

Naturskyddsföreningen
Box 4625, 116 91 Stockholm
Telefon: 08-702 65 00
Hemsida: www.naturskyddsforeningen.se
E-post: info@naturskyddsforeningen.se

Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG
Box 7005, 402 31 Göteborg
Telefon: 031-711 00 92
Hemsida: www.mkg.se
E-post: info@mkg.se

2010-03-10

Till: Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB
106 58 Stockholm

Följebrev till samrådsinlaga från Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, i samrådet om den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, för ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, överlämnar härmed den bifogade gemensamma samrådsinlaga i samrådet om den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, för ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle.

Naturskyddsföreningen och MKG anser att det är viktigt att de synpunkter som föreningarna framför i samrådet kan diskuteras i en dialog med verksamhetsutföraren, Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB. Föreningarna anser inte att samrådet kan avslutas innan ett fullgott underlag har presenterats i samrådet om den långsiktiga miljösäkerheten, alternativa metoder och platsvalet. Denna inställning delas av fler aktörer i samrådet och det vore därför lämpligt att en diskussion tas om hur denna fråga kan hanteras på bästa sätt.

Naturskyddsföreningen är en ideell och partipolitiskt obunden miljöorganisation. Föreningen är Sveriges största miljöorganisation med ca 180 000 medlemmar och finns i lokalföreningar och länsförbund över hela

landet. Mer information om Naturskyddsföreningen och dess arbete finns på föreningens hemsida <http://www.naturskyddsforeningen.se> .

Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, är ett samarbete mellan Naturskyddsföreningen, Naturskyddsföreningen i Uppsala län, Naturskyddsförbundet i Kalmar län, Fältbiologerna och Oss - Opinionsgruppen för säker slutförvaring i Östhammar. MKG erhåller stöd ur Kärnavfallsfonden och arbetar med att bevaka och granska kärnkraftsindustrins projekt att finna en metod och plats för att slutförvara det radioaktiva avfallet från kärnkraftverken. Mer information om MKG:s arbete finns på föreningens hemsida <http://www.mkg.se> .

Med en förhoppning om en fortsatt dialog.

Vänligaste hälsningar,

Mikael Karlsson
ordförande, Naturskyddsföreningen

Linda Birkedal
ordförande, MKG

Johan Swahn
kanslichef, MKG
070-4673731, johan.swahn@mkg.se

Kopia:
Miljöministern
Miljödepartementet
Kärnavfallsrådet
Strålsäkerhetsmyndigheten
Naturvårdsverket
Energimyndigheten
Länsstyrelsen i Uppsala län
Länsstyrelsen i Kalmar län
Regionförbundet i Kalmar län
Regionförbundet i Uppsala län
Oskarshamns kommun
Östhammars kommun
Hultsfreds kommun
Milkas
SERO
Greenpeace

Naturskyddsföreningen
Box 4625, 116 91 Stockholm
Telefon: 08-702 65 00
Hemsida: www.naturskyddsforeningen.se
E-post: info@naturskyddsforeningen.se

Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG
Box 7005, 402 31 Göteborg
Telefon: 031-711 00 92
Hemsida: www.mkg.se
E-post: info@mkg.se

2010-03-10

Till: Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB
106 58 Stockholm

**Samrådsinlaga från Naturskyddsföreningen och
Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, i samrådet
om den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, för
ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle**

Verksamhetsutövaren kärnavfallsbolaget Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB, avser att ansöka enligt miljöbalken och kärntekniklagen om tillåtighet för ett slutförvar för använt kärnbränsle vid Forsmarks kärnkraftverk och en inkapslingsanläggning i anslutning till Oskarshamns kärnkraftverk. Bolaget har i december 2009 presenterat en preliminär version av den miljökonsekvensbeskrivning, MKB, som ska bifogas ansökningarna. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, vill med denna samrådsinlaga kommentera samrådet och frågeställningar som lyfts i samrådet och hur dessa hanteras i den preliminära MKB:n. Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, är en förening som med stöd av medel ur Kärnavfallsfonden deltagit i samrådet sedan 2005. Naturskyddsföreningen är tillsammans med Naturskyddsföreningens länsförbund i Kalmar och Uppsala län, Fältbiologerna och Opinionsgruppen för slutförvar i Östhammar, Oss, de föreningar som bildat MKG.

Förutom denna samrådsinlaga har även medlemsföreningen Oss skickat in en egen inlaga. Även Döderhults Naturskyddsförening i Oskarshamn har skickat en inlaga.

1. Sammanfattning av kommentarerna i dokumentet

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, vill i övrigt i samrådet inför ansökan om tillstånd för att uppföra ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle sammanfattningsvis framföra följande:

Om samrådsprocessen

- Den så kallade FUD-processen och de samråd mellan kärnavfallsbolaget och myndigheter som pågått under en längre tid måste anses vara en del av samrådet enligt miljöbalken.
- Om samrådet avslutas utan att det finns ett fullgott samrådsunderlag vad gäller långsiktig miljösäkerhet, alternativa metoder och lokalisering så kan inte de nödvändiga processförutsättningarna för att ta fram en fullgod miljökonsekvensbeskrivning, MKB, anses vara uppfyllda.
- Kärnavfallsbolaget SKB har inte haft avsikten att använda det allmänna samrådet för att förbättra underlaget för att ta fram miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n. Bolaget har dessutom motverkat miljöorganisationernas deltagande i delar av samrådet.
- Kärnavfallsbolaget SKB har visat ett ointresse för en dialog i samrådet och har endast velat informera om sin syn egen i olika frågeställningar. Föreningarna vill ha ett fortsatt samråd om långsiktig säkerhet, alternativa metoder och lokalisering och att allmänna samrådsmöten om dessa frågor hålls på nationell nivå i Stockholm samt att de organiseras och dokumenteras av en annan huvudman än kärnavfallsbolaget.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste fram en preliminär version av den säkerhetsanalys som ska finnas med i ansökan innan ansökan lämnas in och dokumentet måste bli föremål för samråd.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste ta fram en preliminär version av de dokument om alternativ metod och lokalisering som ska finnas med i ansökan innan ansökan lämnas in och dokumenten måste bli föremål för samråd.
- Samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för platsvalet finns tillgängligt.
- Samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för metodvalet finns tillgängligt, inklusive en ny och rättvisande jämförande analys av den alternativa metoden djupa borrhål.
- Kärnavfallsbolaget SKB har i samrådet konsekvent tonat ner miljöhotet från det kärnavfall som ska slutförvaras.
- Kärnavfallsbolaget SKB har i samrådet undvikit att samråda om konsekvenser för naturvärden i Forsmarksområdet trots att stora naturvärden hotas av slutförvarsprojektet.
- Ett viktigt skäl till att samrådet inom FUD-processen om alternativa metoder, alternativ lokalisering och långsiktig miljösäkerhet inte fungerat är att kärnavfallsavdelningen vid Statens kärnkraftinspektion, SKI, under 1980-, 1990- och fram till i början av 2000-talet haft en bristande översyn av kärnavfallsbolagets arbete.
- Det har varit oklart vilken roll länsstyrelserna i Kalmar och Uppsala haft i de regionala samråden (MKB-Forum Oskarshamn och Samråds- och MKB-grupp Forsmark) vilket kan ha påverkat deras oberoende.
- Kärnavfallsbolaget har genom lokalisering, mötesgenomförande och protokollföring styrt det allmänna samrådet för att uppnå dess egna syften.

- Det är viktigt att samrådsredovisningen i ansökan även omfattar de viktigaste synpunkterna framförda i de nationella samråd som skett utöver de allmänna och regionala samråden.

Syftet med slutförvarsprojektet

- KBS-metoden inte är framtagen utgående från de syften som anges i den preliminära MKB:n.
- KBS-metoden inte uppfyller syftena att hindra kärnvapenspridning och att inte behöva övervakning.
- Den alternativa metoden djupa borrhål uppfyller alla de syften uppsatta av kärnavfallsbolaget inklusive syftena att hindra kärnvapenspridning och att inte behöva övervakning.
- Kärnavfallsbolaget SKB nedvärderar miljöbalken och dess allmänna hänsynsregler vid diskussioner av syftet med slutförvarsprojektet.
- Kärnavfallsbolaget SKB har en bristande hantering av barriärfrågor, speciellt vad gäller naturliga barriärer.
- Kärnavfallsbolaget SKB döljer i samrådet att ett KBS-slutförvar har som en säkerhetsfunktion utspädning av radioaktivitet vid en läcka.
- Den preliminära MKB:n har brister i hantering av frågan om diskussioner om återtagbarhet.
- Den preliminära MKB:n saknar beskrivningar av hur andra länder hanterar frågan om barriärer och frågan om återtagbarhet.

Några juridiska frågeställningar

- Endast kärnavfallsbolaget SKB har haft ansvaret för och möjligheten att utveckla den alternativa metoden djupa borrhål och att bolaget därför inte kan avvisa metoden som ett alternativ för att "den inte finns tillgänglig".
- Kärnavfallsbolagets sätt att redovisa alternativa metoder i den preliminära MKB:n har allvarliga brister.

Långsiktig miljösäkerhet

- Kärnavfallsbolagets KBS-metod som är beroende av ingenjörsmässiga konstgjorda barriärer ska inte användas för ett slutförvar för använt kärnbränsle.
- Det är inte visat att kopparkapseln eller lerbufferten kommer att bete sig i slutförvaret som kärnavfallsbolagets teoretiska konstruktioner förutsätter och att det behövs mer forskning för att undersöka problemen med kopparkorrosion och lererosion.
- KBS-metoden är dåligt anpassad för det torra Forsmarksberget och att det är viktigt att kärnavfallsbolaget gör experimentella studier i ett likande berg.
- KBS-metoden ska användas så ska förvaret placeras så djupt som möjligt, ner mot 1 000 meters djup.
- Ett KBS-slutförvar bör placeras i ett inströmningsområde.
- Det är olämpligt att lägga ett slutförvara för använt kärnbränsle i tektonisk skjuvzon, som i Forsmark.
- Kärnavfallsbolaget SKB:s hantering av riskerna för ett slutförvar under istider är otillräcklig.

- Kärnavfallsbolaget SKB måste i miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan visa konsekvenserna av "worst-case" scenarior för läckage efter 1 000 och 10 000 år efter tillslutningen av ett slutförvar.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste i miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan redovisa scenarier för oavsiktliga intrång i slutförvaret.
- Kärnavfallsbolaget SKB:s beskrivning av strålningspåverkan på människa och miljö är otillräcklig.

Långsiktig miljösäkerhet kopplat till alternativa samhällsutvecklingar

- Kärnavfallsbolaget SKB måste i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan redovisa scenarier och konsekvenser för långsiktiga risker för kärnvapenspridning.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan redovisa scenarier och konsekvenser för långsiktiga risker för spekulativa intrång.

Alternativa metoder, särskilt djupa borrhål

- Den alternativa metoden djupa borrhål måste utvärderas ytterligare så att den kan jämföras med KBS-metoden på ett rättvisande sätt.

Platsens olämplighet och alternativ lokalisering

- Kärnavfallsbolagets SKB:s platsvalsprocess har inte varit systematisk eller grundad på i förväg ställda kriterier och har därmed inte haft långsiktig miljösäkerhet i fokus.
- Ett slutförvar enligt KBS-metoden inte är anpassad till det torra berget i Forsmark.
- Det kraftiga flödet av vatten mer ytnära i Forsmark gör platsen olämplig för slutförvarslokaliseringen.
- Forsmarksområdet innehåller stora natur- och rekreationsvärden och är därför olämpligt för slutförvarslokaliseringen.
- Ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en inlandet där inströmning av grundvatten sker.
- Ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en plats där förvaret kan placeras på 1 000 meters djup.
- Ett slutförvarssystem bör inte lokaliseras till en tektonisk skjuvzon.
- Ett slutförvarssystem bör inte lokaliseras till kusten på grund av risken för en höjning av havsnivån kopplat till klimatförändringar.
- Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvarssystem inte bör lokaliseras till närheten av ett kärnkraftverk.

Noll-alternativet

- Det finns ett behov av att som ett noll-alternativ av att utreda andra möjligheter än CLAB för långsiktig mellanlagring.
- Det finns ett behov av att som ett noll-alternativ av att utreda vad förverkligandet av olika framtida energiscenarier har för betydelse för ett KBS-förvar.

Övriga frågor

- Kärnavfallsbolaget SKB måste redovisa de kumulativa effekterna av slutförvaret tillsammans av all kärnteknisk verksamhet på bägge sidor Östersjön.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste problematisera frågor som rör överföring av information om slutförvaret till framtida generationer.
- Kärnavfallsbolaget SKB måste ge en bättre problematisering av frågor som rör problem vid byggnation och drift.
- Kärnavfallsbolaget bör inte som första val borde lägga slutförvaret i ett område med mycket höga naturvärden och rekreationsvärden.

2. Samrådsprocessen

Detta avsnitt inleds med en kort genomgång av lagstiftningen om samråd och en beskrivning av samrådsprocessen för att sedan övergå i en kritisk granskning av hur samrådet för slutförvarsprojektet hittills fungerat.

2.1 Bakgrund: Samrådet, MKB:n och länsstyrelsens roll i lagstiftningen

För att få bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle måste kärnavfallsbolaget SKB ansöka om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen. Tillståndet enligt kärntekniklagen prövas även enligt strålskyddslagen. Prövningen enligt miljöbalken görs av miljödomstolen och prövningen enligt kärntekniklagen görs av Strålsäkerhetsmyndigheten. Domstolen och myndigheten lämnar yttranden till regeringen som ger eller nekar tillåtlighet. Till ansökningarna till miljödomstolen och Strålsäkerhetsmyndigheten ska bifogas en Miljökonsekvensbeskrivning, MKB. För att MKB:n ska vara så bra som möjligt ska kärnavfallsbolaget samråda för att få ett fullgott underlag. I samrådet inför ansökan om ett slutförvar för använt kärnbränsle har bolaget tagit fram en preliminär MKB. Detta är inget krav men möjliggör för deltagarna i samrådet att se hur bolaget har tagit till sig de kommentarer som hittills lämnat i samrådet.

I miljöbalkens 6:e kapitel 4§ regleras vilka aktörer som kärnavfallsbolaget SKB ska samråda med när bolaget tar fram en miljökonsekvensbeskrivning för ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle. Bolaget ska samråda med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten, övriga statliga myndigheter, kommuner, allmänheten och de organisationer som kan antas bli berörda. Dessa samråd ska genomföras i god tid och i behövlig omfattning innan bolaget skickar in sin ansökan. Inför samråden ska bolaget lämna uppgifter om den planerade verksamhetens lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan.

Enligt 5b§ 3-4 stycket i kärntekniklagen ska bolaget göra en miljökonsekvensbeskrivning och följa kraven enligt 6:e kapitlet miljöbalken. Även 22a§ 2 stycket i strålskyddslagen hänvisar till att en miljökonsekvensbeskrivning enligt 6:e kapitlet miljöbalken krävs.

Kravet på kärnavfallsbolaget är att uppgifter om miljöpåverkan ska lämnas ut inför samrådet. Samrådet kan inte avslutas innan sådana uppgifter finns framme

i samrådet. Både miljödomstolen och Strålsäkerhetsmyndigheten ska pröva om samrådet har skett i enlighet med miljöbalkens regler.

Enligt 6:e kapitel 5§ miljöbalken ska länsstyrelsen verka för att miljökonsekvensbeskrivningen får den inriktning och omfattning som behövs. Länsstyrelsen kan i samrådet ge råd till sökanden om hur samrådet ska utföras och MKB:n ska utformas.

2.2. Bakgrund: KBS-projektet – Ett unikt projekt med en lång samrådshistorik

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, menar att det övergripande syftet med slutförvarsprojektet är att finna den på lång sikt miljö- och hälsomässigt bästa lösningen för omhändertagande det använda kärnbränslet från de svenska kärnkraftverken. Avsikten med samrådsprocessen är att ta fram en ansökan med en miljökonsekvensbeskrivning som kan antas uppfylla detta syfte. Det svenska slutförvarsprojektet för använt kärnbränsle är i flera avseenden ett unikt projekt. Projektet rör omhändertagandet av ett mycket miljöfarligt avfall som måste isoleras från människa och miljö i åtminstone hundratusentals år. Projektet har pågått under mycket lång tid, sedan början av 1970-talet då AKA-utredningen inledde sitt arbete. Projektet har en stor omfattning ekonomiskt och organisatoriskt. Projektets förutsättning har varit att en helt ny slutförvarslösning måste tas fram. Projektets unika karaktär ställer speciella krav på samrådsprocessen inför ansökan och på prövningsförfarandet i miljödomstol enligt miljöbalken och av Strålsäkerhetsmyndigheten enligt kärntekniklagen och strålskyddslagen.

KBS-projektet som lett fram till den nuvarande slutförvarslösningen arbetade under sent 1970-tal under starkt politiskt tryck och kan anses vara ett samarbetsprojekt mellan stat, kärnkraftsindustri och forskarsverige. Under perioden fram till 1983 togs tre varianter av KBS-metoden fram. KBS-1 som var tänkt för slutförvaring av förglasat högaktivt upparbetningsavfall och KBS-2 som var tänkt för direkt slutförvaring av använt kärnbränsle togs fram 1978 och 1979 som ett led i prövningen enligt villkorslagen. KBS-3-metoden som presenterades 1983 var i stort sett samma metod som KBS-2 och var också tänkt för direkt slutförvaring av använt kärnbränsle. Upparbetning som en del av det svenska kärnbränsleprogrammet hade övergivits 1980. Försättningsvis benämns denna metod i detta dokument KBS-metoden. En aspekt som kan visa sig viktig i prövningen av KBS-metoden är att i samband med presentationen av KBS-3-metoden var yttermaterialet i kapseln låst till koppar efter att titan övergetts som ett alternativ.

I och med att kärntekniklagen trädde i kraft 1983 bestämdes den ansvarsfördelning som gäller i Sverige för hantering av kärnavfall. Det sedan dess fastställts att det är kärnkraftsindustrins ansvar att vidta åtgärder för att på ett säkert sätt hantera och slutförvara kärnavfallet svara för att en allsidig forsknings- och utvecklingsverksamhet bedrivs för att åstadkomma detta. Detta ansvar har sedan industrin gett i uppdrag åt kärnavfallsbolaget SKB att förvalta. Det har varit

de svenska myndigheternas* ansvar att kontrollera att så sker, bland annat genom att granska det forskningsprogram (Fud-program) som kärnavfallsbolaget SKB vart tredje år enligt kärnteknikförordningen har presenterat. Myndigheternas granskning har sedan varit grund för regelbundna regeringsbeslut om forskningsprogrammet. I Fud-processen har det vid varje hantering även varit fråga om en bred remisshantering. Myndigheterna har genom åren även granskat andra delar av kärnavfallsbolagets arbete.

Genom åren har således det varit ett omfattande meningsutbyte mellan kärnavfallsbolaget, myndigheterna och andra aktörer, bland annat inom de återkommande FUD-rapportsgranskningarna. Två regeringsbeslut i FUD-processen har dessutom till att kärnavfallsbolaget SKB och myndigheterna påbörjade två särskilda samrådsförfaranden på nationell nivå om system- och säkerhetsanalys (SSA) och platsundersökningsskedet (PLU). Dessa nationella samrådsprocesser anser inte kärnavfallsbolaget vara samråd enligt miljöbalken.

I samband med att platsundersökningsarbetet i Östhammars och Oskarshamns kommun påbörjades inleddes det regionala samråd genom att två särskilda mötesplatser bildades. Avsikten var att dessa skulle vara ett sätt för kommunen att kunna samråda med kärnavfallsbolaget med närvaro av länsstyrelsen och myndigheterna. De kallades Samråds- och MKB-grupp Forsmark och MKB-Forum Oskarshamn och var under lång tid stängda för insyn från allmänheten och organisationer. Kärnavfallsbolaget anser att dessa möten är en del av samrådet enligt miljöbalken.

Förutom Fud-processerna och de mötesplatser som kan benämnas de nationella samrådsmötena mellan kärnavfallsbolaget och myndigheterna och de regionala samrådsmötena inom Samråds- och MKB-grupp Forsmark och MKB-Forum Oskarshamn så har det även genom åren framförts viktiga synpunkter i slutförvarsfrågan från myndigheter, länsstyrelser, kommuner och andra aktörer.

Slutligen så har det funnits ett allmänt samråd enligt miljöbalken. Detta samråd vill kärnavfallsbolaget avsluta efter de samrådsmöten som nu genomförts om den så kallade preliminära MKB:n.

Genom att försöka definiera bort FUD-processen och det nationella samrådet mellan bolaget och myndigheterna från det som är samråd enligt miljöbalken visar kärnavfallsbolaget sin ambition att få ner samrådet på ett lokalt plan även för frågor som bättre behandlas på nationell nivå, t ex frågor som rör långsiktig miljösäkerhet och alternativa metoder och lokaliseringar.

2.3. Samrådet enligt miljöbalken är inte begränsad i tid eller omfattning

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att samrådet enligt miljöbalken inte kan begränsas till att gälla de allmänna

* I samrådsinlagan används begreppet myndigheterna för att beteckna Statens kärnkraftinspektion, SKI, och Statens strålskyddsinstitut, SSI, under perioden innan den 1 juli 2008 och Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM, efter detta datum, då sammanslagningen av SKI och SSI ägde rum.

samrådsmötena och de regionala samrådsmötena inom Samråds- och MKB-grupp Forsmark och MKB-Forum Oskarshamn. Även det samråd som skett på nationell nivå mellan myndigheter och kärnavfallsbolaget enligt regeringsbeslut, hela den så kallade FUD-processen och alla andra dokumenterade meningsutbyten mellan kärnavfallsbolaget och myndigheter, länsstyrelser, kommuner och andra aktörer måste ses som en del av samrådet enligt miljöbalken. Samrådet kan därför anses ha pågått sedan projektet startades.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att den så kallade FUD-processen och de samråd mellan kärnavfallsbolaget och myndigheter som pågått under en längre tid måste anses vara en del av samrådet enligt miljöbalken.

2.4. Kärnavfallsbolaget vill avsluta samrådet utan att den nödvändiga processförutsättningen för att ta fram en fullgod MKB uppfylls

För att en ansökan enligt miljöbalken ska kunna beviljas måste processförutsättningen för att ta fram en fullgod MKB uppfyllas. I samband med att kärnavfallsbolaget genomfört allmänna samrådsmöten i februari 2009 om ett dokument de benämnt en preliminär miljökonsekvensbeskrivning, MKB, har bolaget aviserat att det avser avsluta samrådet enligt miljöbalken cirka en månad efter dessa möten genomförts. Bolaget har tydligt i samrådet angett att det inte ska komma något ytterligare underlag om långsiktig säkerhet, om alternativa metoder, eller om platsvalet innan ansökan planeras lämnas in i slutet av 2010. Underlaget som det hållit samråd om i dessa frågor har varit mycket bristfälligt. Dessa brister diskuteras mer utförligt nedan, men bristerna i samrådsunderlaget gör att om samrådet avslutas innan ett bättre underlag finns tillgängligt kan inte de nödvändiga processförutsättningarna för att ta fram en fullgod MKB anses vara uppfyllda.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationerna kärnavfallsgranskning, MKG, anser att om samrådet avslutas utan att det finns ett fullgott samrådsunderlag vad gäller långsiktig miljösäkerhet, alternativa metoder och lokalisering så kan inte de nödvändiga processförutsättningarna för att ta fram en fullgod miljökonsekvensbeskrivning, MKB, anses vara uppfyllda.

2.5. Kärnavfallsbolaget SKB:s bristande intresse för det allmänna samrådet och för hantering av uppkomna frågeställningar

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser kärnavfallsbolaget SKB har inte haft avsikten att använda det allmänna samrådet för att förbättra underlaget för att ta fram miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n. Bolagets inställning i samrådet har varit icke-konstruktivt och ibland känts konfrontativt. Bolaget har i samrådet i första hand velat informera om dess egen bild av slutförvarsfrågan. Bolagets syfte med samrådet verkar i första hand varit att avfärda och bemöta kommentarer och frågor i stället för att öppet hantera dem.

Eftersom kärnavfallsbolaget enligt kärntekniklagen har ansvaret för framtagandet av en slutförvarslösning (på uppdrag av kärnkraftsindustrin) och genom miljöbalken och kärntekniklagen har ansvaret för genomförandet av samrådsprocessen faller skulden för den bristande hanteringen av ett stort antal frågeställningar genom åren direkt tillbaks på bolaget.

Kärnavfallsbolaget har dessutom genomgående försökt att hindra att miljöorganisationer som erhåller medel ur Kärnavfallsfonden för att delta i samrådet att göra det fullt ut. Bolaget har motverkat att miljöorganisationerna får observatörsstatus i de nationella samråden mellan myndigheten och bolaget. Att miljöorganisationerna fick observatörsstatus i de regionala samråden (Samråds- och MKB-grupp Forsmark och MKB-Forum Oskarshamn) hösten 2005 berodde främst på att Oskarshamns kommun ville öppna dessa möten för allmänheten. Kärnavfallsbolaget var inte intresserat av denna utveckling. Av intresse i denna fråga är även att kärnavfallsbolaget genom att definiera olika samrådsparter som beslutsfattande respektive övriga utestängt miljöorganisationerna från olika möten, bland annat informationsmötet när säkerhetsanalysen SR-Can presenterades i november 2006.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget SKB inte har haft avsikten att använda det allmänna samrådet för att förbättra underlaget för att ta fram miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n. Bolaget har dessutom motverkat miljöorganisationernas deltagande i delar av samrådet.

2.6. Behovet av förbättrad dialog

Bolaget har under hela samrådet visat ett fullständigt ointresse för dialog och har endast velat informera om sin syn i svårhanterbara frågeställningar. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, har mot slutet av samrådet, när det blivit uppenbart att bolaget varit på väg att ta beslut som inte varit i överensstämmelse med föreningens syn vad som är förenligt med ett en god långsiktig miljösäkerhet, tagit initiativ till dialog och kommer att fortsätta att göra det. Bolaget avvisade våren 2009 en önskan från föreningarna om att hålla ett särskilt samrådsmöte om platsvalet i samband med att föreningen lämnade en särskild samrådsinlaga om platsvalet. I samband med att denna inlaga lämnas in föreslår föreningarna att samrådet fortsätter så att samråd kan ske om nästa säkerhetsanalys (SR-Site) och de dokument om metodval och lokalisering som bolaget nu avser att endast bifoga ansökan. Föreningarna vill om detta blir av att allmänna samrådsmöten om dessa dokument hålls på nationell nivå i Stockholm och att formerna för mötena görs så att en dialog kan främjas. För att underlätta en dialog bör mötena organiseras och dokumenteras av en annan huvudman än kärnavfallsbolaget SKB.

Här är det på sin plats att lyfta frågan om det hade varit lämpligare att samrådet för ett projekt av den dignitet som slutförvaring av använt kärnbränsle hanterats på ett särskilt sätt, t ex av en oberoende aktör.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget SKB visat ett ointresse för en dialog i samrådet och har endast velat informera om sin syn egen i olika frågeställningar. Föreningarna vill ha ett fortsatt samråd om långsiktig säkerhet, alternativa metoder och lokalisering och att allmänna samrådsmöten om dessa frågor hålls på nationell nivå i Stockholm samt att de organiseras och dokumenteras av en annan huvudman än kärnavfallsbolaget.

2.7. Samrådet måste fortsätta till dess en fullgod säkerhetsanalys presenterats

Samrådet kan inte avslutas förrän en fullgod säkerhetsanalys presenterats. Senaste säkerhetsanalysen är SR-Can från 2006 och det är denna analys som kärnavfallsbolaget SKB refererar till som underlag för samrådet för att ta fram miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n. Bolaget har i samrådet sagt att någon ytterligare säkerhetsanalys för den långsiktiga säkerheten inte kommer att presenteras förrän nästa analys (SR-Site) lämnas in tillsammans i ansökan. Detta trots att bolaget i MKB:n uttryckligen säger att "slutförvarets långsiktiga säkerhet efter avveckling och förslutning är [därför] en huvudfråga för säkerhetsredovisningen och tillståndsprövningen" (s 30).

Den myndighetsgranskning som och remisshantering som gjordes av den senaste säkerhetsanalysen SR-Can visade att det återstod många frågeställningar att klara ut. Under de senaste åren dykt upp ytterligare frågetecken rörande den långsiktiga säkerheten, speciellt vad gäller problem med de avgörande barriärerna av koppar och lera. Dessutom finns det starka skäl att tro att de bergsegenskaper som finns i Forsmark (torrt berg) inte är optimala för KBS-metoden och att denna fråga kan ha en stor betydelse vid bedömningen av bolagets platvalsprocess.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att avsaknaden av en ny säkerhetsanalys efter SR-Can inom samrådet inte är acceptabelt. Det måste vara i alla aktörers intresse, inklusive myndigheten och dess experter, att de frågetecken som nu finns om den långsiktiga miljösäkerheten utreds innan ansökan lämnas in. Föreningarna har under hela samrådet lyft in viktiga frågeställningar som rör den långsiktiga miljösäkerheten. Många av dessa frågeställningar är helt avgörande för den långsiktiga säkerheten. Kommentarer rörande den långsiktiga miljösäkerheten finns samlade i avsnitt 5.

Kärnavfallsbolagets nuvarande analys av den långsiktiga miljösäkerheten sammanfattas på sidan 22 i de preliminära MKB:n med att:

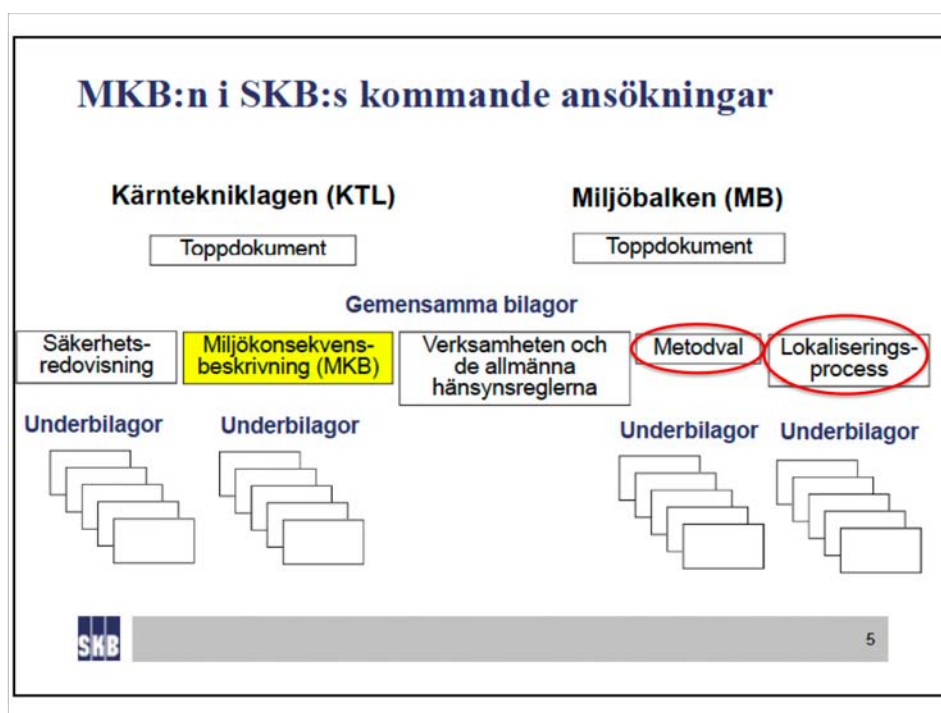
Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) har en föreskrift med ett riskkriterium, för att skydda människors hälsa och miljön mot skadliga verkningar från det använda kärnbränslet, som SKB måste visa att slutförvaret kommer att uppfylla på lång sikt. Den risk som tillåts motsvarar en stråldos som är cirka en procent av dosen från den naturliga bakgrundsstrålningen. De första värderingarna av den långsiktiga säkerheten för ett slutförvar lokaliserat till Forsmark visar att SSM:s riskkriterium uppfylls.

Det är inte tillräckligt att endast ”de första värderingarna av den långsiktiga säkerheten” finns tillgängliga för samråd.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, vill att kärnavfallsbolaget SKB tar fram en preliminär version av den säkerhetsanalys som ska finnas med i ansökan innan ansökan lämnas in och att dokumentet blir föremål för samråd.

2.8. Den nya taktiken att lägga in två nya dokument om metodval och platsval i ansökan

Mycket sent i samrådet, under hösten 2009, har kärnavfallsbolaget beslutat sig för att ansökan ska innehålla två särskilda dokument om metodval och platsval (se figur 1).



Figur 1. Ur MKB-presentation för Östhammars kommun 2009-12-23 (röda markeringar inlagda)

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, har i samrådet framfört att kärnavfallsbolaget måste ta fram ett bättre underlag för att den alternativa metoden djupa borrhål ska kunna jämföras med bolagets KBS-metod. Parallellt med samrådet har Strålsäkerhetsmyndigheten och Kärnavfallsrådet i den s k FUD-processen ställt samma krav. Dessa krav har stötts av regeringen. Kunskapsutvecklingen om den alternativa metoden djupa borrhål visar att kärnavfallsbolaget inte har gjort nog för att ta fram ett underlag om metoden att samråda om.

Även vad gäller platsvalet har Naturskyddsföreningen och MKG framfört att det behövs ett betydligt bättre underlag för val av lokalisering än den som

presenterats i samrådet. I maj 2009 skickade föreningarna in en särskild samrådsinlägga om lokalisering till SKB och bad om ett möte för att diskutera platsvalet. Av speciell vikt är frågan om en inlandslokalisering skulle kunna ge en högre långsiktig miljösäkerhet än en kustlokalisering. Även myndigheterna har sagt att de inte är nöjda med kärnavfallsbolagets underlag i denna fråga. Ett sådant underlag måste vara tillgängligt i samrådet.

Kärnavfallsbolaget har sedan allmänna samrådsmöten om alternativa metoder och lokaliseringar senvåren 2006 hävdade ett något ytterligare underlag inte behövs och att inga fler undersökningar behöver genomföras i bägge frågeställningarna. Detta har skett både i samrådet och i FUD-processen.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, vill att kärnavfallsbolaget SKB tar fram en preliminär version av de dokument om alternativ metod och lokalisering som ska finnas med i ansökan innan ansökan lämnas in och att dokumenten blir föremål för samråd.

2.9. Samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för platsvalsprocessen presenterats

I den icke-tekniska delen beskriver kärnavfallsbolaget SKB på sidan 17 hur den viktigaste miljöfrågeställningen, den som rör långsiktig miljösäkerhet, hanterats i platsvalet:

Den största skillnaden mellan Forsmark och Laxemar är den större vattengenomströmningen på förvarsdjup i Laxemar. Vattengenomströmningen är viktig då den kan transportera lösta ämnen till buffert och kapsel, vilka kan påverka buffertens och kapselns långsiktiga funktion. Den större vattengenomströmningen i Laxemar ger därför sämre säkerhetsmässiga förutsättningar i förhållande till Forsmark.

Detta är tydligen den enda frågeställningen som varit viktig nog för att anges som grund för platsvalet vad gäller långsiktig miljösäkerhet. I motsvarande huvudtext i MKB:n specificeras frågeställningen till att gälla medelavståndet mellan sprickor (100 m i Forsmark, 10 m i Laxemar) men i övrigt finns inga andra bedömningsgrunder som rör långsiktig miljösäkerhet. Med tanke på hur många andra frågeställningar som finns i den långsiktiga säkerhetsanalysen, bland annat bergets betydelse för att de konstgjorda barriärerna av koppar och lera ska fungera i hundratusentals år är detta anmärkningsvärt.

Underlaget i samrådet för valet av Forsmark som plats för ett slutförvar utgående från frågor som rör långsiktig miljösäkerhet har varit tydligt bristande och dessutom har jämförelser hela tiden bara gjorts med alternativet Laxemar i Oskarshamns kommun.

Det platsvalsdokument som SKB presenterade i juni 2009 då Forsmark valdes före Laxemar i Oskarshamns kommun är helt otillräckligt för att kunna bedöma om kärnavfallsbolagets platsval var riktigt i ett långsiktigt miljöperspektiv. Det av SKB presenterade platsvalsunderlaget var mycket ytligt och framtaget innan platsundersökningen för Laxemar var slutförd och dokumenterat.

Så sent som på ett nationellt samrådsmöte i april 2009 mellan kärnavfallsbolaget och Strålsäkerhetsmyndigheten sa bolaget att vilken plats som väljs fortfarande var en öppen fråga. Bolaget har också sagt att den långsiktiga miljösäkerheten var den viktigaste frågan för platsvalet. Om det endast var medelavståndet mellan sprickor som var avgörande för platsvalet behövdes det knappast en platsundersökning för att göra platsvalet – den frågan var uppenbar redan innan platsundersökningarna inleddes. Det är viktigt att kärnavfallsbolaget presenterar ett så komplett underlag som möjligt för valet av plats mellan Laxemar och Forsmark. Kärnavfallsbolaget har sagt att det inte ska finnas en fullständig säkerhetsanalys för Laxemar med i ansökan. Detta innebär att inte ens efter ansökan lämnats in kommer det gå att göra en oberoende analys av jämförbara säkerhetsanalyser. Två jämförbara säkerhetsanalyser borde vara en självklarhet som underlag för samrådet och samrådet bör inte avslutas innan detta underlag finns.

Som diskuterats i föregående avsnitt har kärnavfallsbolaget sagt att ett komplett underlag för platsvalet endast ska presenteras i ett särskilt dokument om platsvalet när ansökan lämnas in. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att samrådet inte kan avslutas förrän ett fullgott underlag för platsvalet med en slutgiltig säkerhetsanalys för både Laxemar och Forsmark presenterats.

Förutom Forsmark och Laxemar måste dessutom relevanta data från övriga provborrningar som gjort i hela platsvalsarbetet presenteras på ett sätt som gör det möjligt att jämföra även dessa platser vad gäller de egenskaper som slutligen anges som avgörande för att Forsmark valdes före Laxemar.

Slutligen måste det finnas ett underlag i samrådet för att kunna jämföra en inlandslokalisering jämfört med en kustlokalisering vad gäller långsiktig miljösäkerhet. Eftersom ett läckage från en inlandslokalisering skulle kunna ta 50 000 år att nå biosfären i stället för de 50-100 år som angetts för Forsmark och Laxemar är ett sådant underlag centralt för att bedöma om platsvalet har styrts av miljöintressen i första hand.

Fler kommentarer rörande platsvalsfrågor finns i avsnitt 8.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för platsvalet finns tillgängligt.

2.10. Samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för bedömning av alternativa metoder finns tillgängligt

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att det saknas juridiskt stöd för kärnavfallsbolagets uppdelning av alternativredovisningen vad gäller metodval i en del som handlar om "andra metoder" som enkelt avfärdas och en "riktig" alternativredovisning som bara innehåller KBS-metoden. Denna fråga hanteras mer utförligt i avsnitt 4.2.

Föreningarna anser att samrådet inte kan avslutas förrän ett fullgott underlag för metodvalet presenterats. Detta gäller särskilt med tanke på att bolagets arbete för att ta fram ett underlag för att avfärda den alternativa metoden djupa borrhål, som påbörjades i början av 1990-talet med PASS-projektet, allt mer tydligt visar sig helt undermåligt. Behovet av en fullgod utredning av den alternativa metoden djupa borrhål är idag tydligare än någonsin tidigare. En ny amerikansk studie från hösten 2009 visar att SKB:s underlag som bygger på undersökningar senast gjorda år 2000. Strålsäkerhetsmyndigheten och Kärnavfallsrådet har i FUD-processen så sent som hösten 2009 tydligt markerat att det saknas ett fullgott underlag för att kunna jämföra KBS-metoden med metoden den alternativa metoden djupa borrhål. Bolaget har under samrådet sagt att det inte behövs mer kunskap om djupa borrhål och att inget annat än sammanfattande arbete ska utföras om metoden.

Fler kommentarer rörande alternativa metoder, speciellt djupa borrhål finns i avsnitt 7.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att samrådet måste fortsätta till dess ett fullgott underlag för metodvalet finns tillgängligt, inklusive en ny och rättvisande jämförande analys av den alternativa metoden djupa borrhål.

2.11. Nedtoning av kortsiktiga och långsiktiga risker med strålning i samrådet

Kärnavfallsbolaget har i samrådet ständigt tonat ner att det är fråga om slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall och det finns en risk för allvarliga långsiktiga miljökonsekvenser om avfallet läcker ut. Om inte det funnits miljöorganisationer närvarande i samrådet hade förmodligen intrycket för den vanliga medborgaren varit att det handlat om att slutförvara kopparkapslar, inte kärnavfall. För kärnavfallsbolaget är den långsiktiga säkerheten per definition löst och därför kan projektet enligt bolaget behandlas endast som ett större industriprojekt där miljökonsekvenserna rör buller, transporter, lokala utsläpp i vatten m m. Detta trots att det handlar om ett mycket miljöfarligt avfall som måste isoleras från människa och miljö i hundratusentals år.

I den preliminära MKB:n syns detta tydligt. I den icke-tekniska sammanfattningen på 17 sidor tas inte frågan om kärnavfalllets farlighet inte alls upp. I huvudtexten finns det en beskrivning av hur farligt avfallet är men upplägget är gjort för att försöka visa att avfallet inte är så farligt. Figur 3-2 på sidan 38 är ett bra exempel. Eftersom radioaktiviteten i avfallet avtar exponentiellt ser figuren ut att visa att farligheten för avfallet kraftigt minskar med tiden. Men kärnavfallet innehåller många olika isotoper och det som är intressant med tiden är de som finns kvar, inte de som har försvunnit. På så sett blir denna beskrivning helt missvisande för den långsiktiga miljöpåverkan. Bolaget bör i stället berätta vilka isotoper som ger de största riskerna under olika perioder efter förvarets tillslutning.

I den preliminära MKB:n fortsätter kärnavfallsbolaget även på sidan 37 att använda den missvisande formuleringen att "efter cirka 100 000 år har det använda bränslets farlighet avtagit till samma nivå som de naturliga uranmineral

det framställts av”. Detta trots att påpekanden om det oriktiga i denna formulering framförts vid ett flertal tillfällen i samrådet. Bolaget vill genom sin beskrivning antyda att avfallet efter denna tidsperiod är lika radioaktivt som motsvarande mängd uranmalm. I själva verket är avfallet mer än tusen gånger mer radioaktivt än motsvarande mängd svenskt mineral som innehåller den högsta halten av uran som finns i Sverige. Och ytterligare tusen gånger mer radioaktivt än bohusgranit.

Kärnavfallsbolaget beskriver i MKB:n dessutom påverkan av strålning på miljön bara i termer av påverkan på människan och inte på miljön. Bolagets beskrivning av påverkan på människan utgår dessutom från en förenklad beskrivning av kopplingen mellan strålning och påverkan på människa. En beskrivning som alltmer ifrågasätts för att inte vara fullständig. Denna fråga beskrivs mer utförligt i avsnitt 5.10.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i samrådet konsekvent har tonat ner miljöhotet från det kärnavfall som ska slutförvaras.

2.12. Påverkan på naturvärden i Forsmark presenterade sent i samrådet

Påverkan på naturvärden (bland annat hot mot rödlistade arter) i Forsmark har hanterats mycket sent i det allmänna samrådet. Inget samråd har skett innan de skrivningar presenterats som finns i den preliminära MKB:n. Hotet mot naturvärden har inte varit föremål för ett allmänt samråd innan det nu aktuella samrådet. De första inventeringarna som kärnavfallsbolaget gjort om naturvärden i Forsmarksområdet är från år 2000 och ett flertal utredningar är gjorda sedan dess. Det är därför inte ett bristande underlag som är orsaken till bristen på samråd om naturvärden. Ett samråd om ”Aktuella utredn. om natur, kultur, boende, hälsa, risk & säkerhet mm. Bedömda miljökonsekvenser” planerades ursprungligen till hösten 2006 men sköts sedan framåt flera gånger för att till slut genomföras i oktober 2008 med temat ” Forsmark – Lokalisering, gestaltning och transporter”. I samrådsunderlaget till det mötet finns endast en mycket begränsad beskrivning av naturvärden i Forsmarksområdet och inget om konsekvenser för naturvärden om slutförvaret skulle byggas. Ingen presentation om naturvärden gjordes i samband med att samrådsmötet hölls.

Av intresse i detta sammanhang är att kärnavfallsbolaget redan inlett ”samråd” med Länsstyrelsen i Uppsala län för att erhålla en dispens från artskyddsförordningen för ett bygge av slutförvaret. Kärnavfallsbolaget sena hantering av naturvärden i samrådet visar att bolaget anser att naturvärdesfrågor är relativt betydelselösa för platsvalet eller valet av lokalisering av ovanjordsanläggningen.

Beskrivningar av påverkan på naturvärden är en viktig fråga i Forsmarksområdet som har mycket stora naturvärden. Att kärnavfallsbolaget har undvikit att samråda om naturvärden inför framtagandet av MKB:n är inte en acceptabel hantering av frågan i samrådet. Fler kommentarer rörande naturvärden finns i avsnitt 10.4.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, menar att kärnavfallsbolaget i samrådet undvikit att samråda om konsekvenser för naturvärden i Forsmarksområdet trots att stora naturvärden hotas av slutförvarsprojektet.

2.13. Historiska problem med myndighetsgranskning i samrådet

Hur frågor som rör långsiktig miljösäkerhet, alternativa metoder och lokaliseringsfrågor hanterats historiskt i samspelet mellan kärnkraftsbolaget och myndigheterna är av intresse för förståelsen av hur det kan vara så stora brister i den långsiktiga säkerheten för projektet, för den bristande hanteringen av alternativa metoder och för hur lokaliseringen till Forsmark kunnat ske trots de brister platsen uppvisar. Även regeringens begränsade möjlighet att påverka dessa frågor beror på de signaler som myndigheterna skickat.

Regeringen har i beslut i den så kallade FUD-processen genom åren ständigt återkommit med formuleringar om vikten av att platsval och metodval görs med miljöintresset i fokus och att den viktigaste frågan för slutförvaret är den långsiktiga miljösäkerheten. Problemet har varit att under 1980-, 1990- och fram till i början av 2000-talet så har kärnavfallsavdelningen på den myndighet som hade huvuduppgiften att granska kärnavfallsbolagets arbete med slutförvarsfrågor, Statens kärnkraftinspektion, SKI, inte utfört sitt uppdrag utan myndighetsutövningen var snarast ett samarbete med kärnavfallsbolaget för att främja KBS-metoden. SKI stödde under denna period ständigt stött bolagets syn på alternativ metod, inklusive en negativ inställning till den alternativa metoden djupa borrhål, trots att myndigheten inte tog fram något eget underlag i frågan. SKI stödde även bolagets syn på de lokaliseringar som valdes av kärnavfallsbolaget inklusive beslutet att inte välja en inlandslokalisering. Däremot var Statens strålskyddsinstitut, SSI, mycket mer öppen till den alternativa metoden djupa borrhål och till en inlandslokalisering men kördes över av SKI.

Det är dessutom mycket möjligt att SKI under denna period inte heller genomförde ett självständigt arbete för att undersöka problem med KBS-projektets grundläggande säkerhet, inklusive frågor som rör kopparkorrosion och lererosion, trots att tecken på problem funnits. Eftersom regeringen varit beroende av myndighetens underlag när beslut tagits i FUD-processen har myndighetens bristande hantering av frågan lett till att bolaget fått göra precis som det vill. Resultatet har blivit att bolagets KBS-metod genom åren inte granskats tillräckligt. Detta innebär att det nu finns ett stort antal frågor som är av vikt för den långsiktiga säkerheten som inte hanterats på ett fullgott sätt i samrådet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, menar att ett viktigt skäl till att samrådet inom FUD-processen om alternativa metoder, alternativ lokalisering och långsiktig miljösäkerhet inte fungerat är att kärnavfallsavdelningen vid Statens kärnkraftinspektion, SKI, under 1980-, 1990- och fram till i början av 2000-talet haft en bristande översyn av kärnavfallsbolagets arbete.

2.14. Kommentarer till genomförandet av de regionala samråden

Mellan 1994 och 2008 respektive mellan början av 2000-talet och 2008 har regionala samrådsmöten ägt rum i länsstyrelserna i Kalmars och Uppsalas regi. Dessa har benämnts MKB-Forum Oskarshamn och Samråds- och MKB-grupp Forsmark. De av dessa möten som skett sedan hösten 2003 räknar kärnavfallsbolaget in som samråd enligt miljöbalken. Dessa samrådsmöten har av Oskarshamns och Östhammars kommuner räknat som sina samråd med bolaget. Dessa möten har varit slutna för allmänheten fram till hösten 2005 med undantag för enstaka möten med MKB-Forum Oskarshamn.

Länsstyrelsens roll i dessa samråd har varit väldigt oklart. Representanter från länsstyrelserna har varit ordförande på samrådsmötena och protokollen från mötena har publicerats på länsstyrelsernas brevhuvud. Däremot så har kärnavfallsbolaget SKB kallat till mötena, stått för kostnaderna för mötena och fört protokollet. SKB:s formuleringar har sedan publicerats så det ser ut som om länsstyrelserna fört protokollet. Men på pappret ser det ut som om mötena har hållits i länsstyrelserna i Kalmar län och Uppsala läns regi.

Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning har i samrådsprocessen påpekat att detta förfarande skapat en oklarhet om länsstyrelsens roll och anser att detta är ett exempel på hur kärnavfallsbolaget lyckats i sin ambition att inkorporera andra aktörer i sin agenda.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, menar att det varit oklart vilken roll länsstyrelserna i Kalmar och Uppsala haft i de regionala samråden (MKB-Forum Oskarshamn och Samråds- och MKB-grupp Forsmark) vilket kan ha påverkat deras oberoende.

2.15. Bolagets styrning av samrådsmöten av samrådsdokumentation

Bolaget har styrt samrådsmötena och samrådsdokumentationen för att försöka påverka resultatet av samrådet. De allmänna samrådsmötena har oftast förlagts till Forsmarks kärnkraftverk och Figeholm vid Oskarshamnskärnkraftverk som inte lätt kan nås av de flesta invånarna i Oskarshamn eller Östhammars kommuner. De har naturligtvis varit ännu svårare att nå för svenskar i allmänhet trots att samråden gällt slutförvaring av använt kärnkraftsbränsle som är en nationell angelägenhet.

Efter att kärnavfallsbolagets information och inställning på olika grunder ifrågasattes på allmänna samrådsmöten valde bolaget att hålla särskilda samråd med närboende för att på så sätt kontrollera den information som når denna grupp.

Inga samrådsmöten har spelats in och bolagets egna anställda har skrivit protokollen. Protokollen har inte på ett rättvisande sätt in extenso presenterat de frågor som tagits upp och svaren har ibland tillrättalagts i efterhand. Bland annat har MKG:s frågor klippts ner till bara redovisa själva frågemeningen när frågan inletts med ett eller flera förklarande stycken.

Bolaget har under senare år beslutat att se till att välja justeringspersoner till protokollet bland deltagarna på samrådsmötena. Avsikten med detta har endast varit att försöka öka trovärdigheten av protokollen. Utan tillgång på ljudinspelningar av samrådsmötena har justeringspersonerna omöjligen kunnat genomföra uppgiften att intyga att frågor som ställts och besvarats hanterats på ett riktigt sätt i protokollen.

Ett annat exempel på bolagets försök att styra samrådsmötena var en period då en kommunikationskonsult hyrdes in för att vara en "oberoende" mötesledare. I stället för att vara oberoende började denna mötesledare på ett samrådsmöte ställa frågor som bolaget hade förberedda svar på.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget genom lokalisering, mötesgenomförande och protokollföring styrt det allmänna samrådet för att uppnå dess egna syften.

2.16. Den kommande samrådsredovisningen måste innehålla viktiga synpunkter framförda i andra samråd än de allmänna och regionala

Omfattningen på samrådet kräver en noggrannhet i den samrådsredovisning som ska bifogas ansökan. Om kärnavfallsbolaget avser redovisa samrådet i samrådsredovisningen som bifogas ansökan på det sätt som det görs i de årliga samrådsredovisningar som bolaget hittills redovisat kommer endast de protokollförda allmänna samråden och delar av de regionala samråden med.

För att samrådsredovisningen ska bli rättvisande i sin helhet räcker inte detta. Det är rimligt att kärnavfallsbolaget i samrådsredovisningen, åtminstone översiktligt och med de viktigaste synpunkter, även redovisar samrådet i övrigt (nationella samråd med myndigheterna enligt regeringsbeslut, FUD-processerna, andra viktiga skrivelseutbyten med olika aktörer).

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att det är viktigt att samrådsredovisningen i ansökan även omfattar de viktigaste synpunkterna framförda i de nationella samråd som skett utöver de allmänna och regionala samråden.

3. Syftet med slutförvarsprojektet

I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen finns i avsnitt 2 kärnavfallsbolagets beskrivning av syftet med projektet. Bolaget anger att det anser att följande syfte ska styra framtagningen av en lösning för slutförvaring av använt kärnbränsle:

- ägarna till kärnkraftverken ansvarar för att kärnavfall slutförvaras på ett säkert sätt,
- avfallet ska tas omhand inom landet, om det kan ske på ett säkert sätt,
- havet och havsbotten får inte utnyttjas,
- systemet ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras,
- säkerheten ska vila på flerfaldiga barriärer,

- slutförvar ska inte kräva övervakning och underhåll,
- kärnavfallsfrågan ska i alla väsentliga delar lösas av de generationer som har haft nytta av kärnkraften.

I detta avsnitt kommenteras syftet med slutförvarsprojektet och KBS-metodens och andra metoders möjlighet att uppfylla dessa.

3.1. KBS-metoden är inte framtagen utgående från de syften som presenteras i preliminära MKB:n

I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, vill kärnavfallsbolaget SKB ge intrycket av att dess KBS-metod har tagits fram utgående från det syfte som bolaget anger för projektet. Bolaget anger att utvecklingsarbetet för KBS-metoden styrts av dessa syften. Men detta är inte möjligt eftersom alla syftena utgår från lagar och förordningar som formulerats efter den nuvarande versionen av KBS-metoden (KBS-3) presenterades 1983 (utom Londonkonventionen mot dumpning av avfall till havs och icke-spridningsavtalet). KBS-projektet inleddes i själva verket i början av 1970-talet.

Kärnavfallsbolaget har i samrådet försökt att få det att framstå som om KBS-projektet är det enda sättet att lösa slutförvarsfrågan på. I själva verket är det minst 35 år sedan KBS-metoden skapades och kärnavfallsbolaget har sedan dess ständigt varit tvungen att argumentera att KBS-metoden fortfarande är den bästa metoden trots att teknikutvecklingen, omvärlden och lagstiftningen förändrats med tiden. På så sätt är KBS-metoden idag omodern.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, påpekar att KBS-metoden inte är framtagen utgående från de syften som anges i den preliminära MKB:n.

3.2. KBS-projektet uppfyller inte de av kärnavfallsbolaget uppsatta syftena för projektet

Två av syftena för slutförvarsprojektet är att "systemet ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras" och "slutförvar ska inte kräva övervakning och underhåll".

Det första av dessa syften är något kryptisk men betyder att det inte ska gå att ta upp och använda det plutonium som finns i det använda kärnbränslet som slutförvaras för att göra kärnvapen med. I praktiken är det omöjligt att förhindra detta om KBS-metoden väljs. Det är inte möjligt att förhindra att framtida generationer tar sig ner i slutförvaret och använder plutoniumet för kärnvapenändamål. Kärnavfallsbolaget brukar i samrådet säga att det kommer att krävas omfattande resurser för att göra detta och att det kan finnas enklare sätt att få tag på kärnvapenmaterial, men det spelar ingen roll. KBS-metoden uppfyller i sig inte detta syfte.

Det andra av dessa syften är enklare att förstå. Slutförvaret ska inte behöva övervakas efter förslutning. Kärnavfallsbolaget SKB har i samrådet framfört att ett förslutet slutförvar enligt KBS-metoden inte behöver övervakas men avser då

endast av direkta miljöskäl. Men eftersom det första syftet inte är uppfyllt så måste ett slutförvar enligt KBS-metoden övervakas för att förhindra kärnvapenspridning. Enligt internationella utredningar i det internationella atomenergiorganet IAEA:s regi kommer ett KBS-förvar att behöva vara under övervakning så länge det finns ett kontrollsystem för att förhindra kärnvapenspridning. Detta innebär under en obestämd framtid.

Riskerna för att ett slutförvar blir en källa för kärnvapenmaterial och det behov av långsiktig övervakning detta innebär hanteras inte alls i den preliminära i MKB:n.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, påpekar att KBS-metoden inte uppfyller syftena att hindra kärnvapenspridning och att inte behöva övervakning.

3.3. Djupa borrhål kan vara ett bättre alternativ utgående från de av kärnavfallsbolaget angivna syftena

Sedan slutet av 1980-talet har kärnavfallsbolaget haft projekt för att studera alternativa metoder till KBS-metoden. Detta har bolaget tvingats till av i första hand regeringen. Samtidigt har projekten haft som underförstått syfte att inte visa att alternativen skulle vara bättre än KBS-metoden. På sidan 41 i den preliminära MKB:n skriver SKB:

”Inom ramen för Fud-programmen har SKB även studerat andra metoder för att omhänderta det använda kärnbränslet. De krav och utgångspunkter för förvaring och hantering av använt kärnbränsle som anges i kapitel 2 är grundkrav vid val av metod. KBS-3-metoden har utformats med hänsyn till dessa övergripande krav och utgångspunkter. Ingen av de andra metoderna uppfyller dessa i alla delar eller så är de inte tillgängliga. De behandlas därför inte inom ramen för alternativredovisningen.”

Texten antyder att det som kärnavfallsbolaget benämner ”andra metoder” med som normalt sätt inom miljöjuridiken benämns ”alternativa metoder” som uppfyller villkoren men ”inte är tillgänglig”. Av de alternativa metoder som kärnavfallsbolaget studerat är det endast djupa borrhål som detta gäller för. Den alternativa metoden djupa borrhål uppfyller alla de syften som kärnavfallsbolaget satt upp, inklusive syften att förhindra kärnvapenspridning och inte vara i behov av övervakning. Dessutom är det möjligt att den alternativa metoden djupa borrhål har en högre långsiktig miljösäkerhet än KBS-metoden.

Frågan om ansvaret för att den alternativa metoden djupa borrhål ”inte till tillgänglig” diskuteras i avsnitt 7.1.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, påpekar att den alternativa metoden djupa borrhål uppfyller alla de syften uppsatta av kärnavfallsbolaget inklusive syftena att hindra kärnvapenspridning och att inte behöva övervakning.

3.4. Bristande hantering av miljöbalkens allmänna hänsynsregler i syftet för projektet

KBS-projektet är påbörjat lång innan miljöbalken kom till i slutet av 1990-talet. Metoden och dess genomförande är därför inte anpassad till de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken. Det har varit uppenbart i samrådet att kärnavfallsbolaget haft det svårt att acceptera att det inte bara är enligt kärntekniklagen som en ansökan om ett slutförvar ska prövas utan att en prövning även ska ske enligt miljöbalken och dess hänsynsregler.

I syftesbeskrivningen i avsnitt 2 miljöbalken bara i förbigående utan att några resonemang förs om de allmänna hänsynsreglerna. När dessutom projektets syften sammanfattas verkar det som om miljöbalken, eller strålskyddslagen, inte längre finns.

En fundamental brist är att inte försiktighetsprincipen diskuteras som grund för val av slutförvarssystem.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget nedvärderar miljöbalken och dess allmänna hänsynsregler vid diskussioner av syftet med slutförvarsprojektet.

3.5. Bristande hantering av barriärsfrågor – avsaknad av naturlig barriär i KBS-metoden

Kärnavfallsbolaget har i samrådet gjort en stor sak av att KBS-metodens långsiktiga säkerhet bygger på flerfaldiga barriärer, även om de är konstgjorda barriärer av koppar och lera. Ett av kraven som bolaget anger att slutförvaringen måste uppfylla är att den ska ha flerfaldiga barriärer.

I den ursprungliga rapporten från 1983 där KBS-3 metoden presenterades anges inte flerfaldiga barriärer som en fördel med metoden. Kravet att den långsiktiga säkerheten för en slutförvarsmetod ska bygga på flerfaldiga barriärer har framkommit i ett samspel mellan kärnavfallsbolaget och myndigheten Statens kärnkraftinspektion, SKI, som förde in denna fråga i de allmänna råden om slutförvaring från 2002 (SKIFS 2002:1, numera SSMFS 2008:21) i ett avsnitt om barriärer och dess funktioner. Denna syn kommer från området kärnkraftssäkerhet där flera av varandra oberoende barriärer är grunden för säkerheten.

KBS-metoden är beroende av funktionen hos två av varandra beroende konstgjorda barriärer av koppar och lera. Det finns ingen naturlig barriär som kan förhindra att ett läckage når människa och miljö. Berget kan på sin höjd bidra till att sprida ut radioaktiviteten.

Att KBS-metoden saknar en naturlig barriär är en allvarlig brist som inte kan kompenseras av konstgjorda barriären. Eftersom detta är ett grundläggande problem för KBS-metoden har kärnavfallsbolaget inte funnit

anledning att föra en diskussion om fördelen med naturliga barriärer för att garantera den långsiktiga miljösäkerheten i den preliminära MKB:n.

Som en alternativ metod till KBS-metoden erbjuder metoden djupa borrhål en naturlig barriär (saltgradient med spärrskikt) som tillägg till konstgjorda barriärer som används vid deponering.

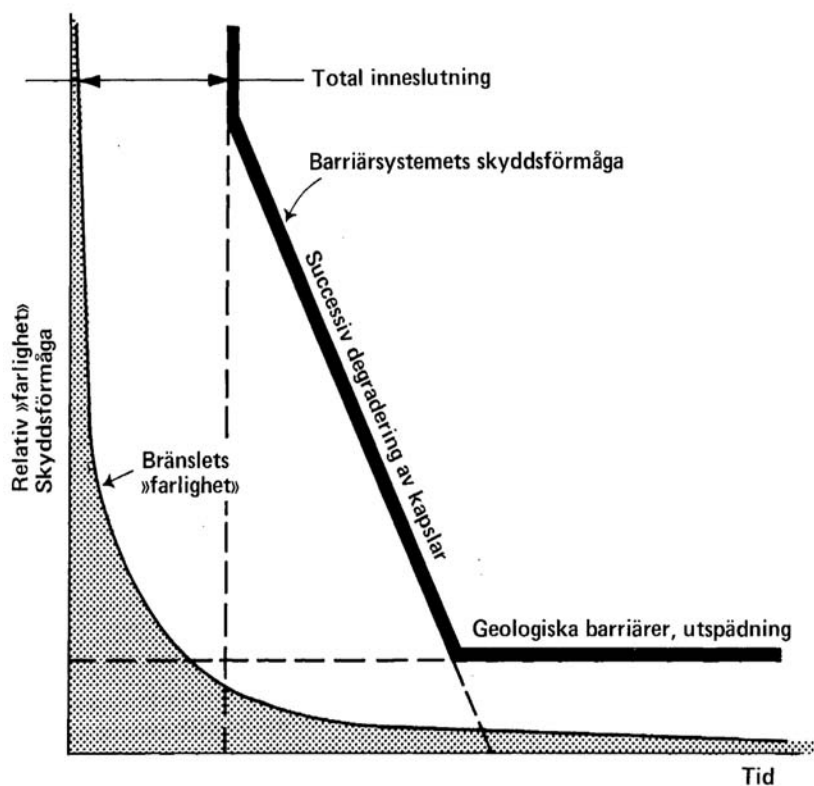
Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget har en bristande hantering av barriärfrågor, speciellt vad gäller naturliga barriärer.

3.6. Döljande av att ett KBS-slutförvar har som en säkerhetsfunktion utspädning av radioaktivitet vid en läcka

I den allmänna delen av KBS-3-rapporten står det följande om slutförvarets funktion:

”Förvarets uppgift är att skydda människorna från oacceptabel radiologisk påverkan. Det ena är att ämnena inneslutes under tillräcklig tid så att avklingningen reducerar radioaktiviteten till acceptabla nivåer. Det andra är att de radioaktiva ämnena späds ut, dvs släpps ut och sprids så långsamt att de maximala koncentrationer, som kan nå människor, är acceptabelt låga. I det här beskrivna slutförvaringssystemet utnyttjas båda dessa vägar.”

I rapporten finns det även en figur som illustrerar KBS-3-metodens säkerhetsfunktioner och den reproduceras i figur 2.



Figur 2-1. Barriärsystemets principiella funktion

Figur 2. Figur om barriärsystemets principiella funktion ur KBS-3-rapporten från 1983.

I samrådet har kärnavfallsbolaget vid flera tillfällen nekat till att utspädning är en säkerhetsfunktion för KBS-metoden. Exempelvis svarar bolaget så här på en fråga ställd i en inläga till samrådet i Forsmark 2006-05-31:

“KBS-3-metoden bygger på isolering som den primära säkerhetsfunktionen och fördröjning som sekundär säkerhetsfunktion. I säkerhetsanalyser tillgodoräknas utspädning inte som säkerhetsfunktion, men för att kunna beräkna konsekvenserna, till exempel vid utsläpp till en brunn eller ett vattendrag, måste bland annat utspädningseffekter tas med.”

Även om inte utspädning är en metod som anses förenlig med modern miljölagstiftning finns det inget skäl för kärnavfallsbolaget att dölja att detta är en huvudfunktion i KBS-metoden.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i samrådet döljer att ett KBS-slutförvar har som en säkerhetsfunktion utspädning av radioaktivitet vid en läcka.

3.7. Bristande hantering av frågan om återtagbarhet

Frågan om återtagbarhet av det använda kärnbränslet ska vara möjligt eller inte är en viktig frågeställning. I sin senaste kunskapslägesrapport för 2010 behandlade Kärnavfallsrådet denna fråga som en aktuell huvudfråga. Hanteringen av frågan om återtagbarhet är mycket summarisk i den preliminära MKB:n. Den enda stället frågan diskuteras är på sidan 40 då det står följande:

”Det är inte avsikten att kapslarna med kärnbränsle ska återtas efter avslutad deponering. Slutförvaret är emellertid utformat så att det går att återta deponerat avfall. En anledning till återtag kan vara att framtida generationer av något skäl vill förändra, komplettera eller förbättra förvarets utformning eller funktion, eller för att komma åt avfallet för annan användning. Det kommer dock att krävas omfattande åtgärder för att i praktiken genomföra ett återtag efter förslutning.”

Frågan om återtagbarhet har en stark koppling till frågan om risken för framtida användning av plutonium i det använda kärnbränslet som material för kärnvapen. Om slutförvaret är utformat så att det går att återta deponerat avfall måste slutförvaret övervakas. Att denna fråga inte tas upp vid en diskussion om återtagbarhet är en tydlig brist.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att den preliminära MKB:n har brister i hantering av fråga om diskussioner om återtagbarhet.

3.8. Avsaknad av beskrivningar av hur andra länder hanterar frågan om barriärer och frågan om återtagbarhet

I den preliminära MKB:n saknas en beskrivning av hur andra länder arbetar med olika metoder för ett slutförvar av använt kärnbränsle eller annat högaktivt kärnavfall. Kärnavfallsbolaget har i samrådet angett att andra länder utgår från samma principiella lösning på slutförvarsfrågan som Sverige, dvs geologisk

deponering. Bolaget döljer då att andra länder som inte direkt följer efter Sverige* och alltså inte använder KBS-metoden med dess konstgjorda barriärer har en annan principiell syn i barriärsfrågor. Länder som USA, Tyskland, Frankrike, Belgien och Schweiz har lagt stor vikt vid att det finns en naturlig barriär som grund för den långsiktiga miljösäkerheten. I USA var slutförvaret tänkt att ligga i en torr öken**, i Tyskland är det tänkt att ligga i saltdomer och i Frankrike, Belgien och Schweiz planeras för slutförvaring i geologiska lerlager.

Redan i KBS-rapporten från 1983 konstaterades att kapselns långsiktiga barriärfunktion i Sverige tillmätts större betydelse än i andra länder.

Andra länder hanterar även frågan om återtagbarhet annorlunda än i Sverige. Flera länder har ett krav på återtagbarhet före förslutning, ofta därför att de har historiska program för upparbetning och därför inte vill omöjliggöra att använt kärnbränsle som direktdeponeras i ett slutförvar i framtiden ska kunna upparbetas.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att den preliminära MKB:n saknar beskrivningar av hur andra länder hanterar frågan om barriärer och frågan om återtagbarhet.

4. Några juridiska frågeställningar

I detta avsnitt ges kommentarer på kärnavfallsbolagets syn på begreppen "bästa möjliga teknik" samt på alternativredovisningar i ansökan.

4.1. Ansvaret för framtagandet av bästa möjliga teknik i slutförvarsprojektet

I avsnitt 3.3 ovan diskuteras den alternativa metoden djupa borrhål som en metod som kärnavfallsbolaget SKB i den preliminära MKB:n anser uppfyller bolagets egen syftesbeskrivning. Bolaget avfärdar dock behovet av att pröva djupa borrhål som en alternativ metod eftersom den "inte är tillgänglig".

Slutförvarsprojektet är ett unikt projekt och kärnavfallsbolaget har själv valt att endast ta fram en metod, KBS-metoden, för prövning enligt lagstiftningen. Kärnavfallsbolaget har i Sverige enligt lagstiftningen det unika ansvaret att för ta fram en slutförvarsmetod för använt kärnbränsle. Bolaget har dessutom ett ansvar enligt miljöbalken och strålskyddslagen att ta fram metoder som använder bästa möjliga teknik och som där stråldoser ska begränsas så långt som möjligt med hänsyn till ekonomiska och samhällseliga faktorer. Detta ställer långtgående krav på bolaget att på ett seriöst sätt undersöka alternativ och till och med byta till alternativa metoder som är bättre än KBS-metoden om dessa skulle dyka upp. Det måste därför anses vara kärnavfallsbolagets ansvar att den alternativa metoden djupa borrhål inte har utvecklats parallellt med eller i stället för KBS-metoden. Bolaget kan inte skylla på att en teknik "inte är tillgänglig" om bolaget

* Finland, Kanada, Storbritannien och Japan har som huvudfokus att använda KBS-metoden.

** Efter det att Barack Obama blev USA:s president 2008 har beslut tagits att överge planerna för ett slutförvar i Yucca Mountain i Nevada.

självt haft ansvar för att göra den tillgänglig. Speciellt med tanke på de upprepade anmodningar som regering, myndigheter och Kärnavfallsrådet gett bolaget att utreda alternativ till KBS-metoden.

Det är alltså kärnavfallsbolagets ansvar att den alternativa metoden djupa borrhål inte utvecklats. Att bolaget under alla år tagit fram undermåliga utredningar i avsikt att försöka visa att djupa borrhål inte är ett trovärdigt alternativ har förvärrat situationen. Om vi hade haft en självständigt fungerande och utredande myndighet under 1980- och 1990-talet så hade problemet uppmärksamats tidigare. Men detta fråntar inte industrin från ansvaret. Kärnavfallsavdelningen på Statens kärnkraftsinspektion, SKI:s, osjälvständiga och okritiska syn på kärnavfallsbolagets alternativarbete gav inte regeringen ett fullgott beslutsunderlag i FUD-processen vad gäller alternativa metoder.

Kärnavfallsbolaget gör i syftesbeskrivningen på sidan 33 en poäng av att Strålsäkerhetsmyndigheten i allmänna råd till strålskyddslagen (SSMFS 2008:21, tidigare SKIFS 2002:1) skriver att användning av bästa möjliga teknik inte ska innebära "orimliga kostnader". Någon diskussion om vad som är orimliga kostnader finns inte i miljöbalken. Frågan om vad som är en rimlig kostnad när det gäller att undvika allvarliga långsiktiga miljökonsekvenser och behov av långsiktig övervakning är en fråga som kräver noggrann utredning. Speciellt med tanke på att miljökonsekvensbeskrivningen gäller en anläggning som är den första av sitt slag i världen. Och att de långsiktiga miljökonsekvenserna och riskerna för kärnvapenspridning vid ett felaktigt val av metod och lokalisering är mycket stora.

Ingen annan aktör än kärnavfallsbolaget har haft ansvaret för eller möjlighet att utveckla den alternativa metoden djupa borrhål. Då är det inte tillräckligt att bolaget hänvisar till att metoden djupa borrhål "inte finns tillgänglig" som skäl att avfärda metoden som ett alternativ.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att endast kärnavfallsbolaget har haft ansvaret för och möjligheten att utveckla den alternativa metoden djupa borrhål och att bolaget därför inte kan avvisa metoden som ett alternativ för att "den inte finns tillgänglig".

4.2. Brister i tolkningen av kravet på alternativredovisning av metod

Länsstyrelsen har i samrådet i en skrivelse till SKB den 29 augusti 2006 lämnat principiella synpunkter på alternativredovisningen i MKB:n. Länsstyrelsen skrev följande:

"Med hänsyn till det obligatoriska kravet i MKB:n att redovisa det så kallade nollalternativet, som bland annat kan visa angelägenheten av att den avsedda verksamheten kommer till stånd, samt behovet av en bred redovisning av alternativa platser och utformningar/metoder/teknik har Länsstyrelsen framhållit att alternativredovisningen i MKB:n bör beröra samtliga möjliga alternativa platser och utformningar, som är eller har varit föremål för överväganden vid SKB:s samråd eller forsknings- och utvecklingsarbete. En sådan översiktlig redovisning bör, enligt

Länsstyrelsen, vara så omfattande att den möjliggör en samlad, jämförande bedömning av alternativens för- och nackdelar, med särskild hänsyn till effekter på människors hälsa och miljön samt hushållningen med naturresurser, mot bakgrund av de grundläggande värderingar som framgår av 1 kap. 1 § miljöbalken.”

I den preliminära MKB:n har kärnavfallsbolaget frångått Länsstyrelsens rekommendation genom att definiera om det vedertagna miljöjuridiska begreppet alternativa metoder till en definition där alternativa metoder är metoder som uppfyller bolagets syften och är tillgängliga. I praktiken finns det då inga alternativa sätt att läsa målet att uppnå syftet utom att använda bolagets egen KBS-metod, eventuellt i några varianter.

Bolagets benämning av den alternativa metoden djupa borrhål som en ”annan metod” och inte en alternativ metod enligt miljörättens därför att den ”inte är tillgänglig” är endast ett försök att ta bort uppmärksamheten från bolagets bristande hantering alternativa sätt att nå en långsiktigt miljösäker slutförvaring av använt kärnbränsle. Som visas i avsnitt 7 om alternativa metoder hade det varit enkelt för bolaget, om det hade så velat, att ta fram betydligt bättre underlag för förutsättningarna att genomföra den alternativa metoden djupa borrhål och för dess långsiktiga miljösäkerhet. I stället så har kärnavfallsbolaget undvikit att göra det och i den preliminära MKB:n använder bolaget två sidor (ss 42-43) för att argumentera mot den alternativa metoden djupa borrhål endast utgående från egna spekulationer.

Det är uppenbart att kärnavfallsbolaget sedan alternativredovisningar började krävas av regering och lagstiftning på slutet av 1980-talet inte haft något intresse av på ett seriöst sätt utreda alternativa sätt att lösa uppgiften att hantera slutförvaringen av använt kärnbränsle. Som sagt i avsnittet ovan är det bolagets ansvar, och enligt lagen endast bolagets ansvar, att ta fram metoder för slutförvaring av använt kärnbränsle. Bolaget kan då inte avvisa en alternativ metod med att den ”inte är tillgänglig” om det har varit bolagets ansvar att se till att den är tillgänglig. Om den alternativa metoden djupa borrhål nu funnits tillgänglig skulle den, trots försök från kärnavfallsbolaget att visa på motsatsen”, förmodligen kunna erbjuda högre långsiktig miljösäkerhet och mindre behov av övervakning för att förhindra kärnvapenspridning än SKB:s KBS-metod. Och förmodligen till en lägre kostnad.

Fler kommentarer rörande alternativredovisningar finns i avsnitt 7.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolagets sätt att redovisa alternativa metoder i den preliminära MKB:n har allvarliga brister.

5. Långsiktig miljösäkerhet

Frågan om långsiktig miljösäkerhet är det viktigaste frågan att bedöma vid tillståndsprövningen av ett slutförvar för använt kärnbränsle. I avsnitt 1 med utgångspunkter i den preliminära MKB:n skriver kärnavfallsbolaget att ”slutförvarets långsiktiga säkerhet efter avveckling och förslutning är därför en

huvudfråga för säkerhetsredovisningen och tillståndsprövningen”. I detta avsnitt ges kommentarer som rör den långsiktiga miljösäkerheten för KBS-metoden.

5.1. KBS-metoden med sitt beroende av konstgjorda barriärer för den långsiktiga säkerheten bör inte användas

KBS-metoden utvecklades på 1970-talet då det fanns en tro på att den duktige svenske ingenjören kunde lösa alla problem. Det är därför inte konstigt att KBS-metoden är beroende av konstgjorda ingenjörsmässiga barriärer för den långsiktiga miljösäkerheten. Ett slutförvarssystem för använt kärnbränsle ska kunna isolera avfallet från människa och miljö i hundratusentals år och detta ställer orimliga krav på konstgjorda system, speciellt om systemet ska klara av att motstå påfrestningarna från upprepade istider.

Kärnavfallsbolaget har sedan länge byggt upp ett modellsystem som används i säkerhetsanalyser för att försöka visa att den långsiktiga miljösäkerheten för KBS-metoden kan garantera långsiktig miljösäkerhet för ett slutförvar för använt kärnbränsle i hundratusentals år. Modellerna har växt fram i ett samspel mellan bolaget och myndigheterna och det i denna modellvärld som Strålsäkerhetsmyndigheten sak pröva en ansökan om att få bygga ett slutförvar. Ju längre tiden har gått så har resultat från försök på koppar och lera lett till att förståelsen för att verkligheten stämmer dåligt med modellerna blivit mer och mer tydligt. Detta har lett till att kärnavfallsbolaget blivit mindre och mindre intresserat av att undersöka verkligheten i laboratoriet eller i Äspölaboratoriet. Resultat från försök riskerar ju hela tiden att komplicera modellvärlden så att den måste skruvas för att fortfarande visa ”rätt” resultat.

När tidpunkten för ansökan närmar sig så visar det sig att kunskapen om hur koppar och lera beter sig i en slutförvarsmiljö är helt otillräcklig för att visa att kärnavfallsbolagets modeller håller. Det blir mer och mer bråttom att lämna in och få en ansökan godkänd på modellerna. Att avvakta resultat från försök på kopparkorrosion och lererosion riskerar hela projektet.

Denna situation är naturligtvis helt oacceptabel och visar att det är något i grunden fel på tanken att konstgjorda barriärer av koppar och lera ska kunna skydda människa och miljö från det slutförvarade använda kärnbränslet i hundratusentals år. Ett slutförvarssystem måste i första hand förlita sig på naturliga system, inte på system som i bästa fall försöker kopiera naturen. Eller, som i fallet med KBS-systemet, försöker kopiera något som tros vara naturligt men som visar sig inte vara det. Den långsiktiga säkerheten för ett system för slutförvaring av använt kärnbränsle ska inte vara beroende av ingenjörsmässiga konstgjorda barriärer.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolagets KBS-metod som är beroende av ingenjörsmässiga konstgjorda barriärer inte ska användas för ett slutförvar för använt kärnbränsle.

5.2. *Brister i de konstgjorda barriärerna av koppar och lera*

På senare år har båda de konstgjorda barriärerna av koppar och lera ifrågasatts som grund för den långsiktiga säkerheten.

Frågan om kärnavfallsbolaget totalt har missat grundläggande kunskaper om kopparkorrosion aktualiserades hösten 2007 när forskare från KTH publicerade vetenskapliga rön som visade att koppar korroderar i en syrefri miljö med ungefär samma hastighet som om det fanns syre. Efter ett tag framkom att detta inte var nya rön utan att motsvarande försök utförts i slutet av 1980-talet och början av 1990-talet. Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, har undersökt kopparkorrosionsfrågan och har kommit fram till följande:

1. Det har aldrig visats i experiment eller fältförsök att korrosionshastigheten för koppar faller en faktor tusen, varken i laboratorieförsök i en simulerad slutförvarsmiljö eller i försök i berglaboratoriet i Äspö, som teorin säger att den ska göra.

2. Korrosionshastigheten efter 5 år i försökspaket i LOT-projektet i Äspölaboratoriet är "oväntat hög" och kan enligt kärnavfallsbolaget endast bara förklaras med att syre stängts in i paketet. Inga bevis har presenterats för denna förklaring, bara överslagsberäkningar. Den gängse uppfattningen är i stället att syre förbrukas på några veckor i lera (kemiskt) och grundvatten (bakteriellt) och korrosionen skulle då ha skett i en syrefri miljö, vilket enligt kärnavfallsbolaget inte är möjligt. Nästa LOT-paket (S2) har legat i 10 år och om det tas upp med syfte att klargöra frågan om det finns anoxisk korrosion i slutförvarsmiljön så kan mycket kunskap tillföras. Tyvärr har kärnavfallsbolaget SKB sagt att LOT S2-paketet inte ska tas upp innan ansökan är inlämnad. Detta anser Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, är helt oacceptabelt i ett läge då kunskapsbilden om kopparkorrosion i en syrefri miljö är oklar och frågan har allvarliga konsekvenser för den långsiktiga miljösäkerheten för slutförvarsprojektet.

3. Inga långtidsstudier i laboratorium av kopparkorrosion i en simulerad slutförvarsmiljö har genomförts sedan koppar valdes som kapselmateriäl i början av 1980-talet. Åtminstone har inga resultat av sådana studier publicerats. Med långtidsstudier menas studier som pågår i flera år. Långtidsstudier genomfördes på kapselmaterialet titan under andra halvan av 1970-talet innan detta materiäl övergavs som kapselmateriäl.

4. Ett relativt stort antal korttidsstudier, under dagar, veckor och upp till några månader, har utförts i simulerad slutförvarsmiljö i laboratorium. Resultaten av dessa har varit motsägelsefulla, delvis beroende på att experimenten ibland har varit dåligt utförda, men ingen konsekvent och systematisk uppföljning av resultaten har gjorts vilket innebär att kunskapsläget från detta arbete är oklart. Försök har gjorts både i kärnavfallsbolagets SKB:s regi och av bolagets systerorganisationer i Finland och Kanada. Även myndigheterna i Sverige och Finland har genomfört kopparkorrosionsstudier. Dessa har ibland endast varit försök att upprepa kärnavfallsbolagets arbete på samma forskningsinstitut vilket inte gett några nya kunskaper. Där svenska myndigheter har bett mer oberoende

forskare göra kopparkorrosionsstudier har resultat framkommit vilka borde göra myndigheten fundersam, men dessa arbeten har ännu inte följts upp av myndigheten själv i tillräcklig omfattning för att ge den kunskap som myndigheten behöver inför prövningen av en ansökan enligt kärntekniklagen.

5. Inga naturliga analogier som kärnavfallsbolaget presenterat som stöd för att koppar ska fungera i en slutförvarsmiljö har visat sig vara relevant. Naturliga förekomster av kopparmetall har endast existerat antingen i kemiska gränzoner i kopparfyndigheter med hög andel koppar eller har varit inkapslade i mineral som varit täta både för syre och för vatten.

6. Koppar eller silver är metaller som sällan förekommer okorroderade i arkeologiska fynd annat än om miljön varit mycket torr. Fynden av koppar från Vasa och andra fartyg visar att kopparkorrosion är en komplex fråga där närvaron av syre, andra frätande ämnen och vatten verkar styra korrosionshastigheten. De kanoner som kärnavfallsbolaget brukar hänvisa till som bevis för att koppar inte korroderar är gjorda av brons.

7. Det finns däremot en modern analogi som visar att syrefri kopparkorrosion är en komplex fråga. När koppar används för att kyla stora generatorer eller acceleratorer så sker korrosion av koppar i kylkanalerna där vatten strömmar även om syrehalten i vattnet minimeras. Korrosionshastigheten ökar till och med när syrehalten minskas. Därför finns det en pragmatisk lösning på problemet att korrosionsprodukterna sätter igen kanalerna genom att optimera syrenivån i vattnet så att den inte är för hög eller för låg. Teoretiska förklaringar av detta fenomen har inte publicerats.

8. De rådande teoretiska modellerna tolkas oftast som att syrefri korrosion i vatten inte ska äga rum. Det har ifrågasatts om modellen verkligen säger det, men denna sanning har varit grunden för det svenska, finska och kanadensiska slutförvarsprojektet i trettio år. Att korrosionsvetenskapen skulle ifrågasätta denna sanning har jämförts med att en djupt troende skulle ifrågasätta guds existens. Att vatten skulle kunna korrodera koppar på en yta utan närvaro av syre är mycket mindre otroligt för forskare som arbetar med ytkatalytiska processer. Det kan vara fråga om en spjälkningsprocess och så länge vätgasen tillåts försvinna från kopparytan kan kopparoxider bildas. Vid närvaro av klorjoner (salt i vattnet) bildas det också mer komplexa koppar-syre-klor-ämnen. Enligt Gunnar Hultquist vid KTH har försök visat att om det finns både syre och vatten i kontakt med en kopparyta och syremolekylerna i vattnet "isotopmärks" (O-18) så finns det syremolekyler från vattnet i de oxider som bildas på ytan.

9. Forskarna Szakàlos and Hultquist på KTH må bara ha utfört försök på syrefri korrosion i rent vatten men verkar även, utgående från möjligheten att vatten kan korrodera koppar, ha bättre förklaringsmodeller för den kopparkorrosion som sker i Äspölaboratoriet än de som kärnavfallsbolaget presenterat.

Sammanfattningsvis saknas det bevis för att koppar inte korroderar i en syrefri slutförvarsmiljö. Många tecken indikerar tvärt emot att så är fallet.

Kärnavfallsbolaget SKB har på senare tid blivit öppnare för möjligheten att de kan ha missat denna för den långsiktiga säkerheten centrala fråga. Samtidigt

har bolaget börjat säga att de kan visa att även om koppar korroderar i en syrefri miljö så kan de visa att det inte spelar någon roll för den långsiktiga miljösäkerheten. Inga sådana beräkningar har presenterats i samrådet och det finns inget experimentellt underlag för detta påstående. Om det stämmer så måste bolaget visa det experimentellt innan en ansökan kan godkännas av miljödomstol myndighet och regering.

Forskarna på KTH anger att de är oroadе för att kopparkapslarna i ett KBS-förvar kan kollapsa redan inom 1 000 år från det att förvaret försluts. Under denna tid är kopparkapslarna mycket varmare än omgivande berg och korrosionshastigheterna vid förhöjd temperatur är höga. Det är dessutom möjligt att den vätgas som produceras vid syrefri kopparkorrosion tränger in i kapseln och orsakar försprödning.

Även vad gäller lerbuffertens förmåga att motstå erosion är även den på senare år kraftigt ifrågasatt. Bolaget kan ännu inte visa att leran inte skulle försvinna redan under den första istiden som slutförvaret utsätts för.

Strålsäkerhetsmyndigheten och dess experter är oroadе över att bolaget tar för lätt på denna fråga och även Kärnavfallsrådet är missnöjda med kärnavfallsbolagets arbete med att undersöka riskerna för lererosion.

Sammanfattningsvis har kärnavfallsbolagets för närvarande otillräckligt stöd för att säga att de konstgjorda barriärerna av koppar och lera ska kunna garantera den långsiktiga säkerheten. De problem som finns pekar snarare på att det i grunden är ett felaktigt tankesätt att basera den långsiktiga säkerheten för ett slutförvar för använt kärnbränsle på ingenjörsmässiga konstgjorda barriärer som ska hålla i hundratusentals år.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser det inte är visat att kopparkapseln eller lerbufferten kommer att bete sig i slutförvaret som kärnavfallsbolagets teoretiska konstruktioner förutsätter och att det behövs mer forskning för att undersöka problemen med kopparkorrosion och lererosion.

5.3. KBS-metoden är anpassat för ett lagom fuktigt berg

Under de år som gått sedan 1970-talet har synen på bergets funktion för KBS-metoden förändrats. Ursprungligen var bergets täthet/sprickfrihet en högst önskvärd egenskap och lokaliseringsprocessen var en jakt på "det sprickfria berget". Allt eftersom lokaliseringsprocessen stötte på ökat lokalt motstånd och andra problem var kärnavfallsbolaget tvungen att tona ner bergets funktion för den långsiktiga miljösäkerheten av KBS-metoden. När två platser i närheten av två kärnkraftverk valdes för platsundersökningar i början av 2000-talet så hade det gått så långt att SKB sa att KBS-metoden fungerar i nästa alla berg.

Berget i Laxemar vid Oskarshamns kärnkraftverk och berget i Forsmark var dock helt olika. Berget i Forsmark är mycket torrt, dvs det är ett tätt berg med långt mellan sprickorna. Berget i Laxemar är mycket våtare.

Berglaboratoriet i Äspö ligger i samma område som Laxemar och resultaten av de försöks som utförs i Äspölaboratoriet är relativt lätt att föra över till ett slutförvar i Laxemar. Det är inte lika lätt för Forsmarksberget. Kärnavfallsbolaget SKB säger att det finns torrt och vått berg överallt och att enligt modellerna går det lika bra med ett torrt berg som ett vått. Men modellerna säger ibland inte nog om verkligheten. Det finns oväntade resultat i Äspölaboratoriet om hur upphettad lera beter sig och om hur kopparkorrosion i kopparkapslarna sker och hur det påverkar leran. Om modellerna inte ens stämmer för Laxemarberget hur ska det då gå i Forsmark.

Ett huvudproblem är att leran måste ha vatten för att svälla och därmed skapa den barriär leran är ämnad att vara. Om det inte finns nog med vatten sker denna svällning långsamt. Myndigheternas experter räknade utgående från den förra säkerhetsanalysen SR-Can ut att det skulle kunna ta tusentals år och mer för leran att svälla. Det är inte uppenbart att kopparkapseln och leran i den heta miljö som slutförvaret utgör kommer att veta sig som i kärnavfallsbolagets teoretiska modeller.

Kärnavfallsbolaget kommer inte att göra några speciella experimentella studier av hur koppar och lera beter sig i det torra Forsmarksberget. I stället så hoppas bolaget att det ska räcka med att visa upp modeller. Men, varför ska dessa modeller beskriva verkligen bättre än de modeller för det våta berget i Laxemar som inte visade sig stämma.

Det är inte rimligt att kärnavfallsbolaget fortsätter in i ett nytt berg utan resultatet av experimentella studier i denna typ av berg som underlag för säkerhetsanalysen.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser KBS-metoden är dåligt anpassad för det torra Forsmarksberget och att det är viktigt att kärnavfallsbolaget gör experimentella studier i ett likande berg.

5.4. Ett KBS-slutförvar bör placeras så djupt som möjligt i berget

Ett slutförvar enligt KBS-metoden kommer att börja läcka ut radioaktivitet efter en kortare eller längre tid. Ju längre ner i berggrunden som ett slutförvar placeras, ju tätare är det omgivande berget och desto långsammare flödar vatten genom berget. Detta innebär att ju djupare ett slutförvar placeras desto längre tid kommer det att ta för en läcka att nå människa och miljö. Därför bör ett slutförvar placeras på ca 1 000 meters djup.

Ett annat skäl för att placera ett KBS-förvar djupt är att påfrestningarna från en istid då blir mindre. Risker för att smältvatten ska nå ner i förvaret och risken för att slutförvaret drabbas av permafrost blir lägre.

Det planerade slutförvaret i Forsmark placeras på 400 meters djup vilket till och med är mindre djupt än det kärnavfallsbolaget har angett som ett tänkt djup för KBS-metoden. Det är osäkert om en lokalisering i Forsmarksberget tillåter en placering av slutförvaret på ett större djup i Forsmark. Dessutom är en djupare

placering av förvaret problematiskt vid en kustnära lokalisering eftersom salthalten i vattnet ökar snabbare med djupet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser om KBS-metoden ska användas så ska förvaret placeras så djupt som möjligt, ner mot 1 000 meters djup.

5.5. Ett KBS-slutförvar bör placeras i ett inströmningsområde

Ett slutförvar enligt KBS-metoden kommer att börja läcka ut radioaktivitet efter en kortare eller längre tid. Om ett slutförvar placeras i ett så kallat inströmningsområde för grundvatten och så djupt som möjligt så kommer det att ta en betydligt längre tid för en läcka att nå människa och miljö än om förvaret placeras i ett utströmningsområde. En kustnära lokalisering av ett slutförvar såsom i Forsmark är alltid en lokalisering i ett utströmningsområde. Denna fråga hanteras mer utförligt i avsnitt 8.5.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett KBS-slutförvar bör placeras i ett inströmningsområde.

5.6. Olämpligt att lägga ett slutförvar i en tektonisk skjuvzon

Forsmark, där kärnavfallsbolaget planerar att bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle, är lokaliserat i en tektonisk skjuvzon. En tektonisk skjuvzon är ett område där avlastning sker när de tektoniska plattorna rör sig i förhållande till jordskorpan längre ner. Detta innebär att tektoniska skjuvzoner i högre grad än andra områden utsätts för jordbävningar. Detta är skälet till att det sker jordbävningar i Skåne, där nästa skjuvzon söderut finns.

Den tektoniska skjuvzonen genom Forsmark anses, åtminstone tills nästa mindre jordbävning i området kommer, vara inaktiv. Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, har i samrådet framfört att kärnavfallsbolaget genom mätningar måste visa att det är så. Inga resultat av sådana försök har än så länge uppvisats.

Även om risken för jordbävningar i nutid skulle kunna vara små är det olämpligt att lägga ett slutförvar i en tektonisk zon eftersom det är i dessa zoner som de största rörelserna sker under en istid. Detta innebär att riskerna för jordbävningar och kraftiga förskjutningar är större i en skjuvzon. Det är inte uteslutet att ett slutförvar i forsmarksberget skulle haverera på grund av höga bergspänningar under en istid, speciellt eftersom själva förvaret kan utgöra en svaghet i berget. Kärnavfallsbolaget har inte med beräkningar kunnat visa att detta inte är en risk utan bara uttalat sig i allmänna termer om att har berget hållit i så många år håller det säkert en stund till. I samband med förra istiden så blev det en stor förskjutning i en grannbergmassa till den bergmassa som slutförvaret ska ligga i.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att det är olämpligt att lägga ett slutförvar för använt kärnbränsle i tektonisk skjuvzon, som i Forsmark.

5.7. Otillräcklig hantering av riskerna för förvaret under en istid

Enligt säkerhetsanalysen ska ett slutförvar klara av upprepade istider under den tiden då det fortfarande inte anses som "acceptabelt" att slutförvaret börjar läcka radioaktivitet. En istid betyder omfattande påfrestningar på ett slutförvar av KBS-typ. Dels ökar bergspänningarna i förvaret och antalet jordbävningar ökar. Dels kan permafrost och metangasexplosioner påverka slutförvaret. Slutligen kan inströmning av smältvatten ovanifrån och saltvatten underifrån ske under olika faser av en glaciation.

De utredningar som kärnavfallsbolaget gjort för att undersöka dessa frågor är fortfarande ofullständiga. Ett huvudproblem är att bolaget inte undersöker frågorna förutsättningslöst utan är endast intresserad av att ta fram resultat som visar att dessa frågor inte är ett problem. Det innebär att bolaget verkar att a priori anta att exempelvis jordbävningar som sker under en istid inte är större än en viss storlek eller att permafrost bara kan nå vissa djup. Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, och andra aktörer har vid upprepade tillfällen frågat efter bättre studier av vad som händer under en istid, men intrycket har varit att kärnavfallsbolaget inte tar dessa synpunkter på allvar utan hänvisar till att läget är under kontroll, bolaget gör de studier det tycker behöver göras, och att dessa frågeställningar hanteras på annat håll.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser kärnavfallsbolagets hantering av riskerna för ett slutförvar under istider är otillräcklig.

5.8. Avsaknad av presentation av "worst-case" scenarier

I diskussionerna om den långsiktiga säkerheten av ett slutförvar för använt kärnbränsle, speciellt i samband med frågor som rör risker kopparkorrosion har det framkommit farhågor för att slutförvaret ska haverera betydligt snabbare än kärnavfallsbolagets modeller anger. I vissa sammanhang har det framförts scenarier där alla kopparkapslar kollapsar redan innan tusen år har gått. För att bättre förstå konsekvenserna av att något viktigt missats i kärnavfallsbolagets teorier om slutförvarets säkerhet behövs även en redovisning av så kallade "worst case"-scenarier i miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, som bifogas ansökan. Lämpliga scenarier kan vara att alla kopparkapslarna läcker och att det är hål genom alla lerbuffertar och att det rinner vatten genom depositionstunnlarna när 1 000 och 10 000 år gått efter förslutningen av ett förvar.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan måste visa konsekvenserna av "worst-case" scenarier för läckage efter 1 000 och 10 000 år efter tillslutningen av ett slutförvar.

5.9. Avsaknad av scenarier för oavsiktliga intrång

I den preliminära MKB:n saknas en diskussion av miljökonsekvenserna av oavsiktliga intrång i slutförvaret efter olika tidsperioder. Ett scenario som skulle kunna användas och har karaktären av ett "worst-case" scenario är effekterna av att en borrhning för en större anläggning för bergvärme går rakt igenom en kapsel och att sedan en större sprängladdning sprängs på förvarsdjup för att få större genomströmning av vatten i bergvärmesystemet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan måste redovisa scenarier för oavsiktliga intrång i slutförvaret.

5.10. Beskrivningen av strålningspåverkan på människa och miljö är otillräcklig

Kärnavfallsbolagets beskrivning av strålningspåverkan i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, är mycket traditionell. Den är dels endast fokuserad på påverkan på människor, dels tar den inte hänsyn till den forskning som menar att effekterna av strålning i de nuvarande modellerna underskattas.

Kärnavfallsbolaget måste i högre grad i konsekvensbedömningarna ta med påverkan på andra delar av ekosystemet än människan. Strålskyddssamhället är på väg att överge den antropocentriska världsbild som gällt fram till nu. I en framtid kommer konsekvenser av strålning i miljön att tas på större och större allvar. Eftersom slutförvaret måste prövas på ett sätt som gör att tillståndet håller över tiden måste därför kärnavfallsbolaget i den kommande ansökan i högsta möjliga grad visa på strålningens konsekvenser på hela livsmiljön.

Det pågår en vetenskaplig kontrovers om hur effekterna av strålning på människan ska värderas. Hittills har modeller av påverkan i första hand byggts på extern bestrålning, mest därför att det är enklare att räkna då. Nu finns det en växande inriktning att bestrålning från det som kommer in i människokroppen kan vara betydligt viktigare att ta hänsyn till än externstrålningen. Det kan betyda att riskerna från radioaktiva utsläpp måste uppvärderas betydligt, kanske med så mycket som en faktor 100.

Eftersom de utsläpp som kommer från ett slutförvar i första hand kommer att ge stråldoser från internbestrålning så påverkar en sådan förskjutning i kunskapsläget riskbedömningarna för slutförvaret. Detta är något som kärnavfallsbolaget måste ta hänsyn till i miljökonsekvensbeskrivningen som lämnas in med ansökan.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolagets beskrivning av strålningspåverkan på människa och miljö är otillräcklig.

6. Långsiktig miljösäkerhet kopplat till alternativa samhällsutvecklingar

Det är inte bara den fysiska förändringen av slutförvaret som ger miljörisker för framtida generationer. För att ge en fullständig bild av den långsiktiga

miljösäkerheten av ett slutförvarssystem måste även effekterna av olika samhällsutvecklingar utvärderas. Det finns en tradition, både i Sverige och internationellt, att bortse från denna typ av riskanalyser för att de kan anses som spekulativa. Denna tradition är grundad i tanken på att risker måste kunna beräknas och avsiktliga intrång är inte beräkningsbara. Dessutom finns det en tanke att framtida generationer måste ta ansvar för sina egna handlingar.

Men det finns risker för att framtida generationer använder innehållet i slutförvaret för att orsaka stor skada på sig själv därför att vi har gett dem den ökade möjligheten. Och det finns risker för att framtida generationer orsakar stor skada på sig själva genom att öppna slutförvaret utan att veta vad de innehåller. Sådana scenarier måste hanteras i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensbeskrivningen i en ansökan om att få bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle.

6.1. Avsaknad av analys av långsiktiga risker för kärnvapenspridning

Det saknas helt beskrivningar av risker för kärnvapenspridning i den preliminära MKB:n. När använt kärnbränsle slutförvaras direkt så innehåller bränslet ca 1 % plutonium. Plutonium är ett klyvbart material som kan användas för att göra kärnvapen. Alla former av plutonium är användbart som vapenmaterial, även om kärnvapenstater har speciella reaktorer för att skapa plutonium av speciell fin vapenkvalitet. I ett slutförvar finns det plutonium under lika lång tid som förvaret är farligt av miljöskäl, dvs i över 100 000 år. Detta innebär att ett slutförvar som byggs enligt KBS-metoden måste övervakas under motsvarande tidsperiod i det fall att det finns risk för kärnvapenspridning i världen och det finns ett kontrollsystem.

Ett möjligt scenario för framtida samhällsutveckling är att samhället ovanför slutförvaret i en framtid vill få tillgång till kärnvapen för att använda mot omgivningen. Om inte kärnkraft används som energikälla i det samhället är ett slutförvar säkerligen den enklaste källan för bombmaterial.

Scenarier som innehåller risker för framtida kärnvapenspridning måste ingå i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensbeskrivningen i en ansökan om att få bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan måste redovisa scenarier och konsekvenser för långsiktiga risker för kärnvapenspridning.

6.2. Avsaknad av analys av så kallade spekulativa intrång

I den preliminära MKB:n saknas beskrivningar av konsekvenserna av spekulativa intrång i slutförvaret. Ett spekulativt intrång är ett intrång som görs avsiktligt utgående från t ex mytspridning om att slutförvaret innehåller rikedomar eller material som har egenskaper som är högt eftertraktade av andra skäl. Det finns all anledning att tro att ett möjligt scenario för samhällelig utveckling på längre

sikt är att samhället inte har den teknologiska nivån som gör det möjligt att förstå vad som finns i slutförvaret. Det är då möjligt att kunskapen inte heller finns som gör det möjligt att förstå vilken typ av fara ett radioaktivt material utgör för människa och miljö. När en tid har gått så är inte avfallet akut dödande. Då kan innehållet i slutförvaret tas upp och spridas i samhället helt ovetande om dess farlighet. Eftersom kopparkapslarna vid ett spekulativt intrång kan uppfattas som en viktig resurs är ett inte helt otänkbart scenario att alla kopparkapslarna tas upp och töms på sitt innehåll så att all det använda kärnbränslet ligger helt oskyddat på en eller flera avfallsupplag.

Scenarier som innehåller risker för spekulativa intrång måste ingå i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensbeskrivningen i en ansökan om att få bygga ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget i säkerhetsanalysen och miljökonsekvensanalysen som bifogas ansökan måste redovisa scenarier och konsekvenser för långsiktiga risker för spekulativa intrång.

7. Alternativa metoder, särskilt djupa borrhål

I avsnitt 6.2 ovan beskrivs kärnavfallsbolagets försök att komma undan det juridiska kravet att på ett rättvisande sätt redovisa alternativa sätt att lösa slutförvarsfrågan på. I detta avsnitt diskuteras möjligheten att använda den alternativa metoden djupa borrhål.

7.1. Den alternativa metoden djupa borrhål måste utvärderas ytterligare så att de kan jämföras med KBS-metoden på ett rättvisande sätt

Kärnavfallsbolaget har genom åren varit relativt ointresserat av att studera alternativa sätt att ta hand om det använda kärnavfallet. Trots att den alternativa metoden djupa borrhål sedan slutet av 1980-talet visat tecken på att kunna vara en bättre slutförvarsmetod än KBS-metoden har bolaget inte gått vidare för att på ett seriöst sätt studera alternativet. Bolaget har däremot lagt relativt stora belopp på svensk forskning på transmutation, en teknik som bolaget trott, åtminstone fram tills för några år sedan, inte skulle vara ett hot mot KBS-metoden.

I maj 2006 publicerade Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, en rapport om den alternativa metoden djupa borrhål. Den visade att det kan finnas långsiktiga miljöfördelar med att använda den metoden jämfört med att använda KBS-metoden. Dessutom kunde metoden ge en större säkerhet mot långsiktiga risker för kärnvapenspridning. Våren 2007 anordnade Kärnavfallsrådet en utfrågning om den alternativa metoden djupa borrhål. Utfrågningen är dokumenterad och det framkom att teknikutvecklingen sedan 1980-talet då metoden först diskuterades har nått ett läge att borrhåsteknik skulle metoden vara möjlig att använda. Kärnavfallsbolaget har tillgång både till MKG-rapporten och dokumentationen av rådets utfrågning.

Sedan kärnavfallsrådets utfrågning har det tillkommit ytterligare kunskap om den alternativa metoden djupa borrhål. Dels har professor Karl-Inge Åhåll vid Karlstads universitet skrivit en rapport åt Kärnavfallsrådet som innehåller en jämförelse mellan KBS-metoden och djupa borrhål i olika avseenden. Dels har den statliga amerikanska energilaboratoriet Sandia så sent som hösten 2009 gett ut en ny rapport där djupa borrhål analyseras som ett alternativ till det numer nedlagda amerikanska slutförvaret i Yucca Mountain i Nevada. Bägge rapporterna ger en positiv bild av djupa borrhål som slutförvarsmetod. Rapporterna finns bifogade denna inlägga som bilaga 1 och bilaga 2.

Eftersom det funnits krav från regeringen på att kärnavfallsbolaget ska undersöka alternativa metoder till KBS-metoden har bolaget från slutet av 1980-talet fram till år 2000 tagit fram en rad konsultrapporter om metoden. I den så kallade PASS-studien jämförde bolaget 1992 KBS-metoden med andra alternativ inför framtagandet av forskningsrapporten Fud-92. Studien använde en komplicerad och ogenomskinlig värderingsmetod med resultatet att KBS-metoden var bäst. Kraven på alternativredovisningar stod trots detta tydligt kvar i regeringsbeslutet över Fud-92.

De konsultrapporter som kärnavfallsbolaget tog fram under perioden slutet av 1980-talet till år 2000 var generellt sätt positiva till djupa borrhål som alternativ. Rapporterna drar genomgående slutsatsen att djupa borrhål skulle kunna vara en genomförbar metod med hög långsiktig miljösäkerhet. Trots detta beslutar sig kärnavfallsbolaget för att inte ägna några resurser åt utveckling av metoden utan gör till slut år 2000 en egen studie som kommer fram till att kostnaden och tiden det skulle ta att utveckla djupa borrhål skulle vara för stor för att de ska vara intressant. Därmed trodde bolaget frågan var ur världen.

Sedan början på 2000-talet har de dokument som kärnavfallsbolaget tagit fram rapporter om den alternativa metoden djupa borrhål bara varit sammanfattningar av egna tidigare studier samt eventuella tillkommande studier i andra länder. Med tiden har kärnavfallsbolagets tolkningar av studierna blivit mer och mer vrängda åt att se problem med djupa borrhål och på senare år har bolaget börjat konstruera egenpåkomna problem med metoden som bolaget inte har något underlag för. I beskrivningen av djupa borrhål i den preliminära MKB:n syns detta tydligt. Att det skulle vara problem med att deponera kapslar med metoden eller att metoden skulle påverkas under en istid är endast spekulationer utan underlag.

En generell bedömning av den alternativa metoden visar att den har en potential att ge en betydligt högre långsiktig miljösäkerhet än KBS-metoden, den bygger på en naturlig barriär i stället för konstgjorda barriärer för det grundläggande skyddet för människa och miljö, den minskar kärnvapensspridnings- och övervakningsproblemen jämfört med KBS-metoden och den kan till och med vara billigare att genomföra. Allt talar för att metoden måste utredas noga inne beslut om att välja KBS-metoden tas.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att den alternativa metoden djupa borrhål måste utvärderas ytterligare så att de kan jämföras med KBS-metoden på ett rättvisande sätt.

8. Platsens olämplighet och alternativ lokalisering

I miljöbalkens 2:a kapitel § 6 första stycket står de så här:

“För en verksamhet eller åtgärd som tar i anspråk ett mark- eller vattenområde skall det väljas en plats som är lämplig med hänsyn till att ändamålet skall kunna uppnås med minsta intrång och olägenhet för människors hälsa och miljön.”

Miljöbalken är således tydlig på att den plats som väljs för en miljöfarlig verksamhet ska väljas så att den långsiktiga miljösäkerheten blir störst. Kärnavfallsbolagets platsvalsprocess har lett fram till ett förslag till lokalisering på en dålig plats. Bolaget säger att det räcker med en bra nog plats, bara säkerheten går att räkna hem i modellerna. Detta är inte tillräckligt med tanke hur farligt avfall det använda kärnbränslet är och under vilja tidsperspektiv som avfallet måste hållas isolerat från människa och miljö.

8.1. Kärnavfallsbolagets platsvalsprocess har inte varit systematisk eller grundad på i förväg ställda kriterier och har därmed inte haft långsiktig miljösäkerhet i fokus

När resultatet av kärnavfallsbolagets platsvalsprocess blev klart i och med valet av Forsmark som platsen för ett slutförvar för använt kärnbränsle i juni 2009 var det uppenbart för de som följt platsvalsprocessen en längre tid att platsvalsprocessen måste ha sparat ur någonstans bakåt i tiden. Kärnavfallsbolagets platsvalsprocess har saknat systematik, inte utgått från i förväg ställda kriterier och haft helt andra fokus än långsiktig miljösäkerhet.

Kritiken av platsvalsprocessen går långt tillbaka och har varit hård. Miljöorganisationerna har hela tiden genom åren återkommit med krav på en strukturerad och miljömålstyrd platsvalsprocess i Fud-yttranden. Det så kallade dialogprojektet, där kärnavfallsbolaget inte ville delta, hade detta krav som en av de viktigaste slutsatserna. I det allmänna samrådet har detta krav också upprepats. Trots detta har kärnavfallsbolaget hela tiden haft en annan dagordning i första hand styrd av andra intressen än miljöintressen.

I det perspektivet är det intressant att se den efterkonstruktion till historieskrivning som kärnavfallsbolaget vill föra in i miljöprövningen. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning bifogar som bilaga 3 en beskrivning gjord av Olle Holmstrand, ordförande för Naturskyddsföreningen i Lerum, som varit med om hela platsvalsprocessen och har en helt annan bild av den än den som bolaget vill föra fram. Bilden som framkommer är tydlig. Bolaget har möjligtvis ursprungligen haft som mål att hitta ”det bästa berget”, men har efter hand känt sig så säkra på att de kan få lägga slutförvaret var de vill oberoende av miljöhänsyn. En av de tydligare tecken på det var när bolaget valde bort en inlandslokalisering i Hultsfreds kommun.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolagets platsvalsprocess inte har varit systematisk eller grundad på i förväg ställda kriterier och har därmed inte haft långsiktig miljösäkerhet i fokus.

8.2.. Ett slutförvar enligt KBS-metoden är inte anpassad till det torra berget i Forsmark

Som redan diskuterats i avsnitt 5.3 är en placering av ett slutförvar i det torra berget i Forsmark inte optimalt för att de konstgjorda barriärerna av koppar och lera ska fungera långsiktigt. Den långsamma mättnaden av leran i den heta miljön ökar risken för att leran förändras på ett oförväntat sätt och kopparkorrosionsprocesser i denna miljö under de första tusentals åren är outhärliga. För att Forsmark ska kunna väljas som plats för ett slutförvar behövs nya långtidsstudier i en liknande miljö för att komplettera studierna i det våta berget i Äspölaboratoriet.

Förutom det långsiktiga miljösäkerhetsproblemet med berget så ger de höga bergspänningarna i berget problem vid bygget. Det är fortfarande oklart om det på ett kvalitetssäkrat sätt går att skapa de deponeringshål som kopparkapslarna ska deponeras i. I den preliminära MKB:n påpekar kärnavfallsbolaget att bergspänningsproblemet ökar när de heta kapslarna deponeras och berget värms upp.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvar enligt KBS-metoden inte är anpassad till det torra berget i Forsmark.

8.3. Det kraftiga flödet av vatten mer ytnära i Forsmark gör platsen olämplig för slutförvarslokaliseringen

Området ovanför det planerade slutförvaret i Forsmark har ett mycket högt vattenflöde beroende på de spänningarna som finns i den tektoniska skjuvzonen och de kraftiga bergspänningarna i berget som slutförvaret ska placeras i. En läcka från förvaret skulle därmed kunna få spridning över en större yta relativt snabbt.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser det kraftiga flödet av vatten mer ytnära i Forsmark gör platsen olämplig för slutförvarslokaliseringen.

8.4. Forsmarksområdet innehåller stora natur- och rekreationsvärden och är därför olämpligt för slutförvarslokaliseringen

Området där slutförvaret planeras har stora natur- och rekreationsvärden, där ett antal rödlistade arter skulle hotas av ett slutförvarsbygge. Området ligger dessutom i direkt anslutning till Kallriga naturreservat. Kärnavfallsbolaget ser detta som ett obetydligt problem men det gör inte miljöorganisationerna. Det är inte bara fråga om att flytta några gölgrödor. Det är fråga om att bolaget inte har haft miljöhänsyn i fokus vid platsvalet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser forsmarksområdet innehåller stora natur- och rekreationsvärden och är därför olämpligt för slutförvarslokaliseringen.

8.5. Ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en inlandslokalisering där inströmning av grundvatten sker

En viktig frågeställning i Fud-processen och i det allmänna samrådet har varit frågan om en inlandslokalisering är att föredra framför en lokalisering vid kusten. Kärnavfallsbolaget valde bort Hultsfred som kommun för en platsundersökning slutat av 1990-talet, förmodligen eftersom kommunen politiskt och opinionsmässigt sågs som en mer osäkert kort än kärnkraftskommunerna Oskarshamn och Östhammar.

En fördel med en inlandslokalisering är att slutförvaret kan lokaliseras till ett inströmningsområde där grundvattnet strömmar ner i marken. Vid en lokalisering i ett inströmningsområde, speciellt om förvaret placeras djupt, så tar det betydligt längre tid innan en läcka når markytan. Det kan vara fråga om upp till 50 000 års fördröjning enligt vissa studier. Vid en lokalisering vid kusten tar det enligt kärnavfallsbolagets egna uppgifter i samrådet endast 50-100 år innan ett läckage som når grundvattenflöden når människa och miljö.

När denna frågeställning kom upp i det allmänna samrådet tog kärnavfallsbolaget fram en studie som skulle visa att denna fördel inte var något som i förväg skulle gå att fastställa. Detta i ett försök att avfärda frågan. Myndigheterna gjorde en granskning av kärnavfallsbolagets rapport och konstaterade att bolaget undvek att dra slutsatser av rapportens resultat och bad bolaget återkomma när den gjort det. Statens kärnkraftinspektion, SKI:s, och Statens strålskyddsinstitut, SSI:s, gemensamma brev till kärnavfallsbolaget bifogas som bilaga 4. Myndigheterna anser att det kan räcka om bolaget återkommer i denna fråga i ansökan. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att resultatet av en sådan analys, som bolaget förmodligen tänkt lägga i det särskilda platsvalsbilaga som ska bifogas ansökan, måste, liksom bilagan, vara föremål för samråd.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en inlandet där inströmning av grundvatten sker.

8.6. Ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en plats där förvaret kan placeras på 1 000 meters djup

Som redan diskuterats i avsnitt 5.4 bör ett slutförvar av KBS-typ lokaliseras på en plats som tillåter att förvaret placeras djupt ner i berget, ner till 1 000 m djup. Då kan det täta berget på djupet bidra till att fördröja att ett läckage når människa och miljö. Som nämnts i avsnittet innan kan en djup placering av ett slutförvar kombineras med en lokalisering i ett inströmningsområde.

Vid en inlandslokalisering är salthalten i vattnet lägre på djupet än vid kusten. Lägre salthalt på slutförvarsdjupet som kan ge minde problem med lererosion.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvar enligt KBS-metoden bör lokaliseras till en plats där förvaret kan placeras på 1 000 meters djup.

8.7. Ett slutförvarssystem bör inte lokaliseras till en tektonisk skjuvzon

Som redan diskuterats i avsnitt 5.6 bör ett slutförvar inte placeras i en tektonisk skjuvzon såsom är fallet i Forsmark. Under en istid är rörelser, jordbävningar, m m, ett större problem i en skjuvzon än i annat berg. Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser det inte fastlagt att slutförvaret inte kommer att försvaga den bergmassa förvaret placeras i och på så sätt riskera ett totalhaveri av förvaret under nästa istid.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvarssystem inte bör lokaliseras till en tektonisk skjuvzon.

8.8. Ett slutförvarssystem bör inte lokaliseras till kusten på grund av risken för en höjning av havsnivån kopplat till klimatförändringar

En kustlokalisering av ett slutförvar kan ge problem vid höjningen av havsnivån kopplat till klimatförändringar. Även om scenarierna för havshöjning de närmaste 100 åren ligger kring ca 1 m så kommer havshöjningarna att fortsätta de närmaste 1000 åren och kan bli betydligt högre in det tidsperspektivet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvarssystem inte bör lokaliseras till kusten på grund av risken för en höjning av havsnivån kopplat till klimatförändringar.

8.9. Ett slutförvarssystem bör inte lokaliseras till närheten av ett kärnkraftverk

Att placera ett slutförvar nära ett kärnkraftverk är olämpligt eftersom en kärnkraftsolycka kan göra slutförvarsområdet otillgängligt. En samlokalisering av kärntekniska aktiviteter kan verka bra av organisatoriska och logistiska skäl, men om en större olycka sker i Forsmark så blir området i närheten av kärnkraftverket olämpligt som arbetsplats och det är tveksamt om förvaret kan användas om inte extraordinära och kostsamma åtgärder skulle vidtas.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att ett slutförvarssystem inte bör lokaliseras till närheten av ett kärnkraftverk.

9. Nollalternativet

Kärnavfallsbolaget SKB tar väldigt lätt på frågan om redovisning av nollalternativet i den preliminära MKB:n. Slutförvarsprojektet är ett unikt projekt och det räcker inte med att som nollalternativ säga att om inte tillstånd för slutförvaret erhålls så ligger bränslet kvar i mellanlagringsanläggningen CLAB som kanske måste byggas ut om 30 år.

Så enkelt är det inte. Kärnavfallsbolaget bör i den slutgiltiga miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, som bifogas ansökan visa både alternativ

för långsiktig mellanlagring och på hur olika framtidsscenarier skulle påverka framtida planeringen för slutförvaring av använt kärnbränsle.

9.1. Behovet av att utreda andra möjligheter än CLAB för långsiktig mellanlagring

För det första så finns det alternativa sätt att mellanlagra använt kärnbränsle. Även om bränslet ligger relativt säkert i CLAB, och enligt kärnavfallsbolaget kan ligga där i mer än hundra år, är detta mellanlager beroende av aktiv kylning. Om kylningen försvinner kan det bli en mycket allvarlig olycka med svåra miljökonsekvenser. Liksom för kärnkraftverken finns det alltid en hotbild mot mellanlagret. Om hotbilden förvärras eller om det visar sig att det kan bli fråga om betydande tidsrymder innan en slutlig slutförvarslösning kan komma till stånd kan ett mellanlager där det användas kärnbränslet.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att det som ett noll-alternativ finns ett behov av att utreda andra möjligheter än CLAB för långsiktig mellanlagring.

9.2. Behovet av att utreda vad förverkligandet av olika framtida energiscenarier har för betydelse för ett KBS-förvar

Det pågår en livlig samhällsdiskussion av vilka energiframtider som är önskvärda i framtiden. En del grupperingar ser en långsiktig kärnkraftsframtid som en bra lösning. Om en sådan energiframtid blir långsiktig så kommer det inte behövas ett slutförvar enligt KBS-metoden för använt kärnbränsle eftersom bränslet kommer att upparbetas. Det finns även spekulationer i att avfallet skulle kunna transmuteras i en sådan energiframtid för att bli mindre farligt

I detta perspektiv kan även Kärnavfallsrådets fokusering på återtagbarhet i sin senaste kunskapslägesrapport ses. Rådets medlemmar har tydligt påverkats av de senaste årens diskussion om fjärde generationens reaktorer som kan ha möjlighet för transmutation av avfallet för att minska dess farlighet. Rådet tar dock inte upp nackdelarna med återtagbarhet, t ex de ökade riskerna för kärnvapenspridning och därmed behovet av övervakning som återtagbarhet för ett slutförvarssystem ger.

Miljömedvetna personer vet att kärnkraft inte är miljömässigt eller på andra sätt hållbart och att kärnkraft inte behövs i ett framtida hållbart energisystem, varken i Sverige eller i världen. Ett framtida hållbart energisystem innehåller inte kärnkraft och det får konsekvenser även för kärnavfallsfrågeställningar. Det kärnavfall som den så kallade nukleära eran lämnar efter sig till den post-nukleära eran kommer att ses på ett annat sätt än det sätt vi ser på kärnavfallet mitt inne i kärnkraftsproduktionen. Utan lösningar till existerande kärnkraftssystem kan helt andra lösningar kanske väljas. Ett exempel är transmutation av avfallet med förnybar energi som energikälla och sedan en slutförvaring av det kvarvarande materialet i djupa borrhål.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att det som ett noll-alternativ finns ett behov av att utreda vad

förverkligandet av olika framtida energiscenarier har för betydelse för ett KBS-förvar.

10. Övriga frågor

I ett avslutande avsnitt kommenterar Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, några övriga frågeställningar.

10.1. Kumulativa effekter

I Forsmarks finns redan tre kärnkraftsreaktorer och ett slutförvar för låg- och medelaktivt kortlivat kärnavfall, SFR. Kärnavfallsbolaget måste redovisa de kumulativa effekterna av all verksamhet i Forsmark i miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n. Dessutom finns det planer på ett slutförvar i Olkiluoto i Finland. Även där finns det flera kärnkraftsreaktorer. Östersjön är redan kraftigt förorenat av radioaktiva ämnen. En del av radioaktiviteten från ett läckande läckage kommer att läcka ut i havet. Kärnavfallsbolaget måste redovisa en helhetsbild av de kumulativa effekterna av all verksamhet som riskerar att ytterligare förorena Östersjön. Med tanke på att Åland kan komma att ligga mitt emellan två länders slutförvar är det lämpligt att även de kumulativa effekterna på Åland redovisas.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget måste redovisa de kumulativa effekterna av slutförvaret tillsammans av all kärnteknisk verksamhet på bägge sidor Östersjön.

10.2. Information till framtiden

Den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, saknar resonemang om hur information om slutförvaret ska föras över till framtida generationer. En sådan beskrivning måste även kopplas till frågor som rör övervakning, risker för avsiktliga intrång m m.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget måste problematisera frågor som rör överföring av information om slutförvaret till framtida generationer.

10.3. Problem vid byggnation och drift

Vid genomläsning av den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, fås uppfattningen att kärnavfallsbolaget inte kommer att ha några problem med byggnationen eller vid driften som kommer att ge problem med miljökonsekvenser.

En sak som saknas tydligt i den preliminära MKB:n är en diskussion om vilka problem för byggnationen som kan orsakas av de höga bergspänningar som finns i berget i Forsmark på förvarsdjup. Dessa bergspänningar kan ge stora

problem vid bygget, men kan även orsaka problem under drift eftersom bergets blir instabilt i väggar och tak i tunnlar. Detta är inte endast ett arbetsmiljöproblem eftersom berget kan orsaka olyckor som kan ge miljöpåverkan.

I den preliminära MKB:n har kärnavfallsbolaget även en självsäker hållning till säkerhetsproblem och strålningsproblem som kan uppkomma under driften av slutförvaret och inkapslingsanläggningen. Det saknas "worst-case"-scenarier för olyckor, inte bara ett konstaterande att även om det händer incidenter så ger det ingen miljöpåverkan. Vad händer till exempel om kapseln fastnar snett i deponeringshålet och inte går att ta upp med deponeringsmaskinen som börjar brinna i försöket att dra upp kapseln? I detta avseende skriver kärnavfallsbolaget nästan ironiskt om alla problem som kan uppkomma vid en deponering om den alternativa metoden djupa borrhål används men har ingen fantasi över för att se vad som skulle kunna hända vid deponering av kapslar med KBS-metoden.

Det är inte bara efter tillslutning som det använda kärnbränslet måste bevakas för att undvika kärnvapenspridning. Även under drift måste det finnas ett system för fysiskt skydd. Vid miljöprövningen av uppgraderingen av de svenska kärnkraftverken har miljödomstolarna fäst stor vikt vid fysiskt skydd. Miljökonsekvensbeskrivningen måste därför innehålla skrivningar om detta.

Det kommer att vara fråga om transporter av kopparkapslar som innehåller utbränt kärnbränsle mellan inkapslingsanläggningen vid Oskarhamns kärnkraftverk och slutförvaret i Forsmark. För närvarande sker transporter av använt kärnbränsle med fartyget Sigyn som är byggd för en mycket säkerhet. Om Sigyn ersätts med ett nytt fartyg för framtida transporter kan det av kostnadsskäl bli aktuellt med ett mindre säkert fartyg. Den möjligheten måste ligga till grund för analysen av risker mer transporter i MKB:n.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget måste ge en bättre problematisering av frågor som rör problem vid byggnation och drift.

10.4. Naturvärden

Forsmark ligger i ett område med mycket höga naturvärden och rekreativvärden. Direkt i anslutning till området som är aktuellt för slutförvaret ligger Kallriga naturreservat och de naturvärden som finns i reservatet finns även inom området som kärnavfallsbolaget vill använda för att bygga slutförvaret. Syftet med reservatet är bl.a. att bevara ett stycke uppländsk innerskärgård med ett stort antal biotoper och att skydda en värdefull rastlokal för fågel. Området är även kopplat till Kallriga Natura 2000-området. Länsstyrelsen bevarandeplan för området bifogas som bilaga 5.

Det aktuella slutförvarsområdet är i sin helhet ett riksintresse för naturvärden. Kriterier för urvalet är lövbarrblandskog, odlingslandskap, myrkomplex, marin strandäng, naturbetesmark och naturskog. Området anses vara ett framstående exempel på kombinationer av naturtyper som väl visar landskapets utveckling. Området är dessutom förhållandevis opåverkat samt innehåller hotade eller sårbara biotoper. Området är därför av hög vikt för bevarandet av biologisk

mångfald. Länsstyrelsen har gjort bedömningen att området är ekologiskt känsligt.

Norr om platsundersökningsområdet ligger naturreservatet och Natura 2000 området Skaten-Rångsen, vars syfte är att bevara ett större sammanhängande skärgårdsområde, som i huvudsak består av ett stort antal skogsbevuxna öar. I Öregrundsgrepen finns även öar utsedda till Natura 2000 område.

Med tanke på de naturvärden som finns i området är det anmärkningsvärt att kärnavfallsbolaget inte verkar ha haft några funderingar på det lämpliga i att välja Forsmark för ett slutförvar för använt kärnbränsle i platsvalsprocessen. Det har ju även funnits andra möjliga lokaliseringar inom Östhammars kommun, bl a i Hargshamn. Bristen på hantering av miljöfrågor inom företaget är ett tecken både på att bolaget inte sett miljöfrågeställningar som primärt viktiga i platsvalsprocessen och att de är så säkra på sin sak att det inte finns någon risk för miljöpåverkan från slutförvaret att miljöfrågor egentligen inte är något som behöver diskuteras med andra.

Naturskyddsföreningen och Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, MKG, anser att kärnavfallsbolaget inte som första val bör lägga slutförvaret i ett område med mycket höga naturvärden och rekreativvärden.

Bilagor:

- Bilaga 1. Karl-Inge Åhäll, Bristar i redovisningen av djupa borrhål som alternativmetod inför MKB-prövningen av ett svenskt slutförvar: Sammanställning efter föredragning vid Kärnavfallsrådets möte 4 feb - 09, 27 mars 2009
- Bilaga 2. Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste, Sandia Report 2009-4401, August 2009
- Bilaga 3. Lokalisering i SKB:s preliminära MKB, Olov Holmstrand, 2010-01-16
- Bilaga 4. SKI och SSI brev till SKB om storregional grundvattenströmning, 2007-10-22
- Bilaga 5. Bevarandeplan för Natura 2000-område Kallriga. Länsstyrelsen i Uppsala län

**Brister i redovisningen av djupa borrhål
som alternativmetod
inför MKB-prövningen av ett svenskt slutförvar**

-- Karl-Inge Åhäll --

27 mars 2009

*Sammanställning
efter föredragning vid Kärnavfallsrådets möte 4 feb -09*

Bakgrund

MKB-processens alternativredovisning syftar till att möjliggöra allsidiga jämförelser med sökandens huvudförslag.

I denna rapport fokuseras på krav som samhället bör ställa på redovisningen av alternativa metoder där en slutförvaring i djupa borrhål (DB) tycks utgöra det mest intressanta metodalternativet vid sidan av KBS-metoden /se sid 5/.

Först redovisas **basdata för konceptet DB** /sid 6-8/. Sedan granskas konceptets **oklarheter och brister** /sid 9-16/ för att belysa vilka FoU-insatser som bör prioriteras efter regeringens FUD-beslut (2008-11-20) att ålägga SKB att uppdatera redovisningen av ”*kunskapsläget vad gäller alternativa slutförvaringsmetoder såsom bl.a djupa borrhål*”.

Genom regeringsbeslutet att kräva en ny, **uppdaterad redovisning** av kunskapsläget för alternativa metoder, och med särskild referens till en slutförvaring i djupa borrhål, stöds strålskyddsmyndighetens (SSM 2008-09-18) begäran om ”*ytterligare studier och utvärderingar med utgångspunkt från tidigare resultat*”.

Av SSMs skrivning framgår /se nedan/ att man inte accepterar SKBs förslag att endast sammanställa **befintligt material** om konceptet djupa borrhål:

SSM om Andra metoder (2008-09-18, sid 1)

Vad gäller alternativa metoder skriver SKB att man avser att ta fram ett fördjupat jämförelseunderlag mellan djupa borrhål och KBS-3.

SSM:s kommentar: *Ordet fördjupat kan ifrågasättas eftersom SKB:s avsikt är att sammanställa allt äldre material till en samlad rapport om djupa borrhål. Det som efterfrågats i myndigheternas yttranden är ytterligare studier och utvärderingar med utgångspunkt från tidigare resultat.*

Sammanfattning

För att höja kunskapsnivån i alternativredovisningen av konceptet DB behövs kompletterande FoU-insatser inom tre områden:

- påvisa att metodens fysiska förutsättningar föreligger inom landet,
- uppgradera kunskapen om grundvattnets densitetsskiktning så att det åtminstone finns en relevant hydrogeologisk modell av normal svensk berggrund ned till 5 km djup,
- uppgradera kunskapen om borrhåls- och deponeringsteknik samt för förvarets funktion över tid så att man kan göra de allsidiga och säkerhetsrelaterade jämförelser som är alternativredovisningens mål och mening.

Den första kompletteringsuppgiften utgår från slutförvaringsvillkoret att **lokaliseringen ska ske inom landet** och att man därför, -- för att överhuvudtaget kunna redovisa DB som ett fysiskt realiserbart metodalternativ, -- först måste påvisa att metodens fysiska förutsättningar finns inom landet /se sid 10/.

Den andra kompletteringsuppgiften utgår från senare års upptäckter av **berggrundens hydrogeologiska zoner** med en övre, km-djup zon karakteriserad av ett rörligt och över tid föränderligt grundvatten i kontakt med biosfären och med en underliggande zon karakteriserad av ett tyngre, densitetsskiktat grundvatten. Detta tyngre grundvatten kan, åtminstone lokalt, vara så stabilt skiktat att det saknar kontakt med marknära nivåer. Men för att kunna uppdatera tidigare hydrogeologiska modeller över normal svensk berggrund krävs flera klarlägganden, bl.a av gränzsonens rumsliga och hydrologiska karaktär samt vilka variationer som kan förekomma regionalt. Vidare krävs bättre hydrogeologiska data för att klarlägga gränzsonens förändringar över tid och särskilt under perioder av glaciation. Data som för övrigt även behövs vid val av förvaringsdjup för grunda geologiska deponier av KBS-typ /se sid 10-11/.

Den tredje kompletteringsuppgiften utgår från **teknik- och säkerhetsrelaterade oklarheter och brister** för konceptet DB.

Först utvärderas relevansen av SKIs så kallade **fler-barriärprincip** i ljuset av att både KBS-metoden och konceptet DB baseras på ett antal mer eller mindre samverkande "barriärer" /se 3A, sid 12-13/.

Sedan utvärderas oklarheter kring MKB-begreppet **tillgänglig teknik** i ljuset av att konceptet DB förutsätter en långtgående teknikutveckling /se sid 8/. En slutsats är att sökanden, vid en snäv tolkning av detta begrepp, skulle kunna avvisa alla icke-önskade alternativ med hänvisning till att de kräver teknik som varken är tillgänglig nu eller som kan förväntas bli tillgänglig längre fram /se 3B, sid 13-14/. Aktualiteten i dessa frågor framgår av att SKB bl.a motiverar sitt ointresse för teknikrelaterade FoU-insatser inom konceptet DB med att det skulle ta för lång tid att utveckla erforderlig borrh- och deponeringsteknik (FUD 07, sid 391-394).

Å ena sidan kan inte sökanden åläggas oskäligen utredningsinsatser för att uppgradera kunskapsnivån för ett metodalternativ. Å andra sidan var det knappast lagstiftarnas avsikt att låta sökanden avgöra vilka metodalternativ som ska redovisas i en MKB-ansökan, respektive avvisas med hänvisning till begreppet **tillgänglig teknik**. Vidare står klart att MKB-processens samhällsrelevans skulle äventyras om man accepterade ett sämre beslutsunderlag för metodvalet bara för att **sökanden själv försatt sig i en besvärlig situation** genom att aktivt avstå från att utforska mer än en metod för kärnavfallens slutförvaring.

Bakom dessa teknikrelaterade frågor för konceptet DB finns insikten att dagens kunskap om erforderlig borrh- och deponeringsteknik inte räcker för att göra de säkerhetsrelaterade jämförelser som är alternativredovisningens mål och

mening. En första kunskapsuppgradering i teknikrelaterade frågor vore att genomföra SSIs förslag (2008-05-15) om en ”*expertutfrågning av företrädare för angränsande teknikområden*” /SSI:s skrivning återges på sid 14/.

Vidare granskas frågeställningar kring återtagbarhet och valfrihet för kommande generationer /sid 15/, påståenden om ökad risk för DB vid jordskalv och istider samt frågan om det föreligger större lokaliseringsosäkerheter för DB /sid 16/.

Rapporten avslutas med en **funktionsrelaterad jämförelse** mellan ett KBS-förvar på ca 500 m djup och en borrhålsdeponi på 3-5 km djup baserad på metodernas konceptuella kontraster /sid 17-20/. Bl.a innebär berggrundens hydrogeologiska zonerings:

- att utläckande radioaktivitet från ett borrhålsförvar på 3-5 km djup kan förväntas bli kvar på stora djup, förutsatt man klarar att deponera avfallet utan att störa grundvattnets naturliga densitetsskiktning,
- att utläckande radioaktivitet från ett KBS-förvar på ca 500 m djup kan spädas ut och fördröjas i berggrunden men aldrig hindras att nå marknära nivåer i grundvattnets utströmningsområden.

Vidare står klart att KBS-metodens förhållandevis grunda förvaringsdjup (ca 500 m) avgjordes långt innan man hade upptäckt berggrundens hydrogeologiska zonerings på stora djup.

Metodernas funktionsrelaterade skillnader medför att KBS-deponins säkerhet blir helt beroende av förvarets konstruerade barriärer (inkapsling, bentonit-inpackning och förslutningar av tunnlar och schakt) samt fortsatta övervakning. I realiteten begränsas säkerheten av barriärsystemets svagaste punkt i och med att KBS-metodens konstruerade barriärer inte är funktionsmässigt oberoende utan beroende av varandra för att fungera över tid.

KBS-metodens styrka är att den är långt utvecklad tekniskt och att den medger en noggrann genomförandekontroll under hela deponeringsfasen.

En borrhålsdeponi baseras främst på två naturgivna fysiska barriärer; -- ett stort deponeringsdjup (3-5 km) och ett densitetsskiktat grundvatten, som åtminstone lokalt kan vara så stabilt skiktat att deponerat material kan förväntas bli kvar på stora djup under årmiljoner. Metoden har således potential att ge hög säkerhet på både kort och lång sikt. Detta förutsätter dock att all deponering kan genomföras utan att störa grundvattnets naturliga skiktning i förvarsområdet.

Konceptets svaghet är att dessa bedömningar ännu baseras på begränsade hydrogeologiska mätdata. Därtill krävs en långtgående teknikutveckling för att möta den stora teknologiska utmaning som en deponering i km-djupa borrhål skulle innebära.

Flera granskade förslag

-- men (bara?) en alternativmetod

Efter Kärnavfallsrådets genomlysning av förutsättningarna för ett svenskt borrhålsförvar (mars -07) tycks det finnas en bred enighet om att djupa borrhål är den för dagen mest intressanta alternativa metoden -- och i praktiken kanske den enda.

Slutförvaringsmetoder som har övervägts vid sidan av KBS-metoden:

- **Noll-alternativ**, liksom "torra deponier" av typen **WP-Cave** och **DRD**, uppfyller ej kraven för ett svenskt slutförvar då dessa metoder förutsätter tillsyn och underhållsinsatser av kommande generationer
- **KBS-3H** (*med horisontell, eller lutande, inplacering av kapslar på ca 500 m*) är möjliga deponeringsalternativ inom KBS-konceptet men inga alternativa metoder visavi KBS-metoden
- **"KBS +cap-rock"** är ett möjligt lokaliseringsalternativ inom KBS-konceptet men ingen alternativ metod visavi KBS-metoden
- **Separation och transmutation**, så som det redovisas i FUD 07, är en möjlig behandlingsmetod av kärnavfall men ingen slutförvaringsmetod
Industrins slutsats (FUD 07) att i dagsläget inte gå vidare med detta koncept motiveras med en mix av icke-spridningsskäl, kostnadsskäl och etiska överväganden
- **Djupa borrhål (DB)**; -- såväl industri som myndigheter har länge redovisat en deponi i djupa borrhål som en möjlig alternativmetod

Slutsats
Djupa borrhål (DB) är idag den enda slutförvaringsmetod som tycks stå till buds vid sidan av KBS-metoden

Bakom dagens DB-koncept ligger nya framsteg inom borrhindustri och hydrogeologi

Borrhustrin har under senare år haft en snabb teknikutveckling, vilket utvecklat såväl precisionsborrning som borrning till stora djup.

Därmed finns teknik för *precisionsborrning* av sonderande mätthål. Vidare finns borrhålsanpassad mätteknik för att klarlägga ett områdes hydrogeologiska förhållanden på stora djup.

Bredhålsborrning, dimensionerad för deponering av 0.5-0.8 meter breda avfallskapslar, bedöms av branschfolk vara möjlig inom 3-5 år efter att borrhustrin fått ett sådant uppdrag. Viss basteknik finns redan men behöver förmodligen uppgraderas i flera steg, vilket förutsätter långsiktiga åtaganden och stora resurser för optimering av material och borrhingsmetodik.

För teknik och kostnadsbedömningar hänvisas till rapporter av Tim Harrison (SKB R-00-35) och Leif Bjelm (Kasam-rapport, aug -07).

Under 1990-talet påvisades att grundvattnets densitetsskiktning, åtminstone lokalt/regionalt, kan vara så stabil över tid att nivåer under 1-2 km inte påverkas under flera miljoner år.

Berggrundens hydrogeologiska zonering med två olika typer av grundvatten är avgörande för konceptet DB. Det beror på att en deponi på 3-5 km djup skulle omges av ett högsalint, stabilt densitetsskiktat grundvatten utan kontakt med marknära nivåer medan grunda deponier av KBS-typ istället skulle omges av ett lågsalint, rörligt och över tid föränderligt grundvatten i kontakt med biosfären.

Slutsatser av berggrundens hydrogeologiska zonering:
-- läckage av radioaktiva ämnen från ett borrhålsförvar på 3-5 km djup kan förväntas bli kvar på stora djup, <u>förutsatt</u> man klarar att deponera avfallet utan att störa grundvattnets densitetsskiktning
-- läckage av radioaktiva ämnen från ett KBS-förvar på ca 500 m djup kan spädas ut och fördröjas <u>men aldrig hindras</u> att nå marknära nivåer i grundvattnets utströmningsområden
Notera också att KBS-metodens förvaringsdjup (ca 500 m) hade avgjorts långt innan man upptäckte berggrundens hydrogeologiska zonering på stora djup

Förutsättningar för DB som slutförvaringsmetod

Konceptet DB grundas på två förutsättningar

-- *på vetskapen* att grundvattnets densitetsskiktning kan vara stabil över mycket långa tidsperioder (flera miljoner år),

-- *på bedömningen* att det inom landet sannolikt finns tillräckligt stora (och med befintlig teknik lokaliseringsbara) områden där man kan utnyttja kombinationen av ett rejält djup (minst 2-3 km) och en densitetsskiktning som är stabil över tid.

Konceptet DB förutsätter också

-- *en långtgående teknikutveckling* där största utmaningen bedöms vara att utveckla teknik för att deponera kärnavfallet i djupa borrhål på ett säkert sätt och så att man inte långsiktigt stör densitetsskiktningen kring deponiområdet. Bl.a krävs teknik som hindrar avfallskapslar att fastna i borrhålet.

Teknik för deponering av 0.5-0.8 meter breda avfallskapslar i 3-5 km djupa borrhål finns ej men har bedömts möjlig att utveckla inom 10-15 år. Alla sådana bedömningar är dock osäkra och för att få fram mer tillförlitliga uppgifter i teknikrelaterade frågor kan en expertutfrågning med borrhåndsindustrins entreprenörer och producenter vara ett första steg, något som bl.a har förordats av SSI (2008-05-15) /se skrivning sid 14/.

DB:s potential som slutförvaringsmetod beror främst på två faktorer:
-- kan man klara den teknikutveckling som krävs för en tillförlitlig deponering i km-djupa borrhål,
-- hur stora säkerhetsfördelar kan nås med en deponi på 3-5 km djup jämfört med ett förvar på ca 500 m djup.

Tidigare ställningstaganden om redovisningen av DB som alternativmetod i MKB-processen

Efter KASAM:s genomlysning av konceptet DB i mars -07 (Rapport 2007:6), har SSI gjort en relativt utförlig värdering av kunskapsläget för alternativet djupa borrhål i yttrandet över FUD 07, sid 37-38 (2008-05-15).

Bl.a framhåller SSI *"de kontrasterande säkerhetsfunktionerna hos djupa borrhål"* och att de ger *"en bra utgångspunkt för att värdera huvudmetoden"*.

"Ett viktigt argument ... är att skyddsförmågan hos djupa borrhål i högre grad beror på bergets förmåga att kvarhålla och fördröja de radioaktiva ämnena jämfört med KBS-3-metoden där de tekniska barriärernas isolerande förmåga är betydligt viktigare. De kontrasterande säkerhetsfunktionerna hos djupa borrhål ger således en bra utgångspunkt för att värdera huvudmetoden."

Vidare motiverar SSI varför SKB även bör göra *"en utvärdering av för- och nackdelar hos DB i förhållande till den förordade huvudmetoden"* för att den vägen kunna styrka sitt egna metodval.

"Eftersom djupa borrhål de facto är ett alternativ som beaktats under utvecklingen av slutförvaret, behöver SKB även göra en utvärdering av för- och nackdelar hos djupa borrhål i förhållande till den förordade huvudmetoden för att leva upp till SSI:s föreskriftskrav på bästa möjliga teknik (BAT) och optimering. Syftet är att styrka att den förordade metoden, med hänsyn till samhällliga och ekonomiska faktorer, är det bästa valet från strålskyddssynpunkt. SSI anser att en sådan jämförelse bör illustreras med beräkningar av förvarets skyddsförmåga utifrån befintliga geovetenskapliga data och kvalificerade bedömningar av genomförbarhet."

Sammantaget bedömer SSI (sid 37-38) att det krävs *"ytterligare utredningar av konceptet djupa borrhål inför tillståndsansökan"*

och att SKB därför *"bör ta fram ett mer fullständigt underlag för den planerade jämförelsen med KBS-metoden, både vad gäller genomförbarhet och långsiktigt strålskydd"* där kunskapsnivån ska vara så hög att man även kan göra *"en utvärdering av för- och nackdelar hos DB i förhållande till den förordade huvudmetoden"*.

Avslutningsvis klargörs (sid 38) att detta nya beslutsunderlag behövs för att:

- *"kunna bedöma om DB är ett utvecklingsbart förvarskoncept",*
- *"göra en jämförelse med KBS-metoden avseende den långsiktiga skyddsförmågan med beaktande av osäkerheten hos båda metoderna"*.

SSIs bedömningar har sedan vidimerats av både SSM (2008-09-18, sid 1) och regeringen (2008-11-20, sid 2) i det att man avvisar SKBs FUD-yrkande om att bara sammanställa befintligt material till en samlad rapport om djupa borrhål.

Vilka kompletterande kunskaper behövs för DB som alternativmetod i en MKB-redovisning

I myndigheternas yttranden om alternativa metoder har länge funnits en större tydlighet om bakomliggande MKB-syften än om vilka konkreta insatser som krävs för att infria dessa syften. Denna vaghet kan spegla industrins roll som ”utredningsledare” och därmed som huvudansvarig för vilka mått och steg som bör tas.

Men i ett läge när industrin visat sig ha en annan syn på vilken kunskapsnivå som bör gälla för redovisningen av alternativa metoder, bör samhällsföreträdare som SSM och Kärnavfallsrådet bemöda sig om att precisera vilka FoU-kompletteringar som krävs för att nå en konkretionsnivå som medger de allsidiga och säkerhetsrelaterade jämförelser som är MKB-processens mål och mening.

På följande sidor motiveras vilka kompletterande FoU-insatser som utifrån dagens kunskap bör prioriteras för konceptet DB.

Dessa FoU-insatser berör 3 olika områden:
--

1 -- Påvisa att metodens fysiska förutsättningar föreligger inom landet,

2 -- Uppgradera kunskapen om grundvattnets densitetsskiktning så att det åtminstone finns en konsistent hydrogeologisk modell av normal svensk berggrund ned till 5 km djup,

3 -- Uppgradera kunskapsnivån för borrh- och deponeringsteknik samt för förvarets funktion över tid så att man kan göra de allsidiga och säkerhetsrelaterade jämförelser som är alternativredovisningens mål och mening.

1 – Påvisa att det, inom landet, finns de hydrogeologiska förhållanden som konceptet DB grundas på

Kravet att påvisa en *fysisk realiserbarhet inom landet* utgår från beslutet att allt svenskt kärnavfall ska slutförvaras inom landet och att DB som slutförvaringsmetod förutsätter att det finns ett tillräckligt stort område som har en över tid stabil densitetsskiktning av grundvattnet på ca 3-5 km djup.

Vid Kasams genomlysning av förutsättningarna för ett svenskt borrhålsförvar (mars -07) fanns en bred enighet om, att man utifrån befintliga data kunde förmoda, att sådana hydrogeologiska förhållanden existerar i relativt stora urbergsområden i Sverige. Men befintliga data visar enbart lokala förhållanden och för att avgöra om det inom landet finns *tillräckligt stora områden*, krävs kompletterande mätdata från åtminstone ett sammanhängande område.

Slutsatser av kravet på en fysisk realiserbarhet inom landet:
-- varje redovisning av DB som möjlig alternativmetod förutsätter att metoden ska kunna genomföras inom landet
-- DBs fysiska realiserbarhet som svensk slutförvaringsmetod är och förblir okänd tills man <u>har påvisat</u> att det inom landet finns tillräckligt stora områden som har en över tid stabil densitetsskiktning av grundvattnet på ca 3-5 km djup

2 -- Uppgradera kunskapen om grundvattnets densitetsskiktning så att det åtminstone finns en relevant hydrogeologisk modell av normal svensk berggrund ned till 5 km djup

Efter 30 års utredande av slutförvaring i svensk berggrund saknas fortfarande en uppdaterad modell av berggrundens hydrogeologiska zoner.

Det är en anmärkningsvärd brist eftersom det också hämmar varje bedömning av lämpligt förvaringsdjup för deponier av KBS-typ. För även med förvaringsdjup i "KBS-intervall" 400-700 m behövs en kvalitativt bättre kunskap om berggrundens hydrogeologiska zoner och dess dynamik över tid. Bl.a måste man veta *hur mycket* gränzonen till det högsalina grundvattnet kan röra sig vertikalt över tid, och särskilt under perioder av glaciation, beroende på att KBS-förvarets barriärsystem har designats för den övre zonens lågsalina grundvatten.

Nedan redovisas klarlägganden som bör ingå i upprättandet av en relevant hydrogeologisk modell utgående från grundvattnets densitetsskiktning.

Oklarheter i övre zonen med rörligt, lågsalint grundvatten (ned till ca 1 km)

Här krävs klarlägganden av denna vattenmassas ev. penetration neråt i öppna spricksystem. Vidare krävs bättre data för hydrologiska variationer över tid, och särskilt under glaciationsperioder. Vidare krävs mer kvalitativ geodynamisk information rörande tektoniska linsers koppling till jordskalv och platt-tektoniska rörelser; -- bl.a för att bedöma i vad mån dagens mätdata även kan förväntas spegla framtida spänningsförhållanden i berggrunden.

Oklarheter i undre zonen med högsalint grundvatten (under 1-1,5 km)

Här krävs klarlägganden av hydrologiska förändringar med djupet, bl.a av densitet, grundvattenkemi och flödes hastigheter. Vidare behöver graden av störningar klarläggas vid sprickzoner och vissa typer av bergartskontakter (bl.a till metamorft okonsoliderade diabasgångar) för att lokalisera områden med homogen densitetsskiktning.

Oklarheter för gränssonen mellan dessa två vattenmassor (ca 1-1,5 km)

Här krävs klarlägganden av gränssonens hydrologiska och rumsliga karaktär, bl.a djup, mäktighet, densitetsgradienter och vilka variationer som kan förekomma lateralt och vid sprickzoner. Vidare behövs mer precisa data för bedömningar av gränssonens förändringar över tid, särskilt i vertikalled och under perioder av glaciation. Denna kunskap är helt nödvändig eftersom den inte bara påverkar djupet för en borrhålsdeponi utan också valet av KBS-djup.

Slutsatser rörande behovet av en relevant hydrogeologisk modell
Att jämföra, eller säkerhetsmässigt värdera, kärnavfallsdeponier på olika djup utan att ha tillgång till en uppdaterad hydrogeologisk modell av normal svensk berggrund, är som att välja väg utan karta.
För att slippa riskera hamna i ett motsvarande predikament vid MKB-prövningen, krävs flera FoU-insatser för att uppgradera kunskapen om berggrundens hydrogeologiska zonering, se redovisade oklarheter ovan.
Flera av dessa FoU-insatser krävs även för att kunna säkerhetsoptimera valet av djup för ett KBS-förvar. Exempelvis måste man även då ha god kontroll över <u>gränssonens djupledsvariationer över tid</u> för att veta hur omfattande förändringar som kan förväntas i grundvattenmiljön på ca 500 m djup, bl.a vid glaciation.

3 – Uppgradera kunskapsnivån för borrh- och deponerings-teknik samt för förvarets funktion över tid så att man kan göra de allsidiga och säkerhetsrelaterade jämförelser som är alternativredovisningens mål och mening

Nedan finns ett försök att lista och utvärdera teknik- och säkerhetsrelaterade oklarheter och brister i konceptet DB för att belysa vilka FoU-insatser som bör prioriteras med anledning av regeringens FUD-beslut (2008-11-20, sid 2) att ålägga SKB att uppdatera redovisningen av *”kunskapsläget vad gäller alternativa slutförvaringsmetoder såsom bl.a djupa borrhål”*.

3A – Kan konceptet DB klara SKI:s föreskrifter om flera barriärer

SKIs ”fler-barriärprincip” är viktig i säkerhetssystem som har oberoende barriärer. Fler-barriärprincipen är dock mindre relevant i system där funktionen hos en barriär beror på hur väl de andra barriärerna fungerar och samverkar. Med funktionsmässigt beroende barriärer blir förvarets reala skydd inte bättre än systemets svagaste länk och det oavsett antalet ingående barriärer.

Viktigare än antalet barriärer är således hur väl barriärerna förmår samverka i de olika riskscenarierna.

Om DBs hydrogeologiska förutsättningar kan infrias, fungerar berggrunden (*genom det stora deponeringsdjupet*) som en **”intrångs- och förändringsbarriär”** mot såväl oönskade intrång som förväntade händelser, t.ex av glaciation ändrade grundvattenrörelser i berggrunden. Samtidigt fungerar berggrundens hydrogeologi (*genom grundvattnets densitetsskiktning*) som en **”kvarhållningsbarriär”** till följd av egenskapen att kunna upprätthålla en stabil zonering på stora djup såväl fysiskt som över tid. Vidare, genom att utveckla kapselmateriell anpassade till förhållanden på stora djup, blir även inkapslingen en **”kvarhållningsbarriär”**.

Vid en samlad utvärdering framstår tidigare ”fler-barriär”-argument mot konceptet DB som förenklade och okritiska i ljuset av att såväl KBS-metoden som konceptet DB baseras på ett antal mer eller mindre samverkande ”barriärer”. En liknande bedömning kan även anas i SSI:s FUD-yttrande (2008-05-15), sid 38:

”Den principiella frågan om djupa borrhål uppfyller SKI:s föreskriftskrav på flera barriärer om kapslarna inte kan garanteras vara täta i förvarsmiljön är intressant. Ett sådant resonemang bör dock sättas i perspektiv mot att kapslarna inte heller i KBS-3-metoden kan garanteras vara täta över tid, vilket illustreras av resultaten i SR-Can. Denna fråga kopplar även till utformning och val av material hos kapslarna (designlivslängden).”

Slutsatser av SKI:s "fler-barriärsprincip"
Både KBS-metoden och konceptet DB baseras på ett antal mer eller mindre samverkande "barriärer", vilket gör att denna i andra sammanhang rimliga princip inte tillför särskilt mycket i jämförelser mellan dessa metoder .
Det viktiga för säkerheten i system med samverkande "barriärer" är inte antalet "barriärer" utan hur väl de förmår samverka i olika riskscenarier.
Metodernas konceptuella skillnader är därför mer relevanta, och särskilt vid analyser av den långsiktiga säkerheten, i och med att säkerheten för en deponi i djupa borrhål främst beror på <u>naturgivna fysiska förhållanden</u> medan säkerheten för grunda deponier av KBS-typ (<i>som omges av ett rörligt och över tid föränderligt grundvatten</i>) främst beror på <u>av människan konstruerade "barriärer"</u> .

3B -- Finns teknik för säker deponering i km-djupa borrhål

Frågan om konceptet DB baseras på **tillgänglig teknik** kan besvaras på olika sätt.

Det ena är: -- *Nej, och någon sådan kommer nog heller aldrig att utvecklas.*

Det andra möjliga svaret är: -- *Nej, inte idag, men förmodligen inom 10-15 år **förutsatt** att borrindustrin ges ett sådant utvecklingsuppdrag.*

Frågan om tillgänglig teknik har således flera dimensioner. Exempelvis bedömer Kärnavfallsrådet (FUD-svar, juni -08): -- *"att det i dagsläget inte verkar finnas någon i miljöbalkens mening tillgänglig teknik för deponering i djupa borrhål".*

Men inte heller KBS-förvarets strålningsavskärmade auto-deponeringsteknik är ännu en **tillgänglig** deponeringsteknik och lär så förbli fram till den dag då denna "första-i-sitt-slag-teknik" har färdigutvecklats och fullskaletestats och därmed blivit tillgänglig i begreppets mest strikta mening. För ett svenskt slutförvar, som varken byggts eller tidigare ens efterfrågats, finns inte någon teknik tillgänglig förrän all erforderlig basteknik har färdigställts.

-- Så i vilken utvecklingsfas blir en teknik tillgänglig i miljöbalkens mening?

Frågan kan tyckas akademisk men har viktiga konsekvenser för MKB-processen. Orsaken är att sökanden, vid en snäv tillämpning av begreppet **tillgänglig teknik**, skulle få en sorts vetorätt vid redovisningen av alternativa metoder eftersom sökanden då skulle kunna negligera alla oönskade alternativ med hänvisning till att de förutsätter teknik som varken är tillgänglig idag eller kan förväntas bli tillgänglig längre fram; -- och i synnerhet när sökanden själv vägrar medverka i en sådan teknikutveckling.

Att lagstiftarna avsåg att ge sökanden denna position i MKB-processen är föga troligt och därför behövs ett klarläggande. Exempelvis är det knappast förenligt med miljöbalkens krav **på BAT och på en säkerhetsoptimering av samtliga steg i slutförvaringskedjan** att låta sökanden avgöra vilka alternativmetoder som ska redovisas i en MKB-ansökan, respektive avvisas med hänvisning till begreppet **tillgänglig teknik**. Vidare skulle MKB-processens samhällsrelevans äventyras om man skulle acceptera ett sämre beslutsunderlag i metodvalsfrågan bara för att sökanden själv försatt sig i en besvärlig situation genom att aktivt avstå från att utforska mer än en metod för kärnavfallets slutförvaring.

SSI har noterat denna problematik och den av dem förordade expertutfrågningen bör kunna bidra till mer kvalificerade bedömningar av borrhålkonceptets tekniska genomförbarhet (se utdrag ur FUD-svar, 2008-05-15, sid 38).

”SSI är medveten om att det finns stora osäkerheter kopplade till både borrhäknik och framförallt deponeringsförfarandet. SSI bedömer dock, bl.a utifrån Kasam:s seminarium om djupa borrhål 14-15 mars 2007, att dagens kunskapsläge kring borrhäknik är tillräcklig för att kunna göra en utförligare utredning än vad SKB hittills redovisat. SKB bör vidare belysa konsekvenserna av missöden i samband med deponering (t.ex att kapslar fastnar i deponeringshålet), liksom möjliga åtgärder för att hantera sådana missöden. En formell expertutfrågning med experter från angränsande teknikområden skulle kunna vara ett sätt att belysa frågor kring genomförande och deponering för djupa borrhål.”

Slutsatser rörande tillämpningen av begreppet ”tillgänglig teknik”
Med en snäv tillämpning av begreppet kan industrin få en sorts vetorätt vid redovisningen av alternativmetoder med resultat att teknikrelaterade oklarheter för konceptet DB lämnas obesvarade så länge industrin vägrar medverka i en kunskapsuppbyggnad av erforderlig teknik.
Om istället SSIs synsätt tillämpas, skulle sökanden rimligen avkrävas mer kvalificerade beslutsunderlag även för erforderlig teknikutveckling.
Tillämpningen av begreppet tillgänglig teknik tycks således avgörande för vilka alternativa metoder som de facto kommer att redovisas på en rimlig kunskapsnivå inför MKB-prövningen.

3C -- Frågor om återtagbarhet och valfrihet för kommande generationer

Möjligheten att återta kärnavfallskapslar har motiverats på flera sätt, bl.a av resursskäl, för att vid behov kunna underhålla eller reparera förvaret och för att ge kommande generationer större valfrihet.

Vidare står klart att en borrhålsdeponi knappast kan utformas för att medge en tillförlitlig återtagbarhet efter att deponin avslutats och borrhålen förseglats. Oklart är däremot om denna ”icke-återtagbarhet” är en metodologisk brist eller rent av en säkerhetsfördel.

Först bör klargöras under vilka förhållanden en återtagbarhet kan vara en real plusfaktor ur säkerhetssynpunkt med tanke på att förvaret då måste lokaliseras och utformas på ett sätt som de facto sänker graden av svåråtkomlighet, både vid avsiktliga och oavsiktliga intrång. Och ännu återstår att formellt pröva om en återtagbarhet infriar det grundläggande slutförvaringsvillkoret att inte utsätta kommande generationer för onödiga risker, ansvar eller kostnader till följd av vår tids kärnavfall. Vidare återstår att pröva om ett KBS-förvar utan framtida bevakning kan infria gällande safeguard-åtaganden med tanke på förvarets *förhållandervis enkla återtagbarhet av avfallskapslar med klyvbara ämnen*.

Att slutförvaret förblir radioaktivt i årtusenden framöver, innebär också andra ställningstaganden om slutförvarets balans mellan svåråtkomlighet och återtagbarhet. Bl.a om denna balans senare ska kunna ändras av efterkommande och hur detta funktionsvillkor bör prioriteras vid valet av slutförvaringsmetod.

Vidare, om avsikten med återtagbarhet verkligen vore att ge kommande generationer större valfrihet, måste man också beakta deras behov att *snabbt kunna bli kvitt möjligheten till återtagande av kärnavfall* när man så finner befogat. Ex.vis finns flera risk-scenarier där efterkommande kan tänkas vilja slippa alla former av återtagbarhet, bl.a i tider av hotande terrorism, eller när man inte längre har kvar resurser eller teknik för att upprätthålla en tillräcklig tillsyn.

En äkta valfrihet för efterkommande är därför svår att förena med slutförvar som utformats för en över tid bestående återtagbarhet av deponerat kärnavfall.

Slutsatser rörande krav på återtagbarhet och valfrihet
Avfallets återtagbarhet och svåråtkomlighet är motstridiga faktorer, vilket gör att avvägningar alltid måste göras för att optimera säkerheten.
Återtagbarhet ger ökad flexibilitet men också ökad risk i flera framtids-scenarier. En äkta valfrihet för efterkommande är därför svår att förena med slutförvaringsmetoder som utformas för en <u>över tid bestående återtagbarhet</u> av deponerat kärnavfall.

3D -- Argument om ökad risk för DB vid jordskalv och istider

Vid Kasam-seminariet (mars -07), och senare upprepat i FUD 07 under rubriken *Nyvvunnen kunskap* (sid 392-394), presenterade SKB data över svenska jordskalv som sades visa en ökad risk för DB vid jordskalv och istider.

Som också framgår av SKIs yttrande över FUD 07 är denna argumentering ”förvånande” eftersom det knappast är djupet till skalvens centrum som avgör säkerheten för slutförvar på olika djup i berggrunden.

Om jordskalv, med eller utan koppling till istider, hade medfört störningar av grundvattnets stabila densitetsskiktning på större djup (under 2-3 km), hade det knappast funnits några platser på denna jord där grundvattnets densitetsskiktning bevisligen bevarats över årmiljoner. Lika klart är att detta också gäller svensk berggrund eftersom det även här under senare årmiljoner har förekommit flera perioder med omfattande jordskalv och nedisningar.

Slutsatser rörande risker vid jordskalv och istider
Problematiken med jordskalv och nedisningar är viktig och särskilt för grunda geologiska deponier av KBS-typ beroende på, att om dessa skadas vid jordskalv, finns inga hinder för utläckande radioaktivitet att spridas till marknära nivåer i grundvattnets utströmningsområden.
För djupa borrhålsdeponier bedöms jordskalv vara ett mindre problem eftersom grundvattnets densitetsskiktning på 3-5 km djup hämmar all uppåtriktad grundvattentransport genom berggrunden, vilket stöds av mätdata från flera platser där grundvattnets densitetsskiktning bevisligen har bevarats över årmiljoner.

3E -- Argument om lokaliseringsproblem för DB

”Att lokalisera ett område för deponering i DB är förenat med större osäkerheter än motsvarande lokalisering av ett KBS-förvar” (FUD 07, sid 388).

Att det är mer kostsamt och mättekniskt komplicerat att klarlägga hydro-geologiska förhållanden på stora djup är uppenbart. Men även om en områdeslokalisering för DB kräver en mer tekniskt avancerad borrh- och mätutrustning, behöver inte lokaliseringsprocessen i sig vara mer besvärlig och tidsödande.

Ett undersökningsprogram på 10-15 år kan kanske räcka för att lokalisera lämpliga områden. Och även med en väl tilltagen reservtid skulle det hela då kunna rymmas inom samma tidsomfång som KBS-metodens platsvalsprocess.

En funktionsrelaterad jämförelse mellan KBS-metoden och ett slutförvar i djupa borrhål med fokus på metodernas konceptuella kontraster (mars -09)

Jämförelsegrund	KBS-metoden	Djupa borrhål
Allmän beskrivning	Ett teknologiskt komplext slutförvar på ca 500 m djup i berg-grunden där avfallet omges av flera samverkande "barriärer". Valet av deponeringsdjup speglar ambitionen att avfalls-kapslarna ska vara väl skyddade, svåråtkomliga men samtidigt möjliga att återta	Metoden baseras på senare års upptäckt att grundvattnets densitetsskiktning kan vara så stabil över tid att deponerat material på 3-5 km djup kan förväntas bli kvar under årmiljoner, förutsatt att deponeringen kan genomföras utan att störa grundvattnets naturliga skiktning
Konceptuell styrka	Metoden är långt utvecklad. Vidare medger metoden en noggrann genomförandekontroll under såväl etablerings-, deponerings- som förslutningsarbeten	Metoden har potential att ge hög säkerhet på både kort och lång sikt så att kriteriet om en helt tillsynsfri slutförvaring kan infrias. Detta förutsätter dock att deponeringen kan genomföras utan att varaktigt störa grundvattnets naturliga skiktning i förvarsområdet
Konceptuell svaghet	Förvarets placering inom zonen med ett ytnära, rörligt och över tid föränderligt grundvatten medför att läckage inte kan hindras från att spridas vidare till marknära nivåer i grund-vattnets utströmningsområden. Vidare räcker inte det förhållandevis grunda förvarsdjupet (ca 500 m) för att helt skydda avfallskapslarna mot vare sig avsiktliga eller oavsiktliga intrång. Metodens konceptuella förutsättningar sänker därför säkerhetsmarginalen vid både förväntade och oförutsedda händelser, -- och på ett sätt som särskilt påverkar säkerheten på lång och medellång sikt. Vidare medför återtagbarheten ett visst behov av tillsyn och därmed ett ansvarsåtagande för kommande generationer+B15	Metoden förutsätter en långtgående teknikutveckling, se nedan, och av en art som kräver en resursstark aktör. Vidare finns oklarheter om metodens fysiska realiserbarhet inom landet, se nedan, samt osäkerhet om metodik för att hantera problem under deponeringen, se nedan. Dessutom är det ej prövat om metoden, med en verbalt strikt tolkning av begreppet "tillgänglig teknik", överhuvudtaget kan beskrivas som en möjlig metod, se sid 13-14

Fysisk realiserbarhet - <i>existerar metodens fysiska förutsättningar inom landet</i>	Ja	Sannolikt ja. -- Dock återstår att verifiera att det finns tillräckligt stora områden med ett stabilt densitetsskiktat grundvatten inom landet
Beräknade kostnader	Ca 100 miljarder	Endast översiktliga bedömningar; -tekniskt underlag saknas
Ekonomisk realiserbarhet	Sannolikt god. -- Dock återstår att klarlägga om föreskrivna safeguard-åtaganden ryms inom angivna kostnadsramar	Kan vara minst lika god som för KBS-projektet men bedömningen baseras på ett kvalitativt sämre underlag, bl.a för att deponeringstekniken återstår att utveckla. En möjlig plus-faktor är att kostnaden kan bli lägre, särskilt om FoU-arbetet sker i samverkan med andra länder
Teknologisk realiserbarhet	God, -- med reservation för osäkerhet om kapselkorrosion. Övriga oklarheter gäller främst hur konceptets konstruerade barriärer och förslutningar ska optimeras för att möta angivna säkerhetskrav	God vad gäller borrhning och styrning av borrhålens placering inom deponiområdet. För deponeringsteknik i km-djupa borrhål fordras dock en resurskrävande teknikutveckling
Tid för hantering av tekniska problem och oklarheter	Bör kunna ske inom 3-5 år; -- med reservation för kapsel-korrosion och behovet av fler långtidstester för att verifiera interaktionen mellan kapsel- och buffertmaterial och över tid varierande hydrogeologiska förhållanden i förvarsområdet	Bör kunna ske inom 10-15 år, och rimligen snabbare om FoU-arbetet kan samordnas inom ramen för EU eller FN. Största utmaningen är att utveckla en tillförlitlig deponerings-teknik i km-djupa borrhål och att optimera material och metodik för bredhålsborrning till stora djup
Möjlighet att deponera test-kapsel som demonstration	God redan med befintlig teknik	Bör kunna ske inom 5-10 år, förutsatt man utvecklar teknik för bredhålsborrning och deponering
Återtagbarhet av kapslar under deponeringsskedet	Goda möjligheter	Sannolikt goda möjligheter för oskadade kapslar. För att hantera kapslar som fastnat eller skadats på väg ner behövs teknik och metodik för att antingen återta avfallet eller föra det vidare till avsett deponeringsdjup. Problemen har bedömts hanterbara men medför ökade kostnader om borrhålet därefter måste förslutas och ersättas
Återtagbarhet efter förslutning	Goda möjligheter, om än tids- och kostnadskrävande; -- bl.a behövs avancerad teknik för att undgå strålskador	Teoretisk möjlig men i praktiken utesluten, särskilt om man vidtar åtgärder för att dölja borrhålens exakta positioner

Möjlighet att vid behov åtgärda brister i förvaret efter förslutning	Relativt goda möjligheter att åtgärda brister i buffert och förslutning, dock mycket kostnads- och teknikkrävande; - bl.a för att undgå strålskador. Förvarets konceptuella svagheter kan dock ej åtgärdas, dvs placeringen inne i zonen med ett ytnära, rörligt och över tid föränderligt grundvatten i kontakt med biosfären	I praktiken uteslutet, särskilt om man genomför åtgärder för att dölja borrhålens exakta positioner
Bestående miljöstörning vid etablering	Lokala effekter på grundvatten och för deponering av sprängsten	Marginella effekter
Resurskrav av betydelse	Förbrukning av koppar vid inkapsling	Förbrukning av vissa legeringsmetaller vid borrhning
Utsatthet för organisk (bakteriell) påverkan	Viss utsatthet då förvarets konstruerade "barriärer" omges av lågsalint grundvatten med bakterier av olika typ	Initialt förutses en viss utsatthet trots hög temperatur (ca 80-100 C) och högsalint grundvatten på dessa djup. Efter deponeringen förutses minskad påverkan i takt med att temperaturen i närområdet närmar sig och ev överstiger 116 C, vilket är max-temp för organiskt liv
Safeguard-aspekter pga icke-spridningsvillkor för klyvbara material	Fysisk bevakning tills permanent förslutning har skett och därefter bevakning/tillsyn under överskådlig tid	Fysisk bevakning tills permanent förslutning har skett
Metodens potential utöver slutförvaring av svenskt kärnavfall	Återtagbarhet av kapslar möjliggör framtida återbruk av deponerat material	Kan möjliggöra en permanent kvittblivning av kärnvapen-material, t.ex efter FN- beslut om nedrustning
Andra positiva effekter för kommande generationer	Inga kända	Metoden tycks möjliggöra att förvaret kan lämnas helt utan tillsyn då man efter 20-50 år verifierat att deponeringen inte förändrat områdets densitetsskiktning

Negativa effekter för kommande generationer	Metoden förutsätter ett fortsatt ansvarsåtagande då förvaret annars kan skadas av såväl oavsiktliga som avsiktliga intrång eller av ändrade hydrogeologiska förhållanden i förvars-området. I och med att förvaret med höggradigt radioaktiva och giftiga ämnen inte kan döljas, skulle framtida generationer också belastas av en ökad risk för terroraktioner och/eller utpressning vid såväl regionala som internationella konflikter	Inga kända. Detta förutsätter dock att deponeringen kan ske utan att varaktigt störa grundvattnets stabila densitetsskiktning i förvarsområdet
Långsiktig säkerhet	Oklart beroende på hur man bedömer metodens konceptuella svagheter	Kan ha bättre potential än KBS-metoden; -- förutsatt att deponeringen kan genomföras utan att varaktigt störa grundvattnets stabila densitetsskiktning i förvarsområdet

SANDIA REPORT

SAND2009-4401

Unlimited Release

Printed August 2009

Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste

Patrick V. Brady, Bill W. Arnold, Geoff A. Freeze, Peter N. Swift, Stephen J. Bauer,
Joseph L. Kanney, Robert P. Rechard, Joshua S. Stein

Prepared by
Sandia National Laboratories
Albuquerque, New Mexico 87185 and Livermore, California 94550

Sandia is a multiprogram laboratory operated by Sandia Corporation,
a Lockheed Martin Company, for the United States Department of Energy's
National Nuclear Security Administration under Contract DE-AC04-94AL85000.

Approved for public release; further dissemination unlimited.



Sandia National Laboratories

Issued by Sandia National Laboratories, operated for the United States Department of Energy by Sandia Corporation.

NOTICE: Neither the United States Government, nor any agency thereof, nor any of their employees, nor any of their contractors, subcontractors, or their employees, make any warranty, express or implied, or assume any legal liability or responsibility for the accuracy, completeness, or usefulness of any information, apparatus, product, or process disclosed, or represent that its use would not infringe privately owned rights. Reference herein to any specific commercial product, process, or service by trade name, trademark, manufacturer, or otherwise, does not necessarily constitute or imply its endorsement, recommendation, or favoring by the United States Government, any agency thereof, or any of their contractors or subcontractors. The views and opinions expressed herein do not necessarily state or reflect those of the United States Government, any agency thereof, or any of their contractors.

Printed in the United States of America. This report has been reproduced directly from the best available copy.

Available to DOE and DOE contractors from
U.S. Department of Energy
Office of Scientific and Technical Information
P.O. Box 62
Oak Ridge, TN 37831

Telephone: (865) 576-8401
Facsimile: (865) 576-5728
E-Mail: reports@adonis.osti.gov
Online ordering: <http://www.osti.gov/bridge>

Available to the public from
U.S. Department of Commerce
National Technical Information Service
5285 Port Royal Rd.
Springfield, VA 22161

Telephone: (800) 553-6847
Facsimile: (703) 605-6900
E-Mail: orders@ntis.fedworld.gov
Online order: <http://www.ntis.gov/help/ordermethods.asp?loc=7-4-0#online>



Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste

Patrick V. Brady, Bill W. Arnold, Geoff A. Freeze, Peter N. Swift, Stephen J. Bauer, Joseph L. Kanney, Robert P. Rechard, Joshua S. Stein

Sandia National Laboratories
P.O. Box 5800
Albuquerque, New Mexico 87185-MS0778

Abstract

Preliminary evaluation of deep borehole disposal of high-level radioactive waste and spent nuclear fuel indicates the potential for excellent long-term safety performance at costs competitive with mined repositories. Significant fluid flow through basement rock is prevented, in part, by low permeabilities, poorly connected transport pathways, and overburden self-sealing. Deep fluids also resist vertical movement because they are density stratified. Thermal hydrologic calculations estimate the thermal pulse from emplaced waste to be small (less than 20 °C at 10 meters from the borehole, for less than a few hundred years), and to result in maximum total vertical fluid movement of ~100 m. Reducing conditions will sharply limit solubilities of most dose-critical radionuclides at depth, and high ionic strengths of deep fluids will prevent colloidal transport.

For the bounding analysis of this report, waste is envisioned to be emplaced as fuel assemblies stacked inside drill casing that are lowered, and emplaced using off-the-shelf oilfield and geothermal drilling techniques, into the lower 1-2 km portion of a vertical borehole ~ 45 cm in diameter and 3-5 km deep, followed by borehole sealing.

Deep borehole disposal of radioactive waste in the United States would require modifications to the Nuclear Waste Policy Act and to applicable regulatory standards for long-term performance set by the US Environmental Protection Agency (40 CFR part 191) and US Nuclear Regulatory Commission (10 CFR part 60). The performance analysis described here is based on the assumption that long-term standards for deep borehole disposal would be identical in the key regards to those prescribed for existing repositories (40 CFR part 197 and 10 CFR part 63).

CONTENTS

1. Introduction.....	9
2. Assumptions About a Regulatory Framework.....	13
3. Technical Basis and Characterization.....	15
3.1. Deep Borehole Design	16
3.1.1. Waste Canisters.....	16
3.1.2. Boreholes	17
3.1.3. Seals	18
3.1.4. Cost and Schedule.....	20
3.2. Thermal Effects on Hydrologic Environment.....	21
3.2.1. Heat Conduction	21
3.2.2. Thermally Driven Hydrologic Flow	24
3.2.3. Groundwater Pumping and Dilution Above the Borehole Disposal System..	28
3.3. Chemical Environment	31
3.3.1. Radionuclide Solubilities.....	32
3.3.2. Radionuclide Sorption	33
4. Scenario Analysis.....	35
4.1. Identification of Relevant Features, Events, and Processes.....	35
4.2. Scenario Selection.....	37
4.3. Justification for Exclusion of Selected Features, Events, and Processes.....	38
4.3.1. Exclusion of Criticality from Deep Borehole Disposal	38
4.3.2. Exclusion of Molecular Diffusion from Deep Borehole Disposal.....	40
4.3.3. Exclusion of Thermal Hydrofracturing from Deep Borehole Disposal.....	41
5. Performance Assessment	43
6. Summary and Conclusions	47
6.1. Preliminary Results.....	47
6.2. Recommendations for Additional Work.....	47
7. References.....	49
Appendix A: U.S. HLW and SNF Inventory	51
Appendix B: Comparison of Deep Borehole Disposal and YMP FEPs	56
Distribution	74

FIGURES

Figure 1. Deep Borehole Disposal Schematic.	10
Figure 2. Sediment Thickness Map of the US (from MIT 2006).	11
Figure 3. Deep Borehole Drilling Design Concept.....	18
Figure 4. Deep Borehole Drilling Design Schedule and Cost.	21
Figure 5. Temperature as a Function of Time and Distance from the Borehole for PWR Spent Fuel Assembly Disposal.	23
Figure 6. Temperature as a Function of Time and Distance from the Borehole for Disposal of Vitrified HLW from Reprocessing.	24
Figure 7. Model Domain for Coupled Heat and Fluid Flow Simulation to Estimate Vertical Fluid Velocities in the Heated Borehole. The waste disposal zone (the waste filled- borehole region that generates heat) is shown in pink.....	25
Figure 8. Vertical Specific Discharge at Two Locations as a Function of Time (Log Axis).	27
Figure 9. Temperature Histories for Locations at a Depth in the Middle of the Waste Zone at Several Horizontal Distances from the Center of the Waste-Filled Borehole.	28
Figure 10. Model Domain for Groundwater Pumping and Radionuclide Transport.	29
Figure 11. Simulated Breakthrough Curves for Two Groundwater Pumping Scenarios (Unit concentration at source).	31
Figure 12. Concentration Profile for a Non-sorbing Species from Diffusion at 1,000,000 Years After Waste Emplacement.	41
Figure 13. Fluid Pressure Histories for Locations at a Depth in the Middle of the Waste Zone at Several Horizontal Distances from the Center of the Waste-Filled Borehole.	42
Figure 14. Decay Chains of the Actinide Elements.	52
Figure 15. Mean Radionuclide Contributions to the Total Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory as a Function of Time for (a) 10,000 Years and (b) 1,000,000 Years After 2117.....	54

TABLES

Table 1. Typical Deep Borehole Characteristics (Juhlin and Sandstedt 1989).....	16
Table 2. Reference PWR and BWR Fuel Assembly Dimensions and Masses.....	16
Table 3. Material Properties for Borehole Flow Model.....	26
Table 4. Radionuclide Solubilities in Deep Boreholes at T = 200°C, pH 8.5,.....	33
Table 5. ^a Deep Borehole k _{ds} (ml/g).....	34
Table 6. Total Peak Dose (mrem/yr) to RMEI and Travel Distance Resulting From 200 Years of Thermally Driven Transport	46
Table 7. Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory per Waste Package by Radionuclide.....	53
Table 8. Decay of Total Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory as a Function of Time and Dominant Contributors to Total Curie Inventory.	55
Table B-1. Yucca Mountain Project Features, Events, and Processes List and Screening Decisions Listed by FEP Number. (based on: Sandia National Laboratories 2008b, Table 7.1)	56
Table B-2. High Priority Borehole FEPs – Excluded FEPs that Need New Technical Work and Included FEPs that Require Significant Modeling or Possible Model Changes.....	69

NOMENCLATURE

BTC	Buttress threaded casing
BWR	Boiling water reactor
CSNF	Commercial spent nuclear fuel
DB	Deep boreholes
DB-PA	Deep borehole performance assessment
DSNF	Defense spent nuclear fuel
EIS	Environmental impact statement
EPA	Environmental Protection Agency
FEP	Features, events, and processes
HLW	High-level waste
HLWG	High-level waste glass
ID	Inner diameter
MTHM	Metric tons of heavy metal
NEPA	National Environmental Policy Act (1970)
NRC	Nuclear Regulatory Commission
NWPA	Nuclear Waste Policy Act (1984, 1987)
ppf	pounds per foot
OD	Outer diameter
PA	Performance assessment
PWR	Pressurized water reactor
RMEI	Reasonably maximally exposed individual
SKB	Svensk Kärnbränslehantering AB (Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.)
SNF	Spent nuclear fuel
TRU	Transuranic (waste)

1. INTRODUCTION

The purpose of this report is to document an evaluation and analysis of several factors (technical, regulatory, safety and performance) concerning the potential for a deep borehole disposal program, particularly with regard to the US, but also relevant to any agency or institution considering the potential for a borehole disposal program.

In 1957 the US National Academy of Sciences Committee on Waste Disposal considered both deep borehole disposal of radioactive waste (in liquid form) and mined storage of radioactive waste in a positive light (National Academy of Sciences 1957). The intervening half-century has seen high-level waste (HLW) and spent nuclear fuel (SNF) disposal efforts in the US and other nations focus primarily on mined repositories, yet over the same time, the potential technical and cost advantages of deep borehole disposal have become more apparent. Radioactive waste emplaced in solid form (spent fuel or glass) at the bottom of deep (3-5 km) boreholes in crystalline basement rocks – typically granites (see schematic in Figure 1) - with off-the-shelf oilfield technology would be more effectively isolated from the biosphere than waste emplaced in shallower, mined repositories. The physical transport of radionuclides away from HLW and SNF at multi-kilometer depths would be limited by: low water content, low porosity and low permeability of crystalline basement rock, high overburden pressures that contribute to the sealing of transport pathways; and the presence of convectively stable saline fluids. Deep borehole disposal of radioactive waste has the added advantage of not producing as large a “thermal footprint” as a mined geologic repository, because boreholes placed more than ~200 m apart are unlikely to thermally affect one another.

DOE estimates that 109,300 metric tons heavy metal (MTHM) of high-level waste and spent nuclear fuel – primarily commercial spent nuclear fuel (CSNF), but also DOE spent nuclear fuel (DSNF), and high-level waste glass (HLWG) – will need to be disposed of in the US (the projected US HLW and SNF inventory is summarized in Appendix A).

Deep borehole disposal, characterization and excavation costs should scale linearly with waste inventory: small inventories require fewer boreholes; large inventories require more boreholes. Not needing a specially engineered waste package would also lower overall borehole disposal costs. Both aspects might make borehole disposal attractive for smaller national nuclear power efforts (having an inventory of 10,000 MTHM or less). In the US, the 70,000 MTHM of waste currently proposed for Yucca Mountain could be accommodated in about 600 deep boreholes (assuming each deep borehole had a 2 km long waste disposal zone that contained approximately 400 vertically stacked fuel assemblies). The remainder of the projected inventory of 109,300 MTHM could be fit into an additional 350 or so boreholes.

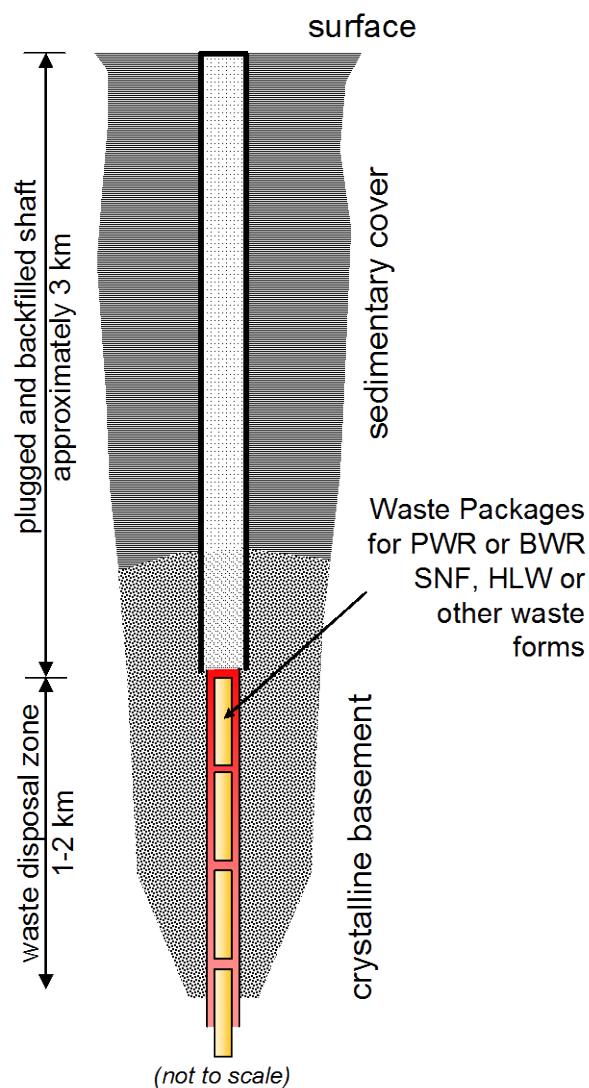


Figure 1. Deep Borehole Disposal Schematic.

Because crystalline basement rocks are relatively common at 2-5 km depth (See Figure 2; also see O'Brien et al. 1979; Heiken et al. 1996), the US waste disposal burden might be shared by shipping waste to regional borehole disposal facilities. If located near existing waste inventories and production, shipping would be minimized. A disposal length of ~2km, and holes spaced 0.2km apart suggests the total projected US inventory could be disposed in several borehole fields totaling ~30 square kilometers.

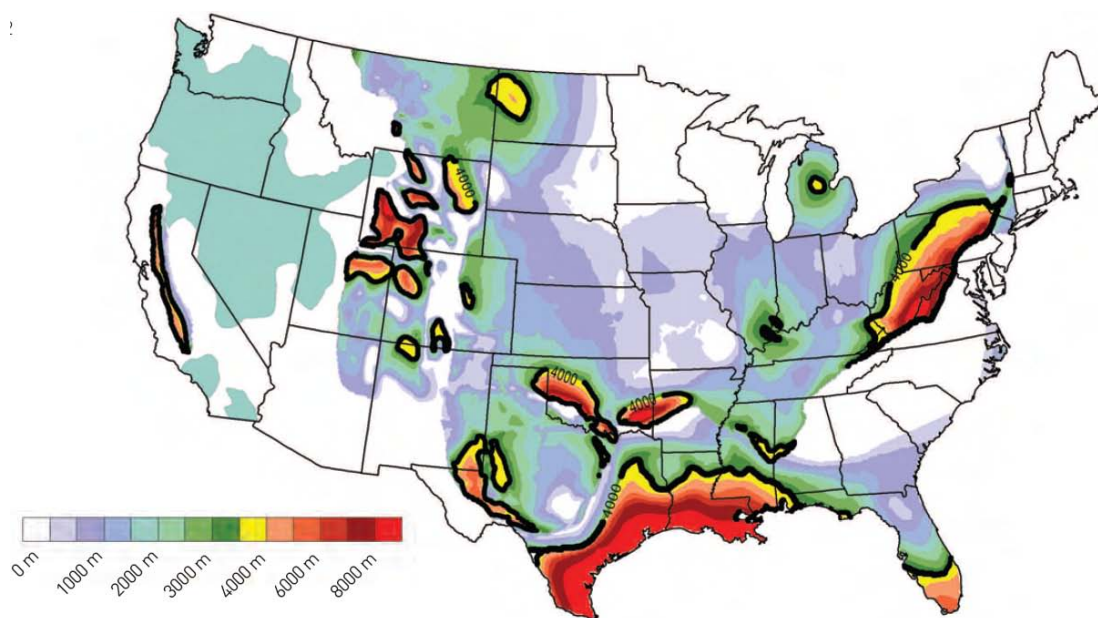


Figure 2. Sediment Thickness Map of the US (MIT, 2006).

Petroleum drilling costs have decreased to the point where boreholes are now routinely drilled to multi-kilometer depths. Research boreholes in Russia and Germany have been drilled to 8-12 km. The drilling costs for 950 deep boreholes to dispose of the entire 109,300 MTHM inventory, assuming a cost of \$20 million per borehole (see Section 3.1), would be ~ \$19 billion. Very rough estimates of other costs are \$10 billion for associated site characterization, performance assessment analysis, and license application, \$20 billion for disposal operations, monitoring, and decommissioning, \$12 billion for ancillary program activities, and \$10 billion for transportation, resulting in a total life-cycle cost for a hypothetical deep borehole disposal program of \$71 billion (in 2007 dollars). Although there are significant uncertainties in the cost estimates for deep borehole disposal presented here, the estimated total life-cycle cost may be significantly lower than the estimated total cost of Yucca Mountain. Note in particular the lower construction/operation and transportation outlays that borehole disposal would allow.

This document outlines a technical and performance assessment analysis of deep borehole disposal of US HLW and SNF. Section 2 examines how federal regulations might be applied to deep borehole disposal. Section 3 outlines the technical basis for deep borehole disposal and the engineering obstacles that must be overcome. Sections 4 and 5 consider potential release

scenarios and present a preliminary performance assessment of the deep borehole disposal safety case. Section 6 concludes with a summary and recommendations of future work.

2. ASSUMPTIONS ABOUT A REGULATORY FRAMEWORK

The current regulatory and legal framework for radioactive waste management is centered on mined geologic repositories, and was not intended to be applied to the long-term performance of deep borehole disposal systems. The Nuclear Waste Policy Act (NWPA) restricts consideration of geologic repositories in the United States to a single site, Yucca Mountain in Nevada, and EPA and NRC regulations (40 CFR part 197 and 10 CFR part 63, respectively) have been written specific for that site. Implementation of a deep borehole disposal system would, therefore, at a minimum, require amendment of the Nuclear Waste Policy Act. In principle, existing regulations from the 1980s that predate the selection of Yucca Mountain (i.e., 40 CFR part 191 and 10 CFR part 60) could be applied to borehole disposal systems without modification. However, these early regulations are inconsistent with recommendations provided to the EPA in 1995 by the National Research Council of the National Academies of Science and Engineering at the request of Congress, which called for system-level performance metrics based on annual risk, and may therefore be viewed as inadequate.

In order to evaluate the system performance of a deep borehole disposal concept, it is necessary to adopt or develop a regulatory standard by which the performance can be measured. For the purposes of this preliminary analysis, the NWPA is assumed to be amended to allow consideration of sites other than Yucca Mountain and alternative disposal concepts, and new regulations are assumed to be promulgated that are similar in key regards to the current Yucca Mountain regulations, consistent with the EPA's interpretation of the National Academies' recommendations as promulgated in 40 CFR part 197. Thus, the primary overall performance measure of interest is mean annual dose to a hypothetical individual, with limits set at 0.15 mSv/yr for 10,000 years following disposal and for 1 mSv/yr for the period between 10,000 years and 1 million years. Other details of the regulatory framework, including screening criteria for potentially relevant features, events, and processes, as described in Section 4, are also assumed to be unchanged from those stated in 40 CFR part 197 and 10 CFR part 63, with the exception of human intrusion scenarios, for which new regulatory requirements would need to be developed. Four assumptions warrant further explanation.

First, for simplicity in modeling, all characteristics of the hypothetically exposed individual are assumed to be identical to those of the "reasonably maximally exposed individual" defined in 40 CFR part 197: these characteristics are appropriate for humans living in arid regions similar to Yucca Mountain, but may need to be reconsidered for disposal sites in other regions. The assumption should in no way be interpreted as indicating a preference in this analysis for one geographic region over another: the assumption was made solely to allow the use of existing information regarding biosphere pathway analyses. As shown later in this report (see Section 5), this assumption has little or no impact on overall estimates of performance.

Second, the exposed individual is assumed for the purposes of this analysis to live directly above the waste, rather than 18 kilometers away from the repository, as specified in 40 CFR part 197. This assumption focuses the analysis on the isolation provided by the deep geologic setting, and avoids speculation about site-specific aspects of geology closer to the land surface.

Third, requirements in both the NWPA and the EPA and NRC regulations specific to the retrievability of waste are assumed to be modified to reflect the more permanent disposal nature of a deep borehole disposal system. Although retrievability would be maintained during emplacement operations, waste may not be fully recoverable once the borehole has been sealed, and deep borehole systems may not be the best choice if permanent and irreversible disposal is not intended. Consistent with this observation, it should be noted that although the analysis presented in this report treats the direct disposal of SNF as a bounding performance case, deep borehole disposal systems may be particularly appropriate for other waste forms, including reprocessing wastes.

Fourth, this analysis considers only a single disposal borehole. Actual disposal systems would likely contain an array of multiple boreholes, and it may be appropriate therefore to scale performance estimates upward for larger numbers of boreholes. Individual boreholes in a disposal array are assumed to be placed sufficiently far apart, however, that interactions among the holes will be insignificant and it would be conservative to assume that any single individual human could be exposed to the sum of the releases from all boreholes in a repository.

A feature of deep borehole disposal concepts is the potential for multiple implementations where several disposal fields (borehole arrays) could be developed, each serving a given region, and each expected to encounter similar conditions at depth. The hydrogeologic and hydrochemical conditions common to deep granitic basement rock are thought to be advantageous to borehole disposal system performance. As shown in Figure 2, many regions within the US have granitic rocks at an appropriate depth and therefore many viable sites for borehole disposal are conceivable. In this regard, future regulatory frameworks developed for deep borehole disposal may best be served by establishing generic criteria (analogous to 10 CFR 60) rather than attempt to create multiple site-specific standards.

Lastly, although the analysis presented here is for SNF as a bounding performance case, it should be recognized that borehole disposal systems may be particularly appropriate for other waste forms (e.g., spent sealed sources), and, thus, new regulations could reflect the generic factors which favor borehole disposal system performance, as well as acknowledge particular waste form characteristics (e.g., low heat production, low radionuclide concentration, etc).

3. TECHNICAL BASIS AND CHARACTERIZATION

Deep emplacement of HLW and SNF in crystalline basement rocks underlying sedimentary strata is expected to provide effective long-term (> 1 million years) isolation of radionuclides from the biosphere due to the following thermal, hydrologic, chemical, and mechanical characteristics of the borehole and the surrounding rock at depths of several kilometers:

- **Long transport pathways** - Potential transport pathways to the biosphere are long and would therefore involve extensive radioactive decay, dilution, formation of radionuclide-bearing phases, and retardation, given the impediments to vertical migration of radionuclides from several kilometers depth.
- **Slow fluid movement** - Fluid movement at > 4 km depth is inhibited by low porosities (< 1%), very low permeabilities (10^{-16} to 10^{-20} m²), and the presence of convectively-stable, high ionic strength brines (≥ 150 g/L) (See Table 1) in the rock. The permeabilities of deep crystalline rock are roughly 10 orders of magnitude less than those of gravel aquifers. The porosities of deep crystalline rock are 10 to 40 times less. Deep crystalline rocks typically have low water content. Minimal hydrologic flow is thought to occur, primarily through discontinuous fractures. Fluid movement up boreholes will likewise be limited by low permeabilities in the filled borehole and/or disturbed rock annulus which are expected to range from 10^{-13} m² for fractured rock to 10^{-16} m² for packed sediments, to 10^{-18} m² for clay or bentonite (Freeze and Cherry, 1979; Table 2.2).
- **Insufficient upward ambient driving pressure** – Basement rocks do not typically contain pressurized aquifers or other flow features that would produce significant upward flow gradients under ambient conditions. Therefore, the most significant driving force for fluid flow and radionuclide migration away from a deep borehole is likely to be minor thermal pressurization from decay heat.
- **Chemical conditions limit radionuclide release and transport** – Reducing conditions are likely to prevail at depth which will maintain fuel and most radionuclides at very low solubilities. High ionic strength brines will limit the formation and movement of radionuclide-bearing colloids. Finally, sorption of many radionuclides onto the crystalline rock and/or borehole fill material will retard transport.
- **Mechanical stability** – Crystalline rocks such as granites are particularly attractive for borehole emplacement because of their large size, relatively homogeneous nature, low permeability and porosity, and high mechanical strength (to resist borehole deformation). In addition, high overburden pressures contribute to sealing of some of the fractures that provide transport pathways.

Table 1. Typical Deep Borehole Characteristics (Juhlin and Sandstedt 1989).

Borehole	Maximum depth of water circulation (m)	Minimum depth to high salinity water (m)	Permeability below 1000 m (m ²)
USA-10	900	1800	10 ⁻¹⁸
FRG-2	500	3500	Not Reported
SWT-1	1050	1326	10 ⁻¹⁶ – 10 ⁻²⁰
URS-1	800	1200	10 ⁻¹⁹
SWE-1	1200	>6000	10 ⁻¹⁶ -10 ⁻¹⁷

To support the performance assessment analysis of Section 5, an underlying technical basis must be selected for, at a minimum, the physical design, the predicted thermal effects, and the near-field chemical characteristics. Section 3.1 lays out a deep borehole design. Section 3.2 describes the thermal effects from decay heat on the hydrologic behavior of the borehole. Section 3.3 outlines the chemical characteristics of the borehole and the surrounding rock.

3.1. Deep Borehole Design

As noted in Section 1, the projected US waste inventory of 109,300 MTHM would require several hundred deep boreholes for disposal, assuming no reprocessing or other mechanical consolidation of SNF. The analysis in this section focuses on the design, drilling, and performance of a single borehole.

3.1.1. Waste Canisters

Emplacing intact spent fuel assemblages, without pre-consolidation, is one of the simplest approaches to borehole disposal (Hoag 2006), and is the one considered here. CSNF assemblages come in two types: those used in pressurized water reactors (PWRs) and those used in boiling water reactors (BWRs). Nearly all (98%) of US BWR assemblies are 4476 mm long and 139 mm wide, or smaller. Most (80%) of PWR assemblies are 214 mm wide and 4059 mm long (See Table 2), or smaller (DIANE Publishing Company 1995).

Table 2. Reference PWR and BWR Fuel Assembly Dimensions and Masses.

	Height (mm)	Width (mm)	Mass (kg)
PWR	4059	214	666
BWR	4476	139	297
	(feet/inches)	(inches)	
PWR	13' 3"	8.4	
BWR	14' 7"	5.5	

Source: Dimensions are from Table 28 of (DIANE Publishing Company 1995). Masses are from Section 7.2.2 of (Juhlin and Sandstedt 1989).

The transverse (i.e., diagonal width) dimension of a PWR assembly is 11.9" (302 mm); that of a BWR assembly is 7.8" (198 mm). A canister made of standard oilfield casing 5 m tall and having an inner diameter of 12-1/2" (318 mm) and an outside diameter of 13-3/8" (340 mm) could therefore hold one PWR assembly (Hoag 2006) or, with considerable extra space, one BWR assembly. End-caps would be welded on after assemblies had been inserted into the canisters. The disposal canister must be strong enough to prevent releases and exposure through the waste emplacement phase, including recovery operations for canisters that are stuck or damaged during emplacement. To maintain early physical stability, the inner void spaces would be filled with powdered bentonite. The canister is expected to possess no other intrinsically waste-isolating characteristics.

3.1.2. Boreholes

It is anticipated that boreholes will be on the order of 5 km (~16,400 ft) deep. A 1-2 km long waste disposal zone (the lower portion of the borehole) might conceivably hold 200-400 canisters. The canisters could be emplaced one at a time or as part of a canister string – a grouping of 10 or 20 canisters.

The in situ stress of the basement rock at depth will be assessed to determine deep borehole compatibility with the stress condition. The large boreholes will need to remain stable during the construction phase until the casing is cemented in, the waste canisters are emplaced, and the boreholes are plugged/backfilled. Also, horizontal stresses in the borehole region will increase after waste emplacement due to thermal expansion of the rock caused by heat from radioactive decay of the emplaced waste. These anticipated stresses will be evaluated as part of the borehole design.

The design concept for deep borehole disposal is such that a borehole will accommodate a 13-3/8" (340 mm) OD canister. The depths for each borehole section are approximate and are presented as examples of the design which may vary depending on the specific site geology. However, the disposal concept is keyed to deep placement of waste at depths of 3-5 km (~10,000-16,400 ft).

From the surface down the design is as follows (Figure 3):

1. 48" (1219 mm) Conductor hole with 40" (1016 mm) conductor pipe to 50 ft (~15 m) depth
2. 36" (914 mm) Surface Hole with 30" (762 mm) 310 ppf X-56 Line Pipe to 500 ft (~150 m)
3. 26" (660 mm) Intermediate Hole with 20" (508 mm) 169 ppf N-80 BTC Seamless to 5,000 ft (~1,500 m)
4. 17 1/2" (445 mm) Bottom Hole with 16" (406 mm) casing to 17,000 ft (~5,200 m) (cemented from 5000 ft to total depth, upper 5000 ft removed after canister placement and sealing).

The cement in the waste disposal zone will be engineered to accommodate thermally induced stresses during the emplacement time and chemical requirements for appropriately longer time periods.

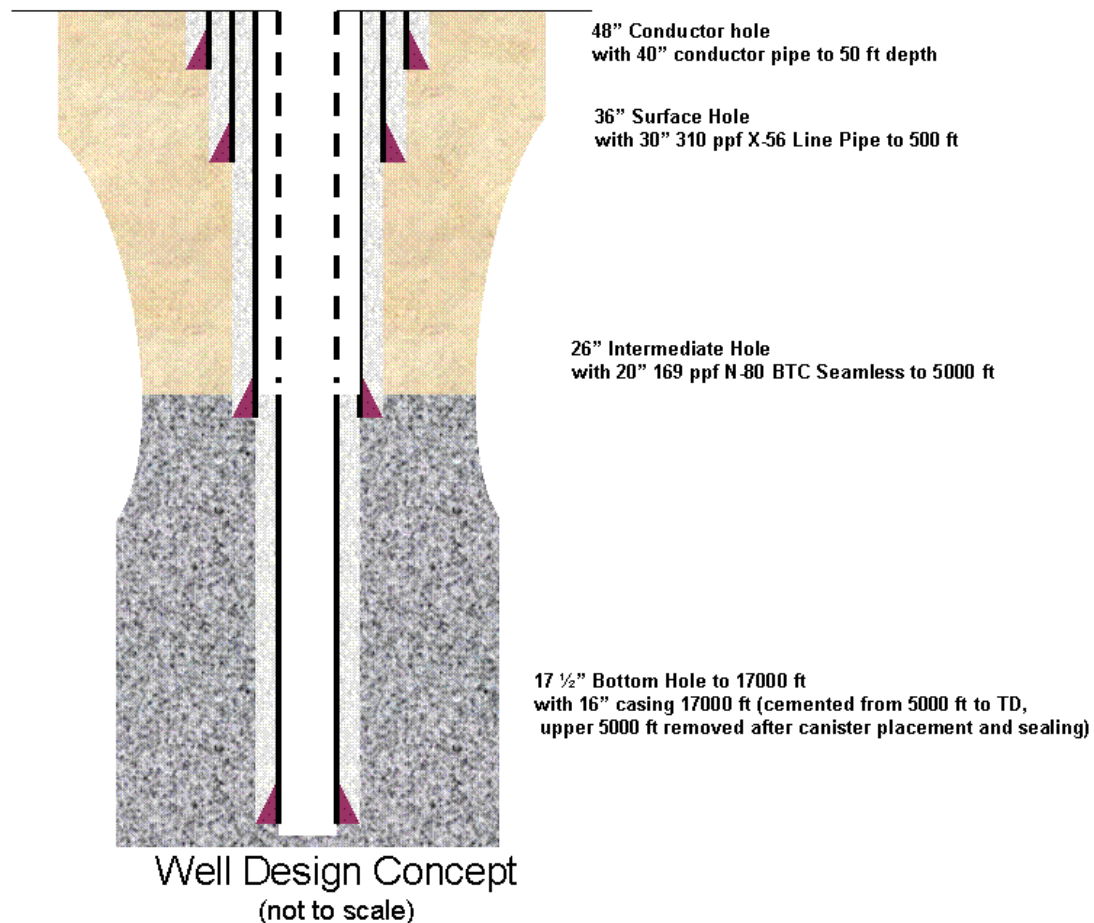


Figure 3. Deep Borehole Drilling Design Concept.

3.1.3. Seals

The borehole seal system is designed to limit entry of water and migration of contaminants through the borehole after it is decommissioned. The key features of the seal system design are that it exhibits excellent durability and performance and is constructible using existing technology. The design approach applies redundancy to functional elements and specifies multiple, common, low-permeability materials to reduce uncertainty in performance.

In the waste disposal zone itself, bentonite will be used as a buffer/seal material because of its low permeability, high sorption capacity, self-sealing characteristics, and durability. The canister strings will be surrounded by "deployment mud" comprised of bentonite-water slurry.

Canister strings will be separated by an approximately 1 m interval of compacted bentonite. Compacted bentonite will also be used at the top of the waste disposal zone, above the canister strings.

Mechanical barriers (bridge plug, packer, etc.) in the casing at the top of the waste disposal zone could be used to isolate the wellbore. However, the elastomeric materials typically used as part of their sealing element will degrade over time and there may be operational difficulties in running (or retrieving) the plugs. Therefore this option is not considered to be desirable or highly feasible.

The upper 1,500 m (5,000 ft) of the emplacement borehole casing will be removed after canister placement and sealing. A borehole seal system extending from the top of the waste disposal zone to the surface will be deployed to further isolate the emplaced wastes from the accessible environment. This borehole seal system will use a combination of bentonite, asphalt and concrete. The main seal will consist of compacted bentonite packs placed in a bentonite-water slurry (deployment mud). If the intermediate 20" casing is left in the borehole, this casing can be milled out at appropriate intervals to allow free movement of the sealing medium from the hole to the annulus and surrounding rock.

A top seal will consist of asphalt from 500 m to 250 m, with a concrete plug extending from 250 m to the surface. Seal materials are discussed below.

Compacted Clay

Compacted clays are commonly proposed as primary sealing materials for nuclear waste repositories and have been extensively investigated against rigorous performance requirements (e.g., Van Geet 2007). Advantages of clays for sealing purposes include: low permeability, demonstrated longevity in many types of natural environments, deformability, sorptive capacity, and demonstrated successful utilization in practice for a variety of sealing purposes. Compacted clay as a borehole sealing component functions as a barrier to water flow and radionuclide movement and possibly to gas flow.

The exact specification for compacted clays used in borehole sealing will depend upon site-specific details such as water chemistry, but an extensive experimental data base exists for the permeability of a variety of bentonite clays under a variety of conditions. Bentonite clay, a highly plastic swelling clay material (Mitchell 1993) is chosen here because of its positive sealing characteristics. Compacted bentonitic clay can generate swelling pressure and wetted swelling clay will seal fractures as it expands into available space and will ensure conformance between the clay seal component and the borehole walls.

Bentonitic clays have been widely used in field and laboratory experiments concerned with radioactive waste disposal. Verification of engineering properties such as density, moisture content, permeability, or strength of compacted clay seals can be determined by direct and indirect measurement during construction.

Asphalt

Asphalt is used to prevent water migration down the borehole. Asphalt is a strong cement, readily adhesive, highly waterproof, and durable. Furthermore, it is a plastic substance that is readily mixed with mineral aggregates. A range of viscosity is achievable for asphalt mixtures. It is highly resistant to most acids, salts, and alkalis. Asphalt has existed for tens of thousands of years as natural seeps. Longevity studies specific to DOE's Hanford site have utilized asphalt artifacts buried in ancient ceremonies to assess long-term stability (Wing and Gee 1994). Asphalt used as a seal component deep in the borehole will encounter a benign environment, devoid of ultraviolet light or an oxidizing atmosphere. For these reasons, it is believed that asphalt components will possess their design characteristics for an extended period of time. For example, studies conducted for WIPP indicate that the permeability of a massive asphalt column is expected to have an upper limit of $1 \times 10^{-18} \text{ m}^2$ for an extensive period of time (DOE 1996).

Construction of the seal components containing asphalt can be accomplished using a slickline process where low-viscosity heated material is effectively pumped into the borehole. Sufficient construction practice and laboratory testing information is available to assure performance of the asphalt component. Laboratory validation tests to optimize viscosity may be desirable before final installation specifications are prepared.

Concrete

Concrete has low permeability and is widely used for hydraulic applications. The exact concrete composition will depend upon site-specific geology and water chemistry, but performance can be established through analogous industrial applications and in laboratory and field testing. For example, laboratory and field testing have shown that the Salado Mass Concrete used in the WIPP will remain structurally sound and possess very low permeability (between 2×10^{-21} and $1 \times 10^{-17} \text{ m}^2$) for long periods (DOE 1996). Standard ASTM specifications exist for both green and hydrated concrete properties. Quality control and a history of successful use in both civil construction and mining applications will assure proper placement and performance.

3.1.4. Cost and Schedule

The deep disposal borehole design presented above is similar to the geothermal well design analyzed by Polsky et al. (2008) in well diameter, depth, and lithology. Therefore, the geothermal well construction cost and schedule analysis (combinations of labor, equipment, and materials) from Polsky et al. (2008) can be used to estimate costs and schedule for a deep disposal borehole. In 2008 dollars, a 5 km (~16,400 ft) deep well will cost about \$20 million and take about 110 days to construct (Figure 4). Thus base costs for ~1000 boreholes (to accommodate the total projected US inventory) would be ~\$20B, not including emplacement operations, licensing, etc. Assuming emplacement and sealing could be accomplished in ~100 additional days, and with 10 separate disposal fields of ~100 holes each (covering ~3 square kilometers or 1-2 square miles), then ~50 years would be needed to emplace the total projected US inventory.

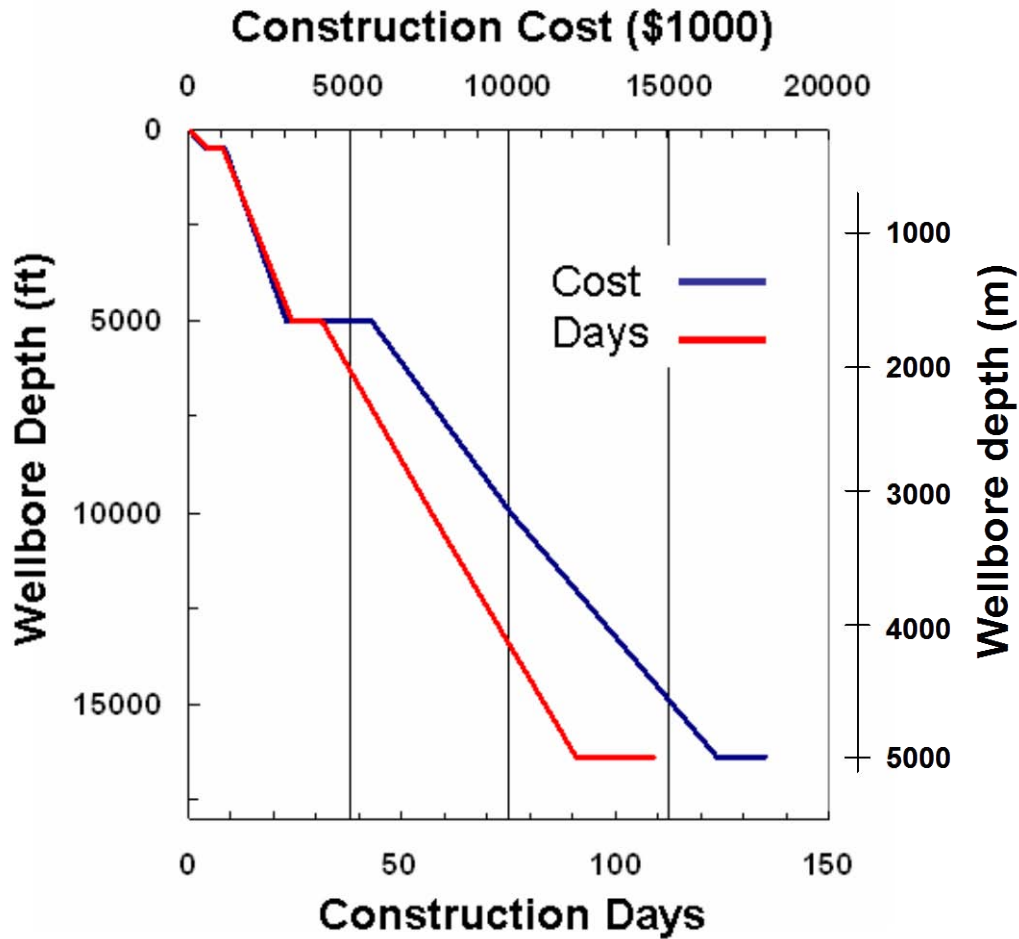


Figure 4. Deep Borehole Drilling Design Schedule and Cost.

3.2. Thermal Effects on Hydrologic Environment

Thermal conditions in deep boreholes have been considered in detail recent years by Gibb and co-workers (e.g., Gibb, McTaggart et al. 2008). The most significant driving force for fluid flow and radionuclide migration away from a deep borehole is likely to be due to thermal pressurization from decay heat. An analysis of these effects on the hydrologic behavior of the deep borehole is presented here.

3.2.1. Heat Conduction

Temperatures within the borehole and the host rock were simulated using a horizontal, two-dimensional model of thermal conduction implemented with the FEHM software code (Zyvoloski, Robinson et al. 1997). The model domain is 2,000 m square, centered on the

borehole, with an unstructured grid of progressively higher resolution near the waste canister. The thermal conduction model was constructed using the design basis concepts and dimensions from Hoag (2006), with a borehole diameter of about 50 cm and assuming a depth of 4 km.

Constant temperature boundary conditions of 110 °C are assigned at the lateral boundaries of the model, which are sufficiently distant from the borehole to minimize impacts on the temperature simulations near the borehole. The geothermal gradient is assumed to be 25 °C/km and the average near surface temperature is assumed to be 10 °C. The model uses the heat output curves for a single average pressurized water reactor (PWR) fuel assembly that has been aged for 25 years, as used for the Yucca Mountain performance assessment modeling (Sandia National Laboratories 2008). Representative values of thermal conductivity for granite (3.0 W/ m °K), thermal conductivity of bentonite grout (0.8 W/ m °K), bulk density of granite (2750 kg/m³), specific heat of granite (790 J/kg °K), and porosity of granite (0.01) are used in the thermal conduction model.

Figure 5 shows the temperature histories for the waste package wall, borehole wall, and several distances from the centerline of the borehole simulated in the vicinity of a borehole containing stacked individual spent fuel assemblies. The model did not attempt to simulate the temperatures within the waste canister. Temperature increases in the vicinity of the borehole are not large, do not persist for long periods of time, and drop off rapidly with distance from the borehole. Temperatures at the borehole wall peak at about 30 °C higher than the ambient temperature of the host rock within ten years of waste emplacement. Temperature increases would be significantly higher for fuel assemblies that have not been aged as long or if the thermal conductivity of the granite were significantly lower than the assumed value (3.0 W/ m °K).

Simulated temperature increases near the waste emplacement borehole from the thermal conduction model are significantly lower than those calculated in a previous study by ONWI (Woodward-Clyde Consultants 1983), which showed simulated peak temperature increases at the borehole wall of 150 °C to 200 °C. However, the ONWI (Woodward-Clyde Consultants 1983) modeling considered reprocessed high-level waste (HLW) that had been aged only 10 years and which had a higher initial heat output of 2,600 W/canister compared to 580 W/canister of the older spent nuclear fuel considered here.

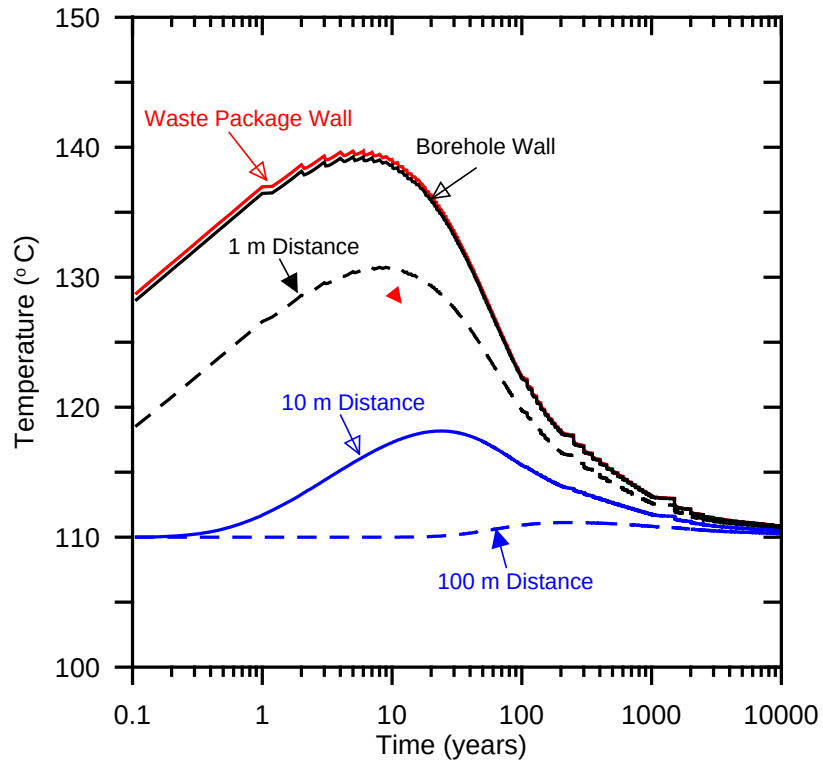


Figure 5. Temperature as a Function of Time and Distance from the Borehole for PWR Spent Fuel Assembly Disposal

A similar analysis of thermal conduction was performed for borehole disposal of vitrified HLW from the reprocessing of spent nuclear fuel. This model uses the same model domain and parameter values as those described above. The heat output curves are for the current vitrified waste produced by reprocessing of commercial spent nuclear fuel in France (Andra 2005). For this analysis it is assumed that the waste is aged for 10 years before disposal and that the vitrified waste fills the waste canister with an inside diameter of 318 mm.

The resulting temperature histories for varying distances from the centerline of the disposal borehole are shown in Figure 6. The simulated temperature increases are significantly higher for the disposal of HLW than those for disposal of spent fuel assemblies, with the temperature increasing by about 125 °C at the borehole wall at the time of peak temperature. Temperatures decline more rapidly for the disposal of HLW because the heat output from the reprocessing waste is dominated by the relatively short-lived fission products ^{90}Sr and ^{137}Cs . It should be noted that the thermal impacts of HLW disposal could easily be controlled by reducing the diameter of the waste canisters or by reducing the concentrations of fission products in the waste glass. Reducing the diameter of the waste canister by a factor of two would reduce the thermal output per meter of borehole and the peak increase in temperatures by about a factor of four.

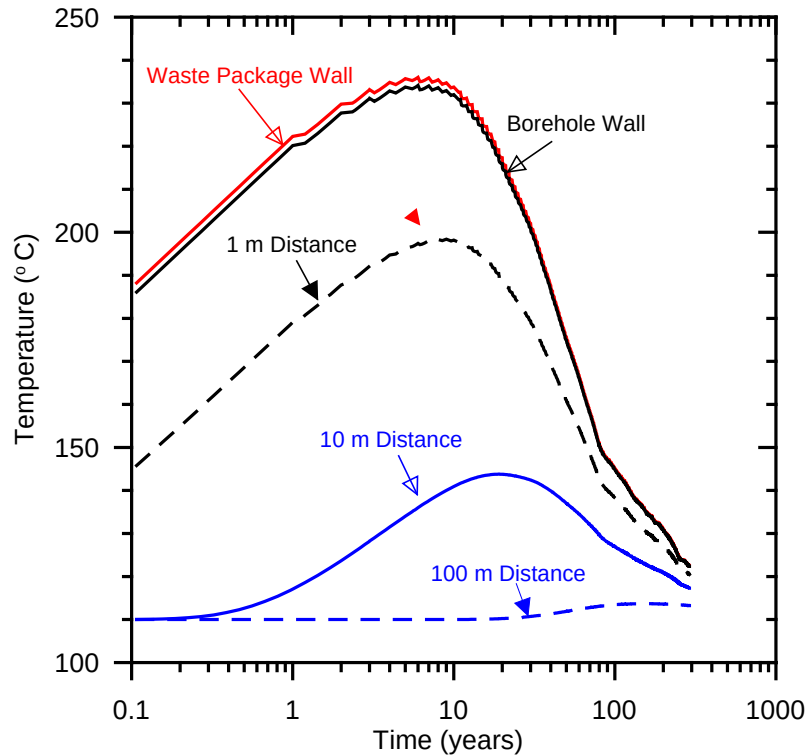


Figure 6. Temperature as a Function of Time and Distance from the Borehole for Disposal of Vitrified HLW from Reprocessing.

3.2.2. Thermally Driven Hydrologic Flow

The heat generated from the waste emplaced in the borehole will cause fluid temperatures and pressures to rise in the vicinity of the waste. The elevated pressure will drive fluid away from the heated zone. The path of least resistance will be up the sealed borehole and adjacent disturbed host rock, where permeabilities are likely to be higher than that of the undisturbed bedrock. To assess potential transport, vertical fluid flow rates were estimated using a vertical, radial, two-dimensional model of coupled heat and fluid flow implemented with the FEHM software code (Zyvoloski, Robinson et al. 1997).

The model domain is a cylinder with a radius of 100 m and height of 4,000 m (Figure 7). Constant temperature boundary conditions of 60 °C for the top (depth = 2 km) of the domain and 160 °C for the bottom (depth = 6 km). The sides were held at a constant temperature consistent with the assumed geothermal gradient.

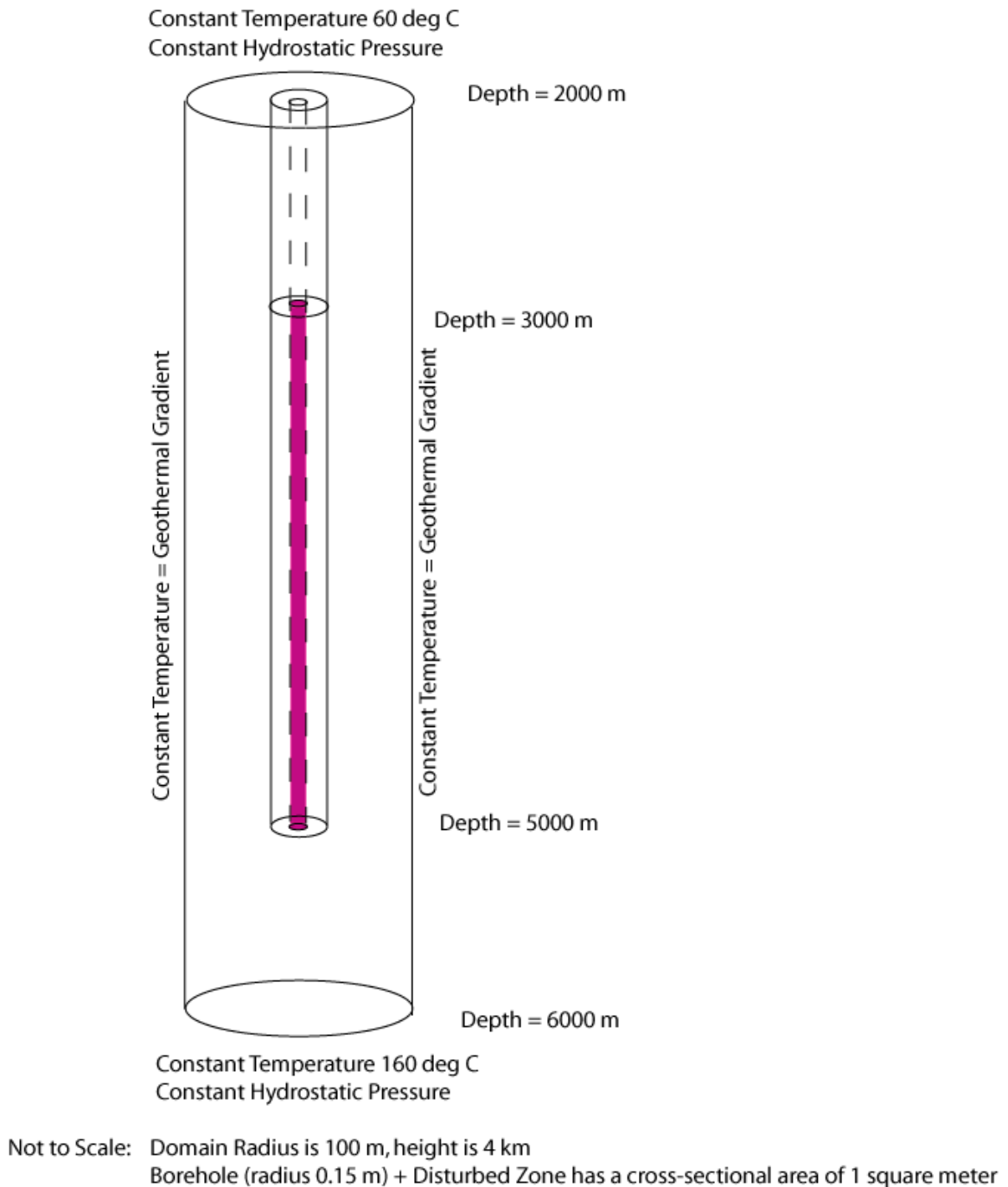


Figure 7. Model Domain for Coupled Heat and Fluid Flow Simulation to Estimate Vertical Fluid Velocities in the Heated Borehole. The waste disposal zone (the waste filled-borehole region that generates heat) is shown in pink.

The simulation was initiated with hydrostatic conditions in equilibrium with the geothermal gradient. Flow was allowed through the top and bottom boundaries by fixing the flowing pressure at the boundaries to the initial hydrostatic pressures. The domain is divided into four materials: undisturbed bedrock, disturbed bedrock, sealed borehole (above the waste disposal

zone) and waste-filled borehole (the 2,000-m waste disposal zone). The flow path for fluids to be transported toward the surface is conceptualized to be in the combined sealed borehole and disturbed zone surrounding the borehole. The cross sectional area of this combined zone is assumed to be 1 m². Properties assigned to these materials are listed in Table 3 and are consistent with the properties used in the thermal-conduction model described in the previous section. Properties assigned to bedrock are representative of typical granite. The sealed borehole (radius = 0.15 m in this calculation) is characterized as being sealed with bentonite. The waste filled borehole is assigned a high thermal conductivity, typical of steel, a low porosity, and a permeability equal to the disturbed bedrock. The waste filled borehole material (i.e., the waste disposal zone) is modeled as a time-dependent heat source, consistent with the source used in the thermal-conduction model for typical PWR fuel assemblies that have been aged 25 years and subsequently stacked one on top of another 2,000 m deep. Disposal of reprocessing HLW with a higher heat output could have a larger impact on thermally-driven flow than analyzed for PWR here.

Table 3. Material Properties for Borehole Flow Model.

Property	Bedrock	^aDisturbed Bedrock	Sealed Borehole	Waste-Filled Borehole
Permeability [m ²]	10 ⁻¹⁹	10 ⁻¹⁶	10 ⁻¹⁶	10 ⁻¹⁶
Density [kg/m ³]	2,750	2,750	2,750	2,750
Specific heat [MJ/kg-°K]	790	790	760	760
Thermal Conductivity [W/m-°K]	3.0	3.0	0.8	46.0
Porosity	0.01	0.01	0.35	0.0001

^aAssumes presence of grout/backfill.

The model was used to simulate flow conditions for 100,000 years, although no significant flow occurred after 10,000 years. Figure 8, shows the vertical fluid specific discharge as a function of time for two locations in the borehole: (1) a depth of 3,000 m corresponding to the top of the waste disposal zone, and (2) a depth of 2,000 m corresponding to the top of the model domain.

The results demonstrate that upward fluid velocities at the top of the waste disposal zone occur immediately upon the addition of heat to the system. Flow at the top of the model domain is delayed slightly and is of lower magnitude than at the top of the waste disposal zone. This result is expected since the vertical head gradient decreases with distance away from the heat source and, also, a fraction of the flow will be oriented horizontally into the bedrock, thus decreasing the vertical flow with distance up the borehole. Flow increases quickly and then gradually decreases as the radioactive heat source decays with time.

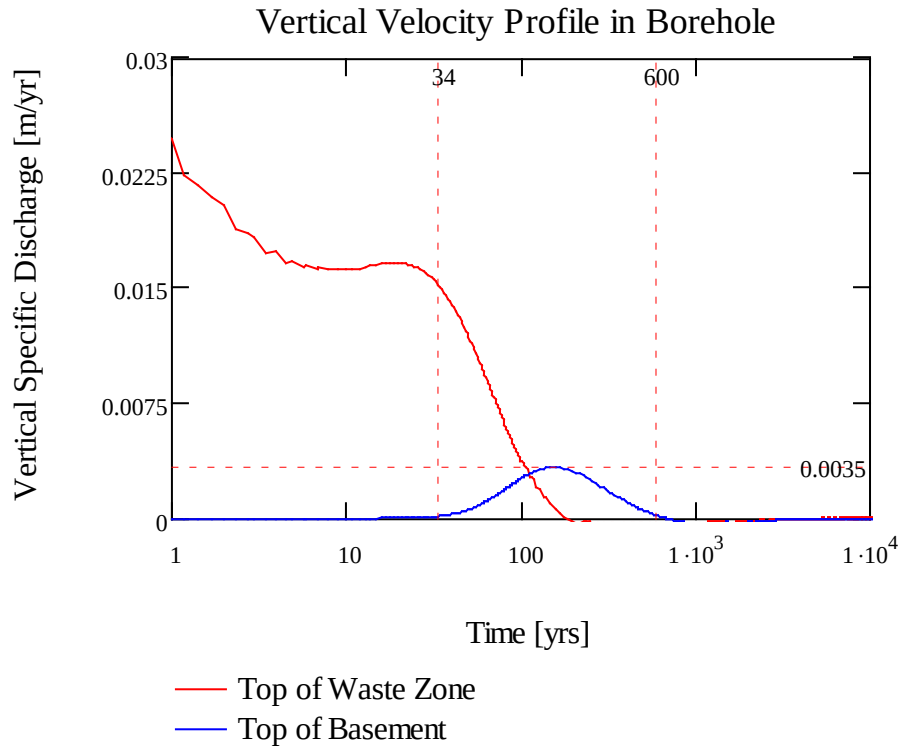


Figure 8. Vertical Specific Discharge at Two Locations as a Function of Time (Log Axis).

Hydrologic pore velocity is equal to specific discharge divided by porosity. Pore velocity is equivalent to the transport velocity for an unretarded radionuclide. Since the flow path above the waste zone is comprised of an inner sealed borehole of radius 0.15 m and a porosity of 0.35 and the outer ring-shaped disturbed zone of radius $1/\sqrt{\pi} = 0.564$ m and a porosity of 0.01, the area weighted average porosity of the flow path is 0.034. Thus the maximum pore velocity at the top of the waste zone is 0.662 m/yr, but upward flow in this area only occurs for the first approximately 180 years. Maximum pore velocity at the top of the basement domain peaks at 0.103 m/yr at about 150 years. Upward flow will occur from approximately 34 to 600 years.

The model results shown in Figure 8 indicate that upward fluid flow in the heated borehole only persists for a relatively short period of time (<1,000 yrs) after emplacement. Fluid movement is primarily caused by the local elevated pressures due to thermal expansion of the pore water. As the heat generation decreases, the temperature of the waste decreases and the fluid begins to contract, lowering pressure. Buoyancy forces are not significant in this system because heat flow is primarily conductive rather than advective. The permeability of the sealed borehole would have to be significantly higher and there would have to be a source of water connected to the borehole by a high-permeability conduit in order for buoyancy-driven flow (i.e., a chimney effect) to be an important factor. Because the actual pore water density will likely increase with depth due to salinity stratification, this simulation probably represents an upper bound on the fluid flow rates.

Figure 9 displays the temperature histories as a function of horizontal distance away from the borehole at the depth in the middle of the waste disposal zone (at ~4 km depth). Note that the modeled temperatures are very similar to those calculated with the thermal model (see Figure 5). The main difference is the assumption that the temperatures at 100 m remain constant in the flow model. This assumption is not expected to significantly affect the flow rates up the borehole.

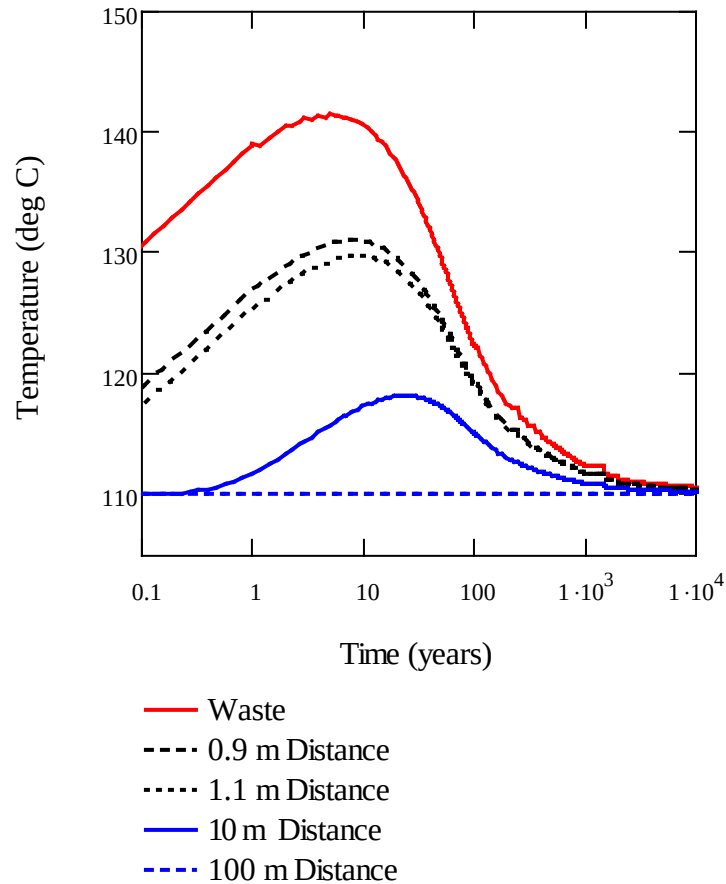
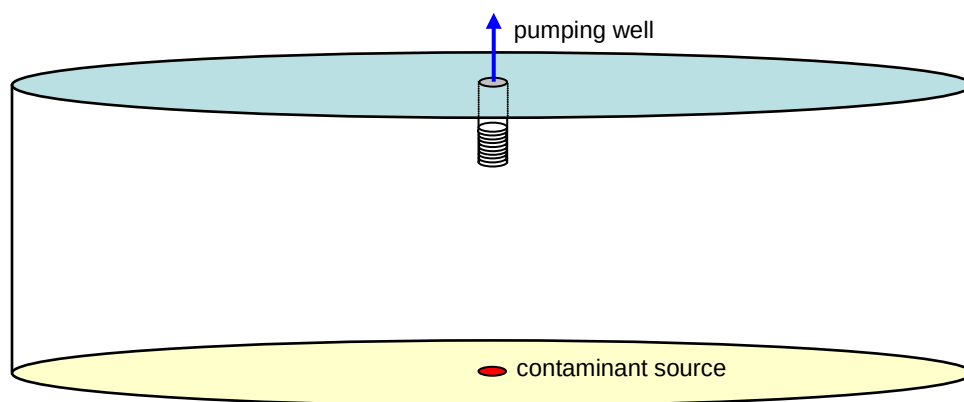


Figure 9. Temperature Histories for Locations at a Depth in the Middle of the Waste Zone at Several Horizontal Distances from the Center of the Waste-Filled Borehole.

3.2.3. Groundwater Pumping and Dilution Above the Borehole Disposal System

If there is significant migration of radionuclides from the deep borehole, the most likely and highest-impact mechanism by which radionuclides could be released to the biosphere from the disposal system is groundwater pumping. The analysis of thermally driven flow in Section 3.2.1 simulated the potential hydrologic movement to a location 1,000 m above the waste disposal zone. Release to the biosphere requires the transport of radionuclides an additional 2,000 m to the land surface in the borehole disposal system described in this study.

A simplified, but conservative, model of groundwater pumping and radionuclide transport is constructed to simulate the transport time between a release point 1,000 m above the waste and a hypothetical pumping well located near the disposal borehole. The model also simulates the amount of dilution associated with capturing radionuclide mass in the pumping well. The conceptual model is shown diagrammatically in Figure 10. The model domain is cylindrical with a radius of 10,000 m and a depth of 2,000 m. Specified-pressure boundary conditions corresponding to hydrostatic conditions are applied on the sides and bottom of the model domain, with a no-flow boundary condition at the upper surface. A continuous contaminant source with approximately 1 m² area is specified on the bottom boundary directly beneath the pumping well. A specified volumetric flow rate of 0.0035 m³/year at the contaminant source corresponds to the maximum flow rate in the borehole simulated by the thermal-hydrologic model (Figure 8). The pumping well has a screened interval between 100 m and 200 m depth from which a specified volumetric flow rate is withdrawn.



Not to Scale: Model domain has a radius of 10 km and depth of 2 km.
Contaminant source has a cross-sectional area of approximately 1 m².

Figure 10. Model Domain for Groundwater Pumping and Radionuclide Transport.

The numerical model is implemented with the FEHM software code using a two-dimensional radial representation in which the grid resolution is finer near the axis of the well and the vertical grid spacing is 5 m. The horizontal permeability is 10⁻¹³ m² and the vertical permeability is 10⁻¹⁴ m² for a horizontal/vertical anisotropy ratio of 10. The permeability of the disposal borehole plus disturbed zone between the contaminant source and the pumping well is a factor of 10 higher than the surrounding rock. The porosity is assumed to be 0.01, which is appropriate for fractured bedrock, but is very low for most clastic sedimentary rocks. The aquifer compressibility is assigned a representative value of 10⁻⁴ MPa⁻¹. Two pumping cases are simulated for differing capacity wells, one as a water supply for 25 people and one supplying water to 1000 people. Pumping rates are calculated using the average domestic water consumption in the U.S. of 86.5 gal/day/person (Van der Leeden et al. 1990).

The groundwater pumping and radionuclide transport model is generic in nature and consequently is constructed with simplifying assumptions barring site-specific information. There are several aspects of this simplified groundwater pumping model that tend to underestimate the transport time between the contaminant source and the pumping well, and underestimate the amount of dilution of radionuclide concentrations:

- No recharge is applied to the upper boundary of the model. In areas where there is substantial precipitation much of the groundwater captured by the pumping well would come from local recharge.
- No ambient horizontal shallow groundwater flow is included in the model. The capture zone for a pumping well located in a regional horizontal groundwater flow field extends to a finite depth. The radionuclide source at 2,000 m depth would be below the capture zone of the pumping well for even moderate horizontal flow.
- The permeability of the system does not decrease with depth in the model. Average permeability typically decreases by orders of magnitude over the depth range of 2,000 m in fractured bedrock, significantly reducing the fraction of deep fluids that would be captured in the pumping well.
- The vertical anisotropy in permeability is a factor of 10 in the model. The vertical anisotropy in groundwater flow systems is often much greater than 10, particularly in sedimentary strata with shale aquitards. Higher values of vertical anisotropy significantly reduce the fraction of deep fluids that would be captured in the pumping well.
- The value of porosity used in the model is representative of fractured bedrock. The value of porosity would be much higher for most porous sedimentary rocks. The low value of porosity used in the model would tend to underestimate the transport time between the contaminant source and the pumping well.
- The volumetric inflow rate of contaminated fluid at the base of the model is held constant at the maximum rate simulated by the coupled heat and hydrologic flow model in Section 3.2.2. The contaminant inflow into the upper 2 km of the system would stop before 1,000 years based on the results shown in Figure 8.
- Simulations are conducted only for a non-sorbing, non-decaying species. The transport time between the contaminant source and the pumping well would be much greater for sorbing radionuclides.

Thus, the results noted here are considered conservative and perhaps bounding. The simulated radionuclide breakthrough curves at the pumping well for the two pumping cases are shown in Figure 11. The contamination arrives at the higher capacity pumping well for 1,000 people in significant quantities after several thousand years and at the pumping well for 25 people after more than 200,000 years of continuous pumping. The model results in Figure 11 show that although the contaminants arrive at the higher capacity well sooner, the maximum relative concentration is much lower than for the lower pumping rate because of the greater dilution in the larger volume of well water. The maximum relative concentrations in the pumping wells indicate dilution factors of 3.16×10^7 and 8.19×10^5 for the higher capacity pumping case and the lower capacity pumping case, respectively. Overall, the pumping well model indicates

significant delays in the transport of radionuclides to the pumping well and large dilution factors relative to the radionuclide concentrations in the disposal borehole driven upward by thermal expansion of fluids near the disposal zone. In addition, the pumping well model significantly underestimates radionuclide transport times and the amount of dilution in radionuclide concentrations, as described above.

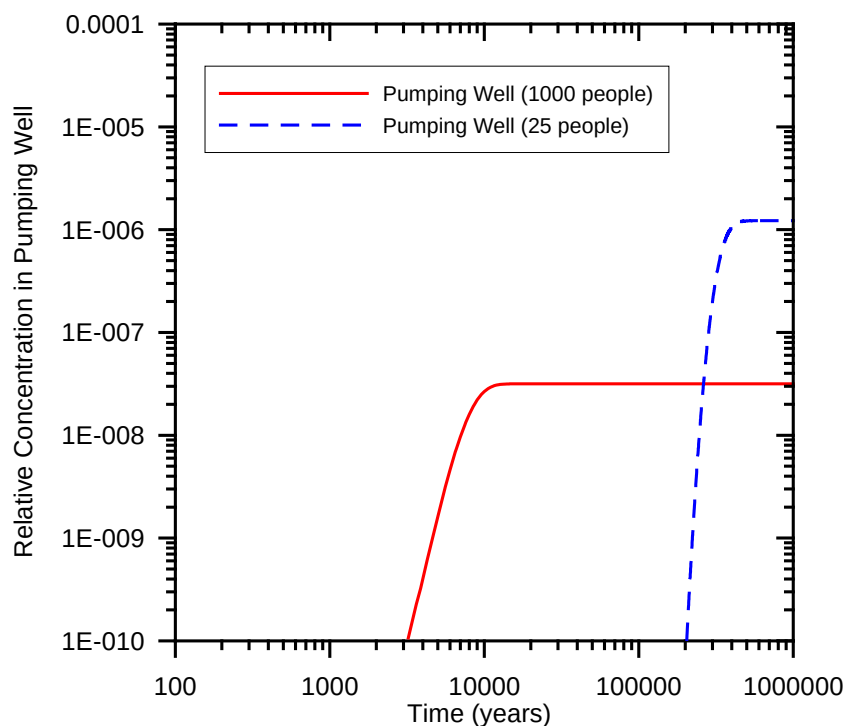


Figure 11. Simulated Breakthrough Curves for Two Groundwater Pumping Scenarios (Unit concentration at source).

In summary, even in the unlikely event of a water supply well located directly above the disposal borehole, significant delays in time and large amounts of dilution would occur during the capture of contaminants from the deep disposal system. Both of these factors would greatly reduce the potential radiological dose to hypothetical human receptors using that water supply.

3.3. Chemical Environment

The geochemical behavior (solubility, sorption, colloidal behavior, etc.) of the projected waste inventory in the deep borehole environment sets limits on the stability of the uranium spent fuel matrix and on radionuclide transport to the biosphere. Radionuclide solubilities and sorption coefficients are therefore important input parameters for performance assessment calculations (Section 5). The US inventory of high-level radioactive waste and spent nuclear fuel used for the purposes of this analysis is 109,300 metric tons (DOE Office of Public Affairs, August 5, 2008) which includes the 70,000 MTHM considered for disposal at Yucca Mountain in addition to

waste to be generated in the future. The inventory and the important isotopes are discussed in greater detail in Appendix A.

Fluids recovered from deep boreholes tend to be rich in sodium, calcium, and chloride. Lesser amounts of sulfate and carbonate are likely to be present. For the purposes of estimating radionuclide solubilities, a reasonable salinity is $\sim 2\text{-}3$ M/L, pHs are 8-9 and the system E_H is ~ -300 mV (Anderson 2004). As discussed in Section 3.2, geothermal gradients are such that the temperatures at the bottom of the deep boreholes are expected to be above 100°C . Oxygen tends to be scavenged, and the low redox state anchored, by the presence of reduced Fe and Mn in the basement rocks.

Additional geochemically appealing features of deep boreholes are that the elevated temperatures of deep boreholes should stabilize the less soluble crystalline forms of radioelement oxide minerals, while high temperatures and high salinities will both favor the less soluble anhydrous forms of the oxide phases. Note though that the relatively high temperatures and salinities of deep fluids should accelerate the corrosion of steel pipes, fuel assemblies, and the waste itself. The scarcity of oxygen might slow the oxidation of spent fuel.

3.3.1. Radionuclide Solubilities

Given the conditions outlined above, bounding estimates can be made of the dissolved levels of radionuclides likely to be present once basement fluids come into contact with spent fuel assemblages. Table 4 identifies likely solubility-limiting phases and provides estimates of dissolved radioelement concentrations at depth. Because of the uncertainty associated with estimating thermodynamic constants and the activity coefficients of aqueous species in high temperature, high ionic strength brines, the numbers in Table 4 are probably only accurate to within an order of magnitude.

The relatively low solubility of UO_2 under deep borehole conditions will favor stabilization of spent fuel rods. When contacted by water, fuel rods will have diminished thermodynamic drive to dissolve, thus slowing the matrix release of actinides and fission products. Yet even if fuel rods were to instantly dissolve to the thermodynamically stable actinide oxides, the solubilities of isotopes of Am, Ac, Cm, Np, Pa, Pu, Tc, and Th are lower than that of uranium – sometimes several orders of magnitude lower – suggesting that aqueous releases of these radionuclides will be small. Some species (e.g., ^{99}Tc) have solubility limits that are below drinking water limits.

It is less clear whether iodine, radium, and strontium will form solubility-limiting solids. If deep fluids contain appreciable sulfate, SrSO_4 and RaSO_4 might form to limit dissolved Sr and Ra levels. Dissolved carbonate might also lead to the formation of SrCO_3 . Radioiodine is a fission product that should become reduced to iodide given sufficient electron donors in the borehole domain. Unless iodide forms insoluble metal iodides, radioiodide levels in solution adjacent to the fuel will probably be set by the available inventory. Pending closer examination of sulfate, carbonate, and heavy metal contents of borehole fluids, no limiting concentrations are set for I, Sr, and Ra.

**Table 4. Radionuclide Solubilities in Deep Boreholes at T = 200°C, pH 8.5,
E_H = -300 mV, 2M NaCl solution.**

Radioelement	Solubility-limiting phase	^a Dissolved concentration (moles/L)	Notes
Am	Am ₂ O ₃	1 x 10 ⁻⁹	AmOH(CO ₃) would control Am solubilities if carbonate present.
Ac	Ac ₂ O ₃	1 x 10 ⁻⁹	Am solubility is used as proxy for chemically similar Ac.
C	*	*	No solubility limiting phase
Cm	Cm ₂ O ₃	1 x 10 ⁻⁹	Am solubility is used as proxy for chemically similar Cm.
Cs	*	*	No solubility limiting phase
I	Metal iodides ?	*	See discussion
Np	NpO ₂	1.1 x 10 ⁻¹⁸	
Pa	PaO ₂	1.1 x 10 ⁻¹⁸	Np solubility is used as proxy for chemically similar Pa.
Pu	PuO ₂	9.1 x 10 ⁻¹²	
Ra	RaSO ₄	*	See discussion
Sr	SrCO ₃ , SrSO ₄ ?	*	See discussion
Tc	TcO ₂	4.3 x 10 ⁻³⁸	
Th	ThO ₂	6.0 x 10 ⁻¹⁵	
U	UO ₂	1.0 x 10 ⁻⁸	

^aCalculated using the PHREEQC code version 2.12.03 and the thermo.com.V8.R6.230 database from Lawrence Livermore National Laboratories, except for the 25°C TcO₂ solubility product and enthalpy, which came from the R5 version of the Yucca Mountain Project thermodynamic database.

3.3.2. Radionuclide Sorption

Radionuclide sorption has rarely been measured at temperatures much greater than 25 °C. Nevertheless, there is sufficient experimental data to suggest that most radionuclides released from the bottoms of deep boreholes will adsorb to basement rocks, to overlying sediments, and to the bentonite used to seal the borehole. Table 5 provides a compilation of representative distribution coefficients, *k_d*. A radioelement *k_d* (mL/g) is the ratio of radioelement sorbed on a material (moles/g) to the amount of radioelement remaining in solution (moles/mL). Distribution coefficients tend to lump together multiple equilibrium and kinetic reactions, are specific to the conditions under which they were measured (e.g., pH, ionic strength, temperature, fluid-to-rock ratio, among others) and, therefore provide only a rough predictor of the potential for contaminant retardation (McKinley and Scholtis 1993; Bethke and Brady 2000). Nevertheless, *k_d*s are useful in examining boundary level controls over radioelement transport. Elements with *k_d*s of 0 (for example, iodine) won't sorb and will therefore move at the velocity of the fluids that carry them. Elements with *k_d*'s of 10 or more will move at less than 1% of the velocity of deep

fluids. Table 5 emphasizes that sorption will sharply limit the transport of most radionuclides from deep boreholes. The two exceptions are isotopes of iodine and carbon – ^{129}I and ^{14}C .

Table 5. ^aDeep Borehole k_d s (ml/g).

Element	k_d basement	k_d sediment	k_d bentonite
Am, ^b Ac, ^b Cm	50-5000	100-100,000	300-29,400
C	0-6	0-2000	5
Cs	50-400	10-10,000	120-1000
Np, ^b Pa	10-5000	10-1000	30-1000
Pu	10-5000	300-100,000	150-16,800
^c Ra	4-30	5-3000	50-3000
Sr	4-30	5-3000	50-3000
^d Tc	0-250	0-1000	0-250
Th	30-5000	800-60,000	63-23,500
U	4-5000	20-1700	90-1000
I	0-1	0-100	0-13

^aAll values are from the review of McKinley and Scholtis (1993). Values less than one were rounded down to zero.

^b k_d s for Ac and Cm are set equal to those of chemically similar Am. k_d s for Pa are set equal to those of chemically similar Np.

^c k_d s for Ra were set equal to those of somewhat chemically similar Sr.

^dTc k_d s under reducing borehole conditions will likely be much greater than the zero values listed here which were measured under more oxidizing conditions.

4. SCENARIO ANALYSIS

The selection of scenarios for analysis in the deep borehole disposal performance assessment is based on the assumption that regulatory requirements for deep borehole disposal will be essentially the same as those currently extant in 10 CFR 63. Specifically, the performance measure of interest is assumed to be the mean annual dose to a hypothetical member of the public (the “reasonably maximally exposed individual” of 40 CFR 197.21) who lives in the accessible environment near the disposal site. Consistent with approach taken in 40 CFR 197, it is assumed that the mean annual dose shall include probability-weighted consequences of releases due to all significant features, events, and processes (FEPs), and shall account for uncertainty associated with those FEPs. As described in Section 4.1, a FEP screening approach similar to that taken for both Yucca Mountain and WIPP is adopted to identify the significant FEPs that should be included in the quantitative performance assessment. Section 4.2 describes how those FEPs that are identified as being significant to performance are combined into the scenarios analyzed in Section 5.

4.1. Identification of Relevant Features, Events, and Processes

Various programs in the US and other nations have compiled exhaustive lists of FEPs for mined geologic disposal that should be evaluated for potential relevance to deep borehole disposal of radioactive wastes. Depending on subjective decisions about how to partition the essentially infinite number of possible future occurrences, these lists can range from a relatively small number of broadly defined FEPs to a very large number of more narrowly defined FEPs. In practice, lists that aggregate phenomena at relatively coarse levels have proven to be suitable for evaluation in regulatory settings in the US (e.g., WIPP Compliance Certification Application [DOE 1996, DOE 2004], Yucca Mountain License Application [DOE 2008b, Sandia National Laboratories 2008b]).

Once potentially relevant FEPs for deep borehole disposal have been identified, they must be evaluated against screening criteria provided in US regulations. Specifically, EPA regulations for Yucca Mountain state that FEPs that have an annual probability of occurrence less than one chance in 100,000,000 in the first 10,000 years after closure may be excluded from the analysis. Features, events, and processes that have higher probabilities, but do not significantly change the results of long-term performance assessments, may also be omitted from the analysis (40 CFR 197.36(a)(1)). In addition, some potentially relevant FEPs are screened from further consideration because they are inconsistent with specific aspects of the regulatory requirements. For example, existing regulations for WIPP and Yucca Mountain indicate that performance assessments should not include consequences of deliberate human acts of sabotage or disruption in the far future. For this analysis it is assumed that all regulatory requirements relevant to FEP analyses for Yucca Mountain apply equally to deep borehole disposal.

The FEP list from the Yucca Mountain license application (see Appendix B, Table B-1) was adopted as a reasonable starting point for evaluation. Each of the 374 FEPs on this list has been considered (screened) for potential relevance to deep borehole disposal; FEPs that may be unique to deep borehole disposal have been considered and compared to the list to identify existing

FEPs that capture the processes of interest and concern for boreholes. No new FEPs were identified in this process, confirming that, although the Yucca Mountain list was specifically tailored for a mined repository, it remains a useful starting point for this preliminary analysis.

In evaluating Yucca Mountain FEPs for the deep borehole disposal performance assessment, the following assumptions are made that go beyond the basic assumption that regulatory criteria are the same as those stated in 40 CFR part 197.

- Biosphere exposure is assumed to occur via a contaminated groundwater well immediately adjacent to the borehole. There is therefore no release pathway of interest in the unsaturated zone (UZ). All relevant biosphere pathways associated with contaminated well water (e.g., irrigation, crops, livestock, drinking, etc.) are included.
- No credit is taken for the waste package or waste form as flow barriers. Therefore, all FEPs related to the performance of waste package and waste form as flow and transport barriers are excluded from the analysis.
- Chemical effects of the waste package and waste form are of interest and must be evaluated further.
- The “Drift” is the portion of the borehole that contains waste (i.e., the waste disposal zone).
- The engineered barrier system (EBS) includes seals and drifts, but the effective contribution comes from the borehole seals.
- Backfill, to the extent that it is used, is the material that is emplaced in the waste disposal zone of the borehole surrounding waste canisters.
- There are two release pathways of primary interest: transport through the EBS (seals), and transport through the saturated zone (SZ) in the surrounding rock
- Naval and DOE spent fuels (called out specifically in the YM analysis) are omitted from this analysis.
- Retrieval of waste, which is required to be feasible under current regulations, is assumed to be excluded as a position of policy.

Tables B-1 and B-2 in Appendix B summarize the screening decisions for each FEP (whether a FEP is likely to need to be included in or excluded from a full performance assessment for deep borehole disposal) and also includes a qualitative estimate of the level of effort likely to be required to provide a robust basis for the screening of the FEP. For excluded FEPs, 1 means the technical or regulatory basis is readily available and all that is needed is documentation; 2 means new technical work likely is needed, and 3 indicates a potentially significant amount of work is needed. For included FEPs, 1 indicates that this is a normal part of modeling, 2 indicates that this is a significant aspect of the modeling, and 3 indicates possible modeling challenges. Notes entered in this column provide clarification about how the FEP may need to be considered for deep borehole disposal.

Section 4.3 provides additional support for the decision to exclude criticality, molecular diffusion, and thermal hydrofracturing from the performance assessment.

4.2. Scenario Selection

Consideration of the FEPs that have a preliminary screening of “included” in Table 9 shows that radionuclides emplaced in deep boreholes might reach the biosphere along one, or a combination, of three principal paths: 1) up the borehole (includes accidental release during emplacement); 2) along the annulus of disturbed rock; and/or 3) radially out through groundwater. These pathways are described below as three scenarios chosen for analysis in a preliminary performance assessment. A more complete screening of the FEPs may identify additional scenarios of interest, and may also show that some aspects of the chosen scenarios do not need further analysis.

Scenario 1: Transport in the borehole. *Hydrologic flow up the borehole transports radionuclides to a shallow aquifer from which they are pumped to the biosphere* – This scenario requires sufficiently high permeability within the borehole and a sustained upward gradient in hydrologic potential for it to occur. Vertical permeability within the borehole in the waste disposal zone may be relatively high, given the presumably rapid degradation of the disposal canisters stacked within the borehole. Vertical permeability within the borehole above the level of waste emplacement will be engineered to be very low and would require failure of the borehole grout and seals (or bypassing of such seals) to permit significant fluid flow up the borehole. An upward gradient in hydrologic potential within the borehole could result from: a) ambient hydrologic conditions, b) thermal pressurization of fluid within the waste disposal zone from waste heat, c) buoyancy of heated fluid within the waste disposal zone, or d) thermo-chemical reactions that release water and/or gases within the waste disposal zone.

Scenario 2: Transport in disturbed rock around the borehole. *Hydrologic flow up the annulus of disturbed rock surrounding the borehole transports radionuclides to a shallow aquifer from which they are pumped to the biosphere* – This scenario requires sufficiently high permeability in the rock surrounding the borehole and a sustained upward gradient in hydrologic potential for it to occur. Vertical permeability within disturbed rock in the waste disposal zone and in the overlying rock may be relatively high if the annular space is not effectively grouted during borehole construction and/or abandonment. Vertical permeability in the crystalline rock immediately outside the heated volume near the waste disposal zone could be increased because thermo-mechanical effects would reduce the vertical mechanical stress. An upward gradient in hydrologic potential within the annulus of the borehole could result from: a) ambient hydrologic conditions, b) thermal pressurization of fluids within the waste disposal zone from waste heat, c) buoyancy of heated fluids within the waste disposal zone, or d) thermo-chemical reactions that release water and/or gases within the waste disposal zone.

Scenario 3: Transport in surrounding rock away from the borehole. *Hydrologic flow up through the crystalline basement and sedimentary cover transports radionuclides to a shallow aquifer from which they are pumped to the biosphere* – This scenario requires sufficiently high permeability within fracture zones and/or faults in the crystalline basement and sedimentary cover and a sustained upward gradient in hydrologic potential for it to occur. Given the low

vertical permeability of the crystalline basement rocks and the stratified sedimentary cover, a through-going feature such as an interconnected group of fracture zones or faults would be required to conduct significant quantities of fluid to a shallow aquifer.

4.3. Justification for Exclusion of Selected Features, Events, and Processes

4.3.1. *Exclusion of Criticality from Deep Borehole Disposal*

The possibility of a self-sustained nuclear chain reaction event (critical event or “criticality”) has always been a consideration of geologic disposal, similar to any facility that handles fissile material. As early as 1974, the criticality scenario class was identified as a potential event in the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) in southern New Mexico, a repository for transuranic (TRU) waste which opened in 1999 (Rechard, Sanchez et al. 2001). Because of the potential interest, a preliminary discussion is provided concerning the credibility of a down-hole criticality with respect to inclusion or exclusion from a formal, site-specific performance assessment for SNF. HLW and other radioactive waste such as small spent sealed sources would present a much lower potential for criticality.

During transportation to the site and during repository operations when humans are present, stringent administrative and physical measures would be in place to prevent criticality. These standard operational aspects are not discussed here. Rather, this discussion focuses on the low probability of criticality after deep borehole disposal in two general locations: in the waste canister (Section 4.3.1.1); and outside the waste canister in the near or far field (Section 4.3.1.1). The focus here is on direct disposal of spent fuel assemblies rather than HLW which has most of the fissile mass removed.

4.3.1.1. Low Probability of Criticality in a Single Waste Canister

As noted in Section 4.1, a FEP can be excluded if (a) the annual probability of occurrence is less than one chance in 10^{-8} (i.e., low probability), or (b) its omission does not significantly change the results of long-term performance assessments (i.e., low consequence). New regulations applicable to deep borehole disposal (see Section 2) would likely retain this concept.

Fissile material cannot become critical after disposal unless several conditions are met. Specifically, several features must be present, and events and especially geologic processes must act to alter the waste canister and its contents for a critical event to occur inside the canister. However, physical constraints limit the possibility of criticality inside the waste canister.

To elaborate, because of the small diameter of a deep borehole, the number of CSNF assemblies that can be placed in a canister is limited. This criticality analysis assumes one PWR assembly is placed in a canister. One PWR assembly cannot become critical even when fully flooded. For low enriched uranium, the heterogeneous lumping of the uranium in an assembly is the most reactive configuration. Hence, any re-arrangement to a more homogeneous configuration lowers the reactivity. Based on 383 kg of uranium in a reference PWR (derived from Table 7), the amount of fissile ^{235}U would vary between 3% (11.5 kg) for older fuel, 5% (19 kg) for fuel

currently in use, and perhaps a maximum of 10% (38 kg) for fuel sometime in the future. Yet, homogeneous mixtures of rock with high silica content (~75%wt silica), typically require >350 kg, >65 kg, or >30 kg of fissile ^{235}U , respectively, ignoring the presence of any neutron absorbing elements such as fission products, actinides, or purposely placed boron or gadolinium (Figure 9 from Rechard, Sanchez et al. 2003). Hence, only a homogeneous mixture of future fresh fuel at 10% enrichment could be critical in a single canister. In reality fission products and actinides would also be present in spent fuel, which would lower reactivity, hence, even future CSNF at an initial 10% enrichment would not be critical. More importantly, the diameter of the canister or borehole is not sufficient to prevent excess loss of neutrons within the fissile material as discussed in Section 4.3.1.2 for criticality outside the waste canister.

For DOE SNF, the packaging scheme could limit the fissile ^{235}U roughly to those amounts listed above (i.e., <350 kg for DOE SNF with <3% enrichment, <65 kg for DOE SNF with <5% enrichment, and <30 kg for DOE SNF with any other enrichment).

4.3.1.2. Low Probability of Criticality Outside the Waste Canisters

Because of the physical constraint on the amount of fissile mass in a canister, criticality is not credible inside the canister. Criticality directly outside the canister also has physical constraints. Specifically, the minimum diameter of a homogeneous critical sphere is greater than the 0.445 m (17.5 in.) diameter borehole at depth (Figure 3). For example, the minimum diameter for a critical sphere at 10% enrichment and a 20 kg/m^3 concentration at the minimum mass of 30 kg is 0.71 m; More realistic depositional concentrations of 5 kg/m^3 (concentrations found in high grade ores ~2300 ppm) result in a minimum diameter of 1.1 m. Ideal planar configurations must also be at least 0.5 m thick, as corroborated by the natural reactors at Oklo that were about 1 m thick (Rechard et al. 2001; Section 3.5). Hence, criticality is not credible in the confines of the borehole at depths where disposal occurs.

If a critical event is to occur outside the package, geologic processes must transport fissile material from several packages into the host rock or to depositional zones away from the disposal area and then assemble the fissile material into a critical configuration. These geologic processes are the same as must be invoked to remove fission products and actinides from the waste and transport them to the biosphere.

As discussed in Section 3.3, the chemical environment in a deep borehole greatly limits the mobility of radionuclides, in general, and fissile material, in particular. There is no likely mechanism to oxidize the uranium to the more mobile species (i.e., U^{+6}); hence, the solubility of uranium (U^{+4}) in the anoxic environment of the borehole is 10^{-8} mole/L ($2.38 \times 10^{-6} \text{ kg/m}^3$) (Table 4). As noted above, the concentration, either as a liquid or solid, must reach $\sim 5 \text{ kg/m}^3$ (~2300 ppm) to go critical (6 orders of magnitude higher concentration). More importantly, enough mass must be released from the borehole waste disposal zone. As noted below in Section 5, uranium is not transported out of the waste disposal zone. At the upward velocities from thermal effects that might occur in the initial 200 years after disposal, it would take 9 billion years to deplete the uranium in a single waste canister (383 kg). In one million years, about 0.04 kg would be depleted using the thermal upward velocity in the initial 200 years. If a disposal borehole had 450 canisters, the maximum release from the disposal zone would only be

about 19 kg, of which at most 10% would be fissile. A release of 1.9 kg of fissile ^{235}U is much less than the 30 kg necessary to become critical. Hence, criticality in the far field is not credible.

4.3.2. Exclusion of Molecular Diffusion from Deep Borehole Disposal

Chemical diffusion of radionuclides through the host rock matrix and borehole seals will result in the migration of contaminant mass, even in the absence of fluid flow. The potential impact of diffusion on radionuclide containment is evaluated here using an analytical solution for one-dimensional diffusive transport through a porous medium, assuming a constant radionuclide concentration in the waste disposal zone. The solution is for a non-sorbing species without radioactive decay, according to the following equation (Crank 1956):

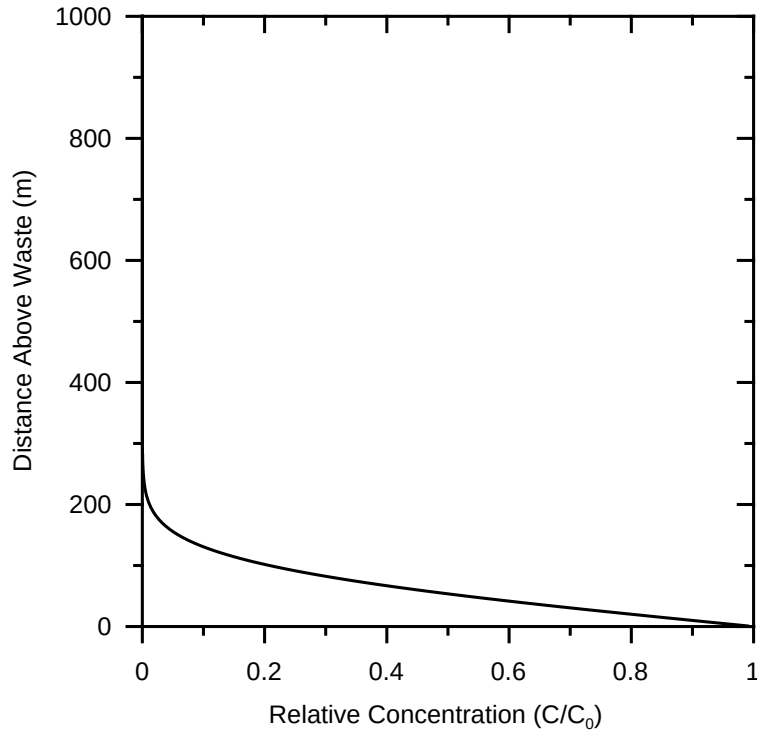
$$\frac{C}{C_0} = \text{erfc} \left[\frac{z}{2\sqrt{D_{\text{eff}} t}} \right] \quad (\text{Eq. 4-1})$$

where C is the radionuclide concentration, C_0 is the radionuclide concentration in the waste zone, erfc is the complementary error function, z is the distance above the waste, D_{eff} is the effective diffusion coefficient, and t is time.

The vertical concentration profile above the waste from this solution is plotted in Figure 12 at 1,000,000 years after waste emplacement, assuming an effective diffusion coefficient of $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. Migration of radionuclide mass via diffusion has occurred to a vertical distance of about 200 m above the waste in this time.

The concentrations shown in Figure 12 are overestimated with regard to the geometry of the system. Diffusion from the top of the waste disposal zone would have a radial component as well as a vertical component, reducing the migration rate in the vertical direction. Radionuclides that sorb on the rock matrix and borehole sealing material would be significantly retarded during diffusive migration. In addition, radioactive decay for radionuclides with half lives less than the time frame of the calculation would decrease concentrations. The value of the effective diffusion coefficient ($1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$) used in the analysis is relatively high for granite, but is approximately representative of the elevated temperature conditions in the deep borehole disposal system.

Overall, diffusion in crystalline host rock and borehole seals is a slow process for the migration of radionuclide contamination, even on geologic time scales. Given the depth of deep borehole disposal system, diffusion can be excluded as a significant process from further consideration in performance assessment analyses.



Note: Assuming constant concentration of C_0 at the waste and effective diffusion coefficient of $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$.

Figure 12. Concentration Profile for a Non-sorbing Species from Diffusion at 1,000,000 Years After Waste Emplacement.

4.3.3. Exclusion of Thermal Hydrofracturing from Deep Borehole Disposal

Permeability of the host rock near the borehole potentially could be enhanced by hydrofracturing resulting from the thermal expansion of fluid. This might increase the permeability in the host rock around the sealed borehole and provide a pathway for upward vertical hydrologic flow and radionuclide migration toward the surface.

This potential process was evaluated using a modified version of the two-dimensional heat conduction model in which heat and fluid flow were coupled. The model was run assuming a permeability of $1.0 \times 10^{-20} \text{ m}^2$ for the granite, which is a very low permeability, near the lower end of the range for unfractured crystalline rocks and shales. Low permeability tends to maximize the fluid pressures in the system during heating.

The simulated fluid pressures as a function of time for varying distances from the waste container are shown in Figure 13. The peak pressures occur near the borehole in the time frame of a few days after emplacement and borehole sealing. Note that the ambient (hydrostatic) fluid pressure in the model is 39.2 MPa. For hydrofracturing to occur, the fluid pressure would have to exceed the ambient stress in the host rock. Horizontal stress is generally lower than vertical stress, so the induced fractures would be vertical and preferentially oriented in the direction of

the maximum horizontal stress. Based on a compilation of data on horizontal stress in the crust, the average horizontal stress increases with depth by a factor of about 24 MPa/km (Japan Nuclear Cycle Development Institute 2000) – the lithostatic gradient. Using this estimate, the average horizontal stress at 4 km depth would be about 96 MPa. The hydrothermal modeling results suggest that comparable fluid pressures would not be achieved and that no hydrofracturing would occur by this process.

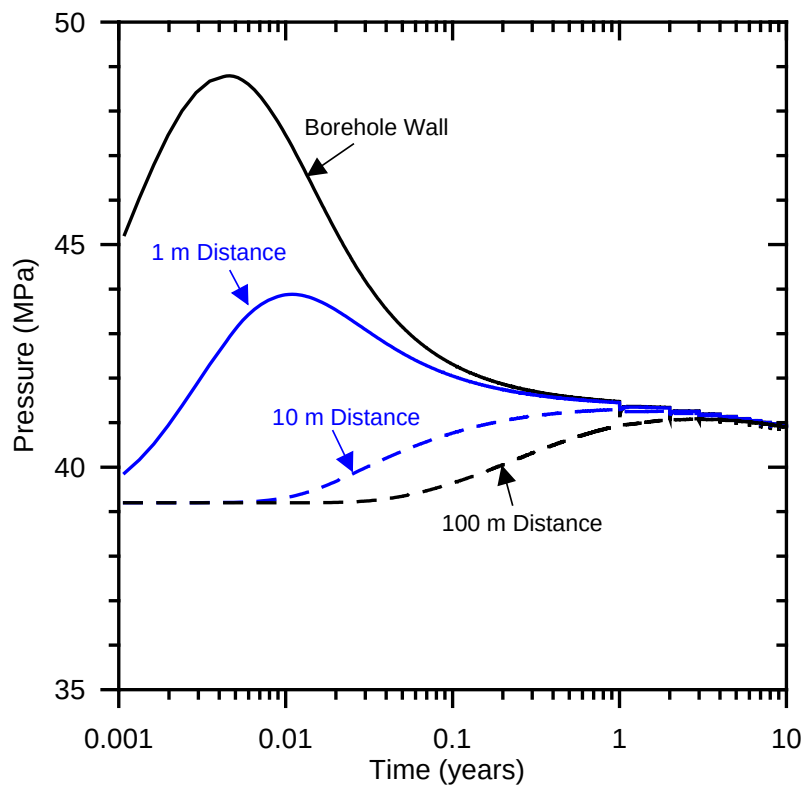


Figure 13. Fluid Pressure Histories for Locations at a Depth in the Middle of the Waste Zone at Several Horizontal Distances from the Center of the Waste-Filled Borehole.

5. PERFORMANCE ASSESSMENT

Based on the scenario analysis described in Section 4, a preliminary deep borehole performance assessment (DB-PA) was performed for a simplified and conservative representation of combined radionuclide releases from Scenarios 1 and 2 from Section 4.2. The conceptual model is as follows:

- 400 PWR assemblies (~150 MTHM) vertically stacked down the length of the waste disposal zone (~ 2 km).
- Initial radionuclide inventory consistent with Appendix A (CSNF/PWR aged to year 2117). Effects of ingrowth accounted for in a bounding fashion.
- Dissolved concentrations in the waste disposal zone limited by thermal-chemical conditions (see Table 4).
- Thermally driven hydrologic flow from the top of the waste disposal zone upward through 1000 m of a bentonite sealed borehole with a specific discharge of 0.017 m/yr for 200 years (see Figure 8).
- Radionuclide transport up the borehole calculated using a 1-dimensional analytical solution to the advection-dispersion equation (see Equation 5-1 below).
- Pumping of borehole water (from the location 1000 m above the top of the waste disposal zone) to the surface (biosphere) via a withdrawal well. No credit is taken for sorption or decay along the saturated zone transport pathway from the borehole to the withdrawal well.
- A dilution factor of 3.16×10^7 (see Section 3.2.3) is applied to account for the fact that the borehole water would mix with water in an existing aquifer before it would be captured by the withdrawal well (assumed to supply 1,000 people).
- A transport time of 8,000 years (see Figure 11) is applied to account for the time taken for the bulk of the dissolved radionuclide mass to be captured by the withdrawal well (at a constant pumping rate necessary to supply 1,000 people).
- Doses to a hypothetical person living near the withdrawal well are based on biosphere dose conversion factors (BDCFs) consistent with the lifestyle of the Yucca Mountain reasonably maximally exposed individual (RMEI), as specified by the EPA in 40 CFR 197.

The conceptual model was implemented numerically in a Microsoft Excel spreadsheet. Equation 5-1 gives the analytical solution for dissolved radionuclide concentration in the sealed borehole, C (in mg/L), as a function of time, t , and distance, x , from the source that is used in the numerical model. It is based on the Ogata-Banks solution for 1-dimensional advection-dispersion from a continuous source with retardation (sorption as described by k_d s in Table 5) and radioactive decay (Domenico and Schwartz 1990, Equation 17.10).

$$C(x, t) = (C_o / 2) * \exp \{ [x / 2\alpha_x] [1 - (1 + 4\lambda\alpha_x / v_c)^{1/2}] \} \\ * \operatorname{erfc} \{ [x - v_c t (1 + 4\lambda\alpha_x / v_c)^{1/2}] / [2(\alpha_x v_c t)^{1/2}] \} \quad (\text{Eq. 5-1})$$

where:

$$v_c = v / R_f \quad (\text{Eq. 5-2})$$

$$R_f = 1 + (\rho_b k_d) / n \quad (\text{Eq. 5-3})$$

and:

C_o	=	initial source concentration (mg/L)
v_c	=	dissolved radionuclide velocity (m/yr)
v	=	hydrologic pore velocity (m/yr)
R_f	=	retardation factor
k_d	=	distribution coefficient (L/g)
n	=	porosity of sealed borehole
ρ_b	=	bulk density of sealed borehole (kg/m ³)
α_x	=	longitudinal dispersivity (m)
λ	=	decay constant (yr ⁻¹)

In addition to the continuous source solution described by Equation 5-1, the DB-PA model also contains an instantaneous source solution. However, for the base-case DB-PA conditions the instantaneous source solution was not required.

Radionuclide transport up the borehole from the source (waste disposal) zone occurs for 200 years, corresponding to the duration of the thermally driven flow in Figure 8. Subsequent to the thermal period, ambient conditions are not expected to provide any upward gradient, and upward radionuclide transport was assumed to cease.

The source concentration at the top of the waste disposal zone was determined by (a) calculating a maximum potential concentration based on dissolving the entire initial mass inventory in a PWR into the void volume (i.e., the potential volume of water) of a waste canister, and (b) selecting the lower of the maximum potential concentration and the solubility limits (see Table 4) as the source concentration.

Sealed borehole properties representative of bentonite (permeability of $1 \times 10^{-16} \text{ m}^2$, porosity of 0.034, and bulk density of 1200 kg/m^3) in conjunction with the thermally driven driving pressure produced a hydrologic pore velocity of 0.502 m/yr and a corresponding 1000 m borehole travel time (for an unretarded radionuclide) of 1991.3 years. Because the period of thermally driven flow (200 years) is short relative to the hydrologic travel time up the sealed borehole (1991.3 yrs), the only radionuclide with a non-zero concentration 1000 m above the waste disposal zone in the sealed borehole is ¹²⁹I, which is the only radionuclide that has no retardation. The non-zero ¹²⁹I concentration (which is only $5.3 \times 10^{-8} \text{ mg/L}$) represents the leading edge of the dispersive transport front. However, the center of mass never reaches the top

of the 1000 m sealed section of the borehole because there is no further movement after 200 years.

Accounting for the 8,000-year travel time for the radionuclides to reach the withdrawal well, results in a peak dose to the RMEI at 8,200 years. The DB-PA calculated results (dose to the RMEI) for all radionuclides at 8,200 years are shown in Table 6. The total dose to the RMEI at 8,200 years is 1.4×10^{-10} mrem/yr. The only contributor to the dose is ^{129}I .

These DB-PA results are based on several bounding and conservative assumptions, such as: all waste is assumed to instantly degrade and dissolve inside the waste canisters; all waste is assumed to be PWR assemblies; no credit is taken for sorption or decay along the saturated zone transport pathway from the sealed borehole to the withdrawal well. Thus, as a first approximation, more refined performance assessments may indicate lower doses, or later peak doses, or both, than established here.

Other scenarios, with larger or longer flows, higher permeabilities, and different source configurations, would require refinements to the conceptual model.

Table 6. Total Peak Dose (mrem/yr) to RMEI and Travel Distance Resulting From 200 Years of Thermally Driven Transport

Radionuclide	Center of Mass Travel Distance From Source at 200 yrs (m)	Concentration in Borehole 1000 m above Source at 200 yrs (mg/L)	Dose to RMEI at 8,200 yrs (mrem/yr)
<i>Actinium Series</i>			
²⁴³ Am	0.00	0.00	0.00
²³⁹ Pu	0.00	0.00	0.00
²³⁵ U	0.01	0.00	0.00
²³¹ Pa	0.03	0.00	0.00
²²⁷ Ac	0.00	0.00	0.00
<i>Uranium Series</i>			
²⁴² Pu	0.00	0.00	0.00
²³⁸ U	0.01	0.00	0.00
²³⁸ Pu	0.00	0.00	0.00
²³⁴ U	0.01	0.00	0.00
²³⁰ Th	0.00	0.00	0.00
²²⁶ Ra	0.01	0.00	0.00
<i>Neptunium Series</i>			
²⁴⁵ Cm	0.00	0.00	0.00
²⁴¹ Pu	0.00	0.00	0.00
²⁴¹ Am	0.00	0.00	0.00
²³⁷ Np	0.03	0.00	0.00
²³³ U	0.01	0.00	0.00
²²⁹ Th	0.00	0.00	0.00
<i>Thorium Series</i>			
²⁴⁰ Pu	0.00	0.00	0.00
²³⁶ U	0.01	0.00	0.00
²³² Th	0.00	0.00	0.00
²²⁸ Ra	0.01	0.00	0.00
²³² U	0.01	0.00	0.00
<i>Fission Products</i>			
¹⁴ C	0.57	0.00	0.00
⁹⁰ Sr	0.01	0.00	0.00
⁹⁹ Tc	0.14	0.00	0.00
¹²⁹ I	100.44	5.32×10^{-8}	1.42×10^{-10}
¹³⁵ Cs	0.01	0.00	0.00
¹³⁷ Cs	0.01	0.00	0.00
Ingrowth (from all RNs)		0.00	0.00
TOTAL DOSE			1.42×10^{-10}

6. SUMMARY AND CONCLUSIONS

6.1. Preliminary Results

Thermal, hydrologic, and geochemical calculations suggest that radionuclides in spent fuel emplaced in deep boreholes will experience little physical reason to leave the borehole/near borehole domain. The vast majority of radionuclides, and the fuel itself, will be thermodynamically stable and will therefore resist dissolution into borehole fluids, or movement into and through the adjacent rocks. Thermal-hydrologic calculations indicate that, except for an early window extending from the time of emplacement to ~ 150 years post-emplacement (in the borehole), and ~ 600 years (to the top of the basement), there will be no vertical fluid flow to transport radionuclides towards the surface. Vertical transport velocities in the early flow window will be between 0.1 (basement) and 0.7 (borehole) m/yr. This means that total vertical fluid movement in, and adjacent to, deep borehole disposal zones should not exceed roughly 100 meters. In the absence of advection, chemical diffusion cannot move radionuclides from boreholes through discontinuous, stagnant, and density-stratified waters over distances much greater than about 200 meters in the 1,000,000 years needed for the vast bulk of the radioactivity to decay away. Simplified and conservative performance assessment calculations indicate that radiological dose to a human receptor via the groundwater pathway would be limited to a single radionuclide (^{129}I) and would be negligibly small, ~10 order of magnitude below current criteria.

6.2. Recommendations for Additional Work

A more complete technical analysis of the deep borehole option requires a comprehensive evaluation of potentially relevant features, events, and processes, beginning with the preliminary list identified in Appendix B and expanding that list as appropriate. More detailed analyses should be performed to confirm that FEPs that have been excluded from this preliminary analysis do not significantly impact long-term performance. Future performance assessment modeling should consider all relevant release scenarios and pathways based on FEP analyses, rather than focusing on the single pathway considered in this report. FEP analyses and future iterations of performance assessment modeling will provide guidance regarding where resources should be focused to build confidence in the understanding of borehole disposal systems.

Three specific areas for future research are noted here, based on preliminary analyses:

1. The coupled thermal-hydrologic-chemical-mechanical behavior of the borehole and disturbed region during the thermal pulse, and in the presence of density-stratified waters, should be modeled more accurately.
2. Additional consideration should be focused on the design and long-term performance of deep seals. Calculated releases might be lowered even further from the already low values predicted above by development and deployment of sorbents that sorb/sequester ^{129}I in the borehole, or in the seals. Layered bismuth hydroxide compounds have shown great promise for limiting ^{129}I transport to the biosphere (Krumhansl et al., 2006). The performance of bismuth compounds must be verified

(and possibly optimized) under the temperature-salinity conditions that will prevail in deep boreholes.

3. Modeling of both the detailed thermal-hydrologic-chemical-mechanical behavior and the full-system performance of multi-borehole arrays should be undertaken, consistent with an assumption that a regional borehole disposal facility could entail an array of 10-100 individual boreholes. Such investigations could elaborate on the potential for cross-hole effects, help determine minimum inter-holes distances, etc. In order to establish a better sense of the potential performance variability that might be expected in multiple implementations of borehole disposal fields, individual preliminary performance assessments should be performed for several specific regions. Specific regions could be identified based on the availability of pre-existing geohydrologic data for depths of $\sim 3 - 5$ kilometers.

In addition to the technical issues related to the post-closure performance of the deep borehole disposal system described above, several other topics that are beyond the scope of this report should be examined in further detail:

1. A more comprehensive and detailed cost analysis would provide a firmer basis for quantitative comparisons with other disposal system options;
2. A detailed description of the changes to legal and regulatory requirements for implementation of deep borehole disposal would provide policymakers with a roadmap for necessary actions (specifically, consideration might be given to developing a risk-based standard); and
3. Detailed analyses of engineering systems and operational practices for waste emplacement are needed to demonstrate the viability of the deep borehole disposal concept. Also, the advantages of applying deep borehole disposal in countries possessing smaller and/or non-fuel waste inventories should be explored further.

It is recommended that ultimately a full-scale pilot project be undertaken, perhaps with surrogate waste, in order to fully explore the viability of a borehole disposal concept. The scientific and engineering advances gained from a single pilot project, and the applicability to subsequent borehole disposal implementations, are in contrast to site-specific mined repositories and their unique site characterization demands with relatively little transferable knowledge to subsequent repositories. Given the potential for standardizing the borehole design, and thus the ready extension to multiple borehole facilities, a single pilot project could provide significant gains on the scientific and engineering issues needing to be resolved, enable the development of international standards, and accelerate the evaluation of the viability of deep borehole disposal of spent nuclear fuel and high-level radioactive waste.

7. REFERENCES

- ANDRA (Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs) (2005), *Dossier 2005: Argile. Tome: Safety Evaluation of a Geological Repository*
- Anderson, V. K. (2004). An evaluation of the feasibility of disposal of nuclear waste in very deep boreholes. Dept. of Nuclear Engineering. Cambridge, MA, MIT.
- Bethke, C. M. and P. V. Brady (2000). "How the Kd approach undermines ground water cleanup." Ground Water **321**: 435-442.
- Crank, J. (1956). *The Mathematics of Diffusion*. Oxford University Press, New York.
- DIANE Publishing Company (1995). Spent Nuclear Fuel Discharges from U.S. Reactors (1993), DIANE Publishing Company.
- DOE (1996). Title 40 CFR Part 191 Compliance Certification Application for the Waste Isolation Pilot Plant DOE/CAO-1996-2184, U.S. Department of Energy, Waste Isolation Pilot Plant, Carlsbad Area Office, Carlsbad, NM.
- DOE (2004). Title 40 CFR Part 191 Compliance Recertification Application for the Waste Isolation Pilot Plant DOE/WIPP 2004-3231, U.S. Department of Energy Waste Isolation Pilot Plant, Carlsbad Field Office, Carlsbad, NM.
- DOE (2008a). Analysis of the Total System Life Cycle Cost of the Civilian Radioactive Waste Management Program, Fiscal Year 2007, DOE/RW-0591.
- DOE (2008b). Yucca Mountain License Application. DOE/RW-0753 Rev. 0.
- Gibb, F. G. F., N. A. McTaggart, et al. (2008). "High-density suport matrices: Key to the deep borehole disposal of spent nuclear fuel." J. of Nuclear Materials **374**: 370-377.
- Heiken, G., G. Woldegabriel, R. Morley, H. Plannerer, and J. Rowley (1996). Disposition of excess weapon plutonium in deep boreholes – site selection handbook. Los Alamos, NM, Los Alamos National Laboratory.
- Hoag, C. I. (2006). Canister design for deep borehole disposal of nuclear waste. Dept of Nuclear Engineering. Cambridge, MA, MIT.
- Japan Nuclear Cycle Development Institute (2000). The geological environment of Japan. In Geological Isolation Research Project, Overview Report H12, English version.
- Juhlin, C. and H. Sandstedt (1989). Storage of nuclear waste in very deep boreholes: Feasibility study and assessment of economic potential. Part I: Geological considerations. Part II: Overall facility plan and cost analysis., Svensk Karnbranslehantering AB.
- Krumhansl, J. L., J. D. Pless, et al. (2006). Yucca Mountain Project Getter Program Results (Year 1): I-129 and Other Anions of Concern: SAND2006-3869.
- Langmuir, D. L. (1996). Aqueous environmental geochemistry. Upper Saddle River, NJ, Prentice-Hall.
- McKinley, I. G. and A. Scholtis (1993). "A comparison of radionuclide sorption databases used in recent performance assessments." Journal of Contaminant Hydrology **13**: 347-363.

- MIT (2006). The Future of Geothermal Energy. Cambridge, MA, MIT.
- Mitchell, J. K. (1993). Fundamentals of Soil Behavior. 2nd Ed. . New York, NY, John Wiley & Sons, Inc.
- National Academy of Sciences (1957). The Disposal of Radioactive Waste on Land.
- O'Brien, M.T, L.H. Cohen, T.N. Narasimhan, T.L. Simkin, H.A. Wollenberg, W.F. Brace, S. Green, H.P. Platt, (1979), The very deep hole concept: evaluation of an alternative for nuclear waste disposal, Berkeley, CA, Lawrence Berkeley Laboratory, LBL- 7089.
- Polsky, Y., L. Capuano, et al. (2008). Enhanced Geothermal Systems (EGS) Well Construction Technology Evaluation Report, Sandia Report SAND2008-7866.
- Rechard, R. P., L. E. Sanchez, et al. (2001). "Unfavorable Conditions for Nuclear Criticality Following Disposal of Transuranic Waste at the Waste Isolation Pilot Plant." Nuclear Technology **136**: 99-129.
- Rechard, R. P., L. C. Sanchez, et al. (2003). "Consideration of Nuclear Criticality when Disposing Highly Enriched Spent Nuclear Fuel in Unsaturated Tuff—I: Nuclear Criticality Constraints." Nuclear Technology **144**: 201-221.
- Sandia National Laboratories (2008a). "Total System Performance Assessment Model/Analysis for the License Application." MDL-WIS-PA-000005 REV 00 AD 01.
- Sandia National Laboratories (2008b), "Features, Events, and Processes for the Total System Performance Assessment: Analyses"ANL-WIS-MD-0000027 REV 00,
- Van der Leeden, F., F. L. Troise, and D. K. Todd, (1990). The Water Encyclopedia –Second Edition, Geraghty and Miller Groundwater Series.
- Van Geet, M. e. a. (2007). "Efficiency of a Borehole Seal by Means of Pre-Compacted Bentonite Blocks." Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C **32**(1-7): 123-134.
- Wing, N. R. and G. E. Gee (1994). "Quest for the Perfect Cap." Civil Engineering **64**(10): 38041.
- Woodward-Clyde Consultants (1983). Very deep hole systems engineering studies. Columbus, OH, ONWI.
- Zyvoloski, G. A., B. A. Robinson, et al. (1997). Summary of models and methods for FEHM application – A finite element heat and mass transfer code. Los Alamos National Laboratory Report LA-13307-MS.

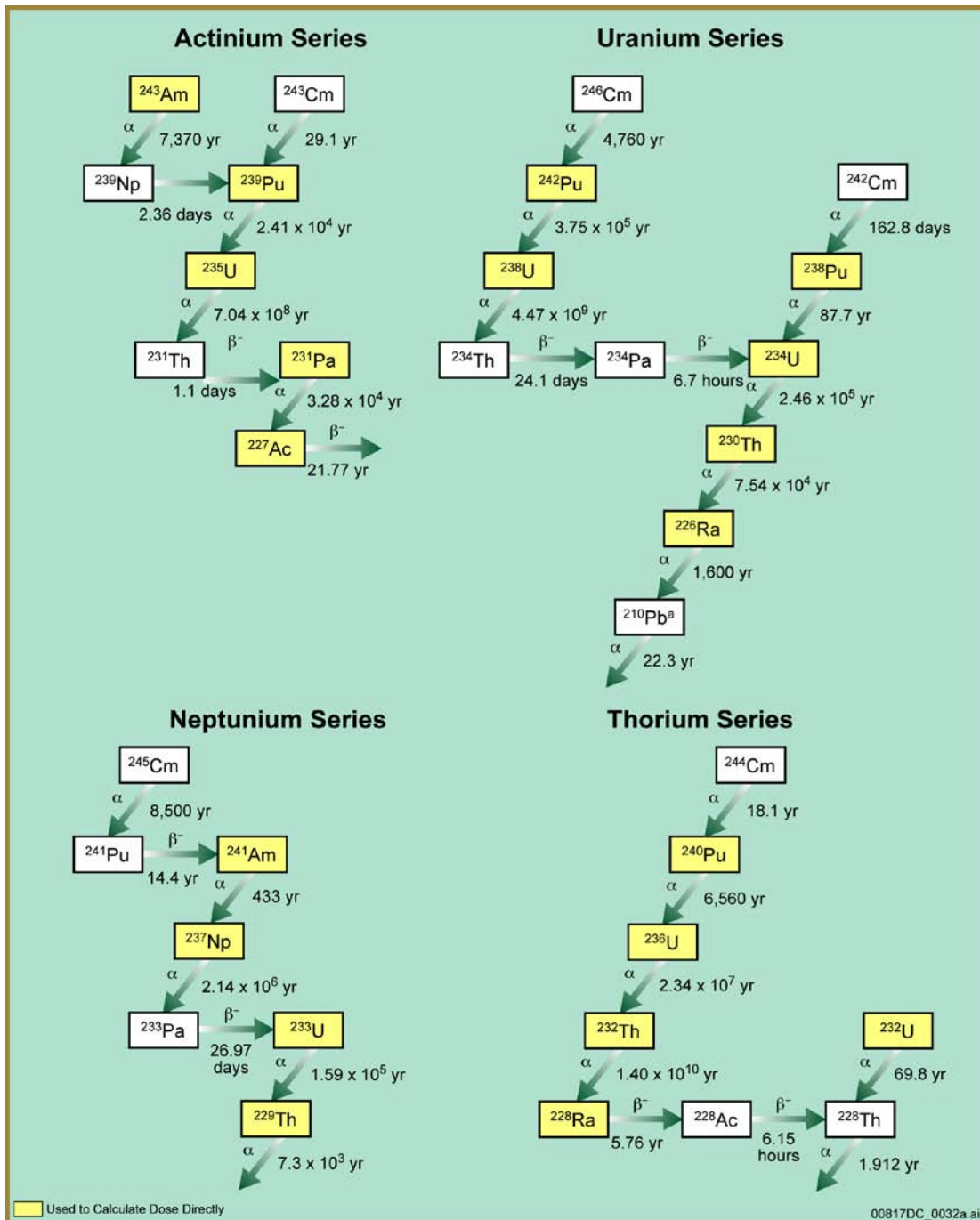
APPENDIX A: U.S. HLW AND SNF INVENTORY

Evaluation of the deep borehole disposal concept in this report is based on estimates of current and projected future quantities of high-level radioactive waste and spent nuclear fuel in the U.S. In 2007, DOE estimated that 109,300 metric tons heavy metal (MTHM) of high-level waste and spent nuclear fuel in the U.S. will ultimately need to be stored (DOE Office of Public Affairs, August 5, 2008). This inventory consists of 70,000 MTHM that is included in the Yucca Mountain license application, with the remainder that will need to be disposed of from future production. The inventory includes commercial spent nuclear fuel (CSNF), DOE spent nuclear fuel (DSNF), and high-level waste glass (HLWG). The inventory consists of actinide elements in several radionuclide decay chains (Figure 14) along with a number of fission products.

The 70,000 MTHM Yucca Mountain inventory is predominantly (about 70%) CSNF, which in turn consists of spent fuel assemblies from pressurized water reactors (PWRs) and boiling water reactors (BWRs). A representative inventory, showing the important actinide elements from Figure 14 and the important fission products, for a single Yucca Mountain waste package is provided in Table 7. The 31-radionuclide inventory is shown for an initial time (either 2030 or 2067 depending on waste type) and aged to a common year, 2117, about 100 years from the present. Note that this table actually represents two different types of waste packages: a CSNF waste package that contains the CSNF inventory (a single CSNF waste package would contain either 21 PWR assemblies or 44 BWR assemblies); and a codisposal waste package that combines the DSNF and HLWG inventory. Also, note that the inventories in Table 7 do not include any Mixed Oxide (MOX) fuel or Lanthanide Borosilicate (LaBS) waste.

For the purposes of discussing and characterizing the waste for deep borehole disposal, the relative radionuclide inventories for CSNF shown in Table 7 are considered representative of the entire US HLW and SNF inventory. The other waste streams (DSNF and HLWG) contains similar relative radionuclide inventories (Table 7) as the CSNF waste stream.

By weight, CSNF is about 97% ^{238}U , with contributions of 0.3-0.8% from ^{235}U , ^{236}U , ^{239}Pu , and ^{240}Pu . All other radionuclides contribute less than 0.1%. Figure 15 shows the relative contributions of the 31 radionuclides by activity (in curies), which is a more direct indicator of their potential effect on dose. Note that Figure 15 includes all waste (not just CSNF), but the relative contributions are likely to be the same. The change in importance of the various radionuclides over time is indicative of the effects decay and ingrowth. The same information is tabulated in Table 8, which also shows the decline in total activity over time.



Source: Figure 6.3.7-4 of (Sandia National Laboratories 2008).

^a A series of short-lived daughters between ^{226}Ra and ^{210}Pb are not shown. Also, ^{210}Pb is not used to calculate dose directly, but its biosphere dose conversion factor is included with that of ^{226}Ra .

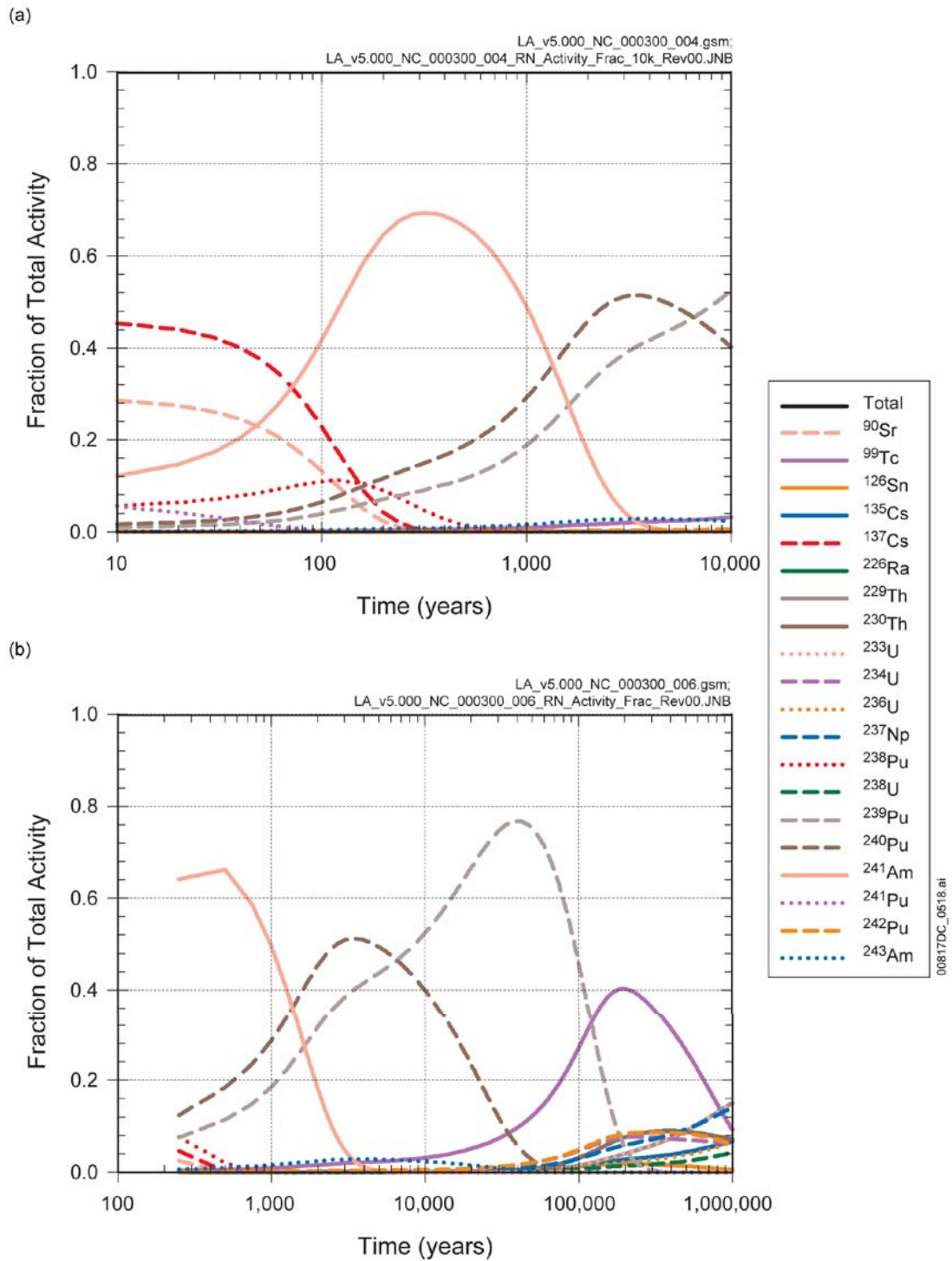
^b Value listed under each radionuclide is the approximate decay half-life for the radionuclide.

Figure 14. Decay Chains of the Actinide Elements.

Table 7. Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory per Waste Package by Radionuclide.

Waste Package Inventory (g/pkg)						
Radionuclide	CSNF at 2067	CSNF after 50 Years	DSNF at 2030	DSNF after 87 Years	HLWG at 2030	HLWG after 87 Years
²²⁷ Ac	2.47E-06	6.27E-06	1.22E-03	1.39E-03	1.91E-04	9.47E-04
²⁴¹ Am	8.18E+03	9.84E+03	2.18E+02	2.15E+02	3.75E+01	3.37E+01
²⁴³ Am	1.24E+03	1.23E+03	6.73E+00	6.68E+00	5.75E-01	5.70E-01
¹⁴ C	1.35E+00	1.34E+00	1.81E+00	1.79E+00	0.00E+00	0.00E+00
³⁶ Cl	3.23E+00	3.23E+00	4.23E+00	4.23E+00	0.00E+00	0.00E+00
²⁴⁵ Cm	1.75E+01	1.74E+01	9.25E-02	9.18E-02	5.43E-02	5.39E-02
¹³⁵ Cs	4.36E+03	4.36E+03	9.74E+01	9.74E+01	1.27E+02	1.27E+02
¹³⁷ Cs	5.90E+03	1.86E+03	9.72E+01	1.31E+01	3.02E+02	4.07E+01
¹²⁹ I	1.73E+03	1.73E+03	3.56E+01	3.56E+01	7.27E+01	7.27E+01
²³⁷ Np	4.57E+03	5.32E+03	8.14E+01	1.12E+02	9.95E+01	1.04E+02
²³¹ Pa	9.17E-03	1.22E-02	2.14E+00	2.14E+00	1.53E+00	1.53E+00
²³⁸ Pu	1.52E+03	1.02E+03	1.25E+01	6.28E+00	3.91E+01	1.96E+01
²³⁹ Pu	4.32E+04	4.31E+04	2.21E+03	2.20E+03	5.58E+02	5.57E+02
²⁴⁰ Pu	2.05E+04	2.04E+04	4.35E+02	4.31E+02	4.61E+01	4.57E+01
²⁴¹ Pu	2.66E+03	2.40E+02	2.92E+01	4.49E-01	1.22E+00	1.89E-02
²⁴² Pu	5.28E+03	5.28E+03	3.02E+01	3.02E+01	3.89E+00	3.89E+00
²²⁶ Ra	0.00E+00	1.29E-04	4.57E-05	1.80E-04	2.42E-05	2.68E-05
²²⁸ Ra	0.00E+00	1.90E-11	1.51E-05	8.77E-06	6.00E-06	1.20E-05
⁷⁹ Se	4.19E+01	4.19E+01	6.82E+00	6.82E+00	7.01E+00	7.01E+00
¹²⁶ Sn	4.63E+02	4.63E+02	9.40E+00	9.40E+00	1.70E+01	1.70E+01
⁹⁰ Sr	2.49E+03	7.46E+02	5.22E+01	6.43E+00	1.74E+02	2.14E+01
⁹⁹ Tc	7.55E+03	7.55E+03	1.58E+02	1.58E+02	1.01E+03	1.01E+03
²²⁹ Th	0.00E+00	2.07E-05	3.24E-01	5.22E-01	3.30E-03	1.05E-02
²³⁰ Th	1.52E-01	4.32E-01	1.18E-01	2.33E-01	8.12E-04	9.02E-03
²³² Th	0.00E+00	5.63E-02	2.17E+04	2.17E+04	2.98E+04	2.98E+04
²³² U	1.02E-02	6.20E-03	1.28E+00	5.39E-01	4.08E-04	1.72E-04
²³³ U	5.76E-02	1.37E-01	5.38E+02	5.38E+02	1.94E+01	1.94E+01
²³⁴ U	1.75E+03	2.24E+03	4.73E+02	4.79E+02	2.33E+01	4.24E+01
²³⁵ U	6.26E+04	6.27E+04	2.51E+04	2.51E+04	1.41E+03	1.41E+03
²³⁶ U	3.84E+04	3.85E+04	1.25E+03	1.25E+03	5.99E+01	6.03E+01
²³⁸ U	7.82E+06	7.82E+06	6.84E+05	6.84E+05	2.37E+05	2.37E+05

Source: Sandia National Laboratories 2008a; Table 6.3.7-4a



Source: Sandia National Laboratories 2008a, Figure 8.3-2.

Figure 15. Mean Radionuclide Contributions to the Total Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory as a Function of Time for (a) 10,000 Years and (b) 1,000,000 Years After 2117.

Table 8. Decay of Total Yucca Mountain Nuclear Waste Inventory as a Function of Time and Dominant Contributors to Total Curie Inventory.

Time After Closure, 2117 (yrs)	Percent of Total Initial Curie Inventory	Major Contributors to Total Inventory at Time after Closure
0	100.00	¹³⁷ Cs (46%), ⁹⁰ Sr (29%), ²⁴¹ Am (10%)
10	81.2	¹³⁷ Cs (45%), ⁹⁰ Sr (28%), ²⁴¹ Am (12%)
100	20.75	²⁴¹ Am (41%), ¹³⁷ Cs (22 %), ⁹⁰ Sr (13%), ²³⁸ Pu (11%))
1,000	4.20	²⁴¹ Am (48%), ²⁴⁰ Pu (29%), ²³⁹ Pu (19%)
10,000	1.18	²³⁹ Pu-239 (52%), ²⁴⁰ Pu (40%)
100,000	0.10	²³⁹ Pu-239 (46%), ⁹⁹ Tc-99 (27%)
500,000	0.03	⁹⁹ Tc-99 (26%), ²²⁹ Th-229 (9%), ²³⁰ Th (9%), ²²⁶ Ra-226 (9%), ²³³ U (9%), ²³⁷ Np-237 (9%), ²⁴² Pu (8%), ²³⁴ U-234 (7%)
1,000,000	0.02	²³³ U-233 (15%), ²²⁹ Th (15%), ²³⁷ Np-237 (14%), ⁹⁹ Tc-99 (9%), ²³⁰ Th (7%), ²²⁶ Ra-226 (7%), ¹³⁵ Cs (7%), ²³⁶ U-236 (6%), ²⁴² Pu (6%)

Source: Table 8.3-1 of (Sandia National Laboratories 2008)

At early time (the first few hundred years after emplacement) the radionuclides with the highest activity are all short-lived (half-lives less than 500 years): ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am, and ²³⁸Pu. From about 100 years to 1,500 years after emplacement, ²⁴¹Am is the largest contributor to the total activity. Subsequent to that, moderate half-life radionuclides become more important. ²⁴⁰Pu (half-life of 6,560 years) is the largest contributor to total activity from about 1,500 years to 7,000 years after emplacement, then ²³⁹Pu (half-life of 24,100 years) becomes the largest contributor until about 100,000 years after emplacement. At very long times (greater than 100,000 years after emplacement), the following long-lived radionuclides become most important to total activity: ⁹⁹Tc, ²⁴²Pu, ²³⁷Np, ²³⁴U, ²³⁰Th, ²²⁶Ra, ²³³U, ²²⁹Th, ¹³⁵Cs, and ²³⁶U.

Table 8 shows that the total activity (in curies) of the inventory decays to about 20% of the initial activity after 100 years, to about 4% after 1,000 years, and to about 1% of the initial activity after 10,000 years. Roughly 1000 years is required before the total radioactivity in CSNF would decay to the background level of a 0.2% U ore body. The radiation in un-processed spent fuel requires roughly 10,000 years to decay to the background levels of an ore body (Langmuir 1996).

APPENDIX B: COMPARISON OF DEEP BOREHOLE DISPOSAL AND YMP FEPS

Table B-1. Yucca Mountain Project Features, Events, and Processes List and Screening Decisions Listed by FEP Number. (based on: Sandia National Laboratories 2008b, Table 7.1). A “?” denotes a lower level of confidence in the preliminary analysis.

<i>FEP Number</i>	<i>FEP Name</i>	<i>YMP Screening Decision</i>	<i>Likely DBD Decision</i>	<i>Estimated DBD Level of Effort</i>
0.1.02.00.0A	<i>Timescales of Concern</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
0.1.03.00.0A	<i>Spatial Domain of Concern</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
0.1.09.00.0A	<i>Regulatory Requirements and Exclusions</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>3</i> <i>Regulations and laws will need to be revised</i>
0.1.10.00.0A	<i>Model and Data Issues</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
1.1.01.01.0A	<i>Open Site Investigation Boreholes</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
1.1.01.01.0B	<i>Influx Through Holes Drilled in Drift Wall or Crown</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	<i>1</i>
1.1.02.00.0A	<i>Chemical Effects of Excavation and Construction in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>2</i>
1.1.02.00.0B	<i>Mechanical Effects of Excavation and Construction in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	<i>2</i>
1.1.02.01.0A	<i>Site Flooding (During Construction and Operation)</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
1.1.02.02.0A	<i>Preclosure Ventilation</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude (NA)</i>	<i>1</i>
1.1.02.03.0A	<i>Undesirable Materials Left</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	<i>2</i>
1.1.03.01.0A	<i>Error in Waste Emplacement</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>3</i> <i>Need to consider the emplacement that may get stuck halfway down. Also need to consider canisters that are crushed by overlying canisters</i>
1.1.03.01.0B	<i>Error in Backfill Emplacement</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include?</i>	<i>Maybe be difficult to ensure that backfill is emplaced uniformly, may be simplest to include FEP and take no credit for backfill1</i>
1.1.04.01.0A	<i>Incomplete Closure</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>2</i>
1.1.05.00.0A	<i>Records and Markers for the Repository</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (regulatory)</i>	<i>1</i>
1.1.07.00.0A	<i>Repository Design</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
1.1.08.00.0A	<i>Inadequate Quality Control and Deviations from Design</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (regulatory or low consequence)</i>	<i>1</i>

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
1.1.09.00.0A	Schedule and Planning	Excluded	Exclude	1
1.1.10.00.0A	Administrative Control of the Repository Site	Excluded	Exclude	1
1.1.11.00.0A	Monitoring of the Repository	Excluded	Exclude	1
1.1.12.01.0A	Accidents and Unplanned Events During Construction and Operation	Excluded	Exclude	1
1.1.13.00.0A	Retrievability	Included	Exclude (policy)	2
1.2.01.01.0A	Tectonic Activity - Large Scale	Excluded	Exclude	1
1.2.02.01.0A	Fractures	Included	Include	2
1.2.02.02.0A	Faults	Included	Include	2
1.2.02.03.0A	Fault Displacement Damages EBS Components	Included	Include?	2 Note—if no credit is taken for WP and WF components, all EBS FEPs are simplified to the consideration of the borehole seals
1.2.03.02.0A	Seismic Ground Motion Damages EBS Components	Included	Exclude	2
1.2.03.02.0B	Seismic-Induced Rockfall Damages EBS Components	Excluded	Exclude (NA)	1
1.2.03.02.0C	Seismic-Induced Drift Collapse Damages EBS Components	Included	Exclude (NA)	1
1.2.03.02.0D	Seismic-Induced Drift Collapse Alters In-Drift Thermohydrology	Included	Exclude (NA)	1
1.2.03.02.0E	Seismic-Induced Drift Collapse Alters In-Drift Chemistry	Excluded	Exclude (NA)	1
1.2.03.03.0A	Seismicity Associated With Igneous Activity	Included	Exclude	1
1.2.04.02.0A	Igneous Activity Changes Rock Properties	Excluded	Exclude	2 Need to evaluate potential for igneous activity at each site (should generically be low), also need to determine if repository heat can contribute to rock melting
1.2.04.03.0A	Igneous Intrusion Into Repository	Included	Exclude	2
1.2.04.04.0A	Igneous Intrusion Interacts With EBS Components	Included	Exclude	2
1.2.04.04.0B	Chemical Effects of Magma and Magmatic Volatiles	Included	Exclude	2 Volatiles may impact transport
1.2.04.05.0A	Magma Or Pyroclastic Base Surge Transports Waste	Excluded	Exclude (NA)	1
1.2.04.06.0A	Eruptive Conduit to Surface Intersects Repository	Included	Exclude	2
1.2.04.07.0A	Ashfall	Included	Exclude	1
1.2.04.07.0B	Ash Redistribution in Groundwater	Excluded	Exclude	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
1.2.04.07.0C	Ash Redistribution Via Soil and Sediment Transport	Included	Exclude	1
1.2.05.00.0A	Metamorphism	Excluded	Exclude	2 Repository heat may create metamorphic conditions
1.2.06.00.0A	Hydrothermal Activity	Excluded	Exclude	3 Repository heat may create local hydrothermal activity
1.2.07.01.0A	Erosion/Denudation	Excluded	Exclude	1
1.2.07.02.0A	Deposition	Excluded	Exclude	1
1.2.08.00.0A	Diagenesis	Excluded	Exclude	2
1.2.09.00.0A	Salt Diapirism and Dissolution	Excluded	Exclude	1
1.2.09.01.0A	Diapirism	Excluded	Exclude	2 Need to demonstrate that repository heat will not generate local diapirism
1.2.09.02.0A	Large-Scale Dissolution	Excluded	Exclude	1
1.2.10.01.0A	Hydrologic Response to Seismic Activity	Excluded	Exclude	1
1.2.10.02.0A	Hydrologic Response to Igneous Activity	Excluded	Exclude	2
1.3.01.00.0A	Climate Change	Included	Exclude	1
1.3.04.00.0A	Periglacial Effects	Excluded	Include	1
1.3.05.00.0A	Glacial and Ice Sheet Effect	Excluded	Include	2 Need to consider fluid pressure effects of future ice sheet loading
1.3.07.01.0A	Water Table Decline	Excluded	Exclude	1
1.3.07.02.0A	Water Table Rise Affects SZ	Included	Exclude	1
1.3.07.02.0B	Water Table Rise Affects UZ	Included	Exclude	1 All UZ FEPs are simplified
1.4.01.00.0A	Human Influences on Climate	Excluded	Exclude	1
1.4.01.01.0A	Climate Modification Increases Recharge	Included	Exclude	1
1.4.01.02.0A	Greenhouse Gas Effects	Excluded	Exclude	1
1.4.01.03.0A	Acid Rain	Excluded	Exclude	1
1.4.01.04.0A	Ozone Layer Failure	Excluded	Exclude	1
1.4.02.01.0A	Deliberate Human Intrusion	Excluded	Exclude	1
1.4.02.02.0A	Inadvertent Human Intrusion	Included	Exclude	1 (requires regulatory change)
1.4.02.03.0A	Igneous Event Precedes Human Intrusion	Excluded	Exclude	1
1.4.02.04.0A	Seismic Event Precedes Human Intrusion	Excluded	Exclude	1
1.4.03.00.0A	Unintrusive Site Investigation	Excluded	Exclude	1
1.4.04.00.0A	Drilling Activities (Human Intrusion)	Included	Exclude	1
1.4.04.01.0A	Effects of Drilling Intrusion	Included	Exclude	1
1.4.05.00.0A	Mining and Other Underground Activities	Excluded	Exclude	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	(Human Intrusion)			Includes natural resource issues
1.4.06.01.0A	Altered Soil Or Surface Water Chemistry	Excluded	Exclude	1
1.4.07.01.0A	Water Management Activities	Included	Exclude	1
1.4.07.02.0A	Wells	Included	Exclude	1
1.4.07.03.0A	Recycling of Accumulated Radionuclides from Soils to Groundwater	Excluded	Exclude	1
1.4.08.00.0A	Social and Institutional Developments	Excluded	Exclude	1
1.4.09.00.0A	Technological Developments	Excluded	Exclude	1
1.4.11.00.0A	Explosions and Crashes (Human Activities)	Excluded	Exclude	1
1.5.01.01.0A	Meteorite Impact	Excluded	Exclude	1
1.5.01.02.0A	Extraterrestrial Events	Excluded	Exclude	1
1.5.02.00.0A	Species Evolution	Excluded	Exclude	1
1.5.03.01.0A	Changes in the Earth's Magnetic Field	Excluded	Exclude	1
1.5.03.02.0A	Earth Tides	Excluded	Exclude	1
2.1.01.01.0A	Waste Inventory	Included	Include	1
2.1.01.02.0A	Interactions Between Co-Located Waste	Excluded	Exclude	1
2.1.01.02.0B	Interactions Between Co-Disposed Waste	Included	Exclude	1
2.1.01.03.0A	Heterogeneity of Waste Inventory	Included	Include	1
2.1.01.04.0A	Repository-Scale Spatial Heterogeneity of Emplaced Waste	Included	Include	1
2.1.02.01.0A	DSNF Degradation (Alteration, Dissolution, and Radionuclide Release)	Included	Exclude	1
2.1.02.02.0A	CSNF Degradation (Alteration, Dissolution, and Radionuclide Release)	Included	Exclude	1 Assume no credit for CSNF waste form
2.1.02.03.0A	HLW Glass Degradation (Alteration, Dissolution, and Radionuclide Release)	Included	Exclude	1 Assume no credit for HLW waste form?
2.1.02.04.0A	Alpha Recoil Enhances Dissolution	Excluded	Exclude	1
2.1.02.05.0A	HLW Glass Cracking	Included	Exclude	1
2.1.02.06.0A	HLW Glass Recrystallization	Excluded	Exclude	1
2.1.02.07.0A	Radionuclide Release from Gap and Grain Boundaries	Included	Exclude	1
2.1.02.08.0A	Pyrophoricity from DSNF	Excluded	Exclude	1
2.1.02.09.0A	Chemical Effects of Void Space in Waste Package	Included	Exclude	1
2.1.02.10.0A	Organic/Cellulosic Materials in Waste	Excluded	Exclude	1
2.1.02.11.0A	Degradation of Cladding from Waterlogged Rods	Excluded	Exclude	1
2.1.02.12.0A	Degradation of Cladding Prior to Disposal	Included	Exclude	1
2.1.02.13.0A	General Corrosion of Cladding	Excluded	Exclude	1
2.1.02.14.0A	Microbially Influenced Corrosion (MIC) of Cladding	Excluded	Include	1
2.1.02.15.0A	Localized (Radiolysis Enhanced) Corrosion of Cladding	Excluded	Exclude	1
2.1.02.16.0A	Localized (Pitting) Corrosion of Cladding	Excluded	Exclude	1
2.1.02.17.0A	Localized (Crevice) Corrosion of Cladding	Excluded	Exclude	1
2.1.02.18.0A	Enhanced Corrosion of Cladding from	Excluded	Exclude	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	<i>Dissolved Silica</i>			
2.1.02.19.0A	<i>Creep Rupture of Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.20.0A	<i>Internal Pressurization of Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.21.0A	<i>Stress Corrosion Cracking (SCC) of Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.22.0A	<i>Hydride Cracking of Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.23.0A	<i>Cladding Unzipping</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.24.0A	<i>Mechanical Impact on Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.25.0A	<i>DSNF Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.25.0B	<i>Naval SNF Cladding</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1 <i>Exclude Naval SNF from analysis completely</i>
2.1.02.26.0A	<i>Diffusion-Controlled Cavity Growth in Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.27.0A	<i>Localized (Fluoride Enhanced) Corrosion of Cladding</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.28.0A	<i>Grouping of DSNF Waste Types Into Categories</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.02.29.0A	<i>Flammable Gas Generation from DSNF</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.01.0A	<i>General Corrosion of Waste Packages</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1 <i>Assume no flow barrier credit for WP</i>
2.1.03.01.0B	<i>General Corrosion of Drip Shields</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.02.0A	<i>Stress Corrosion Cracking (SCC) of Waste Packages</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.02.0B	<i>Stress Corrosion Cracking (SCC) of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.03.0A	<i>Localized Corrosion of Waste Packages</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.03.0B	<i>Localized Corrosion of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.04.0A	<i>Hydride Cracking of Waste Packages</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.04.0B	<i>Hydride Cracking of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.05.0A	<i>Microbially Influenced Corrosion (MIC) of Waste Packages</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.05.0B	<i>Microbially Influenced Corrosion (MIC) of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.06.0A	<i>Internal Corrosion of Waste Packages Prior to Breach</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.07.0A	<i>Mechanical Impact on Waste Package</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1 <i>This FEP includes all damage to WPs after emplacement</i>
2.1.03.07.0B	<i>Mechanical Impact on Drip Shield</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.08.0A	<i>Early Failure of Waste Packages</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.08.0B	<i>Early Failure of Drip Shields</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.09.0A	<i>Copper Corrosion in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.10.0A	<i>Advection of Liquids and Solids Through Cracks in the Waste Package</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.03.10.0B	<i>Advection of Liquids and Solids Through Cracks in the Drip Shield</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.03.11.0A	<i>Physical Form of Waste Package and Drip</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	<i>Shield</i>			
2.1.04.01.0A	<i>Flow in the Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	1 <i>Include FEPs that degrade backfill by assuming no credit due to difficulty in ensuring full emplacement</i>
2.1.04.02.0A	<i>Chemical Properties and Evolution of Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	1
2.1.04.03.0A	<i>Erosion or Dissolution of Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	1
2.1.04.04.0A	<i>Thermal-Mechanical Effects of Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	1
2.1.04.05.0A	<i>Thermal-Mechanical Properties and Evolution of Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	1
2.1.04.09.0A	<i>Radionuclide Transport in Backfill</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1 <i>Exclude beneficial transport effects of backfill because of difficulty in ensuring full emplacement</i>
2.1.05.01.0A	<i>Flow Through Seals (Access Ramps and Ventilation Shafts)</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3
2.1.05.02.0A	<i>Radionuclide Transport Through Seals</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3
2.1.05.03.0A	<i>Degradation of Seals</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3
2.1.06.01.0A	<i>Chemical Effects of Rock Reinforcement and Cementitious Materials in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include (Seals are EBS, so one entire release pathway to RMEI is in EBS)</i>	3
2.1.06.02.0A	<i>Mechanical Effects of Rock Reinforcement Materials in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3 <i>What happens to borehole seal as casing degrades?</i>
2.1.06.04.0A	<i>Flow Through Rock Reinforcement Materials in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.06.05.0A	<i>Mechanical Degradation of Emplacement Pallet</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.05.0B	<i>Mechanical Degradation of Invert</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.05.0C	<i>Chemical Degradation of Emplacement Pallet</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.05.0D	<i>Chemical Degradation of Invert</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.06.0A	<i>Effects of Drip Shield on Flow</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.06.0B	<i>Oxygen Embrittlement of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.06.07.0A	<i>Chemical Effects at EBS Component Interfaces</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include?</i>	2
2.1.06.07.0B	<i>Mechanical Effects at EBS Component Interfaces</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3
2.1.07.01.0A	<i>Rockfall</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.07.02.0A	<i>Drift Collapse</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1 <i>If drift = borehole,</i>

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
				<i>then this is a potentially significant operational FEP</i>
2.1.07.04.0A	Hydrostatic Pressure on Waste Package	Excluded	Include	2
2.1.07.04.0B	Hydrostatic Pressure on Drip Shield	Excluded	Exclude (NA)	1
2.1.07.05.0A	Creep of Metallic Materials in the Waste Package	Excluded	Exclude	1
2.1.07.05.0B	Creep of Metallic Materials in the Drip Shield	Excluded	Exclude (NA)	1
2.1.07.06.0A	Floor Buckling	Excluded	Exclude	1
2.1.08.01.0A	Water Influx at the Repository	Included	Include	1
2.1.08.01.0B	Effects of Rapid Influx into the Repository	Excluded	Exclude	1
2.1.08.02.0A	Enhanced Influx at the Repository	Included	Exclude	1
2.1.08.03.0A	Repository Dry-Out Due to Waste Heat	Included	Include	1
2.1.08.04.0A	Condensation Forms on Roofs of Drifts (Drift-Scale Cold Traps)	Included	Exclude	1
2.1.08.04.0B	Condensation Forms at Repository Edges (Repository-Scale Cold Traps)	Included	Exclude	1
2.1.08.05.0A	Flow Through Invert	Included	Exclude (NA)	1
2.1.08.06.0A	Capillary Effects (Wicking) in EBS	Included	Exclude	1
2.1.08.07.0A	Unsaturated Flow in the EBS	Included	Exclude	1
2.1.08.09.0A	Saturated Flow in the EBS	Excluded	Include	3
2.1.08.11.0A	Repository Resaturation Due to Waste Cooling	Included	Include	1
2.1.08.12.0A	Induced Hydrologic Changes in Invert	Excluded	Exclude (NA)	1
2.1.08.14.0A	Condensation on Underside of Drip Shield	Excluded	Exclude (NA)	1
2.1.08.15.0A	Consolidation of EBS Components	Excluded	Include	3
2.1.09.01.0A	Chemical Characteristics of Water in Drifts	Included	Include	3
2.1.09.01.0B	Chemical Characteristics of Water in Waste Package	Included	Include	3
2.1.09.02.0A	Chemical Interaction With Corrosion Products	Included	Include	3
2.1.09.03.0A	Volume Increase of Corrosion Products Impacts Cladding	Excluded	Exclude	1
2.1.09.03.0B	Volume Increase of Corrosion Products Impacts Waste Package	Excluded	Exclude	1
2.1.09.03.0C	Volume Increase of Corrosion Products Impacts Other EBS Components	Excluded	Exclude	1
2.1.09.04.0A	Radionuclide Solubility, Solubility Limits, and Speciation in the Waste Form and EBS	Included	Include	3
2.1.09.05.0A	Sorption of Dissolved Radionuclides in EBS	Included	Include	3
2.1.09.06.0A	Reduction-Oxidation Potential in Waste Package	Included	Include	1
2.1.09.06.0B	Reduction-Oxidation Potential in Drifts	Included	Include	1
2.1.09.07.0A	Reaction Kinetics in Waste Package	Included	Exclude	2
2.1.09.07.0B	Reaction Kinetics in Drifts	Included	Exclude	2
2.1.09.08.0A	Diffusion of Dissolved Radionuclides in EBS	Included	Include	3
2.1.09.08.0B	Advection of Dissolved Radionuclides in EBS	Included	Include	3
2.1.09.09.0A	Electrochemical Effects in EBS	Excluded	Exclude	1
2.1.09.10.0A	Secondary Phase Effects on Dissolved	Excluded	Include	2

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	<i>Radionuclide Concentrations</i>			
2.1.09.11.0A	<i>Chemical Effects of Waste-Rock Contact</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	2
2.1.09.12.0A	<i>Rind (Chemically Altered Zone) Forms in the Near-Field</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	2
2.1.09.13.0A	<i>Complexation in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	2
2.1.09.15.0A	<i>Formation of True (Intrinsic) Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.16.0A	<i>Formation of Pseudo-Colloids (Natural) in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.17.0A	<i>Formation of Pseudo-Colloids (Corrosion Product) in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.18.0A	<i>Formation of Microbial Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.19.0A	<i>Sorption of Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.19.0B	<i>Advection of Colloids in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.20.0A	<i>Filtration of Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.21.0A	<i>Transport of Particles Larger Than Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.21.0B	<i>Transport of Particles Larger Than Colloids in the SZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.21.0C	<i>Transport of Particles Larger Than Colloids in the UZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.22.0A	<i>Sorption of Colloids at Air-Water Interface</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.23.0A	<i>Stability of Colloids in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.09.24.0A	<i>Diffusion of Colloids in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.09.25.0A	<i>Formation of Colloids (Waste-Form) By Co-Precipitation in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	?
2.1.09.26.0A	<i>Gravitational Settling of Colloids in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.27.0A	<i>Coupled Effects on Radionuclide Transport in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	2
2.1.09.28.0A	<i>Localized Corrosion on Waste Package Outer Surface Due to Deliquescence</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.09.28.0B	<i>Localized Corrosion on Drip Shield Surfaces Due to Deliquescence</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	1
2.1.10.01.0A	<i>Microbial Activity in EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	2
2.1.11.01.0A	<i>Heat Generation in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.11.02.0A	<i>Non-Uniform Heat Distribution in EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.11.03.0A	<i>Exothermic Reactions in the EBS</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.11.05.0A	<i>Thermal Expansion/Stress of in-Package EBS Components</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.11.06.0A	<i>Thermal Sensitization of Waste Packages</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.11.06.0B	<i>Thermal Sensitization of Drip Shields</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.11.07.0A	<i>Thermal Expansion/Stress of in-Drift EBS Components</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include</i>	3 <i>This may be where thermal-mechanical effects on the seals is captured</i>
2.1.11.08.0A	<i>Thermal Effects on Chemistry and Microbial Activity in the EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.11.09.0A	<i>Thermal Effects on Flow in the EBS</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3
2.1.11.09.0B	<i>Thermally-Driven Flow (Convection) in Waste Packages</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	1
2.1.11.09.0C	<i>Thermally Driven Flow (Convection) in Drifts</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	3

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
				Drifts = boreholes with waste
2.1.11.10.0A	Thermal Effects on Transport in EBS	Excluded	Include	3
2.1.12.01.0A	Gas Generation (Repository Pressurization)	Excluded	Exclude	3 Need to consider gas pressure effects on seals
2.1.12.02.0A	Gas Generation (He) from Waste Form Decay	Excluded	Exclude	3
2.1.12.03.0A	Gas Generation (H ₂) from Waste Package Corrosion	Excluded	Exclude	3
2.1.12.04.0A	Gas Generation (CO ₂ , CH ₄ , H ₂ S) from Microbial Degradation	Excluded	Include	2
2.1.12.06.0A	Gas Transport in EBS	Excluded	Exclude	2
2.1.12.07.0A	Effects of Radioactive Gases in EBS	Excluded	Exclude	1
2.1.12.08.0A	Gas Explosions in EBS	Excluded	Exclude	1
2.1.13.01.0A	Radiolysis	Excluded	Exclude	3
2.1.13.02.0A	Radiation Damage in EBS	Excluded	Exclude	1
2.1.13.03.0A	Radiological Mutation of Microbes	Excluded	Include	1
2.1.14.15.0A	In-Package Criticality (Intact Configuration)	Excluded	Exclude	3
2.1.14.16.0A	In-Package Criticality (Degraded Configurations)	Excluded	Exclude	3 Criticality exclusion on Prob. of geometry? Consequence is low, but hard to quantify because of thermal effects
2.1.14.17.0A	Near-Field Criticality	Excluded	Exclude	2
2.1.14.18.0A	In-Package Criticality Resulting from a Seismic Event (Intact Configuration)	Excluded	Exclude	1
2.1.14.19.0A	In-Package Criticality Resulting from a Seismic Event (Degraded Configurations)	Excluded	Exclude	1
2.1.14.20.0A	Near-Field Criticality Resulting from a Seismic Event	Excluded	Exclude	1
2.1.14.21.0A	In-Package Criticality Resulting from Rockfall (Intact Configuration)	Excluded	Exclude	1
2.1.14.22.0A	In-Package Criticality Resulting from Rockfall (Degraded Configurations)	Excluded	Exclude	1
2.1.14.23.0A	Near-Field Criticality Resulting from Rockfall	Excluded	Exclude	1
2.1.14.24.0A	In-Package Criticality Resulting from an Igneous Event (Intact Configuration)	Excluded	Exclude	2
2.1.14.25.0A	In-Package Criticality Resulting from an Igneous Event (Degraded Configurations)	Excluded	Exclude	2
2.1.14.26.0A	Near-Field Criticality Resulting from an Igneous Event	Excluded	Exclude	1
2.2.01.01.0A	Mechanical Effects of Excavation and Construction in the Near-Field	Included	Include	3 High K pathways around borehole
2.2.01.01.0B	Chemical Effects of Excavation and Construction in the Near-Field	Excluded	Include	2 Altered rock properties near

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
				borehole
2.2.01.02.0A	Thermally-Induced Stress Changes in the Near-Field	Excluded	Include	3
2.2.01.02.0B	Chemical Changes in the Near-Field from Backfill	Excluded	Exclude	1
2.2.01.03.0A	Changes In Fluid Saturations in the Excavation Disturbed Zone	Excluded	Exclude	1
2.2.01.04.0A	Radionuclide Solubility in the Excavation Disturbed Zone	Excluded	Include	2
2.2.01.05.0A	Radionuclide Transport in the Excavation Disturbed Zone	Excluded	Include	3
2.2.03.01.0A	Stratigraphy	Included	Include	1
2.2.03.02.0A	Rock Properties of Host Rock and Other Units	Included	Include	1
2.2.06.01.0A	Seismic Activity Changes Porosity and Permeability of Rock	Excluded	Exclude	1
2.2.06.02.0A	Seismic Activity Changes Porosity and Permeability of Faults	Excluded	Exclude	1
2.2.06.02.0B	Seismic Activity Changes Porosity and Permeability of Fractures	Excluded	Exclude	1
2.2.06.03.0A	Seismic Activity Alters Perched Water Zones	Excluded	Exclude	1
2.2.06.04.0A	Effects of Subsidence	Excluded	Exclude	1
2.2.06.05.0A	Salt Creep	Excluded	Exclude	1
2.2.07.01.0A	Locally Saturated Flow at Bedrock/Alluvium Contact	Excluded	Exclude	1
2.2.07.02.0A	Unsaturated Groundwater Flow in the Geosphere	Included	Exclude	1
2.2.07.03.0A	Capillary Rise in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.07.04.0A	Focusing of Unsaturated Flow (Fingers, Weeps)	Included	Exclude	1
2.2.07.05.0A	Flow in the UZ from Episodic Infiltration	Excluded	Exclude	1
2.2.07.06.0A	Episodic Or Pulse Release from Repository	Excluded	Exclude	1
2.2.07.06.0B	Long-Term Release of Radionuclides from The Repository	Included	Include	2
2.2.07.07.0A	Perched Water Develops	Included	Exclude	1
2.2.07.08.0A	Fracture Flow in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.07.09.0A	Matrix Imbibition in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.07.10.0A	Condensation Zone Forms Around Drifts	Included	Exclude	1
2.2.07.11.0A	Resaturation of Geosphere Dry-Out Zone	Included	Include	1
2.2.07.12.0A	Saturated Groundwater Flow in the Geosphere	Included	Include	3 This is one of two release pathways (EBS transport through seals is the other)
2.2.07.13.0A	Water-Conducting Features in the SZ	Included	Included	3
2.2.07.14.0A	Chemically-Induced Density Effects on Groundwater Flow	Excluded	Exclude	1
2.2.07.15.0A	Advection and Dispersion in the SZ	Included	Include	3
2.2.07.15.0B	Advection and Dispersion in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.07.16.0A	Dilution of Radionuclides in Groundwater	Included	Include	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
2.2.07.17.0A	Diffusion in the SZ	Included	Include	3
2.2.07.18.0A	Film Flow into the Repository	Included	Exclude	1
2.2.07.19.0A	Lateral Flow from Solitario Canyon Fault Enters Drifts	Included	Exclude (NA)	1
2.2.07.20.0A	Flow Diversion Around Repository Drifts	Included	Exclude	1
2.2.07.21.0A	Drift Shadow Forms Below Repository	Excluded	Exclude	1
2.2.08.01.0A	Chemical Characteristics of Groundwater in the SZ	Included	Include	1
2.2.08.01.0B	Chemical Characteristics of Groundwater in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.08.03.0A	Geochemical Interactions and Evolution in the SZ	Excluded	Include	2
2.2.08.03.0B	Geochemical Interactions and Evolution in the UZ	Excluded	Exclude	1
2.2.08.04.0A	Re-Dissolution of Precipitates Directs More Corrosive Fluids to Waste Packages	Excluded	Exclude	1
2.2.08.05.0A	Diffusion in the UZ	Excluded	Exclude	1
2.2.08.06.0A	Complexation in the SZ	Included	Include?	?
2.2.08.06.0B	Complexation in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.08.07.0A	Radionuclide Solubility Limits in the SZ	Excluded	Include	2
2.2.08.07.0B	Radionuclide Solubility Limits in the UZ	Excluded	Exclude	1
2.2.08.07.0C	Radionuclide Solubility Limits in the Biosphere	Excluded	Exclude	1
2.2.08.08.0A	Matrix Diffusion in the SZ	Included	Include	3
2.2.08.08.0B	Matrix Diffusion in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.08.09.0A	Sorption in the SZ	Included	Include	3
2.2.08.09.0B	Sorption in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.08.10.0A	Colloidal Transport in the SZ	Included	Include	3
2.2.08.10.0B	Colloidal Transport in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.08.11.0A	Groundwater Discharge to Surface Within The Reference Biosphere	Excluded	Exclude	1
2.2.08.12.0A	Chemistry of Water Flowing into the Drift	Included	Include	2
2.2.08.12.0B	Chemistry of Water Flowing into the Waste Package	Included	Include	2
2.2.09.01.0A	Microbial Activity in the SZ	Excluded	Include	2
2.2.09.01.0B	Microbial Activity in the UZ	Excluded	Include	1
2.2.10.01.0A	Repository-Induced Thermal Effects on Flow in the UZ	Excluded	Exclude	1
2.2.10.02.0A	Thermal Convection Cell Develops in SZ	Excluded	Exclude ??	3
2.2.10.03.0A	Natural Geothermal Effects on Flow in the SZ	Included	Include	2
2.2.10.03.0B	Natural Geothermal Effects on Flow in the UZ	Included	Exclude	1
2.2.10.04.0A	Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Fractures Near Repository	Excluded	Exclude ??	3
2.2.10.04.0B	Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Faults Near Repository	Excluded	Exclude ??	3
2.2.10.05.0A	Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Rocks Above and Below The Repository	Excluded	Exclude ??	3
2.2.10.06.0A	Thermo-Chemical Alteration in the UZ (Solubility, Speciation, Phase Changes,	Excluded	Exclude	1

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	<i>Precipitation/Dissolution)</i>			
2.2.10.07.0A	<i>Thermo-Chemical Alteration of the Calico Hills Unit</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	<i>1</i>
2.2.10.08.0A	<i>Thermo-Chemical Alteration in the SZ (Solubility, Speciation, Phase Changes, Precipitation/Dissolution)</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude ??</i>	<i>3</i>
2.2.10.09.0A	<i>Thermo-Chemical Alteration of the Topopah Spring Basal Vitrophyre</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude (NA)</i>	<i>1</i>
2.2.10.10.0A	<i>Two-Phase Buoyant Flow/Heat Pipes</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.10.11.0A	<i>Natural Air Flow in the UZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.10.12.0A	<i>Geosphere Dry-Out Due to Waste Heat</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.2.10.13.0A	<i>Repository-Induced Thermal Effects on Flow in the SZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Include ??</i>	<i>3</i>
2.2.10.14.0A	<i>Mineralogic Dehydration Reactions</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude ??</i>	<i>3</i>
2.2.11.01.0A	<i>Gas Effects in the SZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>2</i>
2.2.11.02.0A	<i>Gas Effects in the UZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.11.03.0A	<i>Gas Transport in Geosphere</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.12.00.0A	<i>Undetected Features in the UZ</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.12.00.0B	<i>Undetected Features in the SZ</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.2.14.09.0A	<i>Far-Field Criticality</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.14.10.0A	<i>Far-Field Criticality Resulting from a Seismic Event</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.14.11.0A	<i>Far-Field Criticality Resulting from Rockfall</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.2.14.12.0A	<i>Far-Field Criticality Resulting from an Igneous Event</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.01.00.0A	<i>Topography and Morphology</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.02.01.0A	<i>Soil Type</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1 (Biosphere model inputs are all “included” assuming well water and farming)</i>
2.3.02.02.0A	<i>Radionuclide Accumulation in Soils</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.3.02.03.0A	<i>Soil and Sediment Transport in the Biosphere</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.04.01.0A	<i>Surface Water Transport and Mixing</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.06.00.0A	<i>Marine Features</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.09.01.0A	<i>Animal Burrowing/Intrusion</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.11.01.0A	<i>Precipitation</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.11.02.0A	<i>Surface Runoff and Evapotranspiration</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.11.03.0A	<i>Infiltration and Recharge</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.11.04.0A	<i>Groundwater Discharge to Surface Outside The Reference Biosphere</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.13.01.0A	<i>Biosphere Characteristics</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1 Assume well pumps from SZ at location of borehole</i>
2.3.13.02.0A	<i>Radionuclide Alteration During Biosphere Transport</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.3.13.03.0A	<i>Effects of Repository Heat on The Biosphere</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.3.13.04.0A	<i>Radionuclide Release Outside The Reference Biosphere</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.4.01.00.0A	<i>Human Characteristics (Physiology,</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>

FEP Number	FEP Name	YMP Screening Decision	Likely DBD Decision	Estimated DBD Level of Effort
	<i>Metabolism)</i>			
2.4.04.01.0A	<i>Human Lifestyle</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.4.07.00.0A	<i>Dwellings</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.4.08.00.0A	<i>Wild and Natural Land and Water Use</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.4.09.01.0A	<i>Implementation of New Agricultural Practices Or Land Use</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
2.4.09.01.0B	<i>Agricultural Land Use and Irrigation</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.4.09.02.0A	<i>Animal Farms and Fisheries</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
2.4.10.00.0A	<i>Urban and Industrial Land and Water Use</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.1.01.01.0A	<i>Radioactive Decay and Ingrowth</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.2.07.01.0A	<i>Isotopic Dilution</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.2.10.00.0A	<i>Atmospheric Transport of Contaminants</i>	<i>Included</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.3.01.00.0A	<i>Contaminated Drinking Water, Foodstuffs and Drugs</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.02.01.0A	<i>Plant Uptake</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.02.02.0A	<i>Animal Uptake</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.02.03.0A	<i>Fish Uptake</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.03.01.0A	<i>Contaminated Non-Food Products and Exposure</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.04.01.0A	<i>Ingestion</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.04.02.0A	<i>Inhalation</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.04.03.0A	<i>External Exposure</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.05.01.0A	<i>Radiation Doses</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>
3.3.06.00.0A	<i>Radiological Toxicity and Effects</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.3.06.01.0A	<i>Repository Excavation</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.3.06.02.0A	<i>Sensitization to Radiation</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.3.07.00.0A	<i>Non-Radiological Toxicity and Effects</i>	<i>Excluded</i>	<i>Exclude</i>	<i>1</i>
3.3.08.00.0A	<i>Radon and Radon Decay Product Exposure</i>	<i>Included</i>	<i>Include</i>	<i>1</i>

CSNF = commercial SNF, DSNF = DOE-owned SNF, EBS = Engineered Barrier System, HLW = high-level waste, MIC = microbially influenced corrosion, SNF = spent nuclear fuel, SSC = stress corrosion cracking, SZ = saturated zone, UZ = unsaturated zone.

Table B-2. High Priority Borehole FEPs – Excluded FEPs That Need New Technical Work and Included FEPs That Require Significant Modeling or Possible Model Changes.

<i>FEP Number</i>	<i>FEP Name</i>	<i>Likely DBD Decision</i>	<i>Estimated DB Level of Effort</i>
0.1.09.00.0A	Regulatory Requirements and Exclusions	Include	3 Regulations and laws will need to be revised
1.1.02.00.0A	Chemical Effects of Excavation and Construction in EBS	Exclude	2
1.1.02.00.0B	Mechanical Effects of Excavation and Construction in EBS	Include	2
1.1.02.03.0A	Undesirable Materials Left	Exclude (NA)	2
1.1.03.01.0A	Error in Waste Emplacement	Exclude	3 Need to consider the emplacement that gets stuck halfway down. Also need to consider canisters that are crushed by overlying canisters
1.1.04.01.0A	Incomplete Closure	Exclude	2
1.1.13.00.0A	Retrievability	Exclude (policy)	2
1.2.02.01.0A	Fractures	Include	2
1.2.02.02.0A	Faults	Include	2
1.2.02.03.0A	Fault Displacement Damages EBS Components	Include?	2 Note—if no credit is taken for WP and WF components, all EBS FEPs are simplified to the consideration of the borehole seals
1.2.03.02.0A	Seismic Ground Motion Damages EBS Components	Exclude	2
1.2.04.02.0A	Igneous Activity Changes Rock Properties	Exclude	2 Need to evaluate potential for igneous activity at each site (should generically be low), also need to determine if repository heat can contribute to rock melting
1.2.04.03.0A	Igneous Intrusion Into Repository	Exclude	2
1.2.04.04.0A	Igneous Intrusion Interacts With EBS Components	Exclude	2
1.2.04.04.0B	Chemical Effects of Magma and Magmatic Volatiles	Exclude	2 Volatiles may impact transport

FEP Number	FEP Name	Likely DBD Decision	Estimated DB Level of Effort
1.2.04.06.0A	Eruptive Conduit to Surface Intersects Repository	Exclude	2
1.2.05.00.0A	Metamorphism	Exclude	2 Repository heat may create metamorphic conditions
1.2.06.00.0A	Hydrothermal Activity	Exclude	3 Repository heat may create local hydrothermal activity
1.2.08.00.0A	Diagenesis	Exclude	2
1.2.09.01.0A	Diapirism	Exclude	2 Need to demonstrate that repository heat will not generate local diapirism
1.2.10.02.0A	Hydrologic Response to Igneous Activity	Exclude	2
1.3.07.02.0B	Water Table Rise Affects UZ	Exclude	1 All UZ FEPs are simplified
1.4.02.02.0A	Inadvertent Human Intrusion	Exclude	1 (requires regulatory change)
2.1.02.02.0A	CSNF Degradation (Alteration, Dissolution, and Radionuclide Release)	Exclude	1 Assume no credit for CSNF waste form
2.1.02.03.0A	HLW Glass Degradation (Alteration, Dissolution, and Radionuclide Release)	Exclude	1 Assume no credit for HLW waste form
2.1.05.01.0A	Flow Through Seals (Access Ramps and Ventilation Shafts)	Include	3
2.1.05.02.0A	Radionuclide Transport Through Seals	Include	3
2.1.05.03.0A	Degradation of Seals	Include	3
2.1.06.01.0A	Chemical Effects of Rock Reinforcement and Cementitious Materials in EBS	Include (Seals are EBS, so one entire release pathway to RMEI is in EBS)	3
2.1.06.02.0A	Mechanical Effects of Rock Reinforcement Materials in EBS	Include	3 What happens to borehole seal as casing degrades?
2.1.06.07.0A	Chemical Effects at EBS Component Interfaces	Include?	2
2.1.06.07.0B	Mechanical Effects at EBS Component Interfaces	Exclude?	3
2.1.07.02.0A	Drift Collapse	Exclude	1

FEP Number	FEP Name	Likely DBD Decision	Estimated DB Level of Effort
			<i>If drift = borehole, then this is a major operational FEP</i>
2.1.07.04.0A	Hydrostatic Pressure on Waste Package	Include	2
2.1.08.09.0A	Saturated Flow in the EBS	Include	3
2.1.08.15.0A	Consolidation of EBS Components	Include	3
2.1.09.01.0A	Chemical Characteristics of Water in Drifts	Include	3
2.1.09.01.0B	Chemical Characteristics of Water in Waste Package	Include	3
2.1.09.02.0A	Chemical Interaction With Corrosion Products	Include	3
2.1.09.04.0A	Radionuclide Solubility, Solubility Limits, and Speciation in the Waste Form and EBS	Include	3
2.1.09.05.0A	Sorption of Dissolved Radionuclides in EBS	Include	3
2.1.09.07.0A	Reaction Kinetics in Waste Package	Exclude	2
2.1.09.07.0B	Reaction Kinetics in Drifts	Exclude	2
2.1.09.08.0A	Diffusion of Dissolved Radionuclides in EBS	Include	3
2.1.09.08.0B	Advection of Dissolved Radionuclides in EBS	Include	3
2.1.09.10.0A	Secondary Phase Effects on Dissolved Radionuclide Concentrations	Include	2
2.1.09.11.0A	Chemical Effects of Waste-Rock Contact	Include	2
2.1.09.12.0A	Rind (Chemically Altered Zone) Forms in the Near-Field	Exclude	2
2.1.09.13.0A	Complexation in EBS	Exclude	2
2.1.09.15.0A	Formation of True (Intrinsic) Colloids in EBS	?	?
2.1.09.16.0A	Formation of Pseudo-Colloids (Natural) in EBS	?	?
2.1.09.17.0A	Formation of Pseudo-Colloids (Corrosion Product) in EBS	?	?
2.1.09.18.0A	Formation of Microbial Colloids in EBS	?	?
2.1.09.19.0A	Sorption of Colloids in EBS	Include?	2
2.1.09.19.0B	Advection of Colloids in EBS	Include?	2
2.1.09.20.0A	Filtration of Colloids in EBS	Include?	2
2.1.09.23.0A	Stability of Colloids in EBS	Include	3
2.1.09.24.0A	Diffusion of Colloids in EBS	Include	3
2.1.09.25.0A	Formation of Colloids (Waste-Form) By Co-Precipitation in EBS	Include	?
2.1.09.26.0A	Gravitational Settling of Colloids in EBS	?	?
2.1.09.27.0A	Coupled Effects on Radionuclide Transport in EBS	?	?
2.1.10.01.0A	Microbial Activity in EBS	Include	2
2.1.11.01.0A	Heat Generation in EBS	Include	3
2.1.11.02.0A	Non-Uniform Heat Distribution in EBS	Include	3
2.1.11.07.0A	Thermal Expansion/Stress of in-Drift EBS Components	Include	3 <i>This may be where thermal-mechanical effects on the seals is captured</i>
2.1.11.08.0A	Thermal Effects on Chemistry and Microbial Activity in the EBS	Include	3
2.1.11.09.0A	Thermal Effects on Flow in the EBS	Include	3
2.1.11.09.0C	Thermally Driven Flow (Convection) in Drifts	Include	3

FEP Number	FEP Name	Likely DBD Decision	Estimated DB Level of Effort
			Drifts = boreholes with waste
2.1.11.10.0A	Thermal Effects on Transport in EBS	Include	3
2.1.12.01.0A	Gas Generation (Repository Pressurization)	Exclude	3 Need to consider gas pressure effects on seals
2.1.12.02.0A	Gas Generation (He) from Waste Form Decay	Exclude	3
2.1.12.03.0A	Gas Generation (H ₂) from Waste Package Corrosion	Exclude	3
2.1.12.04.0A	Gas Generation (CO ₂ , CH ₄ , H ₂ S) from Microbial Degradation	Include	2
2.1.12.06.0A	Gas Transport in EBS	Exclude	2
2.1.13.01.0A	Radiolysis	Exclude	3
2.1.14.15.0A	In-Package Criticality (Intact Configuration)	Exclude	3
2.1.14.16.0A	In-Package Criticality (Degraded Configurations)	Exclude	3 Criticality exclusion on Prob. of geometry? Consequence is low, but hard to quantify because of thermal effects.
2.1.14.17.0A	Near-Field Criticality	Exclude	2
2.1.14.24.0A	In-Package Criticality Resulting from an Igneous Event (Intact Configuration)	Exclude	2
2.1.14.25.0A	In-Package Criticality Resulting from an Igneous Event (Degraded Configurations)	Exclude	2
2.2.01.01.0A	Mechanical Effects of Excavation and Construction in the Near-Field	Include	3 High K pathways around borehole
2.2.01.01.0B	Chemical Effects of Excavation and Construction in the Near-Field	Include	2 Altered rock properties near borehole
2.2.01.02.0A	Thermally-Induced Stress Changes in the Near-Field	Include	3
2.2.01.04.0A	Radionuclide Solubility in the Excavation Disturbed Zone	Include	2
2.2.01.05.0A	Radionuclide Transport in the Excavation Disturbed Zone	Include	3
2.2.07.06.0B	Long-Term Release of Radionuclides from The Repository	Include	2
2.2.07.12.0A	Saturated Groundwater Flow in the Geosphere	Include	3 This is one of two release pathways (EBS transport through seals is the other)
2.2.07.13.0A	Water-Conducting Features in the SZ	Included	3
2.2.07.15.0A	Advection and Dispersion in the SZ	Include	3
2.2.07.17.0A	Diffusion in the SZ	Include	3

FEP Number	FEP Name	Likely DBD Decision	Estimated DB Level of Effort
2.2.08.03.0A	<i>Geochemical Interactions and Evolution in the SZ</i>	<i>Include</i>	2
2.2.08.06.0A	<i>Complexation in the SZ</i>	<i>Include?</i>	?
2.2.08.07.0A	<i>Radionuclide Solubility Limits in the SZ</i>	<i>Include</i>	2
2.2.08.08.0A	<i>Matrix Diffusion in the SZ</i>	<i>Include</i>	3
2.2.08.09.0A	<i>Sorption in the SZ</i>	<i>Include</i>	3
2.2.08.10.0A	<i>Colloidal Transport in the SZ</i>	<i>Include</i>	3
2.2.08.12.0A	<i>Chemistry of Water Flowing into the Drift</i>	<i>Include</i>	2
2.2.08.12.0B	<i>Chemistry of Water Flowing into the Waste Package</i>	<i>Include</i>	2
2.2.09.01.0A	<i>Microbial Activity in the SZ</i>	<i>Include</i>	2
2.2.10.02.0A	<i>Thermal Convection Cell Develops in SZ</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.10.03.0A	<i>Natural Geothermal Effects on Flow in the SZ</i>	<i>Include</i>	2
2.2.10.04.0A	<i>Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Fractures Near Repository</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.10.04.0B	<i>Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Faults Near Repository</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.10.05.0A	<i>Thermo-Mechanical Stresses Alter Characteristics of Rocks Above and Below The Repository</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.10.08.0A	<i>Thermo-Chemical Alteration in the SZ (Solubility, Speciation, Phase Changes, Precipitation/Dissolution)</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.10.13.0A	<i>Repository-Induced Thermal Effects on Flow in the SZ</i>	<i>Include ??</i>	3
2.2.10.14.0A	<i>Mineralogic Dehydration Reactions</i>	<i>Exclude ??</i>	3
2.2.11.01.0A	<i>Gas Effects in the SZ</i>	<i>Exclude</i>	2
2.3.02.01.0A	<i>Soil Type</i>	<i>Include</i>	1 (Biosphere model inputs are all “included” assuming well water and farming)
2.3.13.01.0A	<i>Biosphere Characteristics</i>	<i>Include</i>	1 Assume well pumps from SZ at location of borehole

DISTRIBUTION

1	Dr. Michael J. Driscoll Department of Nuclear Science and Engineering Massachusetts Institute of Technology 77 Massachusetts Ave. Cambridge, MA 02139		
1	Dr. Richard K. Lester Department of Nuclear Science and Engineering Massachusetts Institute of Technology 77 Massachusetts Ave. Cambridge, MA 02139		
1	MS0701	Sidney M. Gutierrez	6700
1	MS0724	Les E. Shephard	6000
1	MS0735	John A. Merson	6310
1	MS0736	John E. Kelly	6770
1	MS0736	Marianne C. Walck	6760
5	MS0754	Patrick V. Brady	6310
10	MS0771	Stanley A. Orrell	6800
5	MS0776	Geoffrey A. Freeze	6784
5	MS0776	Robert P. Rechard	6782
1	MS0776	Robert J. MacKinnon	6782
1	MS0776	Stephanie P. Kuzio	6787
5	MS0778	Bill W. Arnold	6782
5	MS0778	Peter N. Swift	6780
5	MS1033	Stephen J. Bauer	6315
5	MS1033	Joshua S. Stein	6335
5	MS1395	Joseph F. Kanney	6711
1	MS1395	Courtney G. Herrick	6711
1	MS1395	David S. Kessel	6710
1	MS1395	Moo Y. Lee	6711
1	MS1399	Clifford L. Howard	6785
1	MS1399	Jerry McNeish	6784
1	MS1399	Evaristo J. Bonano	6780
1	MS1399	Jack B. Tillman	6780
1	MS9409	Scott C. James	8365
2	MS9018	Central Technical Files	8944
1	MS 0899	Technical Library (electronic copy)	9536

Lokalisering i SKB:s preliminära MKB

Olov Holmstrand

Innehållsförteckning

1. Miljöbalken och platsvalet
2. Kärnkraftens tidiga historia, svenska linjen
3. Kärnavfalllets tidiga historia
4. AKA-utredningen
5. Villkorslagen och KBS-metoden
6. Kärnavfallsfrågan i folkomröstningen
7. Platsundersökningarnas förutsättningar
8. Platsundersökningarnas genomförande
9. Platsundersökningarnas efterspel
10. DIALOG-projektet
11. SKB byter taktik, förstudierna
12. Valet av Oskarshamn och Östhammar
13. Platsvalet i SKBs preliminära miljökonsekvensbeskrivning
14. Sammanfattande synpunkter på platsvalet

1. Miljöbalken och platsvalet

I miljöbalkens 2a och 6e kapitel finns följande stadgat om lokalisering:

2 kap. 6§

För en verksamhet eller åtgärd som tar i anspråk ett mark- eller vattenområde skall det väljas en plats som är lämplig med hänsyn till att ändamålet skall kunna uppnås med minsta intrång och olägenhet för människors hälsa och miljön.

6 kap. 7§ punkt 4

en redovisning av alternativa platser, om sådana är möjliga, samt alternativa utformningar tillsammans med dels en motivering varför ett visst alternativ har valts, dels en beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten eller åtgärden inte kommer till stånd

Dessa bestämmelser innebär enligt allmänt vedertagen tolkning och praxis i tillämpning att miljöstörande verksamhet skall lokaliseras till bästa möjliga plats med hänsyn till miljöpåverkan och att valet av denna plats skall kunna motiveras så att det framgår att platsen verkligen är bästa möjliga plats. Åtminstone när det gäller mera betydande verksamheter räcker det sålunda inte att redovisa förhållandena vid en ”slumpvis” vald plats och påstå att undersökningarna visar att platsen är gynnsam för det sökta ändamålet. Även om platsen skulle framstå som lämplig går det i så fall ändå inte att avgöra om platsen är den bästa möjliga (lagtextens ”minsta intrång och olägenhet”).

SKB har genom åren tenderat att hävda att det räcker att visa att den valda platsen är ”bra” och avvisat kritik mot lokaliseringsprocessen med att det aldrig går att finna ”bästa platsen”, vilket är en korrekt invändning. Dock tycks SKB aldrig haft vilja eller förmåga att inse skillnaden mellan ”bästa” och ”bästa möjliga” plats. I konsekvens med detta har SKB avstått från att uppfylla miljöbalkens stadgande om val av bästa möjliga plats till förmån för val av en plats som SKB anser vara tillräckligt bra. Följande citat ur FOU-program 1989 är belysande (hämtat från R-06-42):

”det är tveksamt om man med rimliga insatser kan peka ut den i alla avseenden bästa platsen. Detta är ej heller nödvändigt, det är fullt tillräckligt att finna en plats som har sådana egenskaper hos berget och förhållanden i övrigt att de mycket högt ställda kraven på säkerhet och strålskydd kan tillgodoses.”

Det är anmärkningsvärt och avslöjande att SKB först i valet mellan Oskarshamn och Östhammar (i avsnitt 4.3.3.1) hänvisar till miljöbalkens stadgande om lokalisering. Därmed erkänner SKB att platsvalet baserats på andra kriterier, vilket också framgår av följande sammanfattande redovisning (i avsnitt 3.7.2) av perioden fram till år 2000:

”Bedömningar av lämpligheten måste istället grundas på studier av konkreta områden. Samma slutsats gäller för jämförande värderingar av lokaliseringsförutsättningar i kustområden, respektive inlandet.”

Citatet visar tydligt att de översiktsstudier som utförts i olika omgångar, exempelvis redan av SGU i anslutning till AKA-utredningen, av SKB i efterhand uppfattas som värdelösa. Detta på grund av att de inte passar in i SKBs uppfattning om att berggrundsförhållandena i praktiken saknar betydelse ända fram till att förvaret skall detaljutformas på en vald plats.

SKBs preliminära miljökonsekvensbeskrivning redovisar och motiverar sålunda val av plats, men platsvalet uppfyller uppenbart inte miljöbalkens krav om att välja bästa möjliga plats från

miljösynpunkt. Istället är valet av plats konsekvensen av en osystematisk och närmast slumpstyrd urvalsprocess. Kriterier och målsättningar har, trots obetydliga förändringar i den valda metoden, ändrats flera gånger med hänsyn till förändrade yttre förutsättningar, inte minst i form av opinionsmässiga förhållanden. Det slutliga valet stod sålunda mellan två platser nära kärnkraftverk i kommuner som i hög grad är beroende av kärnkraftindustrin. Där fanns inte oväntat den lokala acceptans som i slutskedet kom att vara dominerande platsvalskriterium.

För att ändå få valet av de två slutliga kandidaterna att se ut som resultatet av en systematisk process präglas redovisningen i SKBs preliminära miljökonsekvensbeskrivning av kraftig eftertærrationalisering av ett skeende som har styrts av anpassning till yttre faktorer utan att SKB har anpassat metoden till dessa faktorer. Framför allt kan följande anföras som exempel på förutsättningsförändringar utan motsvarande tekniska metodförändringar:

1. AKA-utredningen och KBS1 som låg till grund för godkännandet enligt villkorslagen utgick från att förvaringen skulle avse upparbetat avfall utan plutonium och uran.
2. AKA-utredningen förutsatte att det skulle gå att finna ett praktiskt taget sprickfritt berg som skulle vara den väsentliga barriären för att förhindra utläckage.
3. KBS2 och KBS3 förutsatte förvaring av icke upparbetat, utbränt kärnbränsle innehållande plutonium och uran. Metoden ändrades inte med hänsyn till de tillkommande kraven på safeguard och längre farlighetstid.
4. När det inte gick att påvisa att så gott som sprickfritt berg existerar övergick SKB till att hävda att i princip vilket berg som helst duger, eftersom övriga barriärer ändå skulle göra systemet "översäkert".
5. Ett annat skäl till den förändrade synen på bergets betydelse var att SKB i samband med provborrningar agerade så klumpigt att de så kallade platsundersökningarna till sist måste avbrytas som följd av lokala protester utan att ens dessa borrhningars begränsade syfte att inhämta information om berggrunden hade uppnåtts.
6. KBS-metodens uttalade syfte var ursprungligen att förvaret skulle kunna lämnas obevakat och avfallet skulle inte kunna tas upp igen. Detta avspeglades senare i kärntekniklagens beteckning "slutförvar". När även SKB insåg att ett förvar på 500 meters djup skulle vara lättåtkomligt för såväl avsiktliga som oavsiktliga intrång ändrades beteckningen till "djupförvar", vilket fick ändras tillbaka, eftersom beteckningen inte överensstämde med lagstiftningen, vilken i sin tur hade anpassats efter SKBs tidigare syfte med metoden. Slutresultatet blev att metoden uppenbart inte uppfyller lagstiftningens krav, vilket SKB under ett skede erkände genom att frånga lagens terminologi.

Sammanfattningsvis är KBS3 en metod ursprungligen avsedd för oåtkomlig slutförvaring av upparbetat avfall i sprickfri berggrund. Utan påtagliga tekniska förändringar är SKBs avsikt att metoden skall användas för utbränt kärnbränsle i grundvattenförande berggrund på ett sådant sätt som underlättar att avfallet kan tas upp igen och därför fordrar övervakning under överskådlig tid. I uppenbar motsättning till SKBs egen tidigare bedömning hävdar SKB i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningens avsnitt 2 att ett av ändamålen med slutförvaret (beteckningen nu anpassad efter lagstiftningens krav):

"Efter förslutning ska slutförvaret förbli säkert utan underhåll eller övervakning."

I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen redovisar SKB lokaliseringsprocessen som om denna skulle ha varit planerad och genomförd på ett genomtänkt sätt. I verkligheten har det varit fråga om en rad inriktningsförändringar *ad hoc*, styrda av yttre händelser.

2. Kärnkraftens tidiga historia, svenska linjen

Kärnkraftens framväxt och tidiga historia har i avsevärd grad kommit att styra hantering och förvaring av kärnkraftavfall. Det använda kärnbränslet har fram till idag mestadels uppfattats som råvara för andra kärntekniska processer. Upparbetning, dvs separation av det använda kärnbränslets beståndsdelar, ansågs ursprungligen självklar även i Sverige och är fortfarande huvudoption i stora delar av världen. I avvaktan på upparbetning har det utbrända kärnbränslet placerats i mer eller mindre kvalificerade tillfällighetsförvar, ofta vid kärnkraftverken, i Sverige i mellanlagret Clab i Oskarshamn. Först i relativt sen tid har långtidsförvar även för utbränt kärnbränsle sökts med större energi. Det har tidigare varit logiskt att inte söka metoder eller platser för slutlig förvaring av utbränt kärnbränsle, avsett att användas senare.

Kärnkraften är en produkt av strävandena att under andra världskriget utveckla kärnvapen. Så gott som alla kärntekniska processer man nu känner och utnyttjar togs fram då med det enda syftet att tillverka atombomber. Kopplingen mellan kärnvapen och kärnkraft är uppenbar av tekniska skäl, även om detta märkligt nog fortfarande förnekas av många kärnkraftförespråkare. Skeendena i stater som Iran, Nordkorea, Indien och Pakistan borde vara bevis nog.

Avfallet var sålunda ursprungligen den eftertraktade produkten från kärntekniken. I det utbrända uranbränslet finns plutonium, vilket är effektivast att använda för bombframställning. Den andra vägen att göra kärnvapen, höganrikning av uran, var åtminstone tidigare besvärligare och krävde större tekniska och ekonomiska resurser.

Med början under 1940-talet och fram till slutet av 1960-talet satsade Sverige på en egen kärnteknisk linje med inhemsk uranbrytning, tungvattenreaktorer och upparbetning för plutoniumutvinning till kärnvapen. Trots riksdagsbeslut i slutet av 1950-talet att Sverige inte skulle utveckla kärnvapen fortsatte vapenutvecklingen under täckmanteln av "skyddsforskning".

Tungvattenreaktorer kan använda natururan utan isotopanrikning, vilket är en genväg förbi isotopanrikningen, vilken uppenbarligen aldrig övervägdes på allvar i Sverige. Officiellt motiverades satsningen på svensk kärnteknik med att den skulle ge självförsörjning med energi. De viktigaste delarna i programmet skulle vara urangruvan i Ranstad, kärnkraftverket i Marviken, upparbetningsanläggningen i Sannäs och provsprängningsplatsen i Nausta. Det dröjde till mitten av 1980-talet innan hela innebörden av "svenska linjen" som ett kärnvapenprogram i civil förklädnad klargjordes.

Det egentliga syftet med "svenska linjen" och den allmänna uppfattningen om kärnkraftavfallet som råvara medförde att frågan om avfallshantering fick mycket liten uppmärksamhet ända fram till slutet av 1960-talet då "svenska linjen" frångicks och ersattes med en satsning på amerikansk lättvattenreaktorteknik. Att så skedde kan mycket väl ha berott på amerikanska påtryckningar, eftersom USA då som nu inte ville se att fler stater skulle skaffa egna kärnvapen. Det finns i så fall uppenbara sentida paralleller till dagens kärnteknikkontrovers mellan USA och Iran.

3. Kärnavfallets tidiga historia

Kärnavfallet var på grund av det tidigare skeendet fortfarande vid 1970-talets början ett icke existerande problem i Sverige och upparbetning ansågs vara självklar. Motiveringen för upparbetning var bland annat, att de sparsamma urantillgångarna nödvändiggjorde upparbetning för att tillvarata kvarvarande uran och plutonium i det utbrända bränslet för framtida bruk i exempelvis bldreaktorer. Så sent som 1974 redovisades att fram till 1990 skulle byggas inte mindre än 24 reaktorer i Brodalen, Ringhals, Barsebäck, Oskarshamn, Södermanland och Forsmark, vilket givetvis skulle ha krävt betydande mängder kärnbränsle.

Euratomfördraget från 1957, vilket fortfarande utgör en gällande del av EUs grundfördrag, senast Lissabonfördraget, etablerades med utgångspunkt från föreställningen om begränsade urantillgångar och styrde därmed sannolikt även synen på hur det utbrända kärnbränslet borde hanteras.

Den påstådda uranbristen visade sig under 1970-talet slutligt vara falsk, orsakad av begränsad gruvkapacitet och kärnvapenkapprustning under 1950-1960-talen. När de militära uraninköpen minskade och fler gruvor öppnades sjönk uranpriset kraftigt. Upparbetning och bldreaktorer blev olönsamma även på grund av tekniska svårigheter.

Under kärnkraftens ganska långa inledningsskede från 1940-talet till slutet av 1960-talet fanns sålunda knappast något offentligt erkänt avfallsproblem av den enkla anledningen att avfallet dels ansågs vara en bränsleresurs, dels var eftertraktat och hemligstämplat militärmateriel. Dessutom fanns uppfattningarna att urantillgångarna var begränsade samt att avfallet ”försvann” i samband med upparbetning och vidare användning i reaktorer. Självfallet måste åtminstone teknikerna som arbetade med utveckling och drift av anläggningarna ha varit medvetna om avfallsproblemet, men i det allmänna medvetandet existerade problemet alltså inte.

Märkligt nog fanns liknande föreställningar kvar hos politiska makthavare och opinionsbildare i Sverige ända fram mot 1970 och i vissa fall ännu längre. När den storskaliga svenska kärnkraftutbyggnaden med lättvattenreaktorer förbereddes på 1960-talet, framfördes sålunda det stolliga påståendet att avfallet var helt försumbart och att den lilla mängd som ändå skulle uppstå behövdes till medicinska ändamål. Mycket talar för att merparten av de politiskt beslutande ansvariga verkligen var så djupt oinformerade, eller rättare sagt desinformerade, när de avgörande besluten om lättvattenreaktorerna togs.

Det fanns även en uppfattning om att kärnkraften var oundviklig för samhällets fortsatta utveckling och att detta måste motivera risktagande:

”Vi blir nödgade att ta atomkraften i anspråk - kosta vad det kosta vill – om vi inte vill acceptera en standardsänkning.” (Atomskadeutredningen, SOU 1959:34).

Inställningen uppvisar slående likhet med nutida argumentation för att lösa klimatproblemet med kärnkraft. Kärnteknikens förespråkare tycks ofta ha en närmast religiös övertygelse om kärnteknikens välsignelse, påminnande om vad som finns hos extrema sekter.

Militäranknytningen och kärnkraftförespråkarnas mörkläggning fördröjde sålunda med ett par årtionden att avfallsfrågan över huvud taget uppmärksammades seriöst i Sverige. När väl arbete sattes igång för att försöka lösa avfallsfrågan var kärntekniken, såväl militärt som civilt, så etablerad att ingen av de direkt inblandade ens tycks ha tänkt tanken att avfallsproblemet skulle kunna stoppa hela kärnteknikutbyggnaden. Kärnkraften hade, kanske i ett utslag av dåligt samvete över kärnvapnens skräckinjagande verkningar, kommit att utmålas

som framtidens räddning; den rena, outsinliga och så gott som kostnadsfria energikällan. I teknik- och framtidsoptimismens 1950- och 1960-tal var det mycket avlägset att ifrågasätta sådana visioner med hänvisning till ett ännu ej löst avfallsproblem. Detta problem skulle lösas med tiden precis som allt annat.

4. AKA-utredningen

Opinionen mot planerna på kärnvapen var stark redan i slutet av 1950-talet, men först på 1970-talet började en omfattande, kritisk debatt om kärntekniken i sin helhet komma igång i Sverige. Debatten gällde länge mest drifts- och säkerhetsfrågor i kärnkraftverken.

Någon allmän medvetenhet om svårigheterna att ta hand om avfallet fanns ännu inte. Inte gjordes heller någon ekonomisk planering för avfallshanteringen. I stället för att skjuta upp kärnkraftutbyggnaden i avvaktan på problemets lösande, tillsattes i vanlig svensk ordning en statlig utredning, AKA-utredningen år 1972, för övrigt samma år som den första lättvattenreaktorn Oskarshamn 1 sattes i drift. Detta sammanträffande belyser övertygande att frågan om avfallshanteringen hanterades i stil med uttrycket ”jäten efter degen”.

I AKA-utredningens slutrapport "Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall" (SOU 1976:31) slogs fast det som sedan dess har bestämt inriktningen av den svenska kärnavfallshanteringen: Avfallet skulle kapslas in och placeras på några hundra meters djup i berggrunden. På detta djup påstod utredningen att berggrunden skulle hindra spridningen av radioaktiva ämnen med grundvattnet. Andra alternativ övervägdes inte på allvar. Genom AKA-utredningens förhastade och, som det skulle visa sig i efterhand, missvisande geologiska värdering har inga andra alternativ än ganska ytliga bergförvaring i kapslar under grundvattenytan kommit att undersökas närmare.

AKA-utredningens uppfattning om och krav på berggrunden var att denna skulle vara så gott som sprickfri, bland annat för att föroreningar inte skulle kunna spridas med rörligt grundvatten i sprickorna. I AKA-utredningen uttrycktes detta med något varierande ordalag: ”saknar rörligt grundvatten”, ”tätt berg”, ”grundvattenfattigt berg”, ”sprick- och grundvattenfattigt berg”.

När senare provborrningar visade att så sprickfri berggrund inte existerar på några hundra meters djup ändrade SKB senare kravet till att berggrunden skulle vara ”lagom sprucken”. Något förenklat kan sägas att SKB småningom kom att anse att all någorlunda normal svensk urberggrund duger, eftersom metoden skulle vara ”översäker”. SKB anser sålunda att grundvattnet i spricksystemen egentligen inte behöver skyddas av annat än kapslar och den speciella inpackningen i bentonit av dessa.

AKA-utredningen ansåg inte att det fanns någon risk för deformation av berggrunden eller jordbävningar. Den moderna geodynamiska synen på jordskorpan (kontinentaldriften, dvs att jordskorpan ständigt förändras när kontinenterna ”flyter omkring” och kolliderar med varandra) hade ännu inte etablerats fullt ut i Sverige när utredningen genomfördes. Det innebar att man då levde i tron att den svenska berggrunden är närmast opåverkbar under överskådlig tid framåt. Någon genomtänkt uppfattning om påverkan från kommande nedisningar fanns inte heller.

Slutligen är det viktigt att framhålla att för AKA-utredningen i början av 1970-talet var det fortfarande självklart att avfallet skulle upparbetas, dvs enbart klyvningsprodukterna skulle

slutförvaras, inte ännu farligare plutonium, lämpligt för kärnvapentillverkning under mycket långa tidsrymder, samt kvarvarande uran.

5. Villkorslagen och KBS-metoden

När 1976 års trepartiregering bildades satte Centerpartiets som villkor stiftandet av den så kallade villkorslagen, sannolikt i förhoppningen om att lagen skulle stoppa vidare utbyggnad av kärnkraft, eftersom lagens krav på "helt säker" avfallsförvaring i strikt saklig mening inte går att uppfylla. Villkorslagen antogs av riksdagen i april 1977 och ställde följande två alternativa krav för att reaktorinnehavare skulle få starta nya kärnkraftreaktorer:

"Tillstånd får meddelas endast om reaktorns innehavare

- 1. har företett avtal, som på ett betryggande sätt tillgodoser behovet av upparbetning av använt kärnbränsle, och dessutom har visat, hur och var en helt säker slutlig förvaring av det vid upparbetningen erhållna högaktiva avfallet skall ske, eller*
- 2. har visat, hur och var en helt säker slutlig förvaring av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske."*

Som följd av lagens tillkomst startade kärnkraftbolagen genom sitt gemensamma bolag SKBF (numera SKB) det så kallade KBS-projektet (Projekt KärnbränsleSäkerhet) med syfte att snabbt få starttillstånd för de då nästan startklara reaktorerna Forsmark 1 och Ringhals 3.

Villkorslagen satte sålunda stor tidspress på kärnkraftindustrin. Emellertid blev det tekniska lösandet av avfallsproblemet inte huvudmålet när frågan skulle angripas. Som nämnts skulle det vara omöjligt att i strikt vetenskaplig mening uppfylla lagkravet om "helt säker" förvaring. För kärnkraftbolagen blev istället det primära målet att försöka övertyga beslutsfattarna om att frågan var löst, så att de nya reaktorer som var färdigbyggda skulle få starta.

Efter bara nio månader inlämnades i början av 1978 ett förslag, KBS1, vilket påstods uppfylla villkorslagens krav. Vad man hade gjort var egentligen bara att vidareutveckla AKA-utredningens förslag om upparbetning, inkapsling och slutförvaring på cirka 500 meters djup i berggrunden. Upparbetningen skulle ske i franska La Hague, enligt ett hemligstämplat avtal med det franska bolaget COGEMA. Avtalet läckte senare ut och visade sig inte ge de garantier som skulle ha uppfyllt lagens krav.

Ett av villkorslagens krav var att reaktorägarna skulle visa upp ett berg som helt säkert skulle duga för slutlig, dvs långsiktigt under överskådlig tid, avfallsförvaring i berggrunden. Självfallet skulle seriösa undersökningar med syfte att visa detta ha blivit omfattande och tagit åtskilliga år (ungefär som senare har skett i Oskarshamn och Östhammar), men så länge ville man inte vänta. Med de startklara reaktorerna som påtryckningsmedel på beslutsfattarna försköts frågan från att handla om villkorslagen faktiskt var uppfylld till om någon instans i samhället skulle vara beredd att kringgå lagens bokstav och ge kärnkraftbolagen laddningstillstånd trots att det omöjliga kravet "helt säker" inte var uppfyllt.

Provbörningar i berg gjordes på tre platser, Finnsjön vid Forsmark, Kråkemåla vid Oskarshamn och Sternö vid Karlshamn. Regeringen godkände metoden KBS1, men ansåg att det saknades påvisande av ett tillräckligt bra berg. Frågan om berget delegerades till Kärnkraftinspektionen (SKI). Kompletterande borrhörningar (de så kallade politiska borrhålen) skulle genomföras före beslutet. SKI tillsatte en speciell geologgrupp för att granska

borrningarna i Sternö. Sju av de åtta geologerna konstaterade att de nya borrningarna inte visade att berget i Sternö uppfyllde kraven.

Trots geologgruppens underkännande beslöt SKIs styrelse (med politiskt vald majoritet) ändå att KBS1-ansökan uppfyllde villkorslagens krav på helt säker förvaring: "Betydelsen av bergbarriären bör ej överdrivas om övriga barriärer fungerar tillfredsställande". För att inte helt gå emot sin egen expertgrupp godkände SKI bara en del av Sternöberget, där inga borrningar hade genomförts. Borrningarna hade nämligen överallt annars påvisat sprickor och KBS1 förutsatte i AKA-utredningens efterföljd ett i princip sprickfritt berg. Men där inga borrningar hade utförts, var ju heller inga sprickor kända....

Det slutliga beslutet om godkännandet av KBS1 enligt villkorslagen togs av den kortvariga folkpartistiska minoritetsregeringen vid midsommartid 1979.

KBS1-metoden behandlade för övrigt inte hela avfallsmängden. I redovisningen saknades beskrivning av hur vid upparbetningen utvunnet plutonium skulle hanteras. Uppenbarligen uppfattades plutonium helt enkelt inte som avfall med hänsyn till tänkbar användning, bland annat militärt, vilket på sitt sätt var logiskt, men givetvis varken juridiskt eller moraliskt försvarbart.

Trots allt detta hade villkorslagen emellertid inte överträtts i strikt juridisk mening. Eftersom regeringen är högsta uttolkare av lagar som denna, blev villkorslagen uppfyllt i och med regeringsbeslutet att godkänna KBS1. Att KBS1-metoden i verkligheten inte uppfyllde lagens krav var således i slutänden inte väsentligt för det formella godkännandet.

En sentida parallell till villkorslagsbeslutet är regeringens beslut att ge tillstånd till fortsatt drift och utbyggnad av Ringhals kärnkraftverk trots miljödomstolens avslag med hänvisning till olöst avfallshantering, risken för radiologisk olycka och misshushållning med resurser. Det verkar som om atomskadeutredningens ovan refererade uppfattning 1959 om att kärnkraften måste gynnas till varje pris fortsatt att styra övergripande politiska beslut.

Det kan avslutningsvis konstateras att godkännandet av KBS1 var inledningen till att alltmera tona ner berggrundens betydelse för miljö och säkerhet i samband med valet av plats för avfallsförvaret. Vid godkännandet, liksom i hög grad under den senare fortsatta utredningsprocessen, kom politiska och opinionsmässiga hänsyn att väga allt tyngre i förhållande till kravet att välja bästa möjliga metod och plats utifrån tekniskt-vetenskapliga och juridiska värderingar av säkerhet och miljö.

Det är intressant och avslöjande att även SKB i efterhand erkänner att platsundersökningarna i anslutning till KBS1 i bland annat Sternö var något av en bluff. I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen finns följande avslöjande avsnitt:

"För att hinna genomföra nödvändiga studier inom KBS-projektets snäva tidsramar, fick även andra faktorer än rent geologiska och hydrologiska aspekter styra valet av undersökningsområden. Särskilt gällde detta markägarfrågor, transportfrågor samt fördelen med närhet till befintliga kärnkraftverk."

Ett lika tydligt erkännande vid den aktuella tiden borde rimligen ha medfört att laddningsansökan baserad på KBS1 hade avslagits.

6. Kärnavfallsfrågan i folkomröstningen

Folkomröstningen om kärnkraften den 23 mars 1980 behandlade den fortsatta användningen av kärnkraft. De tre alternativen i valet och själva valet som sådant kan i efterhand avfärdas som politiska undanmanövrer för att hantera en besvärande kärnkraftkritisk opinion. Mindre känt är troligen att kärnavfallsfrågan inkluderades i folkomröstningen. Detta framgår av följande aktstycke från Industridepartementet (2625/79):

"I regeringsförklaringen, avgiven den 12 oktober 1979, uttalas vad gäller tillämpningen av villkorslagen att, om omröstningen skulle utfalla till förmån för att ytterligare reaktorer skall utnyttjas, regeringen kommer i frågor om nya laddningstillstånd att uppfatta detta utfall som ett godkännande av den tillämpning av villkorslagen som framgår av regeringsbeslutet den 21 juni 1979".

Översatt från kanslisvenska: Om folkomröstningen leder till att linje 1 och 2 besegrar linje 3 skall detta resultat också uppfattas så, att villkorslagens krav på en helt säker slutförvaring av kärnkraftavfallet är uppfyllt av KBS1-metoden. Detta trots att en tidigare regering tagit beslut att KBS1-metoden uppfyllde villkorslagens krav, även om:

- metoden inte behandlade hela avfallsmängden,
- det godkända berget inte hade undersökts,
- COGEMA-avtalet inte alls garanterade upparbetning.

Sedan lämnade ändå nästa regering frågan till att uttolkas av en folkomröstning som egentligen gällde någonting annat. Dessutom är det inte rimligt att folkomrösta om en viss metod tekniskt uppfyller ett lagkrav.

Innebörden i citatet från Industridepartementet ovan är att det kvittar om KBS-metoden tekniskt uppfyller lagens krav eller ej. Avgörande är att linje 3 inte vinner i folkomröstningen. Då är lagens krav uppfyllt och avfallsfrågan är "helt säkert" löst.

Om linje 3 hade vunnit (högst 6 reaktorer i högst 10 år) skulle kärnavfallsmängden ha blivit ca en tiondel så stor som om linje 1 och 2 vann. Ändå skulle en linje 3-vinst enligt citatet ovan ha förvärrat avfallsproblemet genom att kärnavfallshanteringen inte skulle varit löst genom att KBS1-metoden då inte skulle uppfylla villkorslagens krav.

7. Platsundersökningarnas förutsättningar

Eftersom upparbetning hade kommit att framstå som alltmera tveksam av miljöskäl, säkerhetsskäl, ekonomiska skäl och inte minst genom den uppenbara knytningen till kärnvapentillverkning tog SKB 1978 fram en ny version av förvaringsmetoden, kallad KBS2 och senare KBS3. Avsikten var nu att istället slutförvara de utbrända bränsleelementen direkt i kapslar. Därmed skulle förvaret belastas med betydligt farligare och mera långlivat avfall, vilket aldrig närmare hade beaktats på allvar av AKA-utredningen. Inte heller hade beaktats att det icke upparbetade avfallet innehåller klyvbart material (plutonium) som är potentiellt vapenmaterial och ställer helt andra krav på safeguards, dvs åtgärder för att förhindra avsiktligt intrång för att komma åt detta klyvbara material.

Trots den stora skillnaden mellan upparbetningsavfall och utbränt kärnbränsle fortsattes bergundersökningarna i anslutning till KBS-metoden som om inget hade hänt. Berggrunden uppfattades på samma sätt oavsett om metoden betecknades KBS1, 2 eller 3. Det hade heller ingen väsentlig betydelse att villkorslagen ersattes av kärntekniklagen, annat än att lagen nu inte längre ställde krav som strikt tolkade inte skulle gå att uppfylla.

Eftersom den del av berget i Sternö som formellt hade godkänts inte uppfyllde de praktiska kraven på ett slutförvar startades nya borrhningar i så kallade typområden med syfte att finna en förvaringsplats.

8. Platsundersökningarnas genomförande

I anslutning till AKA-utredningen genomförde SGU (Sveriges Geologiska Undersökning) bergundersökningar, bland annat borrhningar, i Pellboda, Robertsfors kommun, Västerbottens län. Det tycks huvudsakligen ha varit fråga om en metodstudie och platsen övervägdes inte senare för kärnavfallsförvaring.

De första provborrningarna för att finna förvaringsplatser för kärnavfallet utfördes av SKB (då benämnt SKBF) 1977 i Finnsjön (vid Forsmark), i Kråkemåla (vid Oskarshamn) och i Sternö (vid Karlshamn) som led i arbetet med KBS1. Valet av de tre platserna tycks huvudsakligen ha utgått från geografisk åtkomlighet och markägarförhållanden. Borrhningarna väckte föga uppseende och inga nämnvärda protester förekom. Kärnavfallsfrågan var då ännu ganska okänd och därmed knappast kontroversiell. Borrhningarna låg till grund för att välja Sternö som plats för ett förvar enligt KBS1. De kompletterande borrhningarna i Sternö ägde rum 1979 som ett led i godkännandet av KBS1 enligt villkorslagen.

Under första halvan av 1980-talet genomfördes borrhningar på en rad platser i landet, men borrhningar förhindrades även på ett par av dessa. Gemensamt för platsvalet var att det grundades på markägarförhållanden som framgår av följande citat ur R-06-42:

"Efter fortsatt rekognosering rekommenderades två områden, Boaområdet i Blekinge och Kynnefjäll i Bohuslän. Boaområdet visade sig emellertid ägas av ett stort antal privata markägare. Efter sonderingar med några av dessa, som gav negativt resultat, avfördes Boaområdet som undersökningsområde. Undersökningstillstånd erhöles dock för Kynnefjäll och geologisk och geofysisk kartering genomfördes under 1979."

Vad som inte framgår av citatet är att berört område på Kynnefjäll huvudsakligen ägdes av Domänverket.

Det var uppenbart att knappast några privata markägare skulle tillåta borrhningar och därför återstod i stort sett statens mark inom dåvarande Domänverket. Givetvis har markägarande inget samband med vilka platser som kunde vara lämpligast med hänsyn till geologiska förhållanden, säkerhet och miljö. Redan med godkännandet av KBS1 (se avsnitt 4.5) hade emellertid berggrundens betydelse tonats ner till förmån för andra från miljö- och säkerhetssynpunkt irrelevanta hänsyn.

I enlighet med AKA-utredningens förslag bildades det statliga Programrådet för radioaktivt avfall (PRAV) för att genomföra undersökningar för att lösa kärnavfallshanteringen. När PRAV skulle starta provborrningar på Kynnefjäll i norra Bohuslän i april 1980 var de opinionsmässiga förutsättningarna avsevärt förändrade jämfört med vid de tidigare borrhningarna. Folkomröstningen om kärnkraften hade nyligen ägt rum och genom de tidigare planerna på att bygga kärnkraftverk i Brodalen och uppdrifts- och upparbetningsanläggning i Sannäs fanns dessutom redan en opinion mot kärnteknikanläggningar i denna del av landet. PRAV försökte hemlighålla var borrhningarna skulle äga rum, men detta läckte ut. Lokalbefolkningen bildade "Rädda Kynnefjäll" och förhindrade borrhningarna, dock utan att behöva ta till annat än demonstrationer, civilt motstånd och bevakning.

Rädda Kynnefjälls dygnetruntbvakning startade 21 april 1980 och avslutades nästan exakt 20 år senare 7 februari 2000. Då hade Rädda Kynnefjäll äntligen fått sin hett eftertraktade skriftliga garanti mot ett förvar på Kynnefjäll av dåvarande miljöministern Kjell Larsson.

Nästa borrrning i PRAVs regi skulle äga rum i Svartboberget, Ovanåkers kommun i Hälsingland. Nu etablerades en medveten taktik som sedan kom att bibehållas i flera år, först av PRAV och sedan av SKB. Man försökte smyga igång borrrningarna efter ett minimum av information. Inte ens kommunledningen kände till att borrrningarna startade i julveckan 1980. Lokalbefolkningen, organiserad i "Rädda Voxnadalen" gjorde flera försök att i vinterkylan i januari-februari 1981 med passivt icke-våld stoppa borrrningarna. Med polisuppbåd och sedermera hårda dagsböter fullföljdes emellertid borrrningarna.

Hanteringen av motståndarna i Rädda Voxnadalen skilde sig markant från hanteringen av Rädda Kynnefjäll trots att det rörde sig om helt likartade aktioner. Rädda Voxnadalen misslyckades med att stoppa borrrningarna och blev dömda som brottslingar. Rädda Kynnefjäll hade omständigheterna med sig, lyckades stoppa borrrningarna för gott, fick utmärkelser, blev internationellt kända och betraktades närmast som nationalhjältar. Inte heller senare grupper som mer eller mindre framgångsrikt försökte stoppa borrrningar blev utsatta för rättsliga aktioner.

Efter borrrningarna i Voxnadalen avvecklades PRAV och kärnkraftbolagen tog helt hand om avfallsfrågan genom sitt bolag SKBF (Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, senare namnändrat till Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB). Erfarenheterna från Kynnefjäll och Voxnadalen gjorde att SKBF fortsatte att konsekvent förlita sig på minsta möjliga information eller medveten desinformation. Borrplatserna valdes i glesbygder för att undvika alltför stora befolkningsuppbåd. Taktiken höll i flera år så att borrrningarna kunde genomföras, men på varje borrplats bildades nya motståndsgrepp som med varierande metoder protesterade mot borrrningarna och hanteringen av kärnavfallsfrågan.

De första borrrningarna i SKBFs regi genomfördes i Klipperås, inte långt från Emmaboda i sydöstra Småland. Borrningarna i Klipperås inleddes 1983. Opinionen i bygden var mycket stark och som på andra platser bildades en lokal grupp, MASK (Mot AtomSopor i Klipperås). Senare bildades ytterligare en grupp, FALK (Föreningen mot AtomavfallsLagring i Klipperås). När borrrningarna, trots flera kortare försök av motståndarna, inte kunde stoppas definitivt krävde lokalbefolkningen och ansvariga lokalpolitiker att åtminstone få god information om avsikter och resultat. Fram till 1986 lämnade SKB (som nu hade bytt namn från SKBF) ut två kortfattade "delrapporter" på svenska som egentligen inte gav någon information alls.

Bättre information utlovades och hösten 1986 publicerades denna. Till bland annat Nybro kommun översändes ca 500 sidor vetenskapliga rapporter på engelska. För normala människor utan specialkunskaper var innehållet totalt obegripligt. Inte ens goda kunskaper i engelska och geologisk allmänbildning torde ha hjälpt nämnvärt. SKB insåg tydligen detta eftersom man i ett följebrev utan omsvep konstaterade om rapporterna: "De är skrivna på engelska och använder gängse vetenskaplig terminologi. Någon lättillgänglig rapportering på svenska planerar vi för närvarande inte". Först sedan Aktionsgruppen MASK hade skrivit till dåvarande Kärnbränslenämnden (SKN) och klagat kom en intetsägende sammanfattning på svenska.

Andra områden där mera omfattande borringar genomfördes var Kamlunge i Kalix kommun, Gideå (Godmark) i Örnsköldsviks kommun och Fjällveden i Nyköpings kommun. Mera begränsade borringar genomfördes i Taavinunnanen, Kiruna kommun och Gallejaure i Norsjö kommun.

Vintern 1985/86 förändrades emellertid situationen radikalt. Då skulle SKB starta nya borringar i Almunge (Kolsjön enligt SKB) öster om Uppsala. Taktiken var den vanliga, minsta möjliga information. Harald Åhagen, då i SKB, hade i efterhand följande förklaring till varför lokalbefolkningen i Almunge inte informerades: "Det är ingen idé, vi har inte tid att ställa upp i en rad jippobetonade möten. Vi anser att sådana möten som allmänheten vill ha inte leder till någon information" (UNT 1985-10-23). Emellertid hann den lokala gruppen "Rädda Uppsala" bli ganska stark och anordnade vakthållning redan före borringarna. Polisingripandet som följde bevakades av TV, när borringen skulle ske så nära Stockholm. Hela svenska folket kunde i Rapport se hur ett 70-tal poliser med hundar bar bort äldre damer och andra "typiska yrkesdemonstranter". SKB hade nämligen informerat polisen om att det skulle komma kommunistiska yrkesdemonstranter från Stockholm. Det hela inträffade dessutom i dåvarande energiminister Birgitta Dahls egen hemkommun.

SKB fick nu en skarp tillsägelse av ministern att uppträda mera hyfsat. Ett stort allmänt informationsmöte anordnades, men SKBs attitydförändring var knappast ens marginell. Dåvarande chefen för KBS-projektet, Per-Eric Ahlström, inledde informationen med att till allmän häpnad konstatera att SKB hade minsann aldrig tidigare mötts av motstånd mot borringar. Denna grova lögn följdes omedelbart av att borringen startades mitt i natten direkt efter informationsmötets slut. Nu hade Almungeborna definitivt tröttnat på SKB och stoppade resolut verksamheten redan i gryningen. Eftersom Birgitta Dahl "förbjöd" vidare polisingripanden hade SKB bara att packa ihop och ge sig iväg.

Trots platsundersökningarnas uppenbart slumpmässiga genomförande och snöpliga avslutning sammanfattar SKB på följande sätt av resultatet i avsnitt 3.7.1 i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen:

"Resultaten från de typområdesundersökningar och andra studier av berggrunden, se figur 3-9, som genomförts visade att det går att hitta många platser i Sverige, där de geologiska förutsättningarna är lämpliga för att anlägga ett slutförvar."

Detta är i all sin enkelhet ett belysande exempel på hur SKB efterrationaliserar lokaliseringsarbetet.

9. Platsundersökningarnas efterspel

Händelserna i Almunge och det politiska efterspelet förhindrade i praktiken SKB att fullfölja planerna på platsundersökningar. Avsikten med undersökningarna hade varit att så småningom välja ut ett par platser för mera detaljerade studier, vilka skulle leda till val av den slutliga förvaringsplatsen enligt KBS3-metoden.

SKBs ursprungliga avsikt var uppenbarligen att genomföra processen utan medverkan av närmast berörd allmänhet och utan hänsyn till kritik och motstånd. Efter Voxnadalen fanns rättssystemets stöd för att genomföra borringar och andra aktiviteter med polishjälp. Eventuella demonstranter kunde ju gripas och dömas, vilket i fallet Voxnadalen var fastslaget ända upp i Högsta Domstolen. Händelserna i Almunge ändrade emellertid förutsättningarna radikalt genom att hanteringen istället blev politiskt omöjlig. Därmed hade SKBs dittillsvarande taktik misslyckats.

Det är uppenbart att SKBs och tidigare PRAVs inställning till kritiker och burdusa behandling av dessa orsakade "sammanbrottet" i Almunge. I efterhand försöker SKB skylla ifrån sig som framgår av följande citat ur förordet till R-06-42:

"Vägen fram till platsundersökningarna har inte varit enkel. Den startade i en turbulent tid med aktivt motstånd mot kärnkraften, politiska löften om avveckling, kärnkraftolyckan i Harrisburg följt av folkomröstningen om kärnkraftens framtid. Flera av de första undersökningarna i fält fick avbrytas på grund av motstånd från lokalbefolkningen. Mest känd är aktionen Rädda Kynnefjäll. För SKB hade nog demonstrationerna i Almunge, som ledde till att provborrningarna fick avbrytas innan borren nått tio meter ner i berget, störst betydelse. Tumultet i Almunge bidrog till att SKB tog time-out i sökandet efter en lämplig plats och i stället ägnade sig åt att bland annat inleda undersökningar för berglaboratoriet på Äspö. Efter Almunge utgick lokaliseringsarbetet från förutsättningarna "säkert berg" och frivillig medverkan."

Det som inträffade i Almunge var uppenbarligen så pinsamt för SKB att platsen ibland inte existerade i SKBs egen historieskrivning. I rapporten "Samlad redovisning av metod, platsval och program inför platsundersökningsskedet" ("FUD K", december 2000) fanns en karta över typområdesundersökningarna. På kartan finns alla områden markerade inklusive Kynnefjäll, men inte Almunge. Detta trots att inga borringar ägde rum på Kynnefjäll som dessutom nyligen hade fått en "frisedel" av Kjell Larsson, medan SKB faktiskt hann borra en del i Almunge. Förhållandet är en avslöjande illustration av hur SKB har valt att hantera information och frisera historieskrivningen beroende på om den passar eller ej.

Mot bakgrund av det faktiska skeendet i samband med platsundersökningarnas borringar, framför allt i Almunge, är det särskilt intressant att ta del av hur SKB beskriver händelserna. I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningen framställs skeendet på följande mycket kortfattade och intetsägande sätt:

"Under åren 1977–1985 genomförde SKB omfattande undersökningar på åtta platser, så kallade typområden. Syftet var att öka den generella kunskapen om geologiska förhållanden av betydelse för ett slutförvar av använt kärnbränsle. Valet av områden baserades på de omfattande rekognoseringar och översiktliga bedömningar som pågått sedan år 1975. På flera håll möttes undersökningarna av protester från ortsbefolkningen och ibland fick de avbrytas. Typområdesundersökningarna avslutades år 1985 och därefter inledde SKB undersökningar för berglaboratoriet på Äspö i Oskarshamns kommun."

Med kännedom om de faktiska förhållandena ger SKBs redovisning snarast ett parodiskt intryck i sin ambition att förtiga allt som skulle kunna vara negativt. I översiktsrapporten över 30 års arbete (SKB R-06-42, maj 2006) ges följande utslätade beskrivning av händelserna i Almunge:

"Kolsjön i Almunge, öster om Uppsala, var påtänkt som ett typområde men hösten 1985 stoppades försök till provborringar där av demonstranter. Stoppet i Almunge bidrog till att SKB gjorde ett uppehåll i arbetet att söka en lämplig plats för slutförvaret. I stället ägnade sig SKB bland annat åt att inleda undersökningar för berglaboratoriet på Äspö /61/."

I början av 1980-talet, exempelvis i KBS årsrapport 1983, redovisades att 10-15 platsundersökningar skulle genomföras fram till 1990. Dessa skulle utvärderas, varefter detaljundersökningar skulle genomföras på 3 platser 1992-1998. Efter en ny utvärdering skulle en tillståndsansökan lämnas år 2000. Tillståndsgivning och kompletterande undersökningar skulle genomföras fram till 2010, då byggandet av slutförvaret skulle starta.

Den här lokaliseringsprocessen fick stark kritik för bristande systematik. Den dåvarande granskningsmyndigheten SKN (Statens Kärnbränslenämnd) tog till och med fram ett eget motförslag i samband med granskningen av FOU-program 1986, den så kallade "Platsvalsgruppens rapport" (Statens Kärnbränslenämnd, 1987). I denna rapport föreslogs en betydligt rimligare sållningsmetod för att finna bästa möjliga plats utan det godtycke som SKBs uppläggning innebar.

Trots kritiken återkom SKB med i allt väsentligt samma uppläggning i FOU-program 1989. Eftersom nya platsundersökningar med borrhningar var omöjliga efter händelserna i Almunge vintern 1985-86 skulle områdesinventeringen kompletteras fram till 1991 utan nya borrhningar. Under 1991 skulle en säkerhetsanalys benämnd SKB91 publiceras med området Finnsjön som exempel. Under 1992 skulle därefter offentliggöras 3 "kandidatplatser" och dessa skulle sedan undersökas 1992-1994 efter markägartillstånd. Under 1994 skulle redovisas resultat, program för detaljundersökningar och säkerhetsbedömning mm. Efter godkännande 1996 skulle 2 platser undersökas med början 1997. År 2003 skulle en ansökan lämnas enligt dåvarande naturresurslagen och kärntekniklagen. Godkännande av lokaliseringen skulle erhållas 2006 och byggstart ske 2010. Kärnavfallet skulle föras ner i förvaret 2020-2050, varefter förvaret skulle förslutas.

Uppenbarligen insåg SKB därefter (eller fick möjligen politiska direktiv) att denna uppläggning skulle vara omöjlig att genomföra på grund av motståndet mot borrhningar. I FUD-program 1992, beskrevs en ny lokaliseringsprocess. Det skulle dessutom inte vara fråga om ett "slutförvar" omedelbart, utan ett "djupförvar för demonstrationsdeponering" avsett för 10% av hela avfallsmängden. Det redan deponerade avfallet skulle kunna återtas. Samtidigt passade SKB på att kraftigt och definitivt devalvera sina egna krav på berggrundens egenskaper (och därmed indirekt kravet på kunskap om berggrunden, vilket passade bra med tanke på svårigheterna att få borra) enligt följande citat ur ovan nämnda säkerhetsanalys SKB91:

"...SKB91 visar att ett förvar anlagt djupt ner i svenskt urberg och med långtidsstabla tekniska barriärer med god marginal uppfyller av myndigheterna föreslagna säkerhetskrav. Säkerheten hos ett sådant förvar är endast i ringa utsträckning beroende av det omgivande bergets förmåga att fördröja och sorbera radioaktiva ämnen. Bergets funktion är i första hand att under lång tid ge bestående mekaniska och kemiska förhållanden så att förutsättningarna för de tekniska barriärernas långtidsfunktion inte äventyras."

10. DIALOG-projektet

Platsundersökningarnas stoppande medförde även att Statens kärnkraftinspektion (SKI) under åren 1990-1993 genomförde det så kallade DIALOG-projektet. I förordet till huvudrapporten från vad som benämndes Aktörsgruppen (SKI Teknisk Rapport 93:34) klargörs syftet:

"Avsikten med projektet har varit att skapa en dialog mellan olika intressentgrupper i samhället. Dialogen har syftat till att inför en kommande prövning av ett slutförvar för använt kärnbränsle få fram ett förfarande för vilket flertalet berörda har ett rimligt förtroende."

I DIALOG-projektet deltog representanter för:

- Statens Kärnkraftinspektion (SKI)
- Statens Strålskyddsinstitut (SSI)
- Statens Naturvårdsverk (SNV)
- Svenska Kommunförbundet
- Svenska Naturskyddsföreningen
- Folkkampanjen mot kärnkraft-kärnvapen

Avfallskedjan

Ordförande, utsedd av SKI, var den pensionerade ordföranden för Koncessionsnämnden för miljöskydd, Lennart af Klintberg. SKB inbjöds att delta, men avstod.

Deltagarna i projektet, vilka sålunda representerade så gott som alla betydande aktörer i kärnavfallsfrågan (utom SKB) enades i några för kärnavfallshanteringen fundamentala avseenden. Följande punkter har sammanfattats ur Aktörsgruppens rapport:

- Den process (miljökonsekvensbeskrivning, MKB) som skall leda fram till val av metod och plats skall komma igång tidigt. Processen måste präglas av öppenhet och aktiv medverkan av andra parter än sökanden. Andra parter, exempelvis miljöorganisationer, måste ges tillräckliga ekonomiska resurser för att medverka seriöst i processen. MKB-processen bör arrangeras av annan instans än sökanden för att garantera opartiskheten.
- Det framhålls att anläggningen blir den enda i sitt slag i landet och måste anses som ett riksintresse. Kommuner, och grupper som blir direkt berörda måste få stöd för att skaffa sig kompetens för självständiga ställningstaganden.
- Det anses inte lämpligt att enbart satsa på KBS-metoden. Oklarheter finns vad gäller berggrunden och skydd mot spridning av klyvbart material (safeguards). Andra metoder skall provas.
- Val av plats måste ske på ett systematiskt sätt och enligt en i förväg redovisad metod. Detta kan lämpligen ske som en successiv eliminationsprocess, där mindre lämpliga områden successivt tas bort.

Det kan i efterhand konstateras att varken myndigheterna (som själva medverkade), regeringarna eller SKB senare tog hänsyn till vad som kom fram i DIALOG-projektet. Istället tilläts SKB (som inte ville medverka i DIALOG-projektet) att fortsätta som om inget hade hänt och med verksamhet som inte överensstämde med DIALOG-projektets rekommendationer. Verksamheten anpassades inte heller till Kärnbränslenämndens föreslagna sållningsprocess. Det kan i efterhand ifrågasättas om projektet enbart var ett spel för gallerierna, avsett att avleda kritikernas uppmärksamhet eller om det bristande hänsynstagandet till projektets slutsatser obarmhärtigt avslöjade SKBs starka ställning i förhållande till berörda myndigheter.

I DIALOG-projektet förespråkades en MKB-process som under ledning av en fristående instans skulle genomföras på riksplanet och under aktiv medverkan på rimliga villkor av alla berörda, även medborgar- och miljöorganisationer. Detta motsvarar närmast vad som idag skulle benämnas en strategisk MKB och hade sannolikt resulterat i en mera trovärdig process både för metodval och platsval.

DIALOG-projektet är över huvud taget inte omnämnt i SKBs preliminära miljökonsekvensbeskrivning. Däremot finns ett kortfattat och mycket ofullständig refererat i R-06-42. Anmärkningsvärt är att redovisningen ger intrycket av att DIALOG-projektets förslag i huvudsak beaktades. Så var till största delen inte alls fallet och i de avseende så skedde var det med så stor fördröjning att lokaliseringsprocessen inte påverkades.

SKBs motvilja mot kritik, inte minst sådan som kom från miljöorganisationer, kvarstod länge efter att platsundersökningarna stoppades i Almunge 1985/86. Ett belysande exempel är dåvarande SKB-chefen Peter Nygårds ledare i SKBs propagandaskrift "LagerBladet" nr 2/1999. Nygårds skrev där:

"Miljörörelsen i vid mening har enligt mitt sätt att se ett ansvar för att med sin kunskap och sitt engagemang bidra till att vi löser problemet. Kunniga och aktiva personer i de olika miljöorganisationerna har ett särskilt ansvar att vara konstruktiva granskare och aktörer för att lösa upp knutarna. Tyvärr är det inte så idag."

Det är oklart vad Nygårds egentligen avsåg. Möjligen ogillade han samförståndet mellan miljöorganisationer och myndigheter i kritiken av SKBs agerande inom DIALOG-projektet. Trots vad som hade förekommit påstår SKB ändå i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningens avsnitt 3.7 ogenerat:

"Förutom kraftindustrin har regeringen, myndigheter och andra statliga instanser, kommuner, forskarsamhället, miljörörelsen och andra aktörer varit engagerade i arbetet med att finna en lämplig lokalisering av en anläggning för slutförvaring av det radioaktiva avfallet"

Påståendet är givetvis i någon mening sant ifråga om bland annat miljörörelsen, men med all sannolikhet inte på det sätt som SKB uppenbarligen avser med redovisningen.

11. SKB byter taktik, förstudierna

I den nya lokaliseringsprocessen som beskrevs i FUD-program 1992 hade SKB definitivt avfärdat geologiska förhållanden som betydelsefull lokaliseringsfaktor. Eftersom SKB inte ville ta till sig utomstående synpunkter på uppläggnings återstod bara att upphöja befolkningens acceptans till att vara det viktigaste lokaliseringskriteriet. Kommuner där SKB önskar göra förstudier eller vidare detaljundersökningar för att så småningom utföra sitt KBS3-förvar skulle kunna väljas utan besvärande geologiska hänsyn.

I den preliminära miljökonsekvensbeskrivningens avsnitt 3.7.2 summeras SKBs uppfattning på följande sätt:

"En av SKB:s slutsatser från bland annat typområdesundersökningarna var att det finns många områden i Sverige med förhållanden som medger isolering av det radioaktiva materialet. SKB fann det rimligt att i första hand vända sig till intresserade kommuner med lämplig berggrund, för att där närmare utreda förutsättningarna för lokalisering av ett slutförvar."

Arbetet skulle genomföras etappvis enligt följande:

Etapp 1

Översiktsstudier. Analys av lokaliseringsfaktorer. Eventuella förstudier av presumtiva kandidatorter. Val av kandidatorter. Förundersökningar på ett par platser, inklusive projektering. Tekniska och socioekonomiska utredningar. Utvärdering av resultaten. NRL-ansökan för detaljundersökning inkluderande preliminär miljökonsekvensbeskrivning med en första säkerhetsanalys.

Etapp 2

Detaljundersökning inklusive anläggning av nödvändiga schakt och tunnlar till planerat förvarsdjup. Utvärdering av resultaten. Säkerhetsrapport. Miljökonsekvensbeskrivning. Detaljprojektering. Ansökan om lokaliseringstillstånd och koncession (NRL, KTL).

Etapp 3

Bygge och installation av utrustning för hantering/deponering. Slutlig säkerhetsrapport.
Ansökan om drifttillstånd (KTL).

Etapp 4

Driftsättning. Demonstrationsdeponering.

Enligt tidplanen skulle de olika etapperna pågå enligt följande:

Etapp 1 (översiktsstudier, förstudier mm) 1993-1997

Etapp 2 (detaljundersökning, lokalisering) 1997-2003

Etapp 3 (bygge, ansökan om drifttillstånd) 2003-2007

Etapp 4 (drift, demonstrationsdeponering) 2007-

Det är värt att notera att SKB med uppläggningsen i FUD 92 gör minst tre principiellt betydelsefulla ändringar i förhållande till tidigare:

1. Berggrunden avförs som avgörande lokaliseringsfaktor och ersätts av ospecificerade förstudier.
2. Begreppet "slutförvar" ersätts med "djupförvar" samtidigt som återtagbarheten framhålls istället för oåtkomligheten.
3. Deponeringen skall inledas med "demonstrationsdeponering" av en mindre del av avfallet.

Det är uppenbart att förändringarna berodde på att SKB inte trodde att den tidigare modellen skulle vara genomförbar efter händelserna i Almunge. Varken lokala opinioner eller myndigheter skulle kunna övertygas med det underlag man hade. Man vågar inte längre förlita sig på berggrunden eftersom kunskapen hade växt sedan det "sprickfria" berget utlovades av AKA-utredningen. Utan garanterat stabilt berg går det inte att ordna ett slutförvar, bara ett djupförvar som kommande generationer får ta hand om. Idén om "demonstrationsdeponering" antydde att SKB inte längre ens påstod sig veta säkert vad man slutligen skulle göra.

Genom att i olika avseenden försöka att mjuka upp tidigare mera distinkta krav trodde SKB uppenbarligen att det skulle bli lättare att få lokal acceptans för förslagen. Sett som en helhet framstod SKBs manövrerande fortfarande som försök att till varje pris få genomföra KBS3-förvaret i enlighet med det förslag som redan AKA-utredningen hade pekat ut. Det är både anmärkningsvärt och skrämmande att granskningsmyndigheter och regeringar i stort sett okritiskt hängde med i SKBs slingrande manövrer. Trots den uppenbara bristen på logik och systematik i frågans hantering fick SKB fortsätta med bara marginella invändningar mot den valda metoden samtidigt som lokaliseringsundersökningarna accepterades, hur undermåliga dessa än var.

Anmärkningsvärt nog fick dock SKBs redovisning av den nya uppläggningsen i FUD-program 1992 sådan kritik av SKI (Statens Kärnkraftinspektion) att regeringen begärde en komplettering. Denna komplettering redovisades 1994 och fullföljdes i nästa fullständiga FUD-program 1995. Där beskrevs SKBs nya uppläggning mera i detalj enligt följande:

Till 1996 skulle genomföras 5-10 förstudier.

1996-2001 skulle genomföras platsundersökningar, projektering mm.

1996-2003 skulle genomföras MKB-process och myndighetsgranskning.

1998-2002 skulle genomföras tillståndsberedning.

SKB konstaterade i FUD-program 1995 att tidplanen innebar en försening med ett par år jämfört med vad som tidigare redovisades i FUD92. Detta berodde uppenbart på svårigheterna att etablera förstudier till följd av motstånd och ointresse i de tilltänkta kommunerna.

SKBs stegvisa process med olika etapper kan ge ett intryck av genomtänkt systematik i valet av plats. Detta är emellertid en ren illusion. Processen skulle lika litet som tidigare leda till att i någon mening bästa möjliga plats. Enklast är att framhålla att flera förstudier hade etablerats innan ens översiktsstudien hade redovisats. Denna redovisning skedde i en rapport daterad i oktober 1995, men tillgänglig först i december 1995, vilket gjorde att den knappast ens kunde beaktas i remissgranskningen av FUD-program 1995. Givetvis hade inte heller valet av förstudiekommuner någon som helst relevans för att uppnå bästa säkerhet och miljö, eftersom valet baserades på politisk acceptans.

I SKBs kompletterande redovisning till FUD-program 1998, "FUD K" (december 2000) fanns fortfarande uppläggningsen med en första omgång förvaring av 5-10% av avfallet motsvarande 200-400 kapslar. Tidplanen hade reviderats till:

Platsundersökningar	2002 – 2006
Ansökan om tillstånd	2007
Granskning av ansökan	2007 – 2008
Detaljundersökning, byggande	2009 – 2013
Ansökan om drift	2013
Granskning av ansökan	2013 – 2015
Drift	2015 –

SKBs tidplan har sålunda reviderats undan för undan genom att olika moment har senarelagts. Det kan starkt misstänkas att SKB avsiktligt har redovisat för snäva tidplaner för att på det sättet sätta press på myndigheter och regeringar att inte komma med för mycket invändningar som kan spräcka planerna. Genom att ge intryck av att deponeringen måste komma igång snabbt har SKB försökt komma undan kraven på en redig beslutsprocess. Sådana krav har vid olika tillfällen framförts av i stort sett alla andra inblandade parter (tydligast i DIALOG-projektet).

Miljöorganisationerna har i någon mening medverkat till SKBs nuvarande uppläggning av sitt program. När processen som baserades på platsundersökningar havererade efter händelserna i Almunge fanns två möjligheter. Antingen kunde SKB anpassa sig efter SKNs föreslagna sållningsprocess (i den ovan nämnda rapporten från platsvalsgruppen) och DIALOG-projektets krav på en logisk och systematisk urvalsprocess, eller helt gå över till en process baserad på politisk acceptans. Ansvaret faller tungt på myndigheter och regeringar som inte har förmått att förhindra SKB att genomföra det sistnämnda.

12. Valet av Oskarshamn och Östhammar

SKB inledde sin nya lokaliseringsprocess, som först hade presenterats i FUD92, utan att invänta remissbehandling, granskningsmyndigheters utlåtanden eller regeringens beslut. Redan i oktober 1992 sändes ett brev till samtliga kommuner med inbjudan att frivilligt ställa upp på samarbete med SKB. I många kommuner uppfattades brevet troligen som oseriöst och det besvarades över huvud taget inte. Ett antal kommunledningar i Norrlands inland nappade emellertid i förhoppning om nya resurser och arbetstillfällen. I Storuman och Malå resulterade detta i att förstudier kom att genomföras. I ett drygt 10tal andra kommuner tillbakavisades

SKBs förslag, i flera fall efter hårda diskussioner, efter att kommunledningarna först hade uttryckt intresse.

Det klena utbytet av den allmänna förfrågan gjorde att SKB åter ändrade taktik och istället inriktade sig på kommuner med kärnteknisk verksamhet.

Förstudierna innebar omfattande utrednings- och propagandainsatser som helt bekostades av SKB med medel ur kärnavfallsfonden. I stor utsträckning rörde det sig om utredningar av näringsliv, turism, sysselsättning, kommunikationer mm som bara har indirekt samband med kärnavfallsförvaringen. Detta var uppenbart en medveten taktik av SKB för att locka kommunledningar i ekonomiskt svaga kommuner.

Förstudien i Storuman påbörjades andra halvåret 1993 och i Malå våren 1994. Förstudien i Storuman redovisades i en slutrapport i februari 1995. Förstudien i Malå slutrapporterades i mars 1996. Anmärkningsvärt är att de ansvariga myndigheterna SKI och SSI först inte ville engagera sig i förstudierna över huvud taget. Detta bestyrker intrycket av svaga och villrådigas myndigheter, inte minst genom att de i anslutning till senare förstudier ändrade sig och ville spela med.

Både i Storuman och Malå hade redan i de ursprungliga politiska besluten bestämts att folkomröstningar skulle hållas. I båda kommunerna röstade en majoritet nej till fortsatta undersökningar och som följd av resultaten i folkomröstningarna avslutade SKB sina verksamheter i de båda kommunerna.

Efter bakslagen, där politisk omprövning eller förlorade folkomröstningar stoppade förstudierna även i de få kommuner som frivilligt hade anmält sig, var SKB åter tvungen att åter byta taktik. Strategin byggde nu på att opinionen i de kommuner som redan har kärntekniska anläggningar av olika slag skulle vara mindre negativ. Valet av kärnkraftkommunerna visade ännu tydligare hur SKB nu helt hade lämnat säkerhet och miljö som urvalskriterier. Nu var valet av förvaringsplats enbart en opinionsfråga. De utvalda kärnkraftkommunerna var:

- Östhammar (Forsmarks kärnkraftverk och SFR-lagret)
- Nyköping (Studsviks "forskningsanläggning")
- Oskarshamn (Oskarshamns kärnkraftverk, CLAB, Äspö-laboratoriet mm)
- Varberg (Ringhals kärnkraftverk)

Kävlinge kommun (med Barsebäcks kärnkraftverk) uteslöts av SKB med hänvisning till den avvikande geologin med mäktiga unga, sedimentära bergarter. Medan frågan övervägdes politiskt i Varbergs kommun inträffade där en mindre jordbävning, vilken gjorde att kommunen avvisade förslaget om förstudie. De "kärnkraftkommuner" där förstudier kom att påbörjas blev därför Östhammar, Nyköping och Oskarshamn. Senare tillkom förstudier i några angränsande kommuner, Tierp och Älvkarleby (vid Östhammar) samt Hultsfred (vid Oskarshamn). Det kan alltså konstateras att SKBs taktik att etablera fler förstudier den här gången lyckades.

Förstudierna startades snabbt efter respektive kommunala beslut (utom i Nyköping, där den startades ändå). Några fler folkomröstningar blev inte aktuella, men Tierp och Nyköping beslöt att inte fortsätta att medverka. SKB uteslöt Älvkarleby och Hultsfred och sedan återstod bara Oskarshamn och Östhammar.

Mot bakgrund av det beskrivna skeendet är det närmast ett understatement att konstatera att SKBs slutliga platsval inte syftade till att finna bästa möjliga plats med hänsyn till miljöpåverkan. SKBs enda syfte var att finna en kommun som accepterade anläggningen.

13. Platsvalet i SKBs preliminära miljökonsekvensbeskrivning

Platsvalet beskrivs kortfattat i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningens kapitel 3.7 med rubriken "Lokaliseringsarbetet". SKBs uppenbara syfte är att få den i verkligheten osammanhängande och av slumpfaktorer styrda processen att se ut som om den varit sammanhängande och genomtänkt. På några få sidor beskrivs vad som skedde fram till platsundersökningarna. Generaliserat handlar resten av rapportens 348 sidor om de lokala förhållandena i Forsmark och Östhammar. SKB förutsätter att den som läser handlingen skall utgå från att allt är i sin ordning, eftersom det redovisade arbetet har pågått i mer än 30 år och omfattat olika typer av kortfattat redovisade undersökningar, vilka implicit påstås ha varit led i en från början genomtänkt plan. Men eftersom redovisningen i verkligheten är en grov eftertionalisering missleds den läsare som inte själv kan syna vad som i verkligheten skedde under de mer än 30 åren.

Redovisningen av lokalisering i den preliminära miljökonsekvensbeskrivningens del "Icke-teknisk sammanfattning" är närmast parodisk i sin totala avsaknad av information. Ett återgivande av hela detta textavsnitt gör kommentarer överflödiga:

"Lokaliseringsarbetet inleddes för över 30 år sedan med att skaffa kunskap om den svenska berggrunden och vilka egenskaper berget måste ha för att slutförvaret ska bli säkert. Mellan åren 1993 och 2000 genomförde SKB förstudier i åtta kommuner. År 2002 inleddes platsundersökningar, som pågick i drygt fem år, i Forsmark i Östhammars kommun och i Laxemar/Simpevarp i Oskarshamns kommun. I juni 2009 visade en systematisk genomgång av förhållanden på platserna att Forsmark sammantaget är den plats som ger bäst förutsättningar för att säkerhet på lång sikt ska uppnås i praktiken. SKB beslutade därmed att ansöka om ett slutförvar placerat i Forsmark."

För att täcka upp inför läsare som eventuellt önskar utförligare information har SKB låtit utarbeta rapporten "Lokalisering av slutförvaret för använt kärnbränsle. En översikt av trettio år arbete" (Roland Johansson Miljö- och energikonsult AB, SKB R-06-42, maj 2006). Det är fråga om ett utpräglat beställningsarbete, styrt av SKB och sammanställt enligt principen att sovra och försköna/förvanska för att passa in i SKBs önskan om att redovisa en logiskt genomtänkt process. Det framgår av rapportens förord att författaren endast har utgått från SKBs rapporter och redovisningar. Därtill har författaren uppenbarligen saknat förutsättningar eller förhindrats att etablera egen insikt i vad som verkligen har skett.

14. Sammanfattande synpunkter på platsvalet

SKB har fortfarande inte förstått (eller vill av taktiska skäl inte förstå) skillnaden mellan "bästa plats" och "bästa möjliga plats". SKB:s krampaktiga försvar för sin (eller egentligen sina) lokaliseringsprocess bygger på att SKB hävdar att det är omöjligt att finna "bästa platsen". Så har emellertid inte kravet ställts från kritikerna, vilkas krav istället har varit en systematisk och begriplig process för att söka en så bra plats som möjligt utifrån på förhand uppställda krav. Enligt praktiska erfarenheter har detta fungerat bra för vanliga avfallsupplag för hushållsavfall.

SKB hävdar att eftersom stora delar av Sverige har lämpliga förhållanden kan man gå direkt till detaljundersökningar på i princip slumpvis utvalda platser. SKB:s platsvalsprocess har i

konsekvens med detta grundats på de för säkerhet och miljö helt irrelevanta faktorer som markägarförhållanden (tidigare platsundersökningar med bland annat provborrningar) respektive politisk acceptans och förekomst av kärntekniska anläggningar (förstudierna).

**SSI/SKI-gemensamt brev till SKB
 inom samrådet för platsundersök-
 ningsskedet**

 Datum
 2007-10-22

 Vår referens
 SSI dnr.
 2007/1562/26
 SKI dnr. 2007/598

Er datum

Er referens

 Svensk Kärnbränslehantering AB
 Attn: Olle Olsson
 Box 5864
 102 40 Stockholm

**SSI:s och SKI:s gemensamma bedömningar från granskningen av SKB:s
 redovisning av storregional grundvattenmodellering för östra Småland**

SSI och SKI har var för sig granskat Svensk Kärnbränslehantering AB:s (SKB) senaste analys av storregional grundvattenströmning i östra Småland (SKB Rapport 06-64). SSI:s granskning redovisas i SSI Rapport 2007:11 som innehåller en sammanfattande myndighetsbedömning samt två externa konsultgranskningar av Clifford Voss och Anders Wörman. SKI har tidigare redovisat en konsultgranskning av SKB:s rapport (SKI-Insite-TRD-06-04).

SKB:s rapport R-06-64 ger kompletterande information kring de hydrologifrågor som SSI och SKI framfört i samband med SKB:s val av platser för platsundersökningar och senare i samrådet om platsundersökningar (t.ex. skrivelser från SSI, 2004-08-30, SSI Dnr. 2004/780-26 och från SKI, 2004-09-28, SKI Dnr. 15.2-040970). SSI:s och SKI:s granskningar av SKB:s rapport (R-06-64) syftar till att ge SKB vägledning om vilket underlag som myndigheterna anser sig behöva för att bedöma SKB:s planerade tillståndsansökan för ett slutförvar. Syftet med detta brev är att sammanfatta de slutsatser som SSI och SKI (fortsättningsvis benämnda som myndigheterna) enats om från respektive granskningar.

Myndigheterna anser att SKB:s studie är väl genomförd och att den på ett mera förutsättningslöst och utförligt sätt illustrerar tänkbara flödesförhållanden i östra Småland jämfört med tidigare studier (t.ex. SKB R-03-23 och SKB R-03-01). Myndigheterna bedömer vidare att studien kan ge ett bra underlag för att bedöma betydelsen av storregional grundvattenströmning för lokaliseringen av ett slutförvar. Myndigheterna är dock överens om att SKB bör komplettera studien på nedanstående punkter och att dessa kompletteringar kan redovisas i tillståndsansökan för slutförvaret.

- Utförligare motivera kritiska antaganden och förenklingar som kan inverka på möjligheten att identifiera långa flödesvägar, framförallt val av modelldjup och modell för grundvattenytans läge.

- Genomföra en utförligare utvärdering av beräkningsresultaten som gör det möjligt att jämföra hydrologiska skillnader mellan specifika platser inom förstudiekommunerna Oskarshamn och Hultsfred samt beskriva de faktorer som gör att vissa platser i modellen är förknippade långa transportvägar och transporttider från förvarsdjup.
- Föra en diskussion om det finns uppenbara lokala platsegenskaper som kan bryta upp regionala flödesvägar på hydrogeologiskt intressanta områden.
- Illustrera vad ev. platsspecifika skillnader i det regionala strömningsmönstret betyder för säkerhetsanalysens resultat, t.ex. med hänsyn till framtida kustlinje- och klimatförändringar.

SKB har aviserat att de avser att komma in med en ansökan för att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle under slutet av 2009. Det är av stor betydelse att denna ansökan åtföljs av en väl underbyggd motivering av det platsval som kommer att göras. Denna redovisning behövs bl.a. för att uppfylla:

- SSI: krav på optimering och användning av bästa möjliga teknik (BAT) enligt SSI:s föreskrift SSIFS 1998:1 och åtföljande allmänna råd SSIFS 2005:5
- SKI:s krav på redovisning av förläggningsplats enl. SKI FS 2004:1 och redovisning av barriärfunktioner enl. SKI FS 2002:1

I miljöbalksprövningen av SKB:s ansökan tillkommer tillämpning av lokaliseringsprincipen med krav på överväganden kring alternativa lokaliseringar.

SSI:s krav på optimering och BAT ska ses som tilläggskrav till riskkriteriet och miljöskyddskraven och innebär i korthet att SKB ska redovisa att man beaktat alla möjligheter göra slutförvaret så säkert som möjligt, med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga begränsningar. SKI:s föreskrifter anger specifika krav på säkerhetsredovisningen som är kopplade till den valda platsens egenskaper och lämplighet. Enligt SKI:s föreskrift 2004:1 ingår hydrologiska förhållanden som en av de faktorer som behöver redovisas för en vald förläggningsplats. Enligt de allmänna råden till SKI:s föreskrift 2002:1 bör platsen för ett slutförvar väljas så att den geologiska formationen ger tillräckligt stabila och gynnsamma förhållanden för att förvaret skall fungera som avsett under tillräckligt lång tid.

Myndigheterna anser att SKB:s studie bekräftar att lokalisering i inströmningsområden kan öka chansen för långa transportvägar men de hydrologiska fördelarna är sannolikt inte så dramatiska som tidigare antytts (t.ex. i SKI Rapport 01:44). Myndigheterna vill också understryka att lämpligheten av en plats i ett hydrogeologiskt perspektiv inte enbart beror på dess förmåga att fördröja och begränsa ev. utsläpp av radioaktiva ämnen, t.ex. genom långa transportvägar med grundvattnet i berget. De lokala hydrogeologiska egenskaperna, t.ex. grundvattenflödets storlek och rumsliga fördelning på förvarsdjup, har en avgörande betydelse för processer som buffererosion och korrosion av koppar och därmed för barriärsystemets integritet. Därutöver tillkommer flera andra lokala geovetenskapliga platsvalsfaktorer, t.ex. geokemiska och bergmekaniska förhållanden. För att myndigheterna ska kunna bedöma de olika stegen av lokaliseringsarbetet som lett fram till SKB:s slutliga val av plats är det dock nödvändigt att SKB i samband med tillståndsansökan kan visa att man utrett och beaktat alla faktorer av betydelse för förvarets långsiktiga funktion, samt redovi-

sar de avvägningar man gjort mellan olika lokaliseringsfaktorer och andra åtgärder för att förbättra slutförvarets skyddsförmåga.

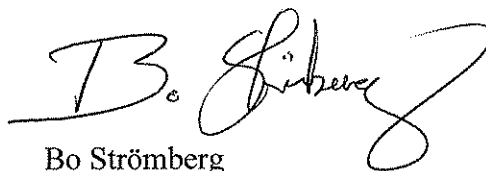
I ovan nämnda skrivelser från myndigheterna, framtagna inom samrådet för platsundersökningar, diskuterades även om det finns säkerhetsmässiga skillnader beroende på grundvattnets olika salthalt vid inlands- respektive kustförläggning. Myndigheterna kan efter en preliminär genomgång av SKB:s senaste säkerhetsrapport SR-Can konstatera att denna fråga fått en delvis ny innebörd i och med att buffererosion införts som en styrande process. Buffererosion anses inom SR-Can vara starkt kopplad till grundvattnets salthalt. Enligt myndigheternas uppfattning befinner sig SKB:s hantering av buffererosion på ett mycket preliminärt stadium. Dessutom återstår utvecklingsarbete kring den praktiska hanteringen av de lerhaltiga barriärerna i slutförvaret, i synnerhet för återfyllningen, där möjligheterna att uppfylla uppsatta funktionskrav är kopplad till grundvattnets salthalt. Det är därför inte meningsfullt att i dagsläget göra en samlad bedömning av salthaltens betydelse för lokalisering av ett slutförvar.

För Statens strålskyddsinstitut



Björn Dverstorp

För Statens kärnkraftinspektion



Bo Strömberg

Sändlista

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB)
 Länsstyrelsen Kalmar Län
 Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning (MKG)
 Miljörörelsens Kärnavfallssekretariat (MILKAS)
 Oskarshamns kommun
 Uppsala länsstyrelse
 Sveriges Energiföreningars Riksorganisation (SERO)
 Östhammars kommun



Bevarandeplan för Natura 2000-område Kallriga SE0210220



enligt 17 § förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken

Områdestyp/status

SCI (enligt EU:s habitatdirektiv)

Regeringsgodkänd

Januari 1997 med revidering maj 2002

Områdets storlek

1164,2 ha, varav 408 ha land

Ingående naturtyper enligt habitatdirektivet

- 1140 – Ler och sandbottnar som blottas vid lågvatten (8,2 ha) (ej regeringsanmält)
- 1150 – *Laguner (86,6 ha) (47 ha regeringsanmält)
- 1160 – Stora grunda vikar och sund (311 ha) (ej regeringsanmält)
- 1220 – Flerårig vegetation på sten- och grusvallar (inväntar basinventeringen) (ej regeringsanmält)
- 1230 – Vegetationsklädda havsklippor (förekommer ej) (12 ha regeringsanmält)
- 1610 – Rullstensåsöar i Östersjön (förekommer ej enligt FBT) (12 ha regeringsanmält)
- 1620 – Skär och små öar i Östersjön (inväntar basinventeringen) (23 ha regeringsanmält)
- 1630 – *Havsstrandängar av Östersjötyp (90,1 ha) (2 ha regeringsanmält)
- 6270 – *Artrika naturbetesmarker (12,7 ha) (23 ha regeringsanmält)
- 6510 – *Slätteräng (0,4 ha) (ej regeringsanmält)
- 8220 – Klippvegetation på silikatrika bergssluttningar (förekommer ej enligt FBT) (ha anmält)
- 8230 – Pionjärvegetation på silikatrika bergsytter (2,9 ha) (ej regeringsanmält)
- 9014 – *Västlig taiga, hållmarkstallskog (1,8 ha) (175 ha regeringsanmält)
- 9020 – *Ädellövskog (förekommer ej) (35 ha regeringsanmält)
- 9030 – *Skogar i landhöjningskust (118 ha) (47 ha regeringsanmält)
- 9050 – Näringsrika granskogar (0,9 ha) (ej regeringsanmält)
- 9060 – Åsbarrskog (förekommer ej) (23 ha regeringsanmält)
- 9070 – Trädklädd betesmark (61,2 ha) (ha regeringsanmält)
- 9080 – *Lövsumpskogar (förekommer i 9030) (23 ha regeringsanmält)

* Bevarandet av naturtypen har hög prioritet inom EU.

Bilagt bevarandeplanen finns en preliminär karta som visar naturtypernas utbredning. En mer korrekt karta redovisas efter basinventeringens slut år 2009. För mer detaljer och för undergrupper och utvecklingsmarker av naturtyper hänvisas till länsstyrelsens databas.

Ingående arter enligt habitatdirektivet

- 1166 – Större vattensalamander (*Triturus cristatus*) (ej regeringsanmält)
- 1902 – Guckusko (*Cypripedium calceolus*) (ej regeringsanmält)

Ägandeförhållande

Privat, bolag, kommunen, Upplandsstiftelsen

Översiktlig beskrivning av området

Reservatet består av kuststräckan mellan Jungfruholm i norr och Kallerö i söder samt Kallrigafjärdens västliga delar. Området består av barrskogsbevuxen moränmark, betad ädellövskog, strandängar, hagar, igenväxande lövängar och skogsbeten liksom variationsrika marina miljöer med laguner och andra grundområden. Kustlinjen är starkt sönderskuren med en mängd fjärdar, laguner och kärr i olika avsnörningsstadier. Moränen är rik på kalk vilket bidrar till den rika floran och till förekomsten av kalkpräglade vattensamlingar och kärr.

Barrskogen i området är flerstädes av örtrik typ med inslag av lövträd, framförallt björk, al och ask. På fuktiga partier dominerar lövträden. En del av skogen är den första generationen efter landhöjningen som i området är en dryg halvmeter per sekel. På Storskäret finns hagar och igenväxande lövängar med ädla lövträd såsom ask, ek, lönn och alm samt apel. På sina håll har lövträdsbestånden slutit sig till lund. Bestånd av ädla lövträd och hassel finns på flera håll längs kusten ner till Grynören och Kallerö.

Kallriga har högt värde för fågellivet, särskilt under flyttningstider då stora mängder sjöfågel bl. a. gäss, änder och svanar rastar i området. Området hyser på grund av sin relativa orördhet även en värdefull och känslig häckfågelfauna. Inom området finns fågelskyddsområdet Lövörsgräset är avsatt för att skydda rastande och ruggande andfåglar under sommar och höst.

Öarna i reservatet har en botaniskt intressant vegetation och delvis en urskogsartad blandskog med markant lövinslag och bitvis örtrik undervegetation. Ön Stor-Lövören är blockrik med mindre hållmarker. Granskogen är delvis mycket gammal med stående döda träd och lågor. Här och var växer även gammal björk.

Halvön Långören är en del av Börstilåsen och löper ut i havet som en långsmal udde vilken till stor del avsnör Kallrigafjärden från Öregrundsgrepen. Södra delarna av udden är relativt flacka medan man längre norrut, i höjd med Lill-Lövören, kan urskilja en mer typisk åsform. Strandvallar och klapperstensfält finns på udden. Lill-Lövören är storblockig med gammal granskog och inslag av grovvuxen björk.

Havsområdet i Kallrigareservatet karaktäriseras av fjärdar avskurna av starkt blockiga moränryggar som oftast fortsätter under vattenytan. Bitvis gör detta området mycket svårframkomligt med båt men det skapar också serier av mer eller mindre avsnörda flador, gloar och småvatten varefter landhöjningen fortskrider. Området genomskärs också av Börstilåsens nordligaste del som i söder löper ut i den långsmala halvön Långören. Större delen av havsområdet är grundare än 5 meter och mycket stora delar är grundare än 3 meter. Bottnarna i de skyddade områdena täcks av tjocka lager mjuka sediment där bl.a. rödsträffe, havsnajas och borstnate frodas. I de yttre, mer exponerade delarna finns steniga och grusiga bottnar. Vegetationen här domineras av makroalger.

Särskilt under våren påverkas hela Kallrigafjärden och området innanför Långören starkt av Forsmarksån och i synnerhet av Olandsån. Salthalten kan bli mycket låg och vattnet blir grumligt och humöst. När bottenvegetationen är som bäst utvecklad under sensommaren är dock vattnet vanligtvis mycket klart. Kallrigafjärden är också ett populärt område för fritidsfiskare varför motorbåtstrafiken i södra delarna av reservatet är ganska livlig. Fågelskyddet 15/7 - 15/10 hindrar dock trafiken i stora delar av området. Jungfruholmsfjärden i reservatets nordvästra ände är delvis fördjupad och här finns en del båtar och hus.

Beskrivning av naturtyper och arter

1140 – Sedimentbottnar som blottas vid lågvatten (8,2 ha)

Då det är långgrunt utanför stränderna kommer en del områden blottas vid lågvatten. Dessa bottenar är fria från storväxt vegetation, men det förekommer ofta blågrönalger och kiselalger. Även fintrådiga alger kan förekomma. I denna miljö lever också många smådjur. Naturtypen är viktig för födosökande vadare och andfåglar.

För naturtypens känslighet, se övriga marina naturtyper.

1150 – *Laguner (86,6 ha)

En lagun är en vattensamling som helt eller delvis är skild från havet genom moränryggar, sandbankar, hällar eller liknande. Lagunerna kan ha varierande salthalt och vattenvolym, beroende på avdunstning, sötvattentillrinning samt tillfälliga översvämningar av havsvatten. Bottenarna i de riktigt skyddade lagunerna i området är täckta av tjocka lager mjuka sediment. Här finns också rikligt med rödsträfs och, i de innersta delarna vissa år mycket rikligt med havsnajas under sensommaren. I några delområden står bottenvegetationen kvar nästan till ytan även under vintern. Vissa laguner var dock vid inventeringstillfället väldigt fattiga på bottenvegetation vilket antagligen beror på mellanårsvariation. I glofladorna är vasstäckningen längs stränderna riklig, i fladorna glesare. Lagunerna är eller kommer att bli viktiga för gölrodorna men även som föryngringsplats för fisk och för fåglars födosök.

Se under 1160 för information om naturtypens känslighet.

1160 – Stora grunda vikar och sund (311 ha)

De grunda vikarna och sunden har till skillnad från lagunerna ständigt god kontakt med angränsande hav och har därmed ett begränsat inflytande av sötvatten. Den varierande bottenprofilen i delområdena kommer med landhöjningen att leda till fortsatt bildning av avsnörda laguner i framtiden. Vegetationen i detta habitat är helt beroende av substrat och exponeringsgrad. I de större fjärdarna i objektet växlar de blockiga moränryggarna av med djupare bottenar med finsediment. Vattendjupet överstiger dock endast på mindre områden 3 meter. Vegetationen i de inre delarna av vissa delområden påminner starkt om vegetationen i glofladorna med dominans av rödsträfs och havsnajas. Vattnet blir i dessa områden kristallklart under sensommaren när växtligheten är som bäst utvecklad. I de mera exponerade fjärdarna växer istället ålnate och vitstjälksmaja samt eventuellt havsrufse och höstlånke. Områdena är förutom goda föryngringsplatser för fiskar och viktiga födosökslokaler för fåglar.

Laguner och Stora grunda vikar och sund är känsliga för störningar i vattenutbytet. För lagunerna gäller detta specifikt att den tröskel som skiljer lagunen från havet inte får påverkas. Om tröskeln förstörs eller förändras så att mer havsvatten når lagunen kommer vattentemperaturen att sjunka och fiskproduktionen kan drastiskt minska. Muddring påverkar naturtyperna dels genom att lagunernas tröskel tar skada, men även genom grumling och uppslamning som leder till frigörelse av näringsämnen vilket i sin tur kan leda till igenväxning och ett utarmat fiskesamhälle. Anläggande av bryggor och liknade konstruktioner får snarlika följder som muddringsverksamhet. Övergödningen i Östersjön är ett ständigt problem men strandnära skogavverkningar och utsläpp från enskilda avlopp kan lokalt kraftigt förvärra denna påverkan. Båttrafik påverkar stränderna negativt genom ökad ursvallning och erosion av finare material liksom störning på bottenvegetationen och uppslamning av näring från bottenvegetationen. Från båtmotorerna sker även utsläpp av oljor, kemikalier, tungmetaller m.m. Fiskarnas lek och uppväxt, liksom flertalet fågelarters häckning, kan dessutom komma att störas av buller, vibrationer och vattenströmmar orsakat av båtmotorer. Naturtypens känslighet gör att fiske med redskap som skadar bottenarna och icke selektiva fiskeredskap som hotar den biologiska mångfalden av däggdjur, fåglar, fisk och bottenlevande djur kan vara ett problem. Större oljeutsläpp kan få förödande verkningar.

1220 – Flerårig vegetation på sten- och grusvallar (X ha)

Längs med exponerade ständer finns mycket sten och grus, där finare material svallats ur av vågor. Förutom vågornas kraft påverkas naturtypen starkt av isens rörelser under vintern. Stränderna är därför oftast vegetationslösa närmast vattnet men en bit upp finns en gräs- och örtvegetation. Här kan också förekomma mycket lavar och mossor. Ytterligare något längre upp börjar vedartade ris- och buskväxter etablera sig och ibland breder havtornsbuskage ut sig innan skogen tar vid. Man får i denna zon en övergång till naturtypen 9030, naturliga primärskogar i landhöjningskust. Bete kan vara en förutsättning för gynnsam bevarandestatus i naturtypen eftersom hävden håller undan igenväxningsvegetation.

Naturtypen är beroende av störning (vågor, isrörelser och ibland bete) för att inte växa igen, men alltför kraftig störning såsom för mycket tramp från exempelvis det rörliga friluftslivet kan skada vegetationen. I vissa fall uppstår problem med övergödning då stora mängder ruttnande alger blåser upp på stränderna. Utsläpp av olja eller andra kemikalier kan helt förstöra naturtypen.

1620 – Skär och små öar i Östersjön (X ha)

I den marina delen av Natura 2000-området Kallriga finns många små öar och skär i varierande storlek och med varierande vegetation – allt från små renspolade klippor till trädbärande öar. Till naturtypen räknas dock endast de mest exponerade öarna som är så gott som kala. De minsta öarna som i regel är trädlösa utgör viktiga häckningsplatser för fåglar. Vegetationen består här av arter som är anpassade till torka, solexponering, vind- och saltpåverkan samt frånvaron av egentlig jordmån. Lavfloran är artrik och särpräglad. Större delen av detta område är tämligen grunt (< 5 meter) och relativt exponerat varför man kan förvänta sig hårbottenar med ett väl utvecklat blåstångsbälte nedanför isnötningsgränsen. Djuputbredningen av blåstången är oklar då inga dykinventeringar gjorts i området. Ovanför blåstångsbältet finns en zon dominerad av grönslick, brunslick eller ullsläke beroende på årstid. Djupare än blåstången växer antagligen bl.a. kräkel, fjäderslick och ishavstofs.

De små öarna och skären är ofta viktiga häckningsplatser för fåglar vilket gör dessa mycket känsliga för störningar orsakade av människor där höga svallvågor från båtar och rörligt friluftsliv är ett par exempel. Förekomst av mink kan slå ut hela fågelkolonier. Utsläpp av olja och kemikalier slår mycket hårt mot naturtypen. Undervattenmiljöns känslighet överrensstämmer med den som beskrivs ovan under 1160.

1630 – Havsstrandängar av Östersjötyp (90,1 ha; 35 ha i hävd)

Stränderna i denna landhöjningskust blir under lång tid efter det att de stiger upp ur havet påverkade av den störning havet orsakar i form av vågor och isens skavande. Denna störning leder till att vedartad vegetation har svårt att etablera sig och de hålls därför under en tid naturligt öppna. Där störningen är mindre stark kan sediment avlagras och man får en mer eller mindre marktäckande ört- och gräsvegetation som kan klassas som havsstrandängar trots att det inte är någon hävd. I Kallrigareservatet är dock en stor del av strandängarna betade och får en karaktäristisk flora med krypven som dominerande art och med t.ex. blåsklöver och havssälting. Dessa välhävdade strandängar är mycket viktiga för häckande och rastande fåglar.

För de delar av naturtypen som hålls öppna naturligt överrensstämmer känsligheten med den för 1220 – flerårig vegetation på sten- och grusvallar. I övrigt gäller att om man vill behålla naturtypen och inte få en succession mot buskmark och strandskog måste områdena regelbundet hävdas eller röjas från uppväxande vedartad vegetation. Utan bete eller slåtter kommer storväxta konkurrensstarka arter av igenväxningstyp (t.ex. hundkex, älgört, skräppor, nässlor och vass) slå ut lågväxande örter och gräs. Det leder också till en förna ansamling som ytterligare missgynnar konkurrenssvaga arter. På sikt leder ohävd till att vedartad igenväxningsvegetation med buskar och sly etableras. Naturtypen är också känslig för störningar i hydrologin varför diken och dränering kan skada värdena. Ett annat hot mot naturtypen är ökad näringsbelastning till följd av exempelvis gödsling, sambete med vall, tillskottsutfodring eller bete med mjölkkor. Naturtypen tar också skada

vid användning av avmaskningsmedel med makrocycliska laktoner (där avermectinerna ingår) eftersom det slår ut den dynglevande insektsfaunan. Särskilt allvarligt är användandet av bolus då detta innebär en giftspridning under flera månader. För strandängar med förutsättningar för ett rikt fågelliv med våtmarksfåglar är det viktigt att dessa är fria från träd och högre buskar inom ett avstånd på 100-300 meter från strandlinjen.

6270 – Artrik naturbetesmark (12,8 ha)

Naturtypen utgörs av torra till friska betade gräsmarker med ett glest eller inget träd- och buskskikt. Fältskiktet med örter och gräs är artrikt och inom Kallrigaområdets gräsmarker påträffas arter som brudbröd, rödkämpar, bockrot, ängsskära, toppklocka, spenört, vitmåra, gulmåra och gullviva. Fjärilsfaunan är rik med bl.a. ängsskäreplattmal och bredbrämad bastardsvärmare.

Naturtypens känslighet överensstämmer med den för 1630, se ovan.

6510 Slätteräng (0,41 ha)

På Gåsgrund har nyligen en slätteräng restaurerats. Den sträcker sig från havsstrandängen nere vid den avsnörda viken och upp mot en frisk/torr äng på högre höjd där en del sten förekommer. Inom ängen finns en del träd och buskar såsom ask, björk och en. Eftersom ängen varit ordentligt igenväxt är florans tämligen trivial men hävdgynnade arter som brudbröd och rödkämpar förekommer.

Naturtypens känslighet överensstämmer med den för 1630, se ovan. Dock ska naturtypen hävdas genom slätter som utförs tidigast i mitten av juli. Efter slättern måste det avslagna höet bärgas eftersom skadlig förna annars ansamlas. På sensommaren hösten är det gynnsamt med efterbete så att uppväxten som kommer upp efter slättern betas av.

8230 – Pionjärvegetation på silikatrika bergytter (2,9 ha)

På en del håll i betesfällorna förekommer kalt berg som inget eller endast ett glest träd och buskskikt. Fältskiktet utgörs av torktåliga gräs och örter. Här växer också mycket lavar och mossor. Bland kärllväxterna märks arter som hällebräken, vit fetknopp, liten fetknopp, tjärblomster och bergven.

Naturtypen är känslig för igenväxning eftersom det leder till beskuggning och ansamling av ett förnaskikt. Även ökad näringsbelastning är ogynnsamt varför sambete med gödslade marker eller stödutfodring i naturtypen ska undvikas. Exploatering leder till en direkt habitatförstörelse.

9014 – Västlig taiga, hållmarkstallskog (1,8 ha)

Västlig taiga förekommer inom objektet som några bestånd med hållmarkstallskog. Övrig naturskogsartad skog återfinns i nedan beskrivna naturtyper. Hållmarkstallskogen växer på torra hållmarker med endast ett tunt jordtäckje eller med endast jord i skrevor. Markvegetationen utgörs främst av olika lavar, ris samt några gräs och örter. Trädskiktets krontäckning överskrider 30 %.

För naturtypens känslighet, se andra skogstyper.

9030 – *Skogar i landhöjningskust (118 ha)

På marker som inte ligger mer än tre meter över havsnivån i ett flackt kustlandskap förekommer skogar som är första generationens skog efter det att marken steg upp ur havet, eller skogar som efter en störning eller mänskligt ingrepp återfått en tydlig naturskogs karaktär. Naturtypen inrymmer hela den naturliga busk- och skogssuccession som uppkommit genom landhöjningen i relativt sen tid. Typen omfattar olika barr-, löv- och blandskogar samt busksnår på stränder. De olika successionsstegen kan ofta följas med början från strandängen, förbi strandsnår och sumpskogsdungar, till örtrika skogspartier och fattiga barrskogar. Skogen har en rik biologisk mångfald och den kalkhaltiga jordmånen gör att fältskiktet ställvis är frodigt med t.ex. trolldruva, myskmadra, vårärt, tibast och orkidéer. Flera av bestånden är riktigt urskogslika och endast en del vindfällan har upparbetats. Inslaget av döda träd i form av lågor och rakor är därför ofta stort. På den döda veden påträffas arter som vedticka, granticka, ullticka och blekticka. Vissa delar är nästan

rena granskogar, men andra delar har större lövinblandning och det förekommer också rena lövbestånd med t.ex. klibbal. I alskogarna lever alpraktbagge, stor sotdyna och mindre hackspett.

Naturtypen är känslig för störningar i den naturliga dynamiken som genom stormfällningar, insektsangrepp, översvämningar, brand och isskruvning i strandkanten gett förutsättningar för ett stort inslag av lövträd och viktiga strukturer såsom död ved och en flerskiktad vegetation. Alla typer av skogsbruksåtgärder med avverkning, gallring, plantering, dikning etc. kan skada denna obrutna primärsuccesion. Naturtypen är känslig för alla åtgärder som kan förändra mark- och grundvattnet.

9050 – Örtrika, näringsrika skogar med gran (0,9 ha)

Inom Natura 2000-området förekommer gott om barrskogar med stort graninslag på näringsrika jordar med död ved, lövträdsinslag och gamla träd. Det mesta av dessa skogar har dock förts till landhöjningsskog då marken de växer på steg upp ur havet för inte allt för länge sedan. Inom objektet förekommer endast ett bestånd av naturtypen. Detta bestånd är asprikt och artrikedomen är stor med bl.a. myskmadra, storrams, tvåblad, slankstarr, trolldruva, skogsnycklar, tibast, skogsknipprot, vårärt, blåsippan och nattviol.

Naturtypen är känslig för produktionsinriktat skogsbruk vilket skulle medföra att värdefulla funktioner och strukturer försvinner. Exempel på skadliga ingrepp är avverkning (naturvårdsgallring/plockhuggning kan dock behövas), borttagande av död ved, röjning av buskskikt, framförande av motordrivna fordon, markberedning, gödsling och plantering. Avvattningsföretag som ändrar hydrologin och hydrogeologin i området ger försämrade förutsättningar för naturtypen och dess typiska arter. Exploatering och vägbyggnation leder till habitatförstörelse och fragmentering.

9070 – Trädklädd betesmark (61,2 ha varav 27,2 ha ädellövträdsdominerat)

Fram till första halvan av 1900-talet hävdades stora trädklädda områden som genom bete, men som en följd av rationaliseringarna inom jord- och skogsbruk upphörde detta på stora arealer som sedan vuxit igen eller omvandlats till hårdare brukad skogsmark. Den trädklädda betesmark som idag är i hävd är delvis gamla lövängar på Gåsgrund och ut på Vargudden liksom vid Grönsinka och Kallerö. Dessa marker har tidigare varit igenvuxna men håller på att restaureras. Här finns många äldre lövträd som vidkronig ask, björk, asp, lönn och rönn liksom en del gammal gran. Vid Grönsinka är hasselinslaget betydande. I fältskiktet växer hävdgynnade kärlväxter såsom brudbröd, svartkämpar och liten blåklocka. Bitvis är florin snarast lundartad med stinksyska, sårlåka, tibast och ormbär. Fjärilsfaunan är mycket rik med arter knutna till kärlväxter och gamla lövträd, t.ex. stinksyskesäckmal, vitt ugglemott och jättesvampmal.

Trädklädda betesmarkers känslighet överrensstämmer med övriga gräsmarker, men för denna naturtyp är det än mer viktigt att inte vedartad igenväxningsvegetation etableras, växer upp och tränger eller skuggar de äldre träden. Speciellt allvarligt är det om granen breder ut sig. Detta gäller dock inte skogsbeten som kan vara relativt slutna och också vara grandominerade. Stammar och grenverk bör i stor utsträckning vara solbelysta och ljus måste också nå ner till marken. Det är dock viktigt att det finns föryngring av träd som kan ersätta äldre träd så att det inte uppstår ett kontinuitetsbrott på träd i lämplig ålder och med lämpliga strukturer för hotade arter. Viss förekomst av nektarproducerande buskar är viktigt för många insekter. Täckningsgraden av träd och buskar ska överstiga 25 %, men understiga 75 %.

1166 – Större vattensalamander (*Triturus cristatus*)

Den större vattensalamandern leker på våren i små till medelstora, permanenta vattensamlingar. Det är ovanligt att vattnen är mindre än 10 m i diameter och grundare än 0,5 m. Lekvattnen bör helst ha en viss vegetation men bör vara fiskfria eftersom larverna är utsatta för en kraftig predation från rovfiskar. Lekvattnen bör vara solbelysta så att de blir isfria tidigt på våren och håller en hög temperatur långt in på hösten. Med undantag för lek- och larvperioden lever den större

vattensalamandern på land under murkna trädstammar och stubbar, i smånagargångar, under mossbeklädda stenar och i blockterräng, vanligen i fuktig huvudsakligen lövdominerad skog, men påträffas sällsynt även på öppen mark som t.ex. i fuktiga hagar med högvuxet gräs.

Kravet på landmiljöer, fria från mänsklig påverkan, gör arten särskilt känslig för störningar, exempelvis avverkning av gammal lövdominerad skog. Plantering av barrträd försämrar artens möjlighet till överlevnad. Den större vattensalamandern är också känslig för igenväxning i och kring av lekvattnen och inplantering av fisk eller kräftor. Arten är också känslig för ändringar i hydrologin där dikningar (även skyddsdikning), dämningar och dränering ofta blir ett problem.

1902 – Guckusko (*Cypripedium calceolus*)

Guckusko blommar i juni-juli med mycket stora blommor som vanligen sitter ensamma i toppen av stjälken. Guckusko pollineras av små bin som lockas av blommans doft. En guckuskoplanta utvecklas långsamt och det kan ta över tio år innan den går i blom. Arten förekommer särskilt i mindre gläntor i fuktig, örtrik blandskog. Arten gynnas av kalkrik jordmån, rörligt markvatten, och halvöppna förhållanden liknande dem i gamla utmarksbeten.

Guckuskon missgynnas av skogsbruk o.dyl. genom körskador, konkurrens från hyggesarter liksom ett alltför drastiskt öppnande av trädskiktet. Även allt för täta skogsbestånd är negativt. Ändrad hydrologi kan vara mycket skadligt för guckuskobestånd. Hårt betestryck eller mycket besökare kan lokalt vara ett stort problem. Insamling och uppgrävning kan lokalt vara ett hot.

Bevarandesyfte

Syftet med Natura 2000-området Kallriga är att bevara de ingående arterna och naturtyperna med typiska arter så att en gynnsam bevarandestatus på biogeografisk nivå inom EU kan uppnås. Området anses ha gynnsam bevarandestatus om nedan angivna mål är uppfyllda.

Bevarandemål och uppföljning

Observera att nedanstående bevarandemål inte är fastlagda. På grund av kunskapsbrist i dagsläget saknas ibland specifika värden. Dessa är i så fall ersatta med X. Målen kan också komma att ändras under arbetets gång med bevarandeplanerna och kommer i vissa fall att fastställas först efter kommande basinventering. Förslag till uppföljning av bevarandemålen anges i kursivt efter respektive mål. För uppföljningsmetoder, se naturvårdsverkets rapport 5434.

1140 Sedimentbottnar som blottas vid lågvatten

Areal

- Arealen 1140 bibehålls med 8,2 ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- Halterna av kväve och fosfor ska uppfylla minst tillståndsklass 3.
- Vass och flytande trådalger ökar ej i täckningsgrad.

Varje år, fält

Vart 6 år, IRF

Typiska arter

- Typiska arter av fåglar (rastande vadare) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

1150 Laguner, samt 1160 Stora grunda vikar och sund

Areal

- Arealen 1150 bibehålls med 86,6 ha eller ökar.
- Arealen 1160 bibehålls med 311 ha eller ökar.

Vart 12 år, IRF

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- En naturlig succession från juvenila flador till glon ska upprätthållas. All muddring och fördjupning av trösklar hindras.
- Ingen ökning av näringstillförseln av något slag får ske.

Vart 12 år,

IRF?/fältbesök?

Enl. vattendirektivet

- Den genomsnittliga täckningsgraden av bottenvegetation på bottnar grundare än 1,5 m ska vara minst 25 %.

Vart 6 år, transekter

Typiska arter

- De arter som är typiska för flada-gloserien ska finnas kvar i livskraftiga populationer. Exempel på sådana arter är: kransalger, havsnajas, slingor, natar, möjor. Särskilt kransalgerna reagerar negativt på ökad näringstillförsel och muddringsföretag.

Vart 6 år, transekter

1220 Flerårig vegetation på steniga stränder*Areal*

- Arealen 1220 bibehålls med X ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- Träd har en krontäckning på max 5 % och buskar 20 %.
- Vresros och andra exotiska arter saknas.

Vart 6 år, IRF

Vart 6 år, fältbesök

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter (t.ex. vejde och gultåtel) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

Vart 6 år, fältbesök

1620 Skär och små öar i Östersjön*Areal*

- Arealen 1620, inklusive underhabitatet rev 1170, bibehålls med X ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- Öar med fåglar eller sälar som rastar eller fortplantar sig är fria från högre buskar och träd.
- Fågelhäckningsöar är inte utsatta för predation från mink.

Vart 6 år, IRF

Vart 6 år, fältbesök

Typiska arter

- Typiska häckfågelarter bibehåller eller ökar sina populationer (ejder, strandskata, roskarl, skrattnås, silvertärna).

Vart 6 år, fältbesök

1630 Havsstrandäng*Areal*

- Arealen 1630 är minst 80 ha.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- 35 ha skall årligen hävdas genom bete eller slåtter.
- Träd saknas i naturtypen närmare än 300 meter från stranden och buskars täckningsgran understiger 5 %. Igenväxningsvegetation saknas.
- Mot vassar förekommer en blå bård.

Vart 3 år, fältbesök

Vart 6 år, IRF

Vart 3 år, fältbesök

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter (t.ex. blåsklöver, havssälting, gulkämpar, arunarter) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

Vart 3 år, fältbesök

6270 Artrik naturbetesmark*Areal*

- Arealen 6270 bibehålls med 12,7 ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- 90 % av arealen är årligen hävdad.
- Täckningsgraden av buskar är max 15 % och träd max 10 %. Igenväxningsvegetation saknas.

Vart 3 år, fältbesök

Vart 6 år, IRF

- Täckningsgraden av negativa indikatorarter (t.ex. åkertistel, hundkex, brännässla, hundäxing, skräppor) är max 5 %.

Vart 6 år, IRF

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter och fjärilar (t.ex. brudbröd, rödkämpar, bockrot/bastardsvärmare) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

6510 Slätteräng*Areal*

- Arealen 6510 bibehålls med 0,4 ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- Hela arealen ska vara väl hävdad vid vegetationsperiodens slut.
- Negativa indikatorarter (t.ex. hundkex, örnbräken) täcker <1 % av ytan och vedartad igenväxningsvegetation saknas.
- Antalet regelbundet lövtuktade träd är <5.

Vart 6 år, fältbesök

Vart 6 år, fältbesök

Vart 6 år, fältbesök

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter och fjärilar (t.ex. solvända, darrgräs, slätterblomma, prästkrage, klasefibbla/bastardsvärmare) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

Vart 6 år, fältbesök

8230 Pionjärvegetation på silikatrika bergsytor*Areal*

- Arealen 8230 bibehålls med X ha eller ökar.

Vart 24 år, IRF

Struktur och funktion

- Andelen vegetationsfri mark (exkl. skorplavar) minskar inte i täckningsgrad.

Vart 6 år, IRF

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter och mossor (t.ex. vit fetknopp, liten fetknopp, hällebräcka, tjärblomster, bergven/sotmossor, rosettmossor) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

9010, Västlig taiga, 9030 Naturliga primärskogar i landhöjningskust, 9050 Örtrika, näringsrika skogar med gran*Areal*

- Arealen 9014 är minst 1,8 ha.
- Arealen 9030 är minst 118 ha.
- Arealen 9050 är minst 0,9 ha.

Vart 18 år, IRF

Vart 18 år, IRF

Vart 18 år, IRF

Struktur och funktion

- Andelen lövträd bibehålls eller ökar.
- Död ved förekommer med minst 20 m³ per hektar.
- Skogarna är flerskiktade
- Gamla och grova träd ökar i antal
- Diken skall inte förekomma.

Vart 12 år, IRF

Vart 6 år, fältbesök

Vart 6 år, fältbesök

Vart 6 år, fältbesök

Typiska arter

- Typiska arter av kärlväxter och fåglar (t.ex. trolldruva, tibast, myskmadra, knärot, skogsknipprot, spindelblomster, skogsbingel, grönpyrola/mindre hackspett, talltita, entita, stjärtmes) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

Vart 6 år, fältbesök

9070 Trädklädd betesmark*Areal*

- Arealen 9070 är minst 61 ha.

*Vart 18 år, IRF**Struktur och funktion*

- Fältskiktet ska vara väl avbetat vid vegetationsperiodens slut.
- Trädskiktets krontäckning är mellan 25 % och 75 %.
- Andelen lövträd bibehålls eller ökar.
- Antalet värdefulla träd (hamlade, grova, ihåliga) ökar.

*Vart 6 år, fältbesök**Vart 24 år, IRF**Vart 6 år, fältbesök**Typiska arter*

- Typiska arter av lavar och kärlväxter (t.ex. lunglav/blåsuga, gullviva, grönkulla, liten blåklocka, rödkämpe, ärenpris) förekommer med en frekvens som anges inom uppföljningsprojektet.

*Vart 6 år, fältbesök***1166 Större vattensalamander (*Triturus cristatus*)**

Den större vattensalamandern skall föryngra sig i området.

*Vart 3 år, fältbesök***1902 Guckusko (*Cypripedium calceolus*)**

Guckusko skall årligen blomma i området.

*Vart 3 år, fältbesök***Hotbild – vad kan påverka Natura 2000-området negativt?**

- Upphörd hävd och ogynnsam igenväxning av tidigare öppna marker (gräsmarker, småvatten, fågelskär etc.) samt förtätning av skogarnas krontäckning.
- Befintliga diken, nydikning eller annat som kan bidra till markavvattning.
- Skogsbruk som direkt påverkar de känsliga naturtyperna genom avverkning, gallring (naturvårdsinriktad skötsel kan dock krävas), plantering, gödsling, dikning etc. eller indirekt genom förändrad hydrologi eller hydrokemi vid avverkning, gödsling eller dikning (även skyddsdikning) i naturtypernas omgivning.
- Brist på död ved.
- Minskad andel lövträd.
- För tidig, hård hävd kan missgynna fåglar, fjärilar och andra insekter.
- Övergödning av gräsmarks-, vatten- och våtmarksmiljöer vilket orsakar igenväxning och förändrad artsammansättning.
- Utsläpp av olja och kemikalier, bl.a. från 2-taktsmotorer.
- Muddring och borttagande av undervattenströsklar och sten.
- Störningar från båttrafik och det rörliga friluftslivet på och kring områden med häckande och rastande kustfågel (t.ex. strandängarna kring Mellanskatgrundet/Harudden), liksom områden med känslig undervattensvegetation och fisk.
- Mink.
- Fiske med redskap som skadar bottenarna.
- Införsel och förekomst av främmande arter.
- Exploatering och samhällsbyggande, t.ex. täktverksamhet, invallning, uppläggande av muddringsmassor, husbyggnation, vägar, bebyggelse, pirar och brygganläggningar samt även ”siktröjning” för vattenkontakt etc.

Regelverk

I och med att Kallriga utpekats som Natura 2000-område krävs (enligt 7 kap 28 a § Miljöbalken) tillstånd för att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i området. Ansökan görs på Länsstyrelsen. Tillstånd krävs inte för verksamheter och åtgärder som direkt hänger samman eller är nödvändiga för naturvårdsskötseln och förvaltningen av området.

Natura 2000-områdets gränser sammanfaller med naturreservatet Kallriga samt ytterligare ett område utanför reservatet på Kallerö. Naturreservatet beslutades år 1998 (dnr 231-1180-92). I beslutet med bilagda skötselplan framgår det vilka föreskrifter som gäller för naturreservatet och vilken skötsel som ska utföras.

Bevarandeåtgärder

- Beslutet och skötselplanen bör revideras genom komplettering med uppföljningsbara mål, samt att nedan angivna bevarandeåtgärder ska vara tillåtna.
- Fågelskyddsområdets gränser bör ses över då grundområden och havsstrandängar missas.
- Igenvuxna tidigare hävdade marker där fortfarande hävdberoende värden kvarstår restaureras och hävdas årligen. Detta gäller exempelvis marker på Långören och Lill-Lövören. Även marker på Kallerö och kring Vargudden öppnas på sikt ytterligare. Det är särskilt viktigt att gamla/grova/vidkroniga träd får växa utan att yngre träd är trängande.
- De hävdade strandängspartierna breddas genom att delar av den inväxande klibbalsbården avverkas samt att vass röjs/fräses.
- Områden påverkade av skogsbruk ska via naturvårdanpassade skötselinsatser utvecklas mot naturligare förhållanden med en luckig, flerskiktad struktur med ett stort lövinslag och gott om död ved. Skogsbrukspåverkade bestånd kan brännas om detta är lämpligt. Detta ger död ved samt en ny naturligt lövrik succession. Ev. bränning utreds vidare.
- Grova/gamla träd och träd med potential att hysa rovfågelbon hålls fria från trängande vegetation..
- I lövrika bestånd och örtrik skog behöver regelbundet återkommande naturvårdsgallring eller plockhuggning/fällning/ringbarkning av gran utföras för att glesa ut trädkrontäckningen och få en luckig och mosaikartad karaktär på skogen med solöppna partier, liksom för att gynna lövträd.
- Nyskapande av död ved genom ringbarkning och fällning, även i äldre bestånd, behöver utföras inom de delar av området som inte klassats som fullgod naturtyp. Detta kan exempelvis göras så att gläntor bildas där lövträd kan föryngras.
- Det är viktigt att det kring hela Lillfjärden sparas ordentliga skyddszoner vid avverkning. Antingen justeras objektets gräns eller så avsätter markägaren en tillräcklig skyddszon frivilligt.
- I icke hävdade marker, t.ex. strandängar, kan regelbundna röjningar behöva utföras för att hindra den ökande igenväxningen med vass, buskar och träd.
- Småvatten med större vattensalamander och gölgroda kan behöva en öppen sydsida varför en viss röjning av uppväxande träd och buskar kan krävas för att solen skall kunna nå vattenspegeln. Se också åtgärdsprogram för arterna.
- Muddringsverksamhet bör i möjligaste mån undvikas. Alla former av planerad muddringsverksamhet måste noggrant diskuteras så att störningar på naturmiljön ej uppstår.
- Mink kan behöva bekämpas.

- Viktiga fågelskär behöver hållas fria från uppväxande träd och buskar.
- Båttrafiken kan behöva regleras för att minimera störning.
- Då området har en rik fågelfauna med många häckande arter som är upptagna i fågeldirektivets bilaga 1 kan området utpekas som SPA-område.

Bevarandestatus

Området har i sin helhet icke gynnsam bevarandestatus. Basinventeringen kommer kvantifiera detta.

Referenser

Brunberg & Blomqvist 1998. Vatten i Uppsala län 1997 – beskrivning, utvärdering, åtgärdsförslag. Upplandsstiftelsen rapport nr 8/1998.

Länsstyrelsen 1986. Inventering av våtmarker i Uppsala län – rapport och bearbetningar. Meddelande från planeringsavdelningen nr 1 1986.

Länsstyrelsen 1987. Naturvårdsprogram för Uppsala län. Meddelande från planeringsavdelningen nr 2 år 1987.

Länsstyrelsen 1995. Skötselplan och beslut för naturreservatet Hållnäs-kusten.

Länsstyrelsen 2005. Kustfågelinventeringen i Uppsala län 2002 och 2003. Länsstyrelsens meddelandeserie 2005:6.