidrar till att öka skyddet mot att oavsiktliga mänskliga intrång sker i framtiden. I säkerhetsanalysen antas det att så länge kunskap om förvaret och minnet av det är bevarad i samhället kommer inte oavsiktliga mänskliga intrång ske.

I analysen av säkerheten efter förslutning behövs det antas hur länge övervakningen kommer att fortgå. Så länge som kunskapen om förvaret plats, syfte och förståelse för avfallets radiologiska risker bevaras görs antagandet att oavsiktligt mänskligt intrång inte kan ske. Däremot antas att ett oavsiktligt mänskligt intrång kan ske efter det att all övervakning, aktiv som passiv, inte längre upprätthålls.

[1] RK&M - records, knowledge and memory. Se till exempel https://www.oecd-nea.org/rwm/rkm/documents/flyer-A4-rkm-collective-statement-en-2014.pdf

Det går inte med säkerhet förutsäga hur länge kunskapen om förvaret i Søve kommer att bevaras. Internationellt antas ofta att perioden för institutionell kontroll sträcker sig som längst ”några hundra år” (IAEA 2012). I analyser av säkerhet efter förslutning används detta ofta som gräns för när oavsiktligt mänskligt intrång tidigast kan ske, dvs det antas att kunskapen om förvaret går förlorad direkt efter det att institutionell kontroll upphör. I Sverige och Finland antas det att under de första 300 åren, respektive 200 åren, efter förslutning kommer ingen oavsiktligt mänskligt intrång att ske i deras geologiska slutförvar (SKB 2023a, Posiva 2021a). I denna säkerhetsanalys antas att kunskapen om förvaret kommer att bevaras under minst 200 år. Under den tiden antas inget oavsiktligt mänskligt intrång kunna ske.

3.4 Säkerhetsanalysens tidsperiod

Med *tidsperiod* avses här den period som ska täckas av kvantitativa beräkningarna för doskonsekvenser till människor och biota. Vilken tidsperiod som ska beaktas bör definieras genom att ta hänsyn till nationella bestämmelser och riktlinjer, såväl som egenskaperna hos det specifika slutförvaret, platsen och det avfall som ska deponeras. I Norge finns ingen tidsperiod inskriven i föreskrifter och inte heller någon riktlinje från myndigheterna om val av tidsperiod för säkerhetsanalyser.

Generellt bör analysen täcka den tidsperiod som är tillräckligt lång för att fastställa den högsta dosen, eller risken, för framtida generationer. Detta är inte alltid möjligt eller meningsfullt. Osäkerheterna i analysen ökar dock markant med tiden och begränsar dess meningsfullhet. Detta kan begränsa tidsperioden för analysen i allmänhet, eller åtminstone över vilken tid kvantitativa beräkningar bör redovisas.

IAEA bedömer att det inte är möjligt att fastställa en universell tidsperiod över vilken meningsfulla kvantitativa resultat från modellering kan erhållas (IAEA 2012, § 6.45). För ytnära slutförvar kommer osäkerheterna i modelleringsresultaten redan att vara betydande när man beaktar perioder på hundratals år, och kvantitativa uppskattningar kan bli meningslösa redan efter en period på tusen år.

Förutsättningen i detta projekt är att slutförvaret i Søve kommer säkra det radioaktiva avfallet i ett långtidsperspektiv. Beräkningar och prospekteringar visar att slutförvarets funktion förväntas upprätthållas i minst 1000 år (SINTEF 2025). Det är således rimligt i säkerhetsanalysen att utvärdera om förvaret kommer att ha tillräcklig förmåga att skydda människors hälsa och miljön från skadlig verkan av joniserande strålning i minst 1000 år. För att täcka in potentiella doskonsekvenser även i ett längre tidsperspektiv är det i säkerhetsanalysen valt att redovisa kvantitativa beräkningar av doskonsekvenser för en tidsperiod på 5000 år efter förslutning.

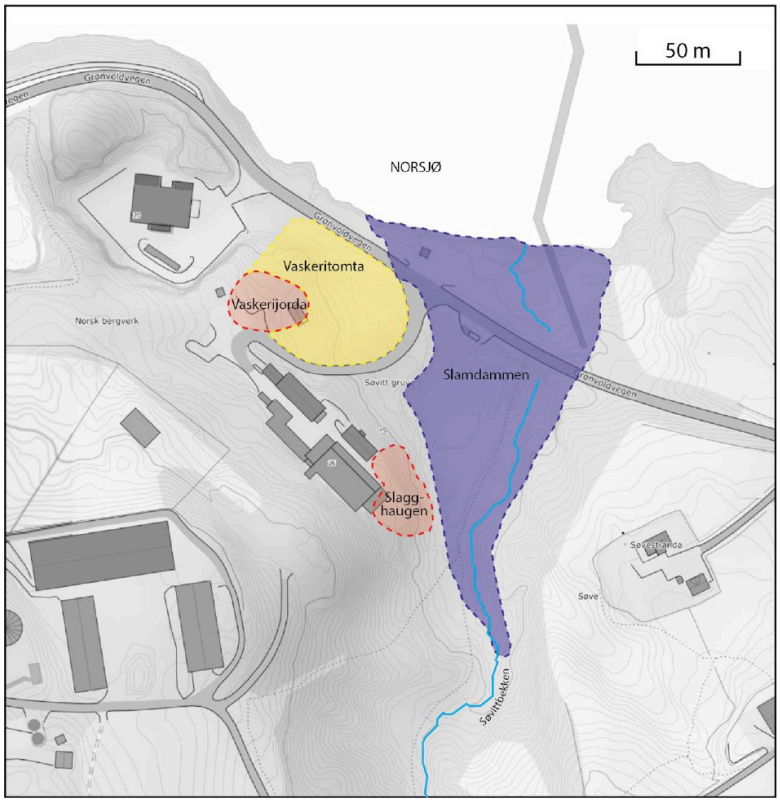
4 Systembeskrivning

Systembeskrivningen omfattar information om avfallet (avsnitt 4.1), förvaret (avsnitt 4.2), och förvarets omgivning (avsnitt 4.3) som behövs för utvärderingen av doskonsekvenserna. I systembeskrivningen ingår även beskrivning av de arbetsmoment som ska utföras under utgrävning, deponering av avfallet och förslutning av förvaret som kan ge upphov till att personal exponeras (avsnitt 4.4). I avsnitt 4.5 identifieras säkerhetsfunktioner för säkerhet efter förslutning

4.1 Det radioaktiva avfallet

4.1.1 Existerande kunskap

Det radioaktiva avfallet finns främst i två områden: slagghögen (Slagghaugen) och vaskerijorden (Vaskerijord), se figur 4-1. Enstaka slaggklumpar har även hittats i avgångsdeponin (Slamdammen) och en ”hot spot” med pyroklorkoncentrat har hittats i Vaskeritomten.



Figur 4-1. Karta över de områden där det radioaktiva avfallet har påvisats (Bergfald, 2025).

Slagghögen

Slagget bildades när det niobrika pyroklorkoncentratet smältes aluminotermiskt för att framställa ferroniob. Vid processen separerades niob från övriga radioaktiva föroreningarna, vilka hamnade i slagget. Mellan 1958 och 1965 producerades cirka 350 ton ferroniob och 600–1000 ton slagg, som tippades i sluttningen sydost om det gamla smältverket (nu Ulefoss Mekaniske).

Slagget innehåller naturligt uran och torium från malmen på Søve. Halterna varierar betydligt mellan prover: upp till 120 Bq/g för U-238 och 70 Bq/g för Th-232, men ofta betydligt lägre.

Kemakta KONSULT

Detta gör det svårt att fastställa en tydlig aktivitetsnivå. Slagghögen består i dag av slagg, fyll- och täckmassor på omkring 2000 m³.

Vaskerijorden

Vaskerijorden består av processrester och lokalt jordmaterial från anrikningen av niobmalm. När malmen krossades och sköljdes separerades de tunga mineralen, medan lättare fraktioner och spill pumpades ut på marken väster om det gamla tvätteriet. Där har några hundra ton sand med pyroklor samlats i sluttningen.

Området uppskattas till cirka 500 m³ och uppvisar mycket varierande aktivitet – upp till 14 Bq/g för U-238 och 34 Bq/g för Th-232, men ofta nära bakgrundsnivåer. Mänsklig aktivitet i området har sannolikt bidragit till omblandning av förorenade massor.

Avgångsdeponin

Avgångsdeponin (eller slamdammen) ligger norr om slagghögen. Här deponerades främst lätta mineraler från tvättprocessen. Under driftåren återvanns endast 50–60 % av niobinnehållet; resten följde med som små pyroklorkorn i avfallet.

Totalt uppskattas omkring en miljon ton avfall ha deponerats i området. Större delen bestod av kalkmineral, varav en del såldes till jordbruk eller spolades ut i Norsjø. Endast mindre mängder finns kvar i dag.

Provtagningar visar låga aktivitetsnivåer (upp till 0,2 Bq/g U-238 och 0,45 Bq/g Th-232), klart under gränsen för radioaktivt avfall. Området bedöms därför inte ha ett åtgärdsbehov. Dock har enstaka slaggklumpar identifierats, vilka ska samlas in och deponeras tillsammans med övrigt slagg.

4.1.2 Lakbarhet

Lakbarhet slagg

Lakbarheten av slaggen har utvärderats från de lakförsök som tidigare utförts på slagg från Søve gruvor (Liljedahl et al., 2018). Vidare har en jämförelse gjorts med lakförsök som utförts på slagg från niobframställningen vid Saint Lawrence Columbium mine i Oka, Québec, Kanada (Desbarats et al., 2024) samt undersökningar från tre platser med niobslagg i USA (Felmy et al., 2002).

Två typer av värden för bedömning av lakningen från materialen vid Søve har valts, dels ett huvudfall som bygger på en försiktig tolkning av de försök som finns tillgängliga på material från Søve och från andra ställen med liknade material, dels ett pessimistiskt fall som utgår från att lakningen kan öka väsentligt i framtiden.

Torium

Det enda försök som finns på lakning av slagg från Søve visar på mycket låga halter i laklösningen av torium (0,027 µg/l). Detta är lägre än de maximala halter som anges för den kanadensiska gruvan SLC, dvs ca 0,1 µg/l i de senare skedena av lakningen både i fältförsöken och laboratoriekolonnerna (Desbarats et al., 2024). Den lakbara halten i slaggen från Søve är också väsentligt lägre än de högsta halterna som anges i den amerikanska studien (7 – 9 µg/l), men den slagg som testats där är av en annan typ en den som finns i Søve och SLC. Även om samma metod för framställning av ferroniob använts vid SLC som i Søve finns markanta skillnader i den mineralogiska sammansättningen av slaggen (Mitchell och Mariano, 2016).

Ett rimligt konservativt val utgår från den lakbara halten 0,1 µg/l från SLC, då det är resultatet av flera samstämmiga tester. Toriumhalterna uppmätta i grundvattnet nedanför slagghögen är

Kemakta KONSULT

också mycket låga, <0,2 µg/l (Bergfald, 2025). Baserat på en fastfashalten av torium i SLC i storleksordningen 2000 mg/kg, skulle halten 0,1 µg/l motsvara ett Kappa-värde på 0,0001/2000 = 5E-8 kg/l. Med en medelhalt torium på 10 000 mg/kg så skulle detta ge en initial halt på 0,5 µg/l. Det pessimistiska valet av Kappa-värde utgår från en halt som mer motsvarar den i den amerikanska studien, 10 µg/l i lösning och 10 000 mg/kg fastfasen, vilket skulle ge ett Kappa på 1E-6 kg/l. De mycket låga Kappa-värdena innebär att lakningen pågår under mycket lång tid och hela mängden slutligen är lakbar.

Uran

Även för uran så är halterna uppmätta i lakprovet från Søve (0,38 µg/l) högre än värdet från kolonnlakningen vid SLC (mindre än 0,1 µg/l i slutskedet av försöket) men väsentligt lägre än värdet från lakningen med tunnor (30 µg/l i slutskedet) samt de amerikanska högsta värdena (15 µg/l). Ett argument för att använda ett av de lägre värdena för en långtidsbedömning för Søve är att den höga lakning till en del hänförs till kontakt med CO_2 i luften, något som inte förväntas vara normalfallet i den förslutna sarkofagen. En utgångspunkt skulle då kunna vara de värden som uppmätts i lakprovet från Søve (0,4 µg/l) och en fastfashalt på 3000 mg/kg, vilket skulle ge ett Kappa-värde på 1,3E-7 kg/l. Detta värde bedöms dock som lågt utifrån de halter som uppmätts i grundvattnet nedanför slagghögen (ca 60 µg/l). Därför väljs ett Kappa-värde på 1E-5 kg/l i huvudfallet. Som ett pessimistiskt fall antas ett Kappa-värde på 5E-5 kg/l som skulle ge halter i en lakvätska som motsvarande de högsta som uppmätts i de kanadensiska försöken.

Radium

Generellt så har de prover på fasta material där flera medlemmar i radionuklidkedjorna analyserats visat att både U-238-kedjan och Th-232-kedjan befinner sig nära jämvikt. Dock kan skillnader i löslighet och mobilitet mellan olika ämnen i en radionuklidkedja leda till avvikelser från jämvikt i en vattenlösning. De kolonnförsök som utförts på vaskerijord och slagg från Søve indikerar upp till 200 gånger högre halter Ra-226 i lakvätskan än vad som skulle förväntas av en radioaktiv jämvikt med U-238 (Liljedahl et al., 2018). För kedjan Th-232 till Ra-228 så medgav inte analyserna att ta fram någon begränsad kvot Ra-228/Th-232.

Vatten från tre grävda gropar nedanför slagghögen har analyserats avseende Ra-226 och Ra-228 (IFE, 2008). Halterna Ra-226 var mellan 0,016 och 0,018 Bq/l och av Ra-228 mellan 0,16 och 0,18 Bq/l. Vattnet var filtrerat genom pappersfilter för att avlägsna större partiklar. Halten av uran eller torium rapporteras inte av IFE (2008). Multiconsult (2006) rapporterar uran- och toriumhalter i två provgropar nedanför slagghögen dock utan närmare beskrivning av hur proven tagits eller filtrerats. Dessa hade en halt uran på mellan 18 och 30 µg/l vilket motsvarar 0,22 till 0,37 Bq/l av U-238. Detta skulle indikera att Ra-226 förekommer i halter lägre än jämviktshalten. De rapporterade toriumhalterna varierande mellan <0,1 µg/l och 0,5 µg/l, vilket motsvara halter av Th-232 på <0,0004 respektive 0,002 Bq/l. Detta är lägre än de aktivitetskoncentrationer för R-228 som rapporteras i IFE (2008) och indikerar en kvot Ra-228/Th-232 i vatten i storleksordningen 80 till 400. NGI (2010) rapporterar uran- och toriumhalter från gropar nedanför slagghögen, där uranhalterna är i nivå med de som rapporteras av Multiconsult (2006), dvs 15 till 23 µg/l. Toriumhalterna är dock lägre (0,022 till 0,038 µg/l) vilket skulle indikera högre Ra/Th-kvoter. Eftersom proverna tagits vid olika tillfällen och med olika metoder finns stora osäkerheter i denna utvärdering.

I de övriga undersökningarna av slagg från niobtillverkning (Felmy et al., 2002 och Desbarts et al., 2024) ges ingen användbar information om halter av dotternuklider i eluat från lakning.

För huvudfallet väljs ett Kappa-värde på 2,5E-5 kg/l. Det skulle för slaggen i Søve ge en lakhalt Ra-226 och Ra-228 i storleksordningen 1 Bq/l. Som pessimistiskt fall väljs ett Kappa-värde på 2,5E-4 kg/l.

Bly och polonium

Inga data finns för lakning av bly eller polonium från vaskerisanden. Där har det antagits att utlakning av bly och polonium följer utlakningen av radium.

Lakbarhet vaskerijord

Lakbarheten av vaskerijord har utvärderats från de kolonnförsök som utförts på vaskerijord från Søve gruvor (Liljedahl et al., 2018) samt de kolonn- och skakförsök som utförts inför konsekvensutredningen (Bergfald, 2024 och 2025).

Torium

Skakförsöken på vaskerijord genomförda i november 2024 ger ett medelvärde för Kappa-värden på 7,4E-6 kg/l medan skakförsöken från maj 2025 ger ett medelvärde för Kappa på 1,6E-4 kg/l med antagande om att 100% är lakbart. Dock har skakförsöken genomförts på vaskerijord med relativt låga toriumhalter och Kappa minskar kraftigt med ökande toriumhalter. Därför har ett Kappa-värde på 1E-4 kg/l valts, vilket motsvarar lakningen av vaskerisand med halter över 1 kBq/kg (250 mg/kg) och som ett pessimistiskt Kappa-värde på 1E-3 kg/l.

Uran

För uran ger skakförsöken från november 2024 för vaskerijord ett medelvärde för Kappa-värden på 2E-5 kg/l, vilket motsvarar det Kappa-värde som kan estimeras från kolonnförsöket (1,8E-5 kg/l). Skakförsöken utförda maj 2025 ger ett högre medelvärde, 2,9E-4 kg/l med antagande att 100% är lakbart. På samma sätt som för torium så minskar Kappa-värdet med ökande totalhalter. För uran används Kappa-värdet 3E-5 kg/l, motsvarande halter över 1 kBq/kg (80 mg/kg). Som ett pessimistiskt fall används ett Kappa på 3E-4 kg/l.

Radium

För huvudfallet föreslås ett Kappa-värde på 8E-4 kg/l, vilket är 25 gånger högre än valt värde för uran och motsvarar den kvot Ra-226/U-238 som sågs i kolonnförsöket 2018. Det skulle för vaskerijorden i Søve ge en lakhalt på 0,5 Bq/l för både Ra-226 och Ra-228, vilket motsvarar det uppmätta värdet för Ra-226. Som ett pessimistiskt fall används ett Kappa-värde på 8E-3 kg/l.

Bly och polonium

Inga data finns för lakning av bly eller polonium från vaskerisanden. Där har det antagits att utlakning av bly och polonium följer utlakningen av radium.

4.1.3 Indata till säkerhetsanalysen

Då avfallet skiljer i karaktär på området har det radioaktiva avfallet som ska deponeras delats in i tre avfallstyper vid beräkning av doskonsekvenser. De tre avfallstyperna som säkerhetsanalysen omfattar är:

- Slagghögen (som består av slagg och lösmassor)
- Vaskerijorden
- Slaggklumpar (i avgångsdeponin)

De olika avfallstyperna diskuteras i mer detalj nedan.

Mängder

Totala volymen på slagghögen är uppskattad till 2000 m^3, vilket omfattar både slagg och lösmassor. Mängden slagg är uppskattad till 600 – 1000 ton (avsnitt 4.1.1). I beräkningarna används värdet 1000 ton slagg, vilket är ett konservativt antagande för de resulterande doserna.

Densiteten på utplockade slaggklumpar är uppmätt till ca 3500 kg/m^3 (Dahlgren 2005). Detta ger att volymen av slagg i slagghögen är 290 m^3. Resterande volymen i slagghögen antas bestå av diverse lösmassor. Densiteten på lösmassorna är här satt till 1600 kg/m^3, vilket är vad som använts vid beräkning av dosfaktorer för extern exponering i Bellamy et al. (2018) och representerar en siltig jord med en vattenhalt på 30%. Detta resulterar i att mängden lösmassor i slagghögen uppskattas vara 2750 ton.

Volymen på vaskerijorden är uppskattad till 500 m^3 (avsnitt 4.1.1). Densiteten på vaskerijorden är här satt till samma värde som för lösmassorna i slagghögen, dvs 1600 kg/m^3. Volymer och mängder för respektive avfallstyp summeras i tabell 4-1.

Det är inte möjligt att göra en tillförlitlig uppskattning av antalet slaggklumpar som kommer att lokaliseras i avgångsdeponin då de inte tidigare har inventerats. Inte heller slaggklumparnas storlek är angiven, varför doskonsekvenser beräknas för en variation av storlekar på slaggklumpar och dess aktivitetskoncentrationer. För beräkningar av konsekvenser efter förslutning försummas den aktivitet som finns i slaggklumpar från avgångsdeponin, då den förväntas vara mycket liten jämfört med den totala mängden aktivitet i slagghögen och vaskerijorden.

Aktivitetskoncentrationer

Data från analyserade prover har använts för att uppskatta konservativa aktivitetskoncentrationer, UCLM-värden, för U-238 och Th-232 i slagg, lösmassor i slagghögen och i vaskerijorden. Dessa summeras i tabell 4-1, mer detaljer ges i Bilaga A.

Då uppmätta aktivitetskoncentrationer i slagg är klart högre än i lösmassor i slagghögen har ett intervall med massviktade värden beräknats – antaget att slagghögen består av 1000 ton slagg och 2750 ton lösmassor. För enskilda slaggklumpar i avgångsdeponin är det valt att i beräkningarna använda samma konservativa koncentrationer som används för slagg i slagghögen, baserade på de högsta uppmätta värdena av U_3O_8 och ThO_2 från Dahlgren (2005).

De aktivitetskoncentrationer som används i dosberäkningarna är summerade i tabell 4-2. Det är antaget att döttrarna i uran- och toriumkedjorna är i sekulär jämvikt med U-238 respektive Th-232.

Tabell 4-1. Summering av volym, mängd och aktivitetskoncentrationer i slagghögen, vaskerijorden och avgångsdeponin.

	Volym (m^3)	**Mängd (ton)**	**U-238 (kBq/kg)**	**Th-232 (kBq/kg)**
Slagghögen	2000	3750	16,2 [a]	14,5 [a]
- Slagg	290	1000	56,7	50,6
- Lösmassor	1710	2750	1,5	1,4
Vaskerijorden	500	800	3,9	7,4
Slaggklumpar	- (se text)	- (se text)	56,7 [b] 117,8 [b]	50,6 [b] 69,2 [b]

a) Viktat medelvärde, antaget 1000 t slagg och 2750 t lösmassor.
b) Övre värdena är de konservativa koncentrationerna som representerar allt slagg, de nedre värdena är de högsta enskilda uppmätta värdena från Dahlgren (2005).

Kemakta KONSULT

Tabell 4-2. Summering av aktivitetskoncentrationer att använda i beräkningarna. De lägre och högre värdena för slagghögen representerar att den innehåller 600 respektive 1000 ton slagg.

Nuklid	Slagghögen (kBq/kg)	Vaskerijorden (kBq/kg)	Slaggklumpar (kBq/kg)
U-238	16,2	3,9	56,7
U-234, Th-230, Ra-226, Pb-210, Po-210	16,2 [a]	3,9 [a]	56,7 [a]
Th-232	14,5	7,4	50,6
Ra-228, Th-228	14,5 [a]	7,4 [a]	50,6 [a]

a) Antaget att alla döttrar är i sekulär jämvikt.

Kemisk sammansättning

I beräkningarna av extern dosrat behövs antaganden om den kemiska sammansättningen för avfallet (se avsnitt 5.4). För att uppskatta egenskärmningen i massorna som grävs ut och deponeras har två material, slagg och jord (alla lösmassor) definierats för modelleringen. Den kemiska sammansättningen som antagits presenteras i tabell 4-3 och tabell 4-4.

Tabell 4-3. Sammansättning av slaggklumpar i Søve som används i beräkningarna, baserat på genomsnittlig sammansättning av slagg presenterad i Dahlgren 2005, tabell 2.2.

Oxid [a]	Vikt-%	Oxid [a]	Vikt-%
Al_2O_3	54	Na_2O	5
Nb_2O_5	10	BaO	5
CaO	9	MgO	2
TiO_2	6	ZrO_2	2
SiO_2	5	ThO_2	2

a. I MicroShield® är det begränsad till 10 ämnen i ett eget definierat material. Här är de 10 oxider med högst viktprocent medtagna, samt värden avrundade uppåt för att resultera i totalt 100 viktprocent.

Tabell 4-4. Sammansättning av jord i Søve som används i beräkningarna för lösmassor i slagghögen och för vaskerijorden, baserat på sammansättning av jord använd i Bellamy et al. 2018, tabell 3-2.

Element	Vikt-%	Element	Vikt-%
O	57,7	H	2,1
Si	27,1	C	1,6
Al	5,0	K	1,3
Ca	4,1	Fe	1,1

Lakparametrar

De Kappa-värden på som diskuteras i avsnitt 4.1.2 summeras i tabell 4-5. Vidare antas att all radioaktivitet i avfallet i ett mycket långt tidsperspektiv är lakbar.

Tabell 4-5. Kappa-värden (kg/l) för slagg och vaskerijord använda i säkerhetsanalysen.

	Slagg		Vaskerijord	
	Huvudfall	Pessimistiskt fall	Huvudfall	Pessimistiskt fall
Torium	5,0E-08	1,0E-06	1,0E-04	1,0E-03
Uran	1,0E-05	5,0E-05	3,0E-05	3,0E-04
Radium	2,5E-05	2,5E-04	8,0E-04	8,0E-03
Bly	2,5E-05	2,5E-04	8,0E-04	8,0E-03
Polonium	2,5E-05	2,5E-04	8,0E-04	8,0E-03

4.2 Förvaret (sarkofagen)

Förvaret byggs i direkt anslutning till det område där avfallet redan ligger, vilket minskar risker och miljöpåverkan från längre transporter (Bergfald, 2025). Lokaliseringen har valts utifrån flera kriterier: närhet till avfallet, geologisk stabilitet, avstånd till bebyggelse och infrastruktur samt säkerhet mot översvämning. Området ligger ovanför de högsta beräknade översvämningsnivåerna för Norsjø, inklusive 1000-årsnivån (ca +20,8 möh) (Norconsult, 2025). Före gjutning av sarkofagen jämnas marken till och förses med 0,3–0,5 meter dränerande gruslager, vilket ger en stabil, jämn yta och fungerar som skydd mot tjällyftning och sättningar.

Den preliminära dimensioneringen av sarkofagen är 27 × 28 × 5 meter, motsvarande en kapacitet på cirka 3 000 m³ massor, inklusive en säkerhetsmarginal på 20 % jämfört med den beräknade volymen massor (2 500 m³). Konstruktionen byggs i platsgjuten betong med gjutning av bottenplatta och väggar först, därefter fylls och komprimeras avfallet i etapper. Taket gjuts direkt ovanpå massorna, vilket eliminerar behovet av bärande konstruktioner och minskar risken för sättningsskador. Tillfartsvägar anläggs så att tunga transporter kan ske på ett kontrollerat sätt från västsidan (Bergfald, 2025).

Förvaret är utformat med flera oberoende barriärer som tillsammans säkerställer strålsäkerheten:

- **Barriär 1 – Betongsarkofagen:** Den primära barriären består av en tät och beständig betong (klass B55), med tillsats av flygaska och kvarts för ökad motståndskraft mot karbonatisering och kemisk nedbrytning. Rostfri ytterarmering används för att motverka korrosion, medan inre armering dimensioneras för lång livslängd. En väggtjocklek på ca 15 cm beräknas skydda mot karbonatisering i minst 1000 år.
- **Barriär 2 – Plastmembran:** En slitstark plastmembran under bottenplattan fungerar som glidskikt och reducerar risken för sprickbildning i betongen till följd av markrörelser.
- **Barriär 3 – Geomembran**: Den tredje barriären består av en PE-duk eller annan lämplig membran på insidan av sarkofagen. Membranet ser till att eventuellt vatten som tränger in från taket leds bort från avfallet. Syftet är att förhindra att vatten tränger in i de radioaktiva massorna.
- **Barriär 4 – Övervakningssystem:** Mätbrunnar och kontrollstationer anläggs runt förvaret, särskilt i anslutning till grundvattenflödet mot Norsjø, för att möjliggöra tidig upptäckt av eventuell utlakning.

- **Barriär 5 – Reglering av markanvändning:** Området planläggs för deponiändamål med tydliga restriktioner för framtida markanvändning. Detta innebär begränsningar av nybyggnation, djupa markarbeten och sprängning i närheten av konstruktionen.

SINTEF:s analyser visar att en kombination av högpresterande betong, korrosionsskyddad armering och redundanta barriärer kan uppnå en teknisk livslängd på minst 1000 år (SINTEF, 2025). Betongen dimensioneras för att motstå karbonatisering, frostangrepp, alkali-kiselreaktioner och mekaniska påkänningar. Den långsiktiga säkerheten bygger på att konstruktionen bibehåller sin täthet och stabilitet även i händelse av förändrade klimatförhållanden eller extrema väderhändelser. Sarkofagen kombinerar mekanisk skyddsfunktion (mot ras, erosion och översvämning) med barriärfunktion mot inträngande vatten och radionuklidspridning.

4.3 Förvarets omgivning

Förvaret anläggs i en komplex omgivning där både geologiska, hydrologiska och ekologiska förhållanden spelar en roll för den långsiktiga säkerheten. En samlad bedömning av omgivningen är därför central för att förstå vilka skyddsfunktioner förvaret behöver uppfylla.

Området domineras av fenitt som är geologiskt stabil och innehåller låga halter radioaktiva mineral (Bergfald, 2025). På djupare nivåer förekommer sövitt, som är mer uran- och toriumförande. Sövitten ligger under förvarsnivån och har ingen direkt påverkan på konstruktionen. Tidigare gruvdrift i Cappelanbruddet har lämnat underjordiska orter på 50–160 meters djup, men dessa är vattenfyllda och stabila (se avsnitt 4.3.1). Bergtäckningen är ca 15 m, vilket bedöms som tillräckligt för att garantera stabilitet.

Platsen är belägen på en naturlig bergavsats i anslutning till det gamla industriområdet vid Søve. Lokaliseringen har valts så att sarkofagen ligger över nivåerna för beräknade högflöden, inklusive 1000-årsöversvämning (Norconsult, 2025). Grundvattnet strömmar mot Norsjø, vilket innebär att eventuell utlakning skulle transporteras mot sjön. Kontrollbrunnar anläggs både uppströms och nedströms för att kunna upptäcka avvikande vattenkvalitet. Markförhållandena i området består till största delen av fyllmassor och industrirester, men berggrunden utgör en stabil grund för förvaret.

I omgivningen finns Ulefoss Mekaniske samt andra mindre industriella verksamheter. Några hundra meter bort finns jordbruksmark och bostadsfastigheter (Bergfald, 2025). Närmaste tätort är Ulefoss, norr om Søve. Förvaret och dess närområde regleras för deponiändamål. Detta innebär markanvändningsrestriktioner som minskar risken för framtida oavsiktliga ingrepp. Dessa restriktioner kombineras med dokumentation och bevarande av kunskap om förvaret för att skydda mot mänskligt intrång på längre sikt.

Sjön Norsjø utgör recipient för både yt- och grundvatten från området. Vattenkvaliteten i Norsjø är generellt god, men påverkas av näringsämnen från jordbruk och industri. Søvittbekken, som rinner genom området, har måttlig ekologisk status, påverkad av näringsämnen, metallhalter och historisk gruvdrift. Inventeringar av flora och fauna visar begränsade naturvärden på själva industriområdet, men högre ekologiska värden i närliggande vattenmiljöer. För att säkerställa miljösäkerheten kompletteras förvaret med ett övervakningsprogram som omfattar provtagning i både ytvatten och grundvatten.

Grundvattenströmningen i området är tydligt styrd av topografin och dränerar i huvudsak mot Norsjø. Uppströms förvaret finns framför allt infiltrationsområden i fyllnadsmassor och lösmassor i de gamla industriområdena kring Søve. Dessa massor har varierande permeabilitet, men har generellt en hög hydraulisk konduktivitet. Sövitten som förekommer på djupare nivåer har låg hydraulisk ledningsförmåga, vilket innebär att huvuddelen av grundvattenflödet

sker i lösmassorna. Detta innebär att förvaret kommer att utsättas för ett jämnt, men relativt begränsat inflöde av grundvatten.

Nedströms förvaret är det dominerande flödet riktat mot Norsjø. Vattenbalansen i området påverkas av nederbörd, ytavrinning och infiltration genom fyllmassor. Området består huvudsakligen av fyllmassor från tidigare gruv- och industriell verksamhet, blandat med naturliga sedimentlager. De antropogena massorna är heterogena, med inslag av slagg, jord och stenmaterial, och kännetecknas av relativt hög permeabilitet. Under dessa lager ligger fenittberggrunden, som är sprickig men har begränsad hydraulisk ledningsförmåga i djupled.

4.3.1 Cappelanbruddet

Den tidigare brytningen vid Cappelanbruddet i Søve gjordes i ett dagbrott samt i ett antal underjordiska gruvorter. Från ett sänkschakt som nådde ner till en nivå på -150 meter gick det ut orter på olika nivåer. Skisser på utbredningen av gruvan i profil och plan redovisas i NGI (2010). Sänksschaktet ligger ca 12 meter från det området där sarkofagen är tänkt att placeras. Sarkofagen kommer att ligga ovanför de orter som betecknas C3 (djup ca 100 m), C4 (djup ca 135 m) och C5 (djup ca 160 m). Den mer ytliga orten C2 (djup ca 56 m) ligger nära det sydvästra hörnet på sarkofagen. Baserat på profiler av gruvan beräknas bergtäckning vara ca 15 m. Gruvorterna C3, C4 och C5 ligger delvis under botten på Norsjø. Nedgångarna till orterna är igenstängda. Samtliga orter kan förväntas vara vattenfyllda.

4.4 Arbetsmoment under utgrävning, deponering och förslutning

I detta avsnitt ges en kort beskrivning av arbetet med att gräva ut avfallet från slagghögen, vaskerijorden samt transportera det till sarkofagen, samt vid arbete som utförs på det deponerade avfallet och vid förslutning av sarkofagen. Sedan identifieras arbetsmoment där exponering av personal förväntas förekomma.

Alla massor planeras att grävas ut med grävmaskin och läggas på dumper för transport till sarkofagen. Dumpern lastar av massorna direkt ned i sarkofagen genom att tippa flaket från förarhytten. Därefter jämnas avfallet ut och kompakteras med grävmaskin och vals. Därefter läggs ett lager grus ovanpå avfallet, vilket kompakteras, för att utgöra grunden till gjutning av taket till sarkofagen. Slutligen utförs formsättning och gjutningen av taket till sarkofagen.

Under utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden kommer de utgrävda massorna att moniteras genom att dosratsmätningar utförs med handburet instrument, samt genom uttag av prov som skickas till laboratorium för analys.

I arbetet ingår även att omhänderta och deponera slaggklumpar som har spritts i avgångsdeponin. Detta arbete kommer att utföras manuellt. Små till medelstora slaggklumpar kommer lyftas upp i en skottkärra med spade. Större slaggklumpar behöver lyftas upp för hand i skottkärran. När skottkärran blivit full körs den till sarkofagen för tömning.

Baserat på detta identifieras följande arbetsmoment för vilka doskonsekvenser ska beräknas:

- Utgrävning av slagghögen
- Utgrävning av vaskerijorden
- Transport av avfall från slagghögen till sarkofagen
- Transport av avfall från vaskerijorden till sarkofagen
- Deponering av avfall från slagghög och vaskerijord
- Avlägsnande av slaggklumpar från avgångsdeponin
- Förslutning av sarkofagen

Kemakta KONSULT

Generellt för allt arbete gäller att säkerställa en låg dammhalt i inandningsluften. I alla arbetsfordon kommer P3-filter att vara installerade i förarhytten, och för arbete utanför fordon i närhet av avfall kommer andningsmask med P3-filter att bäras.

Antaganden och data för varje arbetsmoment presenteras mer i detalj i avsnitt 5.2.

4.5 Säkerhetsfunktioner

En säkerhetsfunktion kan definieras som *”den roll en komponent i förvaret har för att bidra till säkerheten efter förslutning”* (avsnitt 3.2.3). Viktigaste funktionen och barriären för sarkofagen från ett strålsäkerhetsperspektiv är att betongen behåller sin integritet under en lång tid för att minimera utsläpp av radionuklider till omgivningen. Sarkofagens betongstruktur försvårar även för människor att göra oavsiktliga intrång in i den.

Följande säkerhetsfunktioner tillskrivs betongen:

- Reducera strålningsintensiteten, dvs agera som en strålskärm.
- Begränsa flöde av vatten genom sarkofagen.
- Sorbera radionuklider.

Ytterligare två barriärer beaktas: plastmembranet under sarkofagen och geomembran på utsidan av sarkofagen. Följande säkerhetsfunktioner tillskrivs dessa barriärer:

- Begränsa sprickbildning. Förvaret gjuts på plastmembran, vilket reducerar risken för sprickbildning i betongen.
- Begränsa vatteninträngning. Insidan av sarkofagen täcks med ett geomembran, vars uppgift är att minska risken att vatten tränger in i avfallet.

5 Doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning

5.1 Inledning

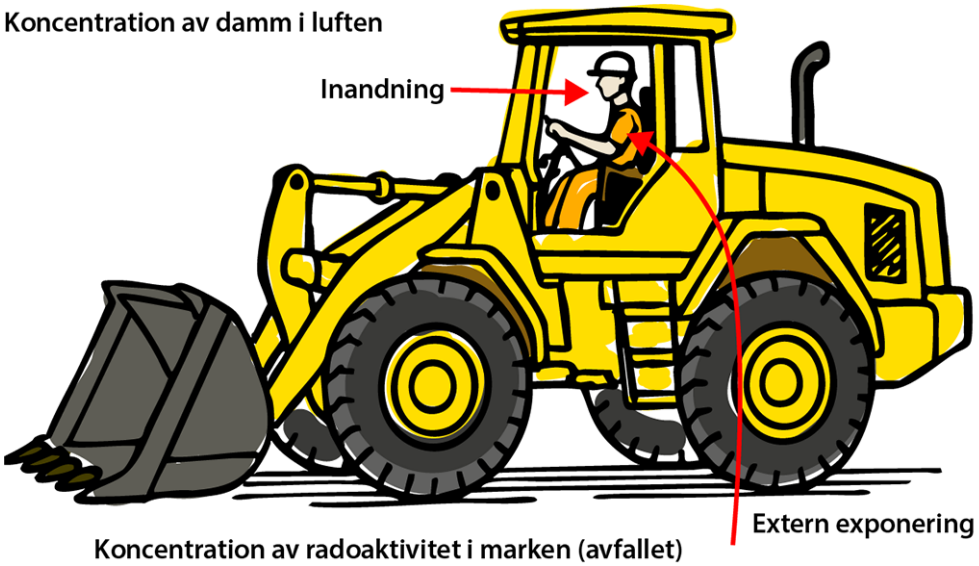
Doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning utvärderas med syftet att demonstrera att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett strålsäkert sätt.

Strålsäkerheten behöver utvärderas för personal på alla anläggningar i drift och aktiviteter där människor kan bli exponerade för strålning (IAEA 2009). En säkerhetsanalys ska innehålla en utvärdering av doskonsekvenser vid normaldrift, dvs i det fall allt arbete utförs som planerat utan avvikelser (motsvarande *scenarios for normal operation* i IAEA 2013). Säkerhetsanalysen ska även identifiera händelser som potentiellt kan inträffa som avviker från det planerade, samt vilka doskonsekvenser de händelserna medför (motsvarande *scenarios for anticipated operational occurrences* i IAEA (2013)).

5.1.1 Konceptuell modell

Personalen kommer att exponeras i samband med att det radioaktiva avfallet grävs ut, hanteras och deponeras. Två exponeringsvägar beaktas i modellen: inandning av damm från det radioaktiva avfallet och extern exponering. Detta visas schematiskt visat i figur 5-1.

Beräkningarna är baserade på antagandet att varje ton avfall tar lika lång tid att hantera vid ett specifikt arbetsmoment, dvs den beräknade dosen är proportionell mot mängden avfall som hanteras. Dock hanteras olika typer avfall (som tex slagg och vaskerijord) separat i modellen.



Figur 5-1. Schematisk bild över exponering av personal vid deponin.

I avsnitt 5.2 beskrivs de arbetsmoment som identifierats i avsnitt 4.4 mer i detalj. Beskrivningarna av arbetsmomenten tillsammans med informationen om avfallet i avsnitt 4.1 används för att beräkna doser till personal då allt arbete utförs som planerat. Valet av avvikande händelser redovisas i avsnitt 5.3. Beräkningsmodeller som används för att beräkna doskonsekvenser presenteras i avsnitt 5.4.

Slutligen redovisas resulterande doser till personal, förutsatt allt arbetet går som planerat, i avsnitt 5.5. Doser vid ett urval av avvikande händelser presenteras i avsnitt 5.6.

Kemakta KONSULT

5.2 Arbete enligt plan

I detta avsnitt redovisas arbetsmomenten som kommer utföras under utgrävningen, deponeringen och förslutningen av sarkofagen mer i detalj och de data som används i beräkningen av doser till personal, antaget att arbetet går enligt plan.

För att beräkna doser till personal behövs följande information för varje arbetsmoment:

- *Hanteringstider*. Hur lång tid personalen exponeras för det radioaktiva materialet. Detta kvantifieras i tid per hanterad mängd avfall.
- *Avstånd*. På vilket avstånd personalen befinner sig från det hanterade radioaktiva materialet.
- *Aktivitetskoncentration*. Aktivitetskoncentration för varje relevant radionuklid i hanterade radioaktiva materialet.
- *Skärmning*. Information om det finns något material mellan personal och det hanterade radioaktiva materialet som kan reducera exponering från extern strålning, tex fordonschassi, plåtar i flak och i förarhytter.
- *Damning.* Dammhalten i luften (innan reducerande åtgärder).
- *Skyddsutrustning*. Utrustning som reducerar dammhalten i luften som personalen andas in, till exempel att andningsmask används eller att personalen befinner sig i en fordonshytt med dammfilter.

5.2.1 Utgrävning av slagghögen och transport till sarkofag

Utgrävning

Slagg och lösmassor i slagghögen planeras att grävas ut med grävmaskin. Det är uppskattat att cirka en tredjedel av massorna i slagghögen kommer grävas ut från ovansidan och två tredjedelar av massorna planeras att grävas ut från nedsidan av slagghögen.

Den totala volymen massor som hanteras är uppskattad till 2000 m^3 och innehåller 290 m^3slagg, resterande mängd antas vara lösmassor (se avsnitt 4.1.1). Den totala mängden massor uppskattas till 3750 ton (där 1000 ton är slagg och resterande mängd lösmassor), se avsnitt 4.1.3. Utgrävningen av slagghögen uppskattas ta 8 arbetsdagar, antaget nio timmars arbete per dag för en grävmaskinist. Hanteringstiden i detta arbetsmoment blir därmed 1,15 min/ton.

Det antas att koncentrationen av damm i luften utanför grävmaskinen är 1 mg/m^3. P3-filtret i förarhytten antas reducera koncentrationen av damm i luften med en faktor 20, vilket resulterar i att koncentration av damm i den inandningsluften är 0,05 mg/m^3.

I beräkningarna är dosfaktorer för extern exponering för scenariot *Small heap* i Europeiska Kommissionens vägledning för friklassning av naturligt radioaktiva material (EC, 2001) valda med ändringen att de är reducerade med en faktor 2. Detta för att ta hänsyn till att fordonet skärmar, vilket inte är antaget i *Small heap* scenariot (jfr med *Transport* nedan).

Transport

Transport av massor från slagghögen till sarkofagen kommer ske via dumper där varje lass innehåller cirka 25 ton.

Transporten av de utgrävda massorna från slagghögen till sarkofagen uppskattas ta 4 minuter per lass, oavsett vilken transportväg som används. På- och avlastning av massorna uppskattas totalt ta 4 minuter. Hanteringstiden i detta arbetsmoment är 0,32 min/ton för extern

exponering och 0,16 min/ton för inhalation av damm (denna exponeringsväg är bara inkluderad under på- och avlastning).

På samma sätt som för utgrävningen av slagghögen så antas det i beräkningarna att koncentrationen av damm i luften utanför dumpern är 1 mg/m^3 vid på- och avlastning. P3-filtret i förarhytten antas reducera koncentrationen av damm i luften med en faktor 20, vilket resulterar i att koncentration av damm i den inandade luften är 0,05 mg/kg. Samma koncentration av damm antas även under körtiden som under på- och avlastning.

I beräkningarna är dosfaktorer för extern exponering för scenario *Transport* i EC (2001) valda. I dessa faktorer är det inkluderat att den skärmning fordonet bidrar med motsvarar en 1 cm tjock stålplatta, vilket resulterar i en generell reducering av exponeringen med en faktor 2.

5.2.2 Utgrävning av vaskerijord och transport till sarkofag

Utgrävning

Vaskerijorden planeras att grävas ut med grävmaskin och läggas på dumper för transport direkt till sarkofagen.

Den totala mängden massor som hanteras är uppskattad till 800 ton (se tabell 4-1). Utgrävningen av vaskerijorden uppskattas ta 4 arbetsdagar med nio timmars arbete per dag, vilket gör att hanteringstiden i detta arbetsmoment blir 2,7 min/ton.

Det antas i beräkningarna att koncentrationen av damm i luften utanför grävmaskinen är 1 mg/m^3. P3-filtret antas reducera koncentrationen av damm i luften med en faktor 20, vilket resulterar i att koncentration av damm i den inandade luften är 0,05 mg/m^3.

I beräkningarna är dosfaktorer för extern exponering för scenariot *Small heap* i EC (2001) valda med ändringen att de är reducerade med en faktor 2. Detta för att ta hänsyn till att fordonet skärmar, vilket inte är antaget i *Small heap* scenariot (jämför med transport av avfall från slagghögen till sarkofagen ovan).

Transport

Transport av vaskerijord till sarkofagen kommer ske via dumper där varje lass innehåller cirka 25 ton. Transporten av vaskerijord till sarkofagen beräknas ta 4 minuter per lass, och på- och avlastning av massorna beräknas ta totalt 4 minuter. Hanteringstiden i detta arbetsmoment är 0,32 min/ton för extern exponering och 0,16 min/ton för inhalation av damm (denna exponeringsväg är bara inkluderad under på- och avlastning).

Koncentration av damm i den inandade luften och hanteringstiden i detta arbetsmoment antas vara samma som för transporten av avfall från slagghögen till sarkofagen, dvs en koncentration av damm i inandningsluften på 0,05 mg/kg. I beräkningarna är dosfaktorer för extern exponering för scenario *Transport* i EC (2001) valda.

5.2.3 Monitering under utgrävning av slagghög och vaskerijord

Under utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden kommer de utgrävda massorna att moniteras genom att utföra dosratsmätningar och genom att utta prover för analys på laboratorium.

Monitering kommer utföras fyra gånger per dag, företrädesvis då massorna ligger på dumpern innan de lastas av in i sarkofagen. Mätningar av dosrat förväntas ta cirka 2 minuter och att utta prov på massorna förväntas ta cirka 5 minuter. Arbetaren som utför dessa uppgifter exponeras därför totalt 28 minuter per dag, vilket är avrundat till 30 minuter per dag i beräkningarna.

Kemakta KONSULT

Med beaktande av att massorna inte kommer att damma nämnvärt på en stillastående dumper och att andningsmask kommer användas, antas att det är tillräckligt att inkludera extern exponering i beräkningarna. I beräkningarna är det antaget att personen som utför arbetsmomentet befinner sig på ett genomsnittligt avstånd på 50 cm från kortsidan av dumpern.

Utgrävningen av slagghögen är beräknad att ta 8 dagar och utgrävningen av vaskerijorden är beräknad att ta 4 dagar. Totala exponeringstiden i detta arbetsmoment blir således 4 timmar för avfall från slagghögen och 2 timmar för vaskerijord.

5.2.4 Deponering av avfall från slagghög och vaskerijord

Detta arbetsmoment omfattar hantering av avfallet i sarkofagen. Dumpers lastar av avfallet direkt ned i sarkofagen. Avfallet jämnas därefter ut och kompakteras med grävmaskin och vals. Grävmaskinen som gör detta kommer att vara placerad i sarkofagen. Slutligen läggs ett lager grus ovanpå avfallet, vilket kompakteras innan gjutning av sarkofagens tak.

Den totala volymen av allt avfall som hanteras är uppskattad till 2500 m^3, varav290 m^3 slagg och resten lösmassor från slagghögen och vaskerijorden (se avsnitt 4.1.1). Totala mängden avfall (från både slagghög och vaskerijorden) är uppskattad till 4550 ton, varav1000 ton är slagg, se avsnitt 4.1.3.

Arbetet med deponeringen av avfallet antas ske under samma tid som utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden utförs, dvs 12 arbetsdagar, vilket gör att hanteringstiden i detta arbetsmoment blir 1,42 min/ton.

Det antas i beräkningarna att koncentrationen av damm i luften utanför grävmaskinen är 1 mg/m^3. P3-filtret antas reducera koncentrationen av damm i luften med en faktor 20, vilket resulterar i att koncentration av damm i den inandade luften är 0,05 mg/m^3.

I beräkningarna är dosfaktorer för extern exponering för scenariot *Small heap* i EC (2001) valda med ändringen att de är reducerade med en faktor 2, dvs samma som för utgrävning (se avsnitt 5.2.1).

5.2.5 Avlägsnande av slaggklumpar från avgångsdeponin och transport till sarkofag

Slaggklumpar som har spritts i avgångsdeponin kommer omhändertas för deponering i sarkofagen. Den planerade proceduren för hur de ska omhändertas är beroende på hur stora slaggklumparna är. Små till medelstora slaggklumpar (1-5 kg) lyfts upp i en skottkärra med spade. Detta antas ta cirka 10 sekunder per slaggklump, arbetaren befinner sig på cirka 1 meters avstånd från slaggklumpen. Större slaggklumpar (över 5 kg) behöver lyftas upp för hand i skottkärran. Detta antas ta cirka 10 sekunder per slaggklump, och arbetaren befinner sig på cirka 0,1 meters avstånd från slaggklumpen. När skottkärran blivit full, antaget cirka 25-100 kg slagg, körs den till sarkofagen för tömning. Det antas att det tar 1,5 minuter att utföra detta och arbetaren befinner sig på cirka 1,5 meters avstånd från slaggklumparna i skottkärran.

Det är inte möjligt att exakt uppskatta antalet slaggklumpar som kommer att lokaliseras i avgångsdeponin och inte heller deras storlek eller aktivitetskoncentrationer. Beräkningarna för detta arbetsmoment görs för två aktivitetskoncentrationer, en som representerar medelvärde på aktivitetskoncentrationen i allt slagg i slagghögen samt den högsta uppmätta aktivitetskoncentrationen (se tabell 4-1). Beräkningarna görs för två olika slaggklumpar: medelstora slaggklumpar, vilka lyfts med spade och stora slaggklumpar, vilka lyfts för hand. Antagandena i beräkningarna är beskrivna nedan.

Medelstora slaggklumpar – 3 kg

Det antas att dessa väger 3 kg per slaggklump och att 10 slaggklumpar samlas in med spade innan skottkärran körs till sarkofagen för tömning, dvs omhändertagande av totalt 30 kg medelstora slaggklumpar.

Totalt antas arbetaren exponeras i 1,7 minuter på 1 meters avstånd från de 10 medelstora slaggklumparna när de flyttas med spade till skottkärran, samt i 1,5 minuter på 1,5 meters avstånd från den fulla skottkärran när den körs till sarkofagen och töms.

Stora slaggklumpar – 10 kg

Det antas att dessa väger 10 kg styck och att 5 slaggklumpar samlas in genom att lyfta för hand innan skottkärran körs till sarkofagen för tömning, dvs omhändertagande av totalt 50 kg stora slaggklumpar.

Totalt antas arbetaren exponeras i 1,7 minuter på 0,1 meters avstånd från de stora slaggklumparna när de flyttas för hand till skottkärran, samt i 1,5 minuter på 1,5 meters avstånd från den fulla skottkärran när den körs till sarkofagen och töms.

5.2.6 Förslutning av sarkofagen

Detta arbetsmoment omfattar formsättning och gjutning av taket. Det antas att ett lager med 0,4 m kompakterat grus finns på plats på toppen av avfallet under arbetet. Arbetet med förslutningen är planerat att ta 14 arbetsdagar och involverar cirka sex personer.

Avfallet, antaget till 2500 m^3, modelleras som en rektangel med måtten 25 x 25 x 4 m, med en medeldensitet på 1,82 g/cm^3. Ovanpå denna rektangel placeras en strålskärm bestående av 0,4 m kompakterat grus. Gruset är i beräkningarna för skärmningen modellerat som cement med en densitet på 1,9 g/cm^3.

Med beaktande av att avfallet inte kommer att damma nämnvärt då det är täckt av ett lager kompakterat grus och att personalen kommer att bära andningsmask antas här att extern exponering kommer att dominera dosen. Extern exponering är därför satt som enda exponeringsvägen som är inkluderad i beräkningarna i detta arbetsmoment. I beräkningarna är det antaget att personen står på gruset i mitten på sarkofagen. Dosraten på 1 m höjd ovanför gruset antas som representativt för den exponering personalen utsätts för.

5.3 Avvikande händelser

I detta avsnitt identifieras avvikande händelser som kan påverka att det planerade arbetet så att arbetsmomenten behöver utföras på annat sätt än planerat, alternativt så att den skyddsutrustning som planeras användas inte kan upprätthålla sin skyddsfunktion. Dessa avvikande händelser kan potentiellt leda till en högre exponering av personal. Potentiella doskonsekvenser presenteras i avsnitt 5.6.

5.3.1 Metod

För en anläggning eller aktivitet där potentiella strålningsrisker är höga, till exempel ett kärnkraftverk eller anläggningar som använder starka strålkällor, krävs en systematisk analys av vilka faror som föreligger vid arbetsmomenten och vilka händelser som kan inträffa som leder till avvikelser från den normala driften. Ett vanligt tillvägagångssätt är att basera analysen på listor med händelser som kan initiera avvikelser från normaldrift, incidenter eller olyckor (eng *initiating event* och *postulated initiating event*) och klassificera dem efter hur troligt det är att de inträffar under en anläggnings livstid eller aktivitetens varaktighet. Orsaken till

Kemakta KONSULT

händelserna kan tex vara utrustningsfel, operatörsfel eller naturliga orsaker. Scenarier kan sedan formuleras, baserat på händelser eller sekvenser av händelser.

Metoden för valet av avvikande händelser i denna rapport är inspirerad av den systematiska metod som används vid anläggningar med potentiellt höga strålningsrisker, men beaktar att säkerhetsanalysen bör följa en *graded approach* (se inledningen till avsnitt 3). Då bedömningen görs att farlighet av avfallet i Søve och dess potentiella strålningsrisker är måttliga, samt att arbetet med utgrävning, deponering och förslutning är planerat att fortgå under en kort tidsperiod (cirka 3 veckor), är följande tillvägagångssätt för att identifiera avvikande händelser vara lämplig för säkerhetsanalysen:

1. Allt arbete där exponering av personal kan förekomma, under utgrävning, deponering och förslutning delas upp i ett antal arbetsmoment (vilket i praktiken är samma arbetsmoment som identifierats i avsnitt 4.4);
2. För varje arbetsmoment identifieras några typiska *vanliga* och *sällsynta* händelser som innebär avvikelser från det planerade arbetet. Händelser föranledda av naturliga orsaker (som extremväder och jordskred) exkluderas då arbetet är planerat att fortgå under en kort tidsperiod. Händelserna begränsas således till utrustningsfel och operatörsfel, där:
    a. *vanliga händelser* är händelser som med relativt hög sannolikhet kan inträffa under arbetsmomentet;
    b. *sällsynta händelser* är händelser som med låg sannolikhet kan inträffa under arbetsmomentet.
3. De identifierade avvikande händelserna grupperas då det förväntas att samma typ av händelse kan komma att identifieras för ett flertal arbetsmoment;
4. Ett urval av representativa avvikande händelser väljs för vidare analys med dosberäkningar.

Arbetsmoment och avvikande händelser som identifierats beskrivs i avsnitt 5.3.2. De representativa händelser som valts ut för beräkningar av doskonsekvenser beskrivs i avsnitt 5.3.3.

5.3.2 Arbetsmoment och avvikande händelser

Arbetsmomenten under utgrävning, deponering och förslutning är beskrivna i avsnitt 4.4. I tabell 5-1 och tabell 5-2 listas avvikande händelser som har identifieras kunna inträffa under arbetsmomenten.

Flera av de listade avvikande händelserna i tabell 5-1 och tabell 5-2 är identifierade för flera arbetsmoment, till exempel att installerade dammfilter i fordon inte fungerar som planerat, och dess doskonsekvenser förväntas vara jämförbara. Dessa grupperas därför under samma representativa avvikande händelse. I tabell 5-3 är alla identifierade händelser grupperade och indelade i vanliga, respektive sällsynta händelser.

Tabell 5-1. Avvikande händelser vid utgrävning av slagghögen och vaskerijorden och transport av massor till sarkofagen.

Arbetsmoment	Orsak	Typ	Beskrivning av händelsen
Utgrävning	Fordonsfel	Vanlig	Fordonet går sönder, tex motorfel, problem med hydraulik, etc., vilket behöver repareras på plats, dvs utan att fordonet flyttas bort från avfallet som ska grävas ut.
Utgrävning	Fordonsfel	Sällsynt	Det i fordonet installerade dammfiltret fungerar inte som planerat under arbetsmomentet.
Utgrävning	Operatörsfel	Sällsynt	Personal bryter av någon anledning arbetsrutinerna och uppehåller sig utanför fordonet utan andningsmask.
Utgrävning	Fordons- eller operatörsfel	Sällsynt	Grävmaskinen glider av någon anledning ned i slagghögen och måste bärgas.
Transport	Fordonsfel	Vanlig	Dumper med fullt lass går sönder, tex motorfel eller punktering, och massorna lastas om till annan dumper.
Transport	Fordons- eller operatörsfel	Sällsynt	Dumper med fullt lass kör av vägen och välter, vilket medför att massorna hamnar på marken och måste omhändertas.
Transport	Fordonsfel	Sällsynt	Det i fordonet installerade dammfiltret fungerar inte som planerat under arbetsmomentet.
Transport	Operatörsfel	Sällsynt	Personal bryter av någon anledning rutinerna och uppehåller sig utan anledning i närheten av ett fullt lastat fordon.

Tabell 5-2. Avvikande händelser vid deponering och förslutning.

Arbetsmoment	Orsak	Typ	Beskrivning av händelsen
Deponering	Fordonsfel	Vanlig	Fordonet går sönder, tex motorfel, problem med hydraulik, etc., som behöver repareras på plats, dvs utan att fordonet flyttas bort från sin plats i närheten av sarkofagen.
Deponering	Fordonsfel	Sällsynt	Det i fordonet installerade dammfiltret fungerar inte som planerat under arbetsmomentet.
Deponering	Operatörsfel	Sällsynt	Personal bryter av någon anledning rutinerna och uppehåller sig utanför fordonet utan andningsmask.

Kemakta KONSULT

Arbetsmoment	Orsak	Typ	Beskrivning av händelsen
Förslutning [a]	Operatörsfel	Sällsynt	Gruslagret som täcker avfallet är tunnare än planerat.
Förslutning	Operatörsfel	Sällsynt	Sprickbildning, problem med armeringen, eller någon annan ovanlig orsak som leder till att arbetet måste göras om.

[a] Denna händelse inträffar egentligen under utförandet av arbetsmomentet deponering (avsnitt 5.2.4), men då det är de arbetare som utför förslutningen som får doskonsekvenser av ett tunnare gruslager är den i identifikationen av avvikande händelser kategoriserad att tillhöra förslutning.

Tabell 5-3. Sammanställning och gruppering av avvikande händelser vid utgrävning av slagghögen och vaskerijorden, transport av massor till sarkofagen deponering och förslutning.

Arbetsmoment	Anledning	Beskrivning av händelsen
Vanliga händelser		
Utgrävning Deponering	Fordonsfel	Grävmaskin går sönder och behöver repareras på plats.
Transport	Fordonsfel	Dumper med fullt lass går sönder och massorna lastas om till annan dumper.
Sällsynta händelser		
Utgrävning Transport Deponering	Fordonsfel	Det i fordonet installerade filtret fungerar inte som planerat.
Utgrävning Transport Deponering	Operatörsfel	Personal uppehåller sig utanför fordonet utan andningsmask.
Transport	Fordons- eller operatörsfel	Dumper med fullt lass kör av vägen och välter, vilket medför att massorna hamnar på marken och måste omhändertas.
Utgrävning	Fordons- eller operatörsfel	Grävmaskinen glider av någon anledning ned i slagghögen och måste bärgas.
Förslutning	Operatörsfel	Gruslagret ovanpå avfallet är tunnare än planerat.

5.3.3 Representativa avvikande händelser

Baserat på sammanställningen i tabell 5-3 väljs följande representativa vanliga avvikande händelser ut för vidare analys med dosberäkningar:

- Reparation av grävmaskin vid utgrävning
- Omlastning av ett lass från en dumper till en annan

Baserat på sammanställningen i tabell 5-3 väljs följande representativa sällsynta avvikande händelser ut för vidare analys med dosberäkningar:

- Dammfilter i fordonshytt fungerar inte som planerat
- Dumper välter och massor som hamnar på marken omhändertas
- Tunnare gruslager på avfallet

Att personal utan anledning uppehåller sig utan andningsmask utanför fordon är inte vald att vara en representativ sällsynt avvikande händelse. Dess doskonsekvens antas komma vara lägre än till personal som utför reparation av grävmaskin vid utgrävning då reparationspersonalen inte antas använda andningsskydd.

Bärgning av grävmaskin som glidit ned i slagghög är en sällsynt händelse som inte beaktas i doskonsekvensberäkningarna med motiveringen att, om detta mot förmodan skulle inträffa, är det motiverat från ett strålskyddsperspektiv att planera dessa arbeten mer i detalj innan påbörjad bärgning för att optimera strålskyddet.

Nedan är de antaganden och data beskrivna för de representativa avvikande händelserna. Det är i beräkningarna valt att bara inkludera massorna från slagghögen med antagandet att slagghögen totalt innehåller 1000 ton slagg och 2750 ton lösmassor (se tabell 4-1), då dessa massor har högst aktivitetskoncentrationer och därmed ger högst doser för de avvikande händelserna.

Reparation av grävmaskin vid utgrävning

I denna händelse antas att grävmaskinen måste repareras på plats, vilket leder till att den mekaniker som utför reparationen blir exponerad från samma typ av massor som grävmaskinisten blir exponerad för under arbetet. Således kan samma modell användas för att beräkna dosen till mekanikern som används för att räkna dosen till grävmaskinisten.

Följande antaganden och data skiljer sig för denna händelse jämfört med beräkningarna av dos till grävmaskinisten:

- Det antas att arbetet tar 2 timmar att utföra, dvs hanteringstiden blir 0,032 min/ton för de 3750 ton massorna i slagghögen.
- Dosfaktorerna som används för att beräkna dosen till grävmaskinisten multipliceras med en faktor 2, för att korrigera för att fordonet nödvändigtvis inte skärmar mekanikern under arbetet.
- Det är konservativt antaget att mekanikern inte bär någon andningsmask under arbetet, samt att det är samma dammhalt utanför fordonet under reparationen som under utgrävningen (dvs 1 mg/m^3 luft) även fast det inte sker något arbete i själva slagghögen under reparationen.

Omlastning av ett lass från en dumper till en annan

Om en dumper med fullt lass på väg till sarkofagen skulle gå sönder under transporten kan det bli aktuellt att lasta om massorna till en annan dumper. Samma modell som används för att beräkna dosen till förare av dumper används här för att beräkna dosen till personal som flyttar över massorna från den trasiga dumpern till en annan dumper.

Följande antaganden och data skiljer sig för denna händelse jämfört med beräkningarna av dos till föraren av dumpern och grävmaskinisten:

- Det antas att arbetet tar 30 minuter för en person att utföra, dvs hanteringstiden blir 1,2 min/ton för de 25 ton massorna i ett fullt lass.

- Dosfaktorerna som används för att beräkna dosen till föraren under transport multipliceras med en faktor 2, för att korrigera för att fordonet nödvändigtvis inte skärmar personalen under arbetet med omlastningen.
- Det är antaget samma dammhalt utanför fordonet under omlastningen som under i- och urlastning av dumpern (dvs 1 mg/m^3).
- Det är antaget att personen som utför omlastningen bär andningsmask under arbetet, vilket reducerar dammhalt i den inandade luften med en faktor 20 jämfört med dammhalten i den omgivande luften.

Dammfilter i fordonshytt fungerar inte som planerat

I alla arbetsfordon som används under utgrävning, deponering och förslutning kommer P3-filter att vara installerade för att säkerställa en låg dammhalt i förarhytten. Det är i beräkningarna antaget att när filtret fungerar som det ska reduceras dammhalten i luften i hytten med en faktor 20 jämfört med dammhalten i luften utanför hytten.

I denna sällsynta avvikande händelse antas att filtret inte har den önskade effektiviteten i att reducera dammhalten. Doskonsekvenser är beräknade för två fall: att filtret delvis fungerar och reducerar dammhalten med en faktor 5, och att filtret är helt verkningslöst, dvs det är antaget samma dammhalt i luften i hytten som utanför arbetsfordonet.

Det arbetsmoment som är valt för dosberäkningar för den avvikande händelsen att dammfilter i fordonshytt inte upprätthåller sin funktion är dos till grävmaskinisten under deponeringen, då det är detta arbetsmoment som ger högst beräknad dos då arbetet går enligt plan.

Dumper välter och massor som hamnar på marken omhändertas

Då transportsträckan för dumpers att köra mellan utgrävningarna och sarkofagen är kort, ligger på avskilt område samt att arbetet med att gräva ut och transportera alla massor till sarkofagen är planerat att ta ca tre veckor, är det högst osannolikt att en incident sker med resultatet att en dumper välter. I denna sällsynta avvikande händelse antas det dock att detta sker och att en full last välter ut på marken.

Exponeringen i denna händelse sker till personal som omhändertar de massor som hamnat på marken, dvs lastar på dem på en dumper. Samma modell som används för att beräkna dosen till personal under omlastning av ett lass från en dumper till en annan (se ovan) används här för att beräkna dosen till personal som lastar på de utspillda massorna på en dumper. Det enda som skiljer är hanteringstiden. Det antas i beräkningarna för denna händelse att det tar en person 2 timmar att omhänderta 25 ton utspillda massor, dvs hanteringstiden blir 4,8 min/ton. I praktiken kommer förmodligen arbetet utföras av fler personer under kortare tid.

Tunnare gruslager på avfallet vid förslutning av sarkofagen

Då taket på sarkofagen ska gjutas är det planerat att ett lager med 0,4 m kompakterat grus finns på plats på toppen av avfallet (avsnitt 5.2.6). Gruslagret utgör inte bara grunden till taket utan agerar även som en strålskärm mellan det radioaktiva avfallet och personalen som arbetar med förslutningen. I denna sällsynta händelse antas att det kompakterade gruslagret, av någon anledning, är tunnare än planerat. För att belysa effekten av gruslagret som strålskärm på doskonsekvenserna görs två antaganden: att gruslagrets tjocklek är 0,2 m och att det helt saknas.

5.4 Matematiska modeller och data

I detta avsnitt beskrivs de modeller som används i beräkningarna av doskonsekvenser till personal under utgrävning, deponering och förslutning, både då arbete går som planerat och vid händelser som avviker från det planerade.

Kemakta har utvecklat en generell modell, kallad DOS2U, för beräkning av dos till personal och allmänheten till följd av deponering eller annan bortskaffning av radioaktivt avfall (Kemakta, 2022). DOS2U är generell i det avseendet att den inte är låst till en specifik typ av avfall eller till en viss deponi, utan plats- och avfallsspecifika indata till modellen ges av användaren. I detta projekt används DOS2U-modellen för att beräkna doser till personal som utför utgrävning och deponering, men inte till allmänhet efter förslutning av sarkofagen. Modellen är implementerad i Ecolego 6.5.

I detta avsnitt redovisas parametervärden som används i dosberäkningarna. Parametervärden som inte anges i avsnittet presenteras i Bilaga B.

Två modelleringsverktyg har använts:

- Ecolego[2] 6.5: Ett beräkningsverktyg för deterministiska och probabilistiska simuleringar av dynamiska boxmodeller (*eng. compartment models*).
- MicroShield® 7.01[3]: Ett program för att beräkna skärmning av foton- och gammastrålning, samt dosrater. Programmet används i stor utsträckning för att designa strålskärmar och uppskatta källstyrkor från strålningsmätningar för att minimera exponering för människor.

5.4.1 Exponering vid utgrävning, transporter och deponering

Modellen beskriven i detta avsnitt används för att beräkna doser till personal under arbetsmomenten utgrävning, transport och deponering (se även avsnitt 5.2.1, 5.2.2 och 5.2.4).

Matematisk modell

Nedan beskrivs ekvationerna som används för att beräkna dos till personalen. Vid hantering av avfall i samband med hanteringen antas personalen bli externt exponerade vid vistelse i närheten av avfallet och internt exponerade via inandning av radionuklider i luftburet damm. Valda parametervärden presenteras i Bilaga B.

Dosen från extern exponering av radionuklid *i* vid ett specifikt arbetsmoment, $D_{ext,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{ext,i} = C_{hant,i} \cdot m_{hant} \cdot t_{ext} \cdot DF_{ext,i} \cdot SF \cdot F_{A,ext} \quad \text{Ekv. 5-1}$$

$C_{hant,i}$ = aktivitetskoncentrationen i avfallet av radionuklid *i* (Bq/kg TS)
m_{hant} = mängd hanterat avfall (ton)
t_{ext} = tid som arbetaren hanterar avfallet (h/ton)
$DF_{ext,i}$ = scenario-specifik dosfaktor för radionuklid *i* ((Sv/h)/(Bq/kg TS))
SF = skärmningsfaktor (-)
$F_{A,\,ext}$ = andel av aktivitet i avfallet som ger externdos (-)

[2] Ecolego utvecklades av Facilia AB med stöd från SSM och NRPA (nu DSA). AFRY äger nu verktyget och säljs under namnet *AFRY Intelligent Scenario Modelling* (www.intelligentscenariomodelling.com).
[3] www.radiationsoftware.com/microshield

Kemakta KONSULT

Här kan noteras att i DOS2U-modellen beskriven i Kemakta (2022) används inte dosfaktorn $DF_{ext,i}$, utan där beräknas samma storhet som produkten av en exponeringsfaktor, medelfotonenergi per sönderfall för radionuklid *i* och dess sönderfallsandel ($EF \cdot E_{\gamma,i} \cdot x_i$).

Dosen från intern exponering av radionuklid *i* vid ett specifikt arbetsmoment, $D_{inh,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{inh,i} = C_{hant,i} \cdot m_{hant} \cdot t_{damm} \cdot C_{luft} \cdot I_{luft} \cdot F_{A,damm} \cdot DF_{inh,i} \qquad \text{Ekv. 5-2}$$

$D_{inh,i}$ = dos från radionuklid *i* vid inandning (Sv)
m_{hant} = mängd hanterat avfall (ton)
$C_{hant,i}$ = aktivitetskoncentration i avfallet av radionuklid *i* (Bq/kg TS)
t_{damm} = tid som arbetaren hanterar avfallet (h/ton)
C_{luft} = koncentration av damm i luften (kg TS/m^3)
I_{luft} = andningshastighet (m^3/h)
$F_{A,\ damm}$ = kvot av aktivitetskoncentration i damm och i avfallet (-)
$DF_{inh,i}$ = dosfaktor för inandning av radionuklid *i* (Sv/Bq)

5.4.2 Extern exponering från enskilda slaggklumpar, vid monitering och vid förslutning

För beräkningar av dos från extern exponering vid monitering av avfallet (se avsnitt 5.2.3), dosrat från extern exponering vid hantering av enskilda slaggklumpar i avgångsdeponin (se avsnitt 5.2.5) och vid förslutning av sarkofagen (se avsnitt 5.2.6) används programmet MicroShield® 7.01. Nedan beskrivs de geometrier som antas för arbetsmomentet och avfallet, samt data för sammansättning av avfallet som används för dessa tre arbetsmoment.

Dos vid monitering av uppgrävda massor

Med beaktande av att massorna inte kommer att damma nämnvärt på en stillastående dumper och att andningsmask kommer användas, antas det att det är tillräckligt att inkludera extern exponering i beräkningarna.

Vid varje lass transporteras ca 25 ton massor (avsnitt 5.2.1). I beräkningarna är det förenklat antaget att massorna består av en 12,5 m^3 rektangel med måtten 2,5 x 2 x 2,5 m, oavsett om massorna härstammar från slagghögen eller vaskerijorden. Dosen beräknas i en punkt 0,5 m från centrum av kortsidan av avfallet.

I beräkningarna av dos vid monitering av massor från vaskerijorden används densiteten 1,6 g/cm^3 för vaskerijorden samt den kemiska sammansättningen presenterad i tabell 4-4. Aktivitetskoncentrationer som används är 7,7 Bq/cm^3 för U-238 och dess dotternuklider, och 15,4 Bq/cm^3 för Th-232 och dess dotternuklider.

I beräkningarna av dos vid monitering av massor från slagghögen används densiteten 3,5 g/cm^3 för slagg och 1,6 g/cm^3 för lösmassor samt de kemiska sammansättningarna presenterade i tabell 4-3 och tabell 4-4. En densitet på 1,88 g/cm^3 används för i massorna i slagghögen (antaget att 27 % är slagg och 73 % är lösmassor). Aktivitetskoncentrationer som används är 30 Bq/cm^3 för U-238 och dess dotternuklider, och 27 Bq/cm^3 för Th-232 och dess dotternuklider.

Dosrat från slaggklumpar

I beräkningarna antas att medelstora slaggklumpar på 3 kg och stora slaggklumpar på 10 kg hanteras, se avsnitt 5.2.5. Exponeringstider och på vilka avstånd som dosen beräknas ges även i avsnitt 5.2.5. I modellering är slaggklumparna implementerad som klot och slagg har definierats som ett eget material (tabell 4-3) med en densitet på 3,5 g/cm^3.

Detta resulterar att en medelstor slaggklump har radien 5,9 cm och en stor slaggklump har radien 8,8 cm. Transport av tio medelstora slaggklumpar med skottkärra har i modelleringen approximerats med ett klot med en vikt på 30 kg, vilket ger en radie på 12,7 cm. Transport av fem stora slaggklumpar med skottkärra har i modelleringen approximerats med ett klot med en vikt på 50 kg, vilket ger en radie på 15,1 cm.

Beräkningar görs för två olika aktivitetskoncentrationer i slaggklumparna som representerar medelvärde på aktivitetskoncentrationen i allt slagg i slagghögen samt den högsta uppmätta aktivitetskoncentrationen (se tabell 4-1). Aktivitetskoncentrationerna som används är 198 och 412 Bq/cm^3 för U-238 och dess dotternuklider, och 177 och 242 Bq/cm^3 för Th-232 och dess dotternuklider.

Dos vid förslutning

Med beaktande av att det inte kommer att damma nämnvärt från det deponerade avfallet när det är täckt med ett lager kompakterat grus, antas det att det är tillräckligt att endast inkludera extern exponering i beräkningarna av doskonsekvenser från detta arbetsmoment.

I beräkningarna är det antaget att allt deponerat avfall består av en 2500 m^3 rektangel med måtten 25 x 25 x 4 m. Ovanpå avfallet är ett 40 cm tjockt lager med kompakterat grus placerat, implementerat i modellen som ett lager betong med densitet på 1,8 g/cm^3. Dosen personalen som arbetar med att försluta sarkofagen blir exponerad för är beräknad på 1 meters höjd ovan gruset.

Aktivitetskoncentrationer och densitet i avfallet är medelvärdet av koncentrationerna och densiteten i massorna från slagghögen och vaskerijorden. Det resulterar i en densitet på 1,82 g/cm^3. Aktivitetskoncentrationer som används är 25 Bq/cm^3 för U-238 och dess dotternuklider, och 24 Bq/cm^3 för Th-232 och dess dotternuklider.

5.5 Doser till personal vid arbete enligt plan

I detta avsnitt presenteras de resulterande doserna till personal i arbetsmomenten som ingår under utgrävningen av massorna och transport till sarkofagen (avsnitt 5.5.1), vid hantering av slaggklumpar som lokaliserats i avgångsdeponin (avsnitt 5.5.2), under deponeringen av massorna (avsnitt 5.5.3), samt under förslutningen av sarkofagen (avsnitt 5.5.4).

5.5.1 Dos till personal vid utgrävning

Förare av grävmaskin vid utgrävning

Den beräknade dosen till en förare av grävmaskin som utför utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden redovisas i tabell 5-4. Total dos, konservativt antaget att det är samma person som utför all utgrävning, är beräknad till 76 μSv. Dosen från extern exponering och inandning av damm bidrar med 68 % respektive 32 % till den totala dosen.

Kemakta KONSULT

Tabell 5-4. Resulterande doser, total och mest dosbidragande radionuklider, till förare av grävmaskin vid utgrävning av slagghög och vaskerijord.

Nuklid	**Dos (µSv)**	
	Slagghög	*Vaskerijord*
Th-228	18,9	4,8
Ra-226	18,9	2,3
Ra-228	9.7	2,5
Th-232	6,9	1,8
Th-230	7,0	0,9
Övriga	2,3	0,3
Totalt	**63,7**	**12,5**

Förare av dumper vid transport

Den beräknade dosen till en förare av dumper som transporterar massor under utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden redovisas i tabell 5-5. Total dos, konservativt antaget att det är samma person som utför all transport, är beräknad till 67 µSv. Dosen från extern exponering och inandning av damm bidrar med 95 % respektive 5 % till den totala dosen.

Tabell 5-5. Resulterande doser, total och mest dosbidragande radionuklider, till förare av dumper vid transport av utgrävda massor från slagghögen och vaskerijorden.

Nuklid	**Dos (µSv)**	
	Slagghög	*Vaskerijord*
Ra-226	24,8	1,3
Th-228	23,0	2,5
Ra-228	11,8	1,3
Övriga	2,6	0,2
Totalt	**62,2**	**5,3**

Monitering av massor på dumpern

De beräknade doserna är 27,6 µSv till en person som moniterar massorna under utgrävningen av slagghögen och 4,4 µSv under monitering på massorna under utgrävningen av vaskerijorden. Total dos, antaget att samma person utför all monitering, blir således 32 µSv.

5.5.2 Dos till personal vid hantering av lokaliserade slaggklumpar

Arbetsmomentet för hantering av lokaliserade slaggklumpar i avgångsdeponin är beskrivet i avsnitt 5.2.5. När dessa grävs fram från avgångsdeponin kommer en viss damning ske, men då

slaggen i sig inte är särskilt benägen att damma antas bidraget i dammet från själva slaggklumpen vara väldigt litet, dvs dammet kommer härstamma från jorden i avgångsdeponin. Utöver detta kommer personalen att använda andningsmask under arbetet. Sammantaget antas det att dosen till personalen under detta arbetsmoment helt domineras av extern exponering.

Beräknade doser av hantering av medelstora och stora slaggklumpar presenteras i tabell 5-6. Resultaten visar att det förväntas bli låga doser vid hantering av en handfull slaggklumpar, även vid manuella lyft av lite större slaggklumpar.

Tabell 5-6. Resulterande doser relaterade till hantering av 10 medelstora samt 5 stora slaggklumpar. Beräkningarna är gjorda med två aktivitetskoncentrationer: UCML, vilket är ett konservativt medelvärde, och Max, vilket är det högsta uppmätta värdet i Dahlgren (2005).

	Dos (µSv)		
	Lyft	**Transport**	**Totalt**
Medelstora slaggklumpar			
UCML	0,0013	0,0031	0,0044
Max	0,0023	0,0056	0,0079
Stora slaggklumpar			
UCML	0,12	0,0045	0,12
Max	0,21	0,0081	0,22

5.5.3 Dos till personal vid deponering

Den beräknade dosen till en förare av grävmaskinen som utför deponeringen redovisas i tabell 5-7, dvs en total dos på 85 µSv. Dosen från extern exponering och inandning av damm bidrar med 68 % respektive 32 % till den totala dosen.

Tabell 5-7. Resulterande doser, total och mest dosbidragande radionuklider, till förare av grävmaskin vid deponering av allt avfall.

Nuklid	**Dos (µSv)**
Th-228	25,9
Ra-226	24,6
Ra-228	13,3
Th-232	9,5
Th-230	9,1
Övriga	3,0
Totalt	**85,4**

Kemakta KONSULT

5.5.4 Dos till personal vid förslutning av sarkofagen

Den beräknade doserna till en person som försluter sarkofagen, dvs arbetar med formsättning och gjutning, är 10,6 μSv. Denna dos bedöms vara konservativ, då det inte beaktas att skärmningen ökar under arbetsmomentet på de delar där taket blivit gjuten.

5.6 Doser till personal vid representativa avvikande händelser

I detta avsnitt presenteras de resulterande doserna till personal vid de i avsnitt 5.3.3 identifierade representativa avvikande händelser som kan inträffa under utgrävningen, deponering och förslutningen.

5.6.1 Vanliga händelser

Reparation av grävmaskin vid utgrävning

Den beräknade dosen till en mekaniker som under två timmar reparerar grävmaskinen vid utgrävning av slagghögen är beräknad till 13,7 μSv. Dosen från inandning av damm bidrar med 82 % till den totala dosen och från extern exponering bidrar med 18 %.

Att exponeringsvägen via inandning av damm dominerar jämfört med exponeringen av föraren av grävmaskinen under utgrävningen (se avsnitt 5.5.1) är ett resultat av det konservativa antaget att mekanikern inte bär något andningsskydd. Skulle mekanikern bära en andningsmask med P3-filter, vilket reducerar halten av damm i den inandade luften ca 20 gånger, sjunker dosen i beräkningarna till 3,0 μSv.

Omlastning av ett lass från en dumper till en annan

Den beräknade dosen till en arbetare som lastar om ett lass på 25 ton massor från slagghögen från en dumper till en annan är beräknad till 3,1 μSv. Dosen från extern exponering bidrar med 95 % till den totala dosen och dosen från inandning av damm bidrar med 5 %.

Det är antaget att arbetet tar 30 minuter och att personalen bär andningsmask. Den beräknade dosen blir ca det dubbla utan andningsmask.

5.6.2 Sällsynta händelser

Dammfilter i fordonshytt fungerar inte som planerat

Den beräknade dosen till en förare av grävmaskinen under deponeringen är beräknad till 167 μSv med antagandet att filtreringen i hytten sänker dammhalten med en faktor 5 i förhållande till dammhalten utanför fordonet. Dosen från inandning av damm bidrar med 65 % till den totala dosen och dosen från extern exponering bidrar med 35 %.

Denna dos är ungefär det dubbla jämfört med den beräknade dosen på 85 μSv då filtreringen fungerar enligt plan, dvs filtret reducerar dammhalten en faktor 20 (se avsnitt 5.5.3).

Görs det mycket pessimistiska och orealistiska antagandet att filtret är verkningslöst, dvs att dammhalten inne i fordonet är samma som utanför, blir den beräknade dosen 600 μSv, där dosen från inandning av damm bidrar med 90 % till den totala dosen.

Dumper välter och massor som hamnar på marken omhändertas

Den beräknade dosen till en arbetare som sanerar massor från slagghögen från en dumper som spillt ut ett lass med 25 ton massor är beräknad till 12 μSv. Dosen från extern exponering bidrar med 95 % till den totala dosen och dosen från inandning av damm bidrar med 5 %.

Det är konservativt antaget att arbetet tar en person 6 timmar och att andningsmask bärs, i praktiken kommer förmodligen arbetet utföras av fler personer under kortare tid. Den beräknade dosen blir ca det dubbla utan andningsmask.

Tunnare gruslager på avfallet vid förslutning av sarkofagen

Den beräknade dosen till en arbetare som utför förslutningen antaget tjockleken på det kompakterade gruslagret är 0,2 m eller helt saknas är 84 µSv respektive cirka 1 mSv.

Om gruslagret som läggs är hälften så tjockt som de planerade 0,4 m blir den beräknade dosen därmed 8 gånger högre (jämför avsnitt 5.5.4), och skulle arbetet med förslutning ske direkt på det deponerade avfallet blir den beräknade dosen oacceptabelt hög. Resultaten belyser vikten av gruslagret som en effektiv strålskärm för arbetarna som utför förslutningen.

Kemakta KONSULT

6 Doskonsekvenser efter förslutning

6.1 Inledning

Metodiken för utvärderingen av doskonsekvenser efter förslutning är presenterad i avsnitt 2.2.3. I avsnitt 6.2 presenteras FEP-analysen för att identifiera relevanta processer, egenskaper och händelser som i kan påverka förvarets skyddsförmåga eller är viktiga för att kvantifiera konsekvenser från potentiella utsläpp. Initialtillståndet beskrivs i avsnitt 6.3, vilket är relevanta egenskaper hos avfallet, deponin och dess omgivning vid tidpunkten för förslutning. Val och beskrivning av scenarier att utvärdera presenteras i avsnitt 6.4, och modeller för att analysera de valda scenarierna i avsnitt 6.5. Resultaten av beräkningarna, dvs stråldoser till allmänhet, växter och djur, presenteras i avsnitt 6.6, 6.7 och 6.8.

6.2 FEP-analys

Målet med FEP-analysen är att systematiskt identifiera relevanta processer, egenskaper och händelser (eng. FEP – Features, Event, Process) som kan påverka förvarets skyddsförmåga eller är viktiga för att kvantifiera konsekvenser från potentiella utsläpp.

Utgångspunkten i analysen är den lista över FEP som togs fram i ISAM-projektet för att utvärdera säkerheten efter förslutning av ytnära förvar (IAEA 2004b, Appendix C), se även avsnitt 2.1. Listan har använts i liknade projekt där säkerhet efter förslutning har värderats för marknära förvar för radioaktivt avfall, liknande det i Søve, se tex SSM (2021). Metoden som används här för analysera ISAM FEP-listan beaktar att säkerhetsanalyser ska följa en *graded approach* (IAEA 2009, 2011), dvs att analysen ska utföras till en detaljnivå som står i proportion till magnituden av avfallets inneboende farlighet och dess potentiella strålningsrisker. Bedömning görs att farlighet av avfallet i Søve och dess potentiella strålningsrisker är måttliga och att följande tillvägagångssätt för FEP-analysen är lämplig för ändamålet:

1. *Relevans-screening*. En initial generell genomgång av görs för att identifiera FEP som uppenbart inte är relevanta att beakta. De FEP i ISAM FEP-listan som uppfyller något av följande kriterier *screenas ut* (dvs behöver inte vidare beaktas i konsekvensutredningen):
   - FEP som uppenbart inte är relevanta för projektets övergripande förutsättningar, dvs de är inte relevanta för NORM-avfall som ska deponeras direkt i ett ytnära förvar i Søve (detta berör tex FEP som handlar om kriticitet eller tropiska förhållanden).
   - FEP som uppenbart inte är relevanta för de i avsnitt 3 fastställda specifika förutsättningar för analysen av säkerhet efter förslutning (detta berör tex. FEP som uppenbart inte är relevanta inom analysens tidsperiod, som glaciation).
2. *Signifikans-screening*. En genomgång av de FEP som inte screenas ut i steg 1 görs där det bedöms om en FEP kan anses ha liten betydelse för säkerheten efter förslutning. Motiveringar till att screena ut en FEP i detta steg är exempelvis:
   - en FEP har låg sannolikhet att inträffa under analysens tidsperiod
   - en FEP anses inte signifikant kunna påverka säkerheten efter förslutning med hänsyn taget till valt förvarskoncept, analysens tidsperiod, eller avfallets potentiella farlighet/strålningsrisk. Ibland kan detta motiveras genom att det finns andra FEP som samtidigt agerar i systemet som har en klart högre påverkan på säkerheten efter förslutning.

De FEP som inte har screenats ut är således de som behöver beaktas vidare i säkerhetsanalysen, dvs i beskrivningen av initialtillståndet, valet scenarier och/eller vidare i beräkningarna av doskonsekvenser. I beskrivningen av initialtillståndet (avsnitt 6.3) och i valet av scenarier (avsnitt 6.4) listas vilka FEP som beaktas och en kort kommentar hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

6.2.1 Resultat av FEP-analysen

ISAM FEP-listan (IAEA 2004b, Appendix C) innehåller totalt 137 FEP i fyra huvudkategorier:

- *Assessment context (10 FEP)*
- *External factors (47 FEP)*
- *Environmental factor in the disposal system (53 FEP)*
- *Radionuclide/contaminant factors (27 FEP)*

Första kategorin (*Assessment context*) är inte inkluderad i FEP-analysen i denna rapport då dessa tio FEP hanteras i samband med att identifiera förutsättningarna för säkerhetsanalysen (avsnitt 3). Av de övriga 127 FEP screenas 29 FEP ut i det första steget (relevans-screeningen) som icke-relevanta och ytterligare 21 screenas ut i det andra steget (signifikans-screeningen) som icke-signifikanta. Motiveringar till varför enskilda FEP screenas ut presenteras i Bilaga E. Efter screeningen kvarstår totalt 77 FEP som behöver beaktas vidare i säkerhetsanalysen.

6.3 Initialtillstånd

Initialtillståndet är relevanta egenskaper hos avfallet, förvaret och dess omgivning vid tidpunkten direkt efter förslutning. De FEP som relaterar till initialtillståndet och kommentarer hur de hanteras i säkerhetsanalysen presenteras i Bilaga E.3.

Initialtillståndet för det deponerade avfallet vid förslutning av sarkofagen beskrivs av de mängder, aktivitetskoncentrationer, kemisk sammansättning och lakparameterar som ges i avsnitt 4.1.3. Vidare antas det att inget vatten strömmar genom avfallet vid tidpunkten direkt efter förslutning, eftersom sarkofagen antas vara tät (se nedan).

Initialtillståndet för sarkofagen och dess tekniska barriärer (plast- och geomembranen) förutsätter att konstruktion och förslutning har implementerats enligt design, och att inga signifikanta defekter i sarkofagen eller i de andra barriärerna har missats i kvalitetskontrollen. De viktigaste egenskaperna för analysen av säkerheten efter förslutningen är att sarkofagen är tät, dvs inget vatten tränger in i sarkofagen, samt sarkofagens dimensioner, dvs yttermått på 27 × 28 × 5 meter med en betongtjocklek på minst 15 cm (avsnitt 4.2).

Initialtillståndet för omgivningen runt sarkofagen är samma som dagens förhållanden, dvs som beskrivet i avsnitt 4.2. De viktigaste egenskaperna för analysen av säkerheten efter förslutningen hos omgivningen är relaterat till de områden som förväntas bli recipienter vid ett radionuklidutsläpp, vilka är lösmassorna nedströms sarkofagen och sjön Norsjø. De antaganden och data som antas gälla vid tidpunkten direkt efter förslutning för lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø samt för Norsjø är beskrivna mer i detalj i avsnitt 6.5.1.

6.4 Val och beskrivning av scenarier

Generellt i analyser av säkerhet efter förslutning av ett slutförvar identifieras och analyseras ett *referensscenario (*eller *huvudscenario, design basis scenario)*. Ett sådant scenario bör grunda sig på en trolig utveckling av förvaret och dess omgivning, och beakta yttre händelser om de antas ha stor sannolikhet att inträffa. Ett referensscenario bör i största möjliga utsträckning bygga på trovärdiga och underbyggda antaganden och data.

Kemakta KONSULT

I denna analys identifieras ett *referensscenario* och ett *referensfall* sätts upp för att analysera detta scenario, se avsnitt 6.4.1 nedan. För att analysera hur känsliga resultaten, dvs beräknade doskonsekvenser, i referensfallet är för viktiga parametrar utvärderas ett antal variationsfall inom referensscenariot där mer konservativa mer konservativa parametervärden väljs.

För att undersöka effekten på beräknade doskonsekvenser av osäkerheter i processer och förhållanden i avfallet, sarkofagen och dess omgivning väljs även ett antal *alternativa scenarier* att analyseras, dessa presenteras i avsnitt 6.4.2.

I analysen väljs och analyseras även några illustrativa scenarier relaterade till att människor i framtiden potentiellt kan göra oavsiktliga intrång in i sarkofagen. För att intrång ska kunna vara oavsiktligt krävs att kunskapen om förvaret och/eller dess natur gått förlorat, vilket är antas kunna inträffa tidigast om 200 år (avsnitt 3.3). Scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång presenteras i avsnitt 6.4.3.

6.4.1 Referensscenariot

Förvaret skyddsförmåga bygger primärt på att sarkofagen är konstruerad på ett sådant sätt att betongen upprätthåller sin integritet och att, tillsammans med de övriga tekniska barriärer (avsnitt 4.2), hela förvaret är vattentät efter förslutning. Så länge vatten inte tränger in i förvaret kommer det inte ske några utsläpp av radionuklider från den intakta och förseglade sarkofagen.

Förvarets konstruktion har en förväntad livstid på minst tusen år (avsnitt 3.4). I referensscenariot antas att det inte sker någon extrem yttre påverkan, från tex mänskliga aktiviteter eller en större jordbävning, och att förvarets skyddsförmåga är intakt i 1000 år (detta antagande utvärderas med variationsfall).

Hur förvarets omgivning kommer att utvecklas i framtiden och hur framtida generationer kommer utnyttja naturresurser är förenat med stora osäkerheter. I referensscenariot antas att dagens förhållanden kommer råda under hela analysen tidsperiod, dvs under 5000 år. Följande grundläggande antagande görs i referensscenariot:

- sarkofagens skyddsförmåga är intakt i 1000 år, dvs inget vatten varken tränger in i eller läcker ut från sarkofagen.
- Efter 1000 år antas att vatten tränger in i sarkofagen genom tak och väggar.
- Radionuklider lakar ut från avfallet och transporteras ut med vattnet genom bottenplattan.
- Vattenflödet genom sarkofagen är måttligt – som är valt att motsvara ”allmänt dålig och sprucken” betong men att sarkofagen inte har några stora dominerande vattenbärande sprickor.
- Radionukliderna som finn i vattnet som kommer ut ur bottenplattan transporteras sedan vidare genom lösmassor ned till Norsjø.
- Inga radionuklider antas gå ned i sprickor i fjället under sarkofagen och lösmassorna.
- De exponeringsvägar som tas hänsyn till för människor är intag av dricksvatten och intag av fisk från Norsjø.
- De habitat som tas hänsyn till i beräkningar av doskonsekvenser till biota är organismer som lever i vatten och sediment i Norsjø.

Doskonsekvenser i referensscenariot utvärderas primärt med ett *referensfall*. I referensfallet görs antaganden och val av parametervärden som är rimliga men konservativa. Med *konservativt* menas här att valen görs så att beräknade doskonsekvenser med stor säkerhet inte är underskattningar av den faktiska dosen. För att analysera hur känsliga resultaten i

referensfallet är för viktiga parametrar, utvärderas även ett antal variationsfall där mer konservativa parametervärden väljs.

I analysen av referensscenariot behöver en stor del av de FEP som inte screenas ut i FEP-analysen beaktas (Bilaga E). De FEP som är relaterade till referensscenariot och kommentarer hur de hanteras i analysen är sammanställda i Bilaga E.

Referensfallet inom referensscenariot

Referensfallet delas in i två tidsfönster: 1) från tiden för förslutning till 1000 år efter förslutning, och 2) 1000 år efter förslutning till slutet på analysperioden, dvs 5000 år efter förslutning.

Under de första 1000 åren antas att skyddsförmågan hos sarkofagen och dess barriärer är helt intakta, dvs betongen är intakt, inget vatten tränger in i sarkofagen, och inget vatten läcker ut genom bottenplattan. Då det antas att det inte är något flöde av vatten genom sarkofagen sker inte någon utlakning av radionuklider från avfallet. Den enda process som tas hänsyn till de första 1000 åren är det radioaktiva sönderfall som sker i avfallet.

Efter 1000 år antas det att skyddsförmågan hos sarkofagen och dess barriärer är försämrad och följande antaganden görs:

- plastmembranet under sarkofagen och geomembran på utsidan av sarkofagen har helt tappat sina funktioner att begränsa sprickbildning respektive vatteninträngning.
- Betongen är måttligt degraderad och innehåller små sprickor, men inga stora dominerande vattenbärande sprickor.
- Mängden vatten som tränger in i sarkofagen är en tiondel av årsnederbörden.
- Sarkofagen blir snabbt vattenfylld och flödet genom sarkofagen är konstant, dvs lika mycket vatten som kommer in i sarkofagen via infiltration antas flöda ut ur sarkofagen genom bottenplattan.
- Allt vattnet som flödar ut ur bottenplattan transporteras nedströms till Norsjø genom ett lager av lösmassor.
- Exponeringsvägar till människa som inkluderas är intag av vattnet i Norsjø som dricksvatten och intag av fisk från Norsjø.
- Exponering av akvatisk biota sker i vatten och sediment i Norsjø (exponering av terrester biota beaktas i det alternativa scenariot Boende vid platsen).

Antagandet att betongen är måttligt degraderad och innehåller enbart små sprickor motiverar att transporten av vatten, och därmed radionuklider, genom bottenplattan i analysen kan hanteras som transport genom ett homogent poröst medium. Effekten på resultaten om sarkofagen antas innehålla större sprickor som dominerar vattenflödet genom bottenplattan beaktas i det alternativa scenariot Stor spricka (se avsnitt 6.4.2).

Variationsfall inom referensscenariot

För att analysera hur känsliga resultaten i referensfallet är för viktiga parametrar väljs ett antal variationsfall där mer konservativa parametervärden ansätts i simuleringarna.

Variationsfall 1 – sarkofagens skyddsförmåga

I referensfallet antas att sarkofagens skyddsförmåga är intakt i 1000 år och i resten av efter det tränger in en tiondel av årsnederbörden i sarkofagen under resten av analysperioden. I detta variationsfall görs tre beräkningar med pessimistiska parametervärden:

- **Variationsfall 1a:** skyddsförmågan är intakt i 200 år, efter det tränger en tiondel av årsnederbörden in i sarkofagen.

- **Variationsfall 1b:** skyddsförmågan är intakt i 1000 år, efter det tränger hälften av årsnederbörden in i sarkofagen.
- **Variationsfall 1c:** skyddsförmågan är intakt i 200 år, efter det tränger hälften av årsnederbörden in i sarkofagen.

Variationsfall 2 – avfallets lakbarhet

I detta variationsfall görs en beräkning med mer konservativa parametervärden på avfallets lakbarhet. I referensfallet används Kappa-värden för huvudfallet i tabell 4-5 och avsnitt 4.1.2, i detta variationsfall används värdena för det pessimistiska fallet. I övrigt är alla parametrar samma som i referensfallet.

Variationsfall 3 – klimatrelaterade parametrar

I referensfallet antas att metrologiska, och andra klimatrelaterade, förhållanden är konstanta under hela analysperioden. En årlig nederbörd på 700 mm är vald. Dock tas hänsyn till evaporation. I detta variationsfall görs två beräkningar med högre nederbörd och att det antas att platsen svämmas över:

- **Variationsfall 3a:** En ökad nederbörd antas; den årliga nederbörd väljs till 1130 mm, vilket är det högsta uppmätta senaste 100 åren, se 0.
- **Variationsfall 3b:** En tillfälligt ökad vattennivå på grund av översvämning antas; detta är i simuleringarna implementerat genom att det under en kort tidsperiod, 1500 – 1550 år efter förslutning, antas att vattenståndet är så högt att flödet av vattnet ut från sarkofagen hamnar direkt i Norsjø.

Variationsfall 4 – sorptionsegenskaper i lösmassorna

I referensfallet antas Kd-värden i lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø enligt tabell D-3. I detta variationsfall görs beräkningar med antagandet att sorptionen är tio gånger lägre i lösmassorna, dvs alla Kd-värden är minskade med en faktor 10.

6.4.2 Alternativa scenarier

För varje valt alternativt scenario behövs en kort beskrivning av vad som skiljer i antaganden jämfört med huvudscenariot.

De FEP som inte har screenats ut och är relaterade till alternativa scenarier, eller hanteras annorlunda än i referensscenariot, och kommentarer hur de hanteras i säkerhetsanalysen finns sammanställda i Bilaga E.

Nedträngning i fjället

I detta alternativa scenario utvärderas effekten av att lakvatten från förvaret tar sig via berget ned till de orter som finns kvar från den tidigare gruvbrytningen och därifrån kan läcka ut i Norsjø. I avsnitt 4.3.1 beskrivs kortfattat de underjordiska gruvorter som finns i området där förvaret är tänkt att placeras. Scenariot bygger på följande premisser: gruvgångarna har via sprickor i berget god kontakt med Norsjø vilket gör att trycknivån i gruvgångarna motsvarar vattennivån i sjön. Sprickor eller borrhål finns som kan leda ned grundvatten från jorden under sarkofagen till gruvgångarna och vidare ut mot Norsjø. Inga exakta uppgifter finns på bergets genomsläpplighet, förekomsten av sprickor förkontakt mellan jordgrundvatten och orterna eller orterna och Norsjø samt vilka gradienter som kan förekomma. En bedömning av storleksordningen av vattenflöden och transport av radionuklider har gjorts med ett antal antaganden:

- Begränsande för transporten är vattenflödet från jordgrundvattnet vid sarkofagen och de ytligast belägna delarna av den tidigare gruvan

- Nivån på jordgrundvattnet vid sarkofagen bedöms vara ca 2 meter över nivån i Norsjø som också är nivån i orterna. Avståndet mellan mark under sarkofag och orterna uppskattas till 15 meter vilket ger en gradient på 2/15 = 13%.
- Bergets hydrauliska konduktivitet antas vara 1E-7 m/s.
- Flödet beräknas ske över en yta något större än sarkofagens yta, 30m*30m = 900 m^2
- Detta ger ett vattenflöde från jordgrundvatten till det tidigare orterna på:
  1E-7 x 3E7 x 0,13 x 900 m^2 = 350 m^3/år

Detta beräknade flödet är väsentligt lägre än det flöde som sker i jordakviferen från sarkofagen ned Norsjø, som uppskattas vara i storleksordningen 10 000 m^3/år. De stora volymer som gruvorterna utgör kommer också ge en lång omsättningstid av vattnet i gruvorna, vilket skulle fördröja eventuella utsläpp till Norsjø. Beräkningarna förutsätter också att det finns goda förbindelser mellan gruvorterna och sjön, om så inte är fallet skulle denna transportväg ha ännu mindre betydelse.

Slutsatsen är således att detta alternativa scenario täcks in av referensscenariot och att inga speciella dosberäkningar behövs göras för scenariot.

Stor spricka

I detta alternativa scenario antas att förvarets skyddsförmåga är mer försämrad än i referensscenariot.

I referensscenariot antas att egenskaperna hos betongens i sarkofagen är sämre än för intakt betong men att det inte finns några stora dominerande vattenbärande sprickor. I detta scenario antas att sådan vattenbärande sprickor dominerar vattenflöde genom sarkofagen, samt även att mer vatten tränger in i förvaret och att vattenflödet därmed är högre genom sarkofagen.

Tänkbara orsaker till att större sprickor uppkommit i sarkofagen kan vara att det skett någon yttre mekanisk påverkan på förvaret, tex via ett lerskred eller vid sprängning i närheten i samband med framtida gruvdrift, eller att egenskaperna hos barriärerna försämras avsevärt mer än förväntat, speciellt att betongen i sarkofagen degraderar till en sådan grad att stora sprickor uppkommer.

I detta scenario antas, liksom i referensscenariot, att sarkofagen och dess barriärer är helt intakta upp till en viss tidpunkt. Efter denna tidpunkt antas att plastmembranet under sarkofagen och geomembran på utsidan av sarkofagen har helt tappat sina funktioner, och att betongen är betongen innehåller stora dominerande vattenbärande sprickor.

Det är valt att utvärdera två tidpunkter när sprickorna inträffar. 200 år och 1000 år efter förslutning.

Boende vid platsen

I detta alternativa scenario antas att befolkningen i förvarets närhet utnyttjar platsen på ett annat sätt än i referensscenariot.

I referensscenariot antas att framtida generationer levnadsvanor och utnyttjande av naturresurser i förvarets omedelbara närhet fortgår på samma sätt som idag under hela analysperioden, dvs ingen bosatt vid sarkofagen och exponering av allmänhet sker enbart via de radionuklider som läckt ut och hamnar i Norsjø.

I detta alternativa scenario antas att, någon gång i framtiden, de restriktioner som nu finns på hur området runt förvaret får användas har upphört. Det antas att en familj bosatt sig i närheten och borrat/grävt en brunn i lösmassorna nedströms förvaret. Brunnsvattnet används både som dricksvatten och för att bevattna en liten trädgårdsodling. De exponeringsvägar som

inkluderas är intag av brunnsvatten, intag av grönsaker och rotsaker från odlingen, samt extern exponering från radionuklider i jorden och inandning av damm vid vistelse på odlingen. I detta scenario beaktas även exponering av terrester biota, från radionuklider i joden i trädgårdsodlingen.

Extremhändelse

I detta scenario görs det mycket pessimistiska antagandet att någon extrem händelse sker någon gång i framtiden som resulterar i att sarkofagen går helt sönder och att avfallet på något sätt förflyttar sig till strandkanten. Avfallet kommer då vara direkt exponerat för nederbörd och radionuklider som lakar ut ur avfallet kan hamna direkt i sjön.

Den bakomliggande orsaken till denna extremhändelse är inte viktig för att göra dosberäkningar, men skulle teoretiskt kunna vara någon naturlig händelse som ett större lerskred.

6.4.3 Oavsiktligt mänskligt intrång

Med tanke på att tidsperspektivet för säkerhetsanalysen är 5000 år kan det inte uteslutas att människor i framtiden, på något sätt, kommer att utföra handlingar vid eller nära förvaret som potentiellt kan påverka dess förhållanden. Därför inkluderas scenarier som är relaterade till mänskligt intrång. Endast oavsiktliga intrång beaktas, vilka definieras som mänskliga handlingar som utförs utan kännedom om förvaret, dvs kännedom om dess plats, syfte, eller vilka radiologiska konsekvenserna handlingarna kan leda till. Två scenarier har valts, baserade på att dagens sociala förhållanden och tekniska möjligheter kommer råda under hela analysens tidsperiod. Dessa utvalda scenarier är avsedda att belysa illustrativa trovärdiga framtida mänskliga handlingar. FEP som är relaterade till scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång och kommentarer hur de hanteras i säkerhetsanalysen finns i Bilaga E.

Oavsiktligt mänskligt intrång i samband med anläggningsarbete

Ett scenario för oavsiktligt intrång i form av anläggningsarbete har satts upp i enlighet med det scenario som använts för beräkning av dos till vägarbetare vid intrång i en ytnära deponi med radioaktivt avfall (IAEA 2003, scenario SCE7B). Ingen hänsyn tas till uttransport av radionuklider utan all deponerad aktivitet antas finnas kvar i deponin vid tillfället för intrånget (radioaktivt sönderfall beaktas). En anläggningsarbetare antas vid intrång i deponin erhålla externdos och dos genom inandning av damm.

Oavsiktligt mänskligt intrång av boende på platsen

Ett scenario för oavsiktligt intrång i form av att boende på deponin kan en individ utsättas för en dos med bidrag från externdos, inandning av damm, oavsiktligt intag av jord samt intag av rot- och grönsaker odlad i jord som till viss del innehåller avfall. Detta scenario har satts upp i enlighet med det scenario som använts för beräkning av dos till boende på deponi vid intrång i en ytnära deponi med radioaktivt avfall (IAEA 2003, scenario SCE6B). Utspädning tas hänsyn till både för utspädning av avfallet med annat avfall i deponin och för att den odlade jorden innehåller en liten andel avfall.

6.5 Modeller och data

I detta avsnitt beskrivs de modeller som används för att beräkna radionuklidtransport och doskonsekvenser i referensscenariot (avsnitt 6.5.1), alternativa scenarier (avsnitt 6.5.3), oavsiktliga mänskliga intrång (avsnitt 6.5.5), samt modellen för att beräkna dosrat till biota (avsnitt 6.5.6).

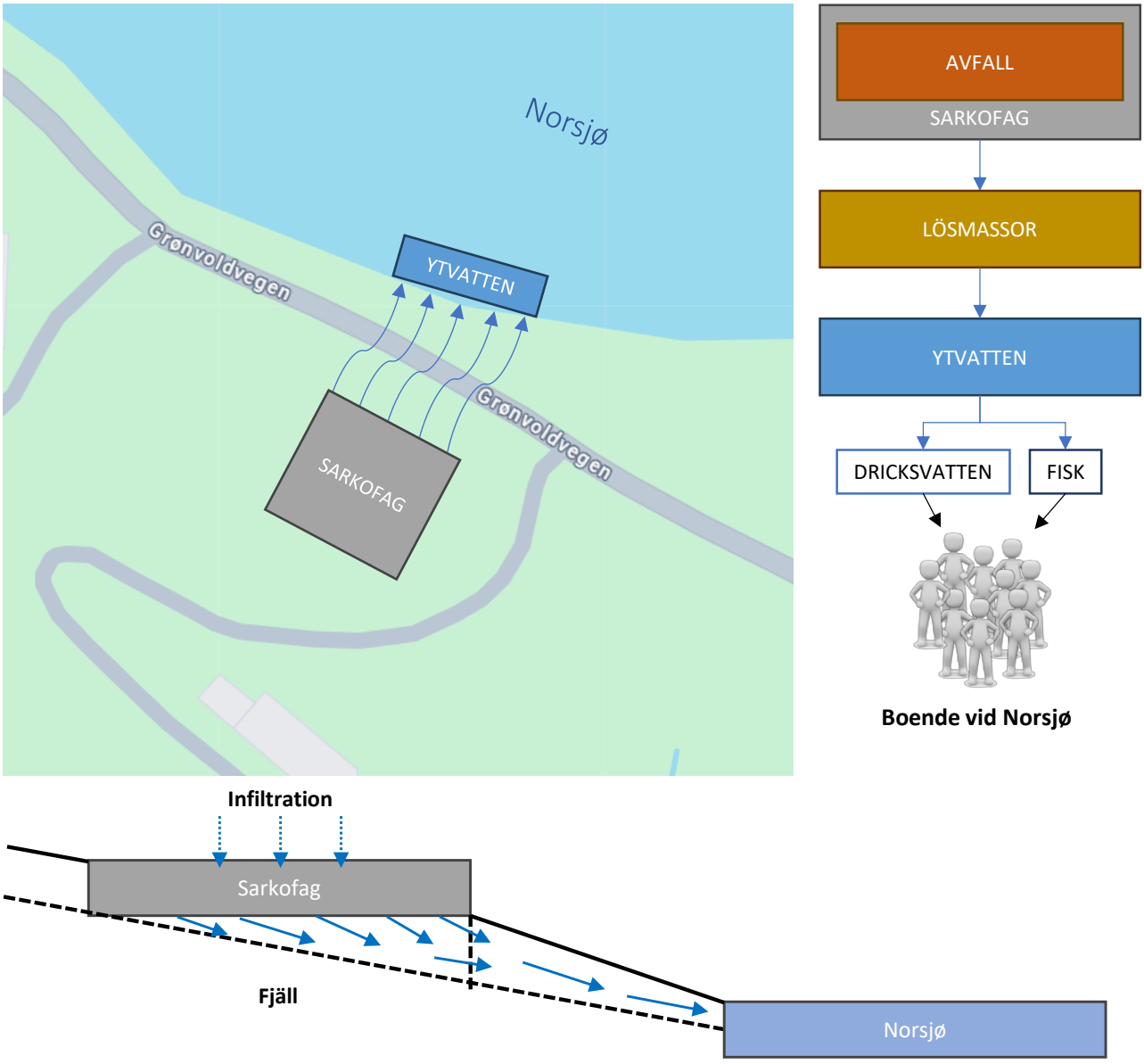
Avsnittet fokuserar på att beskriva modellerna konceptuellt och diskutera valet av viktig data. Ekvationer och alla använda parametervärden presenteras i Bilaga C och 0.

6.5.1 Referensscenariot

Konceptuell modell

Modellen för radionuklidtransport består av submodeller som simulerar innehåller av radioaktivitet i avfallet, sarkofagen (dvs i bottenplattan), i lösmassorna mellan sarkofagen och recipienten Norsjø, samt i vatten och sediment i Norsjø (se Figur 6-1). Exponeringsvägarna för att beräkna dos till människor som ingår är intag av dricksvatten och fisk från Norsjø.

Som nämns i avsnitt 6.4.1 antas det betongen är måttligt degraderad och att transporten av vatten genom bottenplattan kan konceptuellt hanteras som transport genom ett homogent poröst medium. Detta implementeras i analysen genom att välja parametervärden för betongens egenskaper som representerar måttligt degraderad betong.



Figur 6-1. Konceptuell modell för att analysera referensscenariot. Övre figuren till vänster och nedre figuren illustrerar hur vattnet flödar från sarkofagen till recipienten (dvs Norsjø). Övre figuren till höger illustrerar de boxar som identifieras för att dynamiskt modellera transport av radionuklider från avfallet till Norsjø, samt inkluderade exponeringsvägar för dos till människa.

Kemakta KONSULT

Data

Viktiga dataset för de olika submodeller (avfallet, sarkofagens bottenplatta, lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø, och Norsjø) samt för beräkningarna av doskonsekvenser diskuteras nedan. Använda värden för alla parametrar ges i Bilaga C.

Avfallet

De viktigaste data i denna submodell är de mängder som deponerats i sarkofagen från utgrävningen av slagghögen och vaskerijorden, samt deras aktivitetskoncentrationer av U-238 och Th-232. Detta diskuteras i detalj i avsnitt 4.1.3. Även det deponerade avfallets lakbarhet är viktig data, detta diskuteras också i avsnitt 4.1.3.

Sarkofagen och dess bottenplatta

De viktigaste data i denna submodell är relaterade till antaganden om vilka fysikaliska egenskaper betongen i sarkofagen har då den är måttlig degraderad, dvs vid den tidpunkt där det i referensscenariot antas att vatten både kan tränger in i sarkofagen och ut genom dess bottenplatta (se avsnitt 6.4.1).

De parametrar som beskriver degraderingsgraden av betongen är dess porositet och kapacitet att sorbera radionuklider. Det är i modelleringen valt att använda de värden som använts för att modellera radionuklidtransport i måttligt degraderad betong i säkerhetsanalyser för SFR (slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall i Forsmark).

Porositeten för betongen i sarkofagen är satt till 0,14, vilket är det värde som använts för de flesta betongstrukturer några tusen år efter förslutning av SFR (se tabell 9-6 i SKB 2023b).

Sorptionskoefficienter för betongen i den måttlig degraderade sarkofagen är valda till de koefficienter för cementpasta som ges i tabell 7-5 i SKB TR-23-10 multiplicerad med en massandel cementpasta i betongen på 0,219 (tabell 5-2 i SKB 2023c, värde för generellt betongrecept).

Lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø

Transporten av radionuklider från sarkofagen till Norsjø genom lösmassorna kan påverka utläckaget på lite olika sätt. Transporttiden styrs delvis av hydrologiska parametrar som den gradienten och den hydrauliska konduktiviteten men även av flödesporositeten. Viktigaste är dock den fördröjning av utsläppet som sker på grund av sorption i lösmassorna. Transporttiden har stor inverkan på kortlivade radionuklider, men för Søve är flertalet radionuklider mycket långlivade så betydelsen av transporttiden bedöms vara måttlig. Fördröjningen av transporten i kombination med den utbredning av föroreningsplymen som sker på grund av dispersion gör att maximat i utläckaget minskar. I detta fall är effekten störst för de fall där lakningen från avfallet avtar snabbt med tiden, dvs. för ämnen med höga Kappa-värden. För referensfallet är Kappa-värdena låga och utlakningstakten kommer därmed att minska långsamt. Detta gör att effekten av dispersionen kommer att vara liten.

Norsjø

Viktigaste data som används för Norsjø är relaterat till hur mycket radionukliderna som finns i vattnet som kommer till sjön från lösmassorna späds ut med resten av vattnet i sjön. I modellen är det årliga flödet i vattenmassan som styr denna utspädning. För att inte underskatta beräknade doser har det antagits att radionukliderna inte späds ut i hela vattenmassan i Norsjø, utan endast i 1 %, enligt resonemanget nedan.

Norsjø har en yta på 58,4 km^2 ett medeldjup på 87 m och ett maxdjup på 171 m (NVE, 2025). Sjöns volym är 5100 miljoner m^3. Avrinningsområdets storlek är 10 382 km^2 och medelvärdet på den årliga vattenföringen mellan 1961 och 1990 var 8375 miljoner m^3 och mellan 1991 och 2020 var den 9800 miljoner m^3.

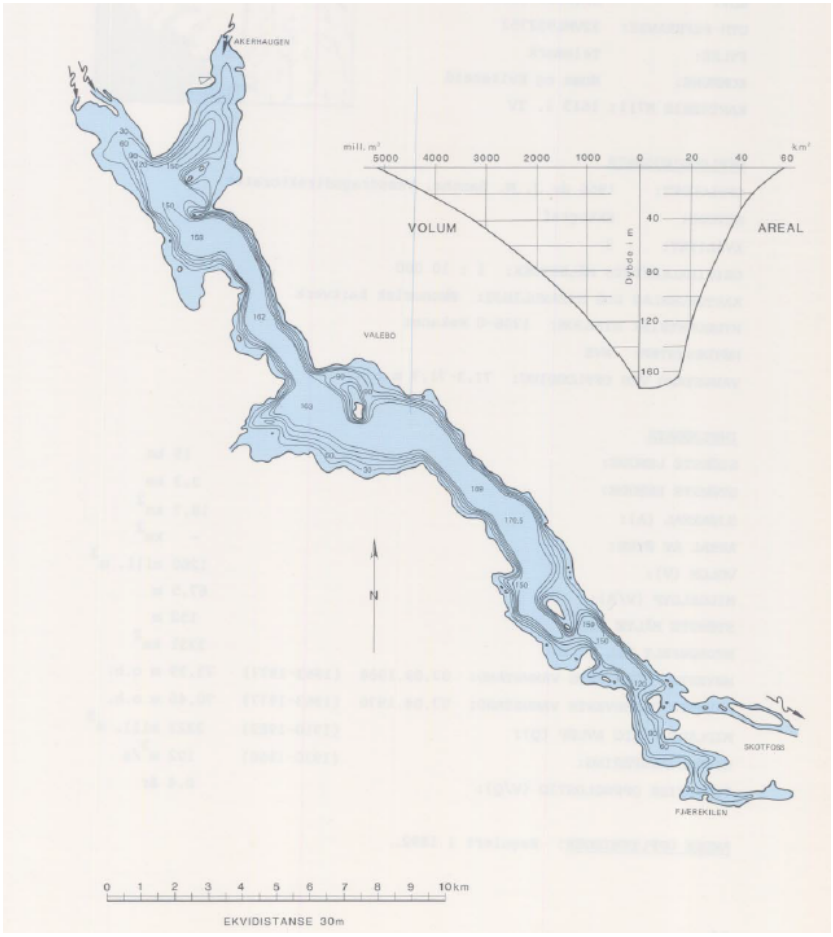
Tillflödena till Norsjø kommer huvudsakligen från Bøelva och Saua i norra delen av sjön samt Eidselva som rinner in vid Ulefoss. Dessa tillflöden bidrar med ca 8, 42 respektive 50 % av tillflödet till Norsjø. Detta innebär att huvuddelen av tillrinningen sker uppströms från Søve. Utloppet till Norsjø går via Farelva vid Skien.

Djupkartor visar att Norsjø bottenprofilen stupar brant längs stränderna för att sedan bilda ett plan på djup 150 – 170 m i de centrala delarna av sjön, se figur 6-2. Ungefär hälften av sjöns volym och sjöns yta ligger på ett djup mer än 60 meter.

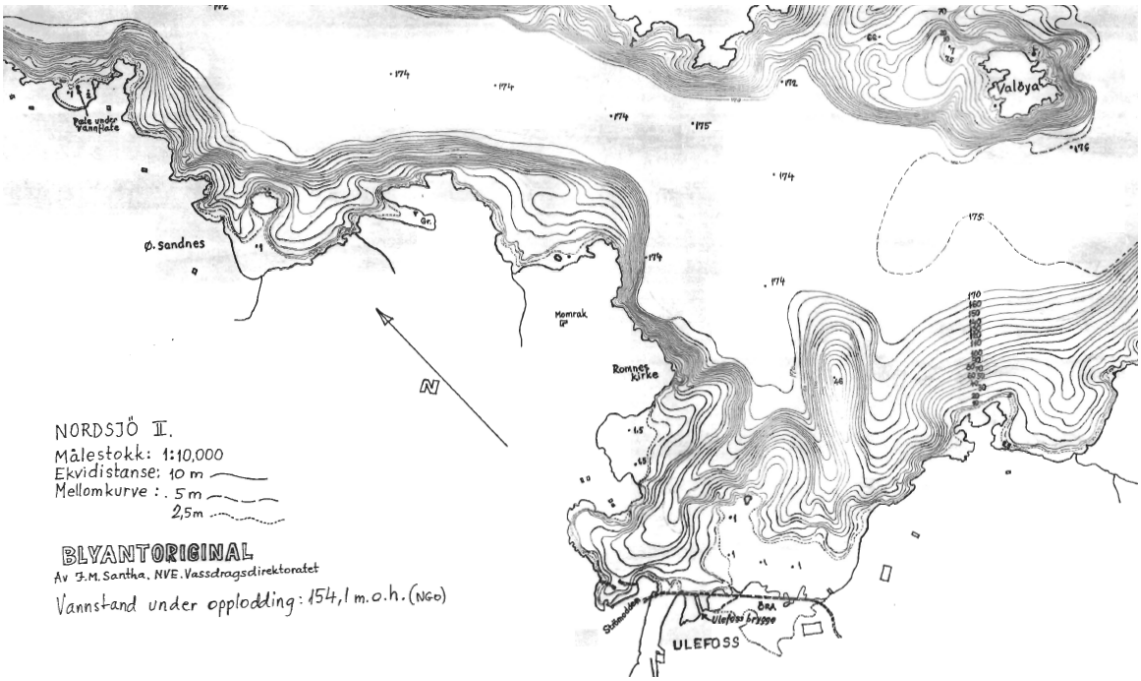
Vid Ulefoss finns ett grundområde som bedöms styra utflödet från Eidselva i nordostlig riktning. Vid Søve är vattendjupet ca 40-50 meter 100 meter från stranden. Väster om Søve går det ut en höjdrygg i botten med ett minsta djup på 46 meter som till viss del kan begränsa vattenomsättningen i lokalområdet, se figur 6-3.

Bedömningen av vattenomsättningen i vattenvolymen utanför Søve bygger på följande antaganden:

- För beräkning av doser till fisk samt eventuellt lokalt uttag av sjövatten för dricksvatten bedöms uttaget beröra ett område med en yta på ca 80 000 m^2 och ett medeldjup på 50 m, vilket ger en volym på 4 000 000 m^3.
- Vattenströmningen vid Søve beror av inflödet via Eidselva, dvs ca halva det totala flödet. Av detta flöde bedöms endast ca 2 % bidra till vattenomsättningen av vattenvolymen utanför Søve, vilket ger att 1 % av det totala flödet i Norsjø, dvs 98 miljoner m^3/år. Detta ger en omsättningstid i vattenvolymen på ca 15 dagar.
- Eftersom vattenverket i Skien ligger i den södra änden av Norsjø bedöms detta beröras av en utspädning med hela flödet, 9800 miljoner m^3/år.



Figur 6-2. Djupkarta över Norsjö (NVE, 1984).



Figur 6-3. Djupkarta över del av Norsjö vid Ulefoss (NVE, 1984).

Dosberäkningar

Viktigaste data som används i dosberäkningarna i referensscenariot är relaterat till hur mycket vatten och fisk konsumeras årligen, samt doskoefficienter för oralt intag.

Årligt intag av vatten är i beräkningarna valt till 600 liter, vilket är ett standardvärde som ofta används i dosberäkningar (ICRP 2002). Årligt intag av fisk är i beräkningarna valt till 51,1 kg färskvikt, vilket är samma värde som använts i Miljødirektoratets verktyg för att beräkna risker från förorenad mark. Doskoefficienter för oralt intag baseras på värden för vuxna från ICRP (2012).

6.5.2 Alternativt scenario – stor spricka

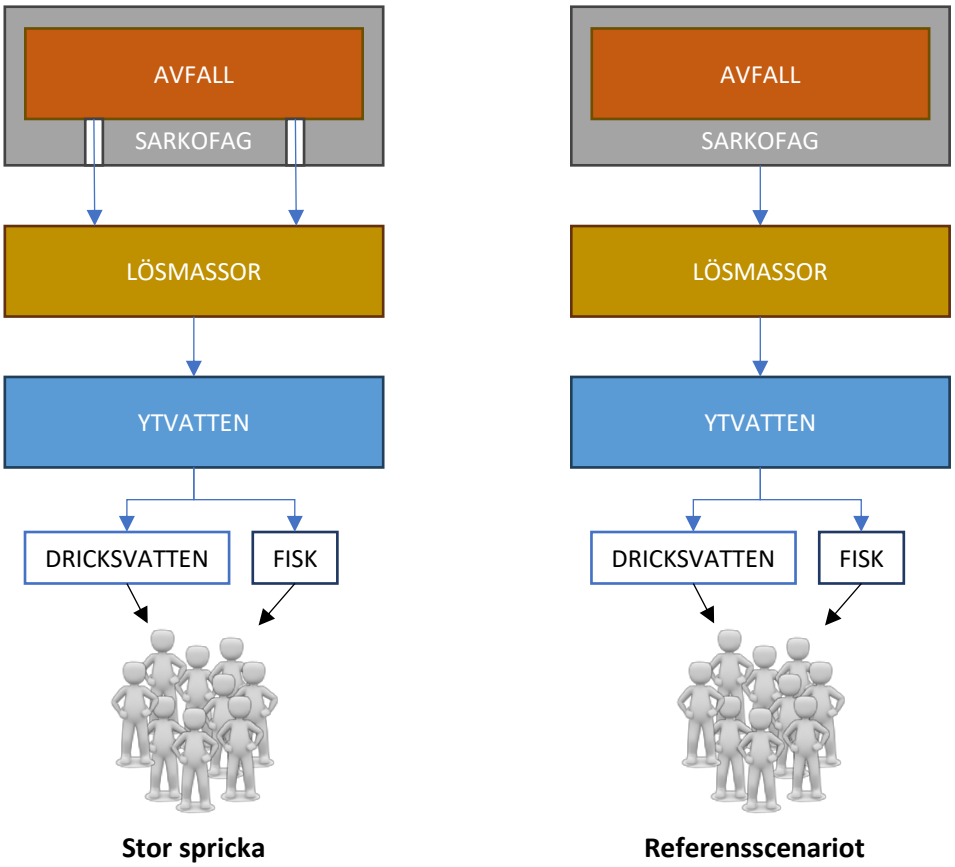
Konceptuell modell

Konceptuellt beräknas radionuklidtransport och dos i detta scenario på samma sätt som i referensscenariot (avsnitt 6.5.1), med en skillnad: i detta scenario antas advektiv transport genom sprickorna i sarkofagens bottenplatta genom att låta lakvattnet som flödar genom sarkofagen hamna direkt i lösmassorna, illustrerat i vänstra panelen i figur 6-4. Detta är likvärdigt med att anta att betongen i bottenplattan varken retarderar eller sorberar radionuklider.

Data

I detta alternativa scenario antas att förvarets skyddsförmåga är mer försämrad än i referensscenariot. Det antas här att mängden vatten som tränger in i sarkofagen är hälften av årsnederbörden (jämfört med en tiondel i referensfallet).

För att undersöka effekten på doskonsekvenser av när det antas att stora sprickor uppstår i sarkofagen väljs att analysera två tidpunkter: 200 år efter förslutning och 1000 år efter förslutning. I övrigt är all data samma som i referensfallet.



Figur 6-4. Konceptuell modell för att analysera det alternativa scenariot "stor spricka" (till vänster), med referensscenariot med som jämförelse (till höger).

6.5.3 Alternativt scenario – boende vid platsen

Konceptuell modell

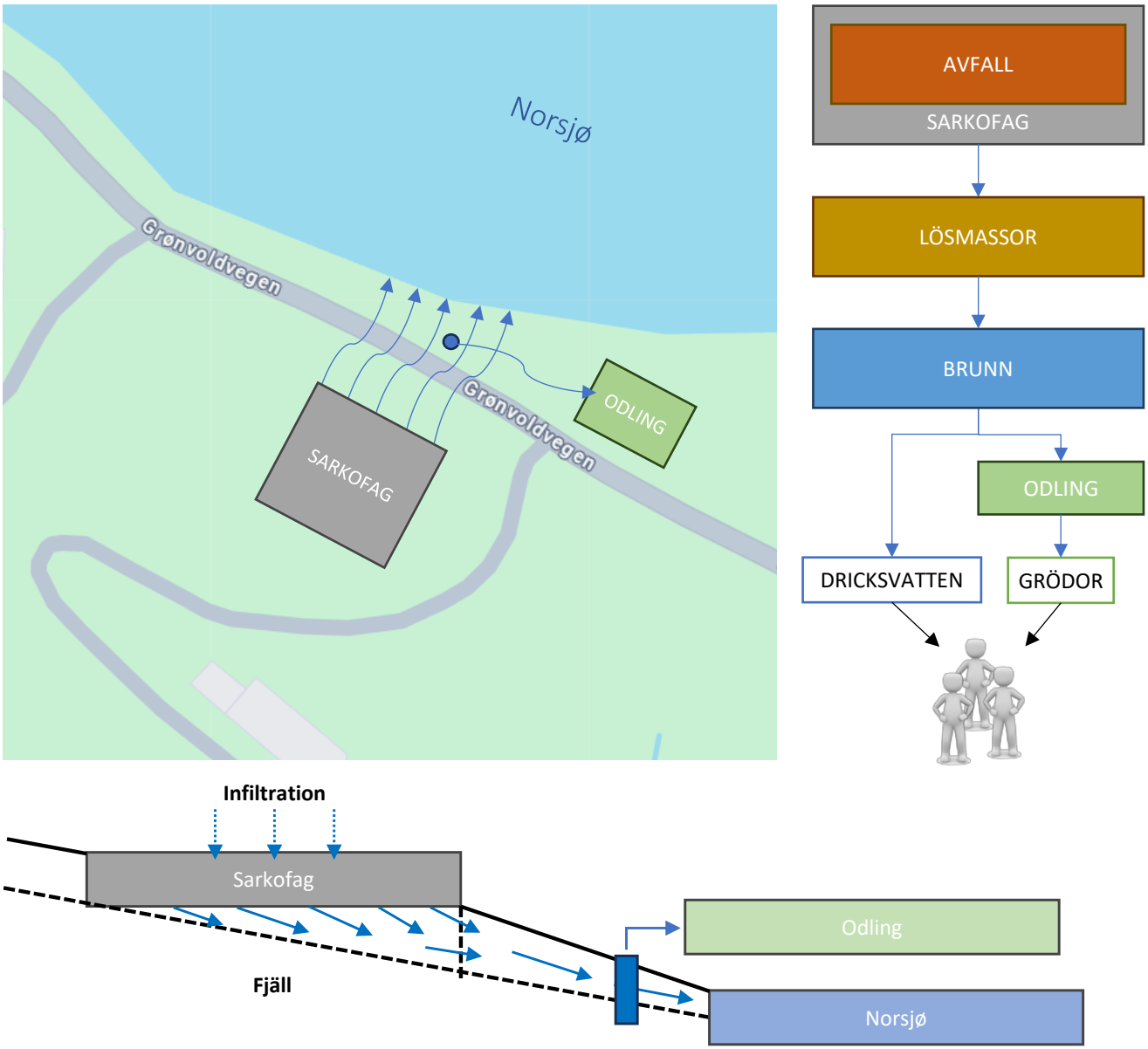
Transporten av radionuklider från avfallet till Norsjö modelleras på samma sätt i detta scenario som i referensscenariot (avsnitt 6.5.1). Det som skiljer i detta scenario är att en brunn antas i lösmassorna och att exponeringsvägen intag av fisk ersatts med intag av grödor från en trädgårdsodling bevattnad med brunnsvatten (se figur 6-5).

Data

Data som är specifika för detta scenario är relaterade till brunnen och odling av grönsaker och rotsaker.

Det är antaget att brunnen är placerad i lösmassorna mittemellan sarkofagen och Norsjø, dvs 15 m nedströms sarkofagen.

Från brunnen bevattnas en närliggande trädgårdsodling på 1000 m^2 med 150 mm vatten per år. I trädgårdsodling odlas grönsaker och rotsaker, vars årliga intag i beräkningarna är valda till 52,9 respektive 84 kg färskvikt (se tabell D-14).

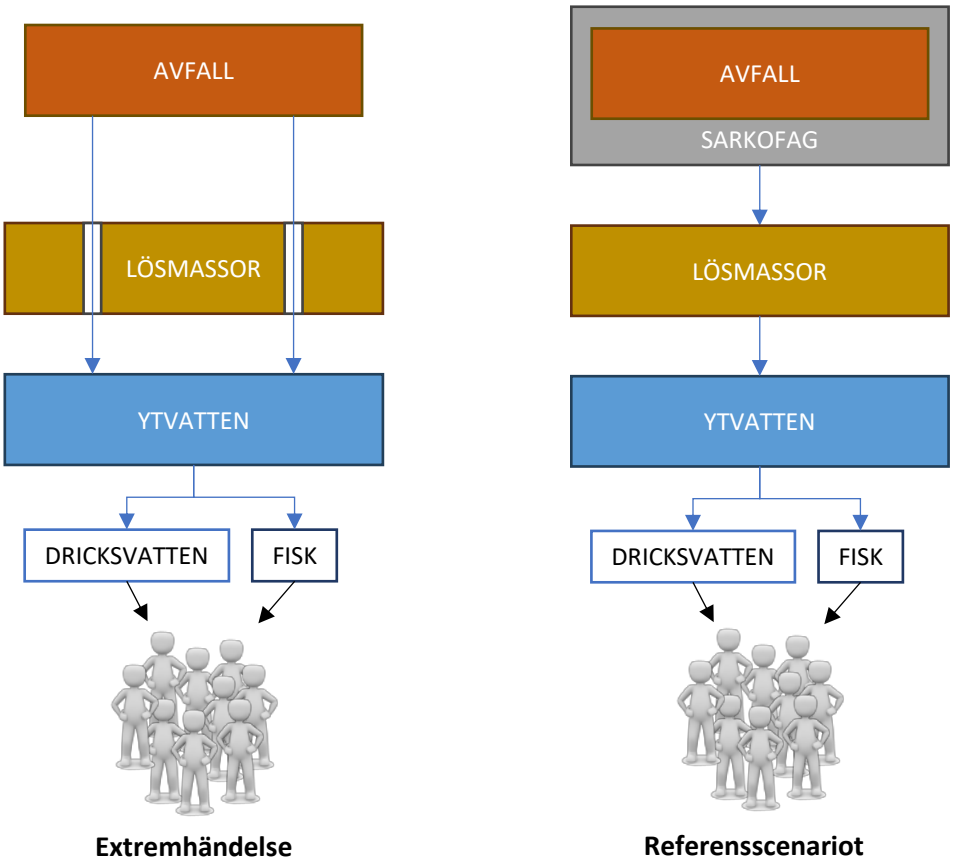


Figur 6-5. Konceptuell modell för att analysera det alternativa scenariot – boende vid platsen. Övre figuren till vänster och nedre figuren illustrerar hur vattnet flödar från sarkofagen till recipienten (dvs brunnen i detta scenario). Övre figuren till höger illustrerar de boxar som identifieras för att dynamiskt modellera transport av radionuklider, samt inkluderade exponeringsvägar för dos till människa.

6.5.4 Alternativt scenario – extremhändelse

Konceptuell modell

Konceptuellt beräknas radionuklidtransport och dos i detta scenario på samma sätt som i referensscenariot (avsnitt 6.5.1), med en skillnad: i detta scenario antas lakvattnet som flödar genom sarkofagen hamna direkt i Norsjø, illustrerat i vänstra panelen i figur 6-6. Detta är likvärdigt med att anta att betongen i bottenplattan och lösmassorna varken retarderar eller sorberar radionuklider.



Figur 6-6. Konceptuell modell för att analysera det alternativa scenariot "extremhändelse" (till vänster), med referensscenariot med som jämförelse (till höger).

Data

I detta alternativa scenario antas att förvarets skyddsförmåga är helt borta. Det antas här att mängden vatten som tränger in i sarkofagen hela årsnederbörden (jämfört med en tiondel i referensfallet och hälften i scenariot med stor spricka).

För att undersöka effekten på doskonsekvenser av tidpunkten när extremhändelsen sker väljs att analysera två tidpunkter: 200 år efter förslutning och 1000 år efter förslutning. I övrigt är all data samma som i referensfallet.

6.5.5 Oavsiktligt mänskligt intrång

Konceptuell modell

Exponering vid intrång i form av anläggningsarbete har satts upp i enlighet med det scenario som IAEA använt för beräkning av dos till vägarbetare vid intrång i en ytnära deponi med radioaktivt avfall (IAEA 2003).

Vid intrång i deponin i form av att boende på deponin kan en individ utsättas för en dos med bidrag från externdos, inandning av damm, oavsiktligt intag av jord samt intag av rot- och grönsaker odlad i jord som till viss del innehåller avfall. Detta scenario har satts upp i enlighet med det scenario som IAEA använt för beräkning av dos till boende på deponi vid intrång i en ytnära deponi med radioaktivt avfall (IAEA 2003). Utspädning kan tas hänsyn till både för utspädning av avfallet med annat avfall i deponin och för att den odlade jorden innehåller en liten andel avfall.

6.5.6 Dosrat till biota

ERICA-verktyget, ERICA Assessment Tool (Brown et al. 2008, ERICA 2024), används i säkerhetsanalysen för att beräkna potentiella dosrater till biota, dvs till andra organismer än människa. ERICA-verktyget är baserat på ERICA Integrated Approach, som är tillämpbart såväl i planerade och befintliga exponeringssituationer (Beresford et al. 2007). ERICA-verktyget utvecklades ursprungligen inom ett FP Euratom-projekt som pågick från 2004 till 2007. Sedan dess har norska direktoratet för strålskydd och atomsäkerhet (DSA) lett ett konsortium av bidragsgivare för underhåll och utveckling av verktyget. Verktyget är fritt tillgängligt och har en stor internationell bas av användare.

ERICA-verktyget interagerar med ett antal databaser och andra funktioner till hjälp för att aktivitetskoncentrationer i organismer och dosrater till organismer. Databaserna tar hänsyn till majoriteten av de radionuklider som ingår i ICRP publikation 107 (ICRP 2008). Verktyget har även gränssnitt mot FREDERICA, vilket är en databas för strålningseffekter som är en sammanställning av den vetenskapliga litteraturen om experiment med strålningseffekter och fältstudier, organiserad kring olika grupper av vilda djur och växter.

ERICA-verktygets databaser är uppbyggda kring ett antal *referensorganismer*. Varje referensorganism har sin egen specificerade geometri och är representativ för antingen terrestra, sötvattens- eller marina ekosystem. Metoden är kompatibel med den som används av ICRP. Några av de geometrier som föreslås för ICRP:s RAP (*reference animals and plants*) används som standardvärden i ERICA-verktyget. I denna säkerhetsanalys är organismer för terrestra och sötvattenekosystem relevanta, se tabell 6-1. I referensfallet beräknas dosrater till sötvattenorganismer vid ett tänkt läckage till Norsjø (se avsnitt 6.6.2). Dosrater till terrestra organismer beräknas i det alternativa scenariot ”boende vid platsen” (se avsnitt 6.7.2).

för vilka organismer som ingår i de ekosystemen.

Tabell 6-1. Organismer för terrestra och sötvatten-ekosystem som ingår i ERICA-verktyget.

Terrestra ekosystem	**Sötvattenekosystem**
Amphibian	Amphibian
Annelid	Benthic fish
Arthropod - detritivorous	Bird
Bird	Crustacean
Flying insects	Insect larvae
Grasses & Herbs	Mammal
Lichen & Bryophytes	Mollusc - bivalve
Mammal - large	Mollusc - gastropod
Mammal - small-burrowing	Pelagic fish
Mollusc - gastropod	Phytoplankton
Reptile	Reptile
Shrub	Vascular plant
Tree	Zooplankton

6.6 Doser i referensscenariot

I detta avsnitt redovisa beräknad doserna till allmänheten i referensfallet, samt i de identifierade variationsfallen.

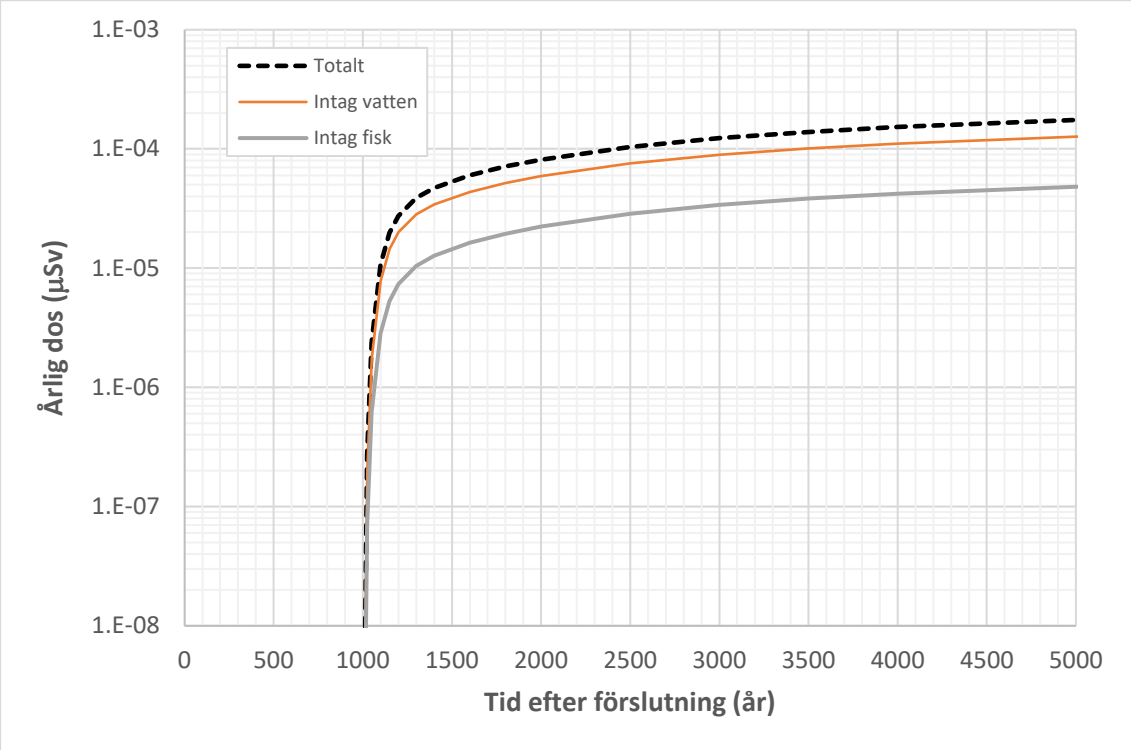
Kemakta KONSULT

6.6.1 Dos till allmänhet

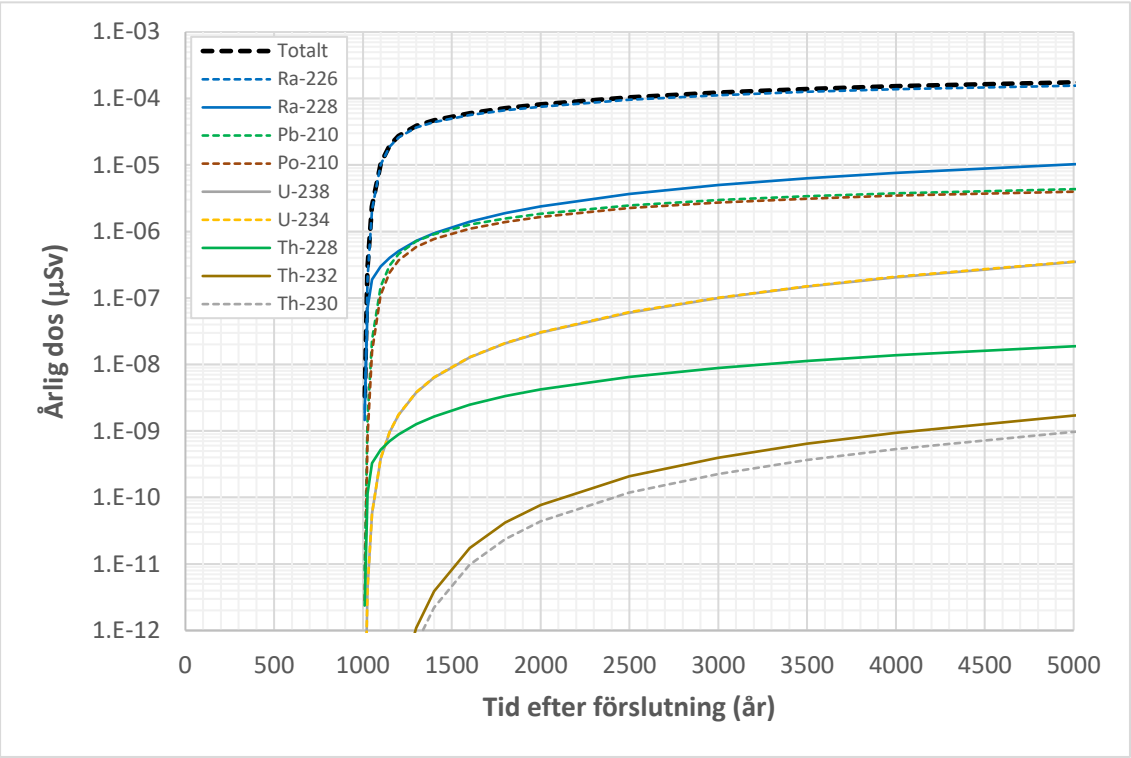
Referensfallet

Den årliga dosen i referensfallet fås via intag av vatten och fisk från Norsjø (se avsnitt 6.4.1). De beräknade doserna i analysperioden, dvs upp till 5000 år efter förslutning av sarkofagen, presenteras i figur 6-7 och figur 6-8.

Den högsta beräknade dosen är 1,8E-4 µSv och inträffar efter 5000 år. Bidraget till den totala dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 72,5 % respektive 27,5 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden som står för 89,0 % av den totala dosen vid dosmaximum; näst mest dosbidragande är Ra-228 med 5,9 %.



Figur 6-7. Beräknad total årlig dos i referensfallet, inklusive de två exponeringsvägarna relaterade till intag av vatten och fisk från Norsjø.



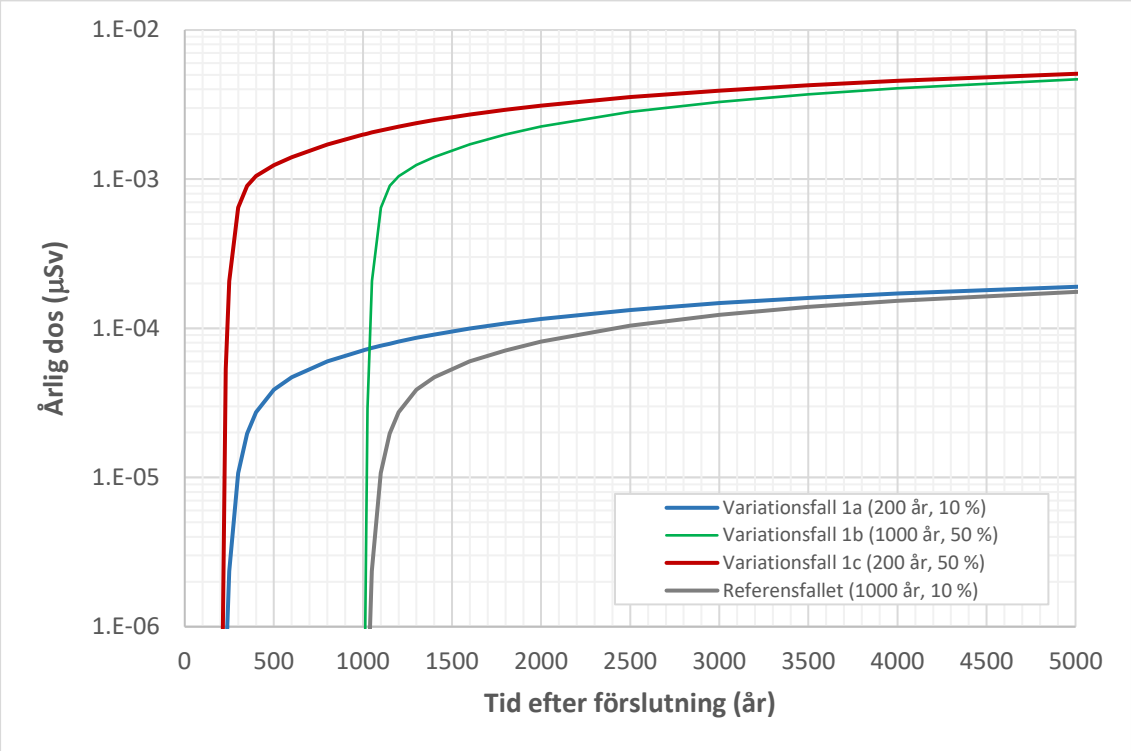
Figur 6-8. Beräknad total och radionuklid-specifik årlig dos i referensfallet.

Variationsfall 1 – sarkofagens skyddsförmåga

I detta variationsfall undersöks känsligheten i resultaten för val av parametervärden för när sarkofagens skyddsförmåga antas bli försämrad och hur mycket vatten som då tränger in. Resulterande totala doser från de tre beräkningarna gjorda inom variationsfallet presenteras i figur 6-9, tillsammans med totala dosen i referensfallet.

Den högsta dosen inträffar i slutet på analysperioden, efter 5000 år, i alla beräkningar. Den högsta beräknade dosen är 5,1E-3 µSv, vilket är en faktor 29 högre än i referensfallet. Resultaten visar att dosen påverkas i stor grad av hur mycket vatten som tränger i sarkofagen, en ökning från 10 % till 50 % inträngning av årsnederbörden ökar den högsta dosen med en faktor 27. Den högsta dosen är däremot relativt okänslig för när det antas att utsläppen från sarkofagen startar, den högsta dosen ökar bara med 8 % om utsläppen antas börja 200 år efter förslutning istället för 1000 år.

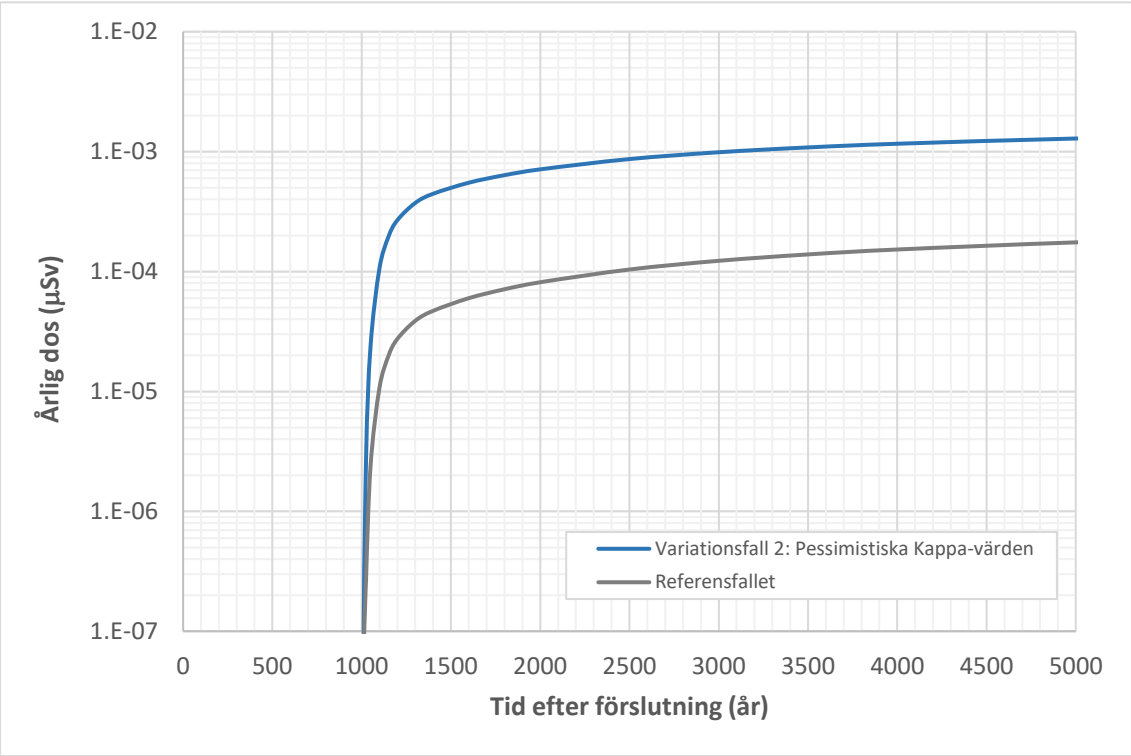
Bidraget till den högsta totala dosen, för variationsfall 1c, från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 73,2 % respektive 26,7 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden som står för 73,8 % av den totala dosen vid dosmaximum. Näst mest dosbidragande är Ra-228 med 20,7 %.



Figur 6-9. Beräknad total årlig dos i de tre beräkningarna för variationsfall 1 – sarkofagens skyddsförmåga, och totala dosen i referensfallet. Siffrorna inom parentes anger när sarkofagens skyddsförmåga antas bli nedsatt och hur stor andel av årsnederbörden som tränger in i sarkofagen.

Variationsfall 2 – avfallets lakbarhet

I detta variationsfall görs en beräkning med mer konservativa parametervärden på avfallets lakbarhet. I detta variationsfall används Kappa-värden för det pessimistiska fallet i tabell 4-5 och avsnitt 4.1.2. Resulterande totala doser presenteras i figur 6-10 tillsammans med totala dosen i referensfallet. Den högsta totala dosen för detta variationsfall är beräknad till 1,3E-03 µSv, vilket är sju gånger högre än i referensfallet. Bidraget till den högsta dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 72,5 % respektive 27,5 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden som står för 87,7 % av den totala dosen vid dosmaximum, näst mest dosbidragande är Ra-228 med 7,3 %.



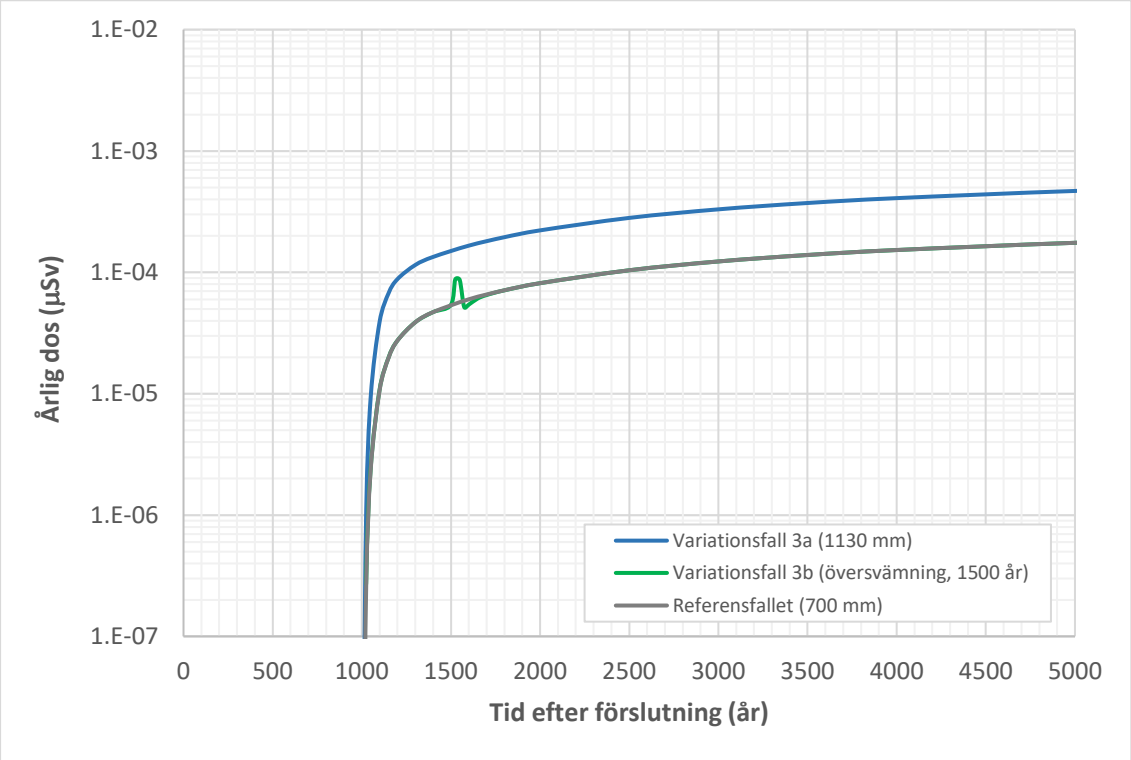
Figur 6-10. Beräknad total årlig dos i variationsfall 2 – avfallets lakbarhet, och totala dosen i referensfallet.

Variationsfall 3 – klimatrelaterade parametrar

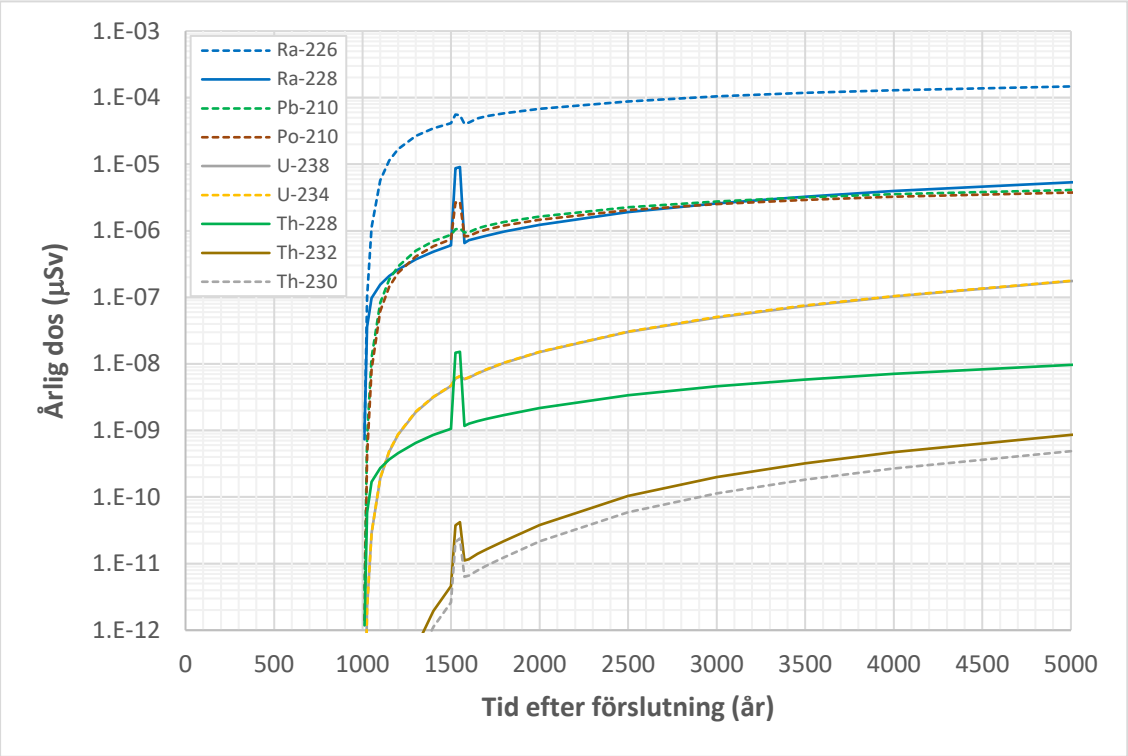
I detta variationsfall undersöks känsligheten i resultaten för val av årlig nederbörd och om doserna påverkas av en översvämning. Resulterande totala doser från beräkningarna gjorda inom variationsfallet presenteras i figur 6-11, tillsammans med totala dosen i referensfallet, och resulterande radionuklidspecifika doser i fallet med översvämning i figur 6-12.

Vid antagandet om ökad nederbörd, variationsfall 3a, ökar generellt den beräknade totala årliga dosen med en faktor 2,7, se figur 6-11, detta på grund av det i simuleringarna är antaget att 10 % av årsnederbörden tränger in i sarkofagen och således ökar vattenflödet genom den. Den högsta totala dosen för detta variationsfall är beräknad till 4,7E-4 µSv. Bidraget till den högsta dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 72,5 % respektive 27,4 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden som står för 86,0 % av den totala dosen vid dosmaximum. Näst mest dosbidragande är Ra-228 med 8,8 %.

Översvämningen, variationsfall 3b, har en relativt liten påverkan på dosen, och ingen som helst påverkan på den högsta beräknade dosen. I figur 6-12 ses att några radionuklider ökar sin dos relativt kraftigt under översvämningen, men att den mest dosbidragande radionukliden, Ra-226, ökar ganska lite. Anledningen till detta är att radium är svagt sorberande i lösmassorna (Kd på 0,05 kg/m3), vilket leder till att ökningen av Ra-226 som tillförs vattnet i Norsjø blir liten då det under översvämningen antas att vattnet som flödar ut genom bottenplattan transporteras direkt till sjön och inte genom lösmassorna.



Figur 6-11. Beräknad total årlig dos i de två beräkningarna för variationsfall 3 – klimatrelaterade parametrar, och totala dosen i referensfallet. Siffrorna inom parentes anger årliga nederbörden och när översvämningen antas ske.

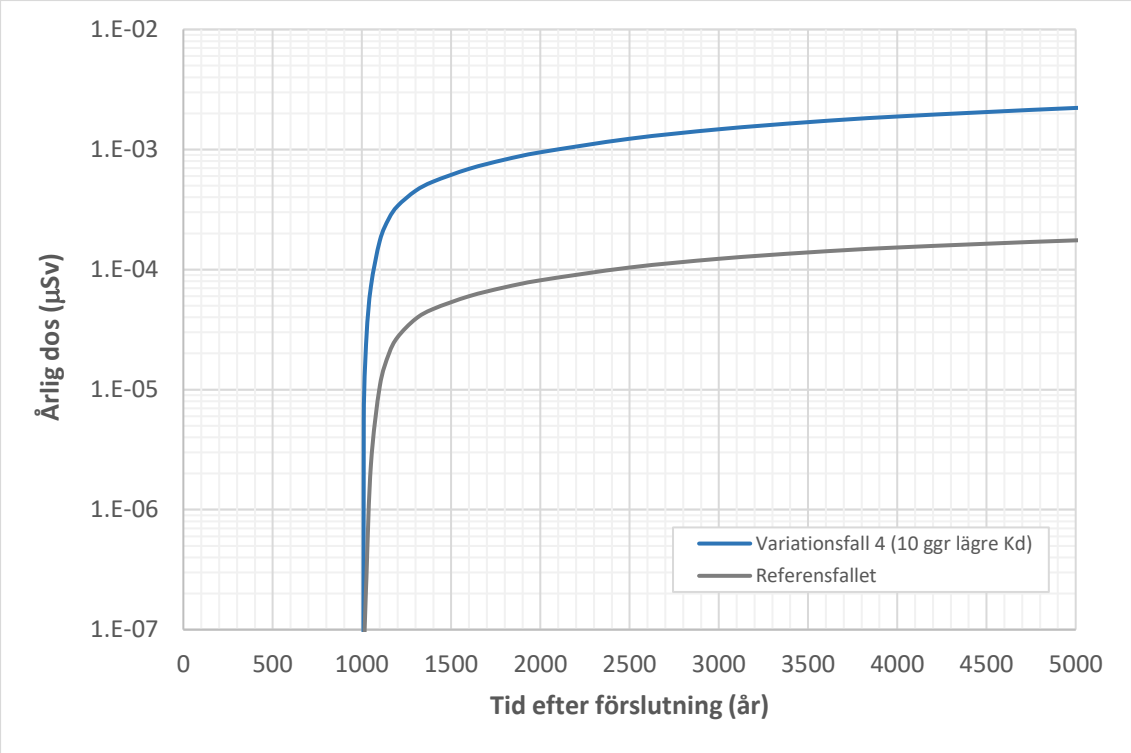


Figur 6-12. Beräknad radionuklid-specifika årliga doser i variationsfall 3b - översvämning.

Variationsfall 4 – sorptionsegenskaper i lösmassorna

I detta variationsfall är Kd-värden för lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø sänkta med en faktor 10 för att undersöka känsligheten i resultaten för sorption. Resulterande totala doser presenteras i figur 6-13 tillsammans med totala dosen i referensfallet. Den högsta totala dosen för detta variationsfall är beräknad till 2,2E-3 µSv, vilket är en faktor 13 högre än i referensfallet. Detta är ett förväntat resultat, då koncentrationen av radionuklider i vattnet som hamnar i Norsjø ökar i ungefär samma grad som sorptionen minskar.

Bidraget till den högsta dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 72,5 % respektive 27,5 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden som står för 68,6 % av den totala dosen vid dosmaximum, näst mest dosbidragande är Ra-228 med 26,4 %.



Figur 6-13. Beräknad total årlig dos för variationsfall 4 – sorptionsegenskaper i lösmassorna, och totala dosen i referensfallet.

6.6.2 Dosrat till biota

I referensscenariot är doskonsekvenser till biota utvärderat genom att beräkna dosrater i referensfallet till organismer i sötvatten (doskonsekvenser till terrestra organismer beaktas i ett alternativt scenario, se avsnitt 6.7.2). Beräkningarna av dosrat till biota utgår från de under hela analysperioden beräknade högsta aktivitetskoncentrationerna av radionuklider i vatten och det övre sedimentlagret i Norsjø. Resulterande totala dosrater till biota och aktivitetskoncentrationer i vattnet och sediment presenteras i tabell 6-2. Den högsta dosraten är beräknad till 4,8E-2 µGy/h för insektslarver (*Insect larvae*).

Kemakta KONSULT

Tabell 6-2. Totala dosrater i referensfallet till organismer i sötvatten-ekosystem och beräknade högsta aktivitetskoncentrationer i vatten och sediment i Norsjø.

Organism	**Dosrat (µGy/h)**	**Radionuklid**		**Aktivitetskoncentration**	
				Vatten (Bq/l)	Sediment (Bq/kg)
Amphibian	2,6E-4	Pb-210		3,3E-09	3,6E+1
Benthic fish	1,3E-2	Po-210		1,4E-9	3,6E+1
Bird	6,1E-4	Ra-226		6,9E-7	2,9E+1
Crustacean	2,2E-2	Ra-228		1,9E-8	3,4E-1
Insect larvae	4,8E-2	Th-228		1,4E-10	6,8E-1
Mammal	2,6E-7	Th-230		5,1E-12	8,7E-2
Mollusc - bivalve	2,0E-2	Th-232		8,2E-12	1,4E-1
Mollusc - gastropod	2,1E-2	U-234		1,1E-8	1,1E-1
Pelagic fish	1,0E-4	U-238		1,1E-8	1,1E-1
Phytoplankton	5,1E-5				
Reptile	1,4E-2				
Vascular plant	2,1E-2				
Zooplankton	5,1E-3				

6.7 Doser för alternativa scenarier

I detta avsnitt redovisa beräknad doserna till allmänheten för de alternativa scenarierna.

6.7.1 Dos till allmänhet

Stor spricka

Det alternativa scenariot ”stor spricka” beskrivs i avsnitt 6.4.2 och hur modellering och data skiljer sig från referensscenariot är beskrivet i avsnitt 6.5.2. Den konceptuella skillnaden hur detta scenario hanteras är att det antas att transporten av radionuklider från avfallet passerar opåverkat genom bottenplattan direkt till lösmassorna, dvs betongen antas inte retardera eller sorbera radionuklider.

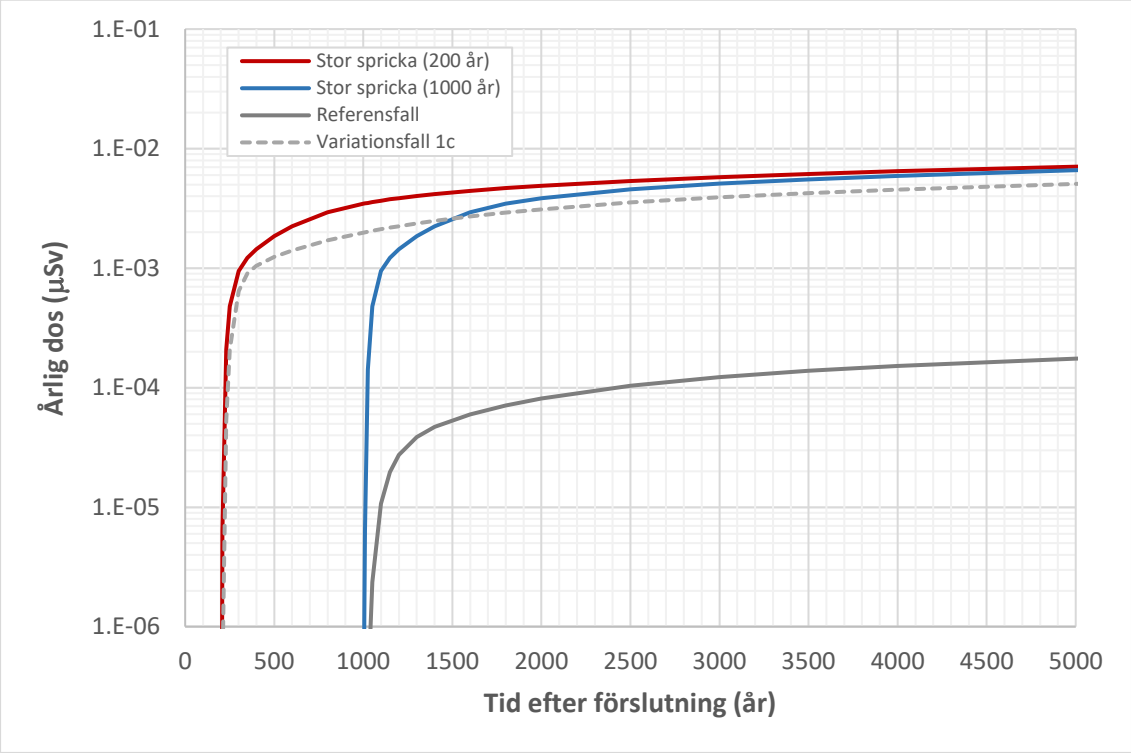
Den totala årliga dosen i alternativa scenariot ”stor spricka” presenteras i figur 6-14 för de två tidpunkterna som det antas att sprickan uppstår. I samma figur presenteras den totala årliga dosen i referensfallet (där det antas att 10 % av årliga nederbörden tränger in i sarkofagen efter 1000 år) och i variationsfall 1c där det antas att 50 % av årliga nederbörden tränger in i sarkofagen efter 200 år. Dvs i variationsfall 1c är antaganden samma for vatteninträngning in i sarkofagen som i det alternativa scenariot med stor spricka efter 200 år.

Den högsta beräknade dosen i detta alternativa scenario är 7,1E-3 µSv och 6,6E-3 µSv för antagandet att sprickan uppstår efter 200 respektive 1000 år. Detta visar att den högsta dosen är relativt okänslig för när sprickan uppstår.

Bidraget till den totala dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 75,9 % respektive 24,1 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden, och står för 50,3 % av den totala dosen vid dosmaximum, näst mest dosbidragande är Ra-228 med 32,1 %. U-234 och U-238 bidrar med 7,4 % respektive 7,3 % till den totala dosen vid dosmaximum, vilket kan jämföras med ett bidrag på ca 0,2 % till dosen i referensfallet. Att uranisotoperna har ett större

relativt dosbidrag i detta scenario jämfört med i referensfallet beror på att uran är starkt sorberande i betongen (K_d-värde på 21,9 m^3/kg). En stor del av uranet i lakvattnet från avfallet kommer i referensfallet att sorbera i betongen under den diffusionsdrivna transporten genom bottenplattan, vilket det inte gör i detta alternativa scenario där det antas advektiv transport genom bottenplattan i vattenbärande sprickor.

Jämfört med referensfallet är högsta dosen i detta alternativa scenario ca 40 gånger högre, men jämfört med variationsfall 1c är den högsta dosen bara 40 % högre. Det betyder att det som bidrar mest till ökningen jämfört med referensfallet är att vattenflödet genom sarkofagen är högre då det är antagandet att mer vatten tränger in i sarkofagen.



Figur 6-14. Beräknad total årlig dos i det alternativa scenariot "stor spricka", för två antagna tiderna för uppkomst av sprickan; totala doser i referensfallet och variationsfall 1 (tidigare och större vatteninträngning) är med som jämförelse.

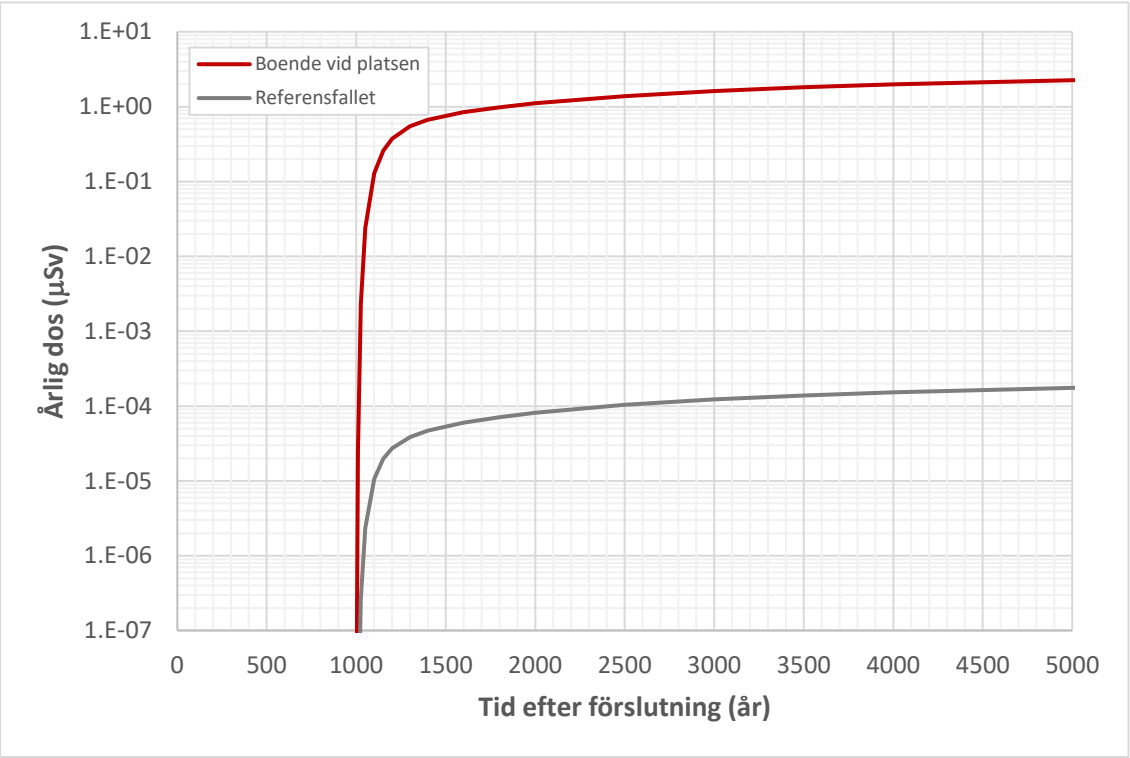
Boende vid platsen

Det alternativa scenariot "boende vid platsen" beskrivs i avsnitt 6.4.2 och hur modellering och data skiljer sig från referensscenariot är beskrivet i avsnitt 6.5.3.

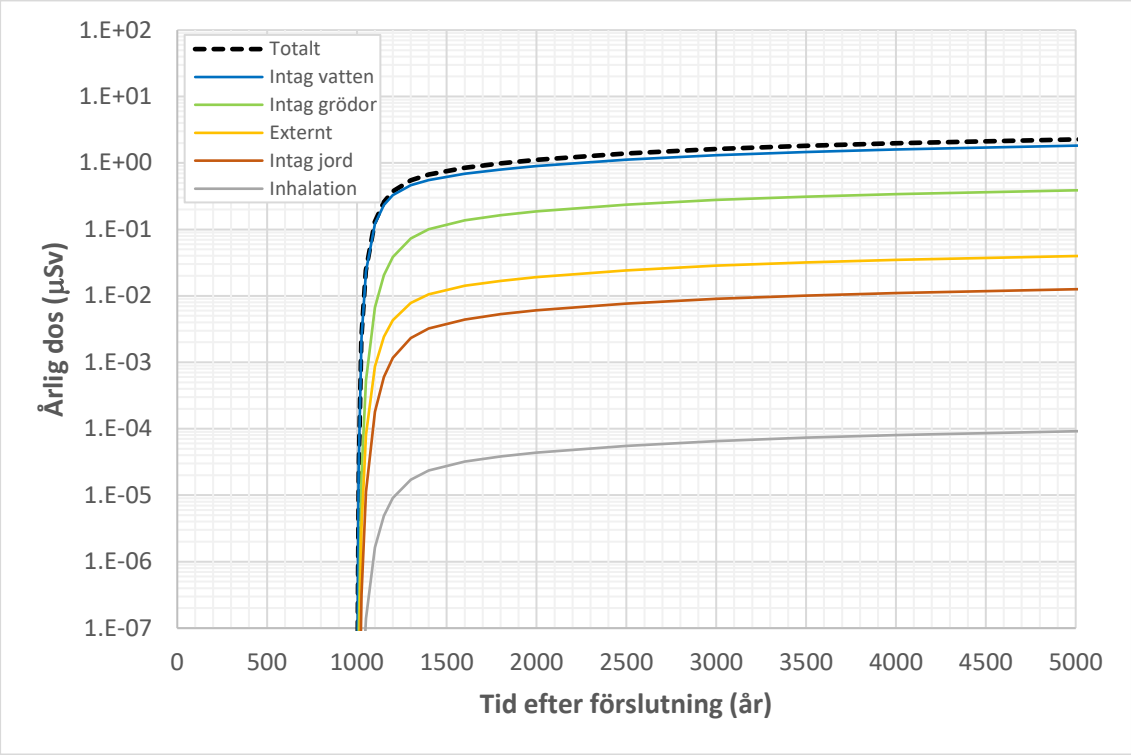
Den total årliga dosen i detta alternativa scenario och för referensfallet presenteras i figur 6-15, och doser för exponeringsvägar och radionuklider presenteras i figur 6-16 och figur 6-17.

Den högsta beräknade dosen till en person boende på platsen är 2,3 µSv. Den högsta dosen domineras av bidrag från intag av vatten (80,5 %) och från intag av grödor (17,1 %). Mest bidragande radionuklider till den högsta dosen är Ra-226 (57,7 %) och dess döttrar Pb-210 (20,1 %) och Po-210 (18,2 %).

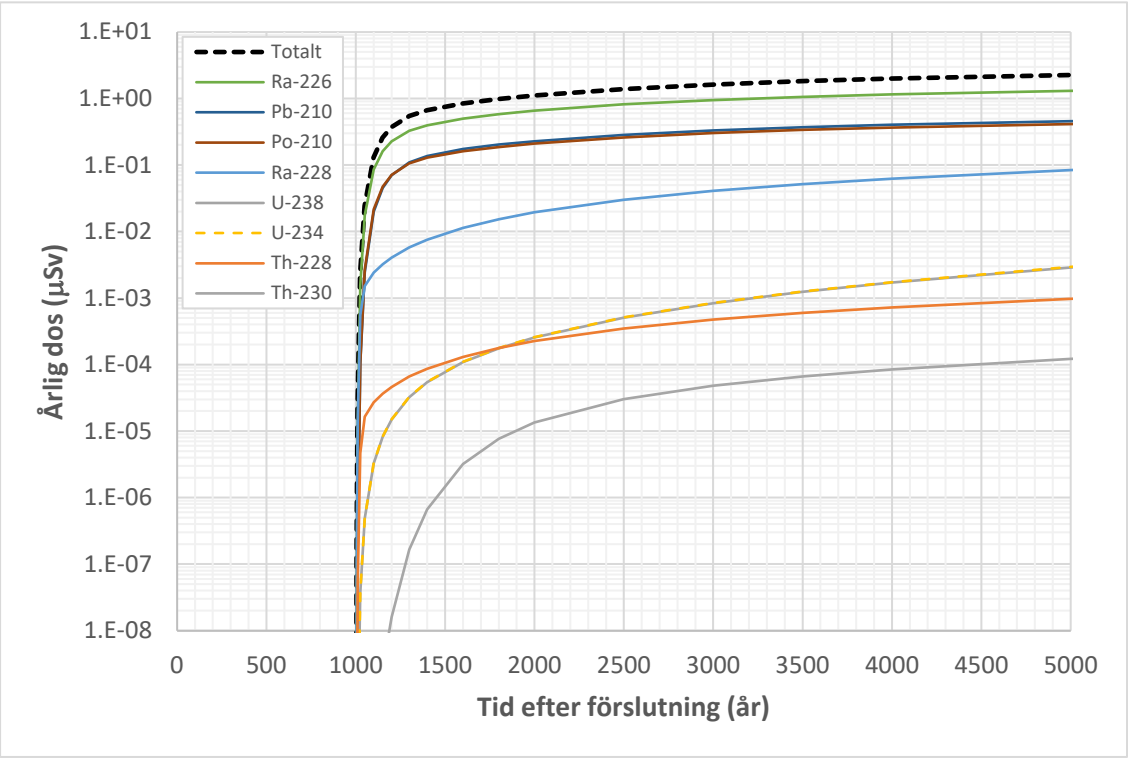
Dosen till en person boende på platsen är ca fyra storleksordningar högre än för dosen till allmänhet i referensfallet, anledningen till detta är självfallet att utspädningen av radionuklider i vattnet i Norsjø är betydligt högre än i den antagna brunnen i lösmassorna.



Figur 6-15. Beräknad total årlig dos i det alternativa scenariot "boende vid platsen" och för referensfallet.



Figur 6-16. Beräknad total årlig dos i det alternativa scenariot "boende vid platsen", inklusive dos för de olika exponeringsvägarna.



Figur 6-17. Beräknad total och radionuklid-specifik årlig dos i det alternativa scenariot "boende vid platsen".

Extremhändelse

Det alternativa scenariot "extremhändelse" beskrivs i avsnitt 6.4.2 och hur modellering och data skiljer sig från referensscenariot är beskrivet i avsnitt 6.5.4. Den konceptuella skillnaden hur detta scenario hanteras är att det antas att transporten av radionuklider från avfallet passerar opåverkat direkt till Norsjö, dvs varken betongen eller lösmassorna antas retardera eller sorbera radionuklider.

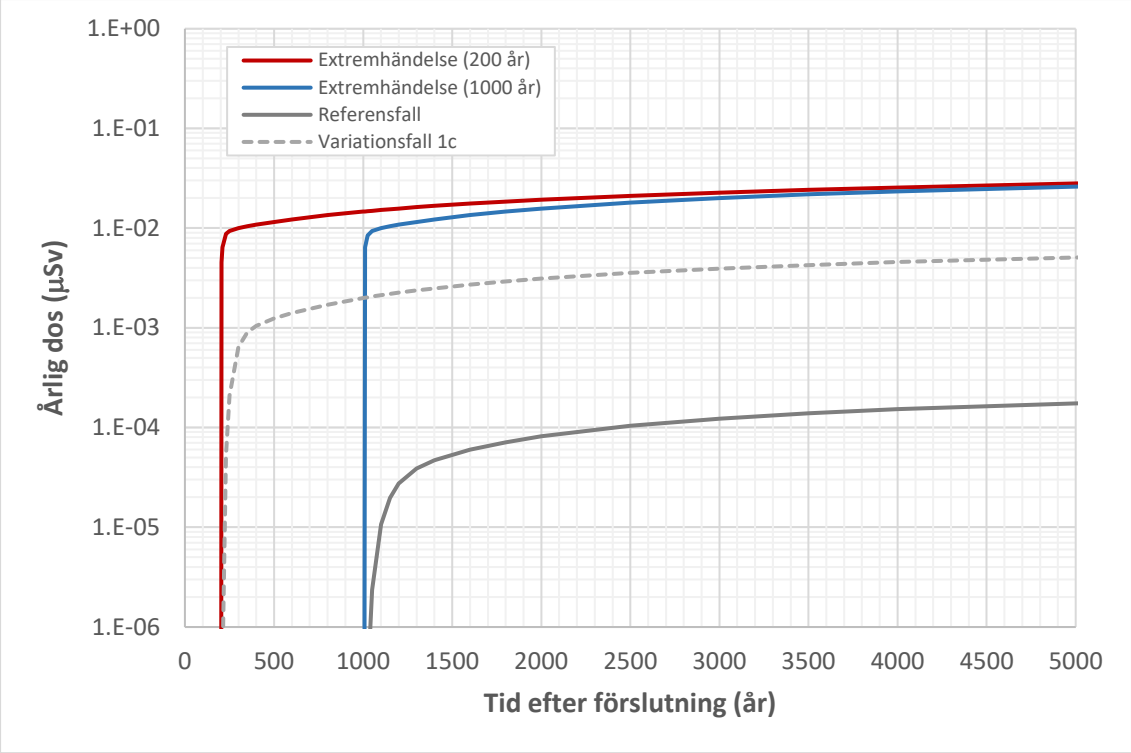
Den totala årliga dosen i alternativa scenariot "extremhändelse" presenteras i figur 6-18 för de två tidpunkterna som det antas att händelsen sker. I samma figur presenteras den totala årliga dosen i referensfallet (där det antas att 10 % av årliga nederbörden tränger in i sarkofagen efter 1000 år) och i variationsfall 1c där det antas att 50 % av årliga nederbörden tränger in i sarkofagen efter 1000 år.

Den högsta beräknade dosen i detta alternativa scenario är 2,8E-2 µSv och 2,6E-2 µSv för antagandet att händelsen sker efter 200 respektive 1000 år, dvs dosen är relativt okänslig för när händelsen sker. Jämfört med referensfallet är högsta dosen i detta mycket extrema alternativa scenario ca 160 gånger högre, men jämfört med variationsfall 1c är den högsta dosen bara 5 gånger högre.

Bidraget till den totala dosen från intag av vatten och fisk vid dosmaximum är 76,8 % respektive 23,2 %. Ra-226 är den mest dosbidragande radionukliden, och står för 45,7 % av den totala dosen vid dosmaximum. Näst mest dosbidragande är Ra-228 med 33,9 % och efter det kommer U-234 och U-238 med 9,1 respektive 8,9 %.

Uranisotoperna har ett större relativt dosbidrag i detta scenario jämfört med i referensfallet, vilket beror på att uran är starkt sorberande i betong (K_d-värde på 21,9 m^3/kg). En stor del av uranet i lakvattnet från avfallet kommer i referensfallet att sorbera i betongen under den

diffusionsdrivna transporten genom bottenplattan, vilket det inte gör i detta alternativa scenario där det antas advektiv transport genom bottenplattan i vattenbärande sprickor.



Figur 6-18. Beräknad total årlig dos i det alternativa scenariot "extremhändelse", för två antagna tiderna för händelsens tidpunkt; totala doser i referensfallet och variationsfall 1c (tidigare och större vatteninträngning) är med som jämförelse.

6.7.2 Dosrat till biota

I referensscenariot är doskonsekvenser till biota utvärderat i referensfallet genom att beräkna dosrater till organismer i sötvatten (avsnitt 6.6.2). I de alternativa scenarierna är doskonsekvenser till biota utvärderade genom att beräkna dosrater till terrestra organismer i det alternativa scenariot "boende vid platsen". Beräkningarna av dosrat till biota utgår från de under hela analysperioden beräknade högsta aktivitetskoncentrationerna av radionuklider i jorden i trädgårdsodlingen.

Resulterande totala dosrater till biota och aktivitetskoncentrationer i jorden presenteras i tabell 6-3. Den högsta dosraten är beräknad till 0,075 µGy/h för lavar och mossor (*Lichen & Bryophytes*).

Tabell 6-3. Totala dosrater till organismer i terrestra ekosystem och beräknade högsta aktivitetskoncentrationer i jorden.

Organism	Dosrat (µGy/h)		Radionuklid	Aktivitetskoncentration (Bq/kg)
Amphibian	1,3E-2		Pb-210	3,1E-1
Bird	2,5E-3		Po-210	3,1E-1
Mollusc – gastropod	2,4E-3		Ra-226	4,1E-1
Reptile	1,3E-2		Ra-228	1,2E-3
Annelid	1,5E-2		Th-228	1,2E-3
Arthropod – detritivorous	1,6E-2		Th-230	6,3E-5
Flying insects	3,9E-3		Th-232	9,8E-5
Grasses & Herbs	1,3E-2		U-234	2,7E-3
Lichen & Bryophytes	7,5E-2		U-238	2,7E-3
Mammal – large	6,1E-3			
Mammal – small-burrowing	6,4E-3			
Shrub	2,4E-2			
Tree	1,8E-3			

6.8 Doser för scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång

Beräkningar av dos har gjorts för de två intrångsscenarierna, beskrivna i avsnitt 6.4.3, för några olika tidpunkter då intrånget antas ske. Oavsiktligt intrång antas kunna ske tidigast 200 år efter förslutning.

Resulterande doser redovisas i Högst bidrag till de totala doserna kommer från Ra-226 (33 % och 30 %), Th-228 (34 % och 21 %) och Ra-228 (17 % och 30 %), där sifforna inom parentesen anger bidraget till totala dosen till anläggningsarbetare respektive boende på platsen.

Tabell 6-4. Som förväntat blir det ingen skillnad för de tre tidpunkterna, då det är långlivat NORM-avfall som har deponerats och sekulär jämvikt är antagen i både uran- och toriumkedjan.

Högst bidrag till de totala doserna kommer från Ra-226 (33 % och 30 %), Th-228 (34 % och 21 %) och Ra-228 (17 % och 30 %), där sifforna inom parentesen anger bidraget till totala dosen till anläggningsarbetare respektive boende på platsen.

Tabell 6-4. Resulterande dos till anläggningsarbetare och årlig dos boende på platsen, vid oavsiktligt intrång för olika tidpunkter då intrånget antas ske.

	Dos (µSv)	
Tid för intrång	Anläggningsarbetare	Boende på platsen
200 år	1140	1750
1000 år	1140	1750
5000 år	1140	1750

Kemakta KONSULT

7 Sammanfattning och diskussion

Säkerhetsanalysens som gjorts i denna rapport utgör underlag till att demonstrera att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt. I avsnitt 2 och 3 presenteras metodiken och förutsättningar för analysen och i avsnitt 4 beskrivs avfallet, slutförvaret och dess omgivning. Potentiella doser till personal är beräknade vid utgrävning, deponering och förslutning (avsnitt 5) och doser till allmänhet och miljön är beräknade efter förslutning (avsnitt 6).

I detta avsnitt summeras och diskuteras de beräknade doserna till personal (avsnitt 7.1), till allmänhet och miljön efter förslutning (avsnitt 7.2). Slutligen förs en diskussion om det bedöms vara demonstrerat att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt (avsnitt 7.3).

7.1 Sammanfattning av doser till personal

7.1.1 Doser vid arbete enligt plan

De i avsnitt 5.5 beräknade doserna till personal då allt arbete löper enligt plan redovisas i tabell 7-1 för de olika arbetsmomenten.

För att inte underskatta den potentiellt totala dosen till en enskild arbetare är det tänkbart att anta att en person potentiellt kan utföra flera arbetsmoment. Då utgrävningen av massorna, transport av massor till sarkofagen och deponering kommer pågå parallellt är det dock rimligt att anta att dessa moment inte kommer att utföras av en och samma arbetare. Däremot är det tänkbart att arbetet med förslutningen kommer att utföras av samma personal som utfört utgrävning, transport eller deponering. Arbetsmomenten relaterade till monitering av massorna och hantering av slaggklumpar i avgångsdeponin kräver personal med kunskap om strålskydd, strålningsmätning och provtagning. Det är rimligt att anta att det är samma arbetare som utför dessa arbetsmoment, men att arbetaren inte är inblandad i några av de övriga arbetsmomenten. Enligt detta resonemang kan totala doser till fyra hypotetiska arbetare summeras till:

- 85 μSv till en arbetare som utför all utgrävning och arbetar med förslutningen.
- 78 μSv till en arbetare som utför all transport och arbetar med förslutningen.
- 95 μSv till en arbetare som utför all deponering och arbetar med förslutningen.
- 32 μSv till en arbetare som utför monitering av massorna och hantering av slaggklumpar i avgångsdeponin.

7.1.2 Doser vid avvikande händelser

De i avsnitt 5.6 beräknade doser till personal för de representativa avvikande händelserna är summerade i tabell 7-2. En av händelserna ger påtagligt högre doser än de andra, vilket är då dammfiltret i fordonshytten antas inte fungera som planerat. Detta understryker vikten av att halten av damm i inandningsluften som härrör från avfallet ska hållas så låg som möjligt. Det är även viktigt att kontrollera att dammfilter fungerar tillfredsställande innan dess att arbetet startar, och om möjligt mäta dammhalten *in situ* under arbetets gång för att regelbundet verifiera filtrens effektivitet.

Tabell 7-1. Resulterande doser till personal för arbetsmomenten under utgrävning, deponering och förslutning då arbetet löper enligt plan.

	Dos (µSv)		
Arbetsmoment	*Slagghög*	*Vaskerijord*	***Totalt***
Utgrävning	64	11	**75**
Transport	62	4,6	**67**
Monitering av massor	28	4,0	**32**
Deponering			**85**
Förslutning			**11**
Hantering av en slaggklumpar [a]			**0,23**

[a] antaget arbetaren hanterar 10 medelstora och 5 medelstora slaggklumpar med den högst uppmätta aktivitetskoncentrationen.

Tabell 7-2. Resulterande doser till personal för representativa avvikande händelser under utgrävning, deponering och förslutning.

	Dos (µSv)
Vanliga händelser	
Reparation av grävmaskin vid utgrävning	14
Omlastning av ett lass från en dumper till en annan	3,1
Sällsynta händelser	
Dammfilter i fordonshytt fungerar inte som planerat	167
Dumper välter och massor som hamnar på marken omhändertas	12
Tunnare gruslager (0,2 m) på avfallet vid förslutning av sarkofagen	84

7.2 Sammanfattning av doser efter förslutning

7.2.1 Dos till allmänhet

De i avsnitt 6 beräknade doserna i referensscenariot, alternativa scenarier och scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång är summerade i tabell 7-3.

Kemakta KONSULT

Tabell 7-3. Resulterande högsta årliga doser till allmänhet efter förslutning, dominerande exponeringsvägar och radionuklider. För variationsfallen i referensscenariot och för alternativa scenarier redovisas de beräkningar som resulterar i den högsta dosen.

Scenario	Årlig dos (µSv)	Dominerande Exponeringsvägar [a]	Dominerande radionuklider [a]
Referensscenariot			
Referensfallet	1,8E-4	Intag av vatten (72,5 %) Intag av fisk (27,5 %)	Ra-226 (89,0 %) Ra-228 (5,9 %)
Variationsfall 1 – sarkofagens skyddsförmåga	5,1E-3	Intag av vatten (73,2 %) Intag av fisk (26,7 %)	Ra-226 (73,8 %) Ra-228 (20,5 %)
Variationsfall 2 – avfallets lakbarhet	1,3E-3	Intag av vatten (72,5 %) Intag av fisk (27,5 %)	Ra-226 (87,7 %) Ra-228 (7,3 %)
Variationsfall 3 – klimatrelaterade parametrar	4,7E-4	Intag av vatten (72,5 %) Intag av fisk (27,4 %)	Ra-226 (86,0 %) Ra-228 (8,8 %)
Variationsfall 4 – sorptionsegenskaper i lösmassorna	2,2E-3	Intag av vatten (72,5 %) Intag av fisk (27,5 %)	Ra-226 (68,6 %) Ra-228 (26,4 %)
Alternativa scenarier			
Nedträngning i fjäll	- [b]	- [b]	- [b]
Stor spricka	7,1E-3	Intag av vatten (75,9 %) Intag av fisk (24,1 %)	Ra-226 (50,3 %) Ra-228 (32,1 %)
Boende vid platsen	2,3	Intag av vatten (80,5 %) Intag av grödor (17,1 %)	Ra-226 (57,7 %) Pb-210 (20,1 %) Po-210 (18,2 %)
Extremhändelse	2,8E-2	Intag av vatten (76,8 %) Intag av fisk (23,2 %)	Ra-226 (45,7 %) Ra-228 (33,9 %)
Oavsiktligt mänskligt intrång			
Anläggningsarbetare	1140		Th-228 (33,5 %) Ra-226 (33,3 %) Ra-228 (17,3 %)
Boende på platsen	1750		Ra-226 (30,3 %) Ra-228 (30,0 %) Th-228 (20,8 %)

a. Relativa bidrag vid tidpunkten för den högsta beräknade dosen.

b. Inga dosberäkningar utförda, se diskussion i avsnitt 6.4.2.

7.2.2 Dosrat till biota

Resulterande totala dosrater till organismer i sötvattenekosystem (från exponering av radionuklider i vattnet och sediment) och terrestra ekosystem (från exponering av radionuklider i marken) presenteras i tabell 7-4. Dosraterna till organismer i sötvattenekosystem härrör från referensfallet och till organismer i terrestra ekosystem från det alternativa scenariot ”boende vid platsen”.

Tabell 7-4. Totala dosrater till organismer i sötvatten-ekosystem i referensfallet och till terrestra organismer i det alternativa scenariot "boende vid platsen".

Sötvattenekosystem Organism	Dosrat (μGy/h)	Terrestra ekosystem Organism	Dosrat (μGy/h)
Amphibian	2,6E-4	Amphibian	1,3E-2
Benthic fish	1,3E-2	Bird	2,5E-3
Bird	6,1E-4	Mollusc - gastropod	2,4E-3
Crustacean	2,2E-2	Reptile	1,3E-2
Insect larvae	4,8E-2	Annelid	1,5E-2
Mammal	2,6E-7	Arthropod - detritivorous	1,6E-2
Mollusc - bivalve	2,0E-2	Flying insects	3,9E-3
Mollusc - gastropod	2,1E-2	Grasses & Herbs	1,3E-2
Pelagic fish	1,0E-4	Lichen & Bryophytes	7,5E-2
Phytoplankton	5,1E-5	Mammal - large	6,1E-3
Reptile	1,4E-2	Mammal - small-burrowing	6,4E-3
Vascular plant	2,1E-2	Shrub	2,4E-2
Zooplankton	5,1E-3	Tree	1,8E-3

7.3 Diskussion

Denna rapport dokumenterar den säkerhetsanalysens som gjorts i syfte att demonstrera att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt. Säkerhetsanalysen omfattar två delar, dels utvärdering av doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning, dels en utvärdering av doskonsekvenser efter förslutning.

Metodiken som följts genom säkerhetsanalysens är beskriven i avsnitt 2. Förutsättningarna för utvärdering av doskonsekvenser och beskrivning av slutförvaret och dess omgivning är dokumenterat i avsnitt 3 respektive avsnitt 4. Doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning presenteras i avsnitt 5, och doskonsekvenser efter förslutning i avsnitt 6.

7.3.1 Jämförelse med strålskyddskriterier

Dos till personal under utgrävning, deponering och förslutning

Då allt arbete löper enligt plan är doser till personalen beräknade till 32 – 95 μSv för fyra hypotetiska arbetare (se avsnitt 7.1.1). Doser till personal har även beräknats för ett antal representativa händelser som avviker från det planerade arbetet (se avsnitt 7.1.2). För vanliga händelser, dvs bedöms kunna ske relativt ofta för den här typen av projekt, är de beräknade doser mellan 3 och 14 μSv. För sällsynta händelser är de beräknade doser 12 – 165 μSv. Ingen av de beräknade doserna till personal överstiger det strålskyddskriteriet på 250 μSv (0,25 mSv) som bedöms vara lämpligt att utvärdera de beräknade doserna mot (se tabell 3-1).

Dos till allmänhet efter förslutning

Den högsta årliga dosen till allmänhet i referensfallet under referensscenariot är beräknad till 1,8E-4 μSv (tabell 7-3), vilken inträffar i slutet på analysens tidsperiod (5000 år efter förslutning). För att utvärdera hur känsliga resultaten i referensfallet är för viktiga parametrar har doser i fyra variationsfall beräknats där mer konservativa parametervärden valts. Dessa resulterar i årliga doser mellan 4,7E-4 och 5,1E-3 μSv (tabell 7-3).

Doser har även beräknats i tre mer pessimistiska alternativa scenarier, där den högsta beräknade dosen är 2,3 μSv (tabell 7-3). Denna dos fås när antagandet görs att en person i framtiden anlägger en brunn mellan sarkofagen och Norsjø samt använder vatten som dricksvatten och till bevattning av en trädgårdsodling. Det bedöms att detta scenario har låg sannolikhet att inträffa. Ingen av de i referensscenariot eller de alternativa scenarierna beräknade doserna till allmänheten överstiger strålskyddskriteriet på 250 μSv (0,25 mSv) som bedöms vara lämpligt att utvärdera de beräknade doserna mot (se Tabell 3-1).

Ytterligare två scenarier har analyserats relaterade till oavsiktliga mänskliga intrång. Doserna i dessa scenarier är beräknade till 1140 och 1750 μSv (tabell 7-3). Dessa doser utvärderas mot kriterier förslagna av IAEA (2011), dvs om de förväntade årliga doserna är under 1000 μSv är det inte motiverat att minska sannolikheten för intrång eller begränsa dess konsekvenser, och om de är i intervallet 1000 – 20 000 μSv, är rimliga åtgärder motiverade för att minska sannolikheten för intrång eller begränsa dess konsekvenser genom optimering av anläggningens design (se tabell 3-1). De resulterande doserna i denna analys ligger strax över den nedre gränsen i intervallet där det kan vara motiverade att vidta ytterligare åtgärder för att minska sannolikheten för intrång eller begränsa dess konsekvenser. Med beaktande att dosuppskattningarna är mycket konservativa och att förvarets design är robust, bedöms dock att inga ytterligare åtgärder behövs.

Dosrat till biota efter förslutning

De högsta beräknade dosraterna till organismer i sötvattenekosystem och terrestra ekosystem är beräknade till ca 0,05 μGy/h respektive 0,08 μGy/h (tabell 7-4). Dessa dosrater är med god marginal under det generella screening-värdet på 10 μGy/h (se tabell 3-1).

Baserat på resultaten bedöms det högst osannolikt att potentiella utsläpp från förvaret kan orsaka skadliga effekter på överlevnad och reproduktion hos organismer.

7.3.2 Slutsats av säkerhetsanalysen

Slutsatsen med säkerhetsanalysen är att det bedöms att det radioaktiva avfallet i Søve kan grävas ut och deponeras på ett tillräckligt strålsäkert sätt i det föreslagna slutförvaret.

8 Referenser

Andersson P, Garnier-Laplace J, Beresford N A, Copplestone D, Howard B J, Howe P, Oughton D, Whitehouse P, 2009. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values. Journal of Environmental Radioactivity 100, 1100–1108.

Bellamy M B, Dewji S A, Leggett R W, Hiller M, Veinot K, Manger R P, Eckerman K F, Ryman J C, Easterly C E, Hertel N E & Stewart D J, 2018. FEDERAL GUIDANCE REPORT NO. 15, EXTERNAL EXPOSURE TO RADIONUCLIDES IN AIR, WATER AND SOIL, Revised August 2019. EPA 402-R-19-002, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.

Bergfald, 2024. Rapport om feltarbeid, Saksnr: 29513, Bergfald Miljørådgivare, 2024-10-31.

Bergfald, 2025. Opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver, Utkast til konsekvensutredning, Bergfald Miljørådgivare, 2025-06-17.

Beresford N, Brown J, Copplestone D, Garnier-Laplace J, Howard B, Larsson C-M, Oughton D, Pröhl G & Zinger I (eds), 2007. D-ERICA: an INTEGRATED APPROACH to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. ERICA Project, contract number FI6R-CT-2004-508847, European Commission.

Brown J E, Alfonso B, Avila R, Beresford NA, Copplestone D, Pröhl G & Ulanovsky A, 2008. The ERICA Tool, Journal of Environmental Radioactivity, Vol 99, 9, p 1371-1383.

Dahlgren S, 2005. Miljøgeologisk undersøkelse av lavradioaktivt slagg fra ferroniob-produksjonen ved Norsk Bergverk på Søve 1956-1965. Regiongeologen for Buskerud, Telemark og Vestfold, Rapport nr 1.

Desbarats et al., 2024. Geoenvironmental characteristics of ferroniobium slag from the saint Lawrence columbium mine, Oka, Québec, Canada, Applied Geochemistry 169 (2024) 106061.

EC, 2001. Practical use of the concepts of clearance and exemption Part II - Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources. European Commission. Radiation protection 122.

ERICA, 2024. ERICA Assessment Tool 2.0, Build 2.0.228, http://erica-tool.com/erica/

Felmy A R et al, 2002. Solubility and Leaching of Radionuclides in Site Decommissioning Management Plan (SDMP) Slags, Pacific Northwest National Laboratory, US Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-6632.

Garnier-Laplace J, Della-Vedova C, Andersson P, Copplestone D, Cailes C, Beresford N A, Howard B J, Howe P, Whitehouse P, 2010. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances. Journal of Radiological Protection 30, 215–233.

IAEA, 2003. Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. IAEA-TECDOC-1380. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2004a. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, ISAM, Vol. 1 – Review and enhancement of safety assessment approaches and tools, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2004b. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities, ISAM, Vol. 2 — Test cases, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2006. Euratom, FAO, IAEA, ILO, IMO, OECD NEA, PAHO, UNEP, WHO – Fundamental Safety Principles, IAEA Safety Standards Series No. SF-1, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2009. Safety Assessment for Facilities and Activities. IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 4. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2011. Disposal of Radioactive Waste. IAEA Safety Standards Series No. SSR-5. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2012. The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. IAEA Safety Standard Series No. SSG-23. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2013. The Safety Case and Safety Assessment for the Predisposal Management of Radioactive Waste. IAEA Safety Standard Series GSG-3. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2014. Near Surface Disposal Facilities for Radioactive Waste. IAEA Safety Standard Series SSG-29. International Atomic Energy Agency, Vienna

IAEA, 2022. IAEA Nuclear Safety and Security Glossary – Terminology Used in Nuclear Safety, Nuclear Security, Radiation Protection and Emergency Preparedness and Response, 2022 (Interim) Edition. International Atomic Energy Agency, Vienna.

ICRP, 2002. Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection: Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32(3-4).

ICRP, 2008. Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38(3).

ICRP 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).

IFE, 2008. Analyse av ^{226}Ra of ^{228}Ra i prøver fra tidligere Søve gruver, 2008-12-05.

Kemakta, 2022. Modell för beräkning av doskonsekvens vid återvinning och deponering av radioaktivt avfall Modelldokumentation – DOS2U Version 5, AR 2022-39

Liljedahl et al, 2018. Stabilitet och urlakning av uran och torium och deras sönderfallsprodukter från gruvavfall från Søve gruva, FOI Memo 6401, 2018-04-12.

Mitchell R H och Mariano A N, 2016. Primary phases in aluminous slags produced by the aluminothermic reduction of pyrochlore, Mineralogical Magazine, April 2016, Vol. 80(2), pp. 383–397

Multiconsult, 2006. Analyser av sigevann mm., 2006-10-11.

NGI, 2010. Kartlegging av omfang og kostnader ved eventuell senere opprydding av radioaktivt materiale ved Søve gruver, 20091927-00-14-R, 2010-01-97.

Norconsult, 2025. Flomvurdering for deponeringsområde og sarkofag for lav-radioaktive masser ved Søve Gruver, Nome kommune, Norconsult, Version E01.

NVE, 1984. Norges vassdrags- og energidirektorat, NVE, Vassdragsdirektoratet, J.M. Santha, 1984.

NVE, 2025. Data från https://www.nve.no/

Posiva, 2021a. Safety Case for the Operating License Application – Future Human Actions. Posiva Working Report 2021-02, Eurajoki, Finland.

SINTEF, 2025. Betong-sarkofag for svakt radioaktivt gruve-avfall, SINTEF Community, Version 4, 2025-06-23.

SKB, 2023a. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Handling of future human actions, PSAR version. SKB TR-23-08, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SKB, 2023b. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Data report, PSAR version. SKB TR-23-10, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SKB, 2023c. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Radionuclide transport and dose calculations, PSAR version. SKB TR-23-09, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SSM, 2021. Updated radiological risk assessment for the “Radon” type surface disposal facility in Chisinau, Moldova. SSM 2021:03. Swedish Radiation Safety Authority.

Kemakta KONSULT

Innehållsförteckning för bilagor

Bilaga A. Statistisk analys av aktivitetskoncentrationer och lakdata 1
A1. Aktivitetskoncentrationer 1
A1.1. Slaggdeponin (slagg och lösmassor) 2
A1.2. Vaskerijord 2
A1.3. Vaskeritomten 2
A1.4. Avgångsdeponin 2
A2. Lakdata A-7
A2.1. Inledning A-7
A2.2. Lakning av slagg A-7
A2.3. Lakning av vaskerijord A-9
A2.4. Val av värden för långtidsbedömning av Søveavfall A-13
A3. Referenser A-17

Bilaga B. Data för beräkning av doskonsekvenser under utgrävning, deponering och förslutning B-18
B1. Referenser B-19

Bilaga C. Matematiska modeller för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning C-20
C1. Modell för referensscenariot C-20
C1.1. Avfallet och utlakning C-20
C1.2. Bottenplattan av betong C-20
C1.3. Grundvattenzonen (lösmassor mellan sarkofagen och Norsjø) C-21
C1.4. Vatten och sediment i Norsjø C-21
C1.5. Dos till allmänhet C-23
C2. Modeller för alternativa scenarier C-23
C2.1. Boende vid platsen C-23
C3. Modell för doser vid oavsiktligt intrång C-26
C3.1. Dos till anläggningsarbetare C-26
C3.2. Dos till person boende på förläggningsplatsen C-27
C4. Referenser C-28

Bilaga D. Data för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning D-29
D1. Data för referensscenariot D-29
D1.1. Referensfallet D-29
D2. Data för alternativa scenarier D-32
D2.1. Alternativt scenario – stor spricka D-33
D2.2. Alternativt scenario – extremhändelse D-33
D2.3. Alternativt scenario – boende vid platsen D-33
D3. Data för scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång D-35
D4. Referenser D-38

Bilaga E. FEP-analys och hantering av FEP E-40
E1. ”Relevans-screening” E-40
E2. ”Signifikans-screening” E-46
E3. Hantering av FEP i analysen E-51
E3.1. Hantering av FEP relaterade till initialtillståndet E-51
E3.2. Hantering av FEP relaterade till referensscenariot E-52
E3.3. Hantering av FEP relaterade till alternativa scenarier E-55
E3.4. Hantering av FEP relaterade till scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång E-58

Kemakta KONSULT

Bilaga A. Statistisk analys av aktivitetskoncentrationer och lakdata

A1. Aktivitetskoncentrationer

En statistisk analys har gjorts av uppmätta halter av uran och torium i avfall och jord vid Søve gruvor. Analysen bygger på data från undersökningar från 2005 till 2024 utförda av Dahlgren (2005), IFE (2006, 2008, 2012, 2023), NGI (2010) och Bergfald (2024, 2025). Undersökningar omfattar slaggklumpar, lösmassor i slagghögen, vaskerijord, jord runt f.d. vaskeritomten, avgångsdeponin/slamdeponin samt jord utanför området. Syftet är att ta fram uran- och toriumhalter som ska användas för bedömning av radiologiska konsekvenser. Dessa halter ska väljas konservativt då underlaget av analyser är begränsat och uttaget under flera tillfällen.

I vissa av proverna har den halten av uran och torium mätts med en kemisk analys, antingen angivet som grundämne eller som oxid. För andra prover har radiometriska mätningar gjorts av framför allt Ra-226, respektive Ra-228. I vissa prov har även modernuklider till U-238 och Th-232 analyserats och i ytterligare prov även flera dotternuklider såsom Pb-210 eller Th-228. Även dessa halter stäms av mot uppmätta eller beräknande halter av U-238 och Th-232 för att bedöma om nukliderna är i jämvikt.

För att kunna jämföra och sammanställa proverna har samtliga analyser räknats om till aktivitetskoncentrationer i kBq/kg av U-238 respektive Th-232 med följande antaganden:

1. Kemiska analyser har räknats om till aktivitet U-238 och Th-232 utgående isotopfördelningen i naturligt uran respektive torium.

2. Ra-226 har antagits vara i jämvikt med U-238 och Ra-228 i jämvikt med Th-232. De analyser där samtliga dessa nuklider analyserats är kvoten Ra-226/U-238 mellan 0,63 och 1,15. Kvoten Ra-228/Th-232 är mellan 0,99 och 1,37. I något prov har halten Th-232 beräknats från uppmätt halt av Ac-228.

En statistisk utvärdering har gjorts med programmet ProUCL utvecklat av USEPA (Barnett et al., 2022). För användning i doskonsekvensberäkningar har en beräkning gjorts av det aritmetiska medelvärdet samt UCLM95, dvs övre konfidensintervallet av medelvärdet med konfidensgraden 95%. UCLM95 bedöms vara ett lämpligt mått att använda för att beräkna en representativ halt av ett ämne över ett område där sannolikheten att en person exponeras för ett farligt ämne eller strålning är jämnt fördelad över en yta eller en volym. Måttet tar hänsyn till de osäkerheter som finns i dataunderlaget i form av antalet prover och spridning i aktivitetshalter.

Statistiska mått över halterna av uran och torium i de olika områdena redovisas i tabell A-1. Den valda metoden för beräkning av UCLM95 samt det valda värdet presenteras i tabell A-2. I figurer A-1 till A-5 presenteras exempel på anpassning av analyserna till en normal- respektive lognormalfördelning

Kemakta KONSULT

A1.1. Slaggdeponin (slagg och lösmassor)

Totalt har 13 analyser på slaggklumpar analyserats, dessutom har 13 analyser gjorts av lösmassor i slaggdeponin. I två av proverna på lösmassor är uran- och toriumhalterna så höga att de har hänförts till slagg, vilket ger 15 prover på slagg och 11 på lösmassor i slaggdeponin. Halterna av uran i slaggen har en relativt stor variation, men kan anpassas till en normalfördelning, en lognormalfördelning eller en gammafördelning. Toriumhalterna däremot är med signifikans 5 % att ses som normalfördelade. Halterna uran och torium i lösmassorna kan inte signifikant hänföras till vare sig en normal-, lognormal- eller gammafördelning.

A1.2. Vaskerijord

Totalt 40 prover finns från området med vaskerijord, både ytliga prover samt djupare prover från grävda gropar och diken samt borrningar. Av dessa bedöms 26 prover representera den vaskerijord som ska åtgärdas medan övriga 14 prov utgör en avgränsning. Ingen fördelning är statistiskt säkerställd för uranhalterna, men halterna av torium bedöms vara lognormalfördelade.

A1.3. Vaskeritomten

Totalt 35 prover finns från området norr och öster om den tidigare vaskeribyggnaden. Proverna uppvisar mycket stora variationer i både uran- och toriumhalter. För uran är ingen fördelning statistiskt säkerställd medan toriumhalterna kan ses som lognormalfördelade.

A1.4. Avgångsdeponin

Totalt 45 analyserade prover från avgångsdeponin har påträffats. Halterna av uran och torium är relativt låga och för uran kan de anpassas till en lognormal- eller gammafördelning. För torium kan de anpassas till en normal- eller gammafördelning

Tabell A-1. Statistiska mått för aktivitetskoncentrationer av U-238 och Th-232 (kBq/kg).

Prover	Antal	Minimum	Maximum	Medel	Geomedel	SD	SEM[a]	MAD/0.675[b]	Skewness	CV	Fördelning
U-238_Slagg	15	0,0608	117,8	39,04	14,45	38,87	10,04	32,16	0,941	0,996	Norm, gamma
U-238_S-jord	11	0,0339	5,4	0,645	0,128	1,595	0,481	0,0298	3,188	2,474	Ingen
U-238_Vjord	26	0,107	14,38	2,715	1,226	3,658	0,717	0,567	1,904	1,347	Ingen
U-238_Vtomt	36	0,036	15,38	0,653	0,173	2,542	0,424	0,109	5,872	3,895	Ingen
U_238_Avgång	45	0,034	0,331	0,111	0,0971	0,064	0,00954	0,0385	1,802	0,576	Lognorm, gamma
Th-232_Slagg	15	0,0929	69,23	39,85	20,21	23,7	6,119	28,42	-0,437	0,595	Ingen
Th-232_S-jord	11	0,03	5,22	0,579	0,132	1,541	0,465	0,101	3,304	2,663	Ingen
Th-232_Vjord	26	0,06	33,45	4,891	1,774	7,591	1,489	1,132	2,528	1,552	Lognorm
Th-232_Vtomt	36	0,0457	14,3	0,821	0,33	2357	0,393	0,257	5,657	2,87	Ingen
Th-232_Avgång	45	0,051	0,695	0,261	0,235	0,116	0,0172	0,0767	1,199	0,442	Norm, gamma

a) SEM = Standard Error of the Mean

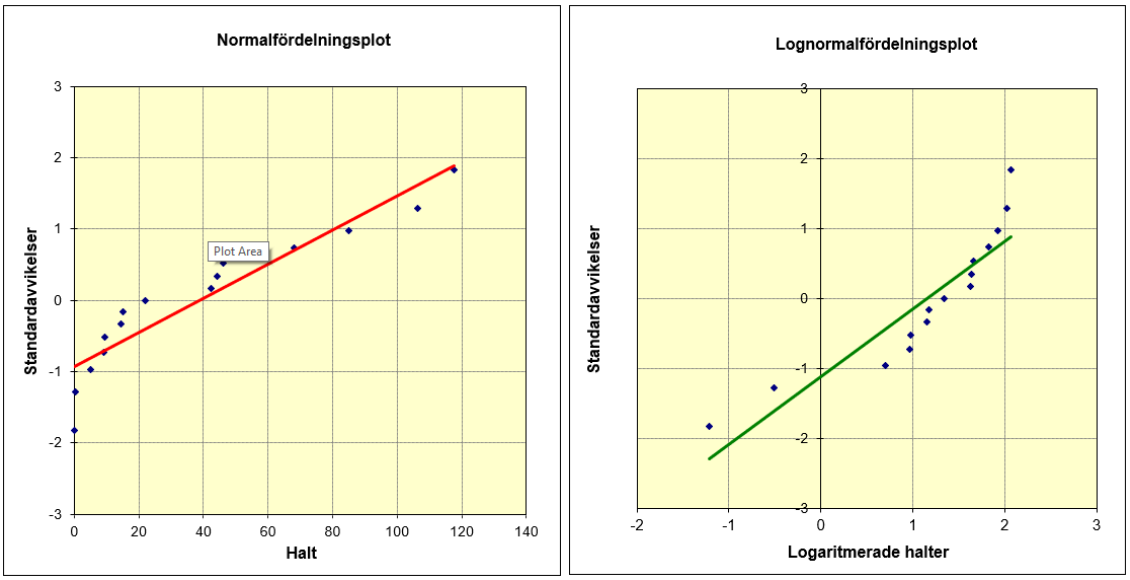
b) MAD = Median absolute deviation MAD/0.675 = Robust and resistant (to outliers) estimate of variability, population standard deviation, σ

Tabell A-2. Metod för beräkning av UCLM samt medelvärde, UCLM och 75-percentil (kBq/kg).

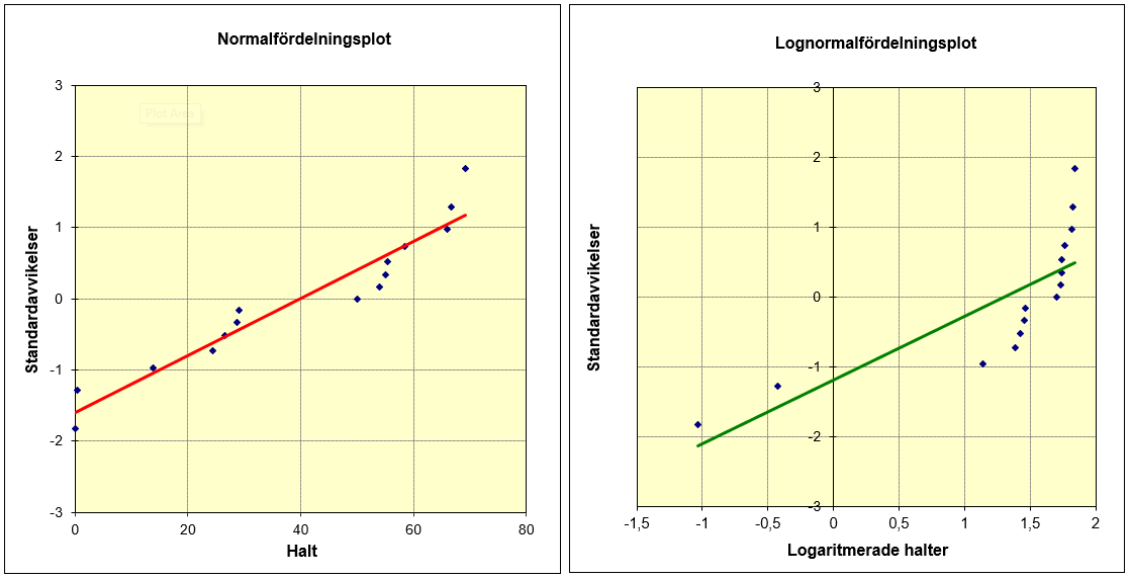
Prover	Antal	Suggested UCL to use	Medel	UCLM	75%ile(Q3)
U-238_Slagg	15	95% Student's-t UCL	39,04	56,71	57,13
U-238_S-jord	11	95% Student's-t UCL	0,645	1,517	0,252
U-238_Vjord	27	95% Student's-t UCL	2,715	3,941	5,053
U-238_Vtomt	36	95% Student's-t UCL	0,653	1,369	0,234
U_238_Avgång	45	95% Adjusted Gamma UCL	0,111	0,128	0,126
Th-232_Slagg	15	95% Student's-t UCL	39,85	50,63	56,89
Th-232_S-jord	11	95% Student's-t UCL	0,579	1,421	0,194
Th-232_Vjord	27	95% Student's-t UCL	4,891	7,434	6,645
Th-232_Vtomt	36	95% Student's-t UCL	0,821	1,485	0,527
Th-232_Avgång	45	95% Student's-t UCL	0,261	0,290	0,300

Kemakta KONSULT

Slagg U-238

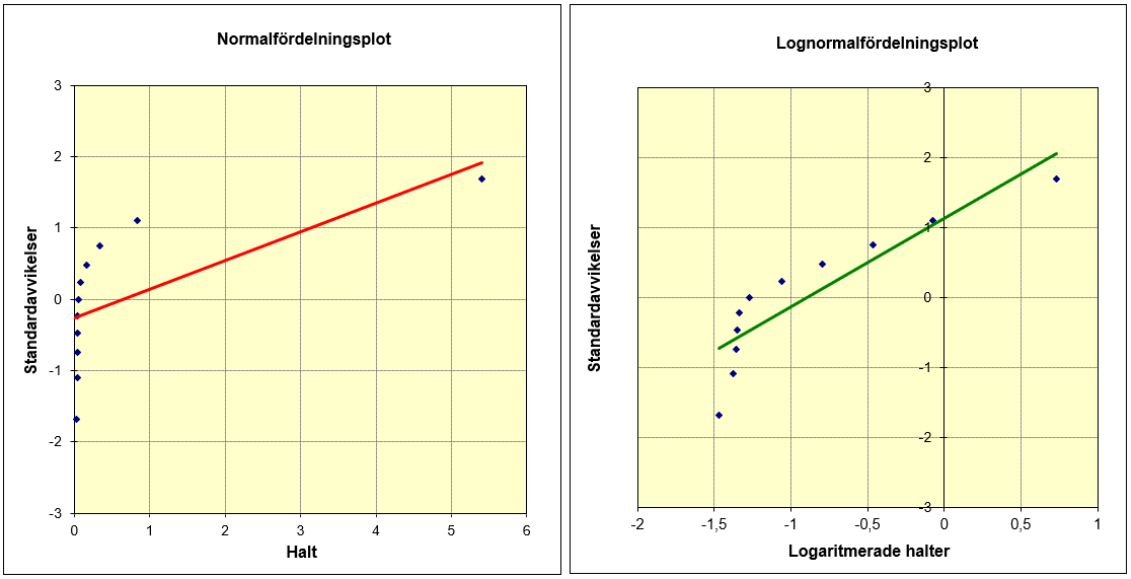


Slagg Th-232

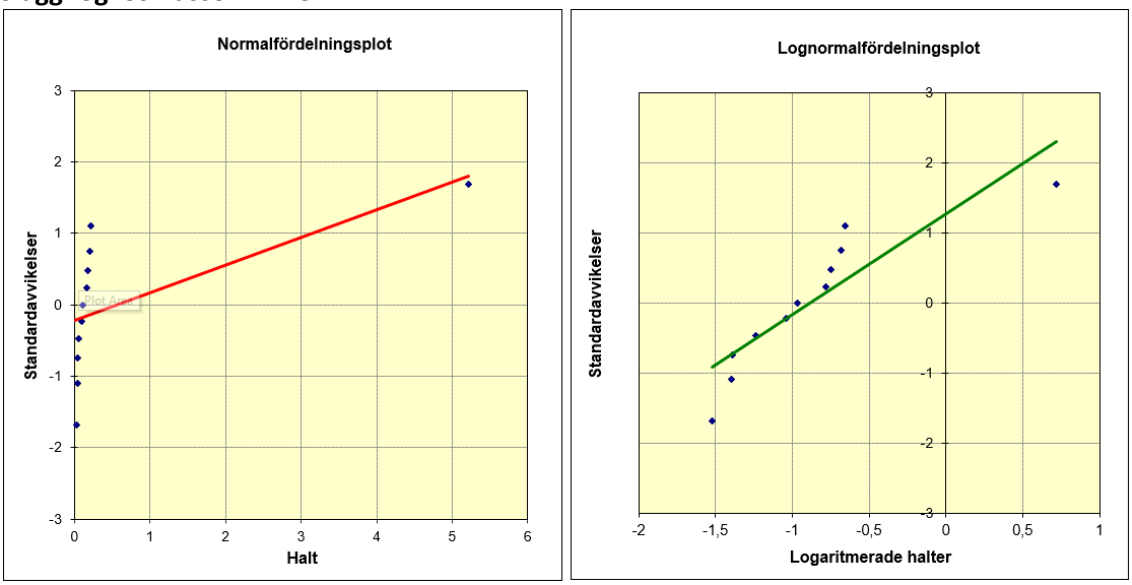


Figur A-1. Fördelning av analyser i slagg.

Slagghög lösmassor U-238



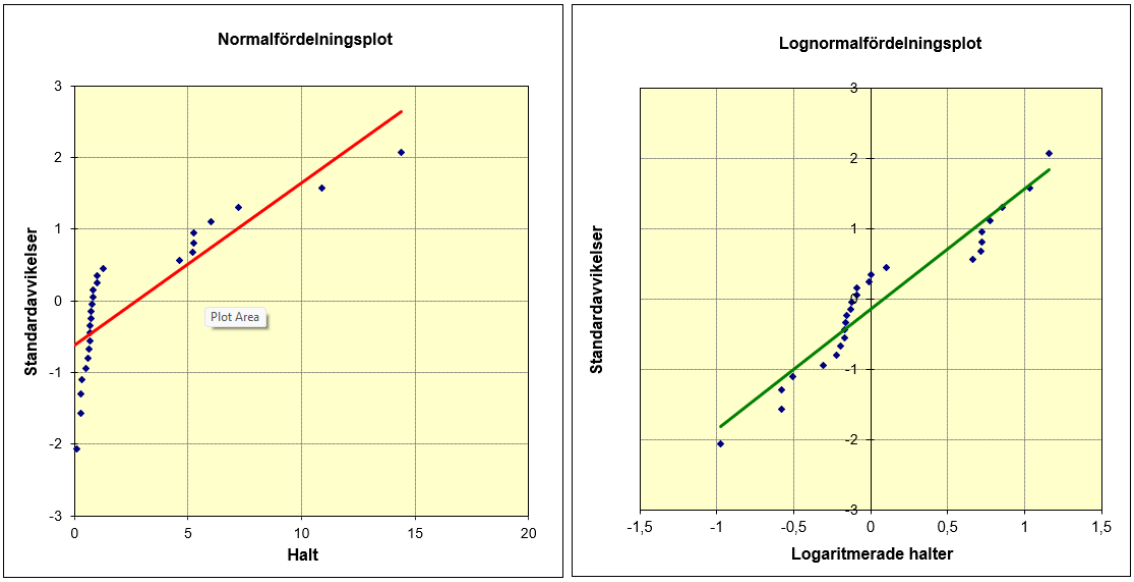
Slagghög lösmassor Th-232



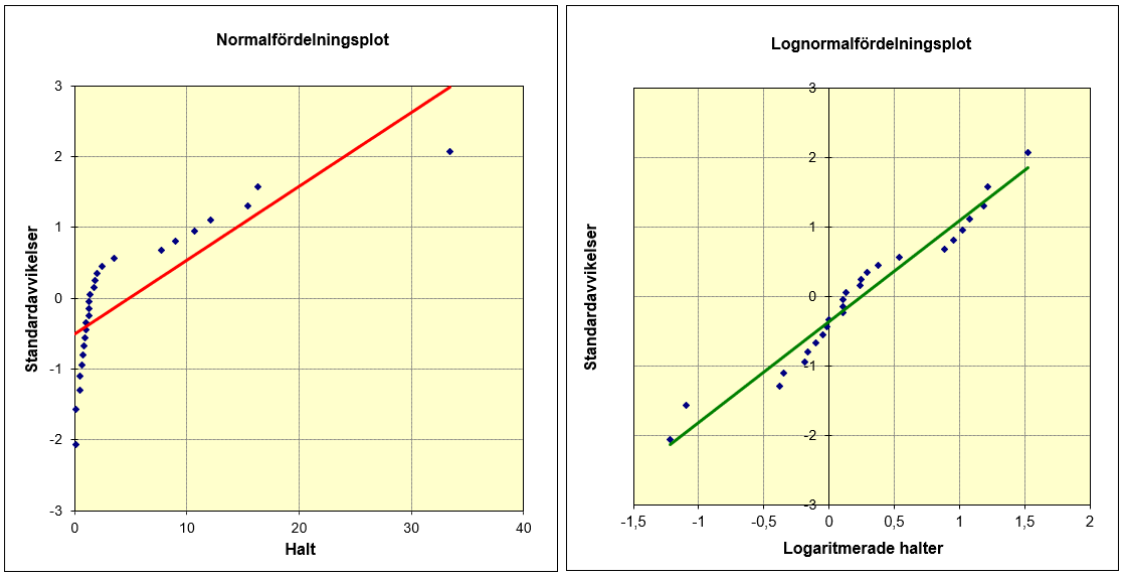
Figur A-2. Fördelning av analyser i lösmassor i slagghög.

Kemakta KONSULT

Vaskerijord U-238

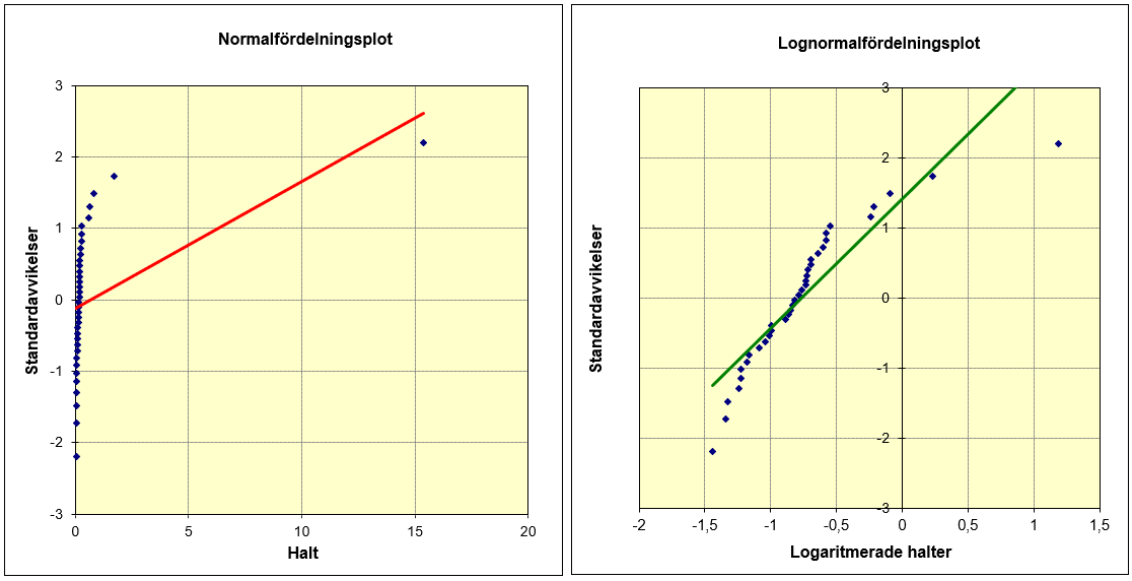


Vaskerijord Th-232

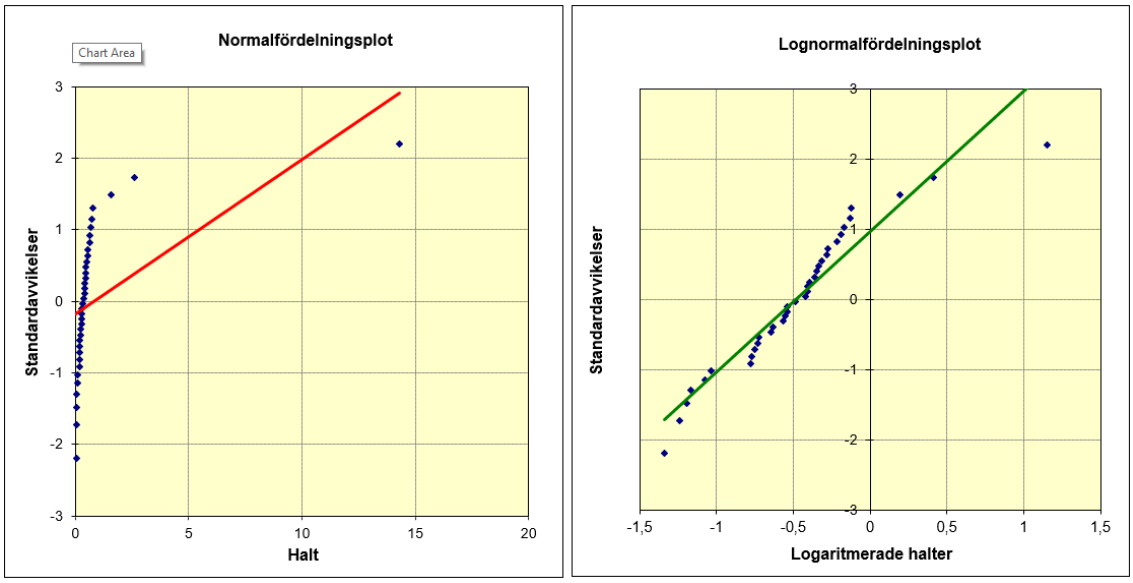


Figur A-3. Fördelning av analyser i vaskerijord.

Vaskeritomten U-238



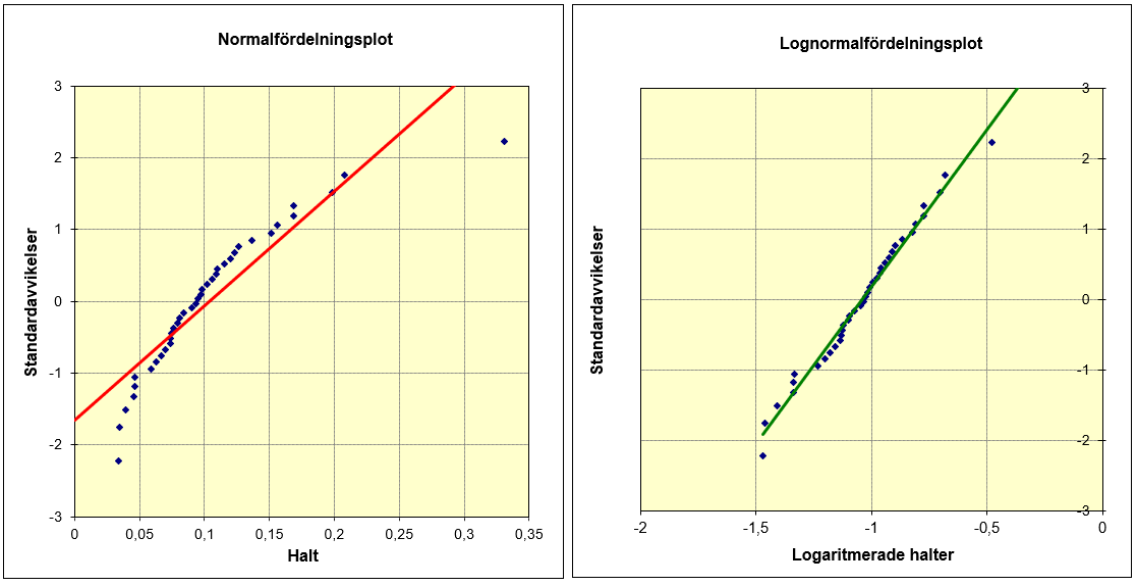
Vaskeritomten Th-232



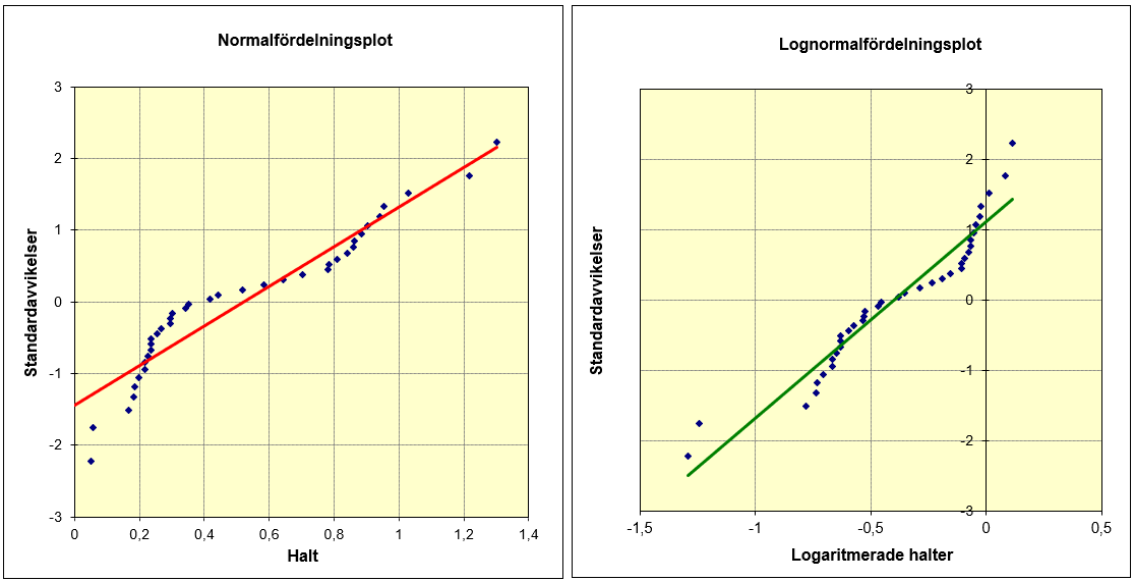
Figur A-4. Fördelning av analyser i vaskeritomten.

Kemakta KONSULT

Avgångsdeponin U-238



Avgångsdeponin Th-232



Figur A-5. Fördelning av analyser i avgångsdeponin.

A2. Lakdata

A2.1. Inledning

I detta avsnitt görs en sammanfattning och utvärdering av de lakförsök som utförts på slagg respektive vaskerijord från Søve gruvor (Liljedahl et al., 2018; Bergfald, 2024 och 2025). Vidare görs en jämförelse med lakförsök som utförts på slagg från niobframställningen vid Saint Lawrence Columbium mine i Oka, Québec, Kanada (Desbarats et al., 2024) samt undersökningar från tre platser med niobslagg i USA (Felmy et al., 2001).

A2.2. Lakning av slagg

De lakförsök som påträffats på slagg från Søve är ett kolonnförsök utfört på slagg (Liljedahl et al., 2018). Förutom det har litteraturdata hittats gällande lakning av slagg från niobframställning i Kanada (Desbarats et al., 2024) och i USA (Felmy et al., 2002).

A2.2.1. Kolonnförsök

Kolonnförsöket utfördes på ett samlingsprov som togs från sluttning ned mot avgångsdeponin samt från det plana området ovanför sluttningen (Liljedahl et al., 2018). XRF användes för att identifiera slagg. Samlingsproven lakades enligt standard SIS-CEN/TS-14405 men med skillnaden att kranvatten användes istället för avjonat vatten. Kolonnen fylldes först med 2 kg syratvättad sand som sedan sköljdes med surgjort vatten (pH 4). Därefter tillsattes 22 kg slagg. Lakning pågick i 30 dagar till en kvot vätska/fastfas, L/S = 2. I lakvätskan analyserades U-238, U-235, U-234, Th-232 och Ra-226 med ICP-SMFS och Ra-228, Th-228 samt Pb-210 med gammaspektrometri. Inga mätningar av aktivitetskoncentrationer i det fasta materialet redovisas.

Halten U-238 i lakvätskan, 0,0047 Bq/l, motsvarar en uranhalt på 0,38 mikrogram/liter och halten Th-232, 0,00011 Bq/l, en toriumhalt på 0,027 mikrogram/liter.

A2.2.2. Utvärdering av lakning av slagg

Då det inte rapporterats några halter i det fasta materialet som lakats går det inte att säkert beräkna några Kd-värden. Andra analyser av slagg från Søve visar på en medelhalt av drygt 3000 mg/kg uran och ca 10 000 mg/kg torium. Detta skulle ge Kd-värden i storleksordningen 7 800 000 l/kg för uran och 370 000 0000 l/kg för torium. Detta är extremt höga värden och det är sannolikt att halterna av uran och torium snarare bestäms av en löslighetsbegränsning.

I kolonnförsöket mättes flera isotoper i uran- respektive toriumkedjan. I det fasta materialet så indikerar de mätningar som gjorts av flera radionuklider att dotternuklideerna till U-238 respektive Th-232 är nära jämvikt. I slaggen varierar kvoten Ra-226/U-238 mellan 0,81 och 0,97 och kvoten Ra-228/Th-232 mellan 1,0 och 1,37. I lakvätskan från kolonnförsöket ses dock en betydligt större skillnad, se tabell A-3. Halten av U-234 är ca 1,44 gånger halten av U-238, vilket inte är helt ovanligt även för naturligt uran. Kvoten Ra-226/U-238 är 200, vilket innebär en markant anrikning av radium. Eftersom halten av Pb-210 är under rapporteringsgränsen går det inte säga något säkert om anrikningen av denna dotternuklid. Detsamma gäller även dotternuklideerna till Th-232, dvs Ra-228 och Th-228. Sannolikt förekommer det en anrikning också av dessa radionuklider.

Kemakta KONSULT

Tabell A-3 Aktivitetskoncentrationer av nuklider i uran- respektive toriumkedjan i lakvätska från kolonnförsök på slagg (Liljedahl et al., 2018).

Radionuklid	**Lakvätska (Bq/l)**	**Kvot U-238**
U-238	0,0047	
U-235	0,00023	0,049
U-234	0,0068	1,44
Ra-226	0,95	201
Pb-210	<36	<7611
	Lakvätska (Bq/l)	**Kvot Th-232**
Th-232	0,00011	
Ra-228	<1,1	<10000
Th-228	<0,44	<4000

A2.2.3. Andras studier på slagg från niobframställning

Undersökningar av US NRC

I en studie för US NRC har undersökningar gjorts av löslighet och lakning av radionuklider vid tre platser (site A, B och C) där bearbetning av niobinnehållande slagg utförts (Felmy et al., 2001). Från dessa platser har prov tagits på malm, slagg och jord. Slaggen hade en medelhalt av uran på 280 mg/kg (76 – 280) och av torium på 9420 mg/kg (364 – 14 200). Det motsvarar ungefär toriumhalterna som uppmätts i Søve men indikerar lägre uranhalter. Radiologisk analys visade på en sekulär jämvikt i Th-232-kedjan och även i U-232-kedjan förutom att en något lägre halt av dotternuklider till Ra-226 på grund av radonavgång i den mer porösa slaggen vid site A.

Den pH-beroende lösligheten av uran och torium studeras i intervallet pH 1 – 12. Torium visade mycket låg löslighet vid pH-värden över 5 och att sannolikt kontrollerades av lösligheten av ThO_2. I de batchförsök som gjordes buffrade slaggen vid pH-värde mellan 8 och 10 och den högsta lösligheten bestämdes till 7,4 µg/l för site A, 9,3 µg/l för site B och 0,7 µg/l för site C. Halterna var likartade i försök med finkornigt och grovkornigt material vilket är att förvänta när de styrs av en löslighetsbegränsning. Även uran visade på en låg löslighet med beräknade maximala värden på 6,0 µg/l för site A, 15 µg/l för site B och 2,1 µg/l för site C. Uran förväntas förekomma i sexvärdform som vanligtvis är relativt löslig, men förhållanden med höga pH, låga karbonathalter och höga halter av alkaliska jordartsmetaller kan resultera i fällningar med strontium- eller kalciumuranater eller mineralet becquerelite. Geokemisk modellering indikerade att löst uran huvudsakligen förelåg som anjoniska urankarbonatkomplex.

Dotternukliderna till U-238 eller Th-232 detekteras inte i något av lakförsöken, vilket innebär att det inte gavs någon information om eventuella avvikelser från jämvikt i radionuklid-kedjorna. En jämförelse gjordes även av halter av uran och torium i filtrerade respektive ofiltrerade vattenprover. Filtrering med filter med porstorlek 0,0018 µm visade inte på någon skillnad i koncentration, vilket i rapporten tolkats som att det inte förekom några radiokolloider.

Undersökningar vid kanadensisk niobgruva

Undersökningar har gjorts av slagg vid en niobgruva, Saint Lawrence Columbium (SLC) i Quebec Kanada, där ferroniob framställdes med en liknande process som i Søve (Desbarats et al.,

2024). Analyser av slaggen visade att den huvudsakligen bestod av aluminium- och kalciumoxid, men även innehåller ca 600 mg/kg uran och 1370 mg/kg torium, vilket är lägre halter än i Søve. Huvuddelen av uran och torium fanns i mineralet perovskit (kalciumtitanoxid), men även i kalciumaluminumglas samt kalciumzirkonat. Desbarats et al. (2024) noterar dock att andra mineralfaser kan vara mer lättlakade och ha större betydelse för utläckaget.

Lakningsförsök utfördes både i fält- och laboratorieskala. För fältförsöken användes tre 220 liters plastfat som fylldes med vittrad slagg i storlekar från grus till kullersten. En tunna lämnades tom som kontroll. Tunnorna fick stå utomhus i drygt 500 dagar och exponerades för ca 860 mm nederbörd, motsvarande ca två porvolymer. Med en porositet på 0,22 och en densitet av slaggen på 3,5 kg/dm^3 innebär det att varje porvolym motsvarar ett L/S-tal på 0,08 så att hela försöket motsvarar L/S-talet 0,16. Prov på lakvätskan togs ut vid 6 tillfällen i två av tunnorna och vid 3 tillfällen i den tredje tunnan.

Kolonnförsök i laboratorieskala gjordes med slagg från olika lager från slaggkropparna för att studera skillnader i lakegenskaper. För att undvika att det bildades preferentiella flödesvägar i kolonnerna krossades slaggproverna och siktades med en mesh på 40 till 100 µm. En simulerat regnvatten tillfördes kolonnerna (2,13 ml/dag). I artikeln saknas uppgifter på mängden material i kolonnerna, men baserat på samma porositet och densitet som för tunnorna så uppskattas kolonnförsöket ha pågått till ca L/S=0,4. Prov för analys togs på eluatet var 10:e dag.

Uranhalten i lakvätskan från fältförsöket har varierat mellan 16 och 65 µg/l med ett medelvärde på 29 µg/l, med relativt små skillnader mellan de olika tunnorna. Toriumhalten varierade mellan 0,03 och 0,2 µg/l med ett medelvärde på 0,12 µg/l. För både uran och torium finns en svag trend med högre halter de första provuttaget, sedan en sänkning men med en något ökad halt vid det sista provuttaget.

Uranhalterna i kolonnförsöken visar mycket varierande halter de första 2-3 porvolymerna, med halter i de enskilda kolonnerna som varierar upp till två tiopotenser mellan provtagningarna. Under den initiala tiden noteras också den maximala nivån på 13 µg/l, men även den lägsta på 0,01 µg/l. Därefter stabiliserar sig halterna och till mellan 0,02 och 0,1 µg/l med några enstaka undantag. Även toriumhalterna varierar kraftigt under de första porvolymerna där det högsta värdet låg på 7,65 µg/l, medan baslinjen låg kring 0,2 till 0,3 µg/l. Halterna hade sedan en sjunkande tendens och låg på nivån 0,1 µg/l i slutet av mätserien.

Den markanta skillnaden mellan uranhalter i kolonnförsöken och i fältförsöken, menade Desbarts et al. kunde bero på att i fältförsöken fanns tillgång till CO_2 från atmosfären och att detta ledde till bildandet av tämligen lösliga uranyl-Ca-komplex. Till skillnaden från i den amerikanska studien (Felmy et al., 2001) bedömdes det inte troligt att becquerelit var ett löslighetsbegränsande mineral. En viktig fråga för de långsiktiga egenskaperna är stabiliteten på perovskit. Studier har visat att perovskit kan vittra under naturliga förhållanden (Nesbitt et al., 1981; Lumpkin et al., 2014; Mitchell och Mariano, 2016).

Vad gäller torium ifrågasätter Desbarts et al. (2024) om lösligheten skulle styras av $Th(OH)_4$ och spekulerar om inte mobiliteten skulle kunna vara begränsad av sorption.

A2.3. Lakning av vaskerijord

De lakförsök som påträffats på vaskerijord är dels ett kolonnförsök utfört på en blandning av vaskerisand och jord (Liljedahl et al., 2018), dels sex skakförsök utförda på vaskerijord (Bergfald, 2024 & 2025). Vidare laktestades ett prov från en hotspot på vaskeritomten.

Kemakta KONSULT

A2.3.1. Kolonnförsök 2018

Kolonnförsöket (Liljedahl, et al., 2018) utfördes på generalprov från tre samlingsprov som togs från det provtagningsdike som tidigare grävts i vaskerijorden (IFE, 2012). Samlingsproven lakades enligt standard SIS-CEN/TS-14405 men med skillnaden att kranvatten användes istället för avjonat vatten. Kolonnen fylldes först med 2 kg syratvättad sand som sedan sköljdes med surgjort vatten (pH 4). Därefter tillsattes 5 kg av den provtagna vaskerijorden. Lakning pågick i 30 dagar till en kvot vätska/fastfas, L/S = 2. I lakvätskan analyserades U-238, U-235, U-234, Th-232 och Ra-226 med ICP-SMFS och Ra-228, Th-228 samt Pb-210 med gammaspektrometri. Inga mätningar av aktivitetskoncentrationer i det fasta materialet redovisas.

Halten U-238 på 0,021 Bq/l motsvarar en uranhalt på 1,7 µg/l och halten Th-232 på 0,00007 Bq/l motsvarar en toriumhalt på 0,017 µg/l.

A2.3.2. Skakförsök och kolonnförsök 2024-2025

Vid de kompletterande undersökningarna vid Søve (Bergfald, 2024) genomfördes skakförsök på tre samlingsprover på vaskerijord från groparna VS1, VS2 och VS3 belägna sydväst om det tidigare vaskeriet. Proverna var torkad och malda innan lakningen. I lakvätskan gjordes en kemisk analys av uran, torium, och tungmetaller (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se och Zn), klorid, fluorid, sulfat, pH, elektrisk ledningsförmåga, DOC och totalt lösta ämnen. I fastfasen analyserades förutom uran och torium även As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn. Vidare analyserades glödförlust. Lakförsöken kompletterades 2025 med ytterligare lakförsök på tre prover på vaskerisand från groparna VS-1, VS-2 och VS-3 samt ytterligare ett prov från vaskeritomten från punkt GS-4 som identifierades som en hotspot och bedömts bestå av kvarvarande pyroklorkoncentrat. På dessa prov gjordes ett kolonntest med uttag av lakvätska vid L/S=2 och L/S=10 samt ett kolonntest med uttag av lakvätska vid L/S=0,1. Lakvätskan analyserades med avseende på uran- och toriumisotoper.

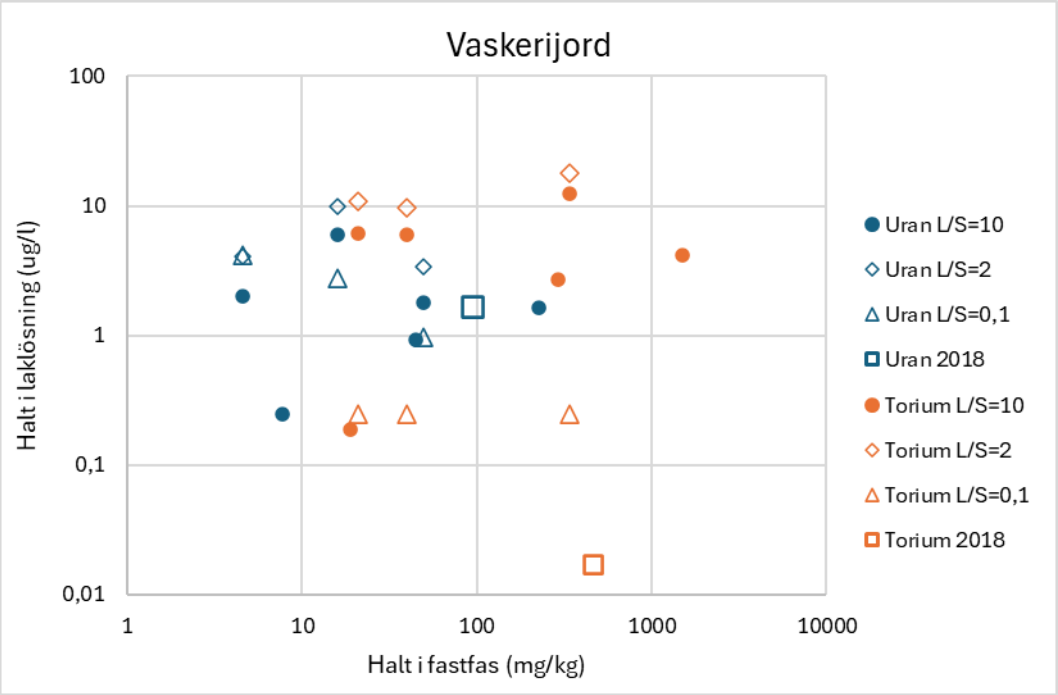
Uranhalten i de tre proverna analyserade i november 2024 var 227, 44,8 respektive 18,9 mg/kg och halten i laklösningen var 1,63, 0,92 respektive 0,25 µg/l. Toriumhalten i proverna var 1510, 293 respektive 18,9 mg/kg och i laklösningen 4,17; 2,73 respektive 0,19 µg/l. Vid L/S=10 hade ca 0,03 % av uranet lakat ut och 0,01 % toriumet.

I proverna analyserade i maj 2025 var uranhalterna i proverna på vaskerisanden 16, 49 respektive 5 mg/kg och toriumhalten 40, 339 respektive 21 mg/kg. De tre proverna VS1 till VS3 uppvisade pH-värden i lakvätskan mellan 7,6 och 8,4.

Provet från hotspoten på vaskeritomten hade en halt uran på 190 mg/kg och torium på 542 mg/kg. Uranhalten i laklösningen visade på väsentligt lägre pH än proven på vaskerijorden, från 2,4 till 3, och visade också högre halter av uran och torium i lakvätskan, uran 49 µg/l och torium 347 µg/l vid L/S=2 jämfört med 4 – 10 µg/l uran och 10 – 18 µg/L torium i de övriga 3 proverna.

A2.3.3. Utvärdering av lakning av vaskerijord och hotspot vaskeritomten

I figur A-6 visas halt i laklösning som funktion av halten i fast fas. För kolonnförsöken saknas en mätning av fastfashalten, istället har medelhalten från de prover som togs i diket i vaskerijorden använts (IFE, 2012), uranhalt 95 mg/kg och toriumhalt 464 mg/kg. Detta stämmer relativt väl med medelhalten av de prover som laktestades av Bergfald.



Figur A-6 Förhållande mellan fastfashalter och halter i laklösning vid skak- respektive kolonnförsök på lakning av vaskerijord.

Skaktesterna för proverna VS-1 till VS-3 visar på halter av uran och torium i laklösningen som är relativt oberoende av fastfashalterna. Generellt är det också en relativt liten skillnad mellan halterna i lakvätskan vid L/S= 2 respektive 10, där skakförsöken utförda i maj 2025 visar att halten vid L/S=2 är mindre dubbelt så stor som vid L/S=10. Detta indikerar att utläckaget av uran och torium styrs av en löslighetshetsbegränsning. Av figuren framgår att för uran så finns det en god överensstämmelse mellan halten i laklösningen vid kolonnförsöket 2018 och skakförsöken från november 2024, men för torium så är halten i kolonnförsöken signifikant lägre än i skakförsöken.

Det prov som tagits från hotspoten på vaskeritomten uppvisar signifikant högre halter i lakvätskan framför allt vid L/S=0,1 och L/S=2. Detta kan sannolikt förklaras av det lägre pH-värdet för dessa prover. De lägre halterna som uppmätts vid L/S=10 indikerar att en betydande andel av lättlakat torium har lakat ut under det första laksteget.

Utvärderingen av lakförsöken kan göras på flera sätt, för en löslighetsbegränsad nuklid är det rimligt att anta att utlakningen är relativt konstant under en lång tid, men att i princip stora delar av innehållet är lakbart. Ett Kappa-värde kan då bestämmas så det ger en halt i laklösningen som motsvarar den som ses i lakförsöket. Det vill säga att Kappa (Kg/l) ges av:

$$Kappa = \frac{C_{lakvätska}}{C_{fastfas}} \quad (1)$$

$C_{lakvätska}$ är halten i lakvätskan (mg/l)

$C_{fastfas}$ är halten i den fasta fasen (mg/kg)

Detta har gjorts för de lakförsök som endast utvärderats vid ett L/S-tal, dvs kolonnförsöken samt skakförsöken utförda i november 2024. De skakförsök som utförts i maj 2025 har utvärderats vid L/S=2 och L/S=10 vilket ger möjlighet att beräkna ett Kappa-värde utifrån hur lakningen förändras mellan de två stegen. Detta kan till exempel göras genom att beräkna det Kappa-värde som tillfredsställer följande samband:

Kemakta KONSULT

$$\frac{M_{LS10}-M_{LS2}}{M_{LS2}} = \frac{\exp^{-10\,Kappa} - \exp^{-2\,Kappa}}{1-\exp^{-2Kappa}} \quad (2)$$

Dessa Kappa-värden blir väsentligt högre än de som beräknats enligt den tidigare ekvationen, men beskriver då en första initial utlakning som enbart berör en delmängd av det totala innehållet. Om antagandet om en exponentiellt avtagande utlakning håller kan andelen som berörs av utlakning efter en mycket lång tid kan beräknas som:

$$M_{Inf} = M_{LS10}/exp^{-10\,Kappa} \quad (3)$$

M_{i} är utlakad mängd vid oändlig tid (mg/kg TS)

M_{LS10} är utlakad mängd vid L/S=10 (mg/kg TS)

I tabell A-4 nedan redovisas halter i fastfas, lakvätska samt beräknade Kappa-värden och Kd avseende lakning. För skakförsöken från maj 2025 redovisas halter i lakvätska vid L/S=0,1, 2 respektive 10, för torium så var halten vid L/S=0,1 under rapporteringsgränsen för de tre proverna på vaskerijorden. Vidare redovisas Kappa-värdet beräknat med ekvation 1 respektive 2 samt även motsvarande andel utlakbart.

Tabell A-4 Halter i fastfas och lakvätska samt beräknade Kd-värden för lakning.

	Fastfas (mg/kg)	**Lakvätska ** (µg/l)**	**Kappa (kg/l)**	**Kd-Lak ** (l/kg)**
Uran Nov 2024	227	1,63	7,2E-06	140 000
	44,8	0,92	2,1E-05	49 000
	7,75	0,25	3,2E-05	31 000
Uran Maj 2025	16	2,7 / 9,9 / 6	0,09 (0,7%) /3,8E-4 (100%)	5800 / 1600 / 2600
	49	1 / 3,4 / 1,8	0,12 (0,06%) /3,6E-5 (100%)	51 000 / 14 500 / 28 000
	4,6	4,2 / 4 / 2	0,13 (0,7%) /4,4E-4 (100%)	1100 / 1100 / 2300
Hotspot	190	118 / 49 / 11	0.34 (0,1%) /5,8E-5 (100%)	1600 / 3900 / 17 000
Kolonn	(95)*	1,67	1,8E-05	57 000
Torium Nov 2024	1510	4,17	2,8E-06	360 000
	293	2,73	9,3E-06	107 000
	18,9	0,19	1,0E-05	100 000
Torium Maj 2025	40	*0,25* / 10 / 6	0,09 (0,3%) /1,5E-4 (100%)	*160 000* / 4100 / 6700
	339	*0,25* / 18 / 12	0,12 (0,03%) /3,6E-5 (100%)	*1 400 000* / 19 000 / 27 000
	21	*0,25* / 11 /6	0,1 (0,53%) /2,9E-4 (100%)	*85 000* / 1900 / 3400
Hotspot	542	920 / 350 /27	0.75 (0,16%) /4,3E-5 (100%)	590 / 1600 / 23 000
Kolonn	(464)*	0,017	3,7E-08	27 000 000

* Medelvärde på prover från diket.
** För prover maj 2025 vid L/S 0,1, 2 och 10.

Mätningar av uran och toriumdöttrar

I det fasta materialet så indikerar de mätningar som gjorts av flera radionuklider att dotter-nukliderna till U-238 respektive Th-232 är nära jämvikt. I vaskerijorden varierar kvoten Ra-226/U-238 mellan 0,63 och 1,15 och kvoten Ra-228/Th-232 mellan 0,99 och 1,22. I lakvätskan från skakförsöken i maj 2025 är kvoten U-234/U238 mellan 1,08 till 1,36 för proven på vaskerijorden och mellan 1,0 och 1,24 för hotspoten på vaskeritomten. Kvoten Th-230/U-234 i

lakvätskan varierade mellan 0,07 och 0,7 för proven på vaskerisanden och mellan 0,2 och 0,7 i proven från hotspoten. Inga mätningar gjordes av radium på lakvätskorna.

I kolonnförsöket från 2018 mättes även flera isotoper i uran- respektive toriumkedjan. I lakvätskan från kolonnförsöket ses dock en betydligt högre kvot i aktivitet av döttrarna jämfört med U-238, se tabell A-5. Halten av U-234 är ca 1,4 gånger halten av U-238, vilket inte är helt ovanligt även för naturligt uran. Kvoten Ra-226/U-238 är 25, vilket innebär en markant anrikning av radium. Eftersom halten av Pb-210 är under rapporteringsgränsen går det inte säga något säkert om anrikningen av denna dotternuklid. Detsamma gäller även dotter-nukliderna till Th-232, dvs Ra-228 och Th-228. Sannolikt förekommer det en anrikning också av dessa radionuklider.

Tabell A-5 Aktivitetskoncentrationer av medlemmar i uran- respektive toriumkedjan i lakvätska från kolonnförsök på vaskerijord (Liljedahl et al., 2018).

Radionuklid	**Lakvätska (Bq/l)**	**Kvot U-238**
U-238	0,0207	
U-235	0,00101	0,049
U-234	0,0287	1,4
Ra-226	0,52	25
Pb-210	<36	<1740
	Lakvätska (Bq/l)	**Kvot Th-232**
Th-232	0,000069	
Ra-228	<1,1	<15942
Th-228	<0,44	<6377

A2.4. Val av värden för långtidsbedömning av Søveavfall

Två typer av värden för bedömning av lakningen från materialen vid Søve har valts, dels ett huvudfall som bygger på en försiktig tolkning av de försök som finns tillgängliga på material från Søve och från andra ställen med liknade material, dels ett pessimistiskt fall som utgår från att lakningen kan öka väsentligt i framtiden.

A2.4.1. Slagg

Torium

Det enda försök som finns på lakning av slagg från Søve visar på mycket låga halter i lakläsningen av torium, 0,027 µg/l. Detta är lägre än de maximala halter som anges för den kanadensiska gruvan SLC, ca 0,1 µg/l i de senare skedena av lakningen både i fältförsöken och laboratoriekolonnerna. Halten från Søve är också väsentligt lägre än de högsta halterna som anges i den amerikanska studien (7 – 9 µg/l), men den slagg som testats där är av en annan typ en den som finns i Søve och SLC. Även om samma metod för framställning av ferroniob använts vid SLC som i Søve finns markanta skillnader i den mineralogiska sammansättningen av slaggen (Mitchell och Mariano, 2016). Ett rimligt konservativt val utgår från halten 0,1 µg/l från SLC framförallt för att det är resultatet av flera samstämmiga tester. Baserat på en fastfashalt av torium i SLC i storleksordningen 2000 mg/kg, skulle halten 0,1 µg/l motsvara ett Kappa-värde på 0,0001/2000 = 5e-8 kg/l. Med en medelhalt torium på 10 000 mg/kg så skulle detta ge en halt i laklösningen på 0,5 µg/l. Det pessimistiska fallet utgår från en halt som mer motsvarar den i den amerikanska studien 10 µg/l i lösning och 10 000 mg/kg fastfasen, vilket

skulle ge ett Kappa på 1e-6 kg/l. De låga Kappa-värdena förutser att lakningen pågår under mycket lång tid och hela mängden slutligen är lakbar.

Uran

Även för uran så är halterna uppmätta i lakprovet från Søve (0,38 µg/l) högre än värdet från kolonnlakningen vid SLC (mindre än 0,1 µg/l i slutskedet av försöket) men väsentligt lägre än värdet från lakningen med tunnor (30 µg/l i slutskedet) samt de amerikanska högsta värdena (15 µg/l). Ett argument för att använda ett av de lägre värdena för en långtidsbedömning för Søve är att den höga lakning till en del hänförs till kontakt med CO_2 i luften något som inte förväntas vara normalfallet i den förslutna sarkofagen. En utgångspunkt skulle kunna vara de värden som uppmätts i lakprovet från Søve (0,4 µg/l) och en fastfashalt på 3000 mg/kg. Detta skulle ge ett Kappa-värde på 1,3E-7 kg/l. Detta värde bedöms dock som lågt utifrån de halter som uppmätts i gropar nedanför slagghögen (ca 20 µg/l). Därför föreslås ett kappa-värde på **1e-5 kg/l**. Som ett pessimistiskt fall antas ett Kappa-värde på **5e-5 kg/l,** som skulle ge halter i en lakvätska som motsvarande de högsta som uppmätts i de kanadensiska försöken.

Radium

Generellt så har de prover på fasta material där flera medlemmar i radionuklidkedjorna analyserats visat att både U-238-kedjan och Th-232-kedjan befinner sig nära jämvikt. Dock kan skillnader i löslighet och mobilitet mellan olika ämnen i en radionuklidkedja leda till avvikelser från jämvikt i en vattenlösning. De kolonnförsök som utförts på slagg från Søve indikerar ca 200 gånger högre halter Ra-226 i lakvätskan än vad som skulle förväntas av en radioaktiv jämvikt med U-238 (Liljedahl et al., 2018). För kedjan Th-232 till Ra-228 så medgav inte analyserna att ta fram någon begränsad kvot Ra-228/Th-232.

Vatten från tre grävda gropar nedanför slagghögen har analyserats avseende Ra-226 och Ra-228 (IFE, 2008). Halterna Ra-226 var mellan 0,016 och 0,018 Bq/l och av Ra-228 mellan 0,16 och 0,18 Bq/l. Vattnet var filtrerat genom pappersfilter för att avlägsna större partiklar. Halten av uran eller torium rapporteras inte av IFE (2008). Multiconsult (2006) rapporterar uran- och toriumhalter i två provgropar nedanför slagghögen dock utan närmare beskrivning av hur proven tagits eller filtrerats. Dessa hade en halt uran på mellan 18 och 30 µg/l vilket motsvarar 0,22 till 0,37 Bq/l av U-238. Detta skulle indikera att Ra-226 förekommer i halter något lägre än jämviktshalten. De rapporterade toriumhalterna varierande mellan <0,1 µg/l och 0,5 µg/l, vilket motsvara halter av Th-232 på <0,0004 respektive 0,002 Bq/l. Detta är lägre än de aktivitetskoncentrationer för Ra-228 på 0,16 – 0,18 Bq/l som rapporteras i IFE (2008) och indikerar en kvot Ra-228/Th-232 i vatten i storleksordningen 80 till 400. NGI (2010) rapporterar uran- och toriumhalter från gropar nedanför slagghögen, där uranhalterna är i nivå med de som rapporteras av Multiconsult (2006), dvs 15 till 23 µg/l. Toriumhalterna är dock lägre (0,022 till 0,038 µg/l) vilket skulle indikera högre Ra-228/Th-232-kvoter. Eftersom proverna tagits vid olika tillfällen och med olika metoder finns stora osäkerheter i denna utvärdering.

I de övriga undersökningarna av slagg från niobtillverkning (Felmy et al., 2018; Desbarts et al., 2024) ges ingen användbar information om halter av dotternuklider i eluat från lakning.

För huvudfallet föreslås ett Kappa-värde på **2,5E-5 kg/l.** Det skulle för slaggen i Søve ge en lakhalt Ra-226 och Ra-228 i storleksordningen 1 Bq/l. Som pessimistiskt fall föreslås ett Kappa-värde på **2,5E-4 kg/l**.

Bly och polonium

Inga data finns för lakning av bly eller polonium från vaskerisanden. Där har det antagits att utlakning av bly och polonium följer utlakningen av radium.

Lakparametrar slagg

I tabell A-6 presenteras förslag till lakparametrar för slaggen. Dessa ges som ett Kappa-värde.

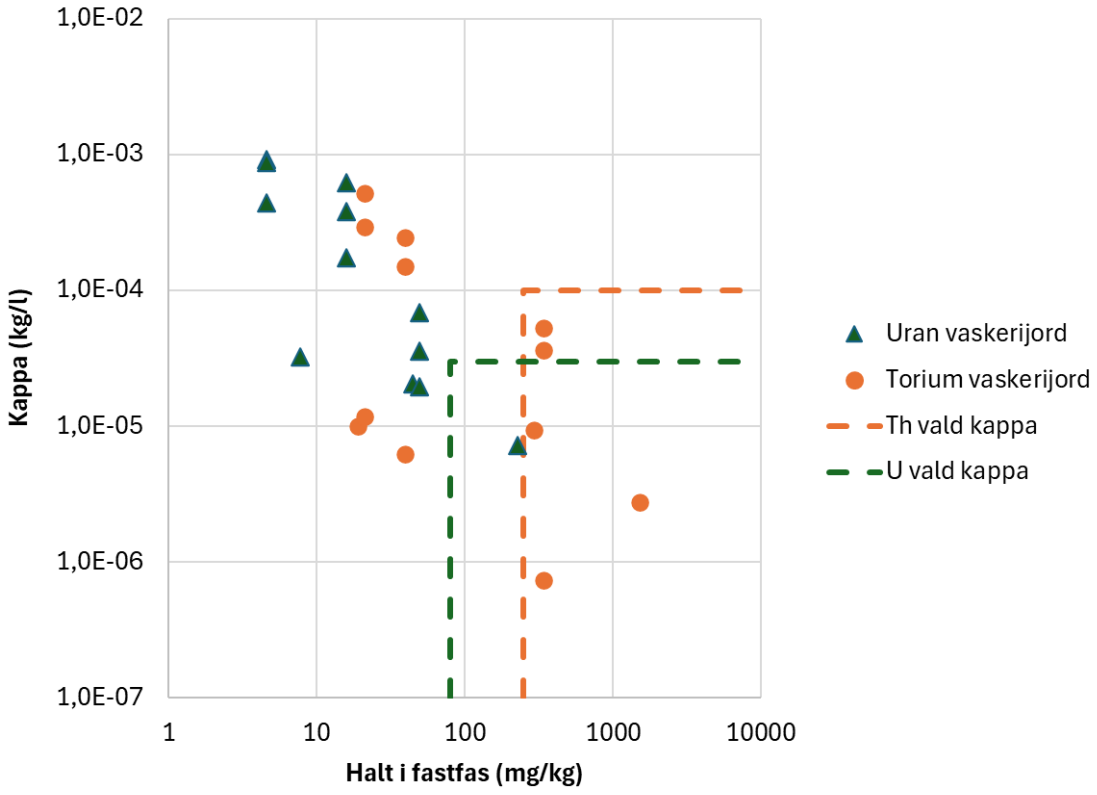
Tabell A-6 Förslag på lakparameterar för slagg.

	Huvudfall	**Pessimistiskt fall**
	Kappa (kg/l)	Kappa (kg/l)
Torium	5,0E-8	1,0E-6
Uran	1,0E-5	5,0E-5
Radium	2,5E-5	2,5E-4
Bly	2,5E-5	2,5E-4
Polonium	2,5E-5	2,5E-4

A2.4.2. Vaskerijord

Torium

Skakförsöken på vaskerijord genomförda i november 2024 ger ett medelvärde på Kappa på 7,4E-6 kg/l medan skakförsöken från maj 2025 ger ett medelvärde för Kappa på 1,6E-4 kg/l med antagande om att 100% är lakbart. Dock har skakförsöken genomförts på vaskerijord med relativt låga toriumhalter och kappa minskar kraftigt med ökande toriumhalter, se figur A-7. Därför har ett Kappa-värde på **1E-4 kg/l** valts, vilket motsvarar lakningen av vaskerisand med halter över 1 kBq/kg (250 mg/kg) och som ett pessimistiskt värde **1E-3 kg/l**. Det tidigare kolonnförsöket gav ett värde för Kappa på 3,7E-8 kg/l (Liljedahl et al., 2018).



Figur A-7 Kappa-värden för vaskerisand som funktion av totalhalt uran och torium.

En utvärdering baserad på utlakad mängd vid L/S=2 och L/S=10 ger ett medelvärde för Kappa på 0,11 men att endast 0,03 % av toriuminnehållet är lakbart. Beräkningar visar att fasen med en snabb utlakningen har en försumbar effekt på den maximala dosen.

Uran

För uran ger skakförsöken från november 2024 för vaskerijord ett medelvärde för Kappa på 2E-5 kg/l, vilket motsvarar det Kappa-värde som kan estimeras från kolonnförsöket (1,8E-5 kg/l). Skakförsöken utförda maj 2025 ger ett högre medelvärde, 2,9E-4 kg/l med antagande att 100% är lakbart. På samma sätt som för torium så minskar Kappa-värdet med ökande totalhalter. För uran används Kappa-värdet **3E-5 kg/l** motsvarande halter över 1 kBq/kg (80 mg/kg). Som ett pessimistiskt fall används ett Kappa på **3E-4 kg/l**.

En utvärdering baserad på utlakad mängd vi L/S=2 och L/S=10 ger ett medelvärde för Kappa på 0,11 men att endast 0,06 % av uraninnehållet är lakbart. Beräkningar visar att fasen med en snabb utlakningen har en försumbar effekt på den maximala dosen.

Radium

För huvudfallet föreslås ett Kappa-värde på **8E-4 kg/l**, vilket är 25 gånger högre än valt värde för uran och motsvarar den kvot Ra-226/U-238 som sågs i kolonnförsöket 2018. Det skulle för vaskerijorden i Søve ge en lakhalt på 0,5 Bq/l för både Ra-226 och Ra-228, vilket motsvarar det uppmätta värdet för Ra-226. Som ett pessimistiskt fall används ett Kappa-värde på **8E-3 kg/l**.

Bly och polonium

Inga data finns för lakning av bly eller polonium från vaskerisanden. Där har det antagits att utlakning av bly och polonium följer utlakningen av radium.

Lakparametrar vaskerijord

I tabell A-7 presenteras förslag till lakparametrar för vaskerijorden i form av ett Kappa-värde.

Tabell A-7 Förslag på lakparameterar för vaskerijord.

	Huvudfall	**Pessimistiskt fall**
	Kappa (kg/l)	Kappa (kg/l)
Torium	1,0E-4	1,0E-3
Uran	3,0E-5	3,0E-4
Radium	8,0E-4	8,0E-3
Bly	8,0E-4	8,0E-3
Polonium	8,0E-4	8,0E-3

A3. Referenser

Barnett F et al, 2022. ProUCL 5.2. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2022.

Bergfald, 2024. Rapport om feltarbeid, Saksnr: 29513, Bergfald Miljørådgivare, 2024-10-31.

Bergfald, 2025. Opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver, Utkast til konsekvensutredning, Bergfald Miljørådgivare, 2025-06-17.

Dahlgren, 2005. Miljøgeologisk undersøkelse av lavradioaktivt slagg fra ferroniobproduksjonen ved Norsk bergverk på Søve 1956-1965, Regiongeologen for Buserud, Telemark og Vestfold, Rapport nr 1, 2005.

Desbarats A J et al, 2024. Geoenvironmental characteristics of ferroniobium slag from the saint Lawrence columbium mine, Oka, Québec, Canada, Applied Geochemistry 169 (2024) 106061.

Felmy A R et al 2001. Solubility and Leaching of Radionuclides in Site Decommissioning Management Plan (SDMP) Slags, Pacific Northwest National Laboratory, US Nuclear Regulatory Commission, NUREG/CR-6632.

IFE, 2006. Radiologisk Kartlegging rundt tidligere Søve gruver, IFE/KR/F – 2006/174.

IFE, 2008. Brev fra IFE til Multiconsult av 3.12.2008.

IFE, 2012. Vurdering av alternativ for deponering av radioaktive masser fra Søve gruver, IFE/KR/F-2012/130, Institutt for energiteknikk.

IFE, 2023. Prøvetakingskampanje – snuplass.

Liljedahl B et al, 2018. Stabilitet och urlakning av uran och torium och deras sönderfallsprodukter från gruvavfall från Søve gruva, FOI Memo E4195.

Lumpkin G R, 2014. The role of Th-U minerals in assessing the performance of nuclear waste forms. Mineral. Mag. 78 (5), 1071–1095.

Mitchell R H och Mariano A N, 2016. Primary phases in aluminous slags produced by the aluminothermic reduction of pyrochlore. Mineral. Mag. 80 (2), 383–397.

Multiconsult, 2006. Søve gruve. Analyser av sigevann, mm. Notat M1, 11 oktober 2006.

Nesbitt H W et al, 1981. Thermodynamic stability and kinetics of perovskite dissolution, Nature Vol. 289 29 January 1981.

NGI, 2010. Kartlegging av omfang og kostnader ved eventuell senere opprydding av radioaktivt materiale ved Søve gruver, 20091927-00-14-R, 7. januar 2010 Rev. 1.

Kemakta KONSULT

Bilaga B. Data för beräkning av doskonsekvenser under utgrävning, deponering och förslutning

I denna bilaga presenteras de parametervärden som använts i modellerna beskrivna i avsnitt 5.4 för beräkningarna av doskonsekvenser vid utgrävning, deponering och förslutning och för modellerna.

Följande data är inte inkluderad i denna bilaga:

- Mängder av hanterat avfall, aktivitetskoncentrationer och kemisk sammansättning av slagg och lösmassor, dessa presenteras i avsnitt 4.1.
- Tider som arbetare hanterar avfall, dessa diskuteras för de olika planerade arbetsmomenten i avsnitt 5.2 och för de representativa avvikande händelserna i avsnitt 5.3.3.

Tabell B-1. Dosfaktorer för inandning, $DF_{inh,i}$, och oralt intag, $DF_{ing,i}$, av radionuklid i. Värden från ICRP Publikation 119 (ICRP 2012).

Nuklid	**Dosfaktor (Sv/Bq)**		**Bidrag från döttrar**
	Inandning	**Oralt**	
Pb-210	5,60E-06	6,90E-07	
Po-210	4,30E-06	1,20E-06	
Ra-226	9,53E-06	2,81E-07	Rn-222[(a)], Pb-214, Bi-214
Ra-228	1,60E-05	6,90E-07	Ac-228
Th-228	4,36E-05	1,43E-07	Ra-224, Pb-212, Bi-212
Th-230	1,00E-04	2,10E-07	
Th-232	1,10E-04	2,30E-07	
U-234	9,40E-06	4,90E-08	
U-238	8,01E-06	4,84E-08	Th-234

(a) Värde från utkast till *ICRP - Dose coefficients for intakes of radionuclides by members of the public: Part 1*.

Tabell B-2. Scenario-specifika dosfaktorer för radionuklid i, $DF_{ext,i}$ (Sv/h)/(Bq/kgTS) använda i beräkningarna av dos till personal under utgrävning och deponering. Värden baserade på EC (2001), Table 21.

Nuklid	**Dosfaktor (Sv/h)/(Bq/kg_{TS})**		**Bidrag från döttrar**
	Transport	**Small heap**	
Po-210	3,54E-16	1,48E-16	
Pb-210	6,08E-23	7,03E-15	Bi-210
Ra-226	7,61E-11	3,12E-11	Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Ra-228	4,00E-11	1,66E-11	Ac-228
Th-228	7,79E-11	3,08E-11	Ra-224, Rn-220, Po 216, Pb-212, Bi-212, Po-212 (64,1%), Tl-208 (35,9%)
Th-230	1,06E-15	3,82E-15	
Th-232	1,86E-16	1,48E-15	
U-234	3,66E-13	2,32E-13	
U-238	7,33E-13	4,64E-13	Th-234, Pa-234m

Tabell B-3. Övriga parametervärden använda i modellen för att beräkna dos till personal under utgrävning och deponering.

Parameter	Enhet	Namn	Värde	Referens/kommentar
SF	(-)	Skärmningsfaktor	1	Konservativt antas ingen skärmning. Dock är skärmning redan inkluderad i dosfaktorn för vissa scenarier
$F_{A,ext}$	(-)	Andel av aktivitet i avfallet som ger externdos	1	Konservativt antas att allt avfall är radioaktivt avfall.
$F_{A,damm}$	(-)	Kvot av aktivitetskoncentration i damm och i avfall	1	Konservativt antas att allt damm är radioaktivt avfall.
$C_{damm,arb}$	kg_{TS}/m^3	Dammkoncentrationen i inandningsluften [(a)]	1,0E-06	EC (2001), avsnitt 4.2.4.2
$I_{luft,arb}$	m^3/h	Andningshastighet för en arbetare	1,2	ICRP (2017). Default-värde för arbetare

(a) Värde innan reduktion som erhålls med andningsmask eller filter i arbetsfordon.

B1. Referenser

EC, 2001. Practical use of the concepts of clearance and exemption Part II - Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources. European Commission. Radiation protection 122.

ICRP 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).

ICRP, 2017. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).

Kemakta KONSULT

Bilaga C. Matematiska modeller för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning

I denna bilaga beskrivs ekvationerna för beräkning av radionuklidtransport och dos till allmänhet i referensscenariot (avsnitt C1) och i de alternativa scenarierna (avsnitt C2), och för beräkning av dos i scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång (avsnitt C3). För beräkning av dosrat till biota används ERICA Assessment Tool, vilken är beskriven mer i detalj i Brown et al. (2008) och ERICA (2024).

C1. Modell för referensscenariot

I detta avsnitts beskrivs ekvationerna för att beräkna utlakning av radionuklider från avfallet, transport av utlakade radionuklider genom betongplattan, vidare genom lösmassorna ned till Norsjø och slutligen ekvationerna för att beräkna dos från radionuklider i vattnet i Norsjø (se den konceptuella modellen i figur 6-1).

C1.1. Avfallet och utlakning

I denna del av modellen beräknas mängden aktivitet som finns i avfallet och med vilken hastighet radionukliderna lakar ut.

Aktivitetsinnehållet i det lakbara avfallet av radionuklid *i*, $A_{lak,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{lak,i}}{dt} = A_{t0} - A_{lak,i} \cdot \gamma_k$$

Hastighetskonstant för utlakning av avfallstyp *k*, γ_k (1/year)

$$\gamma_k = L \cdot W \cdot I^* \cdot \kappa_k / M_k$$

L	= avfallets längd i grundvattnets strömningsriktning (m)
W	= avfallets bredd vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning (m)
I^*	= mängd lakvatten som infiltrerar förvaret efter förlorad skyddsförmåga (m/year)
κ_k	= Kappa-värde för avfallstyp *k* (kg_{TS}/m^3)
M_k	= mängd avfall av typ *k* (kg_{TS})

C1.2. Bottenplattan av betong

I denna del av modellen beräknas mängden aktivitet i bottenplattan, där aktivitet tillförs från det som lakat ut från avfallet och det som försvinner till grundvattenzonen nedströms sarkofagen.

Aktivitetsinnehållet av radionuklid *i* i bottenplattan, $A_{bet,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{bet,i}}{dt} = A_{lak,i} \cdot \gamma_k - A_{bet,i} \cdot \frac{I^*}{D_{bet} \cdot \theta_{bet} \cdot R_{bet,i}}$$

Där retardationskoefficienten i betong för radionuklid *i*, $R_{bet,i}$ (-), är:

$$R_{bet,i} = 1 + \rho_{bet} \cdot Kd_{bet,i} / \theta_{bet}$$

D_{bet}	= bottenplattans tjocklek (m)
ρ_{bet}	= bottenplattans bulkdensitet (kg/m^3)
θ_{bet}	= effektiva porositeten för bottenplattan (-)
$Kd_{bet,i}$	= sorptionskoefficient för betong (m^3/kg)

C1.3. Grundvattenzonen (lösmassor mellan sarkofagen och Norsjø)

I denna del av modellen beräknas transporten genom grundvattenzonen av den aktivitet som läcker ut från bottenplattan. Radionuklider transporteras med grundvattnet genom en akvifer (bestående av lösmassor) ned till Norsjø. Transporten är i modellen implementerad med tiostycken (N=10) på varandra följande boxar. Aktiviteten som når sjön påverkas av processerna advektion, dispersion och sorption.

Aktivitetsinnehållet i första boxen av radionuklid *i*, $A_{begin,i}$ (Bq) och i sista boxen, $A_{end,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{begin,i}}{dt} = A_{bet,i} \cdot \frac{I^*}{D_{bet} \cdot \theta_{bet} \cdot R_{bet,i}} - A_{begin,i} \cdot (adv_i + disp_i) + A_{end,i} \cdot disp_i$$

$$\frac{dA_{end,i}}{dt} = A_{begin,i} \cdot (adv_i + disp_i) - A_{begin,i} \cdot (adv_i + disp_i) + A_{end,i} \cdot disp_i$$

Där advektionen, adv_i (1/year), och dispersionen, $disp_i$ (1/year), för radionuklid *i* beräknas som:

$$adv_i = \frac{K_{akv} \cdot Grad_{akv}}{(L_{akv}/N) \cdot \theta_{akv} \cdot R_{akv,i}}$$

$$disp_i = \frac{a_x}{(L_{akv}/N)} \cdot adv_i$$

Där retardationskoefficienten i grundvattenzonen för radionuklid *i*, $R_{akv,i}$ (-), är:

$$R_{akv,i} = 1 + \rho_{akv} \cdot Kd_{akv,i}/\theta_{geo}$$

K_{akv} = hydrauliska konduktiviteten i grundvattenzonen (m/year)
$Grad_{akv}$ = hydrauliska gradienten i grundvattenzonen (m/m)
L_{akv} = längd på grundvattenzonen (m)
θ_{akv} = effektiv porositet för grundvattenzonen (-)
θ_{geo} = effektiv porositet för den geologiska barriären (-)
a_x = longitudinell dispersivitet (m)
ρ_{bet} = bottenplattans bulkdensitet (kg/m^3)
$Kd_{bet,i}$ = sorptionskoefficient för betong (m^3/kg)

C1.4. Vatten och sediment i Norsjø

I denna del av modellen beräknas mängden och koncentrationen av aktivitet i Norsjø, där aktiviteten tillförs vattnet från grundvattenzonen nedströms sarkofagen. Tre boxar används i modellen för Norsjø: vattenkolumnen, övre sedimentlager och nedre sedimentlager.

Aktivitetsinnehållet av radionuklid *i* i vattnet, $A_{vatten,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{vatten,i}}{dt} = A_{end,i} \cdot (adv_i + disp_i) - A_{vatten,i} \cdot disp_i - A_{vatten,i} \cdot TC_{sed} + A_{sed,top,i} \cdot TC_{res}$$

Transferkoefficienterna för sedimentation och resuspension, TC_{sed} och TC_{res} (1/year), beräknas som:

$$TC_{sed} = \frac{rate_{sed} \cdot Kd_{spm}}{h_{medel} \cdot (1 + Kd_{spm} \cdot c_{spm})}$$

Kemakta KONSULT

$$TC_{res} = \frac{rate_{res} \cdot Kd_{spm}}{h_{sed,top} \cdot \phi_{sed} \cdot (1 + Kd_{sed} \cdot \rho_{sed,top}/\phi_{sed})}$$

$rate_{sed}$ = sedimentationshastighet (kg/(m^2·year))
$rate_{res}$ = resuspensionsshastighet (kg/(m^2·year))
Kd_{spm} = sorbtionskoefficient för resuspenderade partiklar (m^3/kg)
Kd_{sed} = sorbtionskoefficient för sediment (m^3/kg)
c_{spm} = koncentration av suspenderade partiklar (kg/m^3)
h_{medel} = medeldjup av den del av Norsjø där radionukliderna mixas (m)
$h_{sed,top}$ = övre sedimentlagrets mäktighet (m)
$\rho_{sed,top}$ = bulkdensitet på övre sedimentlager (kg/m^3)
Φ_{sed} = porositet i övre sedimentlagret (m^3/m^3)

Aktivitetsinnehållet av radionuklid *i* i övre och nedre sedimentlagren, $A_{sed,top,i}$ och $A_{sed,deep,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{sed,top,i}}{dt} = A_{vatten,i} \cdot TC_{sed} - A_{sed,top,i} \cdot TC_{res} + A_{sed,deep,i} \cdot TC_{ero} - A_{sed,top,i} \cdot TC_{ack}$$

$$\frac{dA_{sed,deep,i}}{dt} = A_{sed,top,i} \cdot TC_{ack} - A_{sed,deep,i} \cdot TC_{ero}$$

Transferkoefficienterna för erosion och ackumulation, TC_{ero} och TC_{ack} (1/year), beräknas som:

$$TC_{ero} = \frac{rate_{res}}{h_{sed,deep} \cdot \rho_{sed,deep}}$$

$$TC_{ack} = \frac{rate_{sed}}{h_{sed,top} \cdot \rho_{sed,top}}$$

$h_{sed,deep}$ = nedre sedimentlagrets mäktighet (m)
$\rho_{sed,deep}$ = bulkdensitet på nedre sedimentlager (kg/m^3)

Aktivitetskoncentration av radionuklid *i* i vattnet, C_{vatten} (Bq/m^3), beräknas som:

$$C_{vatten,i} = \frac{DF_{vatten} \cdot A_{vatten,i}}{area_{akv} \cdot (L_{akv}/N) \cdot \theta_{akv} \cdot R_{akv,i}}$$

Utspädningsfaktorn av grundvattnet som rinner till Norsjø, DF_{vatten} (-), beräknas som:

$$DF_{vatten} = \frac{L \cdot W \cdot I^*}{Q_{vatten}}$$

$area_{akv}$ = tvärsnittsarean av ett compartment i grundvattenzonen (m^2)
Q_{vatten} = flödet i ytvattenmassan (m^3/year)

Aktivitetskoncentration av radionuklid *i* i det övre sedimentlagret, $C_{sed,top}$ (Bq/kg), beräknas som:

$$C_{sed,top,i} = \frac{A_{sed,top,i}}{area_{vattten} \cdot h_{sed,top} \cdot \rho_{sed,top}}$$

$area_{vatten}$ = arean av den del av Norsjö där radionukliderna mixas (m^2)

C1.5. Dos till allmänhet

I denna del av modellen beräknas dos till allmänhet. Exponeringsvägarna som inkluderas i referensscenariot är intag av dricksvatten och fisk från Norsjø.

Den årliga effektiva dosen från radionuklid *i* via intag av vatten och fisk, $E_{vatten,i}$ och $E_{fisk,i}$ (Sv), beräknas som:

$$E_{vatten,i} = C_{vatten,i} \cdot intag_{vatten} \cdot DF_{ing}$$

$$E_{fisk,i} = C_{vatten,i} \cdot TF_{fisk,i} \cdot intag_{fisk} \cdot DF_{ing}$$

$intag_{vatten}$ = årligt intag av dricksvatten (m^3)
$intag_{fisk}$ = årligt intag av fisk (kg_{fw})
$TF_{fisk,i}$ = överföringsfaktor från vatten till fisk ($(Bq/kg_{fw})/(Bq/m^3)$)

Den totala dosen till en representativ person ur allmänheten, E_{tot} (Sv), beräknas slutligen som:

$$E_{tot} = \sum_i \left(E_{vatten,i} + E_{fisk,i}\right)$$

C2. Modeller för alternativa scenarier

Tre alternativa scenarier är inkluderade i beräkning av doskonsekvenser i säkerhetsanalysen: stor spricka, extremhändelse samt boende vid platsen (se avsnitt 6.4.2).

Alternativa scenariot med stor spricka i bottenplattan använder samma matematiska modell som i referensscenariot. Skillnaden i modelleringen i detta scenario är att det antas advektiv transport genom sprickorna i sarkofagens bottenplatta genom att låta lakvattnet som flödar genom sarkofagen hamna direkt i lösmassorna i grundvattenzonen. Detta är likvärdigt med att anta att betongen i bottenplattan varken retarderar eller sorberar radionuklider.

Även det alternativa scenariot med en extremhändelse använder samma matematiska modell som i referensscenariot. Skillnaden i modelleringen i detta scenario är att det antas att lakvattnet som flödar genom sarkofagen hamnar direkt i vattnet i Norsjø. Detta är likvärdigt med att anta att betongen i bottenplattan och lösmassorna varken retarderar eller sorberar radionuklider.

Modelleringen av det alternativa scenariot med boende vid platsen skiljer sig från modelleringen av referensscenariot i flera avseenden, detta beskrivs nedan.

C2.1. Boende vid platsen

Konceptuella modellen för detta scenario är beskriven i avsnitt 6.4.2. Då inga expoeneringsvägar relaterade till Norsjø är inkluderade, är ekvationerna beskrivna i avsnitt C1.4 inte relevanta i detta scenario. I detta scenario modelleras utlakning och radionuklidtransport genom sarkofagens bottenplatta på samma sätt som i referensscenariot, dvs ekvationerna i avsnitt C1.1 och avsnitt C1.2 är identiska i detta scenario.

Det delar i modellering som är specifika för detta scenario är transporten i grundvattenzonen till den antagna brunnen, beräkning av aktivitetskoncentrationer i grödor som odlas i ett trädgårdsland bevattnat från brunnen, och beräkning av dos till allmänheten.

C2.1.1. Grundvattenzonen (lösmassor nedströms sarkofagen)

I denna del av modellen beräknas mängden och koncentrationen av aktivitet i en brunn som antas vara placerad i grundvattenzonen, dvs mellan sarkofagen och Norsjø.

Kemakta KONSULT

Aktivitetsinnehållet av radionuklid *i* i vattnet i brunnen, $A_{brunn,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{brunn,i}}{dt} = A_{end,i} \cdot (adv_i + disp_i) - A_{brunn,i} \cdot disp_i$$

Aktivitetsinnehållet i sista boxen i grundvattenzonen, $A_{end,i}$ (Bq), advektionen adv_i (1/year) och dispersionen, $disp_i$ (1/year), är beskrivna i avsnitt C1.3.

Aktivitetskoncentrationen av radionuklid *i* i vattnet i brunnen, $C_{brunn,i}$ (Bq/m^3) beräknas som:

$$C_{brunn,i} = \frac{DF_{brunn} \cdot A_{brunn,i}}{area_{akv} \cdot (L_{akv}/N) \cdot \theta_{akv} \cdot R_{akv,i}}$$

Alla termer i nämnaren är beskrivna i avsnitt C1.3. Utspädningsfaktorn av grundvattnet i brunnen, DF_{brunn} (-), beräknas som:

$$DF_{brunn} = \frac{L \cdot W \cdot I^*}{(W + 2y_{mix}) \cdot d_{mix} \cdot K_{akv} \cdot grad_{akv} + L \cdot W \cdot I^* + (W + y_{mix}) \cdot X_{brunn} \cdot Inf}$$

Blandningszonen utbredning vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning, y_{mix} (m) och tjocklek, d_{mix} (m), beräknas som:

$$y_{mix} = \sqrt{0.0012 \cdot (L + X_{brunn})^2}$$

$$d_{mix} = y_{mix} + d_{akv} \cdot \left(1 - \exp\left(-\frac{L \cdot I^* + X_{brunn} \cdot Inf}{K_{akv} \cdot grad_{akv} \cdot d_{akv}}\right)\right)$$

L = avfallets längd i grundvattnets strömningsriktning (m)
W = avfallets bredd vinkelrätt mot grundvattnets strömningsriktning (m)
I^* = mängd lakvatten som infiltrerar förvaret efter förlorad skyddsförmåga (m/year)
$grad_{akv}$ = hydrauliska gradienten i grundvattenzonen (m/m)
K_{akv} = hydrauliska konduktiviteten i grundvattenzonen (m/year)
X_{brunn} = avstånd från sarkofagen till brunnen (m)
d_{akv} = akviferens mäktighet
Inf = infiltration i området nedströms sarkofagen (m/year)

C2.1.2. Odling av grödor

Här beräknas mängden och koncentrationen av aktivitet i jorden i en trädgårdsodling och aktivitetskoncentrationer i odlade grödor. Radionukliderna tillförs jorden via bevattning från brunnen.

Aktivitetsinnehållet av radionuklid *i* i jorden i trädgårdsodlingen, $A_{jord,i}$ (Bq) beräknas som:

$$\frac{dA_{jord,i}}{dt} = C_{brunn,i} \cdot area \cdot bev - A_{jord,i} \cdot \left(TF_{inf} + TF_{sor} + TF_{bio}\right)$$

Där termerna TF_{inf}, TF_{sor} och TF_{bio} är transferfaktorer för radionuklider från ytlig till djupare jord via processerna infiltration, sorption och bioturbation; dessa beräknas som:

$$TF_{inf} = \frac{inf}{h_{jord} \cdot \phi_{jord}}$$

$$TF_{sor} = \frac{1}{1 + Kd_i \cdot \left(\frac{\rho_{jord}}{1 - \phi_{jord}}\right) \cdot \left(\frac{1 - \phi_{jord}}{\phi_{jord}}\right)}$$

$$TF_{bio} = \frac{1}{h_{jord} \cdot \left(\frac{\rho_{jord}}{1-\phi_{jord}}\right) \cdot (1-\phi_{jord})}$$

area = area av trädgårdslandet (m^2)
bev = bevattning av trädgårdslandet ($m^3/(m^2 \cdot year)$)
inf = infiltration i området nedströms sarkofagen (m/year)
h_{jord} = ytliga jordlagrets mäktighet (m)
Φ_{jord} = porositet i det ytliga jordlagret (-)
ρ_{jord} = bulkdensityet för det ytliga jordlagret (-)
Kd_i = sorptionskoefficient i jorden för radionuklid *i* (m^3/kg_{dw})

Aktivitetskoncentration av radionuklid *i* i det ytliga jordlagret, C_{jord} (Bq/kg_{dw}), beräknas som:

$$C_{jord,i} = \frac{A_{jord,i}}{area \cdot h_{jord} \cdot \rho_{jord}}$$

Aktivitetskoncentrationer av radionuklid *i* i grönsaker och rotsaker som odlas i trädgårdslandet, $C_{gronsak,i}$ och $C_{rotsak,i}$ (Bq/kg_{dw}), beräknas som:

$$C_{gronsak,i} = C_{jord,i} \cdot TF_{gronsak,i}$$

$$C_{rotsak,i} = C_{jord,i} \cdot TF_{rotsak,i}$$

$TF_{gronsak,i}$ = överföringsfaktorer från jord till grönsaker för radionuklid *i* (Bq/kg_{dw} per Bq/kg_{dw})
$TF_{rotsak,i}$ = överföringsfaktorer från jord till rotsaker för radionuklid *i* (Bq/kg_{dw} per Bq/kg_{dw})

C2.1.3. Dos till allmänheten

I denna del av modellen beräknas dos till allmänhet som bor vid platsen. Sex exponeringsvägar inkluderas i detta alternativa scenario, dessa är: intag av dricksvatten från brunnen, intag av grönsaker och rotsaker odlade i trädgårdslandet, samt oavsiktligt intag av jord, inandning av damm och extern exponering vid arbete på trädgårdslandet.

Den årliga effektiva dosen (Sv) från radionuklid *i* via de sex exponeringsvägarna intag av vatten, $E_{vatten,i}$, intag av grönsaker, $E_{gronsak,i}$, intag av rotsaker, $E_{rotsak,i}$, intag av jord, $E_{jord,i}$, inandning av damm, $E_{inh,i}$, samt extern exponering, $E_{ext,i}$, beräknas som:

$$E_{vatten,i} = C_{brunn,i} \cdot intag_{vatten} \cdot DF_{ing}$$

$$E_{gronsak,i} = C_{gronsak,i} \cdot TS_{gronsak,i} \cdot intag_{gronsak} \cdot DF_{ing}$$

$$E_{rotsak,i} = C_{rotsak,i} \cdot TS_{rotsak,i} \cdot intag_{rotsak} \cdot DF_{ing}$$

$$E_{jord,i} = C_{jord,i} \cdot intag_{jord} \cdot DF_{ing}$$

$$E_{inh,i} = C_{jord,i} \cdot F_{A,damm} \cdot t_{damm,allm} \cdot C_{damm,allm} \cdot intag_{luft} \cdot DF_{inh}$$

$$E_{ext,i} = C_{jord,i} \cdot t_{ext,allm} \cdot x_i \cdot E_{\gamma,i} \cdot EF_{allm}$$

$intag_{vatten}$ = årligt intag av dricksvatten (m^3)
$intag_{gronsak}$ = årligt intag av grönsaker (kg_{fw})
$intag_{rotsak}$ = årligt intag av grönsaker (kg_{fw})
$intag_{jord}$ = årligt oavsiktligt direktintag av jord (kg_{dw})
$intag_{luft}$ = andningshastighet (m3/h)
$TS_{gronsak}$ = torrsubstanshalt i grönsaker (kg_{dw}/kg_{fw})

Kemakta KONSULT

TS_{rotsak} = torrsubstanshalt i rotsaker (kg_{dw}/kg_{fw})
$F_{A,damm}$ = kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i dammet och aktivitetskoncentrationen i det deponerade avfallet (-)
$t_{damm,allm}$ = tid per år som personen blir internt exponerad via inandning av radionuklider i damm i luften (h)
$t_{ext,allm}$ = tid per år som personen blir externt exponerad för radionuklider i marken (h)
$C_{damm,allm}$ = dammkoncentration i luften (kg_{dw}/m^3)
x_i = sönderfallsandel för radionuklid *i* (-)
$E\gamma$ = medelfotonenergi per sönderfall för radionuklid *i* (MeV)
EF_{allm} = Exponeringsfaktor för extern exponering $(Sv \cdot h^{-1}) \cdot (MeV^{-1}) \cdot (kg_{dw} \cdot Bq^{-1})$

Den totala dosen till en representativ person ur allmänheten som odlar grödor på en trädgårdsodling bevattnad med brunnsvatten, E_{boende} (Sv), beräknas slutligen som:

$$E_{boende} = \sum_i \left(E_{vatten,i} + E_{gronsak,i} + E_{rotsak,i} + E_{jord,i} + E_{inh,i} + E_{ext,i}\right)$$

C3. Modell för doser vid oavsiktligt intrång

I detta avsnitts beskrivs ekvationerna för att beräkna doser till anläggningsarbetare och boende vid intrång (konceptuellt beskrivet i avsnitt 6.5.5). Parametervärden presenteras itabell D15 till tabell D17.

I alla beräkningar används aktivitetskoncentrationen i avfallet av radionuklid *i* vid tiden för intrång, $C_{int,i}$ (Bq/kg_{TS}), vilket ges av:

$$C_{int,i} = \frac{C_{avf,i}(t_{int})}{U}$$

$C_{avf,i}(t_{int})$ = Aktivitetskoncentrationen i avfallet av radionuklid *i* vid tiden t_{int} (Bq/kg_{TS})
t_{int} = Antal år efter deponin stängs som intrång antas ske (år)
U = utspädning av avfallet med annat avfall och täckmaterial (-)

C3.1. Dos till anläggningsarbetare

Den totala dosen till en anläggningsarbetare är summan av dosbidraget från två exponeringsvägar: inandning av damm och extern exponering från radionuklider i marken.

Dosen från inandning av damm , $D_{damm,anlagg,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{damm,anlagg,i} = C_{int,i} \cdot t_{anlagg} \cdot DF_{inh,i} \cdot C_{damm,anlagg} \cdot I_{luft,anlagg} \cdot F_A$$

t_{anlagg} = tid som anläggningsarbetaren hanterar avfallet (h)
$DF_{inh,i}$ = dosfaktor för inhalation av radionuklid *i* (Sv/Bq)
$C_{damm,anlagg}$ = dammkoncentrationen i inandningsluften (kg_{TS}/m^3)
$I_{luft,anlagg}$ = andningshastighet för anläggningsarbetare (m^3/h)
F_A = andel av aktivitet i avfallet som ger dos (-)

Dosen från extern exponering av radionuklid *i* i marken, $D_{ext,anlagg,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{ext,anlagg,i} = C_{int,i} \cdot t_{anlagg} \cdot DF_{ext,anlagg,i} \cdot SF \cdot F_A$$

$DF_{ext,anlagg,i}$ = scenario-specifik dosfaktor för radionuklid *i* ((Sv/h)/(Bq/kg_{TS}))
SF = skärmningsfaktor (-)
$F_{A,ext}$ = andel av aktivitet i avfallet som ger externdos (-)

C3.2. Dos till person boende på förläggningsplatsen

Den totala dosen till en person boende på förläggningsplatsen är summan av dosbidraget från fyra exponeringsvägar: extern exponering från radionuklider i marken, intag av rot- och grönsaker odlade i mark innehållande avfall, inandning av damm och intag av jord.

Dosen från extern exponering av radionuklid *i* i marken, $D_{ext,boende,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{ext,boende,i} = C_{int,i} \cdot F_{avfall} \cdot t_{ext,boende} \cdot DF_{ext,boende,i}$$

F_{avfall} = Andel av odlad jord som består av avfall (-)
$t_{ext,boende}$ = Tid per år som personen blir externt exponerad för radionuklider i marken (h)
$DF_{ext,boende,i}$ = scenario-specifik dosfaktor för radionuklid *i* ((Sv/h)/(Bq/kg$_{TS}$))

Modellen för upptag av radionuklider i grödor baseras på antagandet att radionuklidkoncentrationen i en gröda är i jämvikt med koncentrationen i marken. Jämviktsfaktorn betecknas överföringsfaktor. En persons hela årsintag av rotsaker och grönsaker, vilka ör de grödor som inkluderas här, antas härröra från området innehållande avfall.

Årlig dosen från radionuklid *i* via intag av grödor, $D_{grodor,i}$ (Sv), beräknas som:.

$$D_{grodor,i} = D_{rotsaker,i} + D_{gronsaker,i}$$

$$D_{rotsaker,i} = C_{int,i} \cdot F_{avfall} \cdot TF_{rotsaker,i} \cdot TS_{rotsaker} \cdot I_{rotsaker} \cdot DF_{ing,i}$$

$$D_{gronsaker,i} = C_{int,i} \cdot F_{avfall} \cdot TF_{gronsaker,i} \cdot TS_{gronsaker} \cdot I_{gronsaker} \cdot DF_{ing,i}$$

$D_{rotsaker,i}$ = årliga dosen av radionuklid *i* från intag av rotsaker (Sv)
$D_{rotsaker,i}$ = årliga dosen av radionuklid *i* från intag av rotsaker (Sv)
F_{avfall} = andel av odlad jord som består av avfall (-)
$TF_{rotsaker,i}$ = transferfaktor från jord till rotsaker (Bq/kg$_{TS,rotsaker}$)/(Bq/kg$_{TS,jord}$)
$TF_{gronsaker,i}$ = transferfaktor från jord till grönsaker (Bq/kg$_{TS,gronsaker}$)/(Bq/kg$_{TS,jord}$)
$TS_{rotsaker}$ = torrsubstanshalt i rotsaker (kg$_{TS}$/kg$_{FW}$)
$TS_{rotsaker}$ = torrsubstanshalt i grönsaker (kg$_{TS}$/kg$_{FW}$)
$I_{rotsaker}$ = årligt intag av rotsaker (kg$_{TS}$)
$I_{gronsaker}$ = årligt intag av grönsaker (kg$_{TS}$)
$DF_{ing,i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid *i* (Sv/Bq)

Årlig dos från radionuklid *i* via inandning av damm, $D_{inh,boende,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{inh,i} = C_{int,i} \cdot F_{avfall} \cdot F_{A,damm} \cdot t_{exp} \cdot C_{luft} \cdot I_{luft} \cdot DF_{inh,i}$$

F_{avfall} = andel av odlad jord som består av avfall (-)
$F_{A,damm}$ = kvot av aktivitetskoncentration i damm och aktivitetskoncentration i avfallet (-)
$t_{damm,boende}$ = exponeringstid för damm (h)
$C_{damm,boende}$ = dammkoncentration i luft (kg$_{TS}$/m^3)
$I_{luft,boende}$ = andningshastighet (m^3/h)
$DF_{inh,i}$ = dosfaktor för inandning av radionuklid *i* (Sv/Bq)

Personer som vistas i markområden kan få i sig jord via munnen antingen genom att jord tas in direkt i munnen, jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg.

Årlig dos från radionuklid *i* via oralt intag av jord, $D_{jord,boende,i}$ (Sv), beräknas som:

$$D_{jord,i} = C_{int,i} \cdot F_{avfall} \cdot I_{jord} \cdot DF_{ing,i}$$

F_{avfall} = andel av odlad jord som består av avfall (-)
$I_{jord,boende}$ = årligt oavsiktligt direktintag av jord (kg_{TS})
$DF_{ing,i}$ = dosfaktor för oralt intag av radionuklid *i* (Sv/Bq)

C4. Referenser

Brown J E et al, 2008. The ERICA Tool, Journal of Environmental Radioactivity, Vol 99, 9, p 1371-1383.

ERICA, 2024. ERICA Assessment Tool 2.0, Build 2.0.228, http://erica-tool.com/erica/

Bilaga D. Data för beräkning av doskonsekvenser efter förslutning

I denna bilaga presenteras de parametervärden som använts i modellerna beskrivna i avsnitt 6.5 och Bilaga C för beräkningarna av doskonsekvenser efter förslutning. Mängder av hanterat avfall, aktivitetskoncentrationer och kemisk sammansättning av slagg och lösmassor är inte inkluderad i denna bilaga. Dessa presenteras istället i avsnitt 4.1.

D1. Data för referensscenariot

D1.1. Referensfallet

D1.1.1. Radionuklid- och elementspecifika parametervärden

Tabell D-1. Dosfaktorer för oralt intag, DF_{ing}. Värden från ICRP Publikation 119 (ICRP 2012).

Nuklid	Dosfaktor (Sv/Bq)	Bidrag från döttrar
Pb-210	6,90E-07	
Po-210	1,20E-06	
Ra-226	2,81E-07	Rn-222[(a)], Pb-214, Bi-214
Ra-228	6,90E-07	Ac-228
Th-228	1,43E-07	Ra-224, Pb-212, Bi-212
Th-230	2,10E-07	
Th-232	2,30E-07	
U-234	4,90E-08	
U-238	4,84E-08	Th-234

(a) Värde från utkast till *ICRP - Dose coefficients for intakes of radionuclides by members of the public: Part 1*.

Tabell D-2. Lakparametrar för slagg, lösmassor och vaskerijord.

Element	Kappa (kg/m³)	
	Slagg	Vaskerijord Lösmassor
Torium	0,00005	0,1
Uran	0,01	0,03
Radium	0,025	0,8
Bly	0,025	0,8
Polonium	0,025	0,8

Kemakta KONSULT

Tabell D-3. Sorptionskoefficienter, K_d, för betong, akvifer, och för sediment och resuspenderade partiklar i Norsjø.

Element	Sorbtionskoefficient, K_d (m^3/kg)			
	Betong[(a)]	Akvifer[(b)]	Sediment[(c)]	Resuspenderade partiklar[(d)]
Torium	21,9	1,0	210	150
Uran	21,9	0,05	4,5	1,5
Radium	0,022	0,05	3,2	6,4
Bly	0,66	0,27	150	630
Polonium	0,0044	0,4	56	1400

(a) SKB 2023b, Table 7-5, värde för *moderately degraded*, State II, multiplicerat med en fraktion av cementpasta på 0,219 (SKB 2023c, Table 5.2).
(b) Tabell D-6 i Kemakta 2022, förutom för polonium där värdet är från Serne (2007).
(c) Tröjbom et al. 2012, Table 5-17.
(d) Tröjbom et al. 2012, Table 5-19.

Tabell D-4. Överföringsfaktor från vatten till fisk, TF_{fisk}, valda värden är för muskel i IAEA (2010), Table 57.

Element	TF_{fisk} (Bq/kg)/(Bq/m³)
Torium	0,006
Uran	0,00096
Radium	0,004
Bly	0,025
Polonium	0,036

D1.1.2. Övriga parametervärden för referensfallet

Tabell D-5. Parametervärden använda i modelleringen, specifika för avfallet.

Parameter	Enhet	Namn	Värde	Referens/kommentar
W	m	Avfallets bredd vinkelrätt mot strömningsriktningen	27	
L	m	Avfallets längd i strömningsriktningen	28	
x_{lakbar}	(-)	Lakbar fraktion av aktivitet i avfallet	1	Konservativt valt till att all aktivitet är lakbar

Tabell D-6. Parametervärden använda i modelleringen, specifika för betongplattan i sarkofagen.

Parameter	Enhet	Namn	Värde	Referens/kommentar
I*	m/year	Mängd lakvatten i förvaret efter förlorad skyddsförmåga	0,07	10 % av årsnederbörden antaget (se även avsnitt D1.1.3)
t_{start}	year	Tidpunkt då sarkofagen tappar skyddsförmågan	1000	Se avsnitt 6.4.1
D_{betong}	m	Betongplattans tjocklek	0,15	Tunnaste tjockleken enligt optimerad lösning
ρ_{betong}	kg/m³	Betongplattans bulkdensitet	2300	SKB 2001, Table 6-10
θ_{betong}	(-)	Den effektiva porositeten i betongplattan	0,14	SKB 2023b, Table 9-6

Tabell D-7. Parametervärden använda i modelleringen specifika för akviferen (dvs lösmassorna mellan sarkofagen och Norsjø).

Parameter	Enhet	Beskrivning	Värde	Referens/kommentar
a_x	m	Den longitudinella dispersiviteten	3	
$area_{akv}$	m^2	Tvärsnittsarean av ett compartment i grundvattenzonen	60	Bredden på avfallet gånger akviferens mäktighet
ρ_{akv}	kg/m^3	Grundvattenzonens bulkdensitet	1600	
$grad_{akv}$	m/m	Den hydrauliska gradienten i grundvattenzonen	0,2	Cirka 20 meter på 100 meter, uppskattat från markytans lutning uppströms sarkofagen.
K_{akv}	m/year	Den hydrauliska konduktiviteten i grundvattenzonen	315	Antagen konduktivitet 1E-5 m/s. Relativt genomsläpplig, typ grusig morän.
θ_{akv}	(-)	Den effektiva porositeten i grundvattenzonen	0,3	Kemakta AR 2022-39
θ_{geo}	(-)	Den effektiva porositeten i den geologiska barriären (för beräkning av retardation)	0,3	Kemakta AR 2022-39

Tabell D-8. Parametervärden använda i modelleringen specifika för Norsjø.

Parameter	Enhet	Beskrivning	Värde	Referens/kommentar
$area_{vatten}$	m^2	Area av den del av Norsjø där radionukliderna mixas	80000	Se avsnitt 6.5.1
h_{medel}	m	Medeldjup av den del av Norsjø där radionukliderna mixas	50	Se avsnitt 6.5.1
Q_{vatten}	m^3/year	Flödet i vattenmassan	9,8E+7	Se avsnitt 6.5.1
$X_{ytvatten}$	m	Avståndet från sarkofagen till vattendraget	25	Avstånd till Norsjö ca 25 till 32 meter
c_{spm}	kg/m^3	Koncentration av suspenderade partiklar i sötvatten	0,0011	Grolander 2013, Table 8-1
$h_{sed,deep}$	m	Nedre sedimentlagrets mäktighet	0,96	IAEA 2023, Table 84
$h_{sed,top}$	m	Övre sedimentlagrets mäktighet	0,05	IAEA 2023, Table 84
Φ_{sed}	m^3/m^3	Porositet i övre sedimentlagret	0,92	IAEA 2023, Table 84
$rate_{res}$	$kg/(m^2 \cdot year)$	Resuspensionsshastighet för partiklar i sjösediment	0,8	Posiva 2014, Table 15-3
$rate_{sed}$	$kg/(m^2 \cdot year)$	Sedimentationshastighet för partiklar i en sjö	1,1	Posiva 2014, Table 15-3
$\rho_{sed,deep}$	kg/m^3	Bulkdensitet på nedre sedimentlager	182	Tröjbom et al. 2013, Table 2-1, värde för RegoPG
$\rho_{sed,top}$	kg/m^3	Bulkdensitet på övre sedimentlager	179	Tröjbom et al. 2013, Table 2-1, värde för RegoUp_aqu

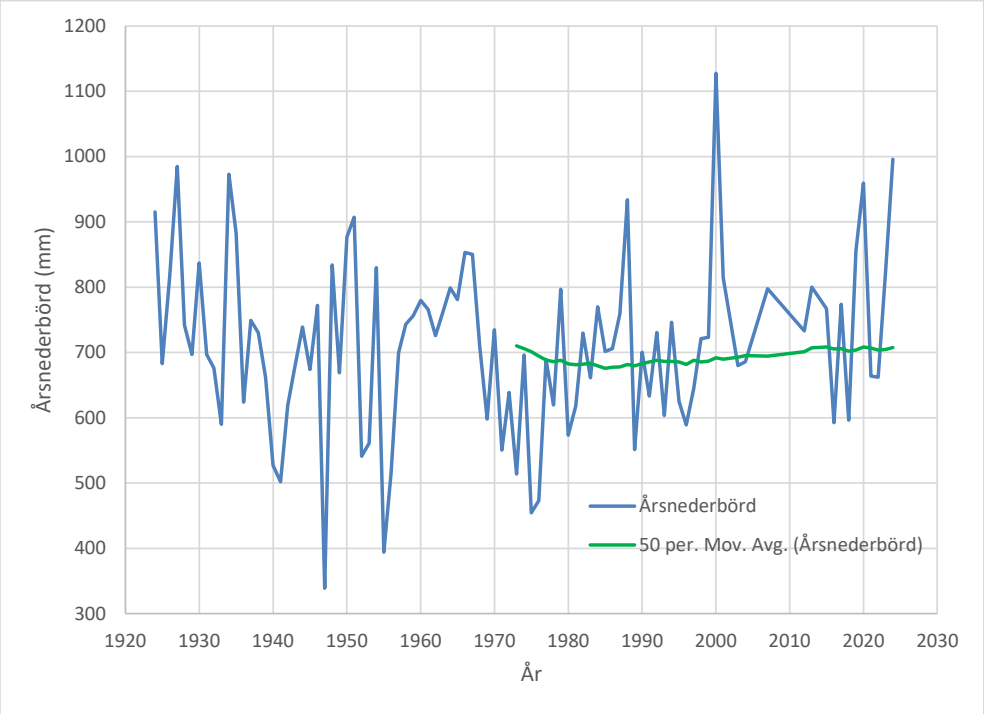
Kemakta KONSULT

Tabell D-9. Parametervärden specifika för dosberäkningarna.

Parameter	Enhet	Beskrivning	Värde	Referens/kommentar
$intag_{fisk}$	kg_{fw}	Årligt intag av fisk	51,1	Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn, Miljødirektoratet M-2171 I 2021, Versjon 5. Antaget att 100% kommer från det förorenade området.
$intag_{vatten}$	m^3	Årligt intag av dricksvatten	0,6	ICRP 2002

D1.1.3. Nederbördsdata

För att välja parametervärde för årsnederbörd i Søve har data från år 1924 till 2024 från mätstation SN30530 vid Notodden använts. Den rapporterade årsnederbörden är plottat i figur D-1, tillsammans med ett glidande medelvärde över en period på 50 år. Det glidande medelvärdet har sedan 1970-talet legat mellan 692 och 710 mm. Baserat på detta är ett avrundat värde på 700 mm valt att användas för referensfallet.



Figur D-1. Data för årsnederbörd från mätstation SN30530 vid Notodden, tillsammans med ett glidande medelvärde över en period på 50 år.

D2. Data för alternativa scenarier

I detta avsnitt presenteras data som används i de alternativa scenarierna. En stor del av parametervärden är samma som de som används i referensfallet (avsnitt D1.1). Nedan presenteras bara värden för parametrar som är specifika för de alternativa scenarierna och parametrar vars värde avviker från värdet för motsvarande parameter i referensfallet.

D2.1. Alternativt scenario – stor spricka

I detta scenario används samma data som i referensfallet, förutom att:

- mängden vatten som tränger in i sarkofagen är hälften av årsnederbörden (0,35 m/year) vilket är fem gånger mer än i referensfallet,
- tidpunkten då sarkofagen tappar skyddsförmågan, dvs när stora sprickor antas uppstå, är i en beräkning vald till 200 år efter förslutning, dvs 800 år tidigare än i referensfallet.

D2.2. Alternativt scenario – extremhändelse

I detta scenario används samma data som i referensfallet, förutom att:

- mängden vatten som tränger in i sarkofagen är hela årsnederbörden (0,7 m/year) vilket är tio gånger mer än i referensfallet,
- tidpunkten då sarkofagen tappar skyddsförmågan, dvs när extremhändelsen antas ske, är i en beräkning vald till 200 år efter förslutning, dvs 800 år tidigare än i referensfallet.

D2.3. Alternativt scenario – boende vid platsen

I detta scenario används mer scenariospecifik data än i de andra alternativa scenarierna. Detta för att det i modelleringen ingår en brunn och en trädgårdsodling, samt även att exponeringsvägar relaterade till inandning av radionuklider och extern exponering inkluderas.

Tabell D-10. Dosfaktorer för inandning, DF_{inh}. Värden från ICRP Publikation 119 (ICRP 2012).

Nuklid	Dosfaktor (Sv/Bq)	Bidrag från döttrar
Pb-210	5,60E-06	
Po-210	4,30E-06	
Ra-226	9,53E-06	Rn-222[(a)], Pb-214, Bi-214
Ra-228	1,60E-05	Ac-228
Th-228	4,36E-05	Ra-224, Pb-212, Bi-212
Th-230	1,00E-04	
Th-232	1,10E-04	
U-234	9,40E-06	
U-238	8,01E-06	Th-234

(a) Värde från utkast till *ICRP - Dose coefficients for intakes of radionuclides by members of the public: Part 1*.

Kemakta KONSULT

Tabell D-11. Sönderfallsandel och medelfotonenergi per sönderfall (MeV), värden från ICRP Publikation 107 (ICRP 2008).

Nuklid	Sönderfall (-)	Fotonenergi (MeV)	Bidrag från döttrar
Pb-210	1	0,0053	
Po-210	1	0	
Ra-226	1	1,74	Rn-222, Pb-214, Bi-214
Ra-228	1	0,87	Ac-228
Th-228	1	1,47	Ra-224, Rn-220, Pb-212, Bi-212, Tl-208
Th-230	1	0,0018	
Th-232	1	0,0015	
U-234	1	0,02	
U-238	1	0,041	Th-234, Pa-234m

Tabell D-12. Sorptionskoefficienter, K_d, för jorden i trädgårdslandet i det alternativa scenariot Boende vid platsen. Alla värden är från IAEA 2010, Table 14.

Element	Sorptionskoefficient (m^3/kg_{dw})
Torium	1,9
Uran	0,2
Radium	2,5
Bly	2
Polonium	0,21

Tabell D-13. Överföringsfaktorer från jord till grönsaker, $TF_{gronsak}$, och rotsaker, TF_{rotsak}. Alla värden är från IAEA 2012, Table 17.

Element	Överföringsfaktorer (Bq/kg_{dw})/(Bq/kg_{dw})	
	$TF_{gronsak}$	TF_{rotsak}
Torium	0,0012	0,0008
Uran	0,02	0,0084
Radium	0,091	0,07
Bly	0,08	0,015
Polonium	0,0074	0,0058

Tabell D-14. Övriga parametervärden använda i det alternativa scenariot Boende vid platsen.

Parameter	Enhet	Beskrivning	Värde	Referens/kommentar
area	m^2	Area av trädgårdslandet	270	SKB 2023d, avsnitt 6.2.1
bev	$m^3/(m^2 \cdot year)$	Årlig bevattning av trädgårdslandet	0,154	SKB 2023d, avsnitt 8.3.1, värde för torr sommar
bioT	$kg_{dw}/(m^2 \cdot year)$	Bioturbation	2	Posiva 2021b, Table D-11
ρ_{jord}	kg_{dw}/m^3	Bulkdensitet i ytjord	674	Posiva 2021b, Table D-12
h_{jord}	m	Ytliga jordlagrets mäktighet	0,3	Posiva 2021b, Table D-17
Φ_{jord}	(-)	Porositet i det ytliga jordlagret	0,56	Posiva 2021b, Table D-12
$TS_{gronsaker}$	kg_{dw}/kg_{fw}	Torrsubstanshalt i grönsaker	0,1	Kemakta AR 2022-39
$TS_{rotsaker}$	kg_{dw}/kg_{fw}	Torrsubstanshalt i rotsaker	0,2	Kemakta AR 2022-39
d_{akv}	m	Akviferens mäktighet	3	Lösmassornas medeldjup är mätt till 3,5 m, antaget att akviferen börjar efter 0,5 m
inf	m/year	Infiltration i området nedströms sarkofagen	0,7	Valt till årsnederbörden (se även avsnitt D1.1.3)
X_{brunn}	m	Avståndet från sarkofagen till brunnen	15	Motsvarar avstånd till andra sidan vägen.
$C_{damm,allm}$	kg_{dw}/m^3	Dammkoncentration i luften	7E-8	Naturvårdsverket 1997
EF_{allm}	$(Sv \cdot h^{-1}) \cdot (MeV^{-1}) \cdot (kg_{dw} \cdot Bq^{-1})$	Exponeringsfaktor för extern exponering av allmänheten	3E-10	EC 1993
F_A_{damm}	(-)	Kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i dammet och aktivitetskoncentrationen i det deponerade avfallet	1	Konservativt antagande
F_A_{ext}	(-)	Kvoten mellan aktivitetskoncentrationen i det material som ger externdos och aktivitetskoncentrationen i det deponerade avfallet	1	Konservativt antagande
$intag_{gronsaker}$	kg_{fw}	Årligt intag av grönsaker	52,9	Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn, Miljødirektoratet M-2171 I 2021, Versjon 5. Antaget att 50% kommer från det förorenade området.
$intag_{rotsaker}$	kg_{fw}	Årligt intag av rotsaker	84	Kemakta, 2022
$intag_{luft}$	m^3/h	Andningshastighet	1	ICRP, 2002
$intag_{jord}$	kg_{dw}	Årligt oavsiktligt direktintag av jord	0,018	Naturvårdsverkets riktvärdes-modell (50 mg/dag), Naturvårdsverket, 2009.
$t_{damm,allm}$	h	Tid per år som personen blir internt exponerad via inandning av radionuklider i damm i luften	184	Posiva 2021b, Table D-17
$t_{ext,allm}$	h	Tid per år som personen blir externt exponerad för radionuklider i marken	184	Posiva 2021b, Table D-17

D3. Data för scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång

Kemakta KONSULT

I detta avsnitt presenteras data som används i scenarierna för oavsiktligt mänskligt intrång. En stor del av parametervärden är samma som de som används i referensfallet (avsnitt D1.1). Nedan presenteras endast värden för parametrar som är specifika för scenarierna för oavsiktligt mänskligt intrång.

Tabell D-15. Scenario-specifika dosfaktorer för radionuklid i, $DF_{ext,i}$ (Sv/h)/(Bq/kg_{TS}) använda i modellen för att beräkna doser vid framtida intrång. Värden baserade på EC (2001), Table 22.

Nuklid	**Scenario[a]**		**Bidrag från döttrar**
	Boende	**Anläggningsarbetare**	
Po-210	2,07E-15	1,41E-15	
Pb-210	1,07E-13	9,29E-14	Bi-210
Ra-226	4,20E-10	3,01E-10	Rn-222, Po-218, Pb-214, Bi-214, Po-214
Ra-228	2,27E-10	1,59E-10	Ac-228
Th-228	3,94E-10	3,00E-10	Ra-224, Rn 220, Po 216, Pb-212, Bi-212, Po-212 (64,1%), Tl-208 (35,9%)
Th-230	3,85E-14	2,78E-14	
Th-232	2,23E-14	1,59E-14	
U-234	3,65E-12	2,32E-12	
U-238	7,31E-12	4,65E-12	Th-234, Pa-234m

(b) Värden baserade på scenarierna *Outdoors, on heap* och *Road construction* för Boende respektive Anläggningsarbetare.

Tabell D-16. Element-specifika transferfaktor från jord till grönsaker och rotsaker (kg_{DW}/kg_{DW}) använda i modellen för att beräkna doser vid framtida intrång. Värden tagna från IAEA (2010).

Nuklid	**Transferfaktor från jord till**	
	Grönsaker[a]	**Rotsaker[b]**
Torium	0,0012	0,0008
Uran	0,02	0,0084
Radium	0,091	0,07
Bly	0,08	0,015
Polonium	0,0074	0,0058

(a) Värde för ”Leafy vegetables - All soils” i IAEA (2010), Table 17.
(b) Värde för ”Root crops - All soils” i IAEA (2010), Table 17.

Tabell D-17. Övriga parametervärden använda i modellen för att beräkna doser vid framtida oavsiktliga intrång.

Parameter	Enhet	Namn	Värde	Referens/kommentar
SF	(-)	Skärmningsfaktor	1	Konservativt antas ingen skärmning.
F_A	(-)	Andel av aktivitet i avfallet som ger dos	1	Konservativt antas att allt avfall är radioaktivt avfall.
$C_{damm,anlagg}$	kg_{TS}/m^3	Dammkoncentrationen i inandningsluften	5,0E-07	IAEA 2005
$C_{damm,boende}$	kg_{TS}/m^3	Dammkoncentrationen i inandningsluften	5,0E-07	IAEA 2005
$I_{luft,anlagg}$	m^3/h	Andningshastighet för anläggningsarbetare	1,2	ICRP 2017. Default-värde för arbetare
$I_{luft,boende}$	m^3/h	Andningshastighet för boende	0,925	ICRP 2002. Referensvärde för allmänheten, vuxen man
$I_{jord,boende}$	kg_{TS}	Årligt oavsiktligt direktintag av jord	0,018	Naturvårdsverket 1997
$Intag_{gronsaker}$	kg_{fw}	Årligt intag av grönsaker	52,9	Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn, Miljødirektoratet M-2171 I 2021, Versjon 5. Antaget att 100% kommer från det förorenade området.
$Intag_{rotsaker}$	kg_{fw}	Årligt intag av rotsaker	84	Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn, Miljødirektoratet M-2171 I 2021, Versjon 5. Antaget att 50% kommer från det förorenade området.
F_{avfall}	(-)	Mixning, Andel av odlad jord som består av radioaktivt avfall	0,03	EC 1999
t_{anlagg}	h	Tid som anläggningsarbetaren hanterar avfallet	88	IAEA 2003, scenario SCE7B
$t_{damm,boende}$	h	Exponeringstid för damm	2192	IAEA 2003, scenario SCE6B-SOIL
$t_{ext,boende}$	h	Tid per år som personen blir externt exponerad	2192	IAEA 2003, scenario SCE6B-SOIL
t_{int}	år	Antal år efter deponin stängs som intrång antas ske	300	Antagande
$TS_{gronsaker}$	kg_{TS}/kg_{FW}	Torrsubstanshalt i grönsaker	0,08	IAEA 2010, Table 62
$TS_{rotsaker}$	kg_{TS}/kg_{FW}	Torrsubstanshalt i rotsaker	0,13	IAEA 2010, Table 62
U	-	Utspädning av avfallet med annat avfall och täckmate	1	Konservativt antas att allt avfall är radioaktivt avfall.

Kemakta KONSULT

D4. Referenser

EC, 1993. Principles and methods for establishing concentrations and quantities (exemption values) below which reporting is not required under the European directive, Radiation Protection, 65, Doc XI-028/93.

EC, 1999. Definition of Clearance Levels for the Release of Radioactively Contaminated Buildings and Building Rubble. European Commission. Radiation Protection 114.

EC, 2001. Practical use of the concepts of clearance and exemption Part II - Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources. European Commission. Radiation protection 122.

Grolander S, 2013. Biosphere parameters used in radionuclide transport modelling and dose calculations in SR-PSU. SKB R-13-18, Svensk Kärnbränslehantering AB.

IAEA, 2003. Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. IAEA-TECDOC-1380. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2005. Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance, Safety Report Series no. 44, International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Report Series No. 472. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2012. The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. IAEA Safety Standard Series No. SSG-23. International Atomic Energy Agency, Vienna.

IAEA, 2023. User Manual for NORMALYSA v.2.3 Description of Program Module Libraries, Mathematical Models and Parameters Modelling and Data for Radiological Impact Assessments (MODARIA) Programme. IAEA-TECDOC-2037. International Atomic Energy Agency, Vienna.

ICRP, 2002. Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection: Reference Values. ICRP Publication 89. Ann. ICRP 32(3-4).

ICRP, 2008. Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38(3).

ICRP 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.).

ICRP, 2017. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).

Kemakta, 2022. Modell för beräkning av doskonsekvens vid återvinning och deponering av radioaktivt avfall Modelldokumentation – DOS2U Version 5, AR 2022-39

Miljødirektoratet, 2021. Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn, Miljødirektoratet M-2171 I 2021, Versjon 5.

Naturvårdsverket, 1997. Development of generic guideline values – Models and data used for the development of generic guideline values for contaminated soils in Sweden, NV report 4639.

Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning, rapport 5976, september 2009.

Posiva, 2014. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto Data Basis for the Biosphere Assessment BSA-2012. Posiva 2012-28, Eurajoki, Finland.

Posiva, 2021b. Safety Case for the Operating License Application – Biosphere Models for Screening Purposes and Simplified Dose Calculations. Posiva Working Report 2020-25, Eurajoki, Finland.

Serne R J, 2007. Kd Values for Agricultural and Surface Soils for Use in Hanford Site Farm, Residential, and River Shoreline Scenarios – Technical Report for Groundwater Protection Project - Characterization of Systems Task. Report PNNL-16531.

SKB, 2001. Project SAFE – Compilation of data for radionuclide transport analysis. SKB R-01-14, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SKB, 2023b. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Data report, PSAR version. SKB TR-23-10, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SKB, 2023c. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Radionuclide transport and dose calculations, PSAR version. SKB TR-23-09, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

SKB, 2023d. Post-closure safety for SFR, the final repository for short-lived radioactive waste at Forsmark. Biosphere synthesis report, PSAR version. SKB TR-23-06, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Solna, Sweden.

Tröjbom M, Grolander S, Rensfeldt V, Nordén S, 2013. Kd and CR used for transport calculations in the biosphere in SR-PSU. SKB R-13-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Kemakta KONSULT

Bilaga E. FEP-analys och hantering av FEP

FEP-analysen identifierar relevanta processer, egenskaper och händelser (eng. FEP – Features, Event, Process) som kan påverka förvarets skyddsförmåga eller är viktiga för att kvantifiera konsekvenser från potentiella utsläpp (se avsnitt 6.2). I denna bilaga ges motiveringar till varför enskilda FEP screenats ut i FEP-analysen (avsnitt E1 och E2), och hur de FEP som inte screenats ut hanteras vidare i analysen av doskonsekvenser efter förslutning (avsnitt 0).

E1. ”Relevans-screening”

En initial generell genomgång är gjord för att identifiera FEP som uppenbart inte är relevanta att beakta. De FEP i ISAM FEP-listan som inte uppfyller något av följande två kriterier screenas ut, dvs behöver inte vidare beaktas i konsekvensutredningen:

- FEP som uppenbart inte är relevanta för projektets övergripande förutsättningar, dvs att det handlar om NORM-avfall som ska deponeras direkt i ett ytnära förvar i Søve (markeras med S1 i tabell E-1 till E-5).
- FEP som uppenbart inte är relevanta för de i avsnitt 3 fastställda specifika förutsättningar för analysen av säkerhet efter förslutning (detta berör tex. FEP som uppenbart inte är relevanta inom analysens tidsperiod). Dessa markeras med S2 i tabell E-1 till E-5.

Tabell E-1. Relevans-screening av FEP i kategori 1.1 och 1.2 i ISAM FEP-listan. Kriterier som sorterats ut från listan markeras UT, de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening		Kommentar
1	**EXTERNAL FACTORS**			
1.1	**REPOSITORY ISSUES**			
1.1.01	Site investigation	IN		
1.1.02	Design, repository	IN		
1.1.03	Construction, repository	IN		
1.1.04	Emplacement of wastes and backfilling	IN		
1.1.05	Closure, repository	IN		
1.1.06	Records and markers, repository	IN		
1.1.07	Waste allocation	IN		
1.1.08	Quality control	IN		
1.1.09	Schedule and planning	IN		
1.1.10	Administrative control, repository site	IN		
1.1.11	Monitoring of repository	UT	S2	Monitering efter förslutning ingår inte i säkerhetsanalysen
1.1.12	Accidents and unplanned events	IN		
1.1.13	Retrievability	UT	S2	Inte relevant för ett förvar av den typ som planeras i Søve
1.2	**GEOLOGICAL PROCESSES AND EFFECTS**			
1.2.01	Orogeny and related tectonic processes at plate boundaries	UT	S2	Inte relevanta över den analysen tidsperiod spänner
1.2.02	Anorogenic and within-plate tectonic processes	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
1.2.03	Seismicity	IN		
1.2.04	Volcanic and magmatic activity	UT	S1	Inte relevanta för ett ytnära förvar i Søve
1.2.05	Metamorphism	UT	S1	Inte relevant för ett ytnära förvar i Søve
1.2.06	Hydrothermal activity	UT	S1	Inte relevant för ett ytnära förvar i Søve
1.2.07	Erosion and sedimentation	IN		
1.2.08	Diagenesis and pedogenesis	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
1.2.09	Salt diapirism and dissolution	UT	S1	Inte relevant för ett ytnära förvar i Søve
1.2.10	Hydrological/hydrogeological response to geological changes	IN	S2	

Kemakta KONSULT

Tabell E-2. Relevans-screening av FEP i kategori 1.3 och 1.4 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening		Kommentar
1	**EXTERNAL FACTORS**			
1.3	**CLIMATIC PROCESSES AND EFFECTS**			
1.3.01	Climate change, global	IN		
1.3.02	Climate change, regional and local	IN		
1.3.03	Sea level change	IN		
1.3.04	Periglacial effects	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
1.3.05	Glacial and ice sheet effects, local	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
1.3.06	Warm climate effects (tropical and desert)	UT	S1	Inte relevanta för ett ytnära förvar i Søve
1.3.07	Hydrological/hydrogeological response to climate changes	IN		
1.3.08	Ecological response to climate changes	IN		
1.3.09	Human response to climate changes	IN		
1.3.10	Other geomorphological changes	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
1.4	**FUTURE HUMAN ACTIONS**			
1.4.01	Human influences on climate	IN		
1.4.02	Motivation and knowledge issues (inadvertent/deliberate human actions)	IN		*Oavsiktliga* intrång efter förslutning beaktas, *avsiktliga* intrång efter förslutning bedöms inte ingå i säkerhetsanalysen
1.4.03	Drilling activities (human intrusion)	IN		
1.4.04	Mining and other underground activities (human intrusion)	IN		
1.4.05	Un-intrusive site investigation	IN		
1.4.06	Surface excavations	IN		
1.4.07	Pollution	IN		
1.4.08	Site Development	IN		
1.4.09	Archaeology	IN		
1.4.10	Water management (wells, reservoirs, dams)	IN		
1.4.11	Social and institutional developments	IN		
1.4.12	Technological developments	IN		
1.4.13	Remedial actions	UT	S2	Avsiktliga intrång, handlingar, efter förslutning beaktas inte
1.4.14	Explosions and crashes	IN		

Tabell E-3. Relevans-screening av FEP i kategori 2.1 och 2.2 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening		Kommentar
2	**DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS**			
2.1	**WASTES AND ENGINEERED FEATURES**			
2.1.01	Inventory, radionuclide and other material	IN		
2.1.02	Waste form materials, characteristics and degradation processes	IN		
2.1.03	Container materials, characteristics and degradation processes	UT	S2	Inte relevant för avfallet i fråga, det kommer inte att konditioneras i behållare
2.1.04	Buffer/backfill materials, characteristics and degradation processes	UT	S2	Inte relevant för avfallet i fråga, det kommer inte att installeras något buffertmaterial
2.1.05	Engineered barriers system, characteristics and degradation processes	IN		
2.1.06	Other engineered features materials, characteristics and degradation processes	UT	S2	Inte relevant för sarkofagen, alla tekniska barriärer täcks av 2.1.05
2.1.07	Mechanical processes and conditions (in wastes and EBS)	IN		
2.1.08	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in wastes and EBS)	IN		
2.1.09	Chemical/geochemical processes and conditions (in wastes and EBS)	IN		
2.1.10	Biological/biochemical processes and conditions (in wastes and EBS)	IN		
2.1.11	Thermal processes and conditions (in wastes and EBS)	IN	S2	Inte relevanta för avfallet i fråga över den tidsperiod analysen spänner
2.1.12	Gas sources and effects (in wastes and EBS)	IN		
2.1.13	Radiation effects (in wastes and EBS)	UT	S1	Inte relevant för avfallet i fråga, aktiviteten är inte tillräckligt hög
2.1.14	Nuclear criticality	UT	S1	Inte relevant för avfallet i fråga
2.1.15	Extraneous materials	UT	S1	Definition saknas i ISAM FEP List
2.2	**GEOLOGICAL ENVIRONMENT**			
2.2.01	Disturbed zone, host lithology	IN		
2.2.02	Host lithology	IN		
2.2.03	Lithological units, other	UT	S1	Bergets egenskaper i omgivningen utanför Søve bedöms inte vara relevanta för ett ytnära förvar.
2.2.04	Discontinuities, large scale (in geosphere)	IN		
2.2.05	Contaminant transport path characteristics (in geosphere)	IN		
2.2.06	Mechanical processes and conditions (in geosphere)	IN		
2.2.07	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in geosphere)	IN		
2.2.08	Chemical/geochemical processes and conditions (in geosphere)	IN		
2.2.09	Biological/biochemical processes and conditions (in geosphere)	IN		
2.2.10	Thermal processes and conditions (in geosphere)	UT	S2	Inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner
2.2.11	Gas sources and effects (in geosphere)	IN		
2.2.12	Undetected features (in geosphere)	IN		
2.2.13	Geological resources	IN		

Kemakta KONSULT

Tabell E-4. Relevans-screening av FEP i kategori 2.3 och 2.4 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening		Kommentar
2	**DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS**			
2.3	**SURFACE ENVIRONMENT**			
2.3.01	Topography and morphology	IN		
2.3.02	Soil and sediment	IN		
2.3.03	Aquifers and water-bearing features, near surface	IN		
2.3.04	Lakes, rivers, streams and springs	IN		
2.3.05	Coastal features	UT	S1	Inte relevanta då Søve inte är en havskustnära förläggningsplats
2.3.06	Marine features	UT	S1	Inte relevanta då Søve inte är en havskustnära förläggningsplats
2.3.07	Atmosphere	IN		
2.3.08	Vegetation	IN		
2.3.09	Animal populations	IN		
2.3.10	Meteorology	IN		
2.3.11	Hydrological regime and water balance (near surface)	IN		
2.3.12	Erosion and deposition	IN		
2.3.13	Ecological/biological/microbial systems	IN		
2.3.14	Animal/plant intrusion leading to vault/trench disruption	IN		
2.4	**HUMAN BEHAVIOUR**			
2.4.01	Human characteristics (physiology, metabolism)	IN		
2.4.02	Adults, children, infants and other variations	IN		
2.4.03	Diet and fluid intake	IN		
2.4.04	Habits (non-diet-related behaviour)	IN		
2.4.05	Community characteristics	IN		
2.4.06	Food and water processing and preparation	IN		
2.4.07	Dwellings	IN		
2.4.08	Wild and natural land and water use	IN		
2.4.09	Rural and agricultural land and water use (incl. fisheries)	IN		
2.4.10	Urban and industrial land and water use	IN		
2.4.11	Leisure and other uses of environment	IN		

Tabell E-5. Relevans-screening av FEP i kategori 3.1, 3.2 och 3.3 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening		Kommentar
3	**RADIONUCLIDE/CONTAMINANT FACTORS**			
3.1	**CONTAMINANT CHARACTERISTICS**			
3.1.01	Radioactive decay and in-growth	IN		
3.1.02	Chemical/organic toxin stability	UT	S2	Kemotoxicitet beaktas inte i säkerhetsanalysen
3.1.03	Inorganic solids/solutes	IN		
3.1.04	Volatiles and potential for volatility	UT	S1	Flyktiga ämnen är inte relevant för avfallet i fråga eller för förvarskonceptet
3.1.05	Organics and potential for organic forms	UT	S2	Inte relevant för avfallet i fråga
3.1.06	Noble gases	IN		
3.2	**CONTAMINANT RELEASE/MIGRATION FACTORS**			
3.2.01	Dissolution, precipitation and crystallisation, contaminant	IN		
3.2.02	Speciation and solubility, contaminant	IN		
3.2.03	Sorption/desorption processes, contaminant	IN		
3.2.04	Colloids, contaminant interactions and transport with	IN		
3.2.05	Chemical/complexing agents, effects on contaminant speciation/transport	IN		
3.2.06	Microbial/biological/plant-mediated processes, contaminant	IN		
3.2.07	Water-mediated transport of contaminants	IN		
3.2.08	Solid-mediated transport of contaminants	IN		
3.2.09	Gas-mediated transport of contaminants	IN		
3.2.10	Atmospheric transport of contaminants	IN		
3.2.11	Animal, plant and microbe mediated transport of contaminants	IN		
3.2.12	Human-action-mediated transport of contaminants	IN		
3.2.13	Food chains, uptake of contaminants in	IN		
3.3	**EXPOSURE FACTORS**			
3.3.01	Drinking water, foodstuffs and drugs, contaminant concentrations in	IN		
3.3.02	Environmental media, contaminant concentrations in	IN		
3.3.03	Non-food products, contaminant concentrations in	IN		
3.3.04	Exposure modes	IN		
3.3.05	Dosimetry	IN		
3.3.06	Radiological toxicity/effects	IN		
3.3.07	Non-radiological toxicity/effects	UT	S2	Kemotoxicitet beaktas inte i säkerhetsanalysen
3.3.08	Radon and radon daughter exposure	IN		

Kemakta KONSULT

E2. ”Signifikans-screening”

För de FEP som inte screenas ut i steg 1 görs en genomgång där det bedöms om en FEP kan anses ha liten betydelse för säkerheten efter förslutning. Om en FEP anses ha en liten betydelse för säkerheten efter förslutning så sorteras den ut i detta steg. Motiveringar till att screena ut en FEP i detta steg är exempelvis att:

- en FEP har låg sannolikhet att inträffa under analysens tidsperiod;
- en FEP anses inte signifikant kunna påverka säkerheten efter förslutning med hänsyn taget till valt förvarskoncept, analysens tidsperiod, eller avfallets potentiella farlighet/strålningsrisk. Ibland kan detta motiveras genom att det finns andra FEP som samtidigt agerar i systemet som har en klart högre påverkan på säkerheten efter förslutning.

Tabell E-6. Signifikans-screening av de i relevans-screeningen in-screenade FEP i kategori 1.1, 1.2 och 1.3 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening	Kommentar
1	**EXTERNAL FACTORS**		
1.1	**REPOSITORY ISSUES**		
1.1.01	Site investigation	IN	
1.1.02	Design, repository	IN	
1.1.03	Construction, repository	IN	
1.1.04	Emplacement of wastes and backfilling	IN	
1.1.05	Closure, repository	IN	
1.1.06	Records and markers, repository	IN	
1.1.07	Waste allocation	UT	I vilken ordning, eller på vilken plats, slagg och vaskerijord deponeras i sarkofagen bedöms inte ha signifikant påverkan på säkerheten efter förslutning
1.1.08	Quality control	IN	
1.1.09	Schedule and planning	IN	
1.1.10	Administrative control, repository site	IN	
1.1.12	Accidents and unplanned events	IN	
1.2	**GEOLOGICAL PROCESSES AND EFFECTS**		
1.2.03	Seismicity	UT	Det antas att sannolikheten är väldigt låg att en jordbävning tillräckligt stor att skada förvaret kommer inträffa under analysperioden.
1.2.07	Erosion and sedimentation	IN	
1.2.10	Hydrological/hydrogeological response to geological changes	UT	Dessa processer är inte relevanta över den tidsperiod analysen spänner, om inte en stor jordbävning inträffar, vilket är osannolikt
1.3	**CLIMATIC PROCESSES AND EFFECTS**		
1.3.01	Climate change, global	UT	Analysperioden spänner 5000 år, globala klimatförändringar under den tiden bedöms inte signifikant påverka säkerheten
1.3.02	Climate change, regional and local	IN	
1.3.03	Sea level change	UT	Analysperioden spänner 5000 år, havsnivåförändring pga. klimatförändringar under den tiden bedöms inte signifikant påverka säkerheten
1.3.07	Hydrological/hydrogeological response to climate changes	IN	
1.3.08	Ecological response to climate changes	IN	
1.3.09	Human response to climate changes	IN	

Tabell E-7. Signifikans-screening av de i relevans-screeningen in-screenade FEP i kategori 1.4 och 2.1 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening	Kommentar
1	**EXTERNAL FACTORS**		
1.4	**FUTURE HUMAN ACTIONS**		
1.4.01	Human influences on climate	IN	
1.4.02	Motivation and knowledge issues (inadvertent human actions)	IN	
1.4.03	Drilling activities (human intrusion)	IN	
1.4.04	Mining and other underground activities (human intrusion)	IN	
1.4.05	Un-intrusive site investigation	IN	
1.4.06	Surface excavations	IN	
1.4.07	Pollution	IN	
1.4.08	Site Development	IN	
1.4.09	Archaeology	IN	
1.4.10	Water management (wells, reservoirs, dams)	IN	
1.4.11	Social and institutional developments	IN	
1.4.12	Technological developments	IN	
1.4.14	Explosions and crashes	IN	
2	**DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS**		
2.1	**WASTES AND ENGINEERED FEATURES**		
2.1.01	Inventory, radionuclide and other material	IN	
2.1.02	Waste form materials, characteristics and degradation processes	IN	
2.1.05	Engineered barriers system, characteristics and degradation processes	IN	
2.1.07	Mechanical processes and conditions (in wastes and EBS)	IN	
2.1.08	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in wastes and EBS)	IN	
2.1.09	Chemical/geochemical processes and conditions (in wastes and EBS)	IN	
2.1.10	Biological/biochemical processes and conditions (in wastes and EBS)	UT	Dessa processer bedöms inte vara signifikanta för säkerhet efter förslutning, beaktat avfallets och förvarets beskaffenhet
2.1.12	Gas sources and effects (in wastes and EBS)	UT	Den radongas som genereras i avfallet bedöms vara så liten, och sprids snabbt i atmosfären, för att inte signifikant påverka säkerheten efter förslutning

Kemakta KONSULT

Tabell E-8. Signifikans-screening av de i relevans-screeningen in-screenade FEP i kategori 2.2 och 2.3 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening	Kommentar
2	**DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS**		
2.2	**GEOLOGICAL ENVIRONMENT**		
2.2.01	Disturbed zone, host lithology	IN	
2.2.02	Host lithology	IN	
2.2.04	Discontinuities, large scale (in geosphere)	IN	
2.2.05	Contaminant transport path characteristics (in geosphere)	IN	
2.2.06	Mechanical processes and conditions (in geosphere)	UT	Dessa processer bedöms inte vara signifikanta för säkerhet efter förslutning, beaktat att förvaret ligger ytnära och att tidsperiod analysen spänner är begränsad till 5000 år
2.2.07	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in geosphere)	IN	
2.2.08	Chemical/geochemical processes and conditions (in geosphere)	IN	
2.2.09	Biological/biochemical processes and conditions (in geosphere)	UT	Dessa processer bedöms inte vara signifikanta för säkerheten efter förslutning, beaktat bergets beskaffenhet
2.2.10	Thermal processes and conditions (in geosphere)	UT	Den radongas som genereras i avfallet bedöms vara så liten, och sprids snabbt i atmosfären, för att inte signifikant påverka säkerheten efter förslutning
2.2.11	Gas sources and effects (in geosphere)	UT	Eventuella oupptäckta egenskaper i berget bedöms vara mindre signifikanta än de som redan finns (dvs existerande gruvgångar)
2.2.13	Geological resources	IN	
2.3	**SURFACE ENVIRONMENT**		
2.3.01	Topography and morphology	IN	
2.3.02	Soil and sediment	IN	
2.3.03	Aquifers and water-bearing features, near surface	IN	
2.3.04	Lakes, rivers, streams and springs	IN	
2.3.07	Atmosphere	IN	
2.3.08	Vegetation	IN	
2.3.09	Animal populations	IN	
2.3.10	Meteorology	IN	
2.3.11	Hydrological regime and water balance (near surface)	IN	
2.3.12	Erosion and deposition	IN	
2.3.13	Ecological/biological/microbial systems	UT	Bedöms att inte vara signifikant för säkerheten efter förslutning, beaktande av avfallets potentiella farlighet/strålningsrisk
2.3.14	Animal/plant intrusion leading to vault/trench disruption	IN	

Tabell E-9. Signifikans-screening av de i relevans-screeningen in-screenade FEP i kategori 2.4 och 3.1 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening	Kommentar
2	**DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS**		
2.4	**HUMAN BEHAVIOUR**		
2.4.01	Human characteristics (physiology, metabolism)	IN	
2.4.02	Adults, children, infants and other variations	IN	
2.4.03	Diet and fluid intake	IN	
2.4.04	Habits (non-diet-related behaviour)	IN	
2.4.05	Community characteristics	IN	
2.4.06	Food and water processing and preparation	UT	Dessa processer tas, konservativt, inte hänsyn till. Det är inte möjligt att förutse framtida människors beteende under analysperioden på 5000 år.
2.4.07	Dwellings	UT	Exponering inomhus beaktas inte, den bedöms att vara lägre än exponering utomhus
2.4.08	Wild and natural land and water use	IN	
2.4.09	Rural and agricultural land and water use (incl. fisheries)	IN	
2.4.10	Urban and industrial land and water use	IN	
2.4.11	Leisure and other uses of environment	UT	Exponering vid fritidsaktiviteter beaktas inte, exponerade grupper baserade på att använda vatten från, eller bo vid, platsen bedöms vara mer konservativt
3	**RADIONUCLIDE/CONTAMINANT FACTORS**		
3.1	**CONTAMINANT CHARACTERISTICS**		
3.1.01	Radioactive decay and in-growth	IN	
3.1.03	Inorganic solids/solutes	IN	
3.1.06	Noble gases	UT	Den radongas som genereras i avfallet bedöms vara så liten, och sprids snabbt i atmosfären, för att inte signifikant påverka säkerhet efter förslutning

Kemakta KONSULT

Tabell E-10. Signifikans-screening av de i relevans-screeningen in-screenade FEP i kategori 3.2 och 3.3 i ISAM FEP-listan. De kriterier som sorterats ut från listan markeras UT och de som bedöms vara relevanta markeras IN.

ISAM FEP		Screening	Kommentar
3	**RADIONUCLIDE/CONTAMINANT FACTORS**		
3.2	**CONTAMINANT RELEASE/MIGRATION FACTORS**		
3.2.01	Dissolution, precipitation and crystallisation, contaminant	IN	
3.2.02	Speciation and solubility, contaminant	IN	
3.2.03	Sorption/desorption processes, contaminant	IN	
3.2.04	Colloids, contaminant interactions and transport with	UT	Bedöms att inte vara signifikant för säkerheten efter förslutning, beaktande av förvarskonceptet och avfallets potentiella farlighet/strålningsrisk
3.2.05	Chemical/complexing agents, effects on contaminant speciation/transport	UT	
3.2.06	Microbial/biological/plant-mediated processes, contaminant	UT	
3.2.07	Water-mediated transport of contaminants	IN	
3.2.08	Solid-mediated transport of contaminants	IN	
3.2.09	Gas-mediated transport of contaminants	UT	Exponering inomhus beaktas inte, den bedöms att vara lägre än exponering utomhus
3.2.10	Atmospheric transport of contaminants	IN	
3.2.11	Animal, plant and microbe mediated transport of contaminants	IN	
3.2.12	Human-action-mediated transport of contaminants	IN	
3.2.13	Food chains, uptake of contaminants in	IN	
3.3	**EXPOSURE FACTORS**		
3.3.01	Drinking water, foodstuffs and drugs, contaminant concentrations in	IN	
3.3.02	Environmental media, contaminant concentrations in	IN	
3.3.03	Non-food products, contaminant concentrations in	IN	
3.3.04	Exposure modes	IN	
3.3.05	Dosimetry	IN	
3.3.06	Radiological toxicity/effects	IN	
3.3.08	Radon and radon daughter exposure	UT	Den radongas som genereras i avfallet bedöms vara så liten, och sprids snabbt i atmosfären, för att inte signifikant påverka säkerhet efter förslutning

Kemakta KONSULT

E3. Hantering av FEP i analysen

Nedan följer tabeller över hur resterande FEP hanteras i säkerhetsanalysen.

E3.1. Hantering av FEP relaterade till initialtillståndet

Tabell E-11. ISAM FEP relaterade till initialtillståndet och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
1.1.01	Site investigation	Resultat från platsundersökningar är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och därmed ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
1.1.02	Design, repository	Designen av förvaret är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
1.1.03	Construction, repository	I analysen av säkerheten efter förslutning antas att konstruktion, deponering och förslutning har implementerats enligt design (FEP 1.1.02), och inga signifikanta defekter i sarkofagen eller andra barriärer missats i kvalitetskontrollen.
1.1.04	Emplacement of wastes and backfilling	
1.1.05	Closure, repository	
1.1.08	Quality control	
1.1.09	Schedule and planning	
1.1.10	Administrative control, repository site	
1.1.12	Accidents and unplanned events	
2.1.01	Inventory, radionuclide and other material	Mängden avfall och dess radionuklid i förvaret är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
2.1.02	Waste form materials, characteristics and degradation processes	Avfallets egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (*avfallets lakbarhet*)
2.1.05	Engineered barriers system, characteristics and degradation processes	Barriärernas egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (*förvarets skyddsförmåga*) och i ett alternativt scenario (*stor spricka*)
2.2.02	Host lithology	Bergets egenskaper i förvarets närhet är data som används för att beskriva initialtillståndet. Nedtransport av radionuklider i berget under sarkofagen är inkluderat i ett alternativt scenario (*nedträngning i fjället*)
2.2.05	Contaminant transport path characteristics (in geosphere)	
2.2.07	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in geosphere)	
2.2.08	Chemical/geochemical processes and conditions (in geosphere)	
2.3.01	Topography and morphology	Den lokala topografin och morfologin är viktig information, då den påverkar lokala ytnära vattenflöden
2.3.02	Soil and sediment	Egenskaper hos jorden nedströms förvaret är viktig information för att välja parametervärden i beräkningarna av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (*sorptionsegenskaper i lösmassorna*)
2.3.03	Aquifers and water-bearing features, near surface	Eventuella akviferer eller andra strukturer relevanta för lokala ytnära vattenflöden är viktiga att beskriva i initialtillståndet
2.3.04	Lakes, rivers, streams and springs	Sjöar och vattendrag relevanta för lokala ytnära vattenflöden och/eller för att identifiera exponeringsvägar är viktiga att beskriva i initialtillståndet, och dess egenskaper är nyckelinformation för att beräkna doskonsekvenser.

Kemakta KONSULT

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
2.3.10	Meteorology	Nuvarande årlig nederbörd behövs i beräkningarna av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (*klimatrelaterade parametrar*)
2.3.11	Hydrological regime and water balance (near surface)	Beskrivning av dagens ytnära vattenflöden i närheten av förvaret är viktigt för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (*klimatrelaterade parametrar*)
2.4.04	Habits (non-diet-related behaviour)	Beskrivning av dagens levnadsvanor i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Fiske i Norsjø är inkluderat i referensscenariot, odling av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (*boende vid platsen*)
2.4.05	Community characteristics	Dagens demografi i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Boende i närheten av Norsjø baserat på dagens situation är inkluderat i referensscenariot, ett mer hypotetiskt framtida boende vid platsen är inkluderat i ett alternativt scenario (*boende vid platsen*)
2.4.08	Wild and natural land and water use	Beskrivning av hur naturresurser, som sötvatten, idag används i regionen används för att identifiera exponeringsvägar. Norsjø som dricksvattenkälla är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot
2.4.09	Rural and agricultural land and water use (incl. fisheries)	Beskrivning av hur land och vatten brukas i regionen. Intag av fiske från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (*boende vid platsen*)

E3.2. Hantering av FEP relaterade till referensscenariot

Tabell E-12. ISAM FEP (external factors) relaterade till referensscenariot och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
1	EXTERNAL FACTORS	
1.1	REPOSITORY ISSUES	
1.1.01	Site investigation	Resultat från platsundersökningar är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och därmed ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
1.1.02	Design, repository	Designen av förvaret är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
1.1.03	Construction, repository	I analysen av säkerhet efter förslutning antas att konstruktion, deponering och förslutning har implementerats enligt design (FEP 1.1.02), och inga signifikanta defekter i sarkofagen eller andra barriärer missats i kvalitetskontrollen
1.1.04	Emplacement of wastes and backfilling	
1.1.05	Closure, repository	
1.1.08	Quality control	
1.1.09	Schedule and planning	
1.1.10	Administrative control, repository site	
1.1.12	Accidents and unplanned events	
1.3	CLIMATIC PROCESSES AND EFFECTS	
1.3.02	Climate change, regional and local	I referensfallet i referensscenariot antas dagens klimat i analysen. Potentiell påverkan av framtida klimatförändringar på hydrologin analyseras i ett variationsfall inom referensscenariot
1.3.07	Hydrological/hydrogeological response to climate changes	
1.3.08	Ecological response to climate changes	Beräkning av dos till biota är med i analysen. Konservatismen i resultaten antas täcka in eventuella framtida förändringar i vilka djur och växter som potentiellt blir exponerade

Tabell E-13. ISAM FEP (disposal system domain: environmental factors) relaterade till referensscenariot och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
2	DISPOSAL SYSTEM DOMAIN: ENVIRONMENTAL FACTORS	
2.1	WASTES AND ENGINEERED FEATURES	
2.1.01	Inventory, radionuclide and other material	Mängden avfall i förvaret och dess radionuklidinnehåll är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser
2.1.02	Waste form materials, characteristics and degradation processes	Avfallets egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (avfallets lakbarhet)
2.1.05	Engineered barriers system, characteristics and degradation processes	Barriärernas egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (förvarets skyddsförmåga) och i ett alternativt scenario (stor spricka)
2.1.08	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in wastes and EBS)	Avfallets och barriärernas hydrologiska egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av radionuklidtransport. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre och tidigare vattenflöde genom förvaret) och i det alternativa scenariot (stor spricka)
2.1.09	Chemical/geochemical processes and conditions (in wastes and EBS)	Avfallets och barriärernas kemiska egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av radionuklidtransport. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre lakning).
2.2	GEOLOGICAL ENVIRONMENT	
2.2.02	Host lithology	Bergets egenskaper i förvarets närhet är data som används för att beskriva initialtillståndet. Nedtransport av radionuklider i berget under sarkofagen (och vidare till sjön) är inkluderat i ett alternativt scenario (nedträngning i fjället)
2.2.04	Discontinuities, large scale (in geosphere)	
2.2.05	Contaminant transport path characteristics (in geosphere)	
2.2.07	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in geosphere)	
2.2.08	Chemical/geochemical processes and conditions (in geosphere)	

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
2.3	SURFACE ENVIRONMENT	
2.3.01	Topography and morphology	Den lokala topografin och morfologin är viktig information i initialtillståndet, då den påverkar lokala ytnära vattenflöden
2.3.02	Soil and sediment	Egenskaper hos jorden nedströms förvaret är viktig information i valet av parametervärden för beräkningarna av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (sorptionsegenskaper i lösmassorna)
2.3.03	Aquifers and water-bearing features, near surface	Eventuella akviferer eller andra strukturer relevanta för lokala ytnära vattenflöden är viktiga att beskriva i initialtillståndet
2.3.04	Lakes, rivers, streams and springs	Sjöar och vattendrag relevanta för lokala ytnära vattenflöden och/eller för att identifiera exponeringsvägar är viktiga att beskriva i initialtillståndet, och dess egenskaper är nyckelinformation för att beräkna doskonsekvenser.
2.3.08	Vegetation	Växter tar upp radionuklider och utgör en exponerad grupp (dosrat till biota), vilket är inkluderat i referensscenariot. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i ett alternativt scenario

Kemakta KONSULT

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
		(boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
2.3.09	Animal populations	Det är inkluderat att djur tar upp radionuklider och utgör en exponerad grupp (dosrat till biota) och att intag av djur utgör en exponeringsväg för dos till människor.
2.3.10	Meteorology	Årlig nederbörd behövs i beräkningarna av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (klimatrelaterade parametrar)
2.3.11	Hydrological regime and water balance (near surface)	Beskrivning av dagens ytnära vattenflöden i närheten av förvaret är viktigt för att beskriva initialtillståndet och ger antaganden och parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i ett variationsfall inom referensscenariot (klimatrelaterade parametrar)
2.3.14	Animal/plant intrusion leading to vault/trench disruption	I referensscenariot är det inkluderat att täckduken på sarkofagen tappat sin funktion, denna FEP kan bidra till detta
2.4	HUMAN BEHAVIOUR	
2.4.01	Human characteristics (physiology, metabolism)	Implicit inkluderat via användande av doskoefficienter
2.4.02	Adults, children, infants and other variations	Doser till vuxna är inkluderat
2.4.03	Diet and fluid intake	Nyckeldata i beräkningarna av dos, intag av vatten och fisk från Norsjø är inkluderat i referensscenariot, intag av odlade grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.04	Habits (non-diet-related behaviour)	Beskrivning av dagens levnadsvanor i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Fiske i Norsjø är inkluderat i referensscenariot, odling av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.05	Community characteristics	Dagens demografi i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Boende i närheten av Norsjø baserat på dagens situation är inkluderat i referensscenariot, ett mer hypotetiskt framtida boende vid platsen är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.08	Wild and natural land and water use	Beskrivning av hur naturresurser, som sötvatten, nyttjas idag i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Norsjø som dricksvattenkälla är inkluderat i referensscenariot
2.4.09	Rural and agricultural land and water use (incl. fisheries)	Beskrivning av hur land brukas i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Intag av fisk från Norsjö är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)

Tabell E-14. ISAM FEP (radionuclde/contaminant factors) relaterade till referensscenariot och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
3	RADIONUCLIDE/CONTAMINANT FACTORS	
3.1	CONTAMINANT CHARACTERISTICS	
3.1.01	Radioactive decay and in-growth	Radioaktivt sönderfall är en nyckelprocess i beräkningarna av radionuklidtransport och dos
3.1.03	Inorganic solids/solutes	Avfallets kemiska egenskaper är nyckeldata i beräkningarna av radionuklidtransport
3.2	CONTAMINANT RELEASE/MIGRATION FACTORS	
3.2.01	Dissolution, precipitation and crystallisation, contaminant	Nyckelprocesser, speciellt lakning, i beräkningarna av radionuklidtransport i förvaret. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre lakning) och i ett alternativt scenario (extremhändelse)
3.2.02	Speciation and solubility, contaminant	Nyckeldata, speciellt lakbarhet, i beräkningarna av radionuklidtransport i förvaret. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre lakning) och i ett alternativt scenario (extremhändelse)

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
3.2.03	Sorption/desorption processes, contaminant	Nyckelprocesser/data (sorption, Kd-värden) i beräkningarna av radionuklidtransport
3.2.07	Water-mediated transport of contaminants	Nyckelprocess (transport med vatten) i beräkningarna av radionuklidtransport
3.2.11	Animal, plant and microbe mediated transport of contaminants	Upptag av växter är inkluderat i beräkningarna av radionuklidtransport. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.2.13	Food chains, uptake of contaminants in	Inkluderat i alla scenarier som har intag av föda som exponeringsväg, intag av fisk från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot och intag av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
3.3	EXPOSURE FACTORS	
3.3.01	Drinking water, foodstuffs and drugs, contaminant concentrations in	Inkluderat i alla scenarier som har intag av föda eller vatten som exponeringsväg, intag av dricksvatten fisk från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av dricksvatten från brunn och odlade grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen), och intag av odlade grödor är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.3.02	Environmental media, contaminant concentrations in	Inkluderat i referensscenariot för beräkning av dosrat till biota, och inkluderat i alternativa scenarier som har inhalation av damm i luften som exponeringsväg (boende vid platsen), samt i scenarierna för oavsiktligt mänskligt intrång.
3.3.04	Exposure modes	Inkluderat i alla scenarier i valet av exponeringsvägar
3.3.05	Dosimetry	Inkluderat i beräkningarna via användande av doskoefficienter och dosfaktorer
3.3.06	Radiological toxicity/effects	Inkluderat i beräkningarna via användande av doskoefficienter och dosfaktorer

E3.3. Hantering av FEP relaterade till alternativa scenarier

Tabell E-15. ISAM FEP relaterade till alternativa scenariot "nedträngning i fjället" och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
2.2.01	Disturbed zone, host lithology	Nedtransport av radionuklider i berget under sarkofagen (och vidare till sjön) är inkluderat i ett variationsfall inom referensscenariot (transport av vatten till Norsjö via fjället)
2.2.02	Host lithology	Bergets egenskaper i förvarets närhet är data som används för att beskriva initialtillståndet. Nedtransport av radionuklider i berget under sarkofagen (och vidare till sjön) är inkluderat i ett variationsfall inom referensscenariot (transport av vatten till Norsjö via fjället)
2.2.04	Discontinuities, large scale (in geosphere)	
2.2.05	Contaminant transport path characteristics (in geosphere)	
2.2.07	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in geosphere)	
2.2.08	Chemical/geochemical processes and conditions (in geosphere)	

Kemakta KONSULT

Tabell E-16. ISAM FEP relaterade till alternativa scenariot ”stor spricka” och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
1.4.04	Mining and other underground activities (human intrusion)	Att framtida gruvdrift potentiellt kan leda till påverkan på sarkofagens skyddsförmåga, tex sprängning i närheten, är inkluderat i alternativa scenariot ”stor spricka”. Ingår även i underlaget till val av scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång. Några illustrativa mänskliga handlingar väljs för utvärdering, denna FEP genererar inte något scenario för oavsiktligt mänskligt intrång.
2.1.05	Engineered barriers system, characteristics and degradation processes	Barriärernas egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av doskonsekvenser. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (förvarets skyddsförmåga) och i ett alternativt scenario (stor spricka)
2.1.07	Mechanical processes and conditions (in wastes and EBS)	Mekanisk påverkan som leder till en eller flera större sprickor i sarkofagen analyseras i ett alternativt scenario (stor spricka)
2.1.08	Hydraulic/hydrogeological processes and conditions (in wastes and EBS)	Avfallets och barriärernas hydrologiska egenskaper är nyckeldata som används för att beskriva initialtillståndet och ge parametervärden till beräkningar av radionuklidtransport. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre och tidigare vattenflöde genom förvaret) och i det alternativa scenariot (stor spricka)

Tabell E-17. ISAM FEP relaterade till alternativa scenariot ”boende vid platsen” och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
1.3.09	Human response to climate changes	Klimatförändringar kan leda till att regionen kan utnyttjas annorlunda i framtiden, hanteras genom alternativa scenariot ”boende vid platsen” och intrångsscenariot relaterat till anläggningsarbete på platsen
2.3.07	Atmosphere	Atmosfären är inkluderad via exponeringsvägen inhalation av damm i luften i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
2.3.08	Vegetation	Växter tar upp radionuklider och utgör en exponerad grupp (dosrat till biota), vilket är inkluderat i referensscenariot. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
2.4.03	Diet and fluid intake	Nyckeldata i beräkningarna av dos, intag av vatten och fisk från Norsjø är inkluderat i referensscenariot, intag av odlade grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.04	Habits (non-diet-related behaviour)	Beskrivning av dagens levnadsvanor i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Fiske i Norsjø är inkluderat i referensscenariot, odling av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.05	Community characteristics	Dagens demografi i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Boende i närheten av Norsjø baserat på dagens situation är inkluderat i referensscenariot, ett mer hypotetiskt framtida boende vid platsen är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.09	Rural and agricultural land and water use (incl. fisheries)	Beskrivning av hur land brukas i regionen används för att identifiera exponeringsvägar och exponerade grupper. Intag av fisk från Norsjö är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
2.4.10	Urban and industrial land and water use	Uttag av vatten från en brunn nedströms förvaret är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
3.2.10	Atmospheric transport of contaminants	Resuspension av damm är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång.
3.2.11	Animal, plant and microbe mediated	Upptag av växter är inkluderat i beräkningarna av radionuklidtransport. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
	transport of contaminants	ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.2.12	Human-action-mediated transport of contaminants	Vattenuttag från brunn är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen), och att använda avfall som byggmaterial är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (anläggningsarbete).
3.2.13	Food chains, uptake of contaminants in	Inkluderat i alla scenarier som har intag av föda som exponeringsväg, intag av fisk från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot och intag av grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen)
3.3.01	Drinking water, foodstuffs and drugs, contaminant concentrations in	Inkluderat i alla scenarier som har intag av föda eller vatten som exponeringsväg, intag av dricksvatten och fisk från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av dricksvatten från brunn och odlade grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen), och intag av odlade grödor är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.3.02	Environmental media, contaminant concentrations in	Inkluderat i referensscenariot för beräkning av dosrat till biota, och inkluderat i alternativa scenarier som har inhalation av damm i luften som exponeringsväg (boende vid platsen), samt i scenarierna för oavsiktligt mänskligt intrång.

Tabell E-18. ISAM FEP relaterade till alternativa scenariot ”extremhändelse” och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		Hantering i säkerhetsanalysen
1.2.07	Erosion and sedimentation	Inkluderas i ett alternativt scenario där det efter en extremhändelse (som lerskred) pessimistiskt antas att allt avfall glider ner till sjön
2.3.12	Erosion and deposition	
3.2.01	Dissolution, precipitation and crystallisation, contaminant	Nyckelprocesser, speciellt lakning, i beräkningarna av radionuklidtransport i förvaret. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre lakning) och i ett alternativt scenario (extremhändelse)
3.2.02	Speciation and solubility, contaminant	Nyckeldata, speciellt lakbarhet, i beräkningarna av radionuklidtransport i förvaret. Osäkerheter i denna FEP hanteras i variationsfall inom referensscenariot (högre lakning) och i ett alternativt scenario (extremhändelse)
3.2.08	Solid-mediated transport of contaminants	Inkluderas i ett alternativt scenario där det efter en extremhändelse (som lerskred) pessimistiskt antas att allt avfall glider ner till sjön

Kemakta KONSULT

E3.4. Hantering av FEP relaterade till scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång

Tabell E19. ISAM FEP relaterade till scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång och kommentar till hur de hanteras i säkerhetsanalysen.

ISAM FEP		**Hantering i säkerhetsanalysen**
1.1.06	Records and markers, repository	Ingår i scenarier för oavsiktligt intrång. Styr när oavsiktligt intrång tidigast kan ske; så länge kunskapen om förvaret är bevarad antas inget oavsiktligt intrång ske.
1.4.02	Motivation and knowledge issues (inadvertent human actions)	I scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång antas att oavsiktligt intrång endast kan ske efter kunskapen om förvaret gått förlorad.
1.4.08	Site Development	I scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång antas att framtida generationer nyttjar förläggningsplatsen annorlunda mot idag
1.4.11	Social and institutional developments	I scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång antas att framtida samhällen tillåter att förläggningsplatsen nyttjas annorlunda mot idag
1.4.12	Technological developments	I scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång antas att framtida generationer har liknande teknisk utrustning och kunskap som idag
2.3.07	Atmosphere	Atmosfären är inkluderad via exponeringsvägen inhalation av damm i luften i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
2.3.07	Vegetation	Växter tar upp radionuklider och utgör en exponerad grupp (dosrat till biota), vilket är inkluderat i referensscenariot. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.2.10	Atmospheric transport of contaminants	Resuspension av damm är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i scenarier för oavsiktligt mänskligt intrång.
3.2.11	Animal, plant and microbe mediated transport of contaminants	Upptag av växter är inkluderat i beräkningarna av radionuklidtransport. Intag av växter är inkluderat som en exponeringsväg för dos till människor i ett alternativt scenario (boende vid platsen) och i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.2.12	Human-action-mediated transport of contaminants	Vattenuttag från brunn är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen), och att använda avfall som byggmaterial är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (anläggningsarbete).
3.3.01	Drinking water, foodstuffs and drugs, contaminant concentrations in	Inkluderat i alla scenarier som har intag av föda eller vatten som exponeringsväg, intag av dricksvatten och fisk från Norsjø är inkluderat som exponeringsväg i referensscenariot, intag av dricksvatten från brunn och odlade grödor är inkluderat i ett alternativt scenario (boende vid platsen), och intag av odlade grödor är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (boende).
3.3.02	Environmental media, contaminant concentrations in	Inkluderat i referensscenariot för beräkning av dosrat till biota, och inkluderat i alternativa scenarier som har inhalation av damm i luften som exponeringsväg (boende vid platsen), samt i scenarierna för oavsiktligt mänskligt intrång.
3.3.03	Non-food products, contaminant concentrations in	Att använda avfall som byggmaterial är inkluderat i ett scenario för oavsiktligt mänskligt intrång (anläggningsarbete)

Oppdragsgiver: AF Decom AS
Oppdragsnr.: 52407104 Dokumentnr.: INGGEO-01 Revisjon: B01

Norconsult

Ingeniørgeologiske vurderinger - Sarkofag ved Søve gruver

Sammendrag/konklusjon

Norconsult Norge AS er engasjert av AF Decom AS i forbindelse med forprosjektering av en sarkofag for oppbevaring av lav-radioaktivt avfall fra Søve gruver. Sarkofagen skal primært lagre slaggklumper fra ferro-niobproduksjonen på 50- og 60-tallet. Utførte grunnundersøkelser indikerer varierende løsmassemektighet i det aktuelle området. Det ble ikke påvist hulrom eller gruveganger som forventes å kunne påvirke område-stabiliteten negativt. Ved fundamentering må det tas hensyn til naturlig radioaktive bergarter i berggrunnen.

Revisjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
B01	2025-06-20	For kommentar	EiAune	HaK	AksAsk

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult 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.

Oppdragsgiver: AF Decom AS
Oppdragsnr.: 52407104 Dokumentnr.: INGGEO-01 Revisjon: B01

Norconsult

1 Innledning

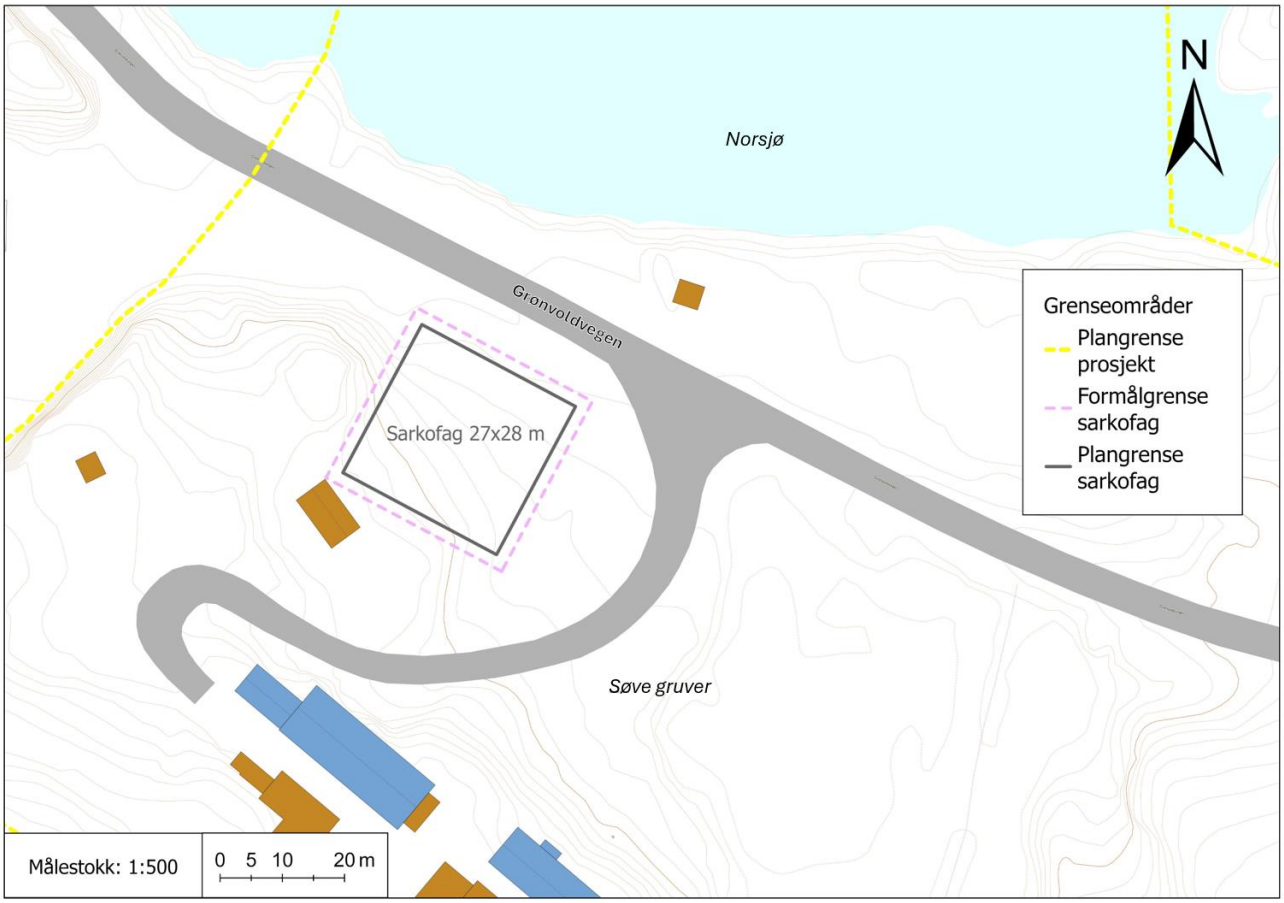
Norconsult Norge AS har blitt engasjert av AF Decom AS i forbindelse med prosjektering av en sarkofag for lagring av lav-radioaktivt avfall fra Søve gruver. Sarkofagen planlegges oppført i et skogsområde mellom Grønvoldvegen i nord og sted for tidligere heistårn i sør. Grunneier er i dag Telemark fylkeskommune.

Det er blitt målt forhøyede strålingsverdier i områder tilknyttet slaggklumper fra produksjonsanlegget og vaskerijord fra oppredningsverket. Sarkofagen skal i hovedsak ta hånd om de radioaktive slaggklumpene som i dag ligger i en haug nedenfor den tidligere smeltehallen. I tillegg vil det bli vurdert om en vil komme i konflikt med naturlig radioaktivt fjell i forbindelse med berguttak.

Analyser av kjerneprøver i området for sarkofag viser at øvre del av stratigrafien består av bergartene fenitt, søvitt og Fe-dolomitt-karbonatitt (FDC), der søvitt og FDC opptrer som årer i fenitt. Av disse bergartene er FDC naturlig radioaktiv på grunn av uran- og thoriumholdige mineraler.

Geotekniske grunnundersøkelser ved fjellkontroll- og kjerneboring utgjør grunnlaget for denne rapporten. Rapporten har i tillegg blitt supplert med relevant informasjon fra tilgjengelige (interne og eksterne) rapporter og åpne kartressurser av interesse for oppdraget.

Tiltaksområdet er vist i Figur 1.



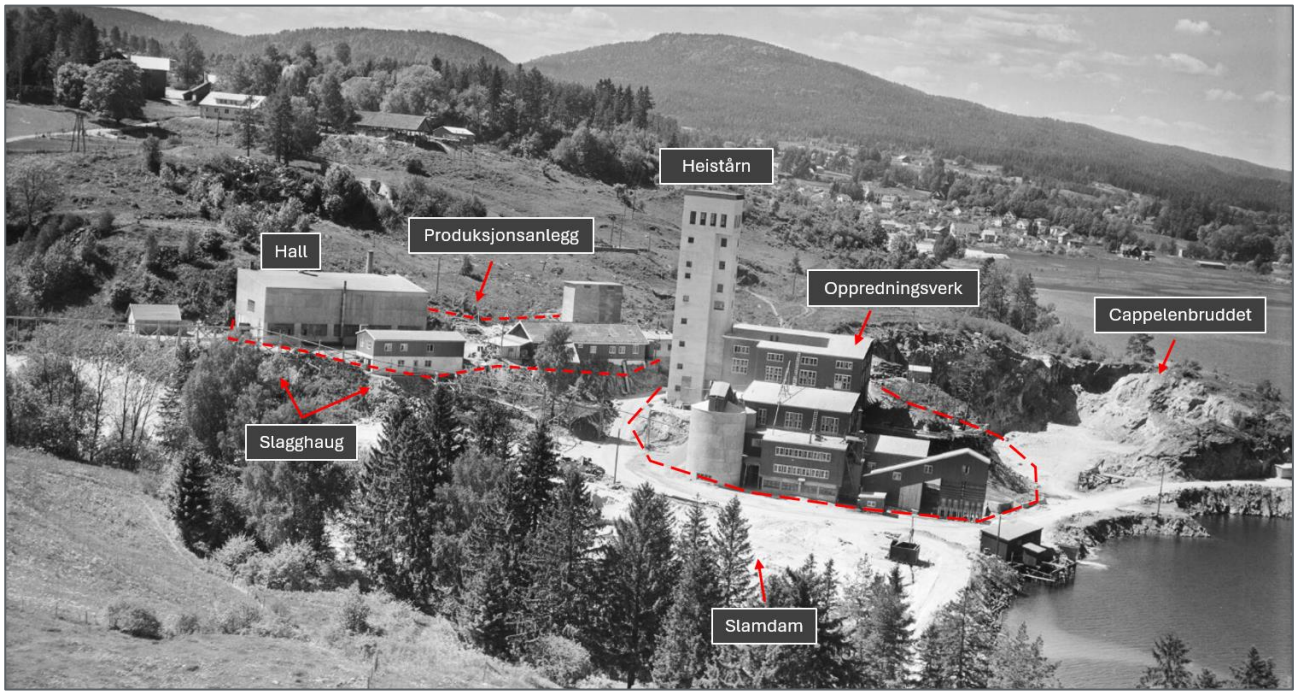
Figur 1. Tiltaksområde med formål- og plangrense for sarkofag. Planområdet til sarkofagen er 27x28 m.

1.1 Historie

I 1951 startet byggingen av Søve gruver i regi av Norsk Bergverk. På terrengoverflaten ble det oppført et produksjonsanlegg med en smeltehall og et laboratoriebygg. I tillegg ble det oppført et oppredningsverk med bygninger for knusing, vasking, flotasjon og separering. En synk med overbygd heistårn knyttet daganlegget til gruvegangene nede i dypet (Figur 2). Gruvedriften ved Søve startet opp i 1953 og pågikk frem til 1965.

Formålet med gruvedriften var i hovedsak utvinning av nioboksid (Nb_2O_5) og produksjon av ferroniob til bruk i metallegeringer. Niob (Nb) opptrer blant annet i bergarten søvitt ved mineralene pyroklor [$(Na,Ca)_2Nb_2O_4(OH,F)$], columbitt-(Fe) [$FeNb_2O_6$] og fersmitt [$(Ca,Ce,Na)(Nb,Ta,Ti)_2(O,OH,F)_6$] [1]. I perioden 1958-1965 ble det deponert mellom 2000 og 3000 m^3 slagg fra ferroniobproduksjonen i en tipp nedenfor produksjonshallen.

I tillegg ble det deponert en del avgangsmasser fra vaskeriet (vaskerijord) på oppredningsområdet og i en dam bestående av kalksteinslam. I prosesseringen gikk en del niob tapt med avgangsmassene.



Figur 2. Søve gruver med anlegninger på 50-tallet. Foto: Widerøe, Nasjonalbiblioteket.

Figur 3 viser flybilder fra årene 1967, 2010, 2015 og 2022. På flybildet fra 1967 kan en se slagghaugen nedenfor produksjonshallen (lys farge). Den lyse fargen i bunnen av slagghaugen er kalkholdige avgangs-masser. I dag finnes kun rester etter produksjonsanlegget, anleggsveien og deponiene. I senere tid har det blant annet blitt oppført en ridehall sørvest for gruveområdet og en avfallsstasjon ved Cappelenbruddet.

Figur 3. Ortofoto (flybilder) av gruveområdet ved Søve (1967-2022). Utklipp fra Norge i bilder.

1.2 Grunnlagsdata

Tiltaksløsningen er å bygge en sarkofag av betong for oppbevaring av lav-radioaktivt avfall. Sarkofagens størrelse vil i stor grad avhenge av mengden radioaktivt avfall fra slagghaugen og vaskerijorda. I tillegg må det vurderes om det skal settes av lagringskapasitet for mulig radioaktiv sprengstein ved fundamentering av sarkofagen. På generell basis er det lite sannsynlig at sprengsteinen vil være mer radioaktiv enn strålingsnivået fra berggrunnen ellers, men dette er i stor grad bestemt av andelen FDC [2].

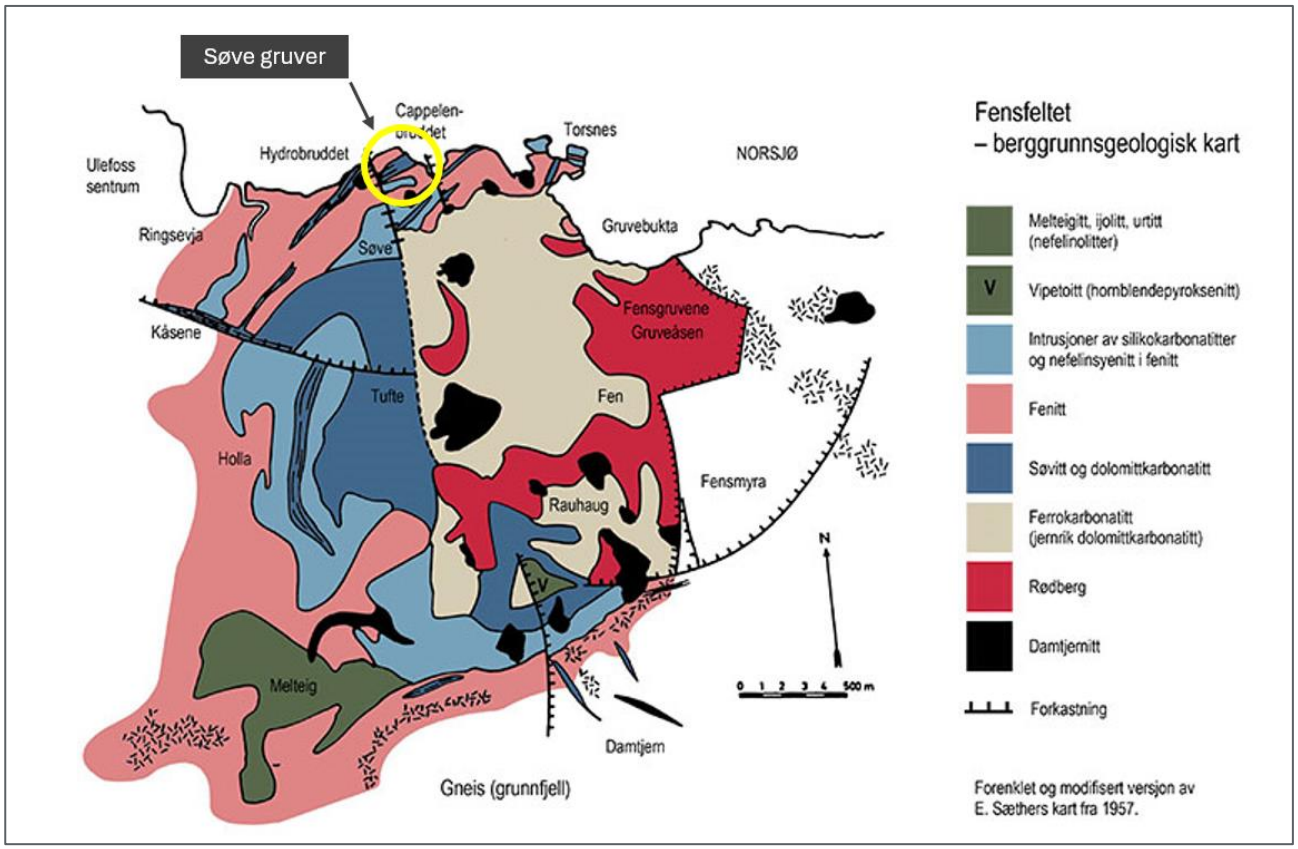
En miljøgeologisk rapport på vegne av Telemark fylkeskommune anslår at det ble produsert mellom 570 og 960 tonn slagg på Søve [1]. Multiconsult AS har på vegne av Institutt for energiteknikk (IFE) beregnet volumet av slagghaugen til 2750 m^3, der i alle fall 2000 m^3 vurderes å være radioaktivt avfall [3]. Norges geotekniske institutt (NGI) har estimert at bare slaggmassene alene utgjør ca. 600 m^3 [4].

IFE har også utført radiologisk kartlegging i prosjektområdet. Undersøkelsene bekrefter at vaskerijorda og slagghaugen har et forhøyet innhold av naturlig thorium og uran [5]. Det er store variasjoner i målingene [6].

NGI har undersøkt stratigrafien til slagghaugen. Undersøkelsene viser at slagghaugen hviler på avgangsmasser i sålen. Under byggingen av produksjonshallen ble den naturlige skråningen fylt med sprengstein. Slaggklumper fra ferroniobproduksjonen ble deretter deponert oppå sprengsteinen. Etter gruvedriften har slagget blitt dekket til med avgangsmasser. I dag utgjør søppel og hageavfall toppdekket i slagghaugen [4].

2 Regional geologi og prosjektgeologi

Søve gruver ligger helt nord i Fensfeltet – en geologisk provins kjent for høye forekomster av sjeldne jordartsmetaller. Berggrunnen domineres av kalkspat- og silikat-karbonatitter. En karbonatitt er en krystallisert kalksteinbergart med opphav i et karbonatmagma (karbonatsmelter) dypt nede i mantelen. Smeltene intruderte jordskorpa og krystalliserte (størknet) i ganger nær overflaten. Den gang lå det på overflaten en vulkan som senere kollapset til en kaldera. Kalderaen har senere blitt erodert ned til et peneplan.



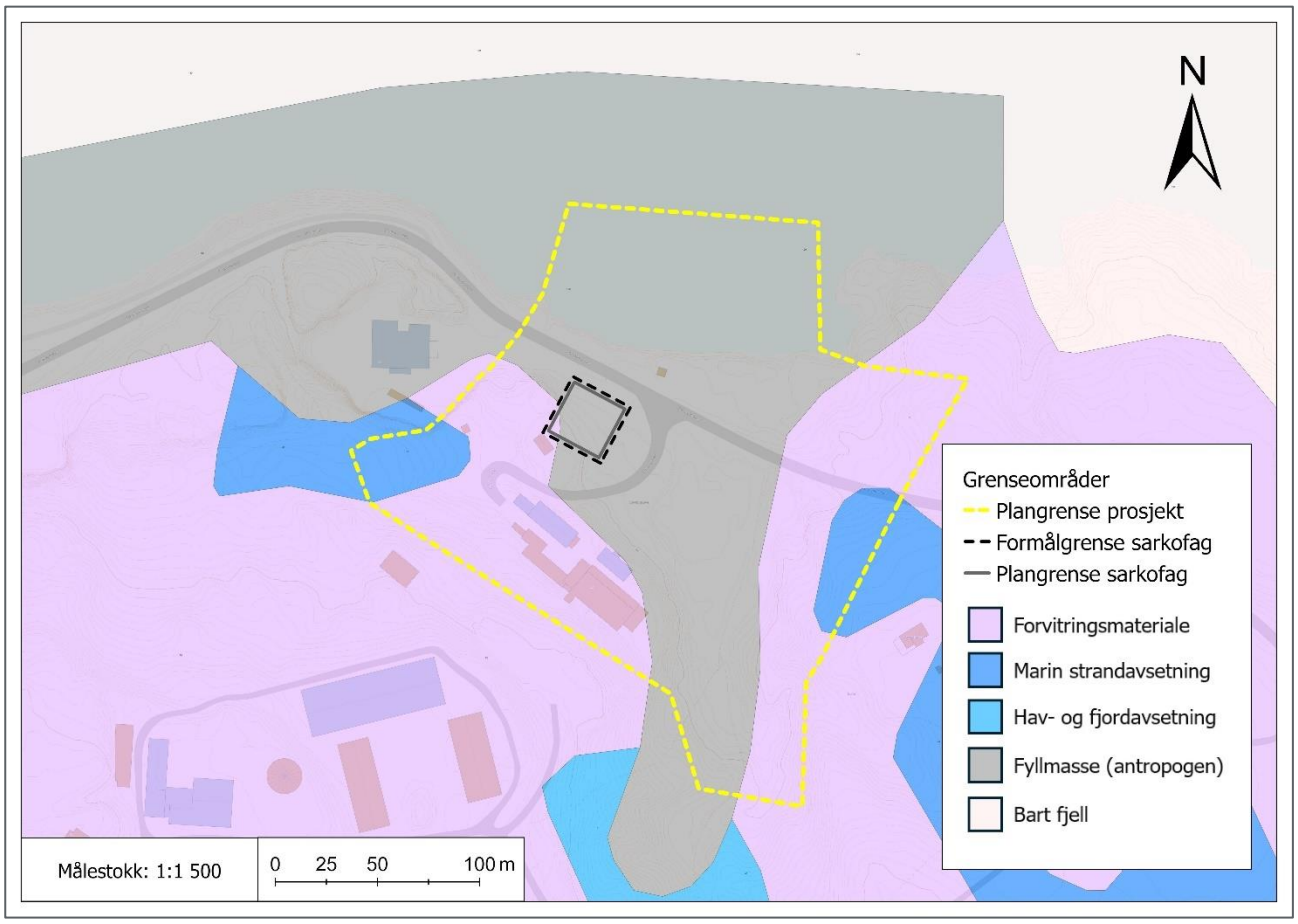
Figur 4. Berggrunnskart over Fensfeltet. Hentet fra Geo365.no.

Ved Søve gruver består berggrunnen primært av søvitt og fenitt (Figur 4). Søvitt er en magmatisk karbonatbergart kjennetegnet ved sin høye andel niob (Nb). Den inneholder også mindre mengder flogopitt og apatitt. Søvitt utgjør ganger i en bergmasse som ellers består av fenitt. Fenitt er en finkornet magmatisk bergart dannet under metasomatose av granittisk gneis. Bergarten omtales gjerne som en syenittisk gneis.

Av løsmasser finnes forvitringsmaterialer og soner med hav-, fjord- og strandavsetninger. Tykkelsen på løsmasselagene varierer lokalt, men opptrer i hovedsak som sammenhengende dekker oppå fast fjell. Hav- og fjordavsetningene er stedvis mektige. Figur 5 viser en grov fordeling av løsmasser hentet fra NGUs digitale kartløsning. Forvitringsmaterialet er stedvis overlagret av vaskerijord fra gruvedriften. I dalsøkket finnes fyllmasser av antropogent materiale fra det som tidligere var en gruvedam med kalksteinslam [1].

Fordelingen av løsmasser vil stedvis kunne avvike fra anvisningen. NGUs løsmassekart anviser bare øverste lag med løsmasser. Det kan flere steder finnes andre løsmassetyper lenger ned i lagpakken enn anvist på

kart. Fyllmasser ligger helt sikkert oppå andre løsmasser, som for eksempel marine sedimenter. På NGUs digitale kartløsning er det blant annet registrert hav- og fjordavsetninger i området med forvitringsmateriale.



Figur 5. Kart med NGUs anvisning over aktuelle løsmasstyper ved Søve gruver.

I henhold til NVEs temakart for kvikkleireskredfare ligger Søve gruver under marin grense (MG) og innenfor mulige aktsomhetsområder for kvikkleireskred. Det er påvist kvikkleiresoner med middels til høy faregrad ca. 4-10 km sørøst (i luftlinje) for prosjektområdet. I de nevnte sonene har NGU anvist marine strandavsetninger. Tilsvarende marine strandavsetninger opptrer ved Søve gruver, og kvikkleire kan derfor ikke utelukkes helt.

I henhold til temakart for snøskred ligger prosjektområdet utenfor aktsomhetsområdet for sikkerhetsklasse 3 (S3). Det samme gjelder for sikkerhetsklasse 2 (S2). Snøskred er derfor ikke en relevant problemstilling.

Jordskred er heller ikke en aktuell skredmekanisme i prosjektområdet.

3 Utførte undersøkelser

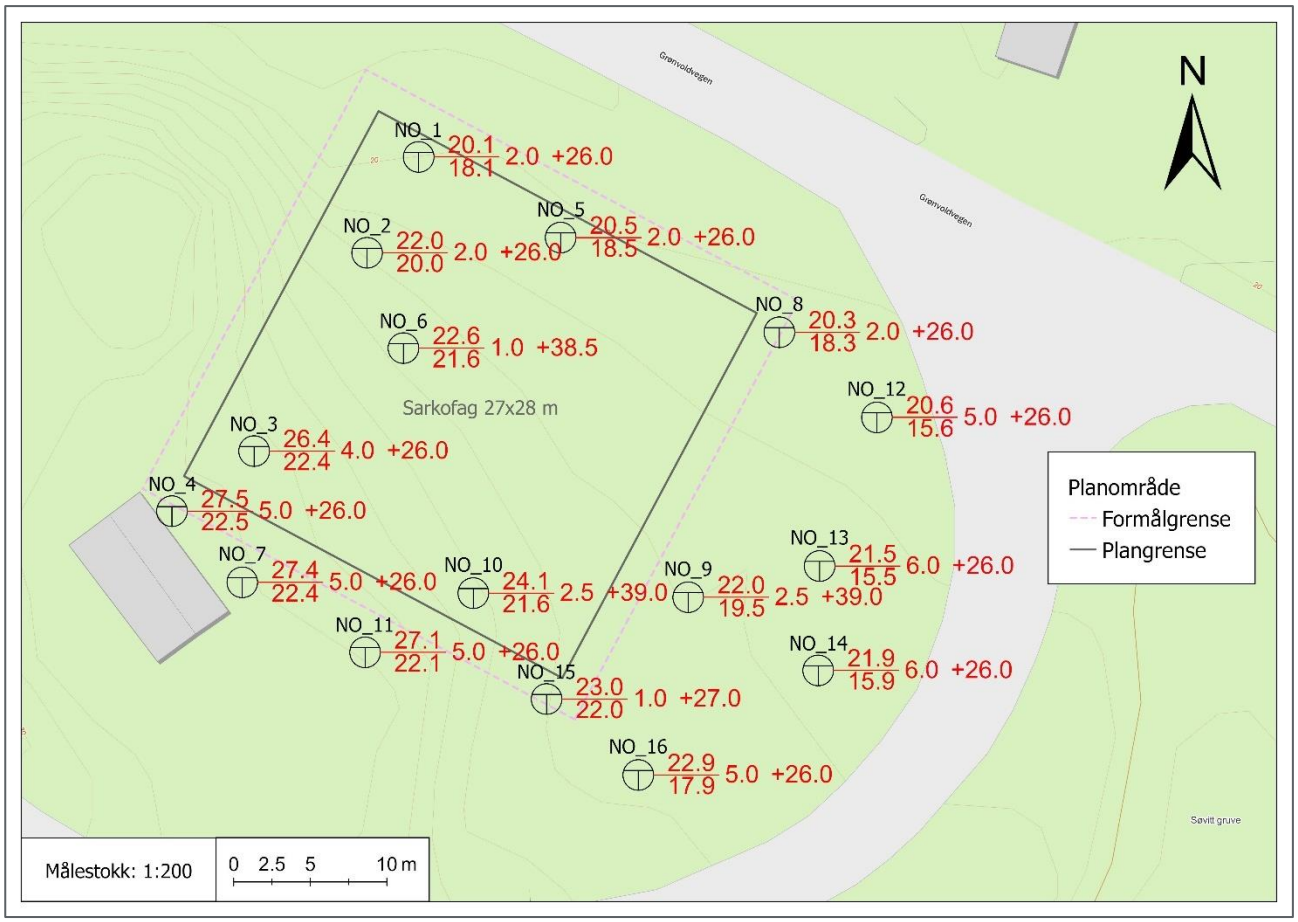
AF Decom AS har utført geotekniske grunnundersøkelser i det aktuelle området for nytt avfallsdeponi. Av grunnundersøkelser ble det utført fjellkontroll- og kjerneboringer av til sammen 16 borhull (Tabell 1). Dybde til fjell ble registrert ved måling av høydekote for bergsåle (overgangen mellom løsmasser og fast berg) i forhold til bakkenivå. For alle borhull ble det boret minst 20 meter ned i fast berg. På grunn av varierende bergkvalitet nær overflaten, ble det det boret dybder i fjell på mellom 26 og 39 meter.

Tabell 1. Boredata i området for nytt avfallsdeponi. UTM-koordinater sone 32N (ETRS 1989).

Borhull	Nord (Y)	Øst (X)	Hullltype	Registrering
NO_1	6571467,932	516336,427	Fjellkontrollboring	$\frac{+20.1}{+18.1}2.0 + 26.0$
NO_2	6571461,676	516333,058	Fjellkontrollboring	$\frac{+22.0}{+20.0}2.0 + 26.0$
NO_3	6571448,733	516325,677	Fjellkontrollboring	$\frac{+26.4}{+22.4}4.0 + 26.0$
NO_4	6571444,811	516320,310	Fjellkontrollboring	$\frac{+27.5}{+22.5}5.0 + 26.0$
NO_5	6571462,671	516345,699	Fjellkontrollboring	$\frac{+20.5}{+18.5}2.0 + 26.0$
NO_6	6571455,454	516335,430	Kjerneboring	$\frac{+22.6}{+21.6}1.0 + 38.5$
NO_7	6571440,164	516324,903	Fjellkontrollboring	$\frac{+27.4}{+22.4}5.0 + 26.0$
NO_8	6571456,490	516359,989	Fjellkontrollboring	$\frac{+20.3}{+18.3}2.0 + 26.0$
NO_9	6571439,193	516354,033	Kjerneboring	$\frac{+22.0}{+19.5}2.5 + 39.0$
NO_10	6571439,460	516339,998	Kjerneboring	$\frac{+24.1}{+21.6}2.5 + 39.0$
NO_11	6571435,596	516332,926	Fjellkontrollboring	$\frac{+27.1}{+22.1}5.0 + 26.0$
NO_12	6571450,930	516366,362	Fjellkontrollboring	$\frac{+20.6}{+15.6}5.0 + 26.0$
NO_13	6571441,230	516362,617	Fjellkontrollboring	$\frac{+21.5}{+15.5}6.0 + 26.0$
NO_14	6571434,416	516362,524	Fjellkontrollboring	$\frac{+21.9}{+15.9}6.0 + 26.0$
NO_15	6571432,549	516344,782	Fjellkontrollboring	$\frac{+23.0}{+22.0}1.0 + 27.0$
NO_16	6571427,589	516350,773	Fjellkontrollboring	$\frac{+22.9}{+17.9}5.0 + 26.0$

Tabell 1 viser at dybden til fjell (løsmassemektigheten) i stor grad varierer innenfor området for nytt avfallsdeponi. Mektigheten er ca. 1 meter ved NO_6 og NO_15. Ved NO_12 og NO_13, er mektigheten til løsmassene ca. 6 meter. For resterende hull er mektigheten et sted mellom 1-6 meter.

Undersøkelsene slår fast at bergsålen ligger høyest i sørvest og avtar mot nordøst. Like vest for NO_12, NO_13 og NO_14 faller bergsålen fra omkring +19 til ca. +15,5, det vil si en høydeforskjell på ca. 3-4 meter. Det kan tyde på at det er en bratt bergskrent ned til et søkk. Basert på bergkoter har søkket retning nord-sør.



Figur 6. Oversiktskart med data fra geotekniske grunnundersøkelser i området for sarkofag.

Figur 6 viser at bergsåle faller forholdsvis slakt innenfor planområdet for sarkofag. I det nordvestlige hjørnet er bergkoten ca. +18,1 (NO_1). I det nordøstlige hjørnet ligger bergsålen på ca. kote +18,3 (NO_8), mens i det sørøstlige hjørnet er bergkoten ca. +22,0. I det sørvestlige hjørnet er bergkoten ca. +22,5.

3.1 Stratigrafi

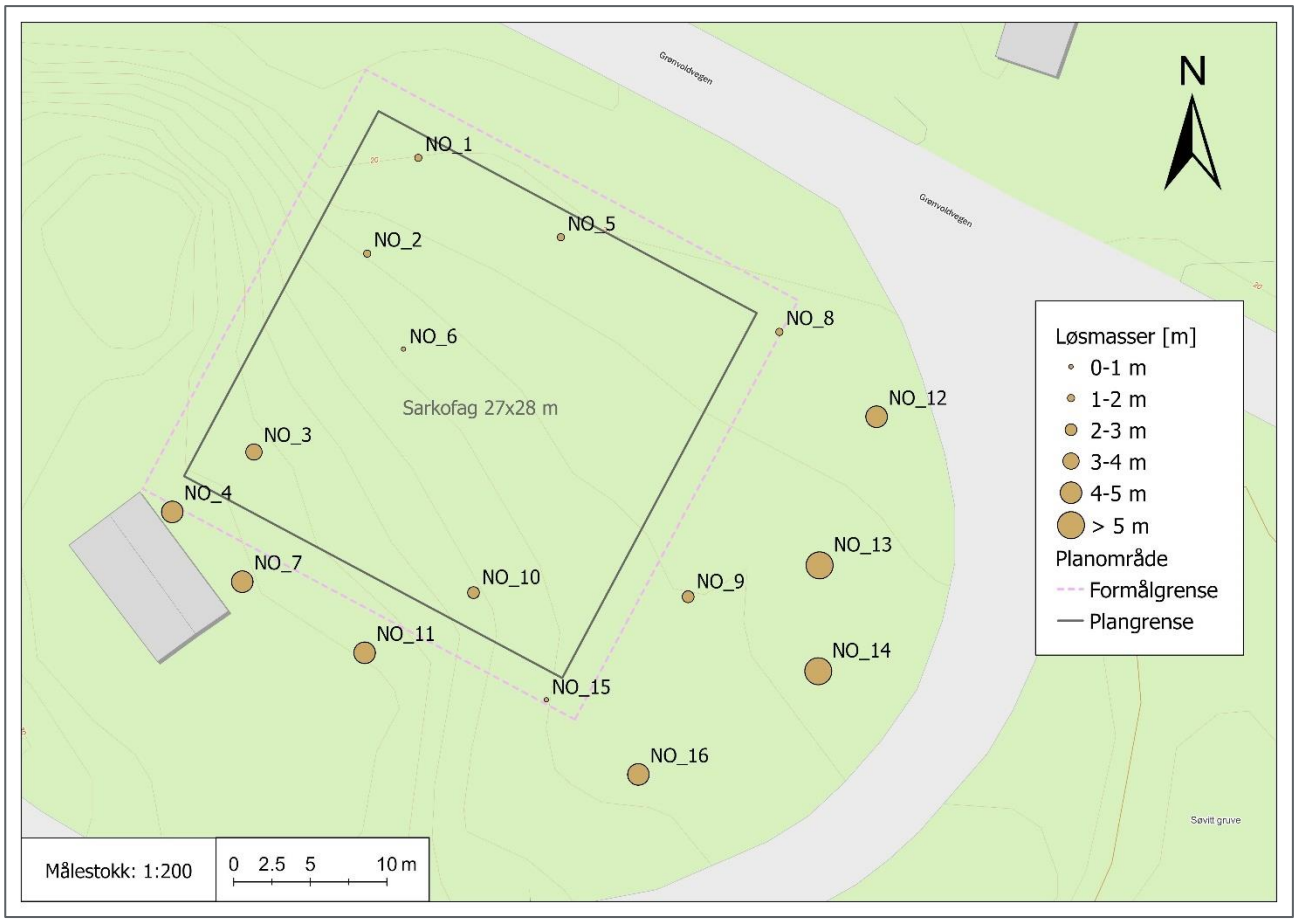
Det ble påvist løsmasser og fast fjell i samtlige borhull, men geologi og stratigrafi varierer mellom hullene.

3.1.1 Løsmasser

I henhold til innrapporterte protokoller for grunnundersøkelser har det av løsmasser blitt påvist jord, leire, sand, stein og betongrester fra bygningsfundamenter. Øverste del av toppdekket består av jord. Tykkelsen varierer fra ca. 1 til 5 meter. Under jordmassene er leire, sand og stein vanlig. I det øverste jordlaget finnes vaskerijord, mens leire, sand og stein representerer forvitringsmasser og hav- og fjordavsetninger.

Figur 7 viser at dybde til fjell (løsmassemektigheten) er størst i østlig og sørlig retning. Unntaket er NO_15 der tykkelsen er ca. 1 m. Mot nordvest avtar løsmassemektigheten.

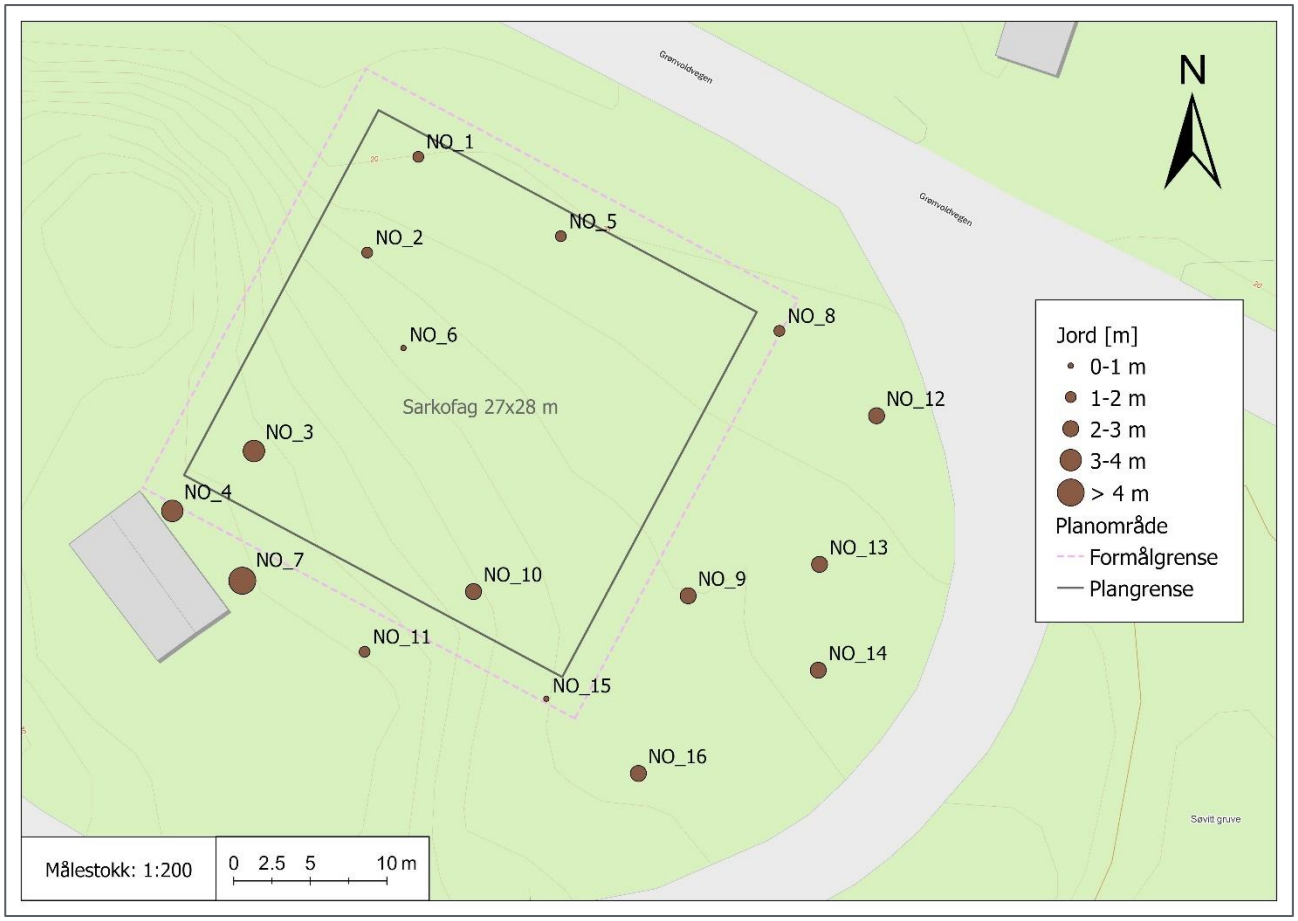
Det er spesielt jordmasser og leire som påvirker løsmassemektigheten. I vestlig retning øker mektigheten i stor grad på grunn av tykkere jordmasser, mens i østlig retning øker mektigheten i takt med mer leire.



Figur 7. Dybde til fjell (løsmassemektighet) i området for sarkofag.

Jord

Ut fra Figur 8 er jordmassene tykkest i sørvest med mektigheter over 3 meter. Langs anleggsveien i øst er tykkelsen på jordmassene på mellom 1-3 meter. Jordmassemektigheten avtar nordover mot Grønvoldvegen.

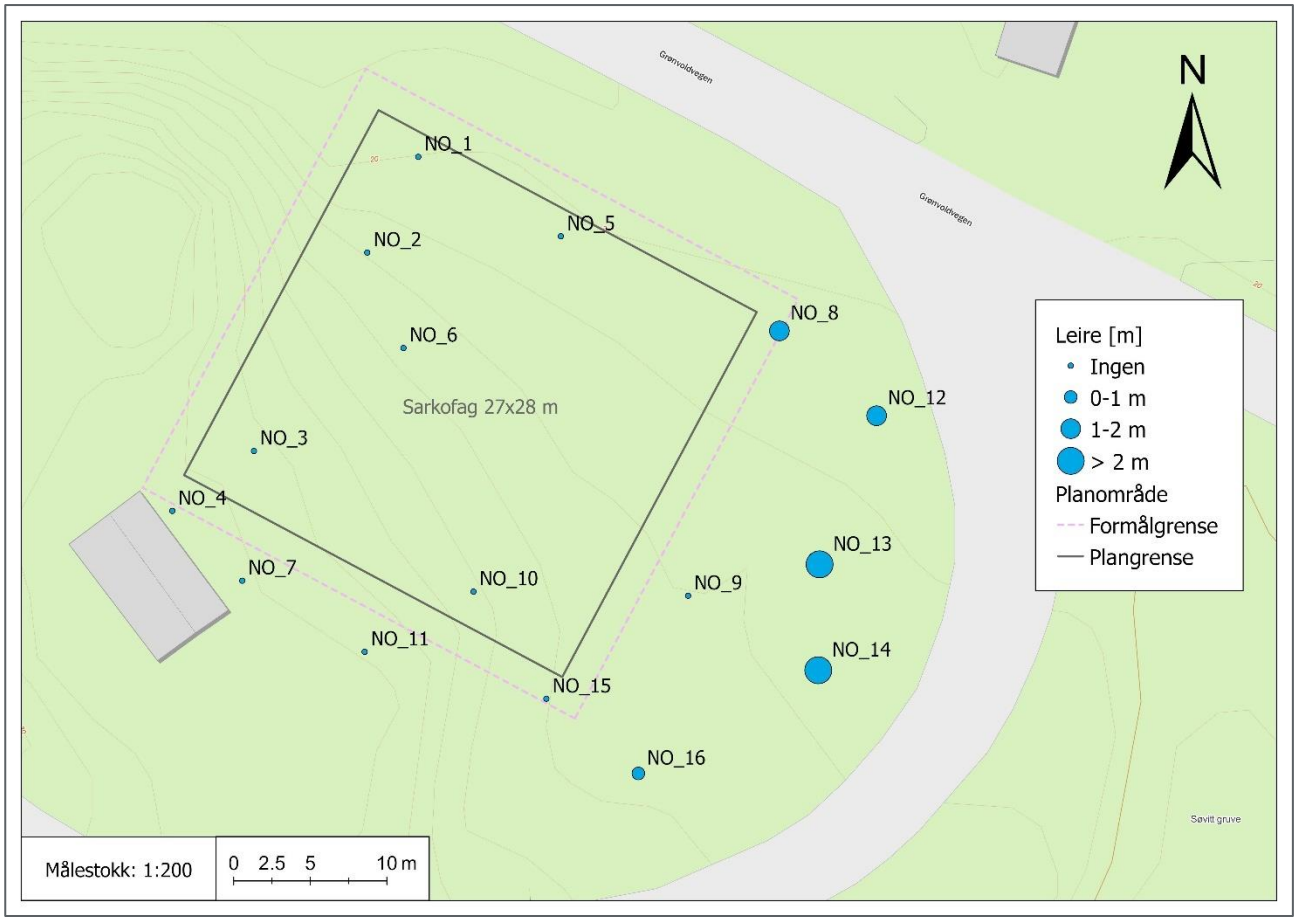


Figur 8. Jordmassemektigheter målt i borhull.

Mer jordmasser i det sørvestlige hjørnet kan skyldes vaskerijord. Det samme er tilfellet i øst der det er målt tykkere jordmasser. Begge stedene ligger like på utsiden av grunnmuren til det tidligere oppredningsverket.

Leire

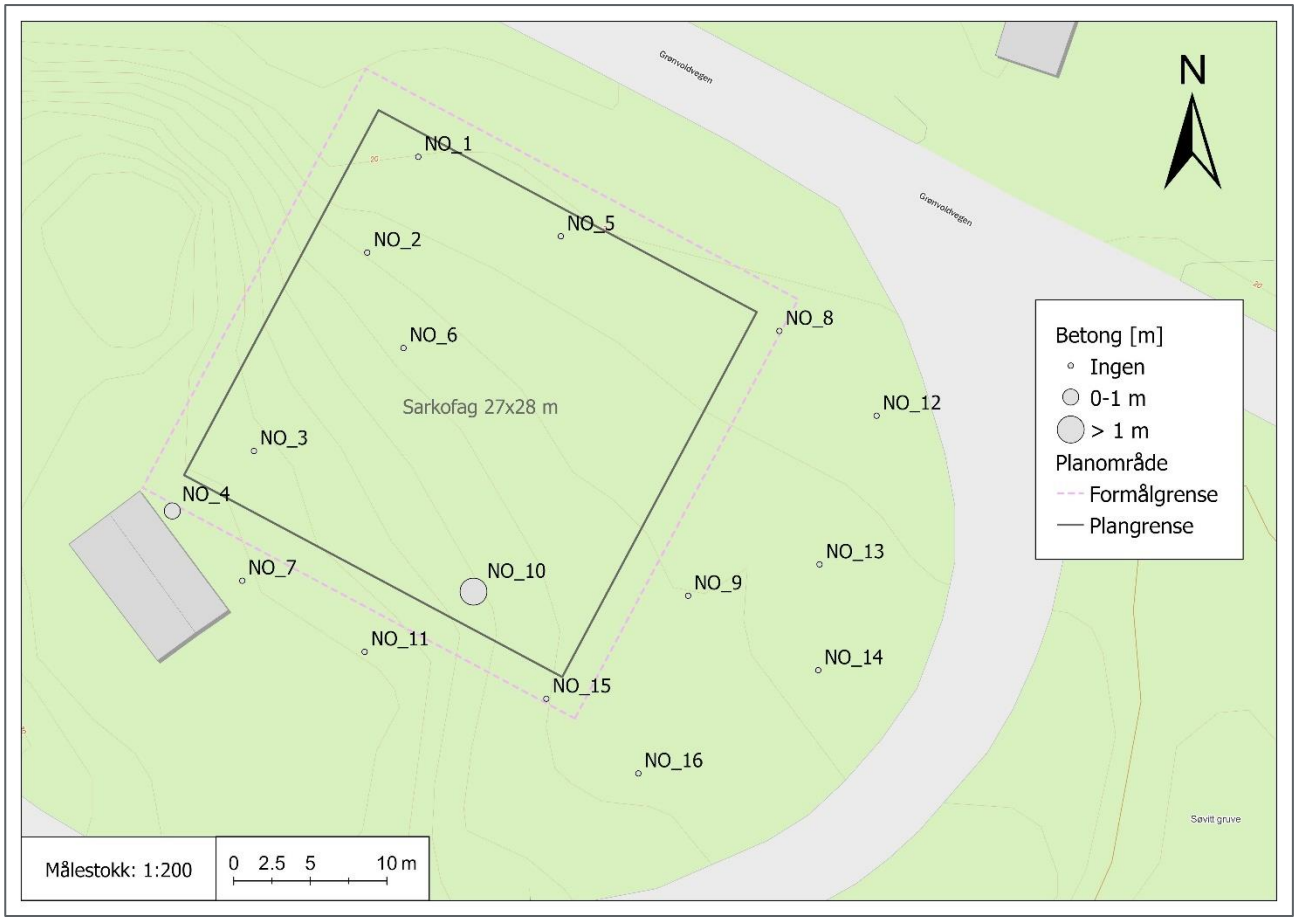
Som Figur 9 viser, er det registrert leire i totalt fem borhull. Langs anleggsveien i øst er mektigheten målt opptil 3 meter. Det er ikke påvist leire andre steder enn borhullene lengst øst på området.



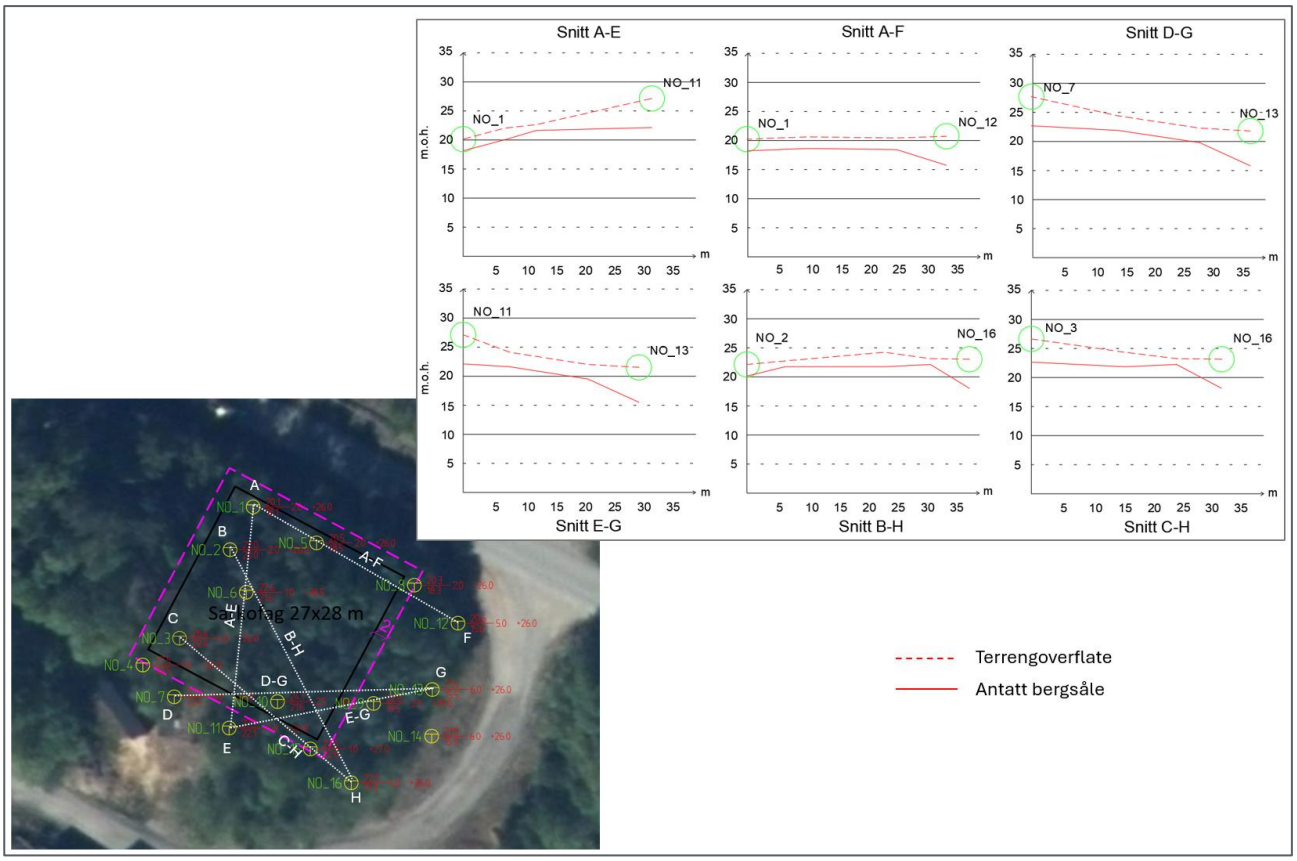
Figur 9. Mektigheten på leire varierer fra null til opptil 3 meter.

Betong

Det ble boret gjennom betong for minst to av borhullene, deriblant NO_4 og NO_10. I NO_10 var betongtykkelsen på ca. 2,5 meter. Betongen stammer fra fundamenter for prosessbygg på oppredningsverket.



Figur 10. Betong stammer trolig fra grunnmuren til ett av de tidligere prosessbyggene på oppredningsverket.



Figur 11: Viser (grove) tverrsnittprofiler basert på bordata fra AF Decom AS. Tiltaksområde innenfor rosa stiplet linje.

Figur 11 viser seks forskjellige vertikalprofiler med terreng- og bergoverflate basert på data fra borhullene. Snittene er korteste mulige vei mellom to borhull. Diagrammene antyder at løsmassemektigheten er jevnt fordelt, men at det forekommer lommer med løsmasser der bergsåle flater ut eller faller steilt. Mektigheten øker ved NO_7 og NO_11, som kan skyldes avgangs- eller fyllmasser oppå de naturlige løsmassene. Det er også en økt mektighet ved NO_12, NO_13 og NO_16 som følge av en større andel leirmasser.

3.2 Kjerneprøver

Fylkesgeologen i Telemark har undersøkt borkjerner fra NO_6, NO_9 og NO_10. Det ble påvist tre bergarts-typer: fenitt, søvitt og FDC. I det aktuelle området er fenitten ikke spesielt radioaktiv, mens søvitten har et forhøyet innhold uran og thorium. FDC har et svært høyt innhold av thorium, men lite uran [2]. I rapporten anbefales målinger av gammastålingsnivået i søvitt og FDC for å vurdere behovet for deponering.

Både søvitt og FDC har til felles at de opptrer som årer i fenitt (Figur 12). Søvittårene er typisk 0,1-0,6 meter tykke og ligger primært dypere enn 8 meter, men tynnere årer kan forekomme lenger oppe. Den øverste FDC-åren ligger mellom 2-4 meter under bergsålen og er forholdsvis tynn (0,1-0,2 meter). FDC er stedvis sterkt rustforvitret. Avhengig av forvitringsgraden varierer fargen fra svart til grålig/brunlig.

Figur 12: Fenitt er mørk og rødlig. Søvitt er lys med mørke malmtråder. FDC er grålig til mørk med tråder, stedvis rust-forvitret. Den øverste kassen viser første 5 meter av NO_6, mens den nederste kassen viser siste 5 meter av NO_6 [2].

4 Ingeniørgeologiske vurderinger

Sarkofagen for oppbevaring av lav-radioaktivt avfall fra Søve gruver planlegges i et område der det har ligget et oppredningsverk. Det skal deponeres slaggklumper fra en tipp nedenfor det tidligere smelteverket. I denne rapporten har fokus vært å vurdere områdestabiliteten for sarkofag og forhold med betydning for masseuttak.

4.1 Vurdering av grunnundersøkelser

I forkant av grunnundersøkelsene ble det utarbeidet en detaljert borplan med koordinater for utvalgte punkt. Plassering av borpunkt ble vurdert med hensyn til planområdet og sarkofagens antatte form og dimensjoner. Punktene ble plassert over et større område (100 x 75 m) for ikke å begrense mulighetsrommet for fremtidig prosjektering. Noen av punktene ble plassert sentralt og resten fordelt i utkanten av området.

Et viktig premiss for grunnboringene var å bore tilstrekkelig dypt i fjell for å avdekke hulrom og gruveganger i berggrunnen med mulig innvirkning på områdestabiliteten. Det ble blant annet boret tettere i områder nære antatte gruveganger. I tillegg ble det spesifisert at samtlige hull skulle bores minst 20 meter inn i fast fjell. Det ble boret totalt 16 hull, der tre av hullene ble boret ved kjerneboring og resterende hull ved fjellkontrollboring. Kjernehullene ble boret ca. 39 meter inn i fast fjell, mens fjellkontrollhullene ble boret mellom 26-27 meter.

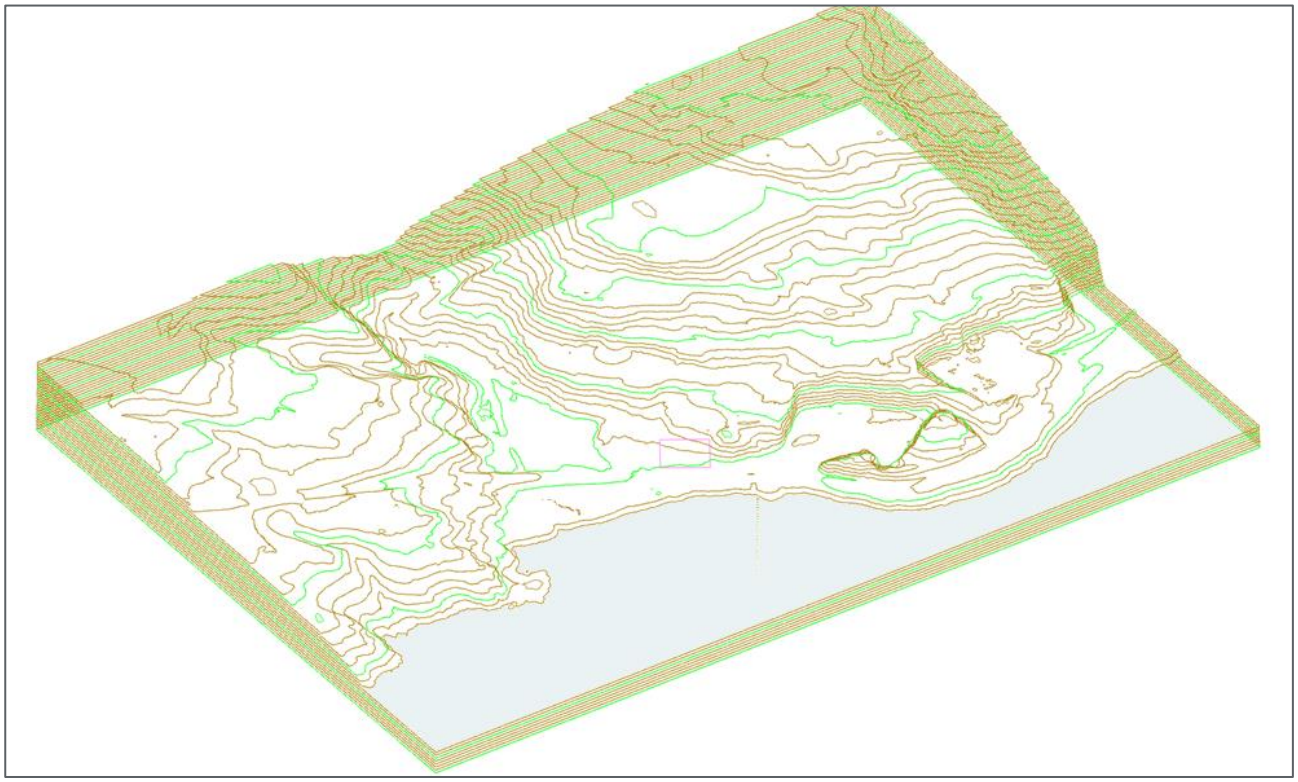
AF Decom AS måtte stedvis justere plasseringen av borhull på grunn av utfordrende adkomst for borriggen. De faktiske borhullene avviker derfor fra borplanen. Vurderingen er at det er liten sannsynlighet for at hulrom eller gruveganger innenfor planområdet for sarkofag ikke skal ha blitt fanget opp av borhullene. Ingen av borhullene påviste bergstrukturer med negativ innvirkning på områdestabiliteten.

Grunnundersøkelsene viste varierende løsmassemektighet (dybde til fjell). Løsmassene består i stor grad av hav- og fjordavsetninger og forvitringsmateriale, men er enkelte steder overlagret av vaskerijord og annen avgangsmasser fra oppredningsverket. Sannsynligvis inneholder vaskerijorda en del tungmetaller.

4.2 Vurdering av masseuttak

I grunnlaget for masseberegninger har det blitt benyttet en terreng- og bergmodell fra henholdsvis høydedata (DTM) og interpolert bergoverflate basert på grunnundersøkelser (13 fjellkontrollboringer + 3 kjerneboringer).

For massevurderinger legges det til grunn et tverrsnittareal 27x28m og et bunnplanum på kote +18,5. Siden sarkofagen ikke er prosjektert enda, er de nevnte forutsetningene bare foreløpige og ikke endelig fastsatt.



Figur 13. Terrengmodell og omriss av området (27x28m) for sarkofagen.

Omrisset til sarkofagen (27x28m) ble ekstrapolert vertikalt til en byggegrop for å beregne masser mellom sarkofagens planum (bunnivå) og berg og- terrengoverflate. Rosa rektangel viser planumet (Figur 13).

4.2.1 Beregning av massevolumer

Høydekoter for terrengoverflate er henholdsvis +27,3, +22,9, +20,1 og +19,0 i forhold til hjørnene for planum ved kote +18,5. Gjennomsnitthøyden over planumet er da ca. 4,6 meter ([8,8+4,4+1,6+0,5]/4).

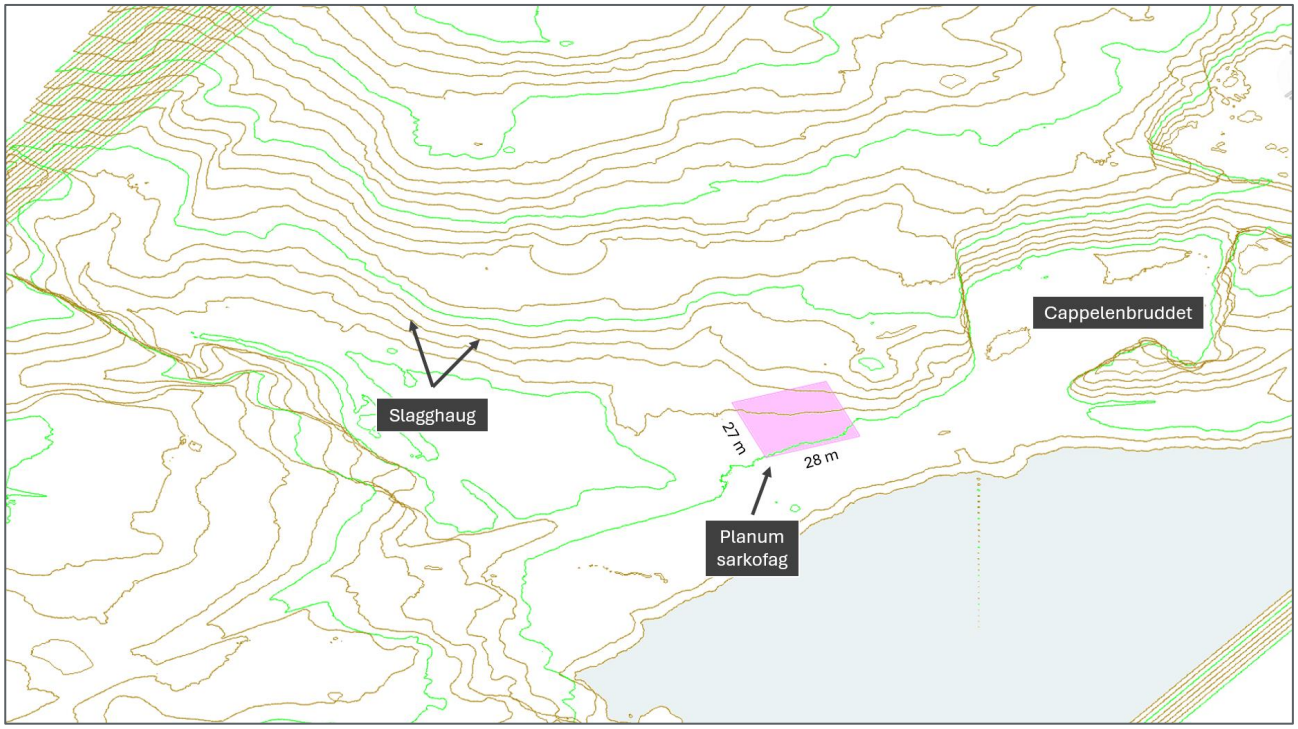
Volum av masser mellom planum og terrengoverflate er anslått i Civil3D til 3045 m^3. Volumet inkluderer både berg- og løsmasser, og det gjenspeiler den totale mengden masser som må sprenges / graves ut (Tabell 2).

Tabell 2. Viser estimerte volum av berg- og løsmasser.

Nedre grenseflate	Øvre grenseflate	Volum masser [m^3]	Type masse
Planum sarkofag	Terrengoverflate	3045	Berg- + løsmasser
Planum sarkofag	Bergoverflate	1537	Bergmasser
Bergoverflate	Terrengoverflate	1508	Løsmasser

Ut fra resultatet er 3045 m^3 / 768 m^2 = 4,0 m. En gjennomsnittshøyde på 4 meter virker rimelig. Anslagene viser at fjell utgjør ca. 50,5 % av massene. Dette tilsvarer at det må sprenges ut ca. 1500 m^3 med fjell.

Det faktiske uttaket vil kunne avvike fra estimerte anslag. Bergoverflaten kan være en mulig feilkilde da den ble interpolert ut fra bordata. Det er i modellene brukt en «cut»-faktor på 1. I utformingen av byggegrop for beregning av volum er arealet til den øvre grenseflaten ca. 1 % større enn arealet til planumet på grunn av begrensninger i AutoCAD med hensyn til triangulering. Effekten av dette vil være liten siden bergskjæringer uansett må etableres med en helning (≤ 10:1) slik at faktisk masseuttak trolig vil bli større enn beregnet.



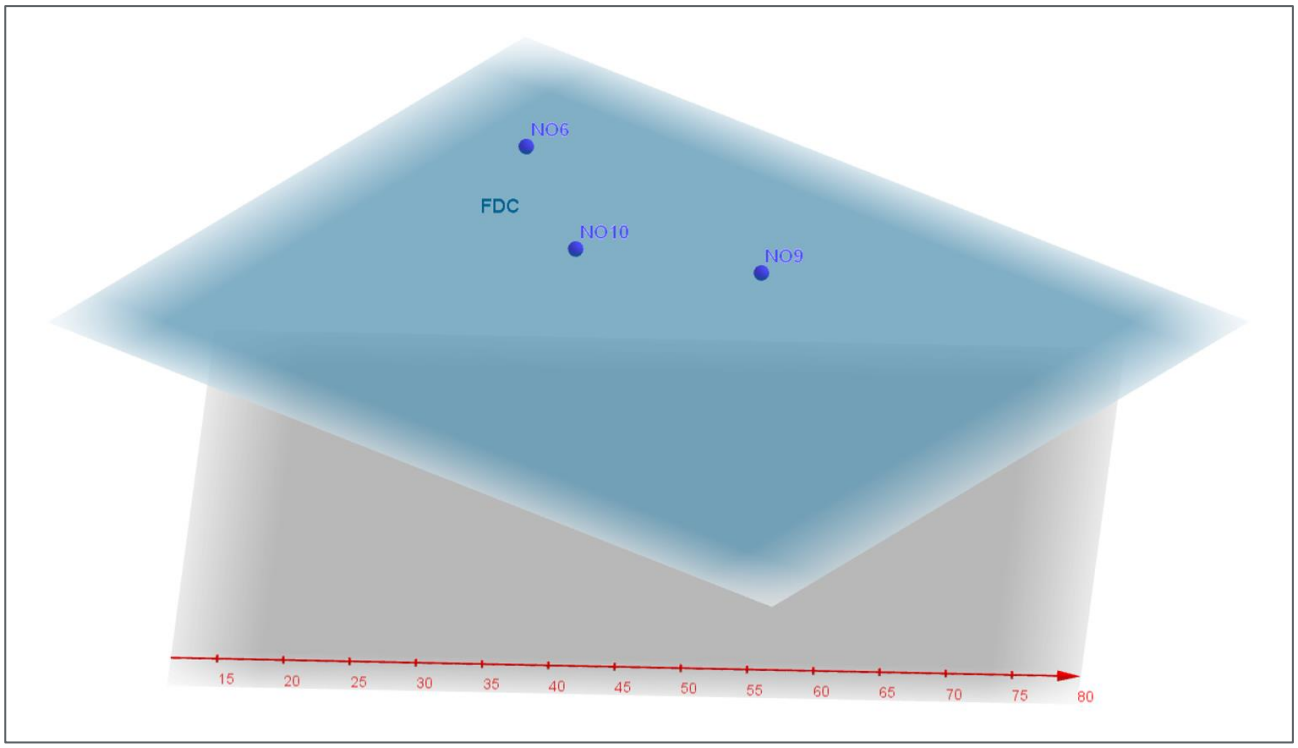
Figur 14. Oversiktsbilde over prosjektområdet ved Søve gruver.

4.2.2 FDC-lag med hensyn til masseuttak

Av bergarter har det blitt påvist fenitt, søvitt og Fe-dolomitt-karbonatitt (FDC). FDC er naturlig radioaktiv. Det er påvist opptil tre bergartslag med FDC. Det øverste FDC-laget finner sted ca. 2-4 meter under bergsålen. Ved NO_6, NO_9 og NO_10 opptrer FDC-laget på henholdsvis kote +18,8, +15,8 og +17,3 (Tabell 3).

Tabell 3. Registrerte høydekoter for øverste FDC-lag og tilhørende koordinater (ETRS 1989 UTM sone 32N).

	Øst (x-koordinat)	Nord (y-koordinat)	FDC-kote (z-koordinat)
NO_6	516335,430	6571455,454	18,8
NO_9	516354,033	6571439,193	15,8
NO_10	516339,998	6571439,460	17,3



Figur 15. Koter for FDC-lag ble ekstrapolert ved vektorer til et plan med gjennomsnittlig fall på ca. 7° mot sørøst.

Alle beregninger for FDC-laget er basert på høydekoter og koordinater i Tabell 3. FDC-laget kan fremstilles matematisk som et plan ved bruk av den såkalte 3 punkt-metoden (Figur 15).

Et plan for FDC-laget kan estimeres ved to tredimensjonale vektorer $\vec{A}$ og $\vec{B}$ med hensyn til NO_6 og deretter beregne vektorproduktet $\vec{A} \times \vec{B} = a\vec{i} + b\vec{j} + c\vec{k}$. Ligningen for planet er $a(x - x_0) + b(y - y_0) + c(z - z_0) = 0$, der $\mathrm{NO_6} = [\mathrm{x_0}, \mathrm{y_0}, \mathrm{z_0}]$.

$$\vec{A} = [\mathrm{NO_9} - \mathrm{NO_6}] = (54.033, 39.193, 15.8) - (35.430, 55.454, 18.8) = [18.603, -16.261, -3.0]$$

$$\vec{B} = [\mathrm{NO_10} - \mathrm{NO_6}] = (39.998, 39.460, 17.3) - (35.430, 55.454, 18.8) = [4.568, -15.994, -1.5]$$

Kryssproduktet mellom vektorene $\vec{A}$ og $\vec{B}$ (vektorproduktet $\vec{A} \times \vec{B}$) er:

$$\vec{A} \times \vec{B} = [-23.5905, 14.2005, -223.256134] = -23.5905\vec{i} + 14.2005\vec{j} - 223.256134\vec{k}$$

Ligningen for planet representert som FDC-laget blir dermed:

$$a(x - x_0) + b(y - y_0) + c(z - z_0)$$

$$= -23.5905(x - 35.430) + 14.2005(y - 55.454) - 223.256134(z - 18.8) = 0$$

$$\Rightarrow -23.5905x + 14.2005y - 223.256134z = -4245.5522072$$

Planets fall er gitt som vinkelen mellom planet og horisontalaksen. Normalvektoren til planet $\vec{n}$ vil være:

$$\vec{n} = (A, B, C) = (-23.5905, 14.2005, -223.256134)$$

Norconsult

Fallvinkelen til planet α kan beregnes ved hjelp av trigonometri. Siden planet er orientert i negativ retning, vil fallvinkelen være gitt ved $\alpha = \pi - \theta$, der $\theta = \arccos\left(\frac{C}{\|\vec{n}\|}\right)$. Størrelsen til normalvektoren $\|\vec{n}\|$ er gitt ved:

$$\|\vec{n}\| = \sqrt{A^2 + B^2 + C^2} = \sqrt{(-23.5905)^2 + 14.2005^2 + (-223.256134)^2} = 224.95$$

Planet faller da:

$$\alpha = \pi - \theta = \pi - \arccos\left(\frac{C}{\|\vec{n}\|}\right) = \pi - \arccos\left(\frac{-223.256134}{224.95}\right) \approx \pi - 3.019 = 0.1226$$

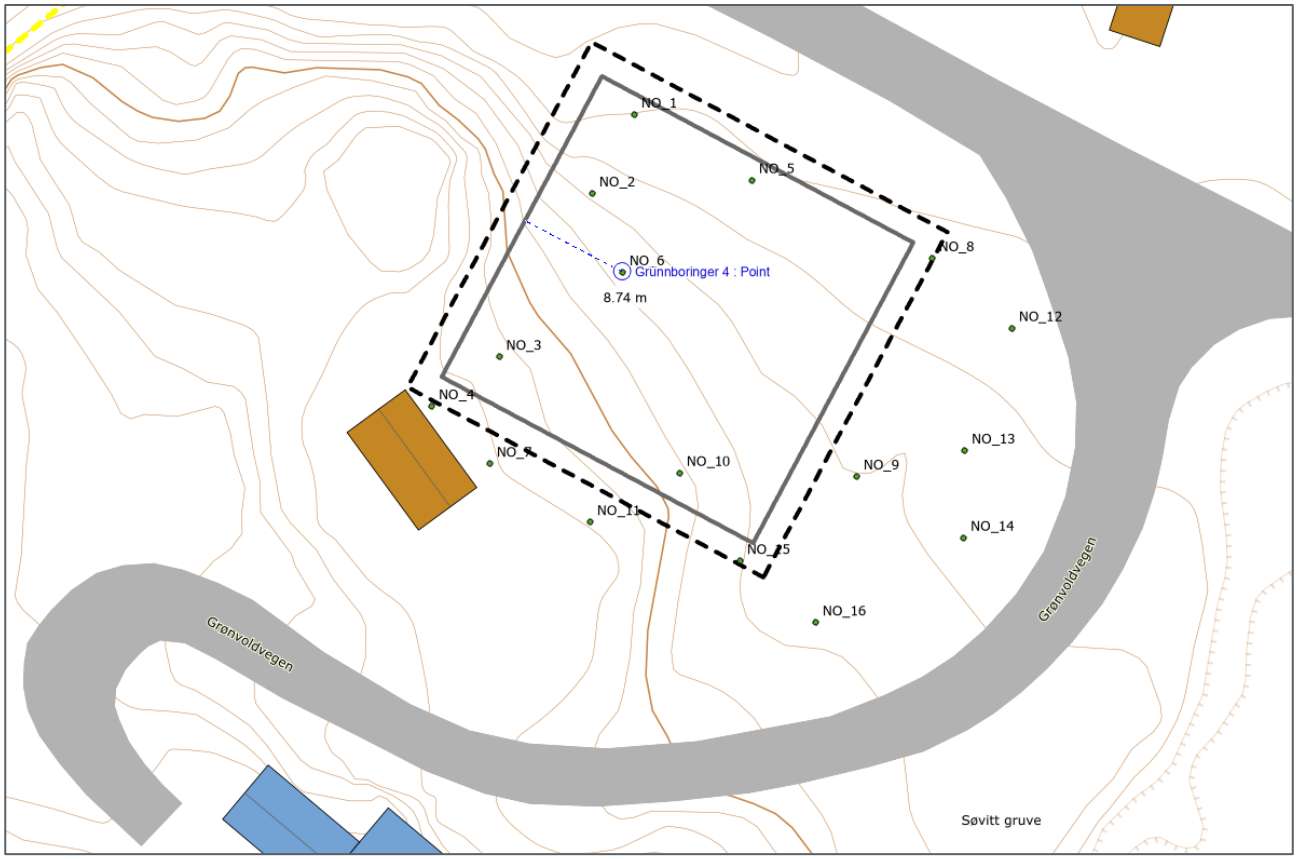
Omgjort fra radianer til grader:

$$\alpha \approx 0.1226 \times \frac{180°}{\pi} = 7.02°$$

FDC-laget faller med ca. 7° mot sørøst, dermed ligger FDC-laget høyere i vest enn i øst. Korteste avstand mellom NO_6 og yttergrensen for sarkofag i vest er målt til ca. 8.74 meter (Figur 16). Høydekoten for FDC-laget ved den nevnte yttergrensen kan dermed anslås til:

$$18.8\ m + \tan 7.02° \times 8.74\ m \approx 19.9\ m$$

Det må forventes at FDC-laget kan opptre opptil kote +19,9 i vest. Det er ca. 1,4 meter høyere enn planum for sarkofag. Berguttak ned til +18,5 vil altså komme i konflikt med FDC-laget.



Figur 16. Avstand ut fra NO_6 til yttergrensen for sarkofag i vest er ca. 8,7 meter.

5 Usikkerhet

Det må påpekes at det alltid er forbundet en usikkerhet rundt grunnforhold. Ingeniørgeologiske vurderinger er basert på tilgjengelige data og utførte grunnundersøkelser.

Det er også knyttet usikkerhet til utstikking og innmåling. Under arbeidet med rapporten ble det avdekket at registrerte koter for borhullpunkt avviker fra høydedata. Høydekoter ble oppdatert etter droneskanning, mens det er benyttet GPS-koordinater fra stikkingen. Innmålingsfeil kan ha påvirket resultatene og vurderingene.

Volum av masseuttak ble estimert på bakgrunn av en terrengmodell og en interpolert bergmodell. Det kan være at den interpolerte bergoverflaten avviker fra faktisk bergsåle og dermed påvirker estimerte volumer.

Ved fundamenteringsarbeider (berguttak) vil en komme i konflikt med et grunt FDC-lag. FDC-laget er mer radioaktivt enn berggrunnen ellers. Andelen FDC i sprengstein ved fremtidig berguttak har ikke blitt vurdert.

Det er usikkerhet omkring påviste leirmasser kan inneholde kvikkleire og dermed faren for kvikkleireskred. Øst for tiltaksområdet viser enkelte fjellkontrollhull leire, men ikke om det er bløt leire eller kvikkleire. Siden det er en risiko for kvikkleire, bør supplerende grunnundersøkelser og geoteknisk involvering vurderes.

Norconsult

6 Videre arbeider

Ved prosjektering av tiltaket gjelder plan- og bygningsloven (PBL). I forbindelse med videre arbeider forutsettes at det legges til grunn relevante prosjekteringsstandarder.

Norconsult

7 Referanser

[1] S. Dahlgren, «Miljøgeologisk undersøkelse av lavradioaktivt slagg fra ferroniobproduksjonen ved Norsk bergverk på Søve 1956-1965,» 2005.

[2] Sven Dahlgren, «Geologisk undersøkelse av borkjerner fra Søvee, Fensfeltet, Telemark,» Telemark fylkeskommune, 2025.

[3] Institutt for energiteknikk (IFC), «Vurdering av alternativ deponering av radioaktive masser fra Søve gruver. Rapportnr. IFE/KR/F-2012/130,» 2012.

[4] Norges geotekniske institutt (NGI), «Kartlegging av omfang og kostnader ved eventuell senere opprydding av radioaktivt materiale ved Søve gruver. Rapportnr. 20091927-00-14-R,» 2010.

[5] Institutt for energiteknikk (IFC), «Radigeologisk kartlegging av området rundt tidligere Søve gruver, rapportnr. IFE/KR/F-2006/174,» 2006.

[6] Bergfald miljørådgivere AS, «Forslag til "Plan- og utredningsprogram for konsekvensutredning". Dok.nr. 31053.,» 2025.

Telemark
FYLKESKOMMUNE

GEOLOGISK UNDERSØKELSE AV BORKJERNER FRA SØVE, FENSFELTET, TELEMARK

Januar 2025
Fylkesgeolog S. Dahlgren

Sammendrag

AF-Gruppen boret i desember 2024 tre kjerner i fast fjell under løsmasseoverdekke ved det gamle vaskerianlegget etter niob-drifta på Søve. Hensikten var å avdekke eventuell forekomst av radioaktive bergarter i fjell som eventuelt må sprenges ut i forbindelse med konstruksjon av sarkofag for deponering av radioaktivt slagg.

Fylkesgeologen har undersøkt de tre kjernene P6, P9 og P10. Disse kjernene er alle vertikale og består alle i all vesentlighet av fenitt ned til hhv 36,9m i kjerne P6, til 35,3m i kjerne P9 og til enden (EOC) på 39 m i kjerne P10. I kjerne P6 er det søvitt fra 36,9 m til EOC på 38,5 m, og i kjerne P10 fra 35,3 m til EOC på 39 m. Massiv søvitt forekommer bare på større dyp enn 35,3 meter. I tillegg skjæres fenittene på kryss og tvers av flere, mindre, cm-dm tykke søvitt-årer, samt enkelte thorium-rike Fe-dolomittkarbonatitt årer (FDC) av noen få centimeteres tykkelse.

Fenittene er lite radioaktive og sprengning ned til 30m+ vil derfor ikke gi utsprengt steinmateriale med høyere radioaktivitet enn annet "normalt" fjell andre steder. Denne konklusjonen er med forbehold om at de tre kjernene er representative for hele det aktuelle området. Bergartsvariasjonen kan imidlertid variere kraftig over svært korte distanser i Fensfeltet så det er ikke sikkert at disse kjernene representerer hele det aktuelle området selv om det er sannsynlig når en også tar i betraktning det som er blottlagt av fjell i dagen. Ved ustprenging av masser anbefales det å sjekke det utsprengte fenitt-materialet for eventuelt innhold av enkelte tynne, spesielt radioaktive årer av søvitt eller FDC. Materialet fra slike eventuelle årer vil sannsynligvis bare utgjøre et lite volum som lett kan legges i sarkofagen uten å ta opp for mye av plassen.

Rapporten er på 15 sider

Kontaktinformasjon:
Sven Dahlgren
Telemark fylkeskommune
sven.dahlgren@telemarkfylke.no
Tel 90692752

GEOLOGISK UNDERSØKELSE AV BORKJERNER FRA SØVE, TELEMARK

Januar 2025
Fylkesgeolog S. Dahlgren

Innhold

	Side
Bakgrunn	2
Beliggenhet og geologi	2
Borelokaliteter og hensikt med denne rapporten	3
Kort geologisk beskrivelse av kjernene	4
Log av kjernene	5-7
Radioaktivitet	8-9
Foto av kjernene	10-15

Bakgrunn

AF Decom utreder mulighetene for å konstruere en betongsarkofag på Søve for deponering av lavradioaktivt avfall (slagg) etter metallurgisk framstilling av ferroniob i perioden 1958-1965.

Telemark fylkeskommune er grunneier i området der sarkofagen planlegges bygget. Sannsynligvis må det sprenges ut fjell ved fundamentering av bygget. Siden det er radioaktive bergarter i grunnen her ble det kjerneboret for å kunne undersøke om dette er tilfellet. Dette for å klarlegge om utsprengning av tomt ville føre til ytterligere behov for deponi av lavradioaktivt materiale. Fylkesgeologen tilbød å logge kjernene og å vurdere radioaktiviteten i bergartene i disse kjernene.
Fylkesgeologen har ikke vært involvert i AF Decom's detaljplanlegging av boreprogrammet eller utføringen av boringene.

Aktivitet fra fylkesgeologens side:

- Deltakelse på Teams-møter mellom TFK og AF Decom
- 2024.10.18 Befaring i felt med AF Decom
- 2024.12.18 Logging av kjerner i AF Decom's lager i Sandefjord
- Utarbeidelse av rapport: 19.12.24, og 27.-28.1.25.

Beliggenhet og geologi

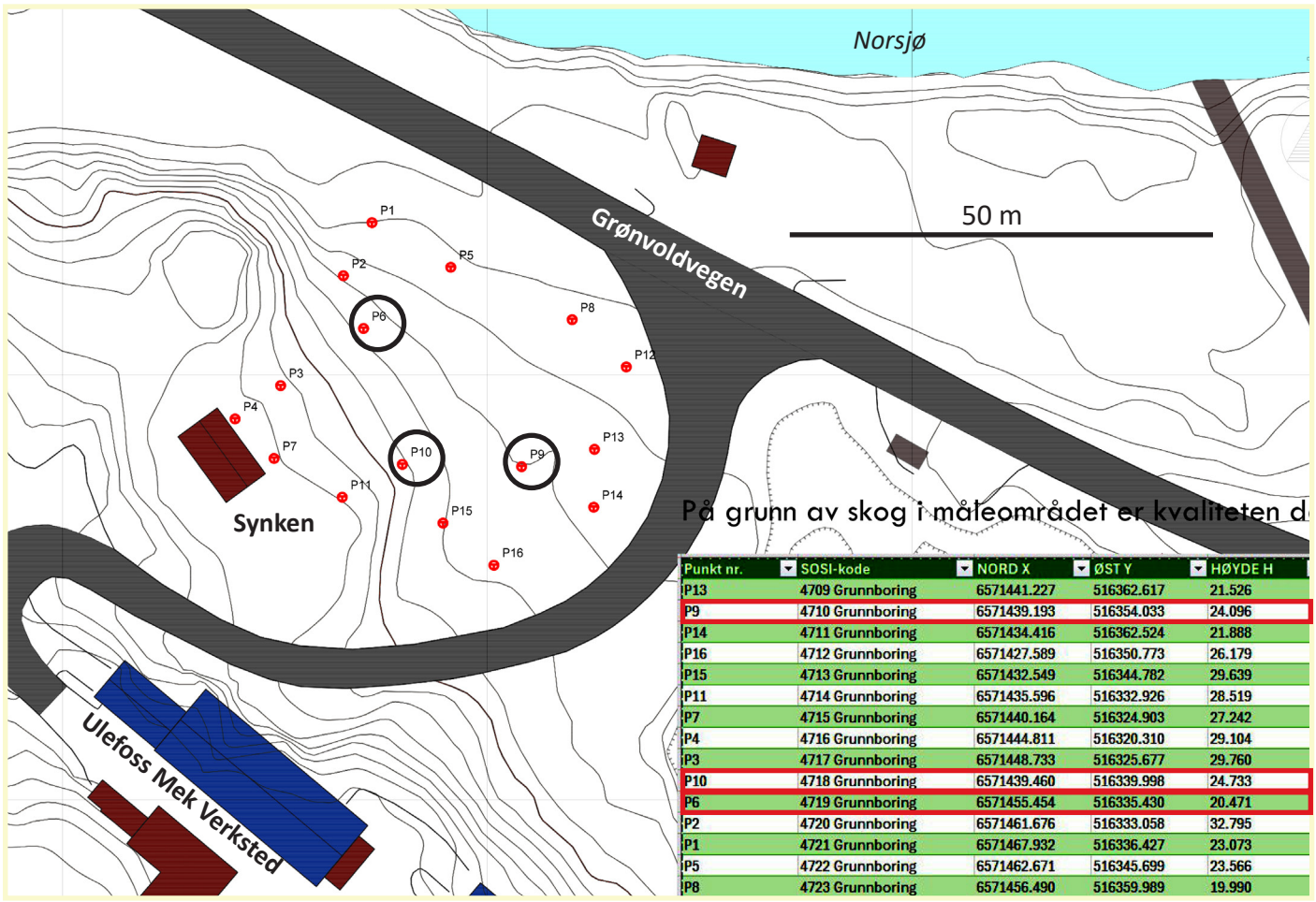
Sarkofagen planlegges anlagt der hvor vaskerianlegget lå ved drifta på Niob ved Søve Gruver, Norsk Bergverk, i 1951-1965. Det aktuelle området ligger mellom Grønvoldvegen som går langs Norsjø og den gamle synken som gikk ned til underliggende gruvehaller. Det meste av fjellet i området er detkket med løsmasser og gammelt bygningsavfall etc. på overflata, og bare noen få rabber med fast fjell er tilgjengelige for undersøkelse. Disse rabbene består av fenitt med noen mindre karbonatittganger. I de underliggende gruveanlegga blei det drevet på ganske store massiver av søvitt. Det har ikke vært kjent hvor dypt ned det er til søvitten akkurat her.

Borelokaliteter og hensikten med fylkesgeologens geologiske undersøkelser av kjernene

Borelokalitetene er vist nedenfor på utsnitt av kart mottatt fra AF Decom. Alle boringene er vertikale, og de fleste boringene var ikke kjerneboringer og hadde som formål å sjekke at fjelltaket over de underliggende, gamle gruvene er tykt nok til konstruksjon av sarkofag. Dybde til gruveanlegg og geotekniske egenskaper til fjellet er ikke fylkesgeologens anliggende.

Lokasjonene P6, P9 og P10 blei kjernebora for å vurdere om fjell som eventuelt må sprenges ut er radioaktivt og om disse massene da må legges på deponi.

Denne rapporten omhandler bergartstypene og radioaktiviteten i disse bergartene i de tre kjernene.



På grunn av skog i måleområdet er kvaliteten d

Punkt nr.	SOSI-kode	NORD X	ØST Y	HØYDE H
P13	4709 Grunnboring	6571441.227	516362.617	21.526
P9	4710 Grunnboring	6571439.193	516354.033	24.096
P14	4711 Grunnboring	6571434.416	516362.524	21.888
P16	4712 Grunnboring	6571427.589	516350.773	26.179
P15	4713 Grunnboring	6571432.549	516344.782	29.639
P11	4714 Grunnboring	6571435.596	516332.926	28.519
P7	4715 Grunnboring	6571440.164	516324.903	27.242
P4	4716 Grunnboring	6571444.811	516320.310	29.104
P3	4717 Grunnboring	6571448.733	516325.677	29.760
P10	4718 Grunnboring	6571439.460	516339.998	24.733
P6	4719 Grunnboring	6571455.454	516335.430	20.471
P2	4720 Grunnboring	6571461.676	516333.058	32.795
P1	4721 Grunnboring	6571467.932	516336.427	23.073
P5	4722 Grunnboring	6571462.671	516345.699	23.566
P8	4723 Grunnboring	6571456.490	516359.989	19.990

Utsnitt av kart med borelokasjoner og tabell medUTM-koordinater mottatt fra AF Decom for boringene på Søve.
Plasseringen av kjerneboringene er vist som røde punkter omgitt med svarte sirkler.
De øvrige røde punktene viser lokasjon av boringer uten kjerneopptak.
Koordinatene for de tre kjerneboringene er vist med rød ramme i tabellen.

KORT GEOLOGISK BESKRIVELSE AV KJERNENE

Bergarter på overflata i området

Bergartene som er observert på overflata i rabbene nær/ved det gamle vaskeriet og ved Ulefoss Mek Verksted er:

- Fenitt
- Søvitt
- Fe-dolomitt-karbonatitt (FDC)

Det er flere varianter av disse tre ulike bergartstypene, men beskrivelse av disse variasjonene er ikke relevant for denne rapporten. Generelt:

Fenitt er dominerende bergartsgruppe på overflata.

Søvitt forekommer bare i små ganger / årer på overflata. Men det var søvitt en dreiv underjords gruvedrift på og følgelig er / var det store volumer søvitt under overflata.

Søvitt inneholder niobmineralet pyroklor som en utvant ved gruvedrifta. Pyroklor inneholder også thorium og uran og er derfor radioaktivt. Mengden pyroklor i søvittene varierer kraftig. Noen søvitter inneholder nesten ikke pyroklor og derfor heller ikke spesielt radioaktive, mens andre søvitter kan være temmelig radioaktive. De kan være så radioaktive at straks de er sprengt ut av grunnen vil de i dag bli å betrakte som lavradioaktivt spesialavfall. Siden gruvedrifta naturligvis foregikk der det var mest pyroklor er det sannsynlig at det er søvitt som inneholdt lite pyroklor som fortsatt står igjen under overflata. Men etter min erfaring fra gruvene på Tuftefeltet så er dette ikke alltid tilfelle. Noen av de mest radioaktive søvittene står faktisk igjen. Det kan være at en nettopp ikke ønsket å få de særlig radioaktive pyroklorene inn i prosessen med utvinning av niob. Det er av disse årsakene ikke nødvendigvis en sammenheng med hvor det var gruver i undergrunnen og den eksakte utbredelsen av søvitt, eller om den søvitten som står igjen er lite eller mye radioaktiv.

FDC forekommer i cm til dm tykke årer på overflata. De forvitrer lett og er oftest temmelig radioaktive pga høyt thoriuminnhold.

Bergarter i kjernene

Bergartsgruppene en observerer i kjernene er de samme som en ser på overflata.
Se kjernelogger på de neste sidene for detaljert informasjon for kjernene P6, P9 og P10.

Hovedtrekkene for bergartsutbredelsen mot dypet er ihht disse tre kjernene som følger:

Fenitt
Dette er langt den dominerende bergarten i kjernenes øvre del. Fenittene viser en del variasjon i sammensetning, men dette har ikke betydning for hvor radioaktive de er.

Søvitt
Fenittene er gjennomsatt av mange, mindre søvittårer som vanligvis er cm-dm tykke, mens enkelte er en drøy meter tykke. Disse søvittgangene har en del variasjoner i mineralsammensetning akkurat som andre steder i Fensfeltet. Noen av dem er mer radioaktive enn andre.

I kjerne P6 er det boret inn i massiv søvitt ved 36,9 m og i kjerne P9 ved 35,3 m. Søvitt fortsetter ned til EOC (end of core) på hhv 38,5 m og 39 m. Det er sannsynlig at søvitt derfra forstetter noen titalls meter videre mot dypet, men det meste av denne søvitten er nå trolig tatt ut i forbindelse med gruvedrifta og der er det i dag vannfylte gruverom. Hvor langt det eventuelt er ned til en hadde boret inn i gruverom er ikke klart. Det kan være bare akkurat dypere enn 39 m. I gruvedrifta måtte en også sette igjen pillarer som støtter for at gruvene ikke skulle kollapse. Det kan derfor også godt være at kjernene er boret inn i en pillar.
Kjerne P10 slutter i fenitt ved EOC på 39 meter.
Som en konklusjon kan en derfor slutte at massiv søvitt forekommer på større dyp enn 35,3 meter,

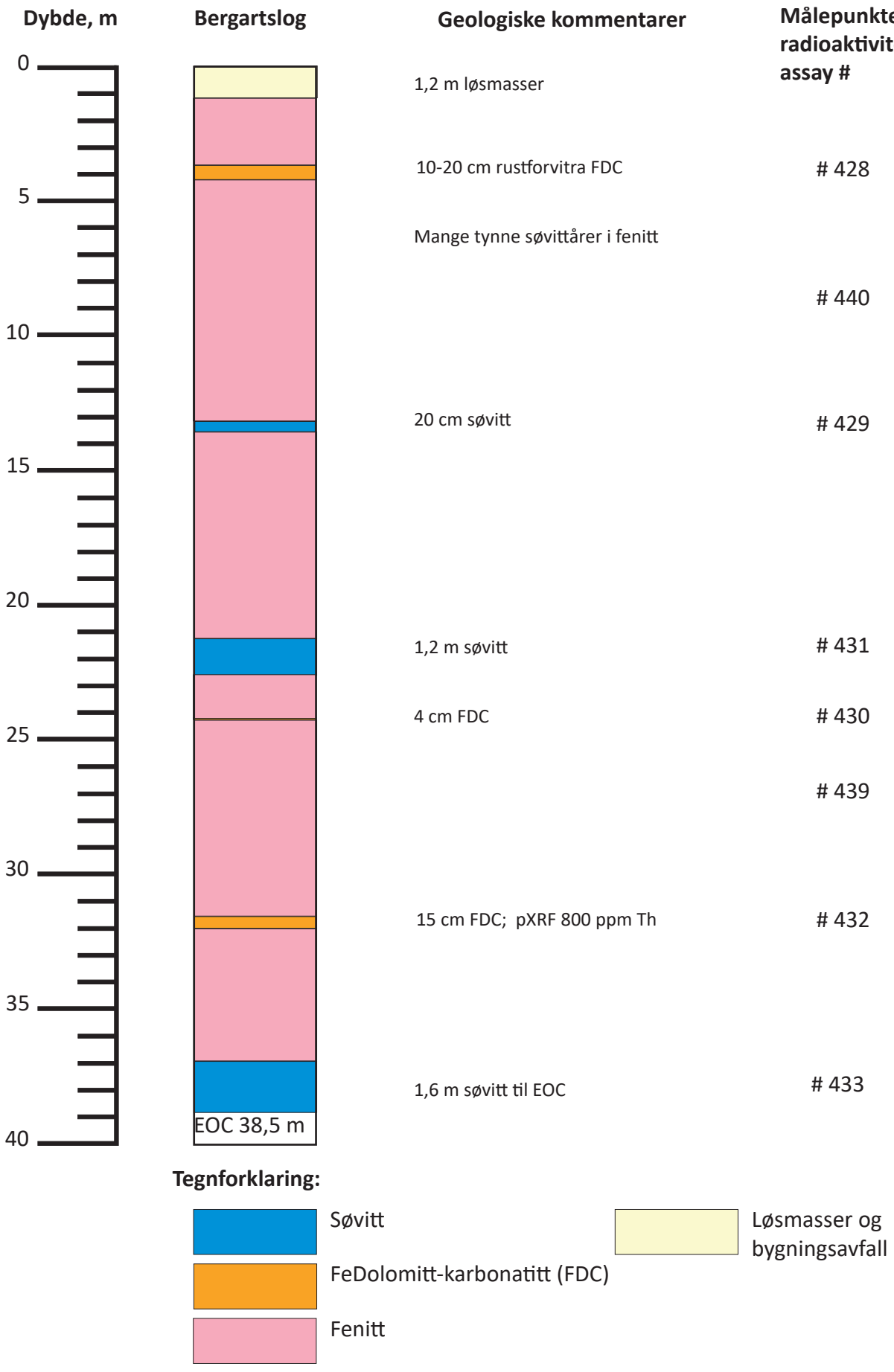
Fe-dolomitt-karbonatitt (FDC)
Som observert i dagen forekommer FDC kun som tynne årer i kjernene. Flere av FDC-årene er temmelig radioaktive, og en FDC som forekommer nær overflata er sterkt rustforvitra (kjerne P6).

Se kjernelogger.

Radioaktivitet:
På loggene er det vist målepunkter for radioaktivitet. Numrene refererer til assay-nummere for analyser med gammaspektrometer. Se kjernelogg og etterfølgende avsnitt om radioaktivitet med tilhørende tabeller.

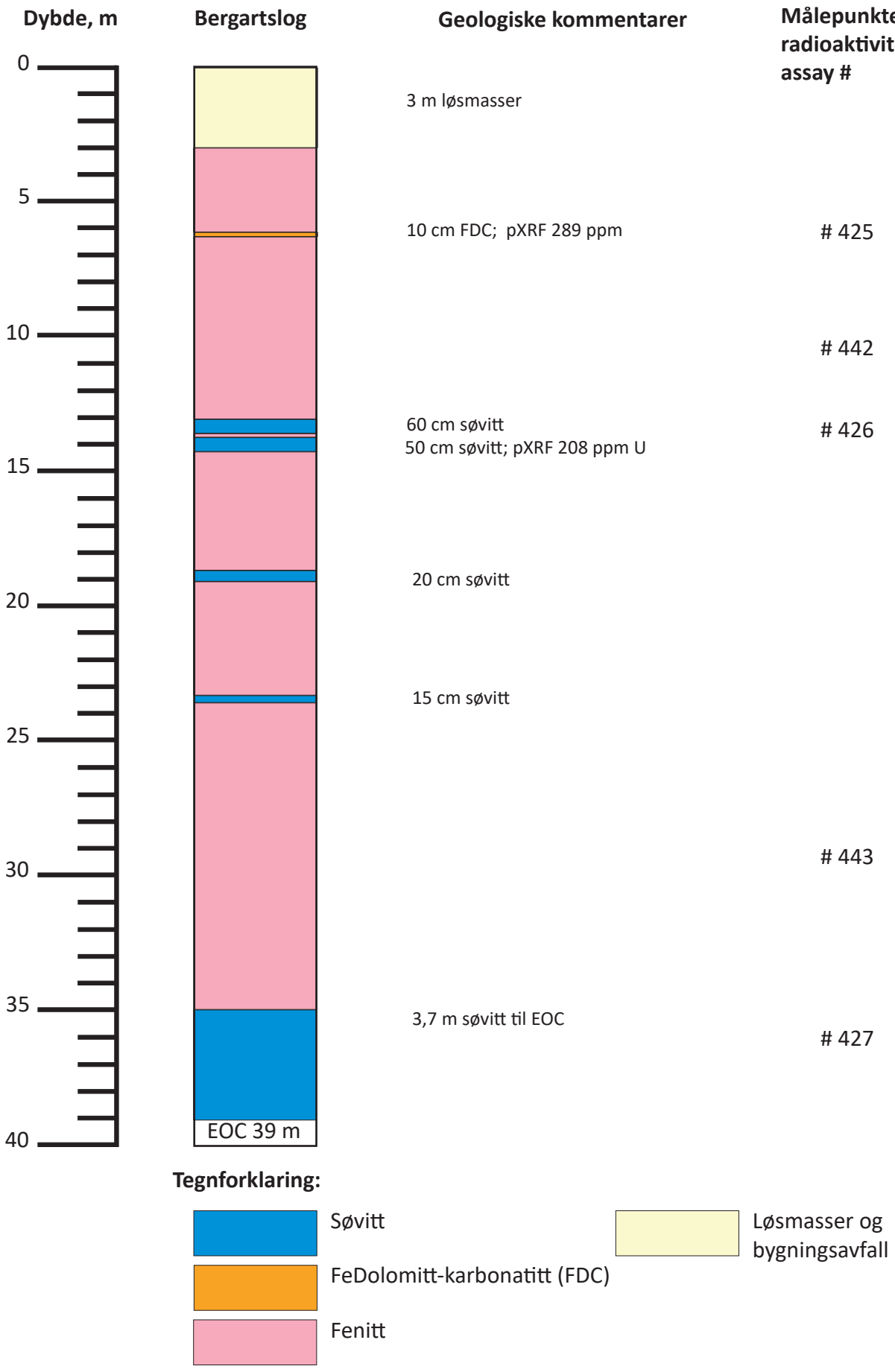
Log kjerne P6

Logget 2024.12.18 S. Dahlgren



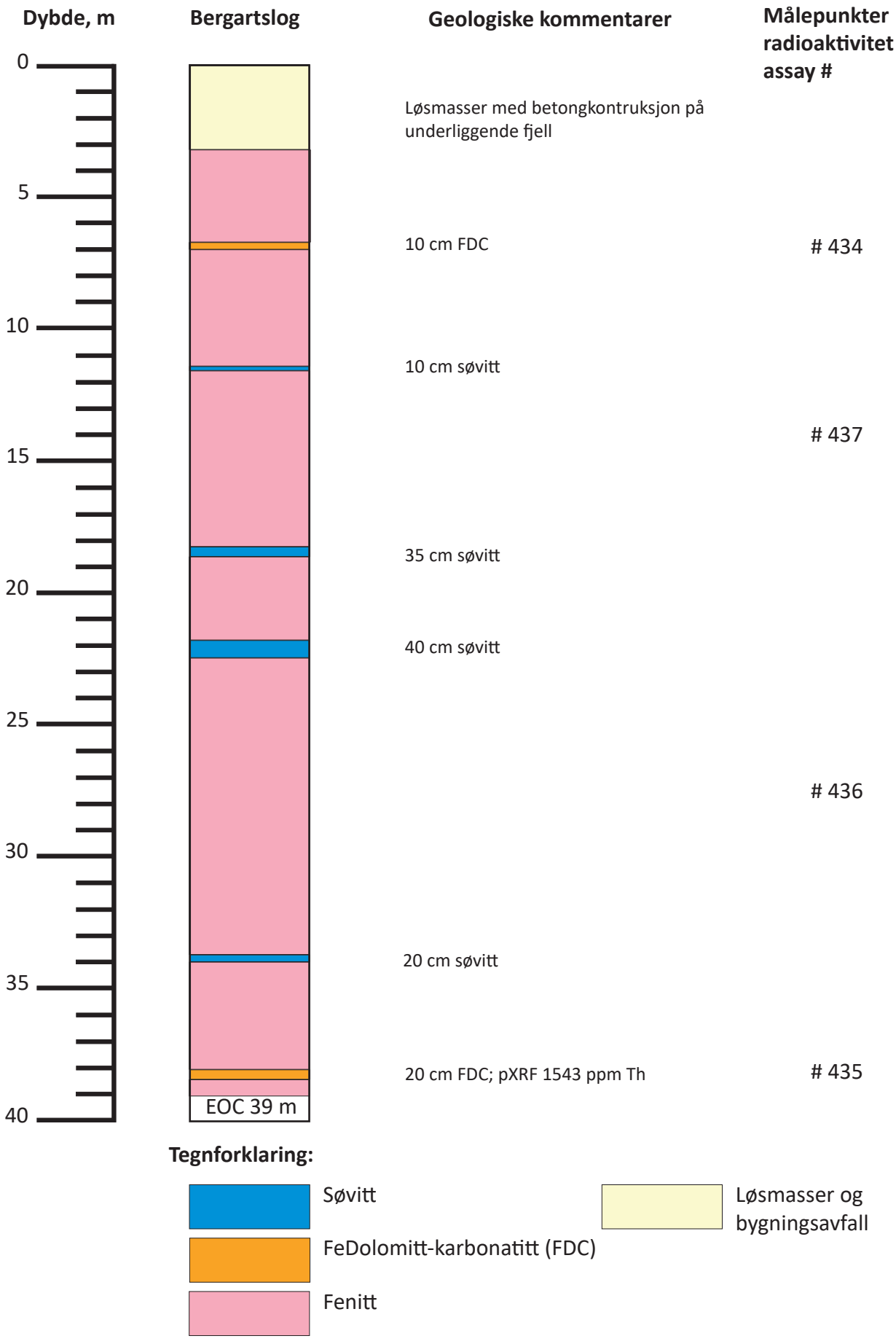
Loggeskjema kjerne P9

Logget 2024.12.18 S. Dahlgren



Log kjerne P10

Logget 2024.12.18 S. Dahlgren



RADIOAKTIVITET

Målinger av radioaktivitet og usikkerhet

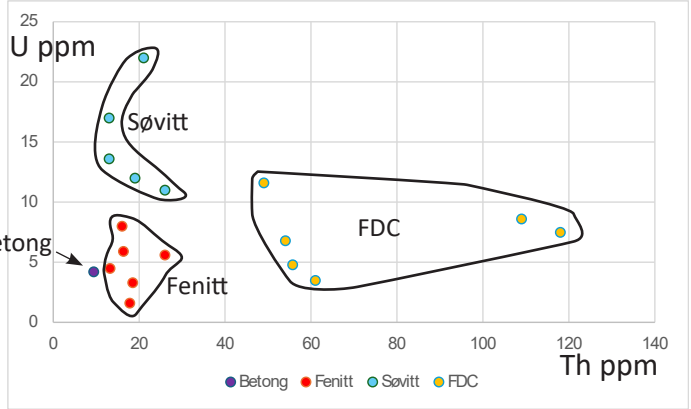
Målinger av gammastråling fra kjernene ble foretatt med et gammaspektrometer (Georadis GT-30 Super Spec; NaI-teller). Dette instrumentet skiller mellom gammastråling fra uran (U), thorium (Th) og kalium (K). For strålevernsforhold er det U og Th som er relevant, og K omtales ikke her. K forekommer for øvrig nesten ikke i søvitt og FDC.

Målingene er foretatt ved at detektoren på gammaspektrometeret ble holdt direkte inn mot utvalgte punkter på kjernene. Siden instrumentet måler gammastråling fra et større volum (noen dm) rundt detktoren og siden kjernene ligger ved siden av hverandre i kassene så gir dette gammastråling også fra kjernene som ligger ved siden av og dessuten fra underliggende betonggulv, og gir ikke nøyaktive målinger av radioaktiviteten, så derfor:

NB! MÅLINGENE GIR KUN EN INDIKASJON på innholdet av U og Th, og strålingsnivå (nSv/h^{-1}).
MÅLINGENE ER IKKE STANDARDISERTE OG MÅ BRUKES MED VARSOMHET.

Målingene er vist i etterfølgende to tabeller der dataene er ordnet etter hhv dybde i borkjernene og bergartstype. Målepunktene (assay #) er vist på kjerneloggene.
For å ha kontroll på bidraget fra betonggulvet ble det utført en måling direkte av på betongen vekk fra kjernene.

For enkelte bergarter der gammaspektrometeret gav høyt utsalg ble det punktmålt med håndholdt XRF (pXRF; Thermo Scientific, Niton XL5 Plus). Disse analysene er vist som kommentarer i loggene merket pXRF og konsentrasjoner av U eller Th i ppm.



Plott av uran (U ppm) mot thorium (Th pmm) fra gammaspektrometeranalyser av borkjernene. Målingene viser U og Th innhold typisk for sand fra Telemark (betong-gulvet er muligens laga med sand fra Skien), fenitter, søvitt og FDC. Se teksten og tabeller med måleresultater.

Resultater

Målingene gir tross usikkerheten resultater i størrelsesorden som en i utgangspunktet skulle forvente for de ulike bergartsgruppene (basert på min erfaring med målinger i felt og fra kjemiske / mineralogiske analyser av bergartene som forekommer):

Betongen viser et lavt innhold av U (4,2 ppm) og Th (9,4 ppm). Dette er som i en hvilken som helst naturlig sandhaug i Telemark. De andre målingene omtales relativt til betong. Se også plott nedenfor.

Fenittene ble forsøksvis målt der det var flere meter sammenhengende fenitt i kjernene. Omgivende kjerner rundt målepunktene besto derfor også av fenitt. Fenittene har lave U og Th konsentrasjoner, bare litt høyere enn i betongen.

Søvittene viser typisk et forhøyet innhold av både U og Th, men ingen av søvittene i kjernene hadde alarmerende høyt innhold av noen av dem. De massive søvittene nær EOC var også uvanlig fattige på pyroklor. Det er derfor sannsynlig at nettopp disse søvittene ikke ble drevet ut, men satt igjen i stabiliserende pillarer / tak fordi de var for fattige for drift. pXRF på den mest radioaktive, tynne søvittgangen i fenitt (P9) har et innhold på 208 ppm U noe som er temmelig høyt.

FDC-årene har typisk høyt innhold av Th og lavt innhold av U. pXRF-målinger av tre FDC-er viser Th-innhold på hhv 289, 800 og 1543 ppm.

Konklusjoner radioaktivitet

Målingene må KUN tas som indikasjoner og ikke brukes som absolutte verdier. Siden det er utført få og usikre analyser egner de seg ikke for statistiske vurderinger.

Likevel vil jeg konkludere følgende dersom fjell sprenges ut i området:

Hovedvolumet blir fenitter som er så minimalt radioaktive at de ikke trenger å legges på noe deponi.

Fenittene er imidlertid gjennomsatt av en rekke søvittårer (dm-m tykke) som kan ha forholdsvis høyt innhold av U og Th, og FDC-årer som kan ha veldig høyt Th-innhold. Ved utsprengning anbefales det derfor å måle gammastrålingsnivået i søvitt/FDC-årer og legge de årene som måtte være radioaktive på deponi. Dette vil neppe bli store volumer uten at dette på forhånd er kvantifiserbart.

Gammaspektrometermålinger av uran og thorium i bergartskjernene

Kjerne	Dybde, m	Bergart	Assay #	nSv/h-1	U ppm	Th ppm
P6	3,8	Rustvitra FDC	428	264	3,5	61
P6	8,1	Fenitt	440	125	3,3	18,5
P6	13	Søvitt	429	191	11	26
P6	21,5	Søvitt	431	161	13,6	13
P6	24,1	FDC	430	249	6,8	54
P6	27	Fenitt	439	121	1,6	17,8
P6	32,8	FDC svart	432	447	8,6	109
P6	37,3	Søvitt	433	248	22	21
P9	6,15	FDC	425	249	4,8	55,7
P9	10,4	Fenitt	442	162	5,6	26
P9	14,0	Søvitt	426	178	12	19
P9	29,4	Fenitt	443	127	5,9	16,3
P9	35,8	Søvitt	427	181	17	13
P10	6,8	FDC	434	247	11,6	49
P10	14	Fenitt	437	114	4,5	13,2
P10	27,8	Fenitt	436	154	8	16
P10	38,1	FDC	435	462	7,5	118
-	Bakgrunn	Betonggulv	438	96	4,2	9,4

Målinger ordnet etter kjerner og dybde

Kjerne	Dybde, m	Bergart	Assay #	nSv/h-1	U ppm	Th ppm
-	Bakgrunn	Betonggulv	438	96	4,2	9,4
P6	8,1	Fenitt	440	125	3,3	18,5
P6	27,0	Fenitt	439	121	1,6	17,8
P9	10,4	Fenitt	442	162	5,6	26
P9	29,4	Fenitt	443	127	5,9	16,3
P10	14,0	Fenitt	437	114	4,5	13,2
P10	27,8	Fenitt	436	154	8	16
P6	13,0	Søvitt	429	191	11	26
P6	21,5	Søvitt	431	161	13,6	13
P6	37,3	Søvitt	433	248	22	21
P9	14,0	Søvitt	426	178	12	19
P9	35,8	Søvitt	427	181	17	13
P6	3,8	Rustvitra FDC	428	264	3,5	61
P6	24,1	FDC	430	249	6,8	54
P6	32,8	FDC svart	432	447	8,6	109
P9	6,1	FDC	425	249	4,8	55,7
P10	6,8	FDC	434	247	11,6	49
P10	38,1	FDC	435	462	7,5	118

Målinger ordnet etter bergartstype

Foto kjerne P6

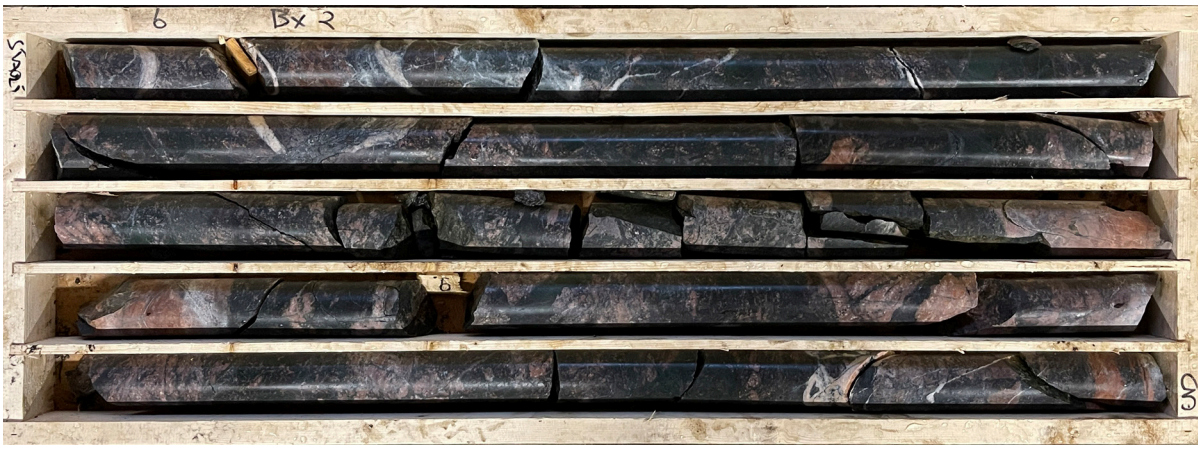


Foto kjerne P6, fortsatt

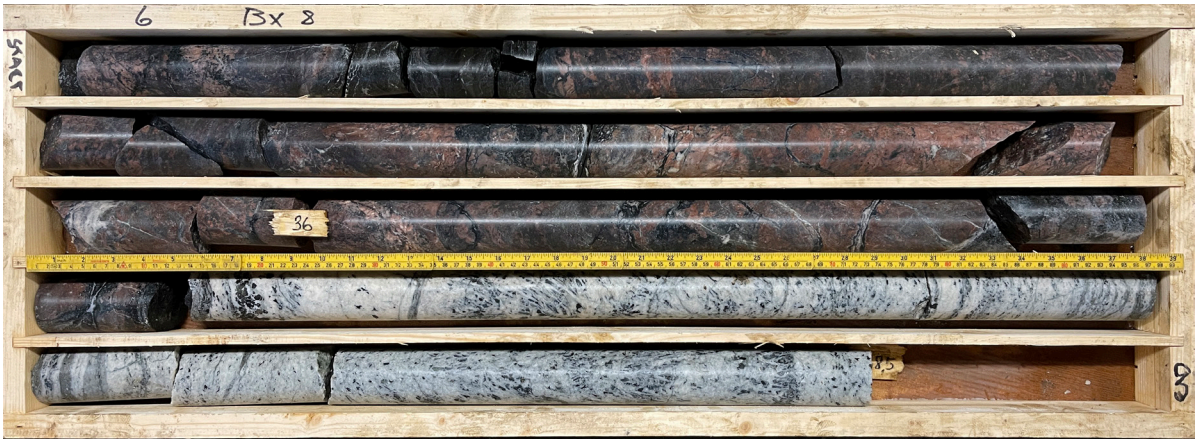


Foto kjerne P9

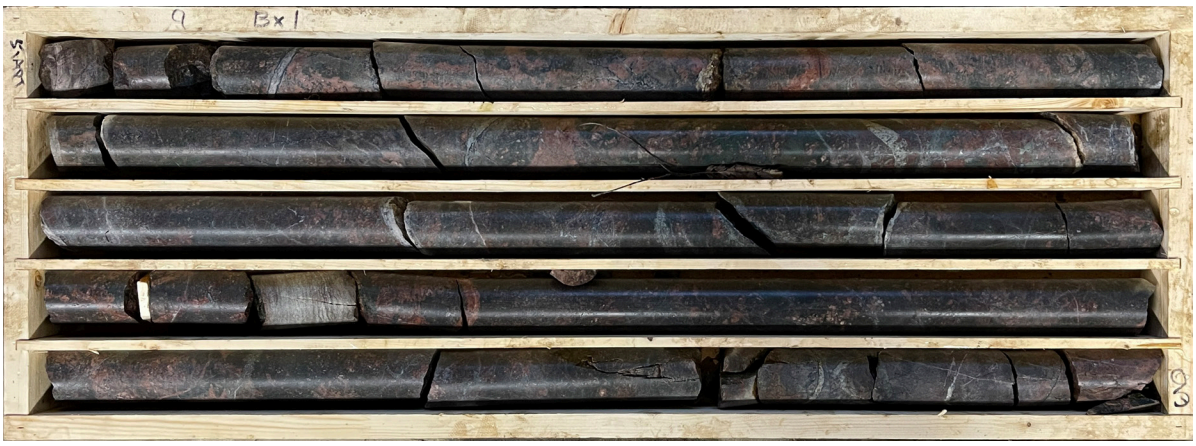


Foto kjerne P9, fortsatt

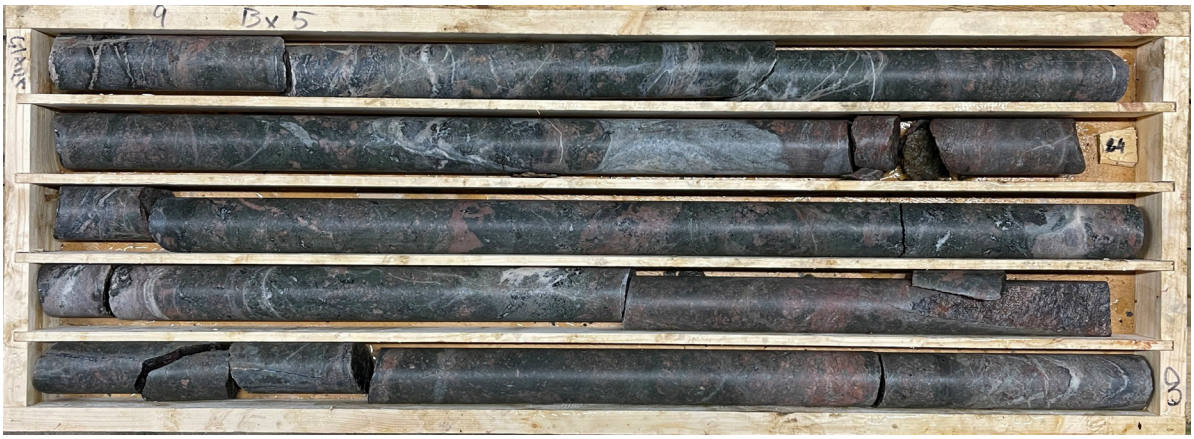
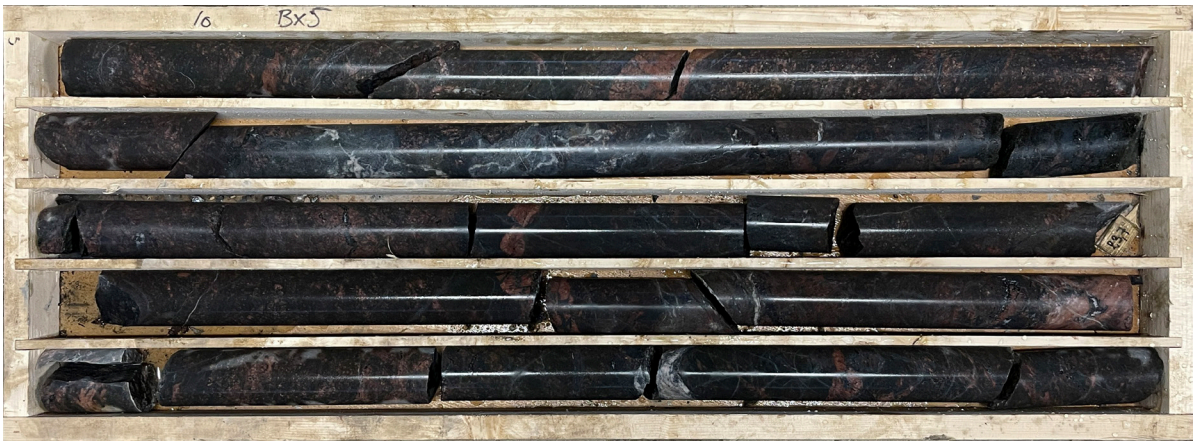


Foto kjerne P10

Foto kjerne P10, fortsatt



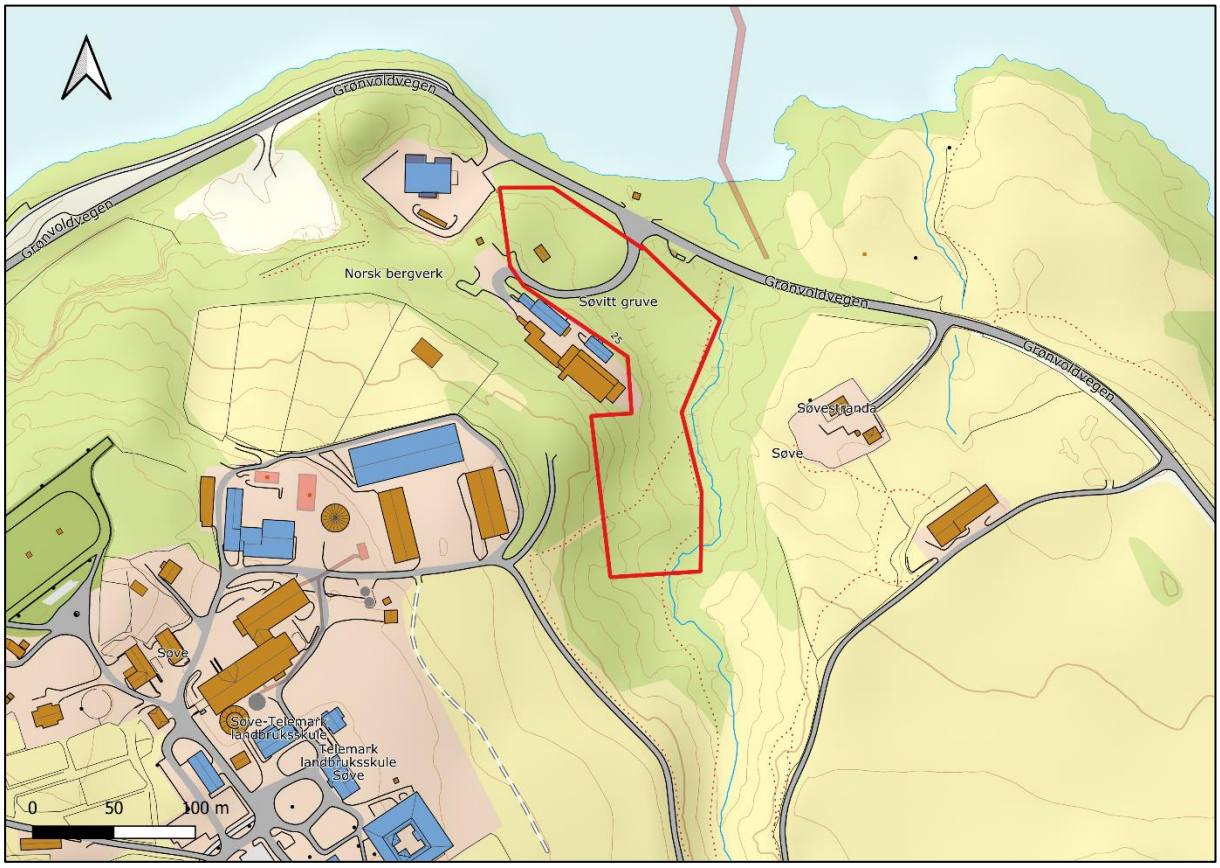
NOTAT

Vår ref.: PF-03481 (notat 2024) og TT-3642 (revidert notat 2025) Dato: 09.09.2025

Kartlegging av naturmangfold ved Søve gruver i Nome kommune

Bakgrunn

I forbindelse med sanering av et område ved Søve gruver i Nome, Telemark, har Ecofact fått i oppdrag av Bergfald Miljørådgivere å gjennomføre en biologisk kartlegging av planområdet. Dette notatet ble opprinnelig utarbeidet i 2024, men er nå oppdatert etter nyere feltundersøkelser av vilt og vannmiljø. Noe av teksten i det opprinnelige notatet er i denne revisjonen utelatt og omarbeidet.

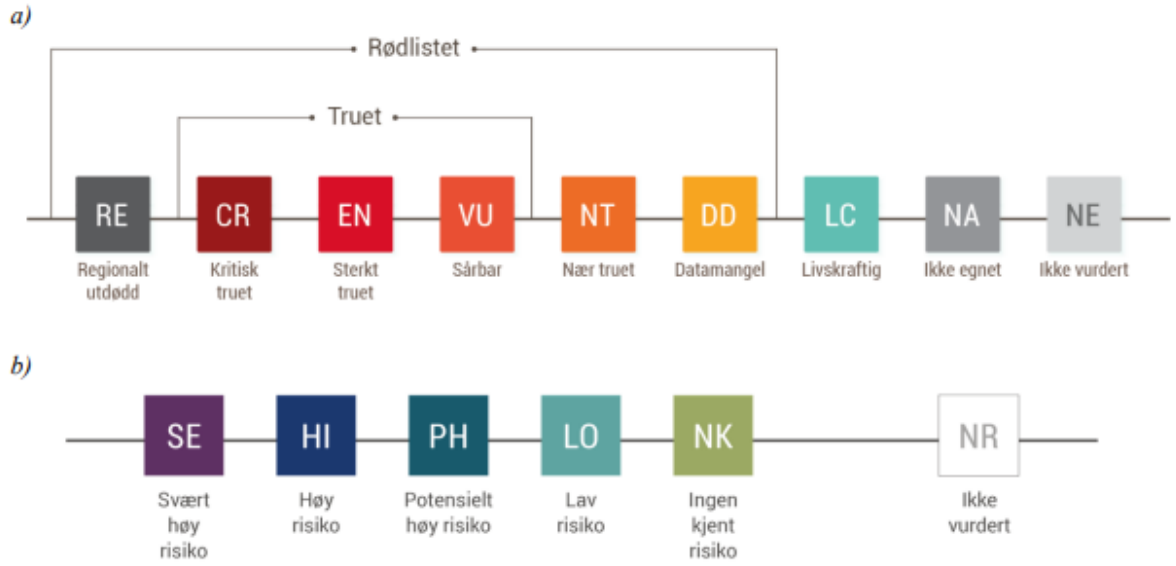


Figur 1: Planområdet markert med rødt polygon. Grensen er tegnet basert på tilsendt plantegning.

Metode

Området ble kartlagt for naturtyper og vegetasjon av Pernille Fritheim den 05.08.2024 og av Sigrid Skrivervik Bruvoll den 17.06.2025. Rødlistede og fremmede arter ble kartlagt og kategorisert etter hhv. Rødlista og Fremmedartslista (Artsdatabanken, 2021; Artsdatabanken, 2023) (figur 2). Områdets naturtyper ble kategorisert etter NiN 2.3 systemet (Bryn et.al., 2020). Aktuelle databaser (Artskart og Naturbase) ble også gjennomgått for relevante opplysninger om planområdets biologiske mangfold. Offentlige myndigheter ble kontaktet for sensitive artsdata.

Da kartleggingstidspunktet i 2024 ikke var gunstig for å fange opp fuglelivet i området, ble det i det opprinnelige notatet innhentet og presentert opplysninger fra Rune Solvang, en lokal fuglekyndig. Det ble imidlertid senere besluttet at det skulle gjennomføres en eksklusiv feltkartlegging av hekkende fugler, noe som ble gjennomført av ornitolog Toralf Tysse den 12.-13.5. 2025.



Figur 2: Rødlistekategorier (a) og fremmedartskategorier (b) hentet fra hhv. Rødlista og Fremmedartslista (Artsdatabanken, 2021; Artsdatabanken, 2023)

Verdisetting

Ved vurdering av verdien av forekomstene, benyttes kriteriene for verdisetting i Miljødirektoratets håndbok M 1941, https://www.miljodirektoratet.no/konsekvensutredninger. Med verdi menes en vurdering av hvor verdifullt et område eller miljø er. Verdi fastsettes langs en firedelt skala fra *Noe verdi* til *Svært stor verdi* (jfr. figur 3 og tabell 1). Det er glidende overganger mellom verdikategoriene.

Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
		▲		

Figur ***Feil! Det er ingen tekst med den angitte stilen i dokumentet.****: Skala for vurdering av verdi. Skalaen er glidende og markøren flyttes for å nyansere vurderingen.*

I MD-veilederen er de ulike temaene under naturmangfold gitt konkrete kriterier for å vurdere verdi. Vurderinger av verdi skal bygge på konkrete funn, og på vurderinger av potensial for flere funn. Tabell 1 gir en oversikt over verdikriteriene for temaene viktige naturtyper (NiN) og økologiske funksjonsområder for arter. Alle forekomster som ikke oppfyller noen av disse kriteriene er vurdert å være uten betydning, dvs. en kategori med lavere verdi enn «noe verdi».

Tabell 1: Verdisetting av kartleggingsenheter etter Miljødirektoratets veileder. Forekomster som faller utenfor skalaen i tabellen er uten betydning. Ulike geologiske forekomster skal også vurderes, men da det ikke er aktuelt i dette tilfellet er de ikke inkludert her.

Tema	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
Naturtyper kartlagt etter Miljø-direktoratets instruks	Naturtyper med sentral økosystemfunksjon med svært lav lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med svært lav lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper med svært lav lokalitetskvalitet	Kritisk truede (CR) med svært lav lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) med svært lav lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) med svært lav lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon med lav lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med lav og moderat lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper med lav og moderat lokalitetskvalitet	Kritisk truede (CR) med lav lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) med lav eller moderat lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) med lav, moderat eller høy lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon moderat og høy lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med høy og svært høy lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper høy og svært høy lokalitetskvalitet	Kritisk trua (CR) med moderat, høy eller svært høy lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) med høy eller svært høy lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) med svært høy lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon og svært høy lokalitetskvalitet
Arter inkludert økologiske funksjons-områder	Alminnelige og vidt utbrede arter og deres funksjonsområder **Anadrom fisk:** Vassdrag med sporadisk forekomst av anadrom fisk (ikke stedegen bestand) **Innlandsfisk:** Små bestander uten spesielle verdier Naturlig lite egnede forhold i innsjø/elv for fisk	Nær trua (NT) arter og deres funksjonsområde Fastsatte bygdenære områder som grenser til viktige funksjonsområder for villrein **Anadrom fisk:** Laks/sjøørret: Vassdrag med små bestander Sjørøye: Mindre bestand. Middels potensial for smoltproduksjon **Innlandsfisk:** Vassdrag med fiskebestander av regional/ lokal verdi	Sårbare (VU) arter og deres funksjonsområder Spesielt hensynskrevende arter og deres funksjonsområde Fastsatte randområder til de nasjonale villreinområdene Viktige funksjonsområder for villrein i de 14 øvrige villreinområdene (ikke nasjonale) **Anadrom fisk:** Laks/sjøørret: vassdrag med middels store bestander Sjørøye: Livskraftig bestand. Godt potensial for smoltproduksjon **Innlandsfisk:** Langtvandrende bestand av harr, ørret og sik Vassdrag som er (potensielt) høyproduktive for ørret, røye eller sik Andre storørretbest. Vassdrag med stor andel storvokst ørret	Fredede arter og deres funksjonsområde Prioriterte arter og deres funksjonsområder (eventuelt forskriftsfestet funksjonsområde) Sterkt truet (EN) og kritisk truet (CR) arter og deres funksjonsområde Nasjonale villreinområder Lokaliteter med relikt laks **Anadrom fisk**: Nasjonale laksevassdrag Andre spesielt verdifulle laksevassdrag (f.eks. storvokst laks) Sjøørret: stor bestand Sjørøye: Rent elvelevende bestand Stort potensial for smoltproduksjon **Innlandsfisk:** Spesielt verdifulle storørretbestander

Ifølge veileder M-1941, er naturtyper definert som følger:
I naturmangfoldloven er en naturtype definert som ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster.

> *Forvaltningsmålet for naturtyper er etter at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Se § 4 av naturmangfoldloven.*

Lokaliteter som ikke oppfyller terskelkriterier for viktige naturtyper, vurderes å være *uten betydning*.

Arter og deres økologiske funksjonsområder

Ifølge veileder M-1941, inngår følgende typer i kategorien arter og økologiske funksjonsområder:

- *Villrein*
- *Rødlistede og truede arter.*
- *Prioriterte arter.*
  En prioritert art er vernet gjennom vedtak, kalt Kongelig resolusjon, og har fått juridisk beskyttelse etter naturmangfoldloven § 23 fordi de er særlig truet av utryddelse, arten har en vesentlig andel av sin naturlige utbredelse i Norge, eller det er internasjonale forpliktelser knyttet til arten.
- *Fredete arter.*
  Dette gjelder alle virveldyr, med mindre det er åpnet for jakt, og enkelte planter og virvelløse dyr. Dette er arter som er fredet etter den gamle naturvernloven.
- *Spesielt hensynskrevende arter og spesielle økologiske former.*
  Gjelder 12 fugler og moskus.
- *Vannmiljø*

Resultater

Kunnskapsgrunnlaget

Eksisterende kunnskapsgrunnlag for området er begrenset. Det foreligger ingen tidligere kartlagte Naturtyper etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks (M-2209) innenfor planområdet. Av karplanter er hjertegras (NT) registrert i området i 1949 med stor unøyaktighet rundt lokasjon. Arten ble ikke observert på noen av befaringene, og vurderes som enten utgått eller utenfor planområdet. Det foreligger en del registreringer på fugl, omtalt under viltkapittelet lenger nede.

Naturtyper

Planområdet befinner seg i en ravinedal som bærer sterkt preg av menneskelig påvirkning. Søve gruve var i drift fra 1953 til 1965, med store tekniske inngrep, inkludert fjerning av naturlig jordsmonn og vegetasjon, tilførsel av gråberg og fyllmasser, anlegg av veier, skjerp og bygninger og kjemisk påvirkning fra prosessering av malm (niob-forbindelser). Historiske flyfoto fra 1967 viser et areal bestående av bare masser, med unntak av kollen helt vest i planområdet (figur 4). Dette betyr at dagens naturarealer fortrinnsvis er unge, og ikke kvalifiserer som naturtyper av skogsmark etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks, der det kreves en naturlig skogbestandsdynamikk som normalt opparbeides først etter rundt 100 år. Dette er tiden det tar før strukturelle og biologiske endringer stabiliserer seg og naturlige økosystemfunksjoner er reetablerte. Det meste av arealet klassifiseres i dag som NiN-kategorien *Sterkt endret fastmark med løsmassedekke* (T35) i henhold til NiN 2. I NiN 3, som forventes å implementeres i kartleggingsmetodikken først i 2027, vil arealet kvalifisere som naturtypen *Sterkt endret skogsmark* (NA-TM06).

Figur 4: Historiske flyfoto av Søve gruve, fra 1967.

Arealets tilhørighet til ravinesystemet vurderes også som forringet av gruveinngrepene. Ravinen har sannsynligvis vært en leirravine som er en rødlistet landform. Rester av ravinen forekommer sør for planområdet.

Arealet er i dag i gjenvekstsuksesjon mot naturlig skogsmark. Suksesjonen har gått svært raskt, sannsynligvis på grunn av næringsrike masser med høy markfuktighet, og at tresjiktet domineres av gråor, som er et rasktvoksende treslag som ofte bare blir 40 – 60 år gammelt. Dette betyr at for deler av tresjiktet har det gått en hel tregenerasjon, med medfølgende produksjon av dødvedelementer. Den fuktige, til dels forsumpede marka har ført til rask nedbrytning av dødvedelementer og dermed noe variasjon også i nedbrytningsstadier. Det mangler fremdeles flere naturlige skogsmarkselementer, som aldersgradient og sjiktning, naturlig foryngelse, frøbank, naturlig artssammensetning i feltsjiktet og livsmedier knyttet til gamle, grove trær. Likevel har arealet relativt stor betydning for biologisk mangfold.

Vegetasjon og sopp

Vegetasjonen indikerer kalkrike forhold i hele planområdet. I nordvest, på planlagt lokalisering av sarkofag, vokser den kalkkrevende arten trollbær, sammen med mindre krevende arter som engsoleie, bringebær, skvallerkål, skogsalat, teiebær, blåklokke, gullris og skogburkne. I bunnsjiktet dominerer storkransmose og etasjemose. Det er generelt snaut med bakkevegetasjon, og mye naken jord. Furu i hogstklasse fire dominerer tresjiktet, og i tillegg finnes gråor, bjørk, selje, og oppslag av rogn og gran. Ut mot veien som går opp til Grønvoldvegen 26 er det et hogd felt. Vegetasjon med firblad, skvallerkål og løvetann indikerer at området hadde samme karakter som tilgrensende areal før hogst. Det er i tillegg stor forekomst av fremmedarten kanadagullris (SE). I dette arealet er det gravd ned store mengder materialer fra gruvedriften, og området klassifiseres som NiN-enheten *Sterkt endret fastmark med løsmassedekke* (T35).

Nordvest for dette arealet, i utkanten av planområdet, ligger en opphevet kolle. Nakent berg stikker frem blant leiredekte areal, og de bratte skrentene huser en svært rik moseflora av kalkkrevende arter. Dominerende arter er putevrimose, storklokkemose, matteflette, etasjemose og forskjellige gråmoser (*Racomitrium spp.)*. I tillegg finnes rødsliremose, ospelundmose, skruevrangmose, skogskjeggmose, sigdstjernemose, flatfellmose, piskraggmose, kalkraggmose, puteplanmose og kalkklokkemose. I bakkant av denne haugen vokser det noen store seljer som nærmer seg slutten av sitt livsløp, med grove strukturer og mye dødt i krona. Det er også noen hele døde trær, både i liggende og stående format. I tresjiktet på og rundt kollen finnes også furu, bøk, rogn og selje, og i busksjiktet vokser den svært kalkkrevende arten berberis og fremmedarten rødhyll. I feltsjiktet vokser skogsveve, markjordbær, trollbær, ormetelg, sisselrot, liljekonvall, skogsalat, legeveronika og hengeaks, og i bunnsjiktet furumose og storkransmose. I NiN-systemet faller dette inn under definisjonen av *bærlyng lågurtskog* (T4-C-7). Med dominans av boreale løvtrær i tresjiktet kvalifiserer arealet ikke som viktig naturtype etter Miljødirektoratets utvalgskartlegging.

Sørøstlige deler av planområdet, sør for Grønvoldvegen, består av skogsliknende mark med tresjikt i hogstklasse 4 og 5. På flate partier er arealet forsumpet, og på sikt vil området utvikle seg til den rik gråorsumpskog, som er en naturtype med sentral økosystemfunksjon som kartlegges etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks. I tillegg til gråor, består tresjiktet av selje, pil, spisslønn, og det finnes mindre arealer med plantet gran. Av rødlistede treslag, finnes ask (EN), alm (EN) og lind (NT). De sistnevnte forekommer hovedsakelig i buskform og små trær. Det ble observert én stor

lind og én alm forbi oppslagsstadiet. Asketrær av noe størrelse er svekket av askeskuddsyken. I busksjiktet vokser humle og korsved og i felstsjiktet arter som skogsivaks, breiflangre, fredløs, maigull, vendelrot, mjødurt, trollbær, skvallerkål, vasshøymol, blodtopp, klourt, kratthumleblom, slyngsøtvier, engsnelle, bringebær og skogsvinerot. I bunnsjiktet dominerer fagermoser som krusfagermose, bekkerundmose, og skogfagermose, samt storlundmose og vårmose, samtlige av disse vanlige arter. Gråorstammer ble nøye undersøkt for rødlistearten pelsblæremose, som kan finnes i slike habitater, men uten funn. Krinsflatmose, hjelmblæremose og forskjellige arter i bustehettemoseslektene dominerte trestammene.

I skråningene opp fra sumpskogen ble pil og vier til dels byttet ut med bjørk, furu, selje, hassel, osp og rogn. Feltsjiktet huser mange av de samme artene, med noe mindre variasjon og frodighet.

Helt sør i planområdet, opp i høyden, finnes beitemark som fremstår gjødslet og som trolig beites av kyr. Her vokser store felter med gjødslingsindikatoren brennesle, sammen med arter som krushøymol, engsoleie, tveskjeggveronika, løvetann (*Taraxacum sp.*), mjølke (*Epilobium sp.*), og hvitkløver. I mindre partier i randsonen mot tresatt mark virker gjødselspåvirkningen mindre, og det kommer inn arter som kratthumleblom, firkantperikum, skogsalat, hagtorn, korsknapp, blåkoll, markjordbær og skogfiol.

Av sopp ble det registrert forekomst av rødlistearten askekullsopp (NT) på liggende død ved på grensen til planområdet. Arten har få registreringer nasjonalt, men anses å ha relativt høye mørketall (Brandrud et al 2021). Denne arten er rødlistet grunnet tilbakegang av vertstreet ask (EN). Det ble ikke registrert rødlistede moser eller lav.

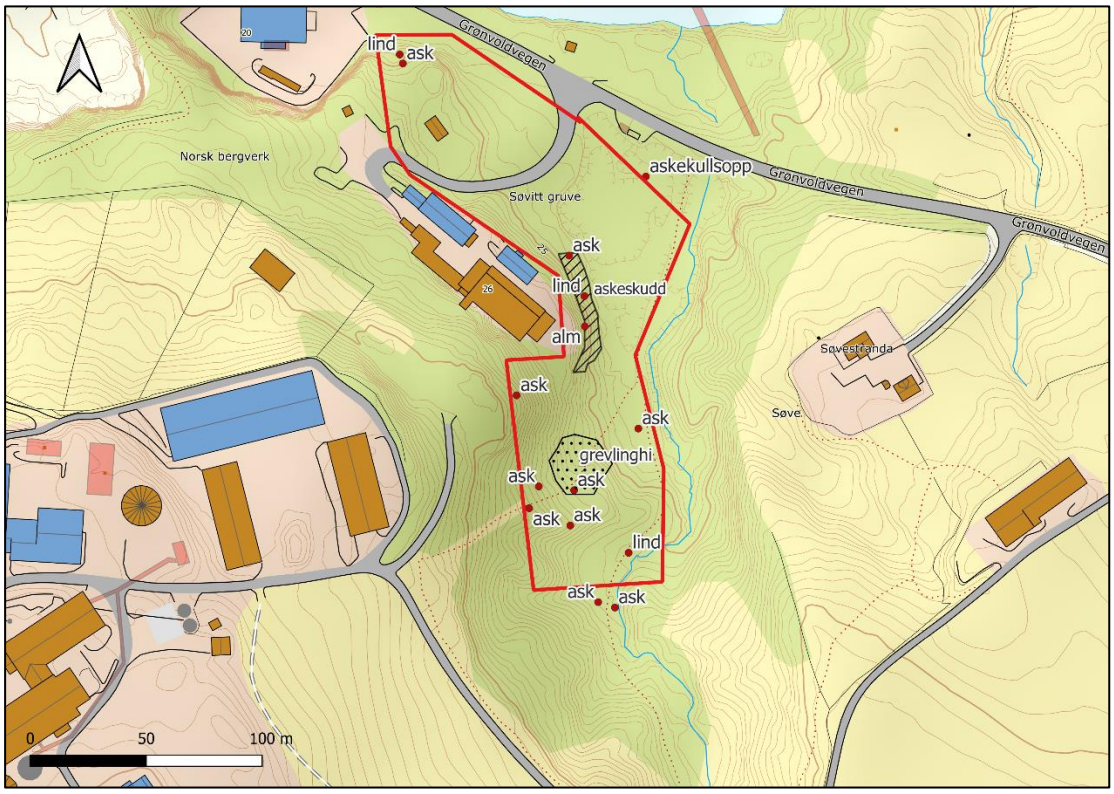
Figur 5 gir en oversikt over funnsteder for rødliste planter som ble registrert under feltarbeidet i 2024. På figuren er det også inkludert funnsted for et grevlinghi, som er omtalt under «annet vilt» nedenfor.

Insekter

Tilstedeværelsen av både stående og liggende død ved i ulike nedbrytningsstadier gir leveområder for mange vedboende insekter, som biller, fluer, veps og sommerfugllarver. Slike strukturer er avgjørende for insektfaunaen i naturlige skoger, og bidrar også til den økologiske dynamikken som på sikt fremmer et mer stabilt skogøkosystem. Den forsumpede karakteren i deler av området, samt to åpne vannspeil, gir opphav til et fuktig mikroklima med høy produksjon av organiske materialer og spesialiserte insektgrupper. Dette inkluderer blant annet vårfluer, mygg, knott og vannlevende arter, som ofte mangler i mer tørrlagte skogtyper. Fuktig jord og leire og råtnende plantemateriale gir også livsgrunnlag for jordboende virvelløse dyr. Videre er karplantefloraen rik og variert i alle sjikt. Slike plantekomplekser gir både skjul og matkilder for pollinerende insekter, som bier og sommerfugler, samt vertsplanter for spesialiserte larver og andre planteetere. Det høye nivået av insektsproduksjon gjenspeiles tydelig i fuglelivet. Fugleregistreringene i området (nøyere omtalt lenger nede) viser et rikt artsmangfold, med over 27 hekkende eller territoriehevdende fuglearter. En stor andel av disse er direkte eller indirekte knyttet til høy insektsproduksjon, spesielt i hekkesesongen hvor insekter er avgjørende som næringskilde for både voksne fugler og unger. Dette tyder på at det er rikelig med insekter i ulike økologiske nisjer: både vedlevende, jordlevende og flyvende arter.

Selv om området fortsatt mangler noen av de strukturene som kjennetegner eldre naturskog – som tydelig aldersgradient, sjiktet treslagssammensetning og naturlig foryngelse over flere generasjoner, viser det klare tegn til økologisk funksjon og høy naturverdi.

Relevante funn



Figur 5: Rødlistede planter (og sopp) registrert i planområdet. Samtlige rødlistede treslag var oppslag/unge, og ingen gamle trær ble observert.

Verdi

Med grunnlag i kriteriene i tabell 1, vurderes de aktuelle funksjonsområdene for rødlistede arter å ha Middels og Stor verdi (tabell 2).

Tabell 2: Funn av forvaltningsmessig viktige arter av karplanter og sopp i og ved planområdet. Verdien er basert på kriteriene i håndbok M-1941, og gjelder artenes funksjonsområder

Art	Rødlistestatus	Verdi	Kommentar
Ask	Sterkt truet (EN)	Stor	Spredte forekomster i arealet sør for Grønvoldvegen. Mest busker, og noen små trær. Arten er regionalt vanlig, men rødlistet på grunn av en rask bestandsnedgang som følge av soppsykdommen askeskuddsyken.
Alm	Sterkt truet (EN)	Stor	Spredte forekomster i arealet, hovedsakelig busker, og ett lite tre. sør for Grønvoldvegen. Arten er regionalt vanlig, men rødlistet på grunn av en rask bestandsnedgang som følge av sykdommen almesyke, en soppsykdom som spres med barkbiller.
Lind	Nær truet (NT)	Middels	Spredte forekomster av busker og småtrær i arealet sør for Grønvoldvegen. Arten er regionalt vanlig, men rødlistet på grunn av en moderat bestandsnedgang som følge av redusert naturlig rekruttering og negativ habitatpåvirkning.

Askekullsopp	Nær truet (NT)	Middels	En forekomst registrert rett utenfor tiltaksområdet, sør for Grønvoldvegen. Rødlistet grunnet tilbakegang av vertstreet ask

Figur 6: Noen av de registrerte rødlisteartene (a og b) og fremmedartene (c-f) i planområdet: a) askekullsopp, b) alm, c) kanadagullris, d) blankmispel, e) rødhyll, f) platanlønn.

Figur 7: Miljøer i planomtådet a) Flaten hvor sarkofagen planlegges, med den kalkrike kollen i bakkant, b) kalkrikt berg med rik moseflora, c) store, grove seljer i bakkant av kollen, d) Grønvoldvegen som deler planområdet i nordvest og sørøst. Deler av skogsarealet til venstre i bildet er i dag hugget. e) skogliknende areal i suksesjon mot gråorsumpskog, f) søvittbekken som strekker seg langs østlige utkant av planområdet.

Fugl

Teksten i kursiv nedenfor er hentet fra det opprinnelige notatet (Fritheim 2024).

Det foreligger tidligere registreringer, hovedsakelig av fugl, innenfor planområdet i Artskart. Av rødlistearter er det registrert gulspurv (NT), grønnfink (VU), hønsehauk (VU), taksvale (NT) og stær (NT). På grunn av områdets kvaliteter og observasjoner er det vurdert at hønsehauk og taksvale bruker området til næringssøk eller streif, men at de ikke hekker i området.

Informasjon fra kilder og områdets kvaliteter tilsier at planområdet har høy tetthet av hekkende fugl på grunn av den frodige løvskogen som til dels er fuktig. Av rødlistede fuglearter hekker gulspurv (VU) og grønnfink (VU) i randsonen der hvor landskapet åpner seg opp mot kulturlandskapet. Førstnevnte er truet grunnet endringer i kulturlandskapet, mens grønnfink er truet av sykdom. Av ikke-rødlistede arter finnes det hovedsakelig spurvefugler som måltrost, svarttrost, munk, hagesanger, gulsanger, stjertmeis, løvmeis, kjøttmeis, blåmeis, rødstrupe, gjerdesmett, bokfink, gråtrost og rødvingetrost. Gulsanger og stjertmeis er noe mer kravstore arter som høyst sannsynlig hekker i planområdet. Dvergspett er også en mulig hekkefugl, men dette er noe usikkert. Hekketiden for gulspurv og grønnfink vil være fra april til ut juli.

Feltkartlegging i 2025

Planområdet og tilgrensende områder i bekkeravinen ble kartlagt for hekkende fugler på ettermiddagen den 12.5 og morgenen den 13.5.2025. Nedenfor følger en gjennomgang av resultatene, med alle funn plottet på figur 10, samt viktige funn presentert i tabell 3. Hele ravinedalen ble kartlagt for fugler, da planområdet må ses i sammenheng med tilgrensende arealer og motsatt.

Generelt sett var det stor tetthet av hekkende fugler i ravinedalen, spesielt i de nedre delen av dalen. Figur 10 viser at tettheten av registrerte fugler var størst i planområdet og like øst for dette, i ravinedalen. Det ble registrert totalt 26 territoriehevdende fugler, fordelt på 13 arter, innenfor planområdet. Dette indikerer at det er stor tetthet av hekkende fugler innenfor området, og at artsmangfoldet er stort. Legges det til ytterligere 14 registrerte arter i tilgrensende områder til planområdet, reflekterer dette et stort artsmangfold av fugler innenfor ravinedalen. Det må legges til grunn at de fleste av de 14 artene bruker planområdet i større eller mindre grad.

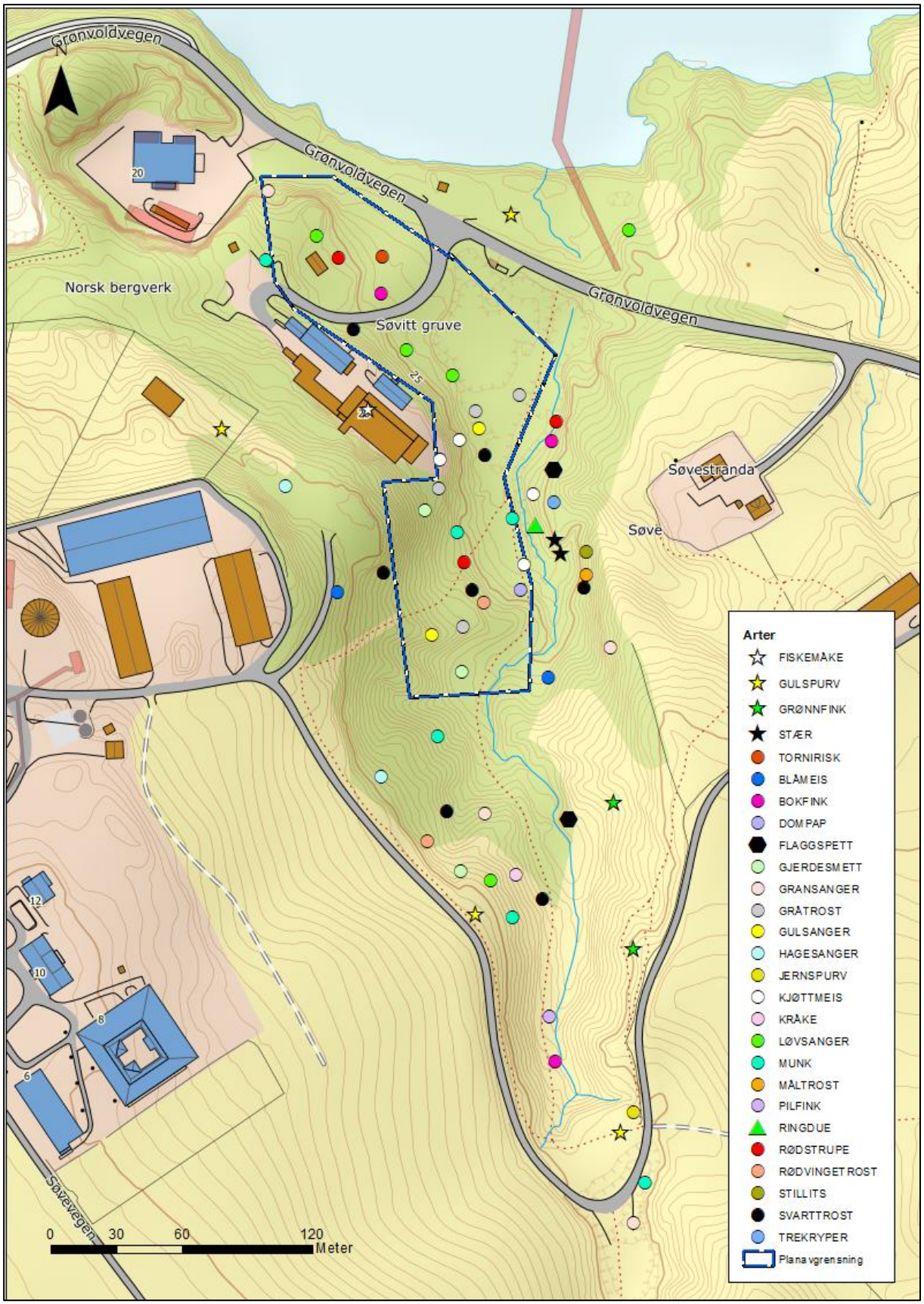
Alle registrerte arter i ravinedalen er vanlig forekommende fuglearter i Norge. I planområdet ble det registrert arter som normalt er knyttet til skog i hekketiden, med spurvefugler («småfugler») som den dominerende artsgruppen. Artsutvalget er ikke spesielt, men tettheten av territoriehevdende individer var høy i planområdet. Blant registrerte arter var rødstrupe, gjerdesmett, gransanger, løvsanger, kjøttmeis, blåmeis, svarttrost og gråtrost. Dette er arter som er vanlig forekommende i ulike skoghabitater i stort sett hele landet. I tillegg ble de mer habitatkrevende spurvefuglene gulsanger og trekryper registrert i og like utenfor planområdet. Gulsanger er knyttet til rike og frodige habitater med løvskog og fuktige kratt, mens trekryper er gjerne en art som finnes i gammelskog. Funnene av disse to artene illustrerer at området har kvaliteter for fugler noe ut over det ordinære.

Figur 8: To gulsangere (vb) ble hørt i planområdet, trekryper (hb) ble sett like utenfor. Foto: Roy Mangersnes ©.

Utenom spurvefugler, var det kun flaggspett som ble registrert i planområdet. Denne hekket i morkent trehull like utenfor planområdet, lenger oppe i ravinedalen (se figur 10).

Det ble ikke registrert noen rødlistede arter i planområdet. Like utenfor planområdet ble det registrert hekkende fiskemåke (VU, på taket av bygning), gulspurv (VU), grønnfink (VU) og stær (NT). Sistnevnte hekket i trehull i skogen, mens de to andre antas å være hekkefugler også. Innslag av fem rødlistearter som hekker innenfor et såpass begrenset område, vurderes som bra. De fleste rødlistede fuglene synes å være knyttet til åpnere områder i randsonen til ravinene. Typisk var det i kantsonene mellom skog der en gjerne finner arter som gulspurv (VU), grønnfink (VU) og tornirisk (NT). Lokaliteten for hekkende fiskemåke må sies å være spesiell, da det er skog mellom der måka hekker på bygningen og vannet, som gjerne er et mer naturlig habitat for arten. Takhekkende fiskemåker er imidlertid et vanlig fenomen, men da er det gjerne et åpnere kulturlandskap eller urbane område der de hekker.

Figur 9: Rødlistede spurvefugler som hekker/antas å hekke i ravinedalen. Gulspurv (ØV), grønnfink (ØH), fiskemåke (NV) og stær (NH). Foto: Roy Mangersnes ©.



Figur 10: Plott av hekkefugler i og ved planområdet. Stort sett gjelder plottene syngende fugler, og kun ett individ. Fugler merket som stjerner er rødlistede arter.

Verdi

Ved vurdering av verdien av forekomstene, benyttes som nevnt kriteriene for verdisetting i håndbok M 1941. I tabell 3 er det en oversikt over verdien av de rødlistede artene som ble registrert i eller i ved planområdet under feltarbeidet. Alle andre registrerte arter har «noe verdi» eller er uten betydning, jmfr. kriteriene i tabell 1. De fleste av de registrerte artene vurderes til den sistnevnte kategorien. Funksjonsområder for trekryper og gulsanger vurderes til noe verdi.

Tabell 3: Funn av forvaltningsmessig viktige fuglearter i og ved planområdet. Verdien er basert på kriteriene i håndbok M-1941, og gjelder artenes hekkeområder.

Art	Rødlistestatus	Verdi	Kommentar
Fiskemåke	Sårbar (VU)	Stor	En rugende fugl registrert på bygg like utenfor planområdet. I Telemark ble det registrert en bestandsnedgang på 7-8% i perioden 2009-2019 (Artsdatabanken)
Grønnfink	Sårbar (VU)	Stor	To syngende hanner registrert utenfor planområdet. Kan hekke innenfor planområdet. Arten er rammet av en parasittsykdom, noe som har ført til nedgang i bestanden (Artsdatabanken)
Gulspurv	Sårbar (VU)	Stor	To syngende hanner og to hanner i konflikt registrert utenfor planområdet. Hekker neppe i planområdet. Artens bestandsnedgang skyldes i hovedsak habitatendringer i kulturlandskapet (Artsdatabanken)
Stær	Nær truet (NT)	Middels	Arten hekket like utenfor planområdet, i trehull. Arten påvirkes av habitatendringer i kulturlandskapet som følge av endrede driftsformer i landbruket (Artsdatabanken)

Vurdering av lokalitetens betydning for fugler

Ravinedaler er kjent for sin høye tetthet av hekkende fugl, og lokaliteten i Nome bekrefter dette inntrykket. Sett i sammenheng med randsonene, vurderes området å være en lokalt viktig hekkelokalitet for fugler, med innslag av flere rødlistede arter. Det er likevel hver enkelt art og deres funksjonsområde som er vurdert for verdi i denne rapporten.

Med minst 26 territorielle fugler registrert på ca. 14 dekar, gir dette en tetthet av fugler på minst 1 800 territorier/km2, som er en høy tetthet av hekkende fugler. Edelløvskoger, som dekker store deler av planområdet, er produktive økosystemer med et stort artsmangfold. I dette tilfellet vil både innslaget av fuktige områder, skogens varierte struktur og blandingen av eldre og yngre trær, gi grunnlag for mange nisjer for hekkende fugler. Innslaget av insekter var høyt, og er også en viktig faktor for den høye tettheten av hekkende fugler.

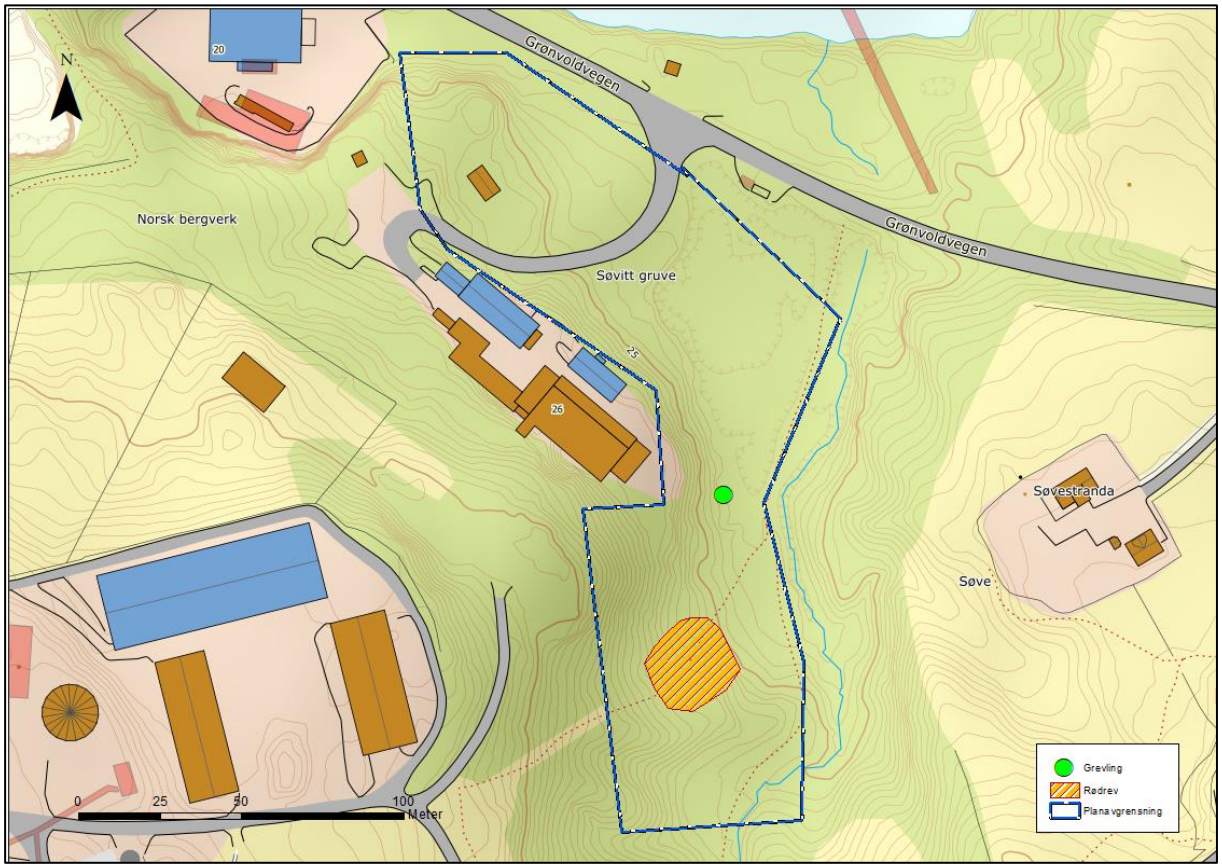
Pattedyr

Annet vilt omfatter kategoriene pattedyr, amfibier og krypdyr. Under feltarbeidet ble det registrert betydelig med spor av rådyr i ravinedalen. Arten ble også hørt, men ikke sett. Det legges til grunn at ravinedalen er et lokalt viktig funksjonsområde for arten.

I den opprinnelige rapporten (Fritheim 2024) ble det illustrert og omtalt et såkalt grevlinghi som ble lokalisert i planområdet. Ved nærmere vurdering av dette hiet, har vi kommet til at det er et hi for rødrev. Basert på bildestudier, var hiet aktivt i 2024. Hiene for disse artene har store likhetstrekk, og de kan også benytte hverandres hi.

Under feltarbeidet i mai 2025 ble det imidlertid lokalisert et grevlinghi ikke langt fra det omtalte revehiet. Dette hiet var tilsynelatende ikke i bruk. Figur 11 viser hiene, mens figur 12 viser beliggenhet av begge hiområdene. Det bemerkes at revehiet er avsatt som et større område, slik det ble presentert i den opprinnelige rapporten.

Figur 11: Hi av grevling (venstre) og rødrev i planområdet.



Figur 12: Beliggenhet av hiområder for grevling og rødrev i planområdet.

Med grunnlag i funnene av de to hiene, må det legges til grunn at både rødrev og grevling benytter eller har benyttet planområdet som funksjonsområde, og trolig ynglested.

Verdi

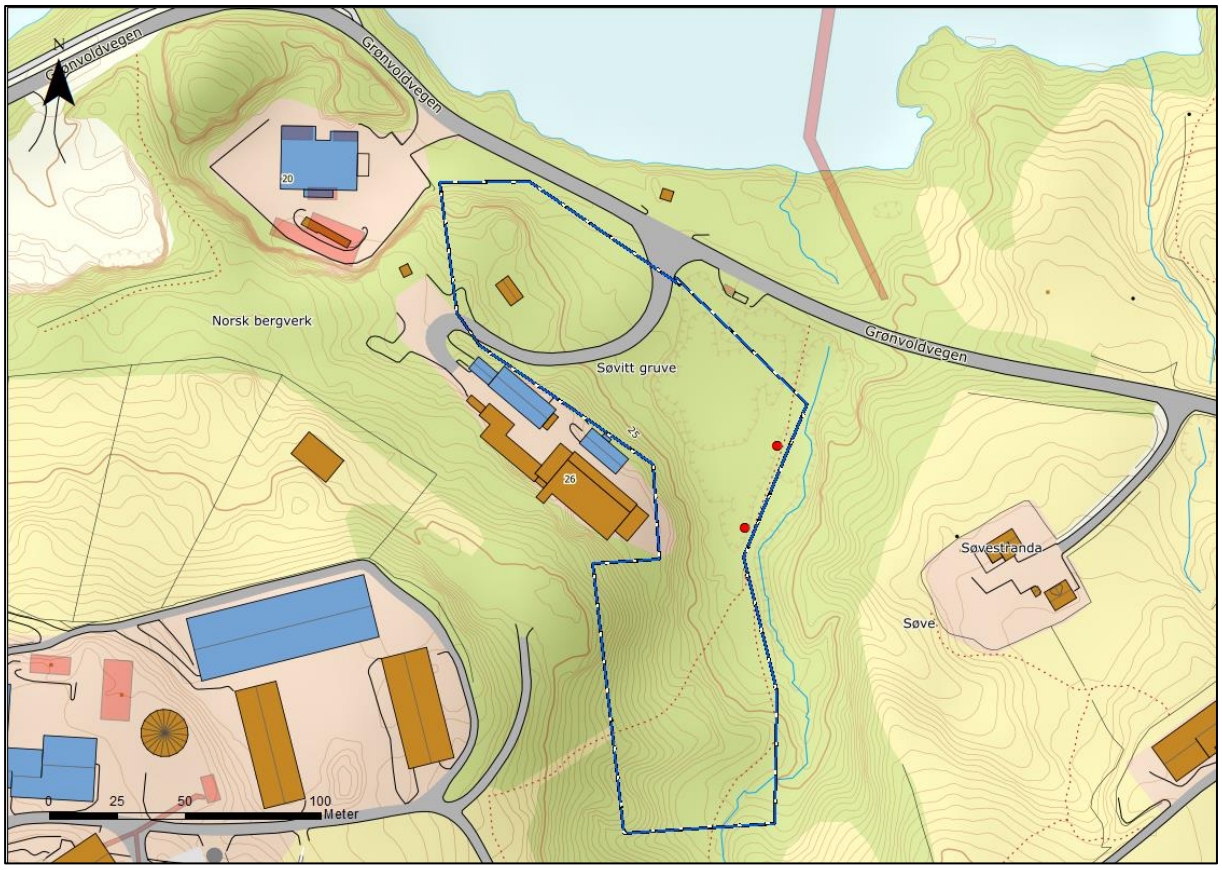
Med grunnlag i kriteriene i tabell 1, vurderes de aktuelle funksjonsområdene å ha *Noe verdi*.

Krypdyr og amfibier

Under feltarbeidet i 2025 ble det søkt etter amfibier og krypdyr i planområdet. Det ble ikke lokalisert noen krypdyr i planområdet eller i ravinedalen ellers. Planområdet vurderes som et lite egnet område for denne dyregruppe, først og fremst for at solen i liten grad kommer til bakkenivået. Krypdyr er vekselvarme, og aktiviteten deres styres i stor grad av oppvarming av kroppene deres.

I planområdet ble det ellers lokalisert to dammer som var oppvekstområder for det som karakteriseres som rumpetroll. Dette er unge individer av frosk og padder, dvs. ynglelokaliteter. Trolig var det buttsnutefrosk dette gjaldt, da en voksen frosk ble sett i området (Hans Olav Sømme, pers. medd.). Da buttsnutefrosk og spissnutefrosk (NT) er svært like, kan en ikke utelukke sistnevnte art. Habitatet tilsier imidlertid buttsnutefrosk, og i dette notatet legges det til grunn at det var denne arten som ble lokalisert.

Figurene 13 og 14 viser hhv. beliggenheten av dammene og et illustrasjonsfoto av den ene av lokalitetene.



Figur 13: Beliggenhet av dammene med rumpetroll.

Figur 14: En av de to dammene med rumpetroll i planområdet.

Verdi

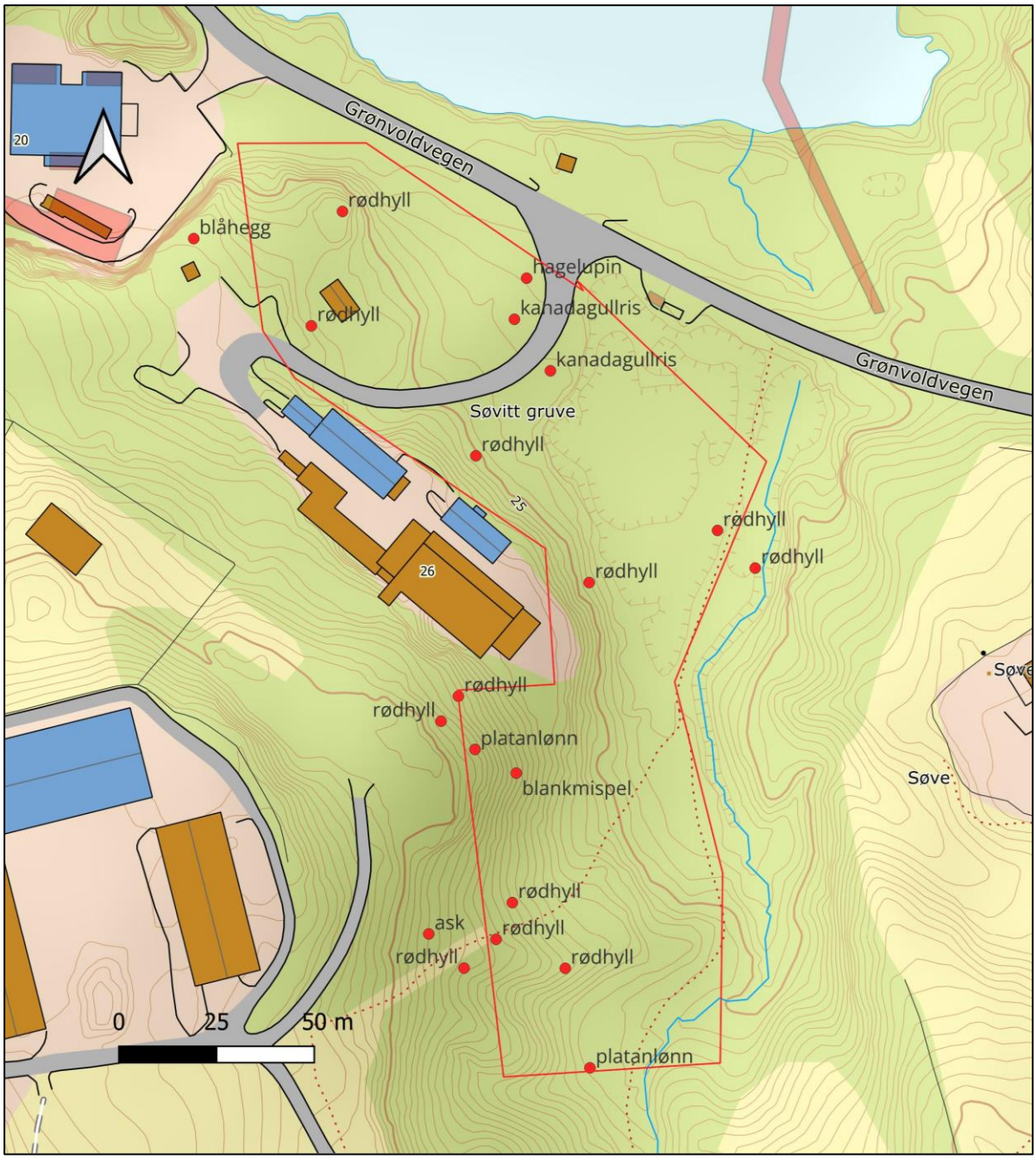
Funksjonsområder for buttsnutefrosk vurderes til *Noe verdi*.

Potensiell påvirkning av vilt

Tiltaket vil sterkt redusere kvaliteten av ravinedalen, og dermed også viltet som er knyttet til den. Med foreliggende planer legges det til grunn at mange av de artene som er knyttet til planområdet og ravinedalen ellers vil utgå. Dette begrunnes med at flere arters habitater blir ødelagt/fragmentert, at ravinedalen generelt sett blir betydelig redusert som leveområde og at støy og menneskelige forstyrrelser vil gi medvirkende negative virkninger. Selv om mange vanlige forekommende arter blir negativt berørt, vil konsekvensene blir størst for viktige forekomster dersom kriteriene i håndbok M 1941 legges til grunn.

Fremmedarter

Det ble registrert flere fremmedarter i planområdet, alle i høyeste risikokategori (SE - svært høy risiko) på Fremmedartslista (2023). Disse er platanlønn, hagelupin, blankmispel, rødhyll, kanadagullris og blåhegg. Platanlønn og rødhyll var nokså jevnt spredt over hele området, mens kanadagullris fantes i større mengder enkelte steder langs veien. Mispler hadde enkelte forekomster, og blåhegg ble registrert ett sted rett utenfor plangrensen. Figur 15 viser funnsteder for fremmedarter som ble registrert i området.



Figur 15: Fremmedarter i planområdet. Alle er i høyeste risikokategori, SE, på Fremmedartslista (2023). Alle individer er ikke registrert, f.eks. kanadagullris fantes i større mengder langs veien.

Kilder

Artsdatabanken (2021, 24. november). Norsk rødliste for arter 2021. http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/

Artsdatabanken (2023, 11. august). Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023. http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023

Brandrud TE, Bendiksen E, Blaalid R, Hofton TH, Jordal JB, Nordén J, Nordén B og Wollan AK (24.11.2021). Sopper: Vurdering av *Hypoxylon petriniae* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/33334. Nedlastet 27.09.2024

Bryn, A., Bekkby, T., Dervo, B., Dolan, M., & Halvorsen, R. (2020). Hovedveileder for feltbasert kartlegging av terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN. utgave 1, kartleggingsveileder nr 1, Artsdatabanken, Trondheim. Publikasjonstype: kartleggingsveileder ISBN: 978-82-92838-54-9

Miljødirektoratet (2024). Kartleggingsinstruks - Kartlegging av terrestriske Naturtyper etter NiN2. M-2209.

Naturmangfoldloven (2009). Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). Lovdata. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven) - Kapittel III. Artsforvaltning mv. - Lovdata

SINTEF Community
Postadresse:
Postboks 4760 Torgarden
7465 Trondheim
Sentralbord: 40005100
community@sintef.no

Foretaksregister:
NO 919303808 MVA

Prosjektnotat

Betong-sarkofag for svakt radioaktivt gruve-avfall

VERSJON	DATO
4	2025-06-23

FORFATTER(E)
Harald Justnes

OPPDRAGSGIVER(E)	OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
AF Decom AS	Øyvind Omnes

PROSJEKTNUMMER	ANTALL SIDER OG VEDLEGG:
102033502	12

Overskrift sammendrag

Bestandighetsutfordringen for en tenkt sarkofag på Søve for innkapsling av lav-radioaktivt avfall er kun karbonatisering, alkali-tilslag reaksjoner og fryse-tine sykler. For å sikre sarkofagen med tusen års levetid anbefales det å bruke en luft-innført betong (≈ 5 vol%) hvor en lav-alkali sement (≈ 0,6% Na_2O_{Eqiv}) er erstattet med ≥ 25% flygeaske (type V) og ≥ 5% silikastøv, mens summen av de to er ≤ 35%. Masseforholdet (v/p) bør være < 0,45. Betongveggene tenkes armert i to lag. Hovedutfordringen er armeringskorrosjon grunnet karbonatisering. Etter at sarkofagen er fylt og lukkes med en topp-støp så slipper det ikke inn mer luft og hele veggens tykkelse fram til indre armering vil fungere som en overdekning med hensyn til karbonatisering. På grunn av økt porøsitet i karbonatisert sone for betong med mye flygeaske (generelt for pozzolaner med reaktivt alumina) og en forventet dobling av CO_2-konsentrasjon i atmosfæren de neste 100 år, så vil nødvendig overdekning for å beskytte ytre armering være så stor at betongen måtte fiber-armeres for å unngå opprissing. Hvis det ytterste laget var rustfri stål-armering, så kunne overdekningen vært kun 40 mm og den økte kostnaden for slik armering delvis være kompensert med mindre betong totalt og fravær av rustfri fiber-armering (f.eks. monofilament basalt). Den innerste armeringen kan da være vanlig type da dennes overdekning mot ytre miljø blir veggtykkelsen på >300 mm, som er tilstrekkelig for beskyttelse mot karbonatisering i 1000 år.

UTARBEIDET AV	SIGNATUR
Harald Justnes	Harald Justnes

GODKJENT AV	SIGNATUR
Jonas Holme	Jonas Holme

PROSJEKTNOTAT NR	GRADERING
1	Fortrolig

COMPANY WITH MANAGEMENT SYSTEM CERTIFIED BY DNV
ISO 9001 • ISO 14001
ISO 45001

Historikk

VERSJON	DATO	Versjonsbeskrivelse
1	2025-05-29	Utkast for diskusjon
2	2025-06-03	Oppdater utkast for diskusjon
3	2025-06-13	Revidert utkast for diskusjon
4	2025-06-23	Endelig versjon etter kommentar fra kunden

Innholdsfortegnelse

1 Innledning 4

2 Vurdering 4

2.1 Karbonatisering 4

2.2 Alkali-tilslag reaksjoner 8

2.3 Frost 9

3 Konklusjon 10

4 Referanser 11

BILAG/VEDLEGG

Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.

1 Innledning

Søve gruver er en niobgruve anlagt av A/S Norsk Bergverk etter andre verdenskrig. Gruvene ligger ved Søve i nærheten av Ulefoss i Nome kommune i Telemark. Gruvene var i drift fra 1953 til 1965. Det er viktig å skille mellom *restavfall* etter gruvedriften (avgang) og *produksjonsavfall* (slagg) fra fremstillingen av det metallurgiske produktet ferroniob. Avgangen fra gruvedriften og fremstilling av niobråstoff har ikke ført til radioaktivt avfall. Det radioaktive slagget er avfall fra den industrielle produksjonen av ferroniob i perioden 1958-1965. Ferroniob ble laget i en metallurgisk prosess hvor det ble fremstilt en legering av jern (40%) og niob (60%). I produksjonen av ferroniob ble de naturlige grunnstoffene uran og thorium konsentrert opp til et unaturlig nivå i slagget som ble deponert i en skråning utenfor verkstedbygget, samt på et annet område med konsentrasjon (vaskerijorda). I dag er slagget blandet med andre materialer og er delvis tildekket. Det er dette slagget som skal legges i en betong-sarkofag med 1000 års levetid.

Oppgaven er å finne ut hvordan man skal kunne sikre 1000 års levetid for den armerte betongen. Mulige nedbrytnings mekanismer ansees å være karbonatisering, alkali-tilslag reaksjoner og frost. Klorider er ikke er problemstilling her. Det antas at slagget ikke inneholder bestanddeler som er skadelig for betong.

2 Vurdering

Hver av de tre mulige nedbrytningsmekanismene som kan utfordre 1000 års levetid er diskutert hver for seg sammen med hvilke tiltak som eventuelt må gjøres.

2.1 Karbonatisering

Vanlig armeringsstål er beskyttet mot korrosjon av betongens høye pH. Karbondioksid i luften vil nøytralisere betongen gradvis innover til den når armeringen og armeringen vil da kunne korrodere og sprekke opp betongen da rustproduktene har større volum enn stålet. Man deler prosessen gjerne inn i en *initieringsfase* (tiden det tar for karbonatiseringsfronten å nå stålet) og en *propageringsfase* (tiden det tar for stålet å korrodere så mye at det fører til riss og oppsprekking).

Initieringsfasen er avhengig av sementtype, betongkvalitet (mengde sement og v/c) og tykkelsen av betong over armeringen (overdekning), samt miljøet rundt betongen (fukt-tilgang, temperatur og CO_2-konsentrasjon).

Propageringsfasen er avhengig av oksygentilgang (funksjon av betongkvalitet, overdekning og eventuelt belegg) og temperatur.

Både temperatur og CO_2-konsentrasjon vil øke i årene som kommer. I dag kan vi regne en gjennomsnittstemperatur over året på +10°C for Søve og en CO_2-konsentrasjon i luften på 425 ppm. Det er ikke urimelig å anta at gjennomsnittstemperaturen vil øke til +12°C og CO_2-konsentrasjonen til 800 ppm om bare 100 år som vist i figur 1. Samtidig vil det bli mer nedbør. Karbonatiseringshastigheten er størst ved 65% RF og betydelig lavere i vannmettet betong. I praksis er karbonatiseringshastigheten for betong utendørs under tak større enn betong eksponert for vær og vind.

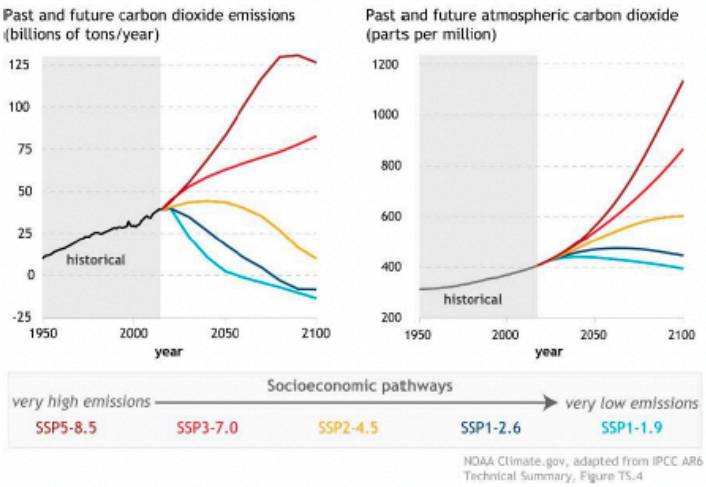


Fig. 1 – Utvikling av CO_2-konsentrasjon i atmosfæren som funksjon av ulike utslippsscenarier fram til 2100.

Det er et tiltak som kan gravlegge hele diskusjonen om karbonatisering. Det er å bruke ikke-korrosiv armering. Rustfritt stål er det mest nærliggende, men det er kostbart. På den annen side kunne man spart mye betong ved da å kunne bruke en lav overdekning. En annen mulighet er FRP (Eng. fiber reinforced polymer), men den kanskje heller ikke billig og vanskelig å bøye/tilpasse på byggeplass. En tredje mulighet er aluminiums-armering som krever en spesial-betong hvor >50% av sementen er erstattet med kalsinert leire eller annet pozzolan (Justnes et al., 2022). Leire kan skaffes i big-bags, men det finnes vel bare glatt aluminiumsarmering foreløpig. Selv om aluminium har god kjemisk heft til bindemidlet, så er det da ingen mekanisk forankring med riller (kan lages spesielt). Det finnes imidlertid andre profiler som kan gi mekanisk forankring, samt ferdige aluminiumsnett («strekkmetall»). En alternativ pozzolan er VPI (Volcanic Pozzolan Iceland) fra Heidelberg Materials, som er dokumentert å fungere sammen med aluminiumsarmering.

Det er tenkt brukt en «lavkarbon»-betong hvor sementklinker enten er delvis erstattet med masovnslagg eller flygeaske fra kullfyrte kraftverk, og kanskje i kombinasjon med silikastøv til v/(c+2s) = 0,40. Betongen må i tillegg være luftinnført for frostmotstand. Både masovnslagg og flygeaske har et høyt innhold av *reaktivt alumina* (Al_2O_3). Flygeaske er en pozzolan som betyr at det vil konsumere kalsium hydroksid fra sementhydratasjonen og danne mer amorf C-S-H gel i tillegg til krystallinske kalsiumaluminathydrater (C-A-H). Silikastøv er også en pozzolan men vil bare danne amorf C-S-H gel. Masovnslagg, på den annen side, er latent hydraulisk og trenger bare alkalier fra sementen for å begynne å reagere selv til C-S-H og C-A-H, men vil ikke konsumere kalsiumhydroksid fra sementen i nevneverdig grad (avhenger litt av sammensetning).

Sement hvor erstatningsmaterialet har et høyt innhold av *reaktivt alumina* (slik som flygeaske og slagg) vil få en høyere porøsitet etter karbonatisering i motsetning til CEM I hvor porøsiteten forblir uendret eller mindre (Justnes et al., 2020). Verdiene for vanndampdiffusjon i CEM I vs. CEM II/B-V før og etter karbonatisering er vist i Tabell 1. Det understrekes at v/c var 0,55 i denne undersøkelsen og at resultatene kan være forskjellig ved lavere v/c og innslag av silikastøv. Dermed er kanskje ikke karbonatiseringsdybden lenger lineær med roten av tid, men mer eksponentiell som vist i figur 2 for kalsinert leire (Østnor and Justnes, 2014). Man bør derfor ha enda tykkere overdekning over armeringen når man bruker store mengder flygeaske, kalsinert leire eller slagg i betongen.

Tabell 1 – Diffusjonskoeffisient for vanndamp, k_d (10^{-12} kg/Pa·m·s), i karbonatisert og ikke-karbonatisert mørtel (v/c = 0,55) herdet i 14 og 56 døgn ved >90% RF og 20°C.

Sement - herdetid	Ikke-karbonatisert	Gjennomkarbonatisert
CEM I – 14d	0,84±0,12	1,03±0,13
CEM I – 56d	0,76±0,10	0,59±0,10
CEM II/B-V – 14d	0,85±0,03	2,55±0,15
CEM II/B-V – 56d	0,41±0,09	3,06±0,04

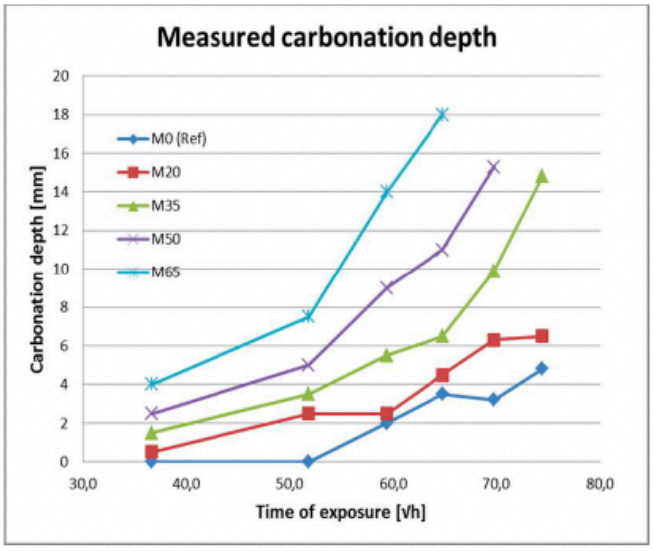


Fig. 2 – Karbonatiseringsdybde som funksjon av roten av tid (timer) for mørtel (M) hvor sementen er erstattet med 0, 20, 35, 50 og 65% kalsinert leire (type smektitt).

Konsekvensen er at hvis man bruker mye SCM med reaktivt alumina, så må overdekningen økes mer enn for CEM I betong. I tillegg, hvis man forventer en dobling av CO_2-konsetrasjonen om 100 år, så vil karbonatiseringshastigheten dobles med ellers like forhold. Til slutt vil nødvendig overdekning bli så stor at den risser opp på grunn av autogent svinn etc. og da er man like langt. Man kan redusere riss-vidden ved å innføre fiber i betongblandingen, og det er mulig mono-fiber av basalt er stabile når man har redusert pH med flygeaske/silikastøv. Datablad (www.technobasalt.com) angir 2,75%% vekttap ved koking i 2 N NaOH i 3 timer, og 1,6% vekttap hvis det kokes like lenge i rent vann.

AF Decom kom imidlertid opp med et interessant forslag der man bruker rustfri stålarmering ytterst i veggen med redusert overdekning (f.eks. 40 mm) og normalarmering innerst med samme lave overdekning. Tanken er at etter at sarkofagen er lukket, så vil det ikke bli tilførsel av luft og dermed heller ikke noen videre karbonatisering av innerveggen, og heller ikke oksygen for korrosjon. Karbonatiseringen vil da måtte skje utenfra, og det eneste som er truet av dette er den innerste armeringen, men da vil hele veggen fungere som en stor overdekning (f.eks. 300 mm avhengig av veggens tykkelse). Den ekstra kostnaden for rustfri armering i yttersjiktet vil delvis kompenseres med en mindre mengde betong grunnet den reduserte ytre overdekningen og fravær av fiber i en ellers stor ytre overdekning.

Måling av karbonatiseringsdybde i betong gjøres ofte under forhold hvor karbonatiseringen er raskest (60-65%RF) mens en betong som står åpen for vær og vind vil i alle fall i store perioder ha et poresystem med høy vannmetningsgrad. I tillegg bruker man ofte en relativt høy v/c som gir en mer porøs og permeabel betong for å få raskere svar. Figur 3 viser effekten av v/c på karbonatiseringsdybde ved ulike eksponeringstider, samt relativ karbonatiseringsdybde som funksjon av RF. Forskjellen i relativ karbonatiseringsdybde på 65% vs. 95% er ca. 0,95 vs. 0,24 avlest fra figur 3, eller ca. 4x langsommere ved 95% RF. Likeledes kan man lese av figur 3 at karbonatiseringsdybden etter 10 år for v/c = 0,55 er 7 mm sammenliknet med v/c = 0,45 hvor den er 3 mm (antar CEM I og angitt 50% RF).

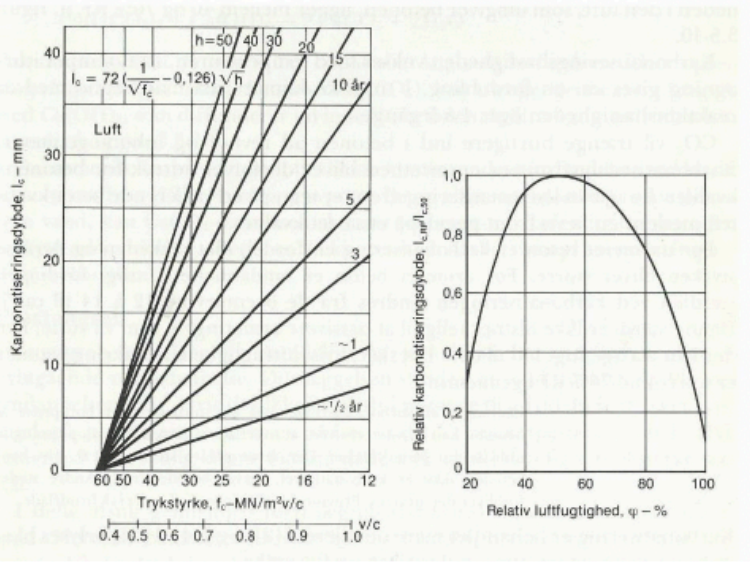


Fig 3 – Venstre graf viser karbonatiseringsdybden ved ulike aldre som funksjon av fasthet og korresponderende v/c ved 50% RF, menshøyre graf viser den relative karbonatiseringsdybden som funksjon av RF (Betongbogen, 1985).

SINTEF Community drifter en feltstasjon på Voll i Trondheim hvor samme type betong eksponeres for luft under like betingelser som vist i figur 4. Den mest aktuelle eksponeringen for Sarkofagen er XC4.

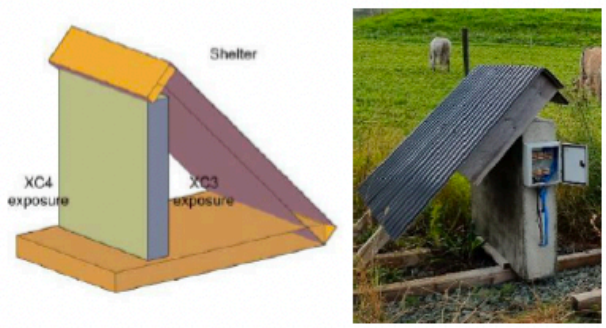


Fig. 4 – Oppsett for å eksponere samme betong for eksponeringsbetingelsene XC3 og XC4 (Revert et al., 2024).

For en såkalt «lavkarbsem» bestående av 65% klinker, 30% flygeaske og 5% kalksteinsmel, så er karbonatiseringsdybden etter 6 år for XC3 13,9 mm og for XC4 9,7 mm (Revert et al., 2024). Dette gir en karbonatiseringskoeffisient k = 4,0 mm/vår for XC4. For en periode på 1000 år så vil det gi en karbonatiseringsdybde på 126 mm. Merk at v/b her er 0,55, så om man reduserer til 0,45 så vil dybden være ca. 32 mm (1/4). Dobler man dagens CO_2-konsentrasjon fra 425 ppm til 850 ppm, så vil dybden etter 1000 år bli 63 mm forutsatt at det er en lineær sammenheng mellom dybde på et visst tidspunkt og CO_2-konsentrasjon.

Med alle de usikkerheter som er med målinger over kort tid, så har man allikevel god margin om man velger en løsning for sarkofagen med ytre armering av rustfritt stål og indre armering av vanlig type så lenge veggen er fri for riss med vidde >0,2 mm. Grovere riss må injiseres. Ett karbonatiseringsbremsende belegg på veggene virker dermed unødvendig hvis man bruker en luft-innført betong (≈ 5 vol%) hvor en lav-alkali sement (≈ 0,6% Na_2O_{Eqiv}) er erstattet med ≥ 25% flygeaske (type V) og ≥ 5% silikastøv, mens summen av de to er ≤ 35%. Masseforholdet (v/p) bør være < 0,45.

2.2 Alkali-tilslag reaksjoner

Generelt for å unngå ekspansjon på grunn av alkali-tilslag reaksjoner, så bør det brukes lav-alkali sement (evt. med silikastøv) og det bør om mulig velges et ikke-reaktivt tilslag.

Flygeaske lav i CaO (Type V i standarden) er gunstig mot AAR (fig. 5), og det er også silikastøv (fig. 5 og 6). En sementerstatning med > 25% flygeaske og > 5% silikastøv bør kunne utelukke faren for alkali-tilslag reaksjoner. Det er interessant å merke seg at slagg ikke er like effektivt og må doseres i større mengde.

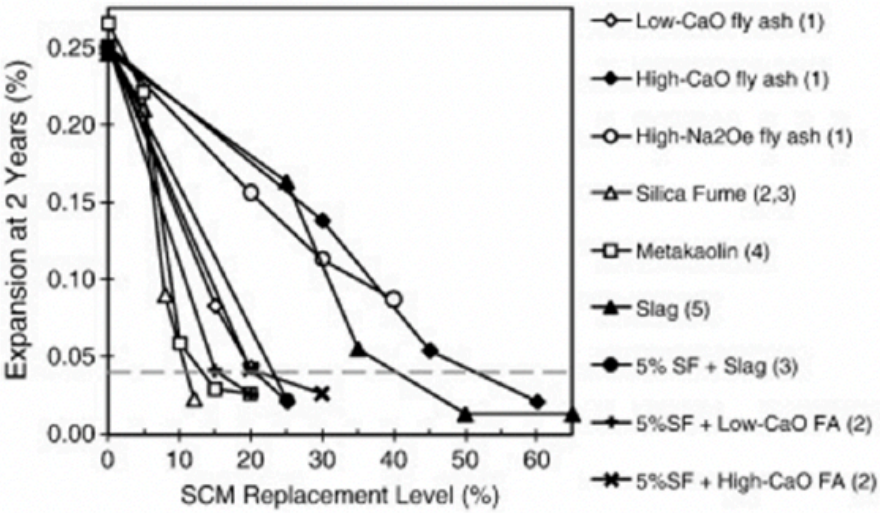


Fig. 5 – Effekt av ulike sementerstatninger og deres dosering på ekspansjon av betong med reaktivt tilslag (Thomas, 2011).

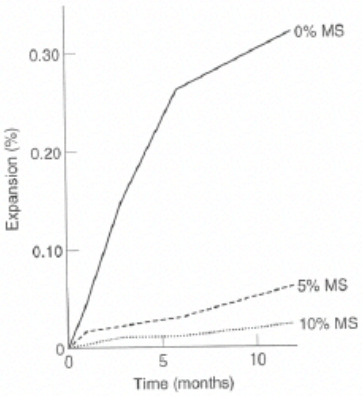


Fig. 6 – Effekt av silikastøv (MS) på ekspansjon av betong med alkali-reaktivt tilslag (Asgeirsson, 1986)

For betong hvor bindemidlet inneholder f.eks. 30% flygeaske og 5% silikastøv virker det trygt å bruke et lokalt tilslag selv om det i utgangspunktet er klassifisert som alkali-reaktivt.

2.3 Frost

Betongen må luft-innføres for å unngå frostsprengning. Merk at flygeaske kan inneholde rester av karbon som gjør at man kanskje må bruke mer L-stoff enn vanlig for å oppnå f.eks. 5 vol% innført luft.

Den gjeldende testen for frostbestandighet er avskalling etter fryse-tine sykler fra +20 til -20^{o}C med 3% NaCl-løsning på toppen. Den generelle trenden er at betong hvor sementen har vært erstattet med større mengder SCM *ikke* består denne testen (selv om den er luftinnført), samtidig som den består testen hvis det er rent vann på toppen når den er testet på motstående snitt-flate (samme flate med og uten salt). Sarkofagen vil ikke bli eksponert for salt, så derfor bør det ikke være et problem med større mengder SCM.

Kuosa et al. (2014) viste at fryse-tine motstanden med salt var redusert for betong etter karbonatisering. Det var vanskelig å vurdere de ulike sement-typene opp mot hverandre da også v/c varierte.

Ding et al. (2022a) studerte frostbestandighet av betong med 0, 15, 45 og 65% masovnslagg med og uten luftinnføring og med og uten karbonatisering. Karbonatiseringsmotstanden var minst for de to høyeste sementerstatningene med slagg og porestørrelsen ble grovere i den karbonatiserte sonen. Luftinnføring førte til større karbonatiseringsdybde slik at forskjellen mellom de ulike betongene da ikke lenger var så stor. Avskalling grunnet fryse-tine sykler var større for de to største doseringene av masovnslagg etter 4 uker vannlagring etterfulgt av 13 uker luftlagring (20°C, 60% RF) enn for 4 uker vannlagring etterfulgt av 13 uker i karbonatiseringskammer (20°C, 60% RF og 5% CO_2). Grunnen til den forbedrede mostanden med akselerert karbonatisering var at porene ble tettet med kalsiumkarbonat. 5% CO_2 er en sterk akselerasjon (>100x) i forhold til naturlig karbonatisering.

Giergicznya et al. (2009) undersøkte avskaling grunnet fryse-tine sykler for luftinnført betong basert på CEM I 42.5R (0% slagg), CEM II/B-S 42.5N (30% slagg) og CEM III/A 42.5N-HSR/NA (57% slagg). Mengden avskallet materiale økte med slagg-innholdet til tross for økt fasthet i trykk og bøyestrekk, nedsatt vannabsorpsjon og nedsatt vanninntrengning.

Ding et al. (2022b) studerte frostbestandighet av betong med og uten luftinnføring der sementen var erstattet med 0%, 7,5%, 15% og 25% flygeaske. For betong uten luftinnføring ble fryse-tine motstanden redusert med økende dosering av flygeaske, mens det med luftinnføring ikke var noen effekt av mengde flygeaske. Luftlagring eller akselerert karbonatisering (20°C, 60% RF og 5% CO_2) påvirket heller ikke fryse-tine motstanden negativt så lenge betongen var luftinnført.

Hasholt et al. (2019) undersøkte fryse-tine motstanden til betong hvor sement var erstattet med 0, 25, 33, 44 eller 50% flygeaske (type V). Sementen var lav-alkali og v/(c+FA) var 0,4. Betongen med de to største flygeaske doseringene bestod ikke fryse-tine testen med salt, men 33% FA passerte testen som vist i figur 7.

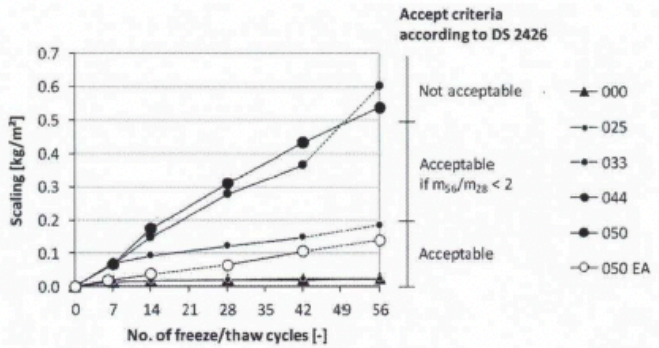


Fig. 7 – Fryse-tine motstand med hensyn på avskalling for betong med 0, 24, 33, 44 og 50% flygeaske-erstatning (Hasholt et al., 2019) som viser at 33% flygeaske passerer testen. 050EA = 50% flygeaske med ekstra luft.

3 Konklusjon

Bestandighetsutfordringen for en tenkt sarkofag på Søve for innkapsling av lav-radioaktivt avfall er kun karbonatisering, alkali-tilslag reaksjoner og fryse-tine sykler. For å sikre sarkofagen med tusen års levetid anbefales det å bruke en luft-innført betong (≈ 5 vol%) hvor en lav-alkali sement (≈ 0,6% Na_2O_{Eqiv}) er erstattet med ≥ 25% flygeaske (type V) og ≥ 5% silikastøv, mens summen av de to er ≤ 35%. Masseforholdet (v/p) bør være < 0,45. Betongveggene tenkes armert i to lag.

Den største utfordringen er korrosjon av armering grunnet karbonatisering. Grunnet økt porøsitet i karbonatisert sone for betong med flygeaske og en forventet dobling av CO_2-konsentrasjonen i atmosfæren om 100 år, så blir nødvendig ytre overdekning så stor at betongen må fiber-armeres med f.eks. monofilament basalt for å unngå store riss på grunn av autogent svinn etc. Overdekningen til den indre armeringen kan være normal ettersom det ikke blir tilførsel av luft etter at sarkofagen er fylt og lukkes med et støpt lokk, og hele veggen fram til armeringen vil fungere som en overdekning.

Et interessant alternativ er å la den ytterste armeringen være rustfri slik at man kan bruke normal overdekning uten fare for korrosjon, mens den indre, vanlige armeringen er beskyttet av veggtykkelsen. En veggtykkelse på ca. 300 mm vil da være mer enn nok for å beskytte det indre armeringen mot karbonatisering i 1000 år. Ekstra kostnader for rustfri armering i ytterste lag vil da delvis kompenseres av mindre mengde betong og fravær av fiber i en ellers veldig tykk overdekning.

4 Referanser

Asgeirsson H.: "Silica fume in cement and silane for counteracting of alkali–silica reactions in Iceland". Cement and Concrete Research, Vol. 16, No. 3, 1986, pp. 423-428.

Betongbogen, Eds. Herholdt, A.D., Justensen, Chr. F.P., Nepper-Christensen, P. og Nielsen, A., Cementfabrikkernes tekniske opplysningskontor, 2. Udgave, 1985, utgitt av Aalborg Portland, 720 pp. ISBN 87-980916-0-8.

Ding, Z., Quy, N.X., Noguchi, T., Kim, J., Hama, Y.: "A study on the change in frost resistance and pore structure of concrete containing blast furnace slag under the carbonation conditions", Construction and Building Materials, Vol. 331, 2022a, paper 127295.

Ding, Z., Quy, N.X., Kim, J., Hama, Y.: "Evaluations of frost and scaling resistance of fly ash concrete in terms of changes in water absorption and pore structure under the accelerated carbonation conditions", Construction and Building Materials, Vol. 345, 2022b, paper 128273.

Giergicznya, Z., Glinickib, M.A., Sokołowskic, M. and Zielinski, M.: "Air void system and frost-salt scaling of concrete containing slag-blended cement", Construction and Building Materials, Vol. 23, 2009, pp. 2451-2456.

Hasholt, M.T., Christensen, K.U., Claus Pade, C.: "Frost resistance of concrete with high contents of fly ash-A study on how hollow fly ash particles distort the air void analysis", Cement and Concrete Research, Vol. 119, 2019, pp. 102-112.

Justnes, H., Skocek, J., Østnor, T.A., Engelsen, C.J. and Skjølsvold, O.: "Microstructural changes of hydrated cement blended with fly ash upon carbonation", Cement and Concrete Research, Vol. 137, 2020, paper 106192

Justnes H., Danner, T. and Sletnes, M.: Aluminium reinforced concrete enabled by calcined clay", Proceedings of the 6th *fib* International Congress, Eds. S. Stokkeland and H.C. Braarud, June 12-16, 2022, Oslo, Norway, pp. 705-714. ISSN 2617-4820. ISBN Proceedings (Online) 978-2-940643-15-8.

Kuosaa, H., Ferreiraa, R.M., Holt, E., Leivoa, M. and Vesikari, E.: "Effect of coupled deterioration by freeze–thaw, carbonation and chlorides on concrete service life", Cement and Concrete Composites, Vol. 47, 2014, pp. 32-40.

Revert, A.B., Danner, T., Geiker, M.R.: "Carbonation and corrosion of steel in fly ash concrete, concluding investigation of five-year-old laboratory specimens and preliminary field data", Cement, Vol. 16, 2024, paper 100105.

Thomas, M.D.A., The effect of supplementary cementing materials on alkali silica reaction: A review. Cement and Concrete Research, Vol. 41, 2011, pp. 1224-1231.

Østnor, T.A and Justnes, H.: "Durability of mortar with calcined marl as supplementary cementing material", Advances in Cement Research, Vol. 26, No. 6, 2014, pp. 344–352.

Oversikt over toksisitetsdata for arsen og bly

Tabell i og ii gir en oversikt over toksisitetsdata for henholdsvis arsen og bly hentet fra ECHAs kjemikaliedatabase (Det europeiske kjemikaliebyrå). Dataene omfatter NOEC (eng. No Observed Effect Concentration) verdier, EC10 (eng. Effect Concentration 10%) verdier og EC50 (Effect Concentration 50%) verdier for toksisitet hos ulike plantearter og ved ulike endepunkter. Verdiene er sammenlignet med de høyeste målte konsentrasjonene i jordprøvene fra vaskeritomta, henholdsvis 200 mg As/kg tørr jord og 3200 mg Pb/kg tørr jord.

Tabell i Oversikt over toksisitetsdata for arsen.

	Planteart	**Endepunkt**	**NOEC (mg As/kg tørr jord)**	**EC10 (mg As/kg tørr jord)**	**EC 50 (mg As/kg tørr jord)**	**Høyeste målte konsentrasjon (mg/kg tørrvekt)**
Arsen	*Triticum aestivum (hvete)*	Vekst (målt som rotforlengelse)	n/a	≈ 6.7 – 134.2	n/a	200
	Avena sativa	Vekst (målt som ferskvekt av skudd)	3-125	11.6 - 134.2	37.2-246.4	200
	Solanum lycopersicum	Vekst (målt som ferskvekt av skudd)	9-450	6.9 - 227.6	41.4-323.8	200
	Cucumis sativus	Vekst (målt som tørrvekt av skudd)	n/a	14.8 - 115	17.4-275.4	200
	Helianthus annuus	Vekst (målt som total tørrmasse)	n/a	16.3-43.0	24-255.3	200
	Hordeum vulgare	Vekst (målt som rotforlengelse)	n/a	16.3-704	26.6-1165.3	200

	Lactuca sativa	Vekst (målt som rotforlengelse)	≤40 - 200	<40-156.4	59.3-426.5	200
	Medicago sativa	Vekst, skudd- og rotbiomasse (tørrvekt)	25	10	n/a	200
	Oryza sativa	Vekst (total tørrmasse)	n/a	8.9-101.6	20.9-187.3	200
	Phaseolus vulgaris	Vekst (total tørrmasse)	n/a	<4,08 – 15,5	<4,08 – 45	200
	Raphanus sativus	Vekst (total tørrmasse)	n/a	15,8 – 67,7	38,8 – >255,3	200
	Sorghum bicolor	Vekst (total tørrmasse)	n/a	8.4-94.7	35.8-181.3	200
	Zea mays	Vekst (plantehøyde, skudd biomasse) og fotosyntese	n/a	4.6-57.6	n/a	200

n/a = ikke tilgjengelig data, NOEC = No Observed Effect Concentration, EC10 = konsentrasjon som gir 10% effekt, EC50 = Konsentrasjon som gir 50% effekt.

Tabell ii Oversikt over toksisitetsdata for bly.

	Planteart	**Endepunkt**	**NOEC (mg Pb/kg tørr jord)**	**EC10 (mg Pb/kg tørr jord)**	**EC50 (mg Pb/kg tørr jord)**	**Høyeste målte konsentrasjon (mg/kg tørrvekt)**
Bly	*Triticum aestivum (hvete)*	Veskt (rotutbytte)	287	n/a	n/a	3200
		Vekst (skuddutbytte)	n/a	6774	n/a	
	Avena sativa	Vekst (rotutbytte)	150	n/a	n/a	3200
	Hordeum vulgare	Vekst (rotvekst)	65	57	n/a	3200
	Zea mays	Vekst (rotlengde)	100	238	n/a	3200
	Lolium perenne	Vekst (skuddutbytte)	n/a	n/a	693-4523	3200

	Echinochloa crus-galli	Vekst (skuddutbytte)	n/a	n/a	1099-6186	3200
	Lactuca sativa	Vekst (skuddutbytte)	n/a	87-4460	n/a	3200
	Oryza sativa	Vekst (total planteutbytte/biomasse)	n/a	527	n/a	3200
	Pinus taeda L.	Vekst (plantehøyde)	≥1179	615	n/a	3200
		Vekst (rotutbytte)	557	358	n/a	
		Fotosyntese	≥1179	n/a	n/a	
	Raphanus sativus	Veskt (rotutbytte)	150	418	n/a	3200

n/a = ikke tilgjengelig data, NOEC = No Observed Effect Concentration, EC10 = konsentrasjon som gir 10% effekt, EC50 = Konsentrasjon som gir 50% effekt.

References

[1] European Chemicals Agency (ECHA), «Arsenic: Dossier View,» European Chemicals Agency, 2025. [Internett]. Available: https://chem.echa.europa.eu/100.028.316/dossier-view/104a4e33-e910-49c5-a114-50666e771ff8/91a6d699-196c-4175-856d-0665ca8d2b2d_a6b59f8a-8ed1-48f1-8774-a24995f18221?searchText=arsenic. [Funnet 29 09 2025].

[2] European Chemicals Agency (ECHA), «Lead: Dossier View,» 2025. [Internett]. Available: https://chem.echa.europa.eu/100.028.316/dossier-view/104a4e33-e910-49c5-a114-50666e771ff8/91a6d699-196c-4175-856d-0665ca8d2b2d_a6b59f8a-8ed1-48f1-8774-a24995f18221?searchText=arsenic.

Tittel:	**Rapport om økologisk tilstand og kjemisk tilstand i Norsjø og Søvittbekken**
Prosjekt:	**Opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver**
Dok.nr.:	**33932**
Dokumenttype:	Vedlegg til konsekvensutredning av opprydding og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver

Innhold:

1.1. Fisk i ferskvann 2
1.2. Ferskvannsorganismer (ut over fisk) 3
1.3. Egne undersøkelser i vann 6
1.4. Økologisk og kjemisk tilstand 10
1.5. Referanser 17

1. Rapport om økologisk tilstand og kjemisk tilstand i Norsjø og Søvittbekken

I forbindelse med konsekvensutredningen for opprydning av radioaktivt avfall etter Søve gruver ble det vurdert nødvendig å ha et oppdatert statusbilde på de to mulige resipientene Norsjø og Søvittbekken. Hensikten med denne vurderingen er å skaffe en sikker tilstandsklassifisering av økologiske og kjemiske forhold i de to resipientene. På bakgrunn av disse vurderingene kan mulige effekter av tiltaket utredes i forkant av opprydningen, samt målte effekter kan sammenlignes i etterkant av opprydningen. Denne rapporten er basert på tilgjengelig datagrunnlag fra Vann-nett [1, 2], ØKOSTOR-programmet, NINA fisk i Norsjø [3], NIVA resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg [4] og NIVA prøvetaking i Søvittbekken [5]. Videre er det foretatt egne prøvetagninger av kjemisk tilstand i overflatevann, grunnvann, og bunnsedimenter. På oppdrag fra Bergfald Miljørådgivere, har Ecofact bistått med kompletterende økologiske vurderinger i Søvittbekken [6]. I denne rapporten presenteres en samlet vurdering av økologisk og kjemisk tilstand i Norsjø og Søvittbekken.

1.1. Fisk i ferskvann

Norsjø

Fiskesamfunnet i Norsjø består av minst 14 registrerte arter, inkludert aure, laks, røye, sik, krøkle, ørekyt, karuss, suter, gjedde, nipigget stingsild, trepigget stingsild, abbor, elveniøye og ål. Flere av disse er innførte arter (bl.a. ørekyt, suter og gjedde), hvor ørekyt er vurdert som en fremmedart med høy økologisk risiko. Ål er rødlistet som sterkt truet (EN).

Fiskesamfunnet i Norsjø er relativt artsrikt, delvis på grunn av arter utsatt av mennesker. Det finnes i hvert fall 14 arter: aure, laks, røye, sik, krøkle, ørekyt, karuss, suter, gjedde, nipigget stingsild, trepigget stingsild, abbor, elveniøye og ål.

Prøvefiske og ekkoloddundersøkelser er tidligere gjennomført (2015, 2019 og 2023) [3, 7]. Resultatene viser et artsrikt samfunn dominert av abbor i strandsona og av krøkle og sik i pelagialsona. Den pelagiske fiskebiomassen har økt betydelig siden 2015, men variasjonen antas å være knyttet til naturlige svingninger i rekruttering, særlig av krøkle. Røye er fortsatt til stede på dypere vann, men konkurreres ut i de åpne vannmassene [3].

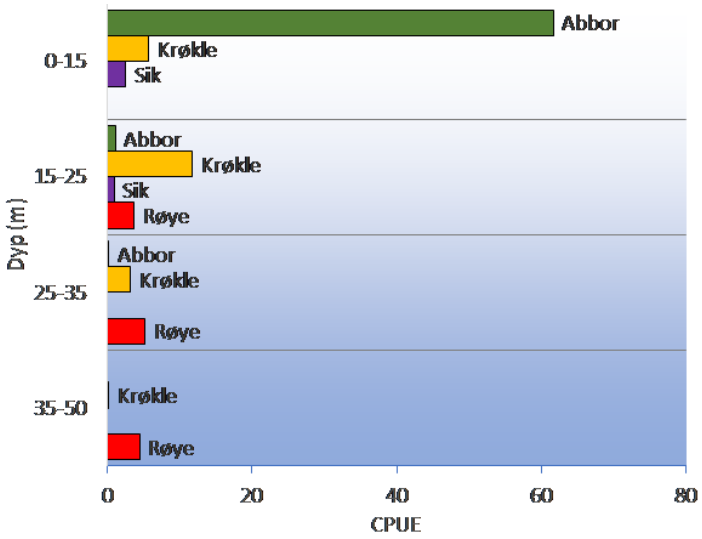
Tabell 1: Oversikt over sårbare fiskearter i Norsjø.

Art (fauna)	Kategori	Beskrivelse	Dato	Delområde
Laks	Nær truet (NT)	Artskart	3. sep 1993	Norsjø
Ål	Sterkt truet (EN)	Artskart	3. aug 2023	Norsjø

Fiskesamfunnet er vurdert til å være i 'moderat' økologisk tilstand [3]. Dette skyldes en forverring av situasjonen for aure, samt tilstedeværelse av arter (ørekyt, suter og gjedde) med høy risiko på Artsdatabankens fremmedartsliste.

WS-FBI-indeksen viste svært god tilstand i 2015, mens den i 2019 og 2023 var redusert til *god*. NEFI-indeksen ga også *god* tilstand basert på tidligere undersøkelser. Forekomst av ørekyt, som antas å være introdusert, tilsier at tilstanden for fisk uansett ikke kan være bedre enn *god* [7].

Det er ikke behov for ny kartlegging av fisk, da det foreligger oppdaterte undersøkelser som dekker bestandsdynamikk, tetthet og biomasse, og gir grunnlag for vurdering av økologisk tilstand.



Figur 1: Fordeling i dypet av arter fanget i bunngarn i Norsjø i 2019. CPUE er antall fisk per 100 m2 garnareal per natt. Kilde: Økostor2019.

Søvittbekken

Eksisterende kunnskap om fisk i Søvittbekken var ikke tilgjengelig. Derfor har Ecofact i oppdrag av Bergfald Miljørådgivere gjennomført kartlegging og verdisetting av Søvittbekken, som inkluderer vurdering av kvalitetselementer som fisk.

I rapporten vurderes det at det ikke er forhold for fisk i Søvittbekken. Det er på grunn av at Søvittbekken har ikke årsaker vannføring og under befaring av bekken var vannstanden svært lav [6].

1.2. Ferskvannsorganismer (ut over fisk)

Beskrivelse av ferskvannsorganismer i Norsjø er basert på eksisterende kunnskap fra ØKOSTOR-undersøkelsene (2015, 2019 og 2023) [7]. For Søvittbekken har det vært ytterlige kartlegging av Ecofact [6] i oppdrag av Bergfald Miljørådgivere.

Følgende organismegrupper er vurdert: planteplankton, vannplanter, dyreplankton, bunndyr, elvemusling og edelkreps. Det er påvist forekomster av elvemusling i Norsjø (Artsdatabanken - Artskart), men forekomsten er utenfor influensområde i Norsjø og vil derfor ikke bli påvirket av tiltaket. Det er ikke påvist forekomster av edelkreps i Norsjø eller Søvittbekken.

Kartleggingene er gjennomført i tråd med NS 9455:2015 og underliggende metodestandarder (klorofyllmålinger, biovolumberegning, bunndyrinnsamling med sparkemetoden m.m.). Etter inkludering av Bergfald Miljørådgivere ytterlig prøvetakingsprogram og Ecofact sin kartlegging av Søvittbekken er datagrunnlaget vurdert som tilstrekkelig til å beskrive økologisk tilstand for de relevante kvalitetselementene.

Planteplankton

Norsjø

Planteplankton beskrevet i Økostor 2023 rapporten var preg av de oligotrofe forholdene med lav biomasse (middelverdi av klorofyll på ca. 1,4 µg/l og biovolum på 0,14 mm3/l). Fluorescensen indikerte også lav klorofyllkonsentrasjon gjennom vannsøylen og sesongen. Planteplanktonsamfunnet var variert med dominans av gullalger og det var svært lite cyanobakterier. Artssammensetningen er karakteristisk for næringsfattige innsjøer. Samlet ble tilstanden for planteplankton *svært god* (nEQR 0,89). Både artssammensetning og tilstand ga tilsvarende resultater i 2019 og 2015.

Vannplanter

Norsjø

I 2023 er det fant 29 arter av vannplanter i Norsjø, som er ganske høyt sammenlignet andre store innsjøer på Østlandet med tilsvarende kalsiuminnhold. Etter tre år med overvåking er det registrert totalt 32 arter av vannplanter i Norsjø. En rødlisteart ble funnet i 2023, nordlig evjeblom, *Elatine orthosperma* (nær truet). Artskart fra Artsdatabanken viser nærmeste lokalisering av nordlig evjeblom i Norsjø rundt 7km i luftlinje fra influensområdet og vil derfor ikke blir påvirket av tiltaket. Artssammensetningen ellers er likevel typisk for kalkfattige innsjøer, men med fire tjønnaksarter, samt vasspest i små/moderate tettheter. Denne artssammensetningen ga *moderat* tilstand for eutrofieringsindeksen, men helt på grensen til god tilstand (nEQR=0,60), noe som indikerer *moderat* eutrofieringspåvirkning i strandsonen av Norsjø. Både forsurings- og reguleringsindeksene for vannplanter ga *svært god* tilstand, noe som stemmer godt overens med tilstanden for de vannkjemiske forsuringsparameterne og de hydromorfologiske parameterne [7].

I ytterlig undersøkelse har det har blitt tatt bilder med undervannskamera av bunnen og eventuelle vannplanter rett utenfor og i nærheten av utløpsrøret fra Søvittbekken (Figur 2). Bunnen faller av mot dypet tidlig, allerede ved 2 meter fra land. Enkelte fastsittende alger er observert. Ingen uønskede arter ble observert. Det var observert flytende liljer på vannoverflate.

Figur 2: Undervannsbilder av bunnliv av Norsjø i influensområde. Nederste bilde på høyre siden viser vannliljer på overflate.

Bunndyr

Norsjø

Norsjø er en artsrik innsjø mht. småkreps (vannlopper og hoppekreps). Etter to år med overvåking er det registrert 71 arter. Det ble funnet 66 arter i 2023 mot 62 arter i 2019. Som i tidligere år dominerte calanoide og cyclopoide hoppekreps krepsdyrplanktonet, og utgjorde i 2023 > 95% av antall individer, sesongen sett under ett. De mest vanlig forekommende artene var sørhops *Eudiaptomus gracilis*, vingehops *Cyclops scutifer* og sylfidehops *Thermocyclops oithonoides*. Blant vannloppene var snabelkreps *Bosmina longispina* den dominerende arten. Dafniene var representert ved hjelmdafnie *Daphnia cristata og nåledafnie D. longispina*, der sistnevnte var vanligst. Denne artssammensetningen, med stor dominans av hoppekreps, kan indikere høy fiskepredasjon. Blant de mange litorale artene finner vi et stort antall som er karakterisert som forsuringsfølsomme, men også noen forsuringstolerante arter som f.eks. mosenebbkreps *Alona rustica*. Denne opptrer sammen med de forsuringsfølsomme slektningene stripenebbkreps *A. costata* og brunstripenebbkreps *A. rectangula*, en kombinasjon som ikke er registrert ofte. Andelen forsuringsfølsomme arter i litoralsonen var høy ved alle stasjoner, og Norsjø viser ingen tegn på forsuringseffekter. Den økologiske tilstanden for småkreps mht. eutrofiering var *god* for innsjøen som helhet, men varierte mellom *svært god* og *god* for enkeltstasjoner i litoralsonen.

Søvittbekken

Bunndyr gir en god indikasjon på den økologiske tilstanden i en vannforekomst. Forskjellige arter og artsgruppene har ulike krav til oksygeninnhold i vannet, og artssammensetningen kan gjenspeile belastning av organisk materiale og næringssalter.

Under Ecofact's befaring i felt ble det tatt én bunndyrprøve i bekken [6]. Prøven ble tatt med sparkemetoden og ca. 150 meter oppstrøms prøvetakingsstasjon fra 2024, siden ved prøvetakingsstasjonen fra 2016 var bekken helt tørr og prøvetakingsstasjon ble derfor flyttet lengre oppstrøms. Det var svært lav vannstand under prøvetakingen og forholdene var dermed ikke optimale. Ved prøvetakingsstasjonen var vannet nesten helt stillestående, men det var likevel mulig å samle inn prøve for analyse. Bunndyrprøven ble sendt til Pelagia Nature & Environment for analysering og klassifisering. Organismene ble identifisert ned til lavest mulig taksonomiske nivå. Bunndyrsamfunnet ved prøvetakingsstasjonen bl.a. består av fåbørstemark, tovinger, døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det ble totalt funnet 694 individer fordelt på 17 arter/grupper.

Basert på artslistene ble ASPT- og RAMI-indeksen beregnet. ASPT-indeksen benyttes for å vurdere eutrofiering og organisk belastning og ble kvalifisert som *dårlig* tilstand som indikerer at bunndyrsamfunnet på prøvetakingsstasjonen er påvirket av eutrofiering og organisk belastning. RAMI-indeksen vurderer grad av forsuring og viser *svært god* tilstand som indikerer at bunndyrsamfunnet ikke er påvirket av forsuring. Resultatene er tilsvarende det som ble observert på stasjonen fra 2016 og viser at den økologiske tilstanden er *dårlig* i hele bekken [6].

1.3. Egne undersøkelser i vann

Det ble utført en serie med vannprøver i og ved området, i to ny-etablerte grunnvannsbrønner, i Søvittbekken som renner gjennom deponiet, og i Norsjø ved utløpet av bekken.

Resultatene og tilstandsklassifisering for metaller fra analyse av overvannprøvene i Søvittbekken og Norsjø er vist i Tabell 2. Stoffene er skilt mellom vannregionspesifikke stoffene og prioriterte stoffene etter vannforskriften. For vannregionspesifikke stoffene, som inngår i fastsetting av økologisk tilstand, var de målte konsentrasjonene av As, Cu og Cr og Zn under AA-EQS-grensen som er øverste grensen til tilstandsklasse II og dermed gjelder det *god økologisk tilstand* for overflatevannet. De prioriterte stoffene som inngår i kjemisk tilstand, Hg, Cd, Ni, og Pb var alle under AA-EQS og dermed gjelder det *god kjemisk tilstand* for overflatevannet.

Tabell 2: Målte konsentrasjoner under prøvetakingsprogram av metaller i overflatevann.

Prøvetatt dato	Type stoff	Målte parametre (µg/l)	Søvittbekken kilde – N 59°16.397' E 009°17.432'	Søvittbekken avgangsdeponi – N 59°16.837' E 009°17.275'	Norsjø utløp Søvittbekken – N 59°16.920' E 009°17.295'
27.11.24	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.5	<0.5	<0.5
		Cu (Kopper)	1,91	<1	<1
		Zn (Sink)	4,33	<2	<2
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.05	<0.05
		Ni (Nikkel)	0,914	<0.5	<0.5
		Pb (Bly)	<0.2	<0.2	<0.2
09.04.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.9	<0.05	<0.9
		Cu (Kopper)	1,5	<0.9	<1
		Zn (Sink)	<4	0,732	<4
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.05	<0.05
		Ni (Nikkel)	<0.6	<0.02	<0.6
		Pb (Bly)	<0.5	0.732	<0.5
21.05.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	-	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	-	<0.5	<0.5
		Cu (Kopper)	-	<1	<1
		Zn (Sink)	-	<2	<2
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	-	0,0236	0,0222
		Cd (Kadmium)	-	<0.05	<0.05
		Ni (Nikkel)	-	<0.5	<0.5
		Pb (Bly)	-	<0.2	<0.2

Resultatene og tilstandsklassifisering for metaller fra analyse tatt av vannprøvene fra grunnvannsbrønner i avgangsdeponiet er vist i Tabell 3. Brønn 1 og Brønn2 er nye brønner i avgangsdeponiet som ble etablerte i forbindelse med prøvetakingsprogrammet. Disse to brønnene prøvetar grunnvann i løsmassene i avgangsdeponiet. Stoffene er skilt mellom vannregionspesifikke stoffene og prioriterte stoffene. For vannregionspesifikke stoffene, som inngår i fastsetting av økologisk tilstand, var de målte konsentrasjonene av As, Cu og Cr og Zn under AA-EQS-grensen som er øverste grensen til tilstandsklasse II og dermed gjelder det *god økologisk tilstand* for grunnvann målet fra grunnvannsbrønnene. De prioriterte stoffene som inngår i kjemisk tilstand, Hg, Cd, Ni, og

Pb var alle under AA-EQS og dermed gjelder det *god kjemisk tilstand* for grunnvann målt fra grunnvannsbrønnene.

Klassifiseringen av egne undersøkelser er gjort etter «det verste styrer»-prinsippet. I tillegg har verdiene for metaller ofte fått tilstandsklasse *god*, men det er mulig at de egentlig burde vært klassifisert som *svært god*, siden de reelle verdiene ligger under deteksjonsgrensen til analyseinstrumentet.

Tabell 3: Målte konsentrasjoner under prøvetakingsprogram av metaller fra analyser på prøver fra grunnvannsbrønner i avgangsdeponiet.

Prøvetatt dato	Type stoff	Målte parametre (µg/l)	Brønn 1 – N 59°16.898' E 009°17.253'	Brønn 2 – N 59°16.854' E 009°17.257'
09.04.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.9	<0.9
		Cu (Kopper)	<1	<1
		Zn (Sink)	<4	<4
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.1
		Ni (Nikkel)	1,84	<0.6
		Pb (Bly)	<0.5	<0.5
24.4.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.5	<0.5
		Cu (Kopper)	<1	<1
		Zn (Sink)	<2	<2
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.2
		Ni (Nikkel)	<0.5	0,545
		Pb (Bly)	<0.2	<0.2
21.05.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.5	<0.5
		Cu (Kopper)	<1	<1
		Zn (Sink)	<2	<2
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.2
		Ni (Nikkel)	<0.5	<0.5
		Pb (Bly)	<0.2	<0.2
01.07.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	<0.5	<0.5
		Cr (Krom)	<0.5	<0.5
		Cu (Kopper)	<1	<1
		Zn (Sink)	8,7	<2
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.02	<0.02
		Cd (Kadmium)	<0.05	<0.1
		Ni (Nikkel)	1,74	<0.5
		Pb (Bly)	<0.2	<0.2

Tabell 4: Målte konsentrasjoner (mg/kg TS) under prøvetakingsprogram av metaller fra analyser på sedimentprøver Søvittbekken.

Prøvetatt dato	Type stoff	Målte parametre (µg/l)	Løsmasser Søvittbekken 1 - 59°16'49.6"N 9°17'16.7"E	Løsmasser Søvittbekken 2 - 59°16'49.9"N 9°17'16.9"E
23.09.25	Vannregion-spesifikke stoffer	As (Arsen)	12	13
		Cr (Krom)	7,2	4,7
		Cu (Kopper)	3,3	2
		Zn (Sink)	50	57
	Prioriterte stoffer	Hg (Kvikksølv)	<0.010	<0.010
		Cd (Kadmium)	0,11	0,14
		Ni (Nikkel)	5,5	3,6
		Pb (Bly)	6,9	9,1

Under prøvetakingsprogram ble det også tatt analyser for Thorium og Uran av vann og grunnvann. Disse er videre beskrevet i kapittel 6. Det er observert dobbelt så høye Uran verdier som WHOs veiledende verdi for uran i drikkevann.

1.4. Økologisk og kjemisk tilstand

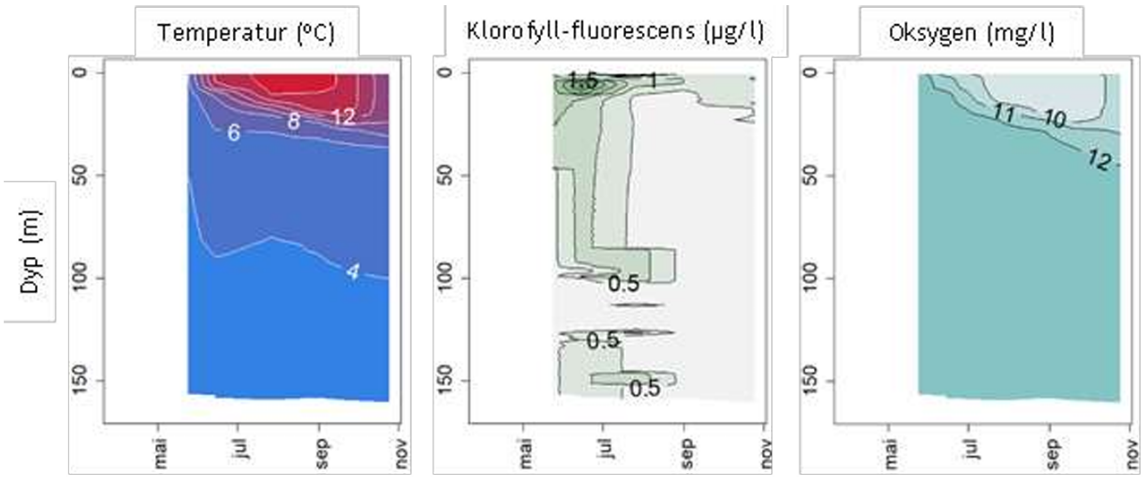
Hydromorfologi og fysisk-kjemiske kvalitetselementer

Norsjø

Økostor undersøkelsen i Norsjø viste vertikalprofilene av temperatur med en termoklin mellom 5 og 30 m og lav klorofyllfluorescens (< 1,5 µg/l) i hele vekstsesongen (Figur 3). Vertikalprofilene av oksygen viste > 90 % metning og minimum 9 mg/l gjennom vekstsesongen. Hydromorfologiske støtteparametere, reguleringshøyde og forholdet mellom reguleringshøyde og siktedyp, indikerer at den hydromorfologiske tilstanden er *svært god*. Dette er som forventet med en så liten reguleringshøyde som 0,15 m.

De vannkjemiske eutrofieringsparameterne ga *svært god* tilstand i 2023. Fosforkonsentrasjonen var 3,6 µg/l. Siktedypet på 6,5 m ga *god* tilstand.

De vannkjemiske forsuringsparameterne ga god tilstand, men nEQR-verdien på 0,82 var nær klassegrensen *svært god/god* [7].



Figur 3: Vertikalprofiler av temperatur (venstre), klorofyll fluorescens (midten) og oksygen (høyre) i hele vannsøylen (0-161 m) målt på den pelagiske stasjonen over dypeste punkt i Norsjø fra mai til oktober 2023. Kile: Økostor 2023.

Klassifisering av økologisk tilstand

Norsjø er grundig undersøkt med en rekke kvalitetsparametere som danner grunnlag for klassifisering av den økologiske tilstanden (Tabell 5). I vår vurdering legges ØKOSTOR-programmets klassifisering til grunn, ettersom dette er den mest omfattende og langsiktige datakilden. Det er også i tråd med prinsippet om at den dårligste tilstanden er styrende for den samlede klassifiseringen.

Klassifisering for økologisk tilstand i følge for Norsjø i 2023 gir en samlet klassifisering av *moderat* økologisk tilstand, med vannplanter som utslagsgivende kvalitetselement. De øvrige biologiske kvalitetselementene, samt fysisk-kjemiske støtteparametere viste enten *svært god* eller *god* tilstand. De hydromorfologiske støtteparameterne indikerte også at tilstanden var *svært god* [7]. Ytterligere prøvetaking i perioden 2024–2025 bekrefter dette bildet. Undersøkelser av vannregion-spesifikke stoffer (metaller i overflatevann) viste gjennomgående *god* tilstand.

*Tabell 5: Oversikt av undersøkte kvalitetselementer som inngår i klassifisering for **økologisk tilstand** av Norsjø.*

Utvalgt kvalitets-element	Parameter/-indeks	Art	Tilstand	År	Merknad	Kilde
Biologisk kvalitetselement – Fisk	WS-FBI-indeks	14 arter	God	2019	Forekomst av ørekyt tilsier at tilstanden for fisk ikke kan være bedre enn god.	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – Fisk	NEFI-indeks	14 arter	God	2019	Forekomst av ørekyt tilsier at tilstanden for fisk ikke kan være bedre enn god.	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – Fisk	-	14 arter	Moderat	2019	Skyldes en forverring av situasjonen for aure, samt tilstedeværelse av arter (ørekyt, suter, gjedde) med høy risiko på Artsdatabankens fremmedartsliste.	NINA 2019 - Fisk i store innsjøer
Biologisk kvalitetselement – Planteplankton		Variert planteplanktonsamfunnet, dominans av gullalger og svært lite cyanobakterier.	Svært god			Økostor 2023
Biologisk kvalitetseleme	Eutrofierings-indeks	Vannplanter	Moderat - God	2023	32 arter	Økostor 2023

nt – vannplanter						
Biologisk kvalitetselement – vannplanter	Forsuringsindeks	Vannplanter	Svært god	2023	32 arter	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – vannplanter	Reguleringsindeks	Vannplanter	Svært god	2023	32 arter	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – bunndyr	Eutrofiering	Småkreps (planktoniske og litorale)	God	2023	71 arter	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – vannplanter	Forsurings-indeks	Vannplanter	Svært god	2023	29 arter	Økostor 2023
Biologisk kvalitetselement – vannplanter	Reguleringsindeks	Vannplanter	Svært god	2023	29 arter	Økostor 2023
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Vannregion-spesifikkestoffer	-	God – Svært god	2024 - 2025	-	Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025
Hydromorfologiske kvalitetselementer	Hydromorfologi	-	Svært god	2023	Reguleringshøyde og siktedyp	Økostor 2023
Hydromorfologiske kvalitetselementer	Eutrofierings-parameter - Siktedyp	-	God	2023		Økostor 2023
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Fosfor / Eutrofierings-parameter	-	Svært god	2023		Økostor 2023
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Forsurings-parameter	-	God	2023		Økostor 2023
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Vannregion-spesifikke stoffer	-	Dårlig	2015 - 2024	Metaller i vann og bunnsediment. God med unntatt av sink som har dårlig tilstand	Vann-nett
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Vannregion-spesifikke stoffer	-	God	2024	Metaller i bunnsediment. God med unntatt av sink som har moderat tilstand	Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)

Fysisk-kjemiske kvalitetselement	Eutrofrieringsparametere	-	God	2024		Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Fysisk-kjemiske kvalitetselementer	Vannregion-spesifikke stoffer	-	God	2024 - 2025	Metaller i overflatevann	Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025
Samlet økologisk tilstand Norsjø Vann-Nett			**Moderat**			**Vann-Nett**
Samlet økologisk tilstand Norsjø			**God**			**Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)**
Samlet økologisk tilstand Norsjø Økostor			**Moderat**			**Økostor 2023**

Søvittbekken

Etter ytterlige prøvetakingsprogrammet og kartleggingen av økologiske tilstanden fra Ecofact er Søvittbekken grundig undersøkt (Tabell 6). Vår samlet vurdering av økologiske tilstanden i Søvittbekken er «dårlig» økologisk tilstand.

Overvåkingen viser at for alle prioriterte eller vannregionspesifikke stoffer var alle i klasse I eller II, d.v.s at miljømålene for disse stoffene er oppnådd. Total fosfor konsentrasjonen var på 52 µg P/l som defineres som «dårlig». Totalt nitrogen konsentrasjonen var 2900 µg N/l som defineres som «svært dårlig». Fosfor og nitrogen verdiene skyldes antakelig avrenning fra landbruk. Vannføringen i bekken er til dels svært liten og medfører at artsrikdommen i bekken er lav.

*Tabell 6: Oversikt kvalitetselementer som inngår i klassifisering for **økologisk tilstand** av Søvittbekken.*

Utvalgt kvalitets-element	Parameter/-indeks	Art	Tilstand	År	Merknad	Kilde
Biologisk kvalitetselement – bunndyr	ASPT		Moderat	2016		Vann-nett og vannmiljo.no
Biologisk kvalitetselement - Bunnfauna	Raddum		Svært god	2016		Vann-nett og vannmiljo.no
Biologisk kvalitetselement – bunndyr	RAMI		Svært god	2016		Vann-nett og vannmiljo.no

Biologisk kvalitetselement – bunndyr	ASPT / Eutrofiering		Dårlig	2025	bunndyrsamfunnet på prøvetakings-stasjonen er påvirket av eutrofiering og organisk belastning.	Ytterlig undersøkelse Ecofact 2024
Biologisk kvalitetselement – bunndyr	RAMI / Forsuring		Svært god	2025		Ytterlig undersøkelse Ecofact 2024
Biologisk kvalitetselement – Fisk		Ingen fisk			For dårlig forhold for fisk	Ytterlig undersøkelse Ecofact 2024
Biologisk kvalitetselement – Fisk		Ingen fisk			Ingen forhold for fisk	Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Eutrofierings-parameter Nitrogen		Svært dårlig	2024		Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Eutrofierings-parameter Fosfor		Svært dårlig	2024		Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Vannregion-spesifikkestoffer		God	2009		NIVA 2009
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Vannregion-spesifikkestoffer		God	2025		Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025
Fysisk – kjemiske kvalitetselement	Vannregion-spesifikkestoffer		God	2024		Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Samlet økologisk tilstand Vann-nett			**Dårlig**			Vann-nett
Samlet økologisk tilstand NIVA 2025			**Dårlig**		På grunn av høye verdier nitrogen og fosfat	Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Samlet økologisk tilstand Ecofact			**Dårlig**			Ytterlig undersøkelse Ecofact 2024
Samlet økologisk tilstand BM			**God**			Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025

Klassifisering av kjemisk tilstand

Den samlede kjemiske tilstanden i Norsjø er vurdert som «god» basert på tilgjengelige kilder og supplerende prøvetaking. Vann-Nett klassifiserer innsjøen som «dårlig», men dette bygger kun på to fiskeprøver og har middels presisjonsnivå. All innsamlet informasjon for de prioriterte stoffene viser at tilstanden er «god»

*Tabell 7: Oversikt undersøkte kildene som inngår i klassifisering av **kjemisk tilstand** av Norsjø.*

Utvalgt kvalitets-element	**Parameter/-indeks**	**Tilstand**	**År**	**Merknad**	**Kilde**
Metaller i bunnsediment	Prioriterte stoffer	God	2024		Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Metaller i overflatevann	Prioriterte stoffer	God	2024 - 2025		Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025
Metaller i bunnsediment	Prioriterte stoffer	God	2022 - 2024		Vann-nett
Metaller og stoffer i biota	Biota lever - Ørret	Dårlig	2016		Vann-nett
Samlet kjemisk tilstand Vann-nett		**Dårlig**		Middels presisjon. Dårlig kvalifisering p.g.a. for høye verdier av oktylfenol, kvikksølv og PFOS i biota lever av Ørret. Basert på to prøver.	Vann-nett
Samlet kjemisk tilstand NIVA		**God**			Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Samlet kjemisk tilstand BM		**God**			Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025

Den samlede kjemiske tilstanden i Søvittbekken vurderer vi som «god» basert på tilgjengelige kilder og supplerende prøvetaking.

*Tabell 8: Oversikt undersøkte kildene som inngår i klassifisering av **kjemisk tilstand** av Søvittbekken.*

Utvalgt kvalitets-element	Parameter/-indeks	Tilstand	År	Merknad	Kilde
Metaller i overflatevann	Prioriterte stoffer	God	2024		Resipient-undersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024 (NIVA, 2025)
Metaller i overflatevann	Prioriterte stoffer	God	2024 - 2025		Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025
Metaller i bunnsediment	Prioriterte stoffer	Svært god	2024 - 2025	Svært god	Ytterlig prøvetakings-program BM 2024 - 2025

1.5. Referanser

[1] Vann-Nett, «Faktaark Norsjø 016-6-L,» 2025.

[2] Vann-Nett, «Faktaark Søvittbekken 016-2484-R,» 2025.

[3] NINA, «Overvåking av fisk i store innsjøer: Norsjø,» 2020. [Internett].

[4] NIVA, «Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024. Overvåking i deler av Norsjø med tilløpselver.,» 2025.

[5] NIVA, *Ferskvann prøver Søvittbekken nedstrøms slagghaug - Overvåking av gruvepåvirka.,* 2009.

[6] Ecofact, «Kartlegging av vannmiljø ved Søvitt gruve i Nome kommune,» 2025.

[7] S. Haande, A. Schartau, G. Dahl-Hansen, D.-H. I. B. Demars, E. K. Dokk, K. Gjelland, J. Håvardstun, T. Jensen, E. Lie, E. Lungrin, F. Næstad, J. Persson, V. Seljestokken, I. Solberg, B. Skjelbred og M. Solhaug Jenssen, «ØKOSTOR 2023 Basisovervåking av store innsjøer. Utprøving av metodikk for overvåking og klassifisering av økologisk tilstand i henhold til vannforskriften.,» Miljødirektoratet, 2024.

NOTAT

Vår ref.:hos – 3481 Dato: 19.06.25

Kartlegging av vannmiljø ved Søve gruver i Nome kommune

Introduksjon

Bakgrunn

I forbindelse med sanering av et område ved Søvitt gruve i Nome, Telemark, har Ecofact fått i oppdrag av Bergfald Miljørådgivere å gjennomføre en kartlegging og verdisetting av vannforekomsten Søvittbekken.

Status for vannmiljø før kartlegging og verdisetting

Beskrivelse av vannforekomsten og dens økologiske status er gitt i tabell 1. Søvittbekken er undersøkt en rekke ganger, bl.a. som del av *Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2025* (NIVA, 2024), og det foreligger relativt oppdatert kunnskap. Den økologiske tilstanden til vannforekomsten er basert på det biologiske kvalitetselementet bunnfauna som sist ble prøvetatt i 2016 ved én stasjon (vannmiljo.no og vann-nett.no, figur 1).

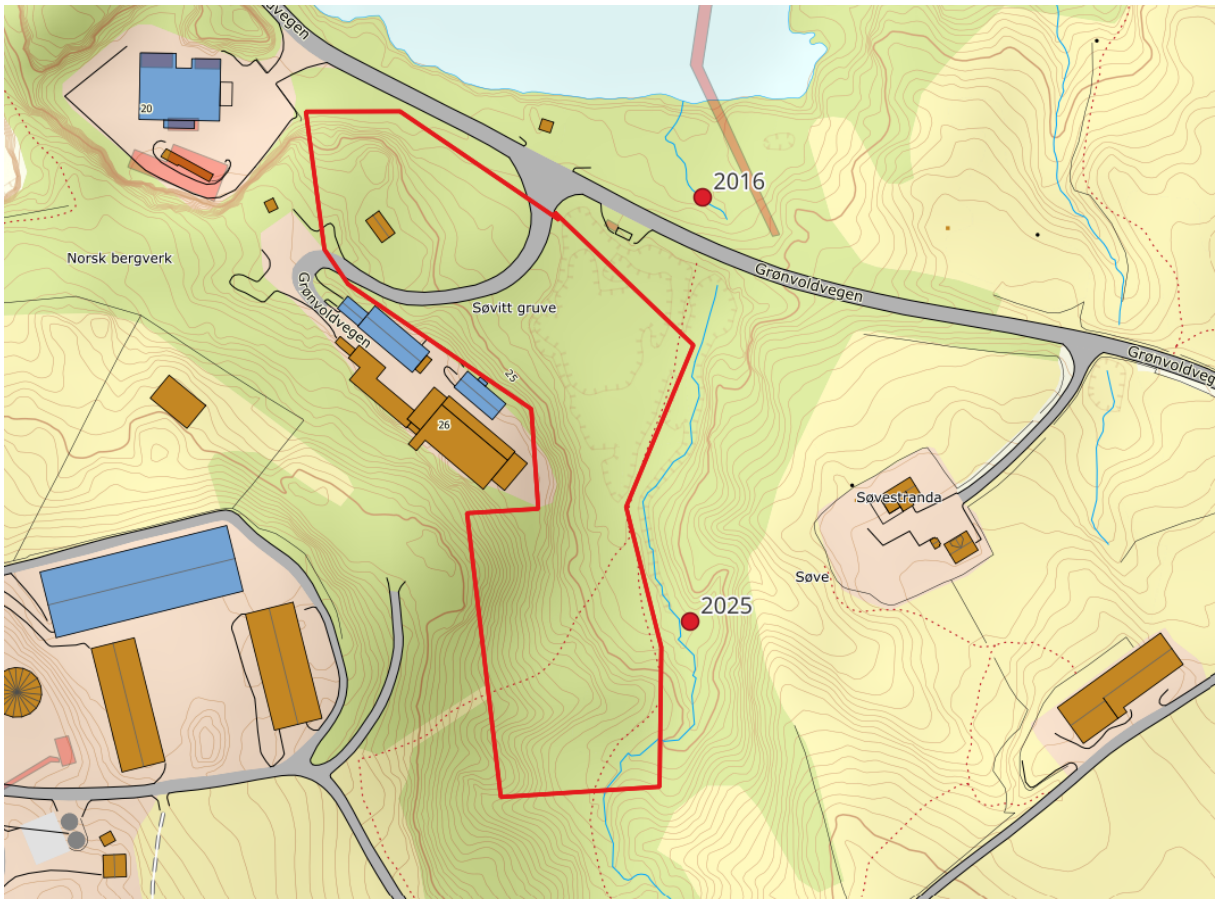
Tabell 1. Detaljer om vannforekomstene som inngår i undersøkelsesområdet. Informasjonen er hentet fra vann-nett (2025) og artskart (2024).

Vannforekomst		**Søvittbekken**
Navn, id, type		016-2484-R
Beskrivelse		Søvittbekken renner ut i Norsjø ved Ulefoss og er ca. 1,1 km. Bekken er del av Telemarksvassdraget. Bekken er påvirket av - næringstilførsler fra fulldyrket mark og spredt bebyggelse - forsuring, næringstilførsler og organisk belastning fra skogbruk - avrenning fra transport og infrastruktur
Økologisk tilstand	Status	Moderat
	Vurderte kvalitets-elementer	Bunndyr - **ASPT:** Moderat (2016) - **Raddum:** Svært god (2016) - **RAMI:** Svært god (2016) Vannplanter

		Påvekstalger Planteplankton Heterotrof begroing Fisk Nitrogen – **Svært dårlig (2024)** Fosfor – **Svært dårlig (2024)**
Kjemisk tilstand		Ikke undersøkt
Risiko for å ikke nå miljømål		Miljøtilstand er avhengig av pågående tiltak

Metode

For vurdering av verdi iht. Miljødirektoratets veileder for konsekvensutredninger M-1941 benyttes blant annet informasjon om vannforekomstens økologiske tilstand. For å fremskaffe et bedre datagrunnlag for økologisk tilstand i Søvittbekken ble det 21. september 2025 gjennomført befaring langs bekken og prøvetaking av bunndyr ved 1 stasjon. Det ble lagt opp til å prøveta ved samme stasjon som i 2016, men på grunn av svært lav vannføring ble prøvetakingen gjennomført ved en ny stasjon plassert omtrent 150 meter oppstrøms, som vist i figur 1.



Figur 1. Undersøkelsesområdet ved Søvitt gruve i Nome kommune. Planområdet er vist med rød strek og prøvetakingspunkter for klassifisering av økologisk tilstand er vist med røde sirkler. Punkt merket «2016» er posisjon for tidligere prøvetaking og punkt merket «2025» er posisjon for prøve tatt i 2025 av Ecofact.

Bunndyrundersøkelser

Bunndyr gir en god indikasjon på den økologiske tilstanden i en vannforekomst. Forskjellige arter og artsgruppene har ulike krav til oksygeninnhold i vannet, og artssammensetningen kan gjenspeile belastning av organisk materiale og næringssalter.

For innsamling av bunndyr benyttes sparkemetoden. Prøven tas ved hjelp av en håv (25 x 25 cm) som holdes mot vannstrømmen, for så å sparke/rote opp substratet foran håven. Total innsamlingstid pr. stasjon er 3 minutter, og man skal dekke ni meter bunnsubstrat. Prøvene tas slik at de dekker variasjonen i bunnsubstrat og vegetasjonsforhold på stasjonen. Prøvene konserveres med 96 % etanol i felt. Det ble tatt én bunndyrprøve i bekken. Prøven ble tatt ca. 150 meter oppstrøms prøvetakingsstasjon fra 2024 (figur 1).

Bunndyrprøven ble sendt til Pelagia Nature & Environment for analysering og klassifisering. Organismene ble identifisert ned til lavest mulig taksonomiske nivå. Basert på artslistene ble ASPT- og RAMI-indeksen beregnet. Førstnevnte benyttes for å vurdere eutrofiering og organisk belastning og sistnevnte vurderer grad av forsuring.

Klassifisering av økologisk tilstand ble gjennomført som beskrevet i Vannforskriftens veileder 02:2018 *Klassifisering av miljøtilstand i vann - Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* Tilstanden ble rangert fra «Svært god» til «Svært dårlig». Klassegrensene samsvarer med de økologiske tilstandsklassene angitt i Vanndirektivet og er i tråd med EUs avløpsdirektiv. Resultatene ble også benyttet til verdisetting av vannforekomsten.

Vurdering av verdi

Med verdi menes en vurdering av hvor verdifullt et område eller miljø er. Verdi fastsettes langs en femdelt skala fra *Ubetydelig verdi* til *svært stor verdi* (jf. figur 2 og tabell 2 og 3). Det er glidende overganger mellom verdikategoriene.

Figur 2. Skala for vurdering av verdi. Det er glidende overganger slik at pilen kan flyttes bortover for å nyansere verdivurderingen (MD 2023).

I veileder M-1941 er det for de ulike temaene under vannmiljø, gitt konkrete kriterier for å vurdere verdi. Vurderinger av verdi skal bygge på konkrete funn, og på vurderinger av potensial for flere funn. Tabell 2 gir en oversikt over verdikriteriene for temaene elv, innsjø, grunnvann og kystvann (vannforekomster jf, vannforskriften), Naturtyper etter HB13 og HB19 og Arter med økologiske funksjonsområder. **NB:** Alle forekomster som ikke oppfyller noen av disse kriteriene er vurdert å være *uten betydning*, dvs. en kategori med lavere verdi enn «noe verdi».

Alle vannforekomster vurderes å ha Stor verdi eller Svært stor verdi jf. Vannforskriften. Som hovedregel fastsettes økologisk tilstand i en vannforekomst på grunnlag av biologiske kvalitetselementer, med fysiske og kjemiske forhold som støtteparametere.

Tabell 2. Verdikriterier for forekomster tilknyttet vannmiljø. Tabellen er hentet fra Miljødirektoratets veileder 2021, oppdatert i september 2023.

Verdi-kriterier	Uten betydning for KU	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
Elv, innsjø, grunnvann og kystvann (vannfore-komster jf. Vann-forskriften)				Moderat, dårlig eller svært dårlig økologisk tilstand (inkludert SMVF) og/eller dårlig kjemisk tilstand	God og svært god økologisk tilstand og/eller god kjemisk tilstand
Naturtyper etter HB13 og HB19		C-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13 C-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB19	Nær truede naturtyper (NT) med B- og C-verdi B-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13 B-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB19 som ikke er av vesentlig regional verdi (konkret vurdering nødvendig)	Sterkt (EN) og kritisk truede (CR) naturtyper med C-verdi Sårbare naturtyper (VU) med B- og C-verdi A-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13, inkl. nær truede naturtyper (NT) A og B-lokaliteter for naturtyper kartlagt etter DN-HB19, inkludert A-lokalitet av nær truede naturtyper (NT)	Sterkt (EN) og kritisk truede (CR) naturtyper med A- og B-verdi Sårbare naturtyper (VU) med A-verdi
Arter med økologiske funksjons-områder		**Alminnelige og vidt utbrede arter** og deres funksjons-områder Anadrom fisk: Vassdrag med sporadisk forekomst av anadrom fisk (ikke stedegen bestand) Innlandsfisk: Små bestander uten spesielle verdier Naturlig lite egnede forhold i innsjø/elv for fisk	Nær trua (NT) arter og deres funksjons-område Anadrom fisk: Laks/sjøørret: Vassdrag med små bestander Sjørøye: Mindre bestand Middels potensial for smolt-produksjon Innlandsfisk: Vassdrag med fiskebestander av regional/ lokal verdi	Sårbare (VU) arter og deres funksjons-område Spesielt hensyns-krevende arter og deres funksjons-område Anadrom fisk: Laks/sjøørret: vassdrag med middels store bestander Sjørøye: Livskraftig bestand Godt potensial for smoltproduksjon Innlandsfisk: Langtvandrende bestand av harr, ørret og sik Vassdrag (potensielt) høyproduktive for ørret, røye eller sik Andre storørretbest. Vassdrag med stor andel storvokst ørret	Fredede arter og deres funksjons-område Prioriterte arter (med eventuelt forskriftsfestet funksjons-område) Sterkt truet (EN) og kritisk truet (CR) arter og deres funksjons-område Lokaliteter med relikt laks Anadrom fisk: Nasjonale laksevassdrag Andre spesielt verdifulle laksevassdrag (f.eks. storvokst laks) Sjøørret: stor bestand Sjørøye: Rent elvelevende best. Stort potensial for smolt-produksjon Innlandsfisk: Spesielt verdifulle storørret-bestander

Tabell 3. Verdiskala. Tabellen er hentet fra Miljødirektoratets veileder 2021, oppdatert i september 2023.

Verdiskala	Forklaring
Svært stor verdi	Svært stor verdi er i hovedsak benyttet for arter og naturtyper vernet etter norsk lov, eller som har nasjonal eller internasjonal betydning. Alt vann har i henhold til vannforskriften stor eller svært stor verdi. Stor verdi og svært stor verdi sammenfaller med innslagspunktet i Rundskriv T-2/16 om miljøforvaltningens innsigelsespraksis.
Stor verdi	Stor verdi er benyttet for arter og naturtyper som har nasjonal eller vesentlig regional interesse. Alt vann har i henhold til vannforskriften stor eller svært stor verdi. Stor verdi og svært stor verdi sammenfaller med innslagspunktet i Rundskriv T-2/16 om miljøforvaltningens innsigelsespraksis.
Middels verdi	Middels verdi er benyttet for naturmangfold som har regional interesse. Dette er natur som er viktig for naturmangfoldet i et fylke eller en region.
Noe verdi	Noe verdi er benyttet for områder hvor det ikke er påvist spesielle naturverdier, men som allikevel ikke er uten betydning for naturmangfoldet. Dette er «hverdagsnatur» med en representativ flora/ fauna for regionen, areal uten viktige naturtyper og med funksjon for arter uten spesiell forvaltningsinteresse.
Uten betydning for KU	Ubetydelig verdi er benyttet for områder som har svært liten eller ingen betydning for arter og naturtyper.

Resultat

Bekken løper nesten utelukkende gjennom tett vegetasjon før den løper ut i Norsjø. Bekken har ikke årssikker vannføring og under befaring var vannstanden svært lav. Løsmassene i undersøkelsesområdet har antropogent opphav (gruveavfall) og virker muldrike med stort innhold av organisk materiale. Løsmasser vaskes trolig ut ved høy vannføring og bunnsubstratet er svært finpartikulært. Det vurderes at det ikke er forhold for fisk i bekken.

Figur 3. Søvittbekken løper gjennom masser med antropogent opphav med stor andel finpartikler og organisk materiale. Bildet er fra prøvetakingsstasjonen.

Figur 4. Bilde lengre nedstrøms prøvetakingsstasjonen, i nærheten av utløpet til Norsjø. Her var bekken helt tørrlagt ved prøvetakingstidspunktet.

Det var svært lav vannstand under prøvetakingen og forholdene var dermed ikke optimale. Ved prøvetakingsstasjonen fra 2016 var bekken helt tørr og prøvetakingsstasjon ble derfor flyttet lengre oppstrøms. Ved prøvetakingsstasjonen var vannet nesten helt stillestående, men det var likevel mulig å samle inn prøve for analyse.

Utførte analyser viste at bunndyrsamfunnet ved prøvetakingsstasjonen bl.a. består av fåbørstemark, tovinger, døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det ble totalt funnet 694 individer fordelt på 17 arter/grupper.

Utregnede indekser er gitt i tabell 2. Beregningene viser dårlig tilstand for ASPT-indeksen som indikerer at bunndyrsamfunnet på prøvetakingsstasjonen er påvirket av eutrofiering og organisk belastning. RAMI-indeksen viser svært god tilstand og indikerer at bunndyrsamfunnet ikke er påvirket av forsuring. Resultatene er tilsvarende det som ble observert på stasjonen fra 2016 (figur 1) og viser at den økologiske tilstanden er dårlig i hele bekken.

Laboratoriets analyserapport er gitt som vedlegg.

Tabell 4. Tilstandsklassifiserte analyseresultater for bunnfaunaprøve fra Søvittbekken. Blå = svært god tilstand, oransje = dårlig tilstand.

Indeks	Score
ASPT	5,10
	0,38
RAMI	3,94
	0,82

Verdivurdering

Som vist i tabell 2 er det flere registreringskategorier som skal vurderes ved verdisetting av vannmiljø; selve vannforekomsten, naturtyper og arter og økologiske funksjonsområder. Iht. tabellen og føringene i M-1941 får vannforekomsten Søvittbekken **stor verdi**, mens naturtyper og arter får ingen spesiell verdi for naturmangfold.

Konklusjon

Iht. til M-1941 har alle vannforekomster enten Stor eller Svært stor verdi. Som følge av tilførsler av organisk materiale og næringsstoffer er Søvittbekken påvirket av organisk belastning og eutrofiering. Dette gjenspeiles i det biologiske kvalitetselementet bunndyr som viser at hele bekken har dårlig økologisk tilstand. Klassifiseringen er basert på prøvetaking ved 2 stasjoner i bekken utført i 2016 og 2025. Det vurderes at det ikke er forhold for fisk i bekken.

Sammenholdt med føringene i M-1941 tilsvarer dette at vannforekomsten har **Stor verdi**.

Referanser

NIVA, 2025. Resipientundersøkelse for Søvitt renseanlegg, 2024. Prosjektnummer 240112.

Støybelastning fra anleggsvirksomhet

Faser i anleggsarbeidet, støykilder, nivå og antatt varighet

Støynivå er hentet fra tabell 26 i Veileder til T-1442, jfr Vedlegg. Lydavstråling fra bygg- og anleggskilder. Lydeffektnivåer brukes i prognose for støybelastning når mer presise data ikke finnes.

Faser	Støyende virksomhet	Støykilde/støynivå (L_{WA}) dB	Varighet	Driftsprosent
Tilrettelegging og etablering av rigg	Motorsag	85 – 113	Det anslås at dette vil pågå ca. 1 uke	Fra 0700-1900 mandag til torsdag. 1 time matpause pr dag
	1 eller 2 gravemaskiner	103 – 113		
	Dumper	108		
Grunnarbeider	Gravemaskin	103 – 113	1 mnd	Fra 0700-1900 mandag til torsdag 1 time matpause pr dag
	Dumper	108		
Bygging av sarkofag (Råbygg 2)	Trafikk på Grønvoldveien	108 – 112	2-3 mnd	Fra 0700-1900 mandag til torsdag 1 time matpause pr dag
	Betongbygging	105		
	Råbygg 2	95		
Utgraving av slagghaugen – lagring i sarkofag	Graver	103 – 113	8 dager	Fra 0700-1900 mandag til torsdag 1 time matpause pr dag
	Dumper	108		
	Kjørelyder	112		
	Stein mot metall fra graver	113		
Opprydding i avgangsdeponi	Håndarbeid for å ta opp slaggklumper, trillebår eller minigraver for å transportere slaggklumper.	< 80	1 – 2 dager	Fra 0700-1900 mandag til torsdag 1 time matpause pr dag
Utgraving vaskerijord	Graver	103 – 113	4 dager	Fra 0700-1900 mandag til torsdag 1 time matpause pr dag
	Dumper	108		
	Kjørelyder	112		
	Stein mot metall fra graver	113		
	Stein og jord mot metall ved lessing og lossing i sarkofagen	113		
Lukking av sarkofag	Valser	103 – 113	10 dager	Fra 0700-1900 mandag til torsdag.1 time matpause pr dag
	Betongbygging	105		
Nedrigging	Som opprigging	103 – 113	1 uke	Fra 0700-1900 mandag til torsdag.1 time matpause pr dag
Overvåking	Etablering av overvåkingsrør	<80	1-2 dager	Fra 0700-1900 mandag til torsdag.1 time matpause pr dag
Oppsummert		**80 – 113 dB**	**Ca. 6 mnd**	**Ca. 90%**

Kemakta KONSULT

Doskonsekvenser åtgärder Søve gruva

Dos till omgivningen på grund av dammspridning

2025-10-17

Mark Elert, Thomas Hjerpe och Karin Norrfors

Framställd för
Bergfald Miljørådgivere AS

PM
Kemakta AR 2025-74

Kemakta KONSULT

Warfvinges väg 33
112 51 Stockholm
08-617 67 00
www.kemakta.se

Uppdragsnamn hos Kemakta:	Toriumslagg Norge
Uppdragsnummer hos Kemakta:	1020281
Uppdragsansvarig:	Mark Elert
Handläggare:	Karin Norrfors, Thomas Hjärpe
Kvalitetsgranskare:	Karin Norrfors
Uppdragsgivare:	Bergfald Miljørådgivere AS
Uppdragsgivarens kontaktperson:	David Moe Almenningen

Kemakta KONSULT

Innehållsförteckning

1 Inledning 4

2 Metodik 4
2.1 Skyddsobjekt 5
2.2 Beräkningsmodell 5
2.3 Exponeringsförhållanden 5
2.4 Spridningsförhållanden 5

3 Resultat 6
3.1 Doser 6

4 Diskussion och slutsatser 6

5 Referenser 6

Kemakta KONSULT

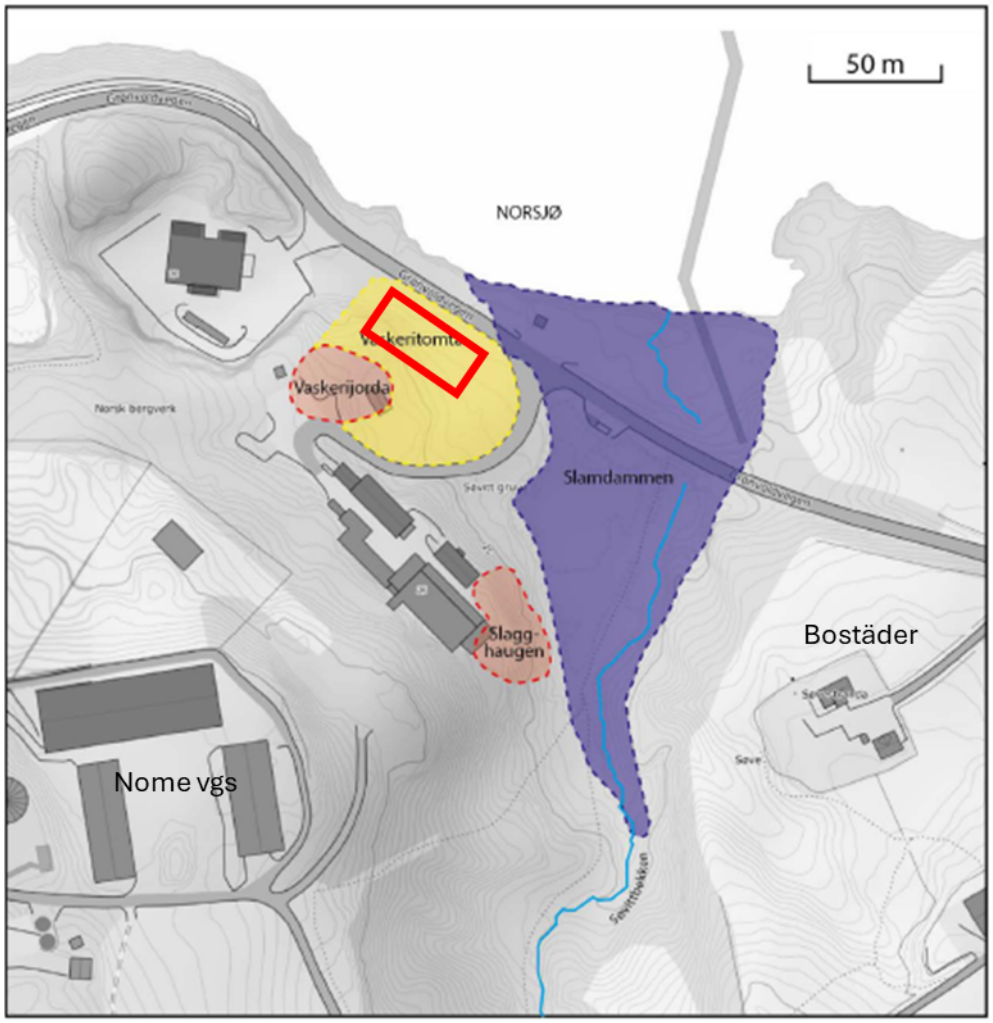
1 Inledning

I detta PM redovisas beräkningar av doskonsekvenser för omgivningen vid saneringsåtgärder av Søve gruva från av spridning av damm innehållande radioaktiva ämnen. Doser har beräknats för personer som under saneringsåtgärderna befinner sig på ett avstånd av 100 meter från saneringsområdet.

2 Metodik

Beräkningarna utgår från en källterm motsvarande en given emission av damm per ytenhet under den period som sanering pågår av slagghögen respektive vaskerijorden. Dammet kommer sedan att kunna spridas med vinden och därigenom kommer halterna att spädas ut.

Källtermen utgår från en emission av damm på 500 mg/m^2 och dygn. Detta motsvarar storleksordningen på den emission som uppmätts vid av vägararbeten och dammande industrier (Bendz et al., 2009; Haeger-Eugensson et al., 2014 & 2018). Damning antas ske från en yta som motsvarar det sanerade området för slagghögen (800 m^2) och vaskerijorden (625 m^2). Dessa ytor är relativt små med en radie på 16 respektive 14 meter, varför det har bedömts vara rimligt att använda en spridningsmodell som utgår från en punktkälla.



Figur 2-1 Søve gruva med positioner för slagghögen, vaskerijorden och sarkofagen (röd rektangel. Vidare visas lägen för bostäder och Nome vgs.

2.1 Skyddsobjekt

De skyddsobjekt som finns i omgivningen är:

- En bostadsfastighet som ligger ca 100 meter öster om slagghögen och ca 200 m VSV om området med vaskerijord. Fastigheten ligger på samma höjd som övre delen av slagghögen (+40 m) på andra sidan den dalgång där avgångsdeponin finns.
- Nome vidergående skole (Nome vgs) som är en högstadieskola och gymnasium med inriktning på yrkesutbildningar och naturbruk. Skolan ligger på en höjd (+60 m) sydväst om Søve gruvor. Avståndet från slagghögen och vaskerijorden till de närmaste delarna av skolan är ca 100 m.
- Urgrävningen av framför allt slagghögen kommer att ske mycket nära Ulefoss mekaniska verkstad. I beräkningarna förutses att personal inte är på plats under den period då urgrävningen av slagghögen sker och att eventuell kontaminering av ytorna runt slagghögen kontrolleras efter avslutad urgrävning.

2.2 Beräkningsmodell

Doskonsekvenserna har beräknats med programmet för atmosfärisk spridning som ingår i beräkningsverktyget SAFRAN (IAEA, 2015). Programmet beräknar dos från ett luftutsläpp via:

- Dos från inhalation och externstrålning från luftburen aktivitet
- Dos från strålning från aktivitet som deponerats på marken
- Dos från konsumtion av växter som odlas samt kött och mjölk från djur som betat på mark med deponerad aktivitet

Exponering för luftburen aktivitet antas ske under den period som arbetet med utgrävningen pågår medan dos från markstrålning eller intag av växter beräknas kunna pågå under 1 års tid. Separata doser har beräknats för vuxna och barn vid skyddsobjekten.

2.3 Exponeringsförhållanden

Saneringen vid Søve gruvor beräknas pågå under relativt kort tid, urgrävningen av slagghögen beräknas ta 8 dagar och av vaskerijorden 4 dagar. I beräkningarna antas att vindriktningen är mot respektive skyddsobjekt under hela utgrävningstiden. Utgrävningen beräknas ske 8 timmar per dag och under samma tidsperiod så antas en person vid bostadshuset eller Nome vgs exponeras för luftburen aktivitet. Efter det att utgrävningen avslutats beräknas personen exponeras för markstrålning under 2000 timmar det kommande året.

Urgrävningen av avfallet kommer att ske parallellt med inlastningen i sarkofagen. Doserna från urgrävningen bedöms dominera eftersom den sker på kortare avstånd från skyddsobjekten än ilastningen i sarkofagen. För att inte underskatta doserna har det antagits att det sker en motsvarande damning vid inlastningen i sarkofagen som vid urgrävningen av avfallet.

2.4 Spridningsförhållanden

Eftersom utgrävningen kommer att ske under så kort tid är det inte att förvänta att det sker någon statistisk fördelning av vindriktningarna utan vinden antas vara riktad mot respektive skyddsobjekt under hela utgrävningsperioden. Atmosfärens stabilitet styrs av de stabilitetsklasser som tagits fram av Pasquill, där stabilitetsklass A är mest instabil, stabilitetsklass D är neutral och stabilitetsklass F är mest stabil.

Kemakta KONSULT

Pessimistiska antaganden har gjorts om den atmosfäriska spridningen. Under 50% av tiden antas det råda en neutral atmosfär (Stabilitetsklass D) med en vindhastighet på 5 m/s, under 25 % av tiden antas det råda en stabil atmosfär (Stabilitetsklass E) med en vindhastighet på 3 m/s och under 25% av tiden en mycket stabil atmosfär (Stabilitetsklass F) med en vindhastighet på 2 m/s. Stabilitetsklass D råder dagtid vid låg solinstrålning. Stabilitetsklass E och F förekommer under vindstilla kvällar och nätter med liten molntäckning. Den effektiva utsläppshöjden har antagits vara 1 m. Ingen hänsyn har tagits mellan höjdskillnaden mellan utgrävningsområdena och Nome vidergående skole.

3 Resultat

3.1 Doser

I tabell 3-1 redovisas beräknade doser till en person 100 meter från urgrävningarna som exponeras från damm som sprids vid utgrävningen. För Th-232 beräknas 70 % av dosen till vuxna komma och 50 % av dosen för barn komma från inhalation av damm under själva utgrävningen. För U-238 är motsvarande siffra för vuxna 80 % och för barn 95 %. Resterande dos kommer huvudsakligen från intag av gröda som odlats i markområden som påverkats av deponerat damm.

Tabell 3-1 Beräknade doser till en person 100 meter från utgrävningarna (µSv) under det år som utgrävningen sker.

Slagghög	**Th-232**	**U-238**	**Total**
Vuxna	1,5	2,4	3,9
Barn	1,2	5,3	6,5
Vaskerijord	**Th-232**	**U-238**	**Total**
Vuxna	0,3	0,2	0,5
Barn	0,2	0,5	0,7

4 Diskussion och slutsatser

Beräkningarna har gjorts med konservativa antaganden om att utgrävningen sker under förhållanden med stabila atmosfäriska förhållanden som ger en liten utspädning av damm som sprids samt att vindriktningen under hela perioden utgrävning och ilastning sker ligger i riktning mot något av de identifierade skyddsobjekten. Även med dessa antaganden blir de beräknade doserna låga.

5 Referenser

Bendz D, Wik O, Jones C, Pettersson M och Elert M (2009). Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande, Värmeforsk rapport Q6-665.

Haeger-Eugensson M, Bjurbäck A, Nygren H, Janhäll S, Hultberg K, Gustavsson M, Achberger C, Ramos Garcia M och Linsterin F (2018). Damning och buller vid byggarbetsplatser, FUD Projekt Trafikverket, COWI, VTI.

Haeger-Eugensson M, Tang L, Ferm M och Peterson K (2014). Utveckling av metodik för bedömning av diffus partikeldamning från industrier. Delrapport Nordkalk, Rapport B2165, IVL Svenska Miljöinstitutet.

IAEA (2015). Methodology for Safety Assessment Applied to Predisposal Waste Management. Report of the Results of the International Project on Safety Assessment Driving Radioactive Waste Management Solutions (SADRWMS) 2004–2010. IAEA-TECDOC-1777.

Norsk nukleær dekommisjonering

Detaljregulering for Søve gruver, gnr/bnr 24/93, 95, 107

Risiko- og sårbarhetsanalyse

Oppdragsnr.: 52407104 Dokumentnr.: ROS-01 Revisjon: J02 Dato: 2025-11-03

Norconsult

Detaljregulering for Søve gruver, gnr/bnr 24/93, 95, 107
Risiko- og sårbarhetsanalyse
Oppdragsnr.: 52407104 Dokumentnr.: ROS-01 Revisjon: J02

Norconsult

Oppdragsgiver:	Norsk nukleær dekommisjonering
Oppdragsgivers kontaktperson:	Andrè Øraas
Rådgiver:	Norconsult Norge AS
Oppdragsleder:	Aksel Askeland
Fagansvarlig:	Tore Andre Hermansen
Andre nøkkelpersoner:	Marte Elverum, Mathias Kleppen, Antonios Tzatzakis

Revisjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent
J02	2025-11-03	Oppdatert mht. drikkevannskilde	ToAHe/MatKle	MarElv	AksAsk
J01	2025-10-24	For bruk	ToAHe	MarElv	AksAsk

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult 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.

Norconsult

Sammendrag

Med utgangspunkt i detaljregulering for Søve gruver i Nome kommune, er det gjennomført en risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse). Denne skal etterkomme plan- og bygningslovens krav om ROS-analyser ved alle planer for utbygging innenfor et planområde (jf. §4-3).

Planområdet fremstår generelt, med de tiltak som er beskrevet og forutsatt fulgt, som lite sårbart.

Det har blitt gjennomført en innledende fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering av de temaer som gjennom fareidentifikasjonen fremsto som relevante. Følgende farer har blitt utredet:

- Ustabil grunn (områdestabilitet)
- Flom i vassdrag
- Ekstremnedbør (overvann)
- Skogbrann
- Drikkevannskilde
- Sårbare bygg
- Deponering av radioaktivt materiale

Av disse fremsto ikke planområdet med forhøyet sårbarhet for noen av farene og det ble derfor ikke utført hendelsesbaserte risikoanalyser, iht. analysens metodikk (kap. 3.3).

Det er allikevel, gjennom fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering, identifisert tiltak som det ut fra samfunnssikkerhetshensyn er nødvendig å gjennomføre for å unngå å bygge sårbarhet inn i dette planområdet. Tiltakene er sammenfattet i kapittel 5.2 og må følges opp i videre prosjektering.

Norconsult

Innhold

1 Innledning 4
1.1 Bakgrunn 4
1.2 Forutsetninger og avgrensninger 4
1.3 Begreper og forkortelser 4
1.4 Styrende og veiledende dokumenter 5
2 Om analyseobjektet 7
2.1 Beskrivelse av analyseområdet 7
2.2 Planlagt tiltak 8
3 Metode 9
3.1 Innledning 9
3.2 Fareidentifikasjon 9
3.3 Sårbarhetsvurdering 9
3.4 Risikoanalyse 10
3.4.1 Kategorisering av sannsynlighet og konsekvens 10
3.4.2 Vurdering av risiko 10
3.5 Sårbarhets- og risikoreduserende tiltak 11
3.6 Krav i Byggteknisk forskrift 11
4 Fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering 13
4.1 Innledende farekartlegging 13
4.2 Vurdering av usikkerhet 15
4.3 Sårbarhetsvurdering 15
4.3.1 Sårbarhetsvurdering – ustabil grunn (områdestabilitet) 15
4.3.2 Sårbarhetsvurdering – flom i vassdrag 16
4.3.3 Sårbarhetsvurdering – ekstremnedbør (overvann) 17
4.3.4 Sårbarhetsvurdering – skogbrann 18
4.3.5 Sårbarhetsvurdering – drikkevannskilde 19
4.3.6 Sårbarhetsvurdering – sårbare bygg 19
4.3.7 Sårbarhetsvurdering – deponering av radioaktivt materiale 19
5 Konklusjon og oppsummering av tiltak 20
5.1 Konklusjon 20
5.2 Oppsummering av tiltak 20
6 Referanser 22

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Plan- og bygningsloven [1] stiller krav om gjennomføring av risiko- og sårbarhetsanalyser (ROS-analyser) ved all arealplanlegging, jf. § 4.3: "Ved utarbeidelse av planer for utbygging skal planmyndigheten påse at risiko- og sårbarhetsanalyse gjennomføres for planområdet, eller selv foreta en slik analyse. Analysen skal vise alle risiko- og sårbarhetsforhold som har betydning for om arealet er egnet til utbyggingsformål, og eventuelle endringer i slike forhold som følge av planlagt utbygging. Område med fare, risiko eller sårbarhet avmerkes i planen som hensynssone, jf. §§ 11-8 og 12-6. Planmyndigheten skal i arealplaner vedta slike bestemmelser om utbyggingen i sonen, herunder forbud, som er nødvendig for å avverge skade og tap."

Byggteknisk forskrift (TEK 17) gir sikkerhetskrav til naturpåkjenninger (TEK 17 § 7-1 til § 7-4), og det er gitt et generelt krav om at byggverk skal utformes og lokaliseres slik at det er tilfredsstillende sikkerhet mot fremtidige naturpåkjenninger. Videre stiller NVEs retningslinjer 2-2011 «Flaum og skredfare i arealplanar» [2] krav om at det ikke skal bygges i utsatte områder. Tilsvarende gir også andre lover og forskrifter krav om sikkerhet mot farer. Blant annet skal det tas hensyn til beregninger om fremtidens klima. Se oversikt over styrende dokumenter i kapittel 1.4.

Denne ROS-analysen vurderer og analyserer relevante farer, sårbarheter og risikoforhold ved det aktuelle planområdet, og identifiserer behov for sårbarhets- og risikoreduserende tiltak i forbindelse med fremtidig utvikling av området. Forhold knyttet til forventet fremtidig klima er en integrert del av analysen.

1.2 Forutsetninger og avgrensninger

Følgende forutsetninger og avgrensninger er gjeldende for denne analysen:

- ROS-analysen er en overordnet og kvalitativ grovanalyse.
- Den er avgrenset til temaet samfunnssikkerhet slik dette brukes av Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB).
- Analysen omfatter farer for tredjeperson, og tap av stabilitet og materielle verdier.
- Vurderingene i analysen er basert på foreliggende dokumentasjon om prosjektet.
- Analysen tar for seg forhold knyttet til driftsfasen (ferdig løsning), dersom ikke helt spesielle forhold som har betydning under anleggsfasen avdekkes.
- Analysen omhandler enkelthendelser, ikke flere uavhengige og sammenfallende hendelser.

1.3 Begreper og forkortelser

Tabell 1-1 Oversikt over begreper og forkortelser

Uttrykk	Beskrivelse
Fare	Forhold som kan føre til en uønsket hendelse
Konsekvens	Tap av verdier som følge av en uønsket hendelse
Risiko	Usikkerhet knyttet til om en uønsket hendelse vil inntreffe og hvilke konsekvenser den kan få
Risikoanalyse	Systematisk framgangsmåte for å beskrive risiko
Risikoreduserende tiltak	Tiltak som påvirker sannsynligheten for eller konsekvensen av en uønsket hendelse. Risikoreduserende tiltak består av forebyggende tiltak og konsekvensreduserende tiltak

Uttrykk	Beskrivelse
Samfunnssikkerhet	Evnen samfunnet har til å opprettholde viktige samfunnsfunksjoner og å ivareta borgernes liv, helse og grunnleggende behov under ulike former for påkjenninger
Sannsynlighet	Hvor trolig det er at en hendelse vil inntreffe
Sårbarhet	Analyseobjektets manglende evne til å motstå uønskede hendelser eller varige påkjenninger, samt å opprettholde eller gjenoppta sin funksjon etterpå
Uønsket hendelse	Hendelse som kan medføre tap av verdier
DSB	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
NGU	Norges geologiske undersøkelse
NVE	Norges vassdrags- og energidirektorat
SVV	Statens vegvesen
DSA	Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet

1.4 Styrende og veiledende dokumenter

Under vises en oversikt over styrende og veiledende dokumenter som er grunnlag for denne ROS-analysen.

Tabell 1-2 Styrende og veiledende dokumenter

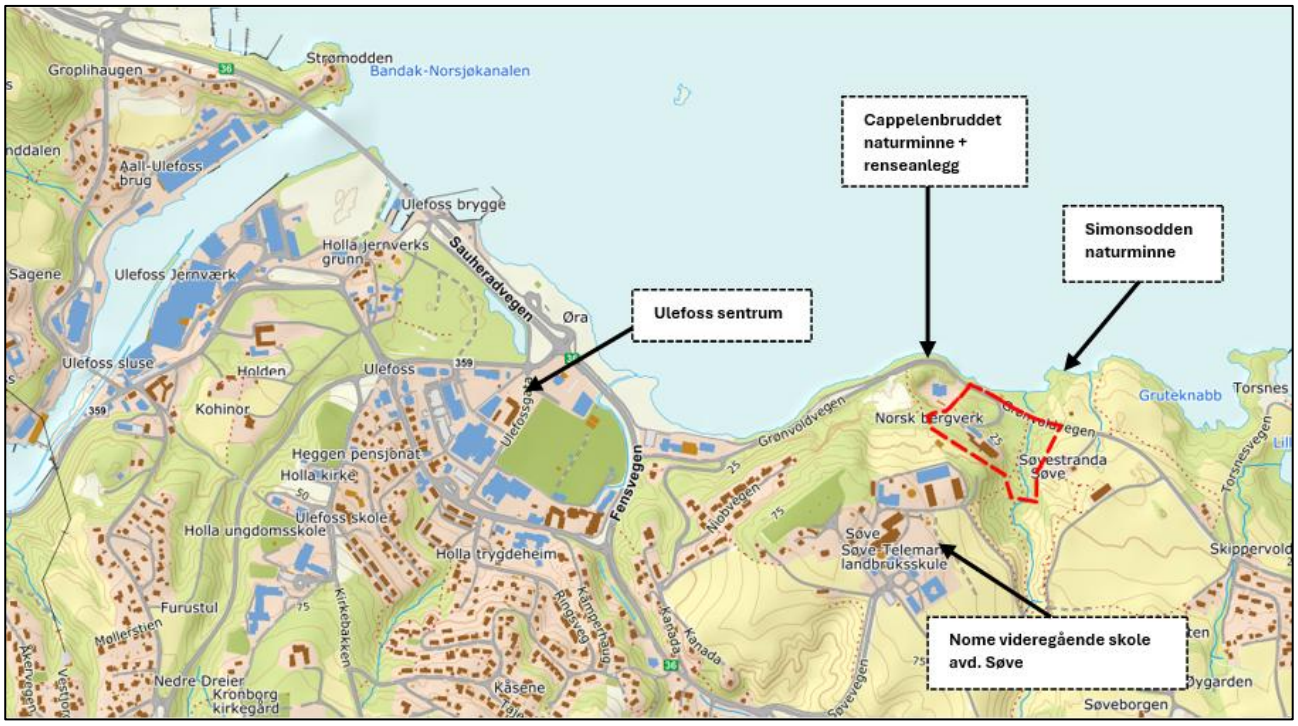
Tittel	Dato	Utgiver
NS 5814:2021 Krav til risikovurderinger	2021	Standard Norge
Lov om planlegging og byggesaksbehandling (plan- og bygningsloven)	2008	Kommunal- og moderniseringsdepartementet
Forskrift om tekniske krav til byggverk (Byggteknisk forskrift – TEK 17). FOR-2017-06-19-840	2017	Kommunal- og moderniseringsdepartementet
Veiledning om tekniske krav til byggverk	2017	Direktoratet for byggkvalitet
Brann- og eksplosjonsvernloven	2002	Justis- og beredskapsdepartementet
Storulykkeforskriften	2016	Justis- og beredskapsdepartementet
Forskrift om strålevern og bruk av stråling	2016	Helse- og omsorgsdepartementet
Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging	2017	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
NVEs retningslinjer 2-2011 Flaum og skredfare i arealplanar. Revidert 22. mai 2014	2014	Norges vassdrags- og energidirektorat
Retningslinjer for Fylkesmannens bruk av innsigelse i plansaker etter plan- og bygningsloven	2010	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
Statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning	2018	Kommunal- og moderniseringsdepartementet
NVE-veileder Nr. 1/2019: Vurdering av områdestabilitet ved arealplanlegging og utbygging i områder med kvikkleire og andre jordarter med sprøbruddegenskaper.	2019	Norges vassdrags- og energidirektorat
NVE-veileder Nr. 3/2022: Sikkerhet mot flom. Utredning av flomfare i reguleringsplan og byggesak.	2022	Norges vassdrags- og energidirektorat
NVE-veileder Nr. 4/2022: Rettleiar for handtering av overvatn i arealplanar	2022	Norges vassdrags- og energidirektorat

Tittel	Dato	Utgiver
Sikkerhet mot skred i bratt terreng. Utredning av skredfare i reguleringsplan og byggesak.	2020	Norges vassdrags- og energidirektorat
Nasjonale og vesentlige regionale interesser innen NVEs saksområder i arealplanlegging - Grunnlag for innsigelse.	2017	Norges vassdrags- og energidirektorat
Samfunnssikkerhet i planlegging og byggesaks-behandling. Rundskriv H-5/18	2018	Kommunal- og moderniseringsdepartementet
Bebyggelse nær høyspenningsanlegg	2017	Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet
NCCS report 1/2024 Sea-Level Rise and Extremes in Norway: Observations and Projections Based on IPCC AR6	2024	Klimaservicesenteret
Havnivåstigning og høye vannstander i samfunnsplanleggingen.	2024	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
Klimahjelperen	2015	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap
Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - Veiledning	2017	Mattilsynet mfl.
Nasjonal trusselvurdering	2025	Politiets sikkerhetstjeneste
Politiets trusselvurdering	2025	Politidirektoratet

2 Om analyseobjektet

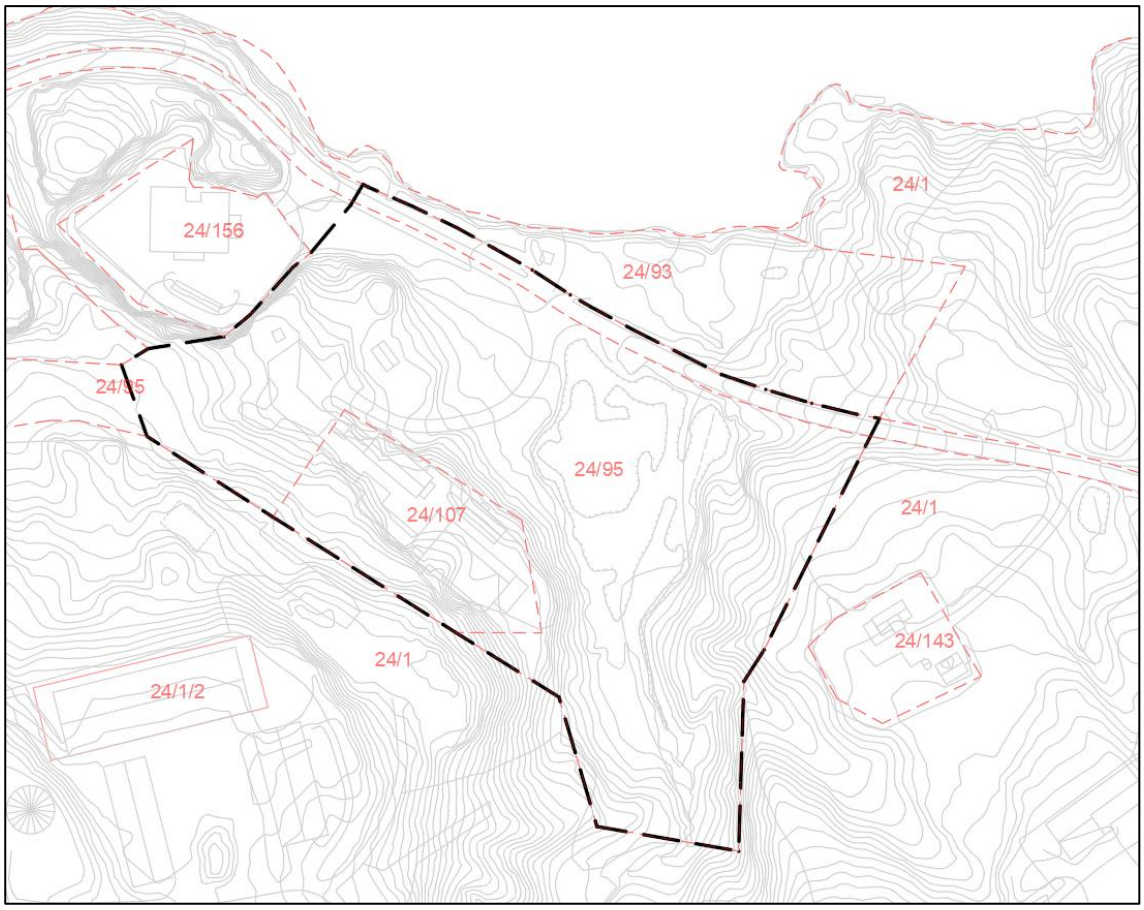
2.1 Beskrivelse av analyseområdet

Planområdet er 30,2 daa stort og er lokalisert ved Norsjø og Grønvoldvegen, 1,3 km øst for Ulefoss sentrum.



Figur 2-1: Planområdet er lokalisert 1,3 km øst for Ulefoss sentrum. Planområdet er vist med rød stiplet linje.

Planområdet omfatter bl.a. eksisterende virksomhet Ulefoss Mekaniske AS, som har være etablert her siden 1984. Bedriften benytter flere av de gjenværende bygningene fra den tidligere gruvedriften, og produksjonen foregår i den tidligere smelteverksbygningen. Den foreslåtte planavgrensningen inkluderer eiendommer eid av Telemark fylkeskommune. Grønvoldvegen krysser området, og tiltaket vil ha avkjøring via denne veien. Mot vest grenser planområdet til det tidligere dagbruddet Cappelen, hvor kommunens renseanlegg i dag er lokalisert.



Figur 2-2: Planområdet omfatter eiendommene Gnr./Bnr. 24/95 og 24/107. Planområdet er vist med svart stiplet linje.

2.2 Planlagt tiltak

Hensikten er å detaljregulere området rundt Søve gruver for å legge til rette for etablering av en sarkofag. Sarkofagen skal lagre radioaktivt avfall som har oppstått under driften av Søve gruver. Det radioaktive avfallet består av to ulike avfallsfraksjoner, slagghaugen og vaskerijorda. I slagghaugen finnes slaggklumper fra smeltingen av ferroniob med tildels høye verdier av naturlig thorium opp mot 1%. I vaskerijorda er prosessrester fra oppredningsverket blitt blandet med lokalt jordsmonn med innhold av naturlig thorium opp mot 0,8%. Sarkofagen skal sikre forsvarlig deponering av det radioaktive avfallet i 1000 år. Gruvedriften opphørte i 1965, og slaggklumpene ligger i dag i en tipp i tilknytning til det tidligere smelteverket.

Materialet overskrider grensen som norske myndigheter har satt for hva som skal regnes som radioaktivt avfall. Det er imidlertid ikke forbundet med helserisiko å oppholde seg i området. Statens Strålevern (nå DSA) ga 14.03.2014 pålegg til Nærings- og fiskeridepartementet (NFD) om «å gjennomføre nødvendige tiltak for å hindre forurensning som oppsto som følge av gruvedrift ved Søve gruver i Nome kommune, Telemark fylke».

Målsettingen med oppryddingen er å sikre at området etter dette kan brukes uten begrensninger, og at avfallet ikke lenger fører til ulempe for befolkning og miljø. Volumet som skal fjernes er anslått til å være mellom 3500 - 5000 tonn.

Planen utarbeides som detaljregulering med konsekvensutredning i samsvar med plan- og bygningslovens §§ 4-2 og 12-3, samt forskrift om konsekvensutredninger.

3 Metode

3.1 Innledning

Analysen av risiko for menneskers liv og helse, stabilitet og materielle verdier følger hovedprinsippene i *NS 5814:2021 Krav til risikovurderinger* [3]. Analysen følger også retningslinjene i DSBs veiledning *Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging* [4].

Risiko knyttes til uønskede hendelser, dvs. hendelser som i utgangspunktet ikke skal inntreffe. Det er derfor knyttet usikkerhet til både om hendelsen inntreffer (sannsynlighet) og omfanget (konsekvens) av hendelsen dersom den inntreffer. Vurdering av usikkerhet gjøres basert på det kunnskapsgrunnlaget som legges til grunn for ROS-analysen.

Det er gjennomført en innledende farekartlegging hvor relevante farer tas med videre til en sårbarhetsvurdering. Farer som vurderes med moderat eller høy sårbarhet, vurderes i en detaljert risikoanalyse i Vedlegg I.

Gjennom fareidentifikasjonen, sårbarhetsanalysen og risikovurderingene, vil det bli fremmet tiltak som foreslås implementert. Disse sårbarhets- og risikoreduserende tiltakene oppsummeres i kapittel 5.2.

3.2 Fareidentifikasjon

En fare er en kilde til en hendelse, eksempelvis brann, ekstrem vind og trafikkulykke. Farer er ikke stedfestet og kan representere en "gruppe hendelser" med likhetstrekk. En hendelse er konkret, eksempelvis med hensyn til tid, sted og omfang. I kapittel 4.1 gjøres det en systematisk gjennomgang av analyseobjektet i en tabell basert på DSBs veiledning *Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging* [4] og andre veiledninger utarbeidet av relevante myndigheter. Det benyttes oppdaterte kartgrunnlag til fareidentifikasjonen.

3.3 Sårbarhetsvurdering

Sårbarhet defineres ofte som analyseobjektets manglende evne til å motstå uønskede hendelser eller varige påkjenninger, samt å opprettholde eller gjenoppta sin funksjon etterpå. Robusthet er det motsatte, - fravær av sårbarhet.

De farer som fremstår som relevante gjennom innledende farekartlegging, tas videre til en sårbarhetsvurdering i kapittel 4.3. I denne analysen graderes sårbarhet slik:

Tabell 3-1 Sårbarhetskategorier

Sårbarhetskategori	Beskrivelse
Svært sårbart	Et vidt spekter av uønskede hendelser kan inntreffe der sikkerheten og områdets funksjonalitet rammes slik at akutt fare oppstår
Moderat sårbart	Et vidt spekter av uønskede hendelser kan inntreffe der sikkerheten og områdets funksjonalitet rammes slik at ulempe eller fare oppstår
Lite sårbart	Et vidt spekter av uønskede hendelser kan inntreffe der sikkerheten og områdets funksjonalitet rammes ubetydelig
Ikke sårbart	Et vidt spekter av uønskede hendelser kan inntreffe uten at sikkerheten og områdets funksjonalitet rammes

Det gjennomføres en detaljert risikoanalyse for farer hvor analyseobjektet fremstår som moderat eller svært sårbart.

Norconsult

3.4 Risikoanalyse

3.4.1 Kategorisering av sannsynlighet og konsekvens

De farer som fremstår med forhøyet sårbarhet i kapittel 4.3, tas videre til en detaljert hendelsesbasert risikoanalyse i Vedlegg I.

Hvor ofte en uønsket hendelse kan inntreffe, uttrykkes ved hjelp av begrepet sannsynlighet.

Konsekvensene er vurdert med hensyn til "Liv og helse", "Stabilitet" og "Materielle verdier".

Tabell 3-2 Sannsynlighetskategorier

Sannsynlighetskategori	Beskrivelse (frekvens)
1. Lite sannsynlig	Sjeldnere enn en gang hvert 1000 år
2. Moderat sannsynlig	Gjennomsnittlig hvert 100-1000 år
3. Sannsynlig	Gjennomsnittlig hvert 10-100 år
4. Meget sannsynlig	Gjennomsnittlig hvert 1-10 år
5. Svært sannsynlig	Oftere enn en gang per år

Tabell 3-3 Konsekvenskategorier

Konsekvenskategori	Beskrivelse
1. Svært liten konsekvens	Ingen personskade Ingen skade på eller tap av stabilitet* Materielle skader < 100 000 kr
2. Liten konsekvens	Personskade Ubetydelig skade på eller tap av stabilitet* Materielle skader 100 000 -1 000 000 kr
3. Middels konsekvens	Alvorlig personskade Kortvarig skade på eller tap av stabilitet* Materielle skader 1 000 000 - 10 000 000 kr
4. Stor konsekvens	Dødelig skade, en person Skade på eller tap av stabilitet med noe varighet* Store materielle skader 10 000 000 - 100 000 000 kr
5. Meget stor konsekvens	Dødelig skade, flere personer Varige skader på eller tap av stabilitet* Svært store materielle skader > 100 000 000 kr

** Med stabilitet menes svikt i kritiske samfunnsfunksjoner og manglende dekning av grunnleggende behov hos befolkningen.*

Sannsynlighets- og konsekvensvurdering av hendelser er bygget på erfaring (statistikk), trender (f.eks. klima) og faglig skjønn.

3.4.2 Vurdering av risiko

De uønskede hendelsene vurderes i forhold til mulige årsaker, sannsynlighet og konsekvens. Risikoreduserende tiltak vil bli vurdert. I en grovanalyse plasseres uønskede hendelser inn i en risikomatrise gitt av hendelsenes sannsynlighet og konsekvens.

Risikomatrisen har 3 soner:

GRØNN	Akseptabel risiko - risikoreduserende tiltak er ikke nødvendig, men bør vurderes
GUL	Akseptabel risiko - risikoreduserende tiltak må vurderes
RØD	Uakseptabel risiko - risikoreduserende tiltak er nødvendig

Akseptkriteriene for risiko er gitt av de fargede sonene i risikomatrisen nedenfor.

Tabell 3-4 Risikomatrise

SANNSYNLIGHET	KONSEKVENS				
	1. Svært liten	2. Liten	3. Middels	4. Stor	5. Meget stor
5. Svært sannsynlig					
4. Meget sannsynlig					
3. Sannsynlig					
2. Moderat sannsynlig					
1. Lite sannsynlig					

3.5 Sårbarhets- og risikoreduserende tiltak

Med risikoreduserende tiltak mener vi sannsynlighetsreduserende (forebyggende) eller konsekvensreduserende tiltak (beredskap) som bidrar til å redusere risiko, for eksempel fra rød sone og ned til akseptabel gul eller grønn sone i risikomatrisen. De risikoreduserende tiltakene medfører at klassifisering av risiko for en hendelse forskyves i matrisen.

Hendelser i matrisens røde områder – risikoreduserende tiltak er nødvendig
Hendelser som ligger i det røde området i matrisen, er hendelser (med tilhørende sannsynlighet og konsekvens) vi på grunnlag av kriteriene ikke kan akseptere. Dette er hendelser som må følges opp i form av tiltak. Fortrinnsvis omfatter dette tiltak som retter seg mot årsakene til hendelsen, og på den måten reduserer sannsynligheten for at hendelsen kan inntreffe.

Hendelser i matrisens gule områder – tiltak må vurderes
Hendelser som befinner seg i det gule området, er hendelser som ikke direkte er en overskridelse av krav eller akseptkriterier, men som krever kontinuerlig fokus på risikostyring. I mange tilfeller er dette hendelser som man ikke kan forhindre, men hvor tiltak bør iverksettes så langt dette er hensiktsmessig ut ifra en kost/nytte-vurdering.

Hendelser i matrisens grønne områder – akseptabel risiko
Hendelser i den grønne sonen i risikomatrisen innebærer akseptabel risiko, dvs. at risikoreduserende tiltak ikke er nødvendig. Dersom risikoen for disse hendelsene kan reduseres ytterligere uten at dette krever betydelig ressursbruk, bør man imidlertid også vurdere å iverksette tiltak også for disse hendelsene.

3.6 Krav i Byggteknisk forskrift

Når det gjelder kriterier for sannsynlighet og konsekvens knyttet til naturhendelser, slik som flom og skred, vil krav besluttet gjennom byggteknisk forskrift 2017 (TEK17) [5] være gjeldende ved utarbeidelse av planer for utbygging. Veiledningen til TEK 17 [6] gir retningsgivende eksempler på byggverk som kommer inn under de ulike sikkerhetsklassene for flom og skred.

TEK 17 § 7-2 Sikkerhet mot flom og stormflo

(1) Byggverk som er avgjørende for nasjonal eller regional beredskap og krisehåndtering skal ikke plasseres i flomutsatt område, dersom konsekvensen av flom vil føre til at beredskapen svekkes.

(2) For byggverk i flomutsatt område skal det fastsettes sikkerhetsklasse for flom etter tabellen under. Byggverk skal plasseres, dimensjoneres eller sikres mot flom slik at største nominelle årlige sannsynlighet i tabellen ikke overskrides. Dersom det er fare for liv, fastsettes sikkerhetsklasse som for skred, jf. § 7-3.

Tabell 3-5 Sikkerhetsklasse for flom

Sikkerhetsklasse for flom	Konsekvens	Største nominelle årlige sannsynlighet
F1	liten	1/20
F2	middels	1/200
F3	stor	1/1000

TEK 17 § 7-3 Sikkerhet mot skred

(1) Bygninger som er avgjørende for nasjonal eller regional beredskap og krisehåndtering skal ikke plasseres i skredfarlig område, dersom konsekvensen av et skred, herunder sekundærvirkninger av et skred, vil føre til at beredskapen svekkes.

(2) For byggverk i skredfareområde skal det fastsettes sikkerhetsklasse for skred etter tabellen under. Byggverk og tilhørende uteareal skal plasseres, dimensjoneres eller sikres mot skred, herunder sekundærvirkninger av skred, slik at største nominelle årlige sannsynlighet i tabellen ikke overskrides.

Tabell 3-6 Sikkerhetsklasse for skred

Sikkerhetsklasse for skred	Konsekvens	Største nominelle årlige sannsynlighet
S1	liten	1/100
S2	middels	1/1000
S3	stor	1/5000

4 Fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering

4.1 Innledende farekartlegging

Nedenfor følger en oversikt over relevante farer for planområdet. Oversikten tar utgangspunkt i DSBs veiledning *Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging* [4], men tar også for seg forhold som etter faglig skjønn vurderes som relevante for dette analyseobjektet.

Tabell 4-1 Oversikt over relevante farer

Fare	Vurdering
NATURBASERTE FARER: naturlige, stedlige farer som gjør arealet sårbart og utsatt for uønskede hendelser	
Skredfare bratt terreng (snø, steinsprang, jord- og flomskred)	Planområdet ligger ikke innenfor eller i relevant nærhet til kartlagte faresoner eller aktsomhetsområder for skred fra bratt terreng (NVE Atlas). *Temaet vurderes ikke videre.*
Ustabil grunn (områdestabilitet)	Planområdet ligger innenfor kartlagte kvikkleiresoner og innenfor aktsomhetsområde for kvikkleireskred (NVE Atlas). **Temaet vurderes.**
Fjellskred (herunder flodbølge)	Planområdet er ikke utsatt for slike hendelser (NVE Atlas). *Temaet vurderes ikke videre.*
Flom i vassdrag (herunder isgang)	Deler av planområdet ligger innenfor aktsomhetsområder for flom (NVE Atlas). **Temaet vurderes.**
Havnivåstigning, stormflo og bølgepåvirkning	Planområdet ligger ikke utsatt til for dette gitt høyde over havet og avstand til sjø. *Temaet vurderes ikke videre.*
Vind	Forventninger om fremtidens klima viser at det trolig blir liten endring i vindforhold (Klimaprofil Telemark [7]), og aktuelle tiltak forutsettes prosjektert iht. gjeldende vindlaster for området. *Temaet vurderes ikke videre.*
Ekstremnedbør (overvann)	Det er forventet at fremtidens klima vil medføre mer nedbør i Norge, og periodevis ekstremnedbør. I Klimaprofil for Telemark er det gjort vurderinger av forventede klimaendringer. **Temaet vurderes.**
Skog- / lyngbrann	Det er vegetasjon og trær innenfor planområdet og tilgrensende områder. **Temaet vurderes.**
Radon	Planområdet ligger i et område registrert med hovedsakelig moderat til lav aktsomhet for radon (aktsomhetskart fra NGU/DSA). Planforslaget legger ikke til rette for etablering av bygg for varig opphold. *Temaet vurderes ikke videre.*
VIRKSOMHETSBASERT FARE	
Brann/eksplosjon ved industrianlegg	Det er ikke lokalisert andre slike anlegg innenfor eller i relevant nærhet til planområdet, som vurderes å kunne påvirke planlagt tiltak negativt. Det legges heller ikke til rette for slike anlegg gjennom denne planen. *Temaet vurderes ikke videre.*
Kjemikalieutslipp og annen akutt forurensning	Planforslaget legger ikke til rette for etablering av virksomheter som vil kunne utgjøre en slik fare. Det er heller ikke registrerte andre anlegg som er potensielle kilder til større kjemikalieutslipp eller annen akutt

Fare	Vurdering
	forurensning på eller i relevant nærhet til planområdet. *Temaet vurderes ikke videre.*
Transport av farlig gods	Det transporteres farlig gods på rv. 36 Fensvegen, men avstanden til planområdet er 7-800 meter og utenfor det som vanligvis settes som evakueringssone. Planforslaget legger heller ikke til rette for etablering av bygg for varig opphold. *Temaet vurderes ikke videre.*
Elektromagnetiske felt	Ifølge NVE Atlas er det ingen større transformatorstasjoner eller høyspentlinjer (høyspente luftlinjer) i en avstand som vurderes å kunne gi magnetfelt over grenseverdi for tredjeperson i eller i relevant nærhet til planområdet. Det skal heller ikke etableres bygg for varig personopphold. *Temaet vurderes ikke videre.*
Dambrudd	Norsjø er oppdemmet og damanlegget «Ulefoss» ligger ca. 2 kilometer vest for planområdet, men planområdet vil ikke være utsatt ved et evt. brudd i denne. *Temaet vurderes ikke videre.*
INFRASTRUKTUR	
VA-anlegg/-ledningsnett	Det finnes spillvannsledninger og overvannsledninger innenfor planområdet som må påvises og hensyntas i forbindelse med anleggsarbeidet. Nye VA-anlegg skal tilpasses det aktuelle tiltaket. *Temaet vurderes ikke videre.*
Trafikkforhold	Planområdet har adkomst via Grønvoldvegen, med videre tilkomst langs en grusveg opp til Ulefoss Mekaniske. Grønvoldvegen er kommunal veg, og selv om det ikke foreligger trafikktall, antas årsdøgntrafikken (ÅDT) å være lav. I anleggsfasen skal det tas nødvendig hensyn til myke trafikanter, dette vurderes i SHA-analyse som gjennomføres iht. byggherreforskriften. *Temaet vurderes ikke videre.*
Eksisterende kraftforsyning	Eksisterende kraftforsyning og ekom-infrastruktur må hensyntas under anleggsarbeid. *Temaet vurderes ikke videre.*
Drikkevannskilder	Norsjø er drikkevannskilde. **Temaet vurderes.**
Fremkommelighet for utrykningskjøretøy og slokkevann for brannvesenet	Krav til fremkommelighet for utrykningskjøretøy og slokkevann (TEK17 § 11-17) skal etterkommes i forbindelse med planlegging/detaljprosjektering av arealer og bygninger i området. Tilgjengelighet for brannvesenets kjøretøy og materiell må også ivaretas for eksisterende bygninger i området, også under anleggsperioden. *Temaet vurderes ikke videre.*
SÅRBARE OBJEKTER	
Sårbare bygg*	Nome videregående skole, avdeling Søve ligger sørvest for planområdet. **Temaet vurderes.**
TILSIKTEDE HANDLINGER: Forhold ved analyseobjektet som gjør det sårbart for tilsiktede handlinger	
Tilsiktede handlinger	Sarkofagen vil bestå av lavradioaktivt materiale som støpes inn i betong. Den skal bygges med flere barrierer for å hindre uønsket inntrenging av mennesker. Tiltaket vurderes derfor å være lite utsatt for tilsiktede handlinger. Se også temaet «deponering av radioaktivt materiale». *Temaet vurderes ikke videre.*
SÆRSKILTE FORHOLD VED PLANOMRÅDET	
Deponering av radioaktivt materiale	**Temaet vurderes.**

**"Sårbare bygg" samsvarer med datasettet i kartinnsynsløsningen til DSB og omfatter barnehager, lekeplasser, skoler, sykehus, sykehjem, bo- og behandlingssenter, rehabiliteringsinstitusjoner, andre sykehjem/aldershjem og fengsler.*

4.2 Vurdering av usikkerhet

Denne analysen har lagt til grunn eksisterende dokumenter og kunnskap om planområdet. Dersom forutsetningene for analysen endres kan det medføre at de vurderinger som er gjort i ROS-analysen ikke lenger er gyldige, og en revisjon av analysen bør da vurderes. Mangelfulle historiske data og usikre klimaframskrivninger er eksempler på at det kan være usikkerhet knyttet til vurderinger som gjøres i slike kvalitative analyser. Dette tilsier at det ikke er mulig å beregne eller vurdere eksakt sannsynlighet for at en hendelse inntreffer, og konsekvensen av den dersom den inntreffer. Vurderingene er derfor basert på eksisterende kunnskap, erfaring og faglig skjønn, og vil derfor medføre en viss grad av usikkerhet.

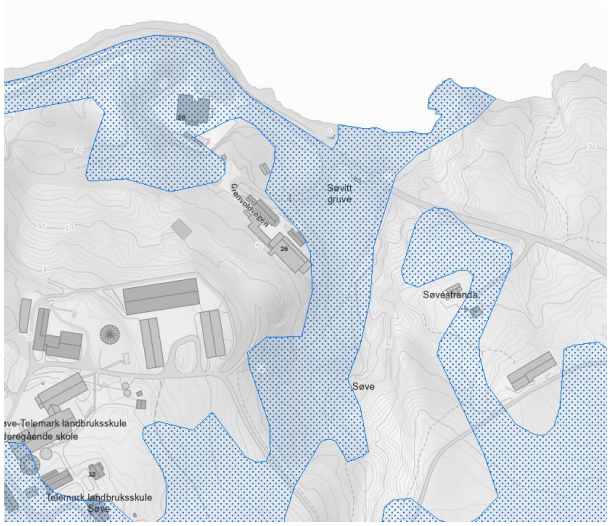
4.3 Sårbarhetsvurdering

Følgende farer fremsto i fareidentifikasjonen som relevante, og det gjøres en sårbarhetsvurdering av disse:

- Ustabil grunn (områdestabilitet)
- Flom i vassdrag
- Ekstremnedbør (overvann)
- Skogbrann
- Drikkevannskilde
- Sårbare bygg
- Deponering av radioaktivt materiale

4.3.1 Sårbarhetsvurdering – ustabil grunn (områdestabilitet)

Planområdet ligger innenfor aktsomhetsområde for kvikkleireskred (NVE Atlas), se figuren nedenfor. NVEs veiledning 1/2019 Sikkerhet mot kvikkleireskred [8] beskriver hvordan skredfare i områder med kvikkleire og andre jordarter med tilsvarende egenskaper skal utredes og tas hensyn til i arealplanlegging og byggesak. Denne skal legges til grunn i utredningen av områdestabilitet.



Figur 4-1: Aktsomhetsområde kvikkleireskred, vist med blå skravur (kilde: NVE Atlas)

NGU kartgrunnlag viser at området består av fyllmasser. De utførte boringer som er gjort ved skrått terreng hvor tiltakene planlegges, viser korte dybder til berg (mindre enn 1 m). Det henvises til 52407104-RIG-N01 - Vurdering av områdestabilitet [9] for fullstendig utredning av områdeskredfare iht. prosedyren i NVEs veiledning 1/2019.

Det vurderes altså at kvikkleireskred ikke er aktuelt og at områdestabilitet er ivaretatt. Planområdet vurderes som ikke sårbart for områdeskred.

4.3.2 Sårbarhetsvurdering – flom i vassdrag

Deler av planområdet ligger innenfor aktsomhetsområder for flom (NVE Atlas), se figuren nedenfor.

Figur 4-2: Aktsomhetsområde flom, vist med lilla skravur (kilde: NVE Atlas)

Norconsult har i forbindelse med planforslaget utført en flomvurdering [10] av området for tenkt plassering. Tiltaket er vurdert å falle inn under sikkerhetsklasse F2 og skal dermed sikres mot 200-årsflomm, da sarkofagen er tenkt bygd som en helt lukket konstruksjon uten fare for utslipp til omgivelsene. Det er imidlertid også tatt med resultater for sikkerhetsklasse F3 og 1000-årsflomm for sammenligning.

Flomberegningen er utført direkte på de observerte vannstandene i Norsjø, da vassdraget er helt gjennomregulert og vanskeliggjør bruk av vannføringsdata med en tilhørende hydraulisk vannlinjeberegning. Datagrunnlaget er vurdert som brukbart med en meget lang tidsserie tilgjengelig fra målestasjon 16.15 Norsjø v/Løveid ovf. Det er sammenhengende observasjoner helt tilbake til 1852. På grunn av utbyggingene av reguleringskapasiteten gjennom årene, er tidsserien delt opp i tre perioder som ansees homogene. Datagrunnlaget som er benyttet for flommer med gjentaksintervall ≥ 100 år, er avgrensa til perioden 1907 – 1959.

Flomsikker byggehøyde er beregnet til 20,0 moh. (NN2000) for sikkerhetsklasse F2 og 20,8 moh. (NN2000) for F3. Det er inkludert et sikkerhetspåslag på 0,2 m for begge høydene.

Sarkofagen er planlagt som en robust og lukket konstruksjon, spesielt utformet for å tåle ekstreme vær- og flomhendelser. Den skal fundamenteres direkte på fjell og bygges vanntett, noe som eliminerer risikoen for inntrenging av vann. Toppen av sarkofagen vil enten forsegles på samme måte som resten av konstruksjonen, eller føres opp til et nivå som ligger godt over beregnet flomvannstand. Denne utformingen sikrer at sarkofagen vil være motstandsdyktig mot både 200-års og 1000-års flom, og oppfyller dermed kravene til flomsikkerhet i henhold til TEK17.

Planområdet og tiltaket vurderes som lite sårbart for flom.

4.3.3 Sårbarhetsvurdering – ekstremnedbør (overvann)

Det er forventet at fremtidens klima vil medføre mer nedbør i Norge, og periodevis ekstremnedbør. I Klimaprofil for Telemark [7] er det gjort vurderinger av forventede klimaendringer.

Årsnedbøren i Telemark er beregnet å øke med ca. 10 %. Det er forventet at episoder med kraftig nedbør øker vesentlig både i intensitet og hyppighet i alle årstider. Nedbørmengden for døgn med kraftig nedbør forventes å øke med cirka 15 %. Antall døgn med kraftig nedbør (minst 20 mm nedbør per døgn) øker med 4 døgn i året. For varigheter kortere enn ett døgn er det ventet enda større økning.

Det er tidligere anbefalt et klimapåslag på minst 40 % på dimensjonerende nedbør på regnskyll som varer under 3 timer. Denne tilrådingen kan fremdeles benyttes. Dersom en ønsker en mer nyansert tilnærming for ulike varigheter og gjentaksintervall, kan det benyttes et klimapåslag på dimensjonerende nedbør som vist i tabellen nedenfor.

Tabell 4-1 Klimapåslag på dimensjonerende nedbør (Kilde: Klimaservicesenteret)

	Dimensjonerende gjentaksintervall < 50 år	Dimensjonerende gjentaksintervall ≥ 50 år
≤ 1 time	40 %	50 %
>1 – 3 timer	40 %	40 %
>3 – 24 timer	30 %	30 %

Det er verd å merke seg at i veiledningen «Utbygging i fareområder» fra Direktoratet for byggkvalitet [11] fremgår det at flom knyttet til overvann ikke er definert som en naturfare og krav til sikkerhet mot flom gitt TEK17 § 7-2 er derfor ikke gjeldende.

> *Overvann er ikke en naturfare på linje med flom og skred. Med overvann menes overflateavrenning som regn og smeltevann, fra plasser, gater, takflater etc. Hyppige episoder av styrtregn og ekstremnedbør vil føre til økt overvann og lokale oversvømmelser på steder der det ikke er vassdrag. Slike oversvømmelser kan medføre betydelig skader. Dette er det spesielt viktig å ha fokus på ved fortetting i urbane områder. Overvann skal ivaretas i arealplanlegging og av prosjekterende ved utbygging. Overvann er ikke en naturfare som medfører byggeforbud slik flom og skred gjør i visse områder. Overvann skal ivaretas av prosjekterende og utførende ved all utbygging på lik linje med øvrige laster som byggverket skal dimensjoneres for.*

Planområdet har nær beliggenhet til, og med gode muligheter for avrenning til Norsjø. Overvannshåndteringen skal sikre at nedbør og snøsmelting ikke fører til forurensning av nærliggende vannforekomster som Søvittbekken og Norsjø.

Planområdet og tiltaket vurderes som lite sårbart for ekstremnedbør/overvann gitt at det i videre utvikling av området tas nødvendig hensyn til dimensjonerende nedbør og at kommunens krav til overvannshåndtering etterkommes.

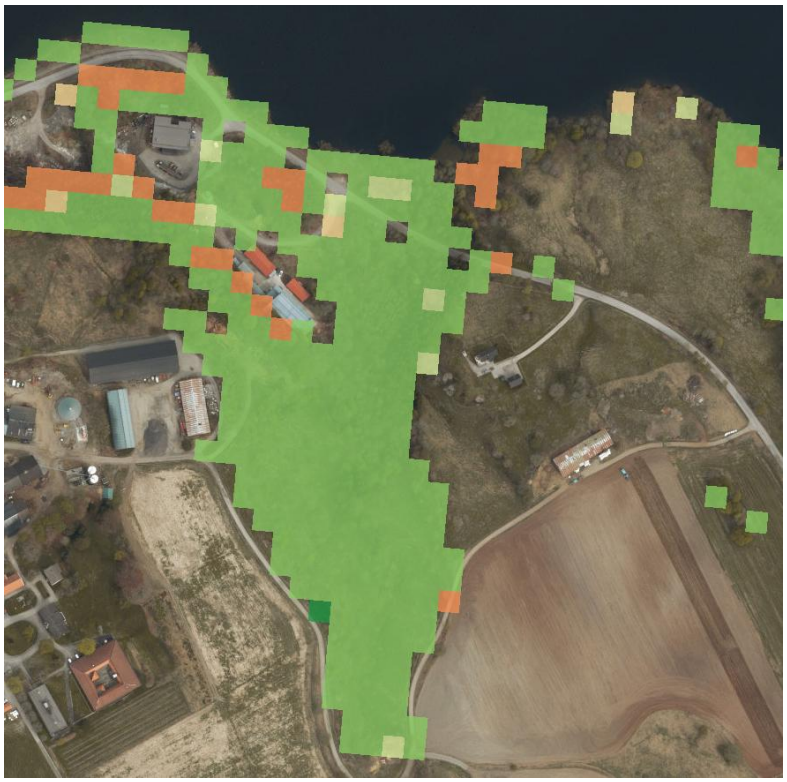
4.3.4 Sårbarhetsvurdering – skogbrann

Det er vegetasjon og skogholt innenfor planområdet og tilgrensende områder. Forventede klimaendringer øker sannsynligheten for flere lange tørkeperioder og dermed økt skogbrannaktivitet i årene som kommer.

Nitti prosent av alle skogbranner er forårsaket av menneskelig aktivitet som uaktsomhet ved bålbrenning, skogsdrift og anleggsvirksomhet, eller ildspåsettelse. Alt anleggsarbeid øker faren for skogbrann i områder med skog. Det er derfor viktig at brannberedskap sikres.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) har utarbeidet et karttema som viser skogbrannpotensial, se figuren nedenfor. Dette viser at trær i planområdet og tilgrensende området hovedsakelig har lite skogbrannpotensial (grønn skravur).

Med forutsetning om at entreprenør etablerer forsvarlig brannberedskap i anleggsfasen, og at det sikres adkomst for utrykningskjøretøy (TEK17 § 11-17), vurderes planområdet som lite sårbart for temaet.



Figur 4-3: Karttema fra NIBIO som viser skogbrannpotensial, hovedsakelig grønt som betyr lite skogbrannpotensial (kilde: DSB kartinnsyn)

4.3.5 Sårbarhetsvurdering – drikkevannskilde

Skien og Nome kommuner, samt mange mindre private aktører benytter Norsjø som råvannskilde for drikkevannsproduksjon.

De generelle grenseverdiene for radioaktivitet i drikkevann som gjelder i dag (i en normalsituasjon, ikke beregnet på krisesituasjoner), er gitt i forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler (parameterne er radon, tritium og total indikativ dose).

Fra konsekvensutredningen [12] finnes det målinger av både overflatevann og grunnvann i deponiområdet. Der Søvittbekken drenerer ut i Norsjø er det beskrevet at konsentrasjonen av uran er under 1 µg/l, godt under WHOs retningslinjer for drikkevann på 30 µg/l. Konsentrasjonen av naturlig thorium var under deteksjonsgrensen i alle målinger, - verdier på <0,2 µg/l. Ulefos Mekaniske har en grunnvannsbrønn i fjell som drikkevannskilde. Det ble analysert for totalt uran og thorium 21.05.25 og 01.07.25, resultatene var henholdsvis U 24,1 µg/l, Th <0,2 µg/l og U 23,4 µg/l, Th <0,2 µg/l, det er høyere enn overflatevannet, men fortsatt under grenseverdi.

Det finnes ikke noe i tilgjengelig konsekvensanalyse [12] som tilsier at Norsjø, i egenskap av å være råvannskilde til drikkevannsproduksjon, vil kunne bli annet enn upåvirket av tiltaket knyttet til Søve gruver. Det forutsettes at ordinære miljøtiltak innføres i anleggsfasen slik at lagring av drivstoff, smøreoljer, hydraulikkoljer etc. utføres på en sikker måte og at avrenning fra byggegrop, kjøresår i terrenget e.l. blir minimal mot vannforekomster. Sårbarheten vurderes basert på dette som liten.

4.3.6 Sårbarhetsvurdering – sårbare bygg

Nome videregående skole, avdeling Søve ligger sørvest for planområdet, og er et sårbart bygg slik dette temaet er definert av DSB. I anleggsfasen må trafikksikkerheten for myke trafikanter tilknyttet skolen ivaretas, og støy må begrenses så langt mulig.

Det skal gjennomføres SHA-vurderinger for denne fasen, iht. krav i byggherreforskriften. Disse vurderingene skal også omfatte tredjeperson og myke trafikanter. Forutsatt dette, vurderes planområdet som lite sårbart for temaet. Når planområdet er ferdig utbygd vurderes ikke dette å gi negative konsekvenser for eksisterende bygg.

4.3.7 Sårbarhetsvurdering – deponering av radioaktivt materiale

Grunnundersøkelser viser at det ikke er hulrom eller strukturer som truer stabiliteten der sarkofagen er planlagt etablert.

Sarkofagen planlegges å ha ytre mål på 27 x 28 meter, og skal være av betong. Dette gjelder alle konstruksjonsdelene – gulv, vegger og tak. Høyden på konstruksjonen er på 4,5 meter, men mye er under terreng, så den vil maks stikke ca. 3,5 meter opp fra terrengnivå i framkant mot Grønvoldvegen, og 1 meter i bakkant. Sarkofagen skal være tett, og skal bygges med en flere barrierer for å minimere fremtidig utslipp av radionuklider fra det deponerte avfallet og gjøre det vanskelig for enten lekkasje av vann inn eller uønsket inntrenging av mennesker. Det legges opp til å bruke betong og armering (en del er rustfri) som gir en forventet levetid på konstruksjonen på minimum 1 000 år. Det skal utarbeides en plan for aktiv overvåking av sarkofagen etter forsegling.

Planområdet og tiltaket vurderes med dette som lite sårbare for temaet.

5 Konklusjon og oppsummering av tiltak

5.1 Konklusjon

Planområdet fremstår generelt, med de tiltak som er beskrevet og forutsatt fulgt, som lite sårbart.

Det har blitt gjennomført en innledende fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering av de temaer som gjennom fareidentifikasjonen fremsto som relevante. Følgende farer har blitt utredet:

- Ustabil grunn (områdestabilitet)
- Flom i vassdrag
- Ekstremnedbør (overvann)
- Skogbrann
- Drikkevannskilde
- Sårbare bygg
- Deponering av radioaktivt materiale

Av disse fremsto ikke planområdet med forhøyet sårbarhet for noen av farene og det ble derfor ikke utført hendelsesbaserte risikoanalyser, iht. analysens metodikk (kap. 3.3).

Det er allikevel, gjennom fareidentifikasjon og sårbarhetsvurdering, identifisert tiltak som det ut fra samfunnssikkerhetshensyn er nødvendig å gjennomføre for å unngå å bygge sårbarhet inn i dette planområdet. Tiltakene er sammenfattet nedenfor og må følges opp i videre prosjektering.

5.2 Oppsummering av tiltak

Tabell 5-1 Oppsummering av tiltak

Fare	Sårbarhets- og risikoreduserende tiltak
Flom i vassdrag	Flomsikker byggehøyde er beregnet til 20.0 moh. (NN2000) for sikkerhetsklasse F2, inkludert et sikkerhetspåslag på 0,2 meter.
Ekstremnedbør (overvann)	Det må ved videre utvikling av området tas nødvendig hensyn til dimensjonerende nedbør og kommunens krav til overvannshåndtering skal etterkommes.
Eksisterende teknisk infrastruktur	Kraftforsyning og VA-anlegg må påvises og hensyntas under anleggsarbeidet.
Skogbrann	Entreprenør må etablere forsvarlig brannberedskap i anleggsfasen, og det må sikres adkomst for utrykningskjøretøy (TEK17 § 11-17),
Drikkevannskilde	Norsjø sin funksjon som råvannskilde til drikkevannsproduksjon vil forbli upåvirket av aktiviteter i planområdet. Ordinære miljøtiltak i anleggsfase vil være påkrevd.
Fremkommelighet for utrykningskjøretøy	Krav til fremkommelighet for utrykningskjøretøy (TEK17 § 11-17) skal etterkommes i forbindelse med detaljprosjektering av arealer og bygninger i området. Tilgjengelighet for brannvesenets kjøretøy og materiell må også ivaretas for eksisterende bygninger i området.

Sårbare bygg	I anleggsfasen må trafikksikkerheten for myke trafikanter tilknyttet Nome videregående skole, avdeling Søve ivaretas, og støy må begrenses så langt mulig. Det skal gjennomføres SHA-vurderinger for denne fasen, iht. krav i byggherreforskriften. Disse vurderingene skal også omfatte tredjeperson og myke trafikanter.
Deponering av radioaktivt materiale	Sarkofagen skal være tett, og skal bygges med en flere barrierer for å minimere fremtidig utslipp av radionuklider fra det deponerte avfallet og gjøre det vanskelig for enten lekkasje av vann inn eller uønsket inntrenging av mennesker. Det skal utarbeides en plan for aktiv overvåking av sarkofagen etter forsegling.

6 Referanser

[1] Kommunal- og moderniseringsdepartementet, «Lov om planlegging og byggesaksbehandling,» 2008.

[2] Norges vassdrags- og energidirektorat, «NVEs retningslinjer nr. 2-2011: Flaum og skredfare i arealplanar,» Norges vassdrags- og energidirektorat, 2014.

[3] Norsk standard, «NS 5814:2021 Krav til risikovurderinger,» Norsk standard, 2021.

[4] Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, «Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging,» Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, 2017.

[5] Direktoratet for byggkvalitet, «Forskrift om tekniske krav til byggverk (Byggteknisk forskrift – TEK 17). FOR-2017-06-19-840,» Direktoratet for byggkvalitet, 2017.

[6] Direktoratet for byggkvalitet, «Veiledning om tekniske krav til byggverk,» Direktoratet for byggkvalitet, 2017.

[7] Klimaservicesenteret, «Klimaprofil Telemark,» 2025.

[8] Norges vassdrags- og energidirektorat, «NVE veileder 1/2019 Sikkerhet mot kvikkleireskred,» 2019.

[9] Norconsult Norge AS, «52407104-RIG-N01 - Vurdering av områdestabilitet,» 2025.

[10] Norconsult Norge AS, «Flomvurdering for deponeringsområder og sarkofag for lav-radioaktive masser ved Søve Gruver, Nome kommune,» 2025.

[11] Direktoratet for byggkvalitet, «Utbygging i fareområder,» [Internett]. Available: https://www.dibk.no/globalassets/42.-byggesak-og-tilsyn/temaveiledninger/utbygging-i-fareomrader_bokmal_lastet-ned-19.11.18.pdf. [Funnet 26 06 2025].

[12] Begfald miljørådgivere AS, «Konsekvensutredning for Oppryddin og deponering av radioaktivt avfall fra Søve gruver,» Norsk Nukleær Dekommisjonering, 2025.

[13] Direktoratatet for strålevern og atomsikkerhet, «Pilotstudie av radioaktivitet i drikkevann. Naturlig og menneskeskapt radioaktivitet i ulike typer drikkevannskilder,» 2024.