

Djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall i Sverige (SFL 3-5)

En internationell expertgranskning av SKB:s
preliminära säkerhetsanalys

Neil Chapman
Michael Apted
Fred Glasser
John Kessler
Clifford Voss

December 2000

Djupförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall i Sverige (SFL 3-5)

En internationell expertgranskning av SKB:s
preliminära säkerhetsanalys

Neil Chapman¹
Michael Apted²
Fred Glasser³
John Kessler⁴
Clifford Voss⁵

¹QuantiSci Ltd, 47 Burton Street
Melton Mowbray, Leicestershire LE13 1AF, UK

²Monitor Scientific, 3900 S. Wadsworth Blvd., Suite 555
Denver, Colorado 80235 USA

³University of Aberdeen, Department of Chemistry
Old Aberdeen AB24 3UE, Scotland

⁴EPRI, Inc., 3412 Hillview Avenue
Palo Alto CA, USA

⁵United States Geological Survey, 12201 Sunrise Valley Dr.
431 National Center, Reston VA 20192 USA

December 2000

Förord

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) har färdigställt en preliminär säkerhetsanalys för det planerade djupförvaret för långlivat låg- och medelaktivt avfall (SKB TR-99-28). Detta djupförvar måste betraktas som en viktig del av den föreslagna svenska modellen för slutförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall. Förvaret skall enligt nuvarande planering innehålla hårdkomponenter från de svenska kärnkraftverken, rivningsavfall från den planerade inkapslingsanläggningen och CLAB, samt kärnavfall genererat från forsknings- och utvecklingsarbete vid Studsviks anläggningar.

Bakgrunden till framtagandet av säkerhetsanalysen var att SKB i ett regeringsbeslut från 1996 blev ombedd att ta fram en aktuell säkerhetsanalys för de planerade djupförvaren i Sverige. SKB har nu tagit fram två säkerhetsanalyser, en för det planerade djupförvaret för långlivat låg- och medelaktivt avfall (SFL 3-5) och en för det planerade djupförvaret för använt kärnbränsle (SFL 2). Dessa analyser kommer inte ingå som underlag för en ansökan att få bygga dessa förvar, utan syftar till att utvärdera SKB:s koncept innan platsundersökningar påbörjas, vilket är nästa fas i SKB:s långsiktiga planering.

Statens kärnkraftinspektion (SKI) har i samråd med Statens strålskyddsinstitut (SSI) uttryckt önskemålet att en oberoende internationell expertgrupp granskar säkerhetsanalysen för SFL 3-5. Föreliggande rapport sammanfattar slutsatserna från den internationella expertgruppen. Dessa slutsatser kommer utgöra underlag för myndigheternas egen granskning. Expertgruppens medlemmar blev utsedda av SKI och SSI. En mer detaljerad beskrivning av förutsättningarna för denna internationella expertgranskning finns beskriven i SKI PM 99:64 (kan erhållas från SKI).

Läsarna av denna rapport bör uppmärksamma att säkerhetsredovisningen för SFL 3-5 för närvarande är av mer preliminär karaktär jämfört med motsvarande redovisning för SFL 2. Enligt SKB:s uppdaterade planer kommer SFL 3-5 förvaren uppföras betydligt senare än djupförvaret för använt bränsle, vilket innebär att mer tid finns till förfogande för att utveckla förvarskonceptet och utvärdera dess långsiktiga säkerhet.

Stockholm, December 2000

Bo Strömberg

Innehåll

- 1 Inledning
 - 1.1 Bakgrund
 - 1.2 SFL 3-5
 - 1.3 Placeringen av SFL 3-5 och dess koppling till säkerhetsanalysen
 - 1.4 Första intryck av analysen
- 2 Avfallsinventarium och slutförvarskoncept
 - 2.1 Avfall och radionuklidinventarium
 - 2.1.1 Korrelationsfaktorer
 - 2.1.2 Andra inventariefrågor
 - 2.2 Konstruktionsstyrande parametrar och säkerhetskoncept för slutförvaret SFL 3-5
 - 2.3 Strategi för fysisk och kemisk inneslutning
 - 2.3.1 Principen för hydraulisk inneslutning
 - 2.3.2 Cementbaserade barriärer
- 3 Angreppssätt för säkerhetsanalyser
 - 3.1 Systemanalyser och scenarier
 - 3.2 Användning av platsdata och andra frågor
 - 3.3 Ändamålsenlighet
- 4 Valvens utveckling
 - 4.1 Grundvattenflöde i och omkring valven
 - 4.2 Den tidiga perioden av slutförvarsutvecklingen
 - 4.2.1 Gasbildning
 - 4.3 Nedbrytning av avfall och cement på lång sikt
 - 4.3.1 Fysikaliska aspekter på valvens funktion
 - Mängd återfyllnadsmaterial
 - Slutförvarlokalisering i förhållande till grundvattenkemin
 - Sättning av återfyllnaden
 - Sprickbildning i betong
 - 4.3.2 Nedbrytningsmekanismer för cement och betong
 - 4.3.3 Radionuklidens interaktion med cement
 - 4.4 Närområdestransport
- 5 Grundvattenflöde och radionuklidtransport i fjärrområdet

- 5.1 Grundvattenströmning vid de tre platserna
- 5.2 Radionuklidtransport
 - 5.2.1 Transportparametrar för fjärrområdet
- 6 Biosfären och exponerade grupper
 - 6.1 Val av biosfärer
 - 6.2 Angreppssätt på biosfärmodellutveckling och EDF-beräkningar
 - 6.2.1 Serie av biosfärsystem
 - 6.2.2 Hantering av kritiska grupper och ickemänskliga biota
 - 6.2.3 Prioritering av platser och användning av platsdata
 - 6.2 Detaljer kring biosfärmodeller och parametrar
 - 6.3.1 Biosfärens diskritisering i rummet
 - 6.3.2 Brunnar
 - 6.3.3 Förtäring av jord
 - 6.3.4 Jordbruksmark
 - 6.3.5 BIOPATH-modellen
 - 6.3.6 Konservatism och osäkerhet i modelleringen
- 7 Slutsatser

1 Inledning

Svensk kärnbränslehantering AB (SKB) har genomfört en preliminär säkerhetsanalys av ett planerat slutförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall (SLF3-5). Statens kärnkraftinspektion (SKI), i samråd med Statens strålskyddsinstitut (SSI), har begärt en oberoende expertgranskning av denna analys.¹ Resultatet av denna expertgranskning kommer att utgöra ett viktigt underlag för SKIs och SSIs egna granskning.

Granskningen har genomförts av följande internationella expertgrupp:

Dr Michael Apted	Monitor Scientific, USA	EBS, Gc ²
Prof Neil Chapman (Ordf.)	QuantiSci Ltd, UK	PA, SA
Prof Fred Glasser	University of Aberdeen, UK	CS, Gc
Dr John Kessler	EPRI, Inc., USA	Bi, EBS, PA
Dr Clifford Voss	United States Geological Survey	Geo, Hyd

Varje enskild medlem av gruppen har fått tillgång till den huvudsakliga dokumentationen från SKB och lämnade in en initial lista över kommentarer och frågor som behöver klargöras. Granskningsgruppen sammanträdde sedan med SKBs personal i mars 2000 för att klargöra frågorna, varefter föreliggande gemensamma granskningsrapport togs fram.

Följande fem nyckeldokument för SKB granskades, med stödjande dokument som gjordes tillgängliga vid behov:

- Deep repository for long-lived low- and intermediate-level waste: preliminary safety assessment. SKB Report TR 99-28. November 1999.
- Compilation of data for the analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. Skagius m.fl. SKB Report R 99-13. December 1999.
- Analysis of radionuclide migration from SFL 3-5. Pettersson m.fl. SKB Report R 99-14. December 1999.
- Evolution of geochemical conditions in SFL 3-5. Karlsson m.fl. SKB Report R 99-15. December 1999.
- Gas generation in SFL 3-5 and effects on radionuclide release. Skagius m.fl. SKB Report R 99-16. December 1999.

Detta dokument beskriver resultaten av granskningen, vilken genomfördes under perioden februari till maj 2000. Åsikterna som uttrycks i denna rapport återspeglar de personliga åsikterna från ovan listade granskare och överensstämmer inte nödvändigtvis med deras respektive organisationers åsikter.

¹ En separat granskning av SKBs föreslagna förvarskoncept för slutförvaring av använt kärnbränsle, SFL 2, har genomförts av OECD/NEA.

² Varje enskild medlem av granskningsgruppen har omfattande erfarenhet av säkerhetsanalyser kring geologiska slutförvar. Dessutom har de enskilda medlemmar tilldelats specifikt ansvar för utvärdering av följande områden: PA = säkerhetsanalys, SA = systemanalys, Geo = geologi, Gc = geokemi, Hyd = hydrogeologi, CS = cementbaserade system, EBS = tekniska barriärer, Bi = biosfär.

1.1 Bakgrund

Enligt svensk lag har företag som producerar till kärnavfall det totala ansvaret för säker hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle och övrigt kärnavfall som produceras. Detta innefattar ett ansvar för att genomföra nödvändig forskning och utveckling, aktiviteter som stödjer sådana åtaganden och att presentera ett omfattande FUD-program (forskning, utveckling och demonstration) vart tredje år. Ägarna till svenska kärnkraftsverk har för detta ändamål gemensamt bildat bolaget Svensk kärnbränslehantering AB (SKB). Statens kärnkraftinspektion (SKI) och Statens strålskyddsinstitut (SSI) ansvarar för övervakning av kärnsäkerhet/kärnavfallsäkerhet respektive strålskydd.

Sveriges regering har accepterat geologisk slutförvaring av använt kärnbränsle och annat kärnavfall som utgångspunkt för SKBs forsknings- och utvecklingsarbete. Enligt det nuvarande konceptet skall använt kärnbränsle placeras i kapslar av koppar/järn, omgivna av bentonitlera, på ett djup av cirka 500 m i den svenska kristallina berggrunden (i ett slutförvar som betecknas SFL 2). Annat långlivat kärnavfall ska placeras i ett system av bergrum på ett djup av cirka 300 till 500 m (i ett förvar som för närvarande betecknas SFL 3-5). Bergrummen som är avsedda för avfallet med den högsta radionuklidhalten kommer att ha interna betongvalv, vilka ska fungera som barriärer som begränsar utsläppet av radionuklider. Före förslutning skall valven och bergrummen återfyllas med porös betong och sand/grus i olika konfigurationer för alla de tre bergrumskoncepten (SFL 3, 4 och 5).

I ett regeringsbeslut 1996 fick SKB i uppdrag att ta fram en uppdaterad säkerhetsanalys för det föreslagna slutförvarskonceptet. SKB har nu genomfört en säkerhetsanalys (betecknad SR 97) för det planerade slutförvaret för använt kärnbränsle och en ytterligare separat analys avseende övrigt kärnavfall i SFL 3-5. Båda dessa rapporter illustrerar tillämpningen av SKBs slutförvarskoncept under förhållanden som är representativa för tre olika platser i Sverige. Det är viktigt att utvärdera det övergripande SKB-konceptet snarast eftersom det står i relation till de beslutspunkter för platsvalsprocessen som vi nu närmar oss.

SKB bedriver för närvarande förstudier (som utnyttjar befintligt material) för byggnad och drift av slutförvaren SFL 2 och SFL 3-5 i sex kommuner. Nästa steg består i att minst två kommuner väljs ut för mera detaljerade platsundersökningar från ytan, vilket inkluderar upptagning av djupa borrhål. Dessa tidiga steg i beslutsprocessen kräver ingen formell tillståndsgivning. Emellertid har de kommuner som deltar i SKBs lokaliseringssprogram meddelat att de vill se ett förnyat godkännande av SKBs slutförvaringsmetoder från såväl myndigheterna som regeringen innan de tillåter några platsundersökningar.

Ett viktigt underlag för SKIs och SSIs utvärdering av SKBs säkerhetsanalyser kommer att vara resultatet av oberoende granskningar, utförda av internationella experter. OECD-NEA har granskat SR 97-analysen för använt kärnbränsle, medan granskningsgruppen för SFL-3-5 har tillsatts av myndigheterna själva. Båda granskningsgrupperna har arbetat oberoende av myndigheterna.

1.2 SFL 3-5

Enligt det föreslagna konceptet kommer slutförvaret för annat långlivat avfall (som inte är kärnbränsle) att bestå av tre komponenter (bergrum med eller utan interna betongvalv):

- SFL 3 (bergrum med valv) kommer att användas för avfallet från Studsvik där man för närvarande bland annat förvarar avfall från tidig svensk verksamhet inom kärnenergiområdet. Driftavfall från det centrala mellanlagret för använt kärnbränsle (CLAB)³ och den ännu inte byggda inkapslingsanläggningen kommer också att placeras i anslutning till SFL 3.
- SFL 4 (bergrum) ska användas för rivningsavfall från CLAB och inkapslingsanläggningen, liksom för transportbehållare och behållare för bränslelagring.
- SFL 5 (bergrum med valv) ska användas för hårdkomponenter från rivna reaktorer och interna reaktordelar med hög aktivitet.

Även om denna studie utgör den första fullständiga analysen för denna typ av förvar från SKB (efter en förstudie från 1995) finns det vissa föregående studier med avseende på i stort sett ekvivalenta geologiska förvar för liknande låg- och medelaktivt avfall (L/ILW). I Schweiz har Nagra genomfört säkerhetsstudier för det föreslagna geologiska slutförvaret för L/ILW. Ännu återstår att exakt definiera typerna av avfall för det schweiziska förvaren HLW-TRU och det föreslagna Wellenberg-förvaret, men det skulle i stor utsträckning bli frågan om avfall från rivna nukleära anläggningar. I Storbritannien har Nirex genomfört säkerhetsanalyser för geologiska slutförvar för L/ILW (huvudsakligen uppberedningsavfall och en begränsad mängd rivningsavfall) inklusive det första försöket till en omfattande studie av gasbildning inom ett förvar och inverkan av detta. Båda dessa studier är preliminära till sin natur, men ställer relevant dokumentation till förfogande för det svenska programmet för hantering av avfall. Slutligen kan SFL 3-5-konceptet betraktas som delvis baserat på faktisk erfarenhet vid det ytnära förvaret (SFR) för generellt sett kortlivat låg- och medelaktivt avfall vid Forsmark. SFL 3 och SFL 5, med bergrums- och valvkonstruktion, kan betraktas som derivat av BMA-delen med bergrum/valv i denna anläggning.

1.3 Placeringen av SFL 3-5 och dess koppling till säkerhetsanalysen

I många år har SKBs rapporter visat slutförvaret SFL 3-5 placerat i anslutning till slutförvaret SFL 2 för använt kärnbränsle, men med tillräckligt stort inbördes avstånd för att undvika betydande kemisk, hydraulisk eller termisk interaktion. För närvarande utesluter emellertid inte SKB möjligheten att SFL 3-5 kan placeras på en helt annan plats.

I de diskussioner som fördes med SKB som en del av granskningsprocessen, kom det fram att SKB skulle föredra att koppla bort SFL 3-5 från det aktuella arbetet kring slutförvar för använt kärnbränsle. Detta beror på att mycket av avfallet som är avsett att förvaras i SFL 3-5 ännu inte har producerats och större delen av detta avfall skulle inte bli aktuellt att hantera på flera decennier. Därför ligger kraven på detta slutförvar många år in i framtiden. SKB antyder att rivning av kärnkraftverk kan komma att ske under en period på 30 år, där reaktorhårdkomponenterna troligen kommer att hållas mellanlagrade under cirka 40 år före

³ Det använda kärnbränslet i sig själv är avsett att förvaras i slutförvaret SFL 2.

slutförvaring. Rivningsavfall från CLAB kommer sannolikt inte att uppstå före år 2050. Ingen av dessa avfallstyper torde alltså komma att bli aktuell för slutförvaring före denna tidpunkt. Planerat driftsättningsdatum för SFL 3-5 ligger omkring år 2040. Dessutom kommer radionuklidinnehållet i det avfall som slutligen ska placeras i SFL 3-5 i viss mån att bero på mera näraliggande beslut om framtiden för det befintliga SFR-slutförvaret, där reaktoravfall, driftavfall och annat generellt sett lågaktivt avfall förvaras. Om detta slutförvars kapacitet byggs ut skulle en del av det kortlivade eller lågaktiva inventarium som för närvarande är planerat att deponeras i SFL 3-5 redan ha deponerats i SFR.

I det nyligen avgivna svaret på SKBs F&U-program för 1998 (FUD-program 98) konstaterar regeringen (med avseende på platsundersökningarna):

I FUD-program 98 har SKB AB inte berört några frågor med avseende på slutförvaring av långlivat kärnavfall utöver använt kärnbränsle. Regeringen förväntar sig att företaget kommer att behandla aktuella frågor i samband med programmet för platsundersökning.

Detta är en viktig fråga att beakta i den föreliggande granskningen. Om SFL 3-5-projektet ska frikopplas från SFL 2 kommer det uppenbarligen att frigöras mycket tid för att förfina analysen som presenteras i de dokument som bedömts av granskningsgruppen. Om det istället skall kvarstå kopplat till SFL 2-projektet har resultaten mer omedelbar betydelse, framför allt med avseende på de lokaliserings- och platsbedömningsstudier som för närvarande pågår. Den punkt där SFL 3-5 ligger inom SKBs program påverkar alltså det sammanhang inom vilket analysen skall bedömas ("analyskontexten"). Det är inom detta sammanhang som angreppssättet på säkerhetsanalysen, dess grad av omfattning och hur resultaten av SKBs nuvarande funktionsanalys (PA) för SFL 3-5 ska betraktas.

SKB understryker att den föreliggande säkerhetsanalysen är preliminär till sin natur. En tidigare förstudie genomfördes 1995 (Wiborgh, SKB TR 95-03), vilken täckte en del av konstruktions- och säkerhetsfrågorna. Den preliminära naturen hos rapporten baseras på SKBs uppenbara uppfattning att det kommer att finnas många års tid för att förfina analysen och konstruktionen. Den föreliggande analysen kan därför betraktas som att ha ett sammanhang liknande den för KBS 3- eller SR 91-analyserna för använt kärnbränsle, vilket förde fram ett övergripande koncept och visade hur det specifika slutförvarskonceptet skulle relateras till platsspecifika geovetenskapliga data

Utgående från denna osäkerhet kring vilket sammanhang som såväl SFL 3-5-slutförvarsprojektet som säkerhetsanalysen skall bedömas är det viktigt att konstatera följande aspekt på resultaten från säkerhetsanalysen: Resultaten visar att SFL 3-5 skulle ge potentiellt märkbara radionuklidutsläpp till miljön, med därav följande doser från brunnar, doser som ligger nära myndigheternas jämförelsenivåer, över en tidsperiod på hundratals till tusentals år. Detta står i kontrast till SR 97-analysen av slutförvar SFL 2 för använt kärnbränsle, vars basscenario förutsäger att inga utsläpp kommer att ske över en tidsskala på en miljon år. Oberoende av varje bedömning av graden av konservatism i SFL 3-5-analysen står det klart att för samlokaliserade anläggningar är det *SFL 3-5-slutförvaret* som har potential för verklig inverkan i den mer näraliggande framtiden. Att detta skulle vara fallet kan inte ha varit någon överraskning för SKB, med tanke på de närområdesutsläpp som förutsades i förstudien fem år tidigare. Liknande resultat framgår av exempelvis Nirex-analyserna 1995 och 1997 för det föreslagna slutförvaret vid brittiska Sellafield. Detta höjer nivån på vad som SKB kan förväntas ha velat uppnå med den föreliggande analysen.

Denna viktiga fråga kring analysens sammanhang och dess implikationer återkommer vi till i slutsatserna från denna granskning.

1.4 Första intryck av analysen

Utgående från det deklarerade preliminära syftet med analysen har SKB och dess entreprenörer genomfört ett kompetent arbete med att utveckla och presentera en analys av en grundläggande konceptuell modell för systemets uppträdande. Granskningsgruppen imponerades av presentationens kvalitet, den rimliga (om än något varierande) graden av spårbarhet och analysens öppenhet. Framför allt avfallsinventariet, som utvecklades specifikt för detta arbete, är en utmärkt och viktig utgångspunkt för framtida studier.

Trots denna i stort sett positiva bedömning har gruppen många kommentarer som ger upphov till frågor avseende analysens robusthet och studiens ändamålsenlighet i den aktuella situationen för det svenska programmet för hantering av radioaktivt avfall, med tanke på kontextdiskussionen i det föregående avsnittet. Dessa frågor behandlas i de följande avsnitten.

2 Avfallsinventarium och slutförvarskoncept

Detta avsnitt behandlar det avfallsinventarium som utgör utgångspunkt för analysen samt slutförvarskonceptet, tillsammans med den slutförvarskonstruktion som har utvecklats för att innesluta avfallet.

2.1 Avfall och radionuklidinventarium

Slutförvaret SFL 3-5 förväntas innehålla många olika typer av avfall som redan har producerats under flera decennier och som kommer att produceras under flera decennier in i framtiden. Det första kravet för bedömningen var därför att konstruera ett inventarium av förväntat och producerat avfall, som täcker avfallets fysiska och kemiska natur, dess radionuklidinnehåll och dess befintliga eller framtida behandlings- och paketeringssystem. En utmärkt inledning gjordes (av vad som oundvikligen måste bli ett kontinuerligt förfinat och uppraderat inventarium) av Lindgren m.fl. (1998).

Av naturliga skäl innefattar nuvarande inventarium många osäkerheter om såväl tidigare som framtida avfallsströmmar. Dessa osäkerheter ligger inom olika områden, bland vilka kan nämnas:

1. Egenskaper och radioaktiviteten hos vissa typer av historiskt avfall från Studsvik.
2. Framtida avfall, hur det skall behandlas och fördelas till SFL 3-5 eller till andra förvar.
3. Radionuklidinnehåll i varje avfallsström, uppskattat med hjälp av korrelationsfaktorer.
4. Radionuklidinnehåll i reaktorhårdkomponenter som är uppskattat med hjälp av aktiveringsmodeller.

Den första frågan (punkt 1 ovan) kan bara lösas genom fortsatt undersökning av den information som finns tillgänglig bland de individer som tidigare arbetat hos dem som producerat avfallet, och genom vidare karakterisering av de avfallspaket som för närvarande finns i lager. Data krävs med avseende på om/när de konditionerats eller omförpackats. För närvarande måste radionuklidinventariet uppskattas utifrån de begränsade analyser som genomförts före avfallsbehandlingen. Den andra frågan (punkt 2 ovan) kan spåras i efterhand utifrån hur det framtida programmet för avfallshantering och rivning i Sverige utvecklas. Även här krävs en betydande grad av extrapolering för att få fram uppskattade inventarier.

2.1.1 Korrelationsfaktorer

Det är förståeligt att man vill förlita sig på korrelationsfaktorer för att uppskatta radionuklidinventariet för avfallsströmmarna (den tredje punkten ovan). En del av osäkerheterna i tillämpningen av sådana beskrivs av Lindgren m.fl. En korrelationsfaktor är det uppmätta förhållandet mellan aktiviteten i en lättuppmätt indexradionuklid, som till exempel gammaemitterande Cs-137 eller Co-60, och en annan radionuklid som inte är lika enkel att mäta. Genom att mäta korrelationsförhållandet för en viss typ av avfall förväntar man sig att inventariet för efterföljande avfall av samma typ kan bedömas genom mätning av Cs-137, Co-60 eller någon annan indexradionuklid, varefter korrelationsfaktorerna används för att få fram den relevanta nukliden. Om detta angreppssätt är acceptabelt eller ej i en preliminär analys beror på den totala andel av inventariet som skulle kunna bedömas helt felaktigt: Då graden av osäkerhet i det faktiska inventariet ökar måste acceptansen för användning för korrelationsfaktorer minska.

Lindgren m.fl. (1998) utgör den primära källan till information om specifika korrelationsfaktorer som SKB tillämpat på SFL 3-5-avfall. Det är en väldokumenterad rapport som innehåller referenser till många studier av korrelationsfaktorer i Sverige och utomlands. I fall då flera värden för korrelationsfaktorer har tagits fram för samma typer av avfall anges dessa värden och illustreras i form av kurvor. Texten visar att expertbedömning även används för att identifiera ett slutgiltigt föredraget värde för korrelationsfaktorn för varje radionuklid.

Detta angreppssätt ger granskningsgruppen skäl att påtala ett antal frågor som skulle vinna på ökad klarhet. Framför allt finns ett behov av en mer formell acceptans och bedömning av tillförlitlighet och osäkerheter i korrelationsfaktorer och, följaktligen, de beräknade radionuklidinventarierna för SFL 3-5-avfall. Följande punkter måste beaktas i framtida arbeten:

- En lista över nyckelradionuklider för vilka inventarierna har beräknats med hjälp av korrelationsfaktorer bör tas fram. En nyckelradionuklid är en radionuklid som har befunnits ge ett signifikant bidrag till dosen i en säkerhetsanalysberäkning. Med avseende på frågan om korrelationsfaktorer är det emellertid bara de nyckelradionuklider som har obegränsad löslighet och som inte är sorberande som är av betydelse (t ex C-14, C1-36, Mo-93, I-129). Doserna eller frigörelsehastigheterna för sådana radionuklider kan grovt sett skalas med förändringar av dess innehåll i avfallet.
- Det finns ett behov av en detaljerad kritisk granskning av de nämnda studierna. Osäkerheter i de uppmätta aktiviteterna, det vill säga i de beräknade korrelationsfaktorerna, rapporteras inte. Om sådana data saknas kan det av försiktighetsskäl vara lämpligt att en uppskattning av sådana osäkerheter görs utgående från analytiska detektionsgränser. Dessutom bör man beakta potentiell inverkan av de miljöfaktorer (t.ex. differentialeffekter av radionuklidens olika flyktighet, transport via fuktighet etc.) som kan bidra till ökad osäkerhet.
- Det sätt på vilket expertbedömningar används för att välja de slutligt valda korrelationsfaktorerna bör dokumenteras. I många fall sträcker sig de rapporterade korrelationsfaktorerna som används för att beräkna nuklidinventarier över flera storleksordningar. Lindgren m.fl. (1998) utnyttjar generellt sett mellanvärden inom dessa intervall för de korrelationsfaktorer som används. Det framstår emellertid inte tydligt om logaritmiska medelvärden, aritmetiska medelvärden eller någon annan formell urvalsteknik konsekvent har tillämpats. Vidare, utan en kritisk granskning av nämnda data och tillhörande men icke rapporterade osäkerheter, är det svårt för SKB att försvara något specifikt korrelationsfaktorvärde som har valts genom expertbedömning.
- Det skulle vara till nytta för SKB att sträva efter konsensus då det gäller korrelationsfaktorer tillsammans med andra internationella program för kärnavfall för vilka det kommer att bli aktuellt att deponera liknande typer av avfall i framtiden, som driftsavfall och rivningsavfall. I detta hänseende utgör rapporten från Lindgren m.fl. en utmärkt utgångspunkt på grund av dess omfattande användning av såväl svenska som internationella informationskällor.

2.1.2 Andra inventariefrågor

Den fjärde punkten som identifieras i början av avsnitt 2.1 gäller uppskattningen av radionuklidinventarium i reaktorhårdkomponenter. Det är känt att såväl alfa- som beta-/gammaaktivitet i material inuti reaktortanken och sådana material som innehåller neutrongifter kan underskattas med programmet ORIGEN-2. Utanför bränsleområdet underskattas neutronflödet eftersom uranet där är mycket utspädd, så att flödet inte blir föremål för skärmning av uranet själv. Vid dessa flöden, som är högre än uppskattat, kan U/Th-föreningar i stål (t ex 3 till 10 ppm) ge upphov till fel med en till två storleksordningar i Pu-, Am- och Cm-aktivitet, beroende på flöden och bestrålningstider. Det kan följaktligen förekomma mera alfaaktivitet i SFL 5 än vad som uppskattats. Känsligheten hos funktionsanalysresultaten för ökad alfakoncentration (och viss beta-/gammakoncentration) i SFL 5-avfall kan behöva beaktas ytterligare.

Slutligen, många beräkningar görs med avseende på inventariet i SFL 4, där en stor del av aktiviteten utgörs av ytaktivitet. Totalvärdet ges som 7×10^{13} Bq. Om avfallet tvättas sägs emellertid värdet minska till 1×10^{11} Bq. Skillnaden mellan dessa båda aktivitetsvärden diskuteras inte. Om aktiviteten som motsvarar skillnaden tas in som avfall i SFL 3 eller SFL 5 kommer inventarierna för dessa förvar att behöva justeras uppåt i motsvarande grad. Detta skulle visserligen endast resultera i en relativt liten justering uppåt, men det resulterande förhållandet nämns överhuvudtaget inte.

2.2 Konstruktionsstyrande parametrar och säkerhetskoncept för slutförvaret SFL 3-5

Slutförvarskonceptet SFL 3-5 (TR 99-28) bygger på inkapsling av L/ILW (låg och medelaktivt avfall) med högre aktivitet i behållare av stål och betong. Dessa behållare ska i sin tur deponeras i förvarsutrymmena byggda i betong, som omges av grus mellan konstruktionen och den utgrävda kristallina värdbergarten. Två sådana avfallsstrukturer i betong diskuteras: SFL 3 och SFL 5. För mindre aktivt L/ILW ska avfallsförpackningarna deponeras direkt i tunnlar med återfyllning endast i form av grus (dvs. ingen konstruktion i betong). Lågaktivt L/ILW, avsett för SFL 4, ska deponeras i perifera tunnlar kring SFL 3- och SFL 5-bergrummen (figur 1, TR 99-28). Djupet för SFL 3-5-slutförvaret planeras ligga mellan 300 och 500 meter under markytan, med ett avstånd på cirka 1 kilometer till ett eventuellt samlokaliserat slutförvar för använt kärnbränsle, SFL 2.

Bakom denna konstruktion finner vi emellertid en brist på ett tydligt uttalande om det grundläggande *säkerhetskonceptet* och om motiveringar av barriärfunktioner och andra konstruktionsparametrar (t.ex. djup och avstånd till SFL 2-slutförvaret). Detta är särskilt viktigt på grund av att den konstruktion som presenteras i TR 99-28 i viktiga avseenden skiljer sig från den tidigare slutförvarskonstruktionen för SFL 3-5 (Wiborgh, 1995, TR 95-03). Sammanfattningen i TR 99-29 konstaterar att:

”Den föreslagna konstruktionen bygger i stor utsträckning på erfarenhet från konstruktion och drift av BMA-bergvalvet i SFR 1.” (Sid iii)

I det långsiktiga perspektivet är det permeabiliteten hos barriärerna närområdet och sammansättningen av grundvattnet i slutförvaret som kommer att vara av vikt för frigörelse och spridning av såväl radionuklider som toxiska föreningar från närområdet.” (Sid vi)

Förutom dessa allmänna konstateranden finns ingen central omfattande beskrivning och motivering för det nuvarande konstruktionskonceptet SFL 3-5 som presenteras i TR 99-28. Kapitel 3, om ”Slutförvarets konstruktion och layout” identifierar tekniska barriärer och konstruktionsgeometri, men specificerar inte funktionsbasen eller de avgörande egenskaperna för dessa barriärer. SKB anser att permeabiliteterna för barriärerna och deras förmåga till kemisk buffertfunktion (speciellt för pH) i närområdets grundvatten är av särskild vikt (som konstateras ovan). Den relevanta informationen om dessa prestandafunktioner är emellertid spridda i rapporten, eller endast presenterade i citerade referenser.

Förvarsdjupet (300 m eller djupare) och avståndet till ett eventuellt samlokaliserat SFL 2-förvar (cirka 1 km) presenteras utan motivering. Faktorer som isolation från mänsklig påverkan och klimatinverkan samt byggbarhet har lett till val av ett djup på 500 m för slutförvarskonceptet SFL 2 (SR 97). Det framgår inte tydligt varför SKB skulle bedöma att det räcker med ett mindre djup för SFL 3-5-slutförvaret, speciellt med tanke på att liknade fjärrområden har antagits i såväl SFL 3-5-analysen som SFL 2-studien (SR 97). På motsvarande sätt kan avståndet på 1 km relateras till utsträckningen av postulerade hydrogeologiska, termiska eller kemiska störningar, men det kan lika gärna vara slumpmässigt. Det finns ingen dokumenterad bakgrund till detta värde.

Det finns behov av en rapport som ger en tydlig, integrerad och teknisk försvarbar grund för analysen av slutförvarskonceptet SFL 3-5 för samtliga intressenter. Detta är till största delen en fråga om att komma fram till ett bra presentationssätt. Följande krävs:

- Motivering för valet av de olika förvarskonstruktionerna och dimensionerna (varför just den valda storleken, formen, tjockleken, djupet etc.).
- Uttalande om konstruktionsprinciperna för säkerhetskonceptet: hur varje komponent förväntas bidra till säkerheten samt säkerhetsprinciperna i sig själva (exempelvis långsam frigörelse, utspädning, hydraulisk inneslutning, diffusionskontroll).
- Kvalitativ förklaring till graden av flexibilitet som säkerhetskonceptet kommer att tillåta i konstruktion och platsegenskaper innan det skulle behöva modifieras eller ändras till ett annat koncept.

2.3 Strategi för fysisk och kemisk inneslutning

En nyckelaspekt för konstruktionsstyrande data och säkerhetskonceptet är den strategi för fysisk och kemisk inneslutning som valts för att garantera att utsläppen av radionuklider till fjärrområdet och biosfären håller sig inom acceptabla nivåer. SFL 3-5-konstruktionen har två huvudsakliga egenskaper i detta avseende: tillämpning av ett hydrauliskt inneslutningssystem (hydraulisk bur) som styr grundvattenflödet och radionuklidtransporten i närområdet, samt användning av cementbaserade tekniska barriärer.

2.3.1 Principen för hydraulisk inneslutning

En av nyckelprinciperna i SKB-konstruktionen är att skapa en ”hydraulisk bur” kring avfallsstrukturerna i betong. Principen är att vatten som strömmar genom berg till närområdet når återfyllningen i grus som omger avfallsstrukturerna i betong. Man förväntar att detta flöde i första hand kommer att ske genom gruset, varigenom penetration genom betongen med lägre permeabilitet kommer att reduceras, i enlighet med ett scenario där samtliga tekniska barriärer och återfyllningsmaterial har en permeabilitet liknande den för betong.

Kapitel 6 och 7 i TR 99-28 identifierar i korthet skillnaden i permeabilitet mellan återfyllningen av grus och värdbergarten (dvs. den hydrauliska buren) som nyckel till isolationsprincipen i SFL 3-5. Denna slutsats bygger på omfattande datorsimuleringar som rapporteras av Holmén (TR 97-10). Resultaten visar att flödet genom den avfallsbärande betongstrukturen är extremt långsamt, vilket garanterar att utsläppen av upplösta radionuklider från denna struktur till återfyllnaden i grus kommer att styras genom diffusion.

Kapitel 8 beskriver en konceptuell modell för närområdestransporten av radionuklider kring denna ”hydrauliska bur”, baserad på känslighetsberäkningar som genomförts av Petterson m.fl. (1999, R 99-14). Kapitel 10 presenterar vissa ytterligare insikter från samma studie, och konstaterar t.ex. att skillnaden i permeabilitet för den avfallsbärande betongstrukturen i förhållande till värdbergarten även kan ha en tydlig inverkan på utsläppet av radionuklider från betongstrukturen, om återfyllnaden har låg permeabilitet. Faktum är att svårigheten att garantera att den avfallsbärande betongstrukturen kommer att bibehålla en lägre permeabilitet än värdbergarten kan vara en nyckelmotivering för SKBs beslut att övergå från 1995 års förstudie med bentonitbaserad återfyllnad med låg permeabilitet i konceptet för slutförvaret SFL 3-5 (Wiborgh, 1995), till nuvarande koncept med en hydraulisk bur.

Bildningen av hydraulisk bur påverkar det sätt på vilket andra barriärer fungerar och bryts ner. Den preliminära analysen skulle ha varit ett tillfälle att ställa följande fråga: Utgående från planerna att artificiellt styra flödesmönstren i närheten av avfallet, vilka aspekter på tidigare forskning är fortfarande relevanta? Ytterligare en relevant fråga är: Kan tidigare arbeten modifieras så att de blir relevanta för den nya situationen? SKB tog emellertid inte tillvara på tillfället att relatera tidigare arbeten till den nya situationen. Följaktligen står granskarna inför en stor mängd faktainformation, varav en ytterst liten del är relaterad och fokuserad på funktionen efter förslutning i det nuvarande konceptet. Funktionen hos den hydrauliska buren diskuteras ytterligare i avsnitt 4.4.

2.3.2 Cementbaserade barriärer

Många av avfallstyperna kommer att konditioneras med cement för att underlätta lagring, transport och deponering. Dessutom kommer stora mängder murbruk att användas, liksom cement, murbruk och betong som används i samband med uppförande och drift samt, vid förslutning, i form av pluggar. Hänsyn tas uppenbarligen endast till murbruket, vilket uppskattas innehålla 13 000 ton cement, enligt de diskussioner som fördes mellan granskningsgruppen och SKB. Många processer sägs bidra till nedbrytningen av de cementbaserade barriärerna. Här innefattas grundvattnets lakande effekt liksom en mängd processer som involverar reaktioner mellan olika delar av de tekniska barriärerna: exempelvis mellan stål och betong, liksom mellan betong och nedbrytningsprodukter från avfallet (gasformiga, flytande och fasta). Man drar emellertid slutsatsen att dessa barriärer kommer att bibehålla full funktion under $>10^5$ år.

De viktigaste funktionerna för cementen bygger på dess fysiska och kemiska egenskaper. En tolkning av rollen för dess fysiska egenskaper kompliceras genom användning av två typer av cementmaterial. Den ena har mycket låg permeabilitet och används för behållare. Den andra har hög permeabilitet och används för att fylla hålrum och konsolidera behållare. Båda cementtyperna uppges ha samma kemiska egenskaper. Dessa innefattar ett bidrag till sorption och ett bidrag till kemisk buffring som i vissa situationer effektivt begränsar lösligheten för vissa radionuklider.

En viktig systemfunktion för varje slutförvar som innehåller cementinneslutet avfall är potentialen för utveckling av en "plym" med högt pH-värde som kan migrera in i värdbergarten. Sådana höga pH-värden skulle kunna påverka funktionen hos värdbergarten och även funktionen hos varje samlokaliserat slutförvar som inte är cementbaserat, exempelvis genom att fokusera grundvattenflöde kring "icke blockerade" sprickor eller genom att partiellt destabilisera en bentonitbuffert.

Kapitel 6 i SKB rapporten TR 99-28 citerar beräkningar av kemisk jämvikt och massabalansberäkningar i rapporten R 99-15, som uppger att förväntningen är att de lösningar med högt pH-värde som blir resultatet av upplösningen av alkalihydroxider och portlandit i betongen kommer att neutraliseras i återfyllnadsmaterialet till SFL 3-5. Detta antas ske genom reaktion av hydroxyljoner med kvarts och aluminiumsilikatmineraler i den krossade värdbergarten som återfyllnaden utgörs av. Det finns frågor kring lämpligheten av vald kinetik i pH-neutraliseringsreaktionerna, de relativa hastigheterna för tillförsel och förbrukning av hydroxyljoner (inklusive begränsningar för utbredningen i tvärriktningen av en plym med högt pH-värde som skulle förhindra fullständig kontakt med återfyllnadsmaterialet), frånvaron av termodynamiska eller kinetiska data vid förhöjda tryck och möjligheterna till reduktion av hastigheten som beror på att primärmaterial täcks av reaktionsprodukter. Dessa frågor ger upphov till potentiellt viktiga osäkerheter för analyserna av jämvikt och massabalanser i TR 99-28. Detta kräver ytterligare studier, vilket även konstateras av SKB (R 99-15).

De beräknade doserna för slutförvaret SFL 3-5 domineras av långlivade icke löslighetsbegränsade, icke sorberande radionuklider (t ex C-14, Cl-36, Mo-93, I-129). De högsta beräknade doserna för dessa nuklider anses, enligt SKB, vara tämligen okänsliga mot varje förändring i närområdets eller fjärrområdets barriärfunktion. SKB presenterade emellertid ytterligare några beräkningar av doser för granskningsgruppen som avsåg känsligheten för sorption av Cl, Mo och I i cement. Om de antagna sorptionskoefficienterna för Mo och I på cement, som i analysen är extremt låga men dock skilda från noll (TR 99-28, tabell 8-3), istället skulle antas vara noll, då skulle den förutsagda dosraten ökas med en till två storleksordningar. Omvänt gäller att ökad sorption av cement (större än angivna värden) kan antas leda till lägre värden för topddosen.

SKB spekulerar för närvarande att dessa låga värden kan relateras till jonbyte i cementens sulfatfaser. Den stora effekten för vissa nyckelradionuklider med mycket låga K_d -värden ger anledning att studera denna fråga ytterligare. Framför allt behövs en osäkerhetsanalys för varje mätning av extremt små sorptionskoefficienter. Vidare bör det etableras om såväl "gammal" som färsk cement uppvisar samma sorptionsuppträdande.

3 Angreppssätt för säkerhetsanalyser

3.1 Systemanalyser och scenarier

Vid nyligen genomförda funktionsanalyser inom såväl SKB som SKI har stor vikt lagts vid att resultatet ska utgöra en heltäckande analys av det aktuella systemet. Normalt demonstrerar man att så är fallet genom att utföra en formell systemstudie baserad på identifiering av samtliga FEPs (egenskaper, händelser och processer; eng: Features, Events and Processes) som skulle kunna påverka systemfunktionen. Detta angreppssätt har nu vunnit stor internationell spridning. Även om det inte innebär att alla aspekter på systemets uppträdande skulle analyseras i detalj visar det att alla frågor som skulle kunna vara av vikt har identifierats och att de kritiska frågorna har isolerats för mer djupgående studier, ofta i form av en scenarioanalys.

Det är därför förvånande att SFL 3-5-analysen inte har tillämpat detta angreppssätt på ett mer organiserat sätt. 1995 års förstudie har prövat metodiken på SFL 3-5 (även om dessa resultat inte är lika tillgängliga internationellt eftersom de bara ingår i SKBs serie av arbetsrapporter), men dess mera omfattande tillämpning på föreliggande utvärdering dokumenteras inte alls (SKB noterar bara att vissa analyser har gjorts för att stödja utvecklingen av referensscenariot). Det bör noteras att omfattande konstruktionsförändringar har skett sedan 1995. Dessutom skulle den föreliggande studien ha varit det första tillfället att genomföra en mera fullständig scenarioanalys för alternativa utvecklingar av SFL 3-5. Ingen av dessa frågor har behandlats på ett heltäckande sätt.

Vad som istället presenteras är en deterministisk analys av en enda konceptuell modell för systemuppträdande, med vissa parametervarianter som (partiellt) utvärderar inverkan av parameterosäkerhet och variabilitet. Osäkerheter i systembeskrivningen skulle normalt hanteras genom att studera alternativa konceptuella modeller av aspekter på systemuppträdandet. Så som kommer att diskuteras senare har granskarna fått intrycket att detta har varit särskilt viktigt för att beskriva de olika sätt på vilka avfallet och de tekniska barriärerna skulle kunna utvecklas. Osäkerheter och variabilitet i parametervärdena skulle normalt hanteras i form av en formell systematisk känslighetsanalys. Återigen, som kommer att presenteras senare, förefaller känslighetsstudien vara ofullständig och inte alltigenom representativ för potentiell variabilitet och osäkerhet i parametrarna (och värdeområdena) som valts.

I vissa fall, exempelvis fallet med en vattenbrunn som recipient, ligger uppskattade topbdoser nära jämförelsenivån. Utan adekvata beskrivningar av de många antaganden (uttalanden om huruvida de är "bästa uppskattning", konservativa eller potentiellt icke-konservativa) som använts för att ta fram till de uppskattade toppvärdena, kan en läsare av rapporten få ett felaktigt intryck av de potentiella farorna med deponering av SFL 3-5-avfall. Följaktligen skulle det vara bra för SKB att sammanställa en lista över de antaganden som tillämpats och som identifierar vilka som bedöms vara konservativa respektive icke-konservativa. För varje antagande skulle en kvantitativ, eller åtminstone en partiellt kvantitativ, jämförelse av antagandets inverkan på resultaten (jämförelse med den bedömning som potentiellt kan utgöra "bästa antagande") ge ett nödvändigt perspektiv på dess betydelse.

Slutligen, en korrekt genomförd scenarioanalys skulle undersöka osäkerheter i den framtida utvecklingen av slutförvaret, dess miljö och dess inverkan på människor. Detta kräver en kvantitativ analys av hur olika scenarier skulle påverka "referensfunktionerna". Detta har inte genomförts i den nuvarande studien vilken i stället endast har gett

begränsade kvalitativa och, ibland, diskutabla uttalanden och påståenden med avseende på alternativ till referensscenariot. Framför allt fann granskningsgruppen det förvånande att inverkan av glaciala och periglaciala miljöer under de kommande cirka 100 000 åren knappast behandlades alls.

Den grundläggande kritiken av det övergripande angreppssättet på uppskattningar kan därför sammanfattas som följer:

- Ingen notering om en heltäckande systemanalys eller resultat av en sådan.
- Osystematisk och inkomplett systemanalys.
- Ingen hänsyn till alternativa konceptuella modeller för närområdes- eller fjärrområdets utveckling.
- Inkomplett och endast kvalitativ beskrivning av alternativa scenarier och deras inverkan.

3.2 Användning av platsdata och andra frågor

Andra frågor dyker upp med avseende på det övergripande angreppssättet på analysen. De första av dessa har att göra med användningen av platsspecifika data för att utvärdera grundvattenflödena i närområdet, radionuklidtransporten i fjärrområdet samt biosfärens egenskaper. Var och en av dessa aspekter behandlas i närmare detalj längre fram i granskningen. För närvarande tar vi endast upp frågan om slutförvarets lokalisering.

De geologiska och hydrogeologiska data som används i analysen har hämtats från tre platser som använts i SR 97-studien, där faktiska fältundersökningar har lett fram till tämligen detaljerade modeller för de bergvolymerna i vilka ett SFL 2-slutförvar skulle kunna lokaliseras. I enlighet med de ursprungliga planerna har SKB antagit att SFL 3-5 skulle kunna lokaliseras cirka 1 000 m från dessa platser. SKB motiverar bristen på behandling av frågor som variabilitet hos bergets och grundvattnets egenskaper och valet av en begränsad uppsättning parametervärden, genom att säga att det för dessa platser endast finns enstaka platsspecifika data, eftersom de ligger på visst avstånd från de centrala områden som utvärderas för SFL 2-slutförvaret.

Detta argument är häpnadsväckande. Med tanke på att det inte finns någon avsikt att faktiskt lokalisera ett SFL 3-5-slutförvar inom ramen för den aktuella studien, och att ett av huvudsyftena var att undersöka inverkan av bergets och grundvattnets egenskaper, skulle det ha varit mera transparent och försvarbart för SKB att helt enkelt ha "lokaliserat" SFL 3-5-slutförvaret på den plats där störst mängd geosfärdata fanns tillgänglig: dvs. på samma platser som används för att utvärdera funktionen hos SFL 2 i SR 97. Så som kommer att diskuteras längre fram, i avsnitt 5, förefaller detta ha resulterat i användning av inadekvata intervall för variabilitet hos flödesparametrarna. Denna nedvärdering av värdefull information från faktiska platser förefaller vara en allvarligt försutten möjlighet från SKBs sida.

En andra punkt som ger upphov till bekymmer är den uppenbara isolationen av SFL 3-5-analysen från övriga internationella studier som skulle kunna vara relevanta, och från tidigare säkerhetsstudier av det principiellt likartade SFR-förvaret. Inget sådant arbete refereras i någon djupare grad i rapporterna. Detta utelämnande framstår särskilt tydligt i gasanalysen, där en tidigare studie av Nirex ("Nirex 97"-analysen) behandlade nästan samma frågor, men på ett mer omfattande sätt, och tillhandahöll värdefulla resultat som sträcker sig längre än de resultat som presenteras i SFL 3-5-analysen.

Slutligen måste SKB välja en analysmetodik som är konsekvent med avseende på sin användning av sannolikheter. Även om vissa parametrar togs fram med ett probabilistiskt angreppssätt (exempelvis ekosystemdosfaktorer - EDF) använder den övergripande analysen inte någon information om sannolikheter. Istället användes en serie deterministiska beräkningar, utan referens till sannolikhet, för att en viss kombination av antaganden, konceptuella modeller och parametervärden representerar rimliga framtida förhållanden och processer.

3.3 Ändamålsenlighet

I det stora hela reser den här framförda kritiken mot innehållet och den allmänna formen hos analysen frågan om huruvida rapporten SKB TR 99-28 ger tillräckligt underlag för de viktiga programmässiga beslut som kan behöva tas under de närmaste åren. Svaret på denna fråga beror på analyskontexten som togs upp i avsnitt 1.4 och som kommer att belysas ytterligare i avsnitt 6. Eftersom analysen är preliminär och uppenbart inte heltäckande, kan det finnas viktiga frågor som inte har undersökts och viktiga osäkerheter kring de kvantitativa resultaten. Så som kommer att diskuteras vidare i slutsatserna innebär detta att den föreliggande rapporten eventuellt inte utgör ett adekvat beslutsunderlag, i synnerhet inte med avseende på lokalisering, om sådana beslut skulle behöva tas inom den närmaste framtiden istället för på längre sikt.

4 Förvarets utveckling

4.1 Grundvattenflöde i och omkring förvaret

De enda platsspecifika aspekterna som tagits med i analysen av närområdet är värdet på det regionala grundvattenflödet som valdes för varje plats och vissa aspekter på vattenkemin för varje plats. Endast ett värde för det regionala grundvattenflödet valdes för varje plats och det omvandlades till ett närområdesflöde via en analys av Holmén (TR 97-10). Denna typ av generell analys är uppenbart användbar för en utvärdering på principnivå, framför allt eftersom man inte beaktar osäkerheter i platsspecifika faktorer som påverkar flödet. SKB har informerat granskningsgruppen om att vid denna tidpunkt, är syftet med ett så begränsat angreppssätt på funktionsanalysen enbart att generera en initial kvantitativ säkerhetsanalys för konstruktionskonceptet med den hydrauliska buren. Även på denna relativt enkla analysnivå förekommer ett antal frågor som ifrågasätter säkerhetsmarginalen som ges av ett sådant konstruktionskoncept.

En generisk studie av konceptet med den hydrauliska buren har gjorts av Holmén (TR 97-10), med stöd av en studie utförd av Pettersson m.fl. (R 99-14). Dessa studier presenterar analyser som indikerar att om återfyllnadsmaterialets konduktivitet är tillräckligt hög i jämförelse med den hos själva slutförvaret skulle konstruktionen med en hydraulisk bur teoretiskt kunna reducera flödet genom betongvalvet så att transport av lösta ämnen i första hand skulle ske genom diffusion istället för genom advektiv transport genom betongen. Detta resultat förefaller vara robust, oberoende av heterogeniteten och flödesriktningen i det omgivande berget, åtminstone för relativt låga regionala grundvattenflöden. Andra SKB-resultat visar emellertid att den hydrauliska buren inte minskar dosen i signifikant grad relativt en konstruktion utan en hydraulisk bur. En återfyllnad med låg konduktivitet kan minska dosen mera än en återfyllnad med hög konduktivitet. Redan de doser som fastställts i denna analys av SFL 3-5 ligger i vissa fall endast obetydligt under jämförelsenivån. Därför måste SKB förklara på ett mer ingående sätt varför lösningen med återfyllnad med låg konduktivitet i tidigare konstruktioner för SFL 3-5 har förkastats och varför den hydrauliska buren skulle utgöra en bättre barriär för att garantera långsiktig säkerhet. Frågan om att presentera sunda konstruktionsstyrande parametrar togs upp tidigare, i avsnitt 2.2.

Vidare beror konceptet med en hydraulisk bur för slutförvaret SFL 3-5, och framför allt fokuseringen på grundvattenflödet genom den yttre SFL 4-regionen i slutförvaret, delvis på den antagna långsiktiga funktionen för de pluggar som placeras i ändarna av deponeringstunnlarna till SFL 3 och SFL 5. SKB (TR 99-28) presenterar ingen analys eller något scenario för potentiellt haveri hos denna specifika barriär.

Granskningsgruppen anser att konceptet med en hydraulisk bur visserligen är attraktivt i teorin men ger upphov till ett antal praktiska frågor. Med denna typ av slutförvarikonstruktion fungerar tunneln som en ledare med hög konduktivitet som drar till sig mycket av grundvattenflödet från omgivningen, med 20 till 100 gånger högre vattenflöde som förs i omedelbar kontakt med förvaret, i jämförelse med fallet där betongen fyller tunneln helt. Nedbrytningen av betongen skulle kunna accelereras genom det fokuserade flödet genom buren, vilket ökar dess hydrauliska konduktivitet relativt perioden direkt efter förslutningen. SKB måste ta itu med frågan huruvida osäkerheten i om betongvalvet och återfyllnadens konduktiviteter förblir konstanta under cirka 100 000 år uppväger den isolation som konceptet erbjuder under den första perioden av förvarets utveckling. Den långsiktiga funktionen hos den hydrauliska buren diskuteras i närmare detalj sett till dess inverkan på närområdesutsläppen, i avsnitt 4.4.

4.2 Den tidiga perioden av slutförvarsutvecklingen

Under de 40 till 50 årens drift av slutförvaret tillåter de öppna tunnlar som borrats i berget ett utbyte mellan den ventilerade tunnelatmosfären och grundvattnet i det intilliggande berget. Tryckavlastningar kan medföra utfällning av kalkspat, medan tillträde av syre kan leda till utfällning av olösliga järnoxhydroxider. Andra atmosfäriska gaser kan lösas i grundvattnet och andra upplösta flyktiga ämnen (t ex metan och koldioxid) kan lösas ut från grundvattnet. Ett eventuellt droppskyddande tak, om ett sådant installeras under driftperioden, skulle det sannolikt avlägsnas innan slutförvaret försluts. Gjutbetong och andra tekniska arrangemang för att säkra tunnelstabiliteten kommer förmodligen att lämnas kvar, men SKB anger att det även kan bli aktuellt att avlägsna sådant material. Det framstår inte tydligt hur de långsiktiga effekterna av sådant material skulle påverka det intilliggande berg- och grundvattensystemet.

Efter deponering av avfallet och förslutning av deponeringstunnlarna förutsätts närområdet relativt snabbt återställas (några tiotal till några hundratal år), beroende på de hydrauliska egenskaperna hos det omgivande berget. Radiogen uppvärmning av SFL 3-5-avfall, liksom värme som utvecklas från härdning av cement och korrosion av metallkomponenter, är tillräcklig för att öka den lokala temperaturen med på sin höjd ett fåtal grader Celsius. Den mekaniska stabiliteten hos de hålrum som lämnas mellan grusåterfyllnaden och värdbergarten längst upp i deponeringstunnlarna har inte diskuterats specifikt i denna rapport.

Den kemiska sammansättningen av vattnet över slutförvaret, efter återmättnad är ett problem som är svårare att lösa på ett tillförlitligt sätt. R 99-15 presenterar en analys som i stort sett bygger på en antagen termodynamisk jämvikt och massabalansbegränsningar för att skissera den generella utvecklingen över tiden för de geokemiska förhållandena i närområdet. Reaktionen mellan inträngande grundvatten och de cementbaserade materialen i förvaren kommer att resultera i en temporär förändring av grundvattensammansättningen. Specifikt kommer pH-värdet att öka lokalt till cirka 12,5, med eventuell utarmning av kalcium, magnesium och vätekarbonat, på grund av reaktioner vid högt pH. En återgång till reducerande förhållanden kommer att ske, inte minst på grund av korrosion av metallkomponenter. Med tiden kommer cementfaserna att lösas upp och omvandlingsfaser kommer att bildas som en följd av extern kemisk buffertverkan från värdbergarten.

Så som konstaterats i avsnitt 2 är graden av kemisk bufferteffekt en nyckelfråga, framför allt för pH och Eh, och, relaterat till detta, den potentiella transporten av grundvatten med kraftigt förändrat pH-värde från slutförvaret in i värdbergarten. SKBs aktuella antaganden (R 99-15) är att pH-fronten neutraliseras fullständigt inom gränserna för grusåterfyllnaden, vilket baseras på jämvikts- och massabalansbegränsningar. Faktorer som långsam kinetik och bildning av metastabila faser kan emellertid förvanska denna förväntade utveckling. Med tanke på potentialen att påverka isolationsförmågan i fjärrrådets berg, om en plym av vatten med sådant pH-värde skulle migrera in i det, förefaller det rimligt att genomföra en mer omfattande analys (inklusive utvärdering av osäkerheter), med stöd av fält- och laboratoriestudier.

4.2.1 Gasbildning

Referensscenariot (kapitel 6 i TR 99-28) beskriver en uppsättning antaganden för bildning, transport och snabb spridning av tvåfas-förhållanden (vatten plus gaser som vätgas och metan) i SFL 3-5-slutförvaret. Generellt antas hastigheten och kvantiteten för gasbildning

vara hög från de olika källor som beaktas, vilka inkluderar cellulosanedbrytning, anaerob korrosion av konstruktionsstål, stål och aluminium i avfallsmaterial samt radiolytisk nedbrytning av vatten. Vidare antas att ett fåtal sprickor, antingen härdningssprickor i betongen eller sprickor från volymmässig expansion av korroderande metaller, skulle vara tillräckliga för att tillåta ett snabbt utsläpp av de bildade gaserna. De låga kapillärkrafterna i grusåterfyllnaden tillåter en snabb transport av den lättare gasen uppåt till hålrummet mellan återfyllnaden och värdbergarten. Detta förväntas tillåta gasen att sprida sig i hela överdelen av deponeringstunneln, så att gasen snabbt leds ut genom sprickor i berget. Sammantaget tillåter den antagna snabba bildningen, transporten och utsläppet av gasen, SKB att försumma varje direkt inverkan av gasen i säkerhetsanalysen till SFL 3-5. Granskningsgruppen anser emellertid att olika varianter av detta referensscenario för gasbildning och gastransport bör beaktas i framtida analyser:

- Antagandet som förutsätter snabb gasbildning bör kompletteras med beaktande av fall där en eller flera av de gasbildande reaktionerna är betydligt långsammare än vad som för närvarande förutsätts av SKB. En mer rimlig hastighet för gasbildningen kan leda till ett mer utdraget utsläpp av C-14 och andra radionuklider som därmed mobiliseras över en längre tidsskala.
- Sannolikheten för episodvis gasbildning snarare än kontinuerlig bildning bör beaktas. Sådana gaspulser kan uppstå som följd av lokal bildning av tvåfas-förhållanden eller hinder för tillförsel av vatten till ytan av korroderande metaller.
- Den snabba utförseln av gas genom sprickor i berget kan förhindras genom blockering eller försegling av sådana sprickor i samband med uppförande och drift av slutförvaret.
- Höga övertryck, betydligt större än vad betong kan stå emot, förväntas uppstå under fasen efter förslutning (R 99-16). Som följd av detta kommer betongen att spricka. TR 99-28 citerar helt korrekt relevant bakgrundslitteratur, men framhåller att när skada genom sprickor uppstår behöver den kritiska sprickan för gasutsläpp bara vara 0,1 mm, medan en spricka på 0,1 mm har liten eller ingen inverkan på materialets hydrauliska egenskaper. Som en teoretisk övning kan detta vara korrekt, men antagandet försummar den bundna elastiska energin som kan komma att byggas upp innan sprickor bildas. Konsekvenserna av denna lagrade energi, framför allt i ett blockerat system, t ex ett system av armerad betong, kan vara mera destruktiva än väntat.
- Sprickbildning från expansion av korrosionsprodukter kan vara lokaliserade snarare än jämnt fördelade så som antas av SKB. Implikationerna av sådan lokaliserad sprickbildning på gasutsläppet bör undersökas ytterligare.
- I relation till den sistnämnda punkten, medan sprickbildning i cementbaserat material antas ge upphov till en ökning i gaspermeabiliteten, bör sannolikheten för mer omfattande sprickbildning som leder till bildning av preferentiella flödesvägar, överförs till variantfall eller alternativa scenarier för vattenflöde och radionuklidtransport. Större sprickor, om sådana skulle existera, kan medföra ett ifrågasättande av SKBs antagande att radionuklidutsläpp från förvaret är diffusiva snarare än advektiva.
- En analys bör göras om den brandfara som kan uppstå om det skulle bli fråga om koncentrerade och rumsligt fokuserade utsläpp av vätgas under de första åren efter förslutning. Sådana utsläpp kan antas uppträda i större sprickzoner och tränga in i grundstrukturen till byggnader på markytan under många år efter att slutförvaret har byggts. Detta utvärderades 1997 av Nirex i Storbritannien, men ingen referens till dessa resultat görs i den föreliggande studien.
- Uppsättningen flyktiga ämnen som skulle kunna bildas genom nedbrytning av avfallet och dess behållare, och som skulle innefatta C-14 eller H-3, och transporteras från slutförvaret, har inte utvärderats till fullo i den föreliggande studien.
- Bildningen av tvåfas-förhållanden i närområdet, som överförs till fjärrområdet, kan

föra med sig att andra flyktiga ämnen från värdbergarten nära ytan avgasas, inklusive radon. Nirex har funnit att detta skulle kunna ge upphov betydande doser under vissa antagna förhållanden, men det föreliggande arbetet har inte tagit dessa resultat i beaktande.

4.3 Nedbrytning av avfall och cement på lång sikt

Utvecklingen av kunskap kring ett slutförvars långsiktiga funktion och för kemin i närområdet, så som den tillämpats på slutförvaret SFL 3-5, har skett långsamt och över en betydande tidsperiod: cirka 15 år, så som framgår av den litteratur som citeras. SKB har understött ett omfattande forskningsprogram om inverkan av cementbarriärer. Resultaten från dessa projekt beskrivs i TR 99-28, som refereras i sin helhet. Under den tid som varit tillgänglig för granskningen har det inte varit möjligt att spåra varje påstående och slutsats till källan. Emellertid konstaterar granskningsgruppen att nyckelslutsatserna på ett korrekt sätt återger de underliggande litteraturcitaten. Både SKBs rapporter och internationell litteratur citeras: de senare valda från ”peer review”-granskade källor. Uppgifter relaterade till funktion efter förslutning har delats in bland forskare och forskargrupper och är gemensamma i multidisciplinära program. Individuella rapporter håller ofta hög standard men i det stora hela är rapporterna kring cementbarriärer av ojämn kvalitet och innehåller en mängd missuppfattningar. Det finns luckor – ofta allvarliga luckor – vilka identifieras nedan.

De följande avsnitten är inriktade mot analys av specifika prestandarelaterade egenskaper efter förslutning, hos cementen och betongförvaret, presenterade i TR 99-28 och i den underliggande litteraturen. De presenteras i form av generella fysikaliska aspekter på betongförvarens uppträdande och på kemiska nedbrytningsprocesser, specifikt i cement-/betongstrukturer.

4.3.1 Fysikaliska aspekter på valvens funktion

Mängd återfyllnadsmaterial

Egenskaperna hos det återfyllnadsmaterial i form av grus som används i närområdet är explicit, men deras funktion, framför allt sett till motståndskraft mot förändringar under den tid de uppfyller sin funktion, beror till en del på deras kemiska buffertförmåga och bibehållande av sorptionsförmåga. Därför är det viktigt att identifiera den totala mängden av olika material som är närvarande. De inventarievärden som anges i TR 99-28 gäller olika produkter som baseras på cement: murbruk, betong, kapslar etc. Den kemiskt mest aktiva komponenten är portlandcement. Icke desto mindre är det svårt att etablera andelen cement, och därmed den totala mängden cement. Granskningsgruppen uttrycker vissa farhågor över att en alltför liten cementmängd kommer att användas. Under diskussioner med SKB har mängden cement uppgivits till 13 000 ton. Detta värde ligger till grund för bedömningar av de framtida kemiska processerna och måste därför presenteras explicit.

Vissa material, framför allt organiska sådana, t ex sulfonerad melaminformaldehyd, kan tillsättas cement för att förbättra dess egenskaper. Relativt stora mängder organiska material kan därför komma att införas i systemet, upp till 3 % av cementens vikt. Med tanke på slutförvarets bekanta känslighet för organiska ämnen (som en följd av reducerad sorption på cementen och en ökad löslighet för vissa radionuklider), så som framgår av att ett speciellt inventarium har definierats för organiska ämnen, kan det vara ett allvarligt förbiseende att de organiska komponenterna i cementen inte har beaktats. De organiska komponenterna i cementen dominerar det totala organiska inventariet, på ett sådant sätt att

det faktiska innehållet av potentiellt relevanta organiska ämnen förefaller vara grovt underskattat.

Grus, med en nominell diameter på 4 till 32 mm, kommer också att användas som återfyllnad för att bygga en hydraulisk bur kring den inre delen av slutförvaret. I texten (3.4.2, sidorna 3 till 11) sägs att gruset kommer att "bidra ... till pH- och Eh-buffertreaktioner, t.ex. förbrukning av hydroxid från betongglakning och förbrukning av syre som stängts in i samband med förslutningen". Det saknas övertygande bevisning som stöder dessa uttalanden.

Slutförvarlokalisering i förhållande till grundvattenkemin

Avsnitt 4 i TR 99-28 illustrerar hydrogeologi, geologi och geokemi vid tre potentiella platser. Beskrivningen ger upphov till flera frågor som måste kommenteras. En specifik sådan fråga illustreras av platsen betecknad Beberg, där det förekommer stora lokala variationer i grundvattenkemin. Se exempelvis analyserna Beberg 1 och 2, tabell 4.4, sida 4.9. Man får intrycket att barriärens funktion i princip är oberoende av grundvattnets sammansättning, men ingen detaljerad analys för detta påstående förefaller ha gjorts, annat än för rent vatten.

Sättning av återfyllnaden

Utvecklingen av en hydraulisk bur, med en omslutning av grus med dimension 4 till 32 mm, kan ha konsekvenser sett till sättning. Detta konstateras i TR 99-28: "*sättningar kan uppstå i grusåterfyllnaden... redan under vattenmättnadsfasen, men även på längre sikt*". Sådana sättningar kan ge upphov till en potentiell brist i funktionen hos fysiska barriärer om, så som planerat, grunder, sidoväggar och tvärväggar tillåts vila direkt på gruset. Sättningar och därav följande uppsprickning i de lastbärande komponenterna är naturligtvis till men för deras förmåga att ge fysisk isolation. Detta kräver ytterligare analys och förklaring.

Sprickbildning i betong

Referensscenariot som valts av SKB (TR 99-28) antar att den tillgängliga volymen betong kring korroderande metall är tillräcklig för att ta upp expansionen av korrosionsprodukterna från aluminium och stål. Frågan om sprickbildning i betong och närmare detaljer kring sprickavstånd och sprickstorlek är komplex. Under återmättnaden förutsäger TR 99-28 att kompression av boxar kan orsaka tidigt haveri. Det är viktigt att fastställa om detta kommer att ske eller ej. Emellertid, om sprickor skulle uppstå på ett tidigt stadium, under återmättnad, kommer avlastningen av det därav följande gasövertrycket inte att vara något problem. Den generella erfarenheten från stålarmrad betong är att sådana material drabbas av allvarlig lokal sprickbildning kort tid efter nedsänkning i vatten. Även om sådana sprickor kan utgöra snabba vägar för gaser som genererats genom anaerob korrosion, kan sprickor även medföra mycket högre hydraulisk konduktivitet för materialet. Stora sprickor kan i sin tur medföra att vissa antaganden i analysen blir ogiltiga, t.ex. antagandet om den relativa skillnaden i permeabilitet mellan betongstrukturen, grusåterfyllnaden och värdbergarten, liksom även antagandet att vattenbaserade radionuklidutsläpp från betongvalven är diffusionsdominerade. Känslighetsstudierna som har genomförts av Holmén (TR 97-10) och analyserna av Pettersson m.fl. (R 99-14) förefaller alla vara baserade på en uniform hydraulisk konduktivitet för betongstrukturen som innehåller avfallet. En undersökning av utsläppsegenskaperna för omfattande lokaliserad sprickbildning i denna betongstruktur

borde genomföras, i syfte att etablera robustheten hos konceptet med en hydraulisk bur.

Förstudien till SFL 3-5-konstruktionen, baserad på en bentonitbaserad återfyllnad med låg permeabilitet (Wiborgh 1995), nämns i korthet som ett alternativ. Emellertid har risken för förhöjt vätgastryck i närområdet och kemisk inkompatibilitet mellan bentonit och lösningar med högt pH-värde, lett till minskat intresse för detta konstruktionskoncept från SKBs sida. SKB har emellertid inte klargjort om dessa var skälen till att den tidigare konstruktionen förkastades.

4.3.2 Nedbrytningsmekanismer för cement och betong

De olika cementblandningarna som är avsedda för användning i förvaret har beskrivits med varierande detaljeringsgrad i rapporten TR 99-28. Detta är generellt sett acceptabelt i en preliminär bedömning, även om det måste fastställas att det existerar material med de önskade egenskaperna. De pluggar som har specificerats för SFL 3-5 är ett exempel på detta: Det måste fastställas att det går att bygga förslutningar med stor diameter som har erforderliga egenskaper. Men den centrala frågan för slutförvarets prestanda är den långsiktiga utvecklingen av cementbaserade barriärer. Ett antal nedbrytningsmekanismer som påverkar barriärens prestanda i fasen efter förslutning diskuteras i TR 99-28 och detta understöds med överslagsberäkningar. Granskningsgruppen har följande kommentarer till dessa mekanismer:

- Cement kan reagera, med andra material i slutförvaret, vilket ger upphov till en sänkning av pH. På grund av de korta diffusionsvägarna torde de mest reaktiva av icke-cementmaterialen vara (a) pimpsten eller andra puzzolaner (b) sand i murbruk och betong samt (c) grus ("ballast") i betong, i nu nämnd ordning, ungefär efter minskande betydelsegrad. Andra, fysiskt avlägsna, material, som återfyllnad i form av bergkross, är mindre reaktiva. Det är därför förvånande att så stor uppmärksamhet har ägnats reaktionerna mellan cement och återfyllnadsmaterialet i form av krossat berg, utan att det samtidigt finns beräkningar kring de mer reaktiva komponenterna i systemet. En förnyad bedömning av prioritetsordningen är nödvändig. Om reaktion med kiseldioxid är ett problem skulle det vara bra att beakta olika alternativ.
- Vissa orsaker till betongnedbrytning finns väl beskrivna i den underliggande litteraturen men behandlas inte i TR 99-28. Ett exempel är AAR (reaktion mellan alkali och ballast). Eftersom problemet har lyfts fram, och det har konstaterats att det kan vara en orsak till nedbrytning, måste aspekten tas med i den övergripande bedömningen. Kanske betraktas fenomenet numera som mindre betydande, men i så fall skall detta anges och bevis citeras.
- TR 99-28 beskriver till fullo andra orsaker till nedbrytning av cement och sänkning av höga pH-värden. Inverkan av olika faktorer behandlas emellertid fragmentariskt. Detta angreppssätt är särskilt otillfredsställande för saltvatten där erfarenhet från anläggningsarbeten visar (a) att angrepp av salthaltigt vatten på cement har kumulativ verkan och (b) att angreppen inte sker uniformt: Det förekommer en fysisk och mineralogisk zonindelning, varför beräkningar på bulkförändringar på specifika volymer av fast material – och därmed på potential för expansion – är orealistiska.
- Den underliggande litteraturen som citeras i TR 98-28 underskattar kraftigt mängden portlandit som genereras av cementen. Kanske är detta en konservativ uppfattning, men i så fall är uppfattningen orealistiskt konservativ. Vad som inte är konservativt är

ökningen i porositet och därmed i permeabilitet som är en följd av upplösningen av portlandit. Granskningsgruppen anser att den resulterande ökningen av permeabilitet är betydande. I en diskussion med SKB framhölls att beräkningen baserades på betong (vilken skulle genomgå en porositetsökning på cirka 1 %), inte cement (som skulle uppvisa ett högre värde). Även om detta är korrekt löser det inte frågan på ett adekvat sätt. Bergskomponenten är inert sett till upplösning: $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -upplösning kan endast ske ur cementmatrisen, där inverkan på dess permeabilitet blir betydande. Beräkningarna som avser upplösning baseras uppenbarligen på färskvatten men måste upprepas med lämpliga indata för saltvatten.

- Många beräkningar är baserade på antagandet att cementens prestanda är mer eller mindre identisk i sötvatten och saltvatten. Inga som helst beräkningar med avseende på saltlösningar presenteras. Icke desto mindre är det väl känt från anläggningskonstruktion att nedbrytningshastigheten för cement och betong, liksom nedbrytningsmekanismerna, är mycket känsliga för grundvattenkemin. Detta skulle kunna få en betydelsefull inverkan på platsvalet. Dessa aspekter behandlas inte på ett adekvat sätt i TR 99-28.
- Egenskaperna hos interaktionen mellan cementbarriärerna och grundvattnet är inte tillräckligt väl relaterade till flödesområdena. Eftersom den hydrauliska buren är ett relativt nytt koncept i detta sammanhang krävs mycket högre detaljeringsgrad för att fastställa förhållandet mellan advektiva och diffusionsdrivna transportprocesser. Närvaron av en svag termisk halo i närheten av slutförvaret och dess potentiella inverkan på transportprocesserna förefaller inte ha beaktats.

4.3.3 Radionuklidens interaktion med cement

Den radiokemiska immobiliseringspotentialen för cement behandlas och definieras via två angreppssätt: K_d -metoden samt metoden med löslighetsbegränsningar för vissa nuklider. Under diskussionen framgick tydligt att en del tankar ägnats åt vilket angreppssätt som skulle tillämpas på nyckelnukliderna. I så fall är den beslutsprocessen inte korrekt motiverad i TR 99-28, där valet av metod förefaller tämligen godtycklig.

Källor till och tillämpning av K_d -värden (tabell 8.3) är oklar. Exempelvis framgår inte tydligt om värdena betecknade "betong" gäller för cementen, eller om ballasten också anses spela en roll. På motsvarande sätt framstår det inte tydligt för bergkross/grus om pH-värdet antas vara cirka 8, på samma sätt som för grundvatten, eller om inverkan av cement, som ökar pH-värdet, har beaktats i de numeriska värdena för K_d . Datakällor och pH-område för tillämplighet är inte tillräckligt väl specificerat. Inverkan, eller potentiell inverkan, av en "alkaliplym" på sorptionen i eller på berg behandlas bara på ett kvalitativt sätt.

Den utsträckning i vilken löslighetsbegränsningarna, där dessa är kända, tillämpas istället för eller tillsammans med K_d -värdena är oklar. I litteraturen finns många flera värden för löslighetsbegränsningar publicerade än som ges i tabell 8-4, men dessa används uppenbarligen inte. Om koncentrationerna ligger under gränsen för utfällning måste detta anges och underbyggas med data. Endast ett fåtal värden för löslighetsbegränsningar framgår av tabell 8-4 och dessa jämförs inte med värdena i litteraturen.

4.4 Närområdestransport

Närområdestransport i detta sammanhang innefattar de processer som har att göra med transport av radionuklider ut ur betongstrukturerna till det omgivande återfyllnads-materialet och därefter in i det omgivande berget. I detta avsnitt antas att radionukliderna befinner sig antingen upplösta i vattenfas eller i kolloidal form, så att transporten sker via grundvattnet. Gasformig transport har diskuterats tidigare i avsnitt 4.

Den ”hydrauliska buren” är en unik och central aspekt för slutförvarskonstruktionen i SFL 3-5, så som diskuterats i avsnitt 2.3.1. Genom att den omgivande återfyllnaden är tänkt att ha en hydraulisk konduktivitet som är flera storleksordningar större än den hos de betongförvar som innehåller större delen av radionukliderna, går det att uppnå en mycket låg hydraulisk gradient över betongförvaret. Genom att ”konstruera in” en sådan mycket låg hydraulisk gradient visar SKBs analyser att det advektiva flödet av radionuklider ut ur betongförvaret blir försumbar. Därför innehåller SKBs modeller endast diffusiva utsläpp av radionuklider från betongförvaret. Sorptionen i cementmassan anses bromsa utsläppen av dessa radionuklider med en sorptionskoefficient som är skild från noll. Principen med en hydraulisk bur bygger därefter på om följande förhållanden kan upprätthållas under hela den aktuella perioden:

- Den hydrauliska konduktiviteten för återfyllnadsmaterialet måste förbli betydligt (minst en eller två storleksordningar) större än den hos såväl det omgivande berget som betongförvaret.
- Inga ”betydande” preferentiella flödesvägar får finnas genom betongförvaret, så att advektion – även på lokal skala – skulle kunna bli av vikt.

Därför förefaller transportuppträdandet i närområdet, så som det modellerats av SKB, tämligen beroende av antagandet att närområde-systemet är någorlunda homogent. Betydande heterogenitet i, eller andra kombinationer av, konduktivitetsvärdena som valts för betong och berg i närområdet kan annullera den positiva inverkan av den hydrauliska buren. Vikten av ovannämnda antaganden har delvis belysts av analyserna i kapitel 11 i R 99-14. Konduktiviteten i basfallet för betongförvaret respektive återfyllnadsmaterialet antogs vara 10^{-8} och 10^{-4} m/s. Basfallets effektiva diffusivitet för radionuklider som inte sorberar på cement antogs vara 3×10^{-11} m²/s – grovt sett 1 till 1,5 storleksordningar mindre än bulkdiffusivitetens värdena för de flesta joner i vatten.

Analyser i kapitel 11 i R 99-14 visar att konceptet med en hydraulisk bur är effektivt i att ge en övre begränsning för utsläppshastigheten för radionuklider från betongförvaren i den meningen att öknings av grundvattenflödet i det omgivande berget slutligen endast ger en försumbar ökning av utsläppshastigheten för radionuklider från förvaren. Vid mycket låga grundvattenflöden (cirka 1 m³/år för antagandena i ”basfallet”) blir utsläppshastigheterna proportionella med flödes-hastigheterna. Den faktiska flödes-hastigheten, med vilken utsläppshastigheten blir proportionell mot flödet, skulle vara något lägre om diffusion in i det omgivande berget hade beaktats i modellen.

Tabell 11-1 och figur 11-4 i R 99-14 ger en sammanfattning av känslighetsstudierna på utsläpp från närområdet som funktion av olika värden för hydraulisk konduktivitet hos återfyllnadsmaterial och betong (urbergets konduktivitet fastställdes i samtliga modeller till 10^{-9} m/s). Resultaten visar att det relativa värdet för specifikt grundvattenflöde genom betongstrukturerna kan minskas till så lite som 1 % av värdet för det omgivande berget om den hydrauliska konduktiviteten för återfyllnaden kan hållas vid 10 000 gånger betongens

värde (motsvarande antagandena i basfallet). Det relativa värdet för det specifika flödet i betongen ökar emellertid med minskande konduktivitet i återfyllnadsmaterialet.⁴

Vad som har betydelse är dock inverkan av olika kombinationer av konduktivitetens värden på den *absoluta* utsläppshastigheten. Resultat som ges av figur 11-4 visar att de relativa bidragen till utsläpp via diffusion (representerad i figur 11-4 av relativa utsläpp från återfyllnad) och advektion (representerad av utsläpp från betongstrukturen) förändras dramatiskt när den antagna konduktiviteten för återfyllnadsmaterialet minskas. Emellertid visar sig de absoluta utsläppsvärdena öka endast med en faktor 2 när återfyllnadsmaterialets konduktivitet ändras med mer än sex storleksordningar. Därför förefaller det ha mycket liten betydelse för det totala utsläppet om återfyllnadsmaterialets konduktivitet hålls hög relativt urberget eller betongen. Det är därför svårt att förstå varför SKB lägger så stor vikt vid värdet av konceptet med en hydraulisk bur när "fördelarna" med detta koncept förefaller vara begränsade till endast en faktor cirka två för utsläppshastigheten. Det skulle ha varit belysande om känslighetsstudierna så som visas i figur 11-4 hade utökats för återfyllnadsmaterial med konduktiviteter som ligger betydligt lägre än den för det omgivande berget – som exempelvis skulle vara fallet med en bentonitbaserad återfyllnad. Trender mot ännu lägre absoluta utsläppshastigheter med successivt lägre värde för återfyllnadens konduktivitet börjar precis framgå av figur 11-4.

Från presentationer av och diskussioner med SKBs personal förstår granskarna att konceptet med hydraulisk bur utvecklades på grund av svårigheter med den tidigare konstruktion som byggde på återfyllnad av bentonit. SKB anser även att det nya konceptet skulle vara användbart därigenom att det ger en utsläppsväg för gaser som genereras i förvaren. Eftersom den existerande konstruktionen troligen ger teoretiskt högre utsläppshastigheter för vattenburna radionuklider än med den tidigare bentonitbaserade återfyllnadskonstruktionen (med antagande av den ursprungligen antagna funktionen för bentoniten), skulle det vara bra om SKB diskuterade orsakerna till att den tidigare bentonitbaserade återfyllnadskonstruktionen har förkastats och varför den nu gällande konstruktionen är bättre, trots att den kan förefalla ge högre utsläppshastigheter än den gamla konstruktionen. Till exempel, eftersom utsläppshastigheten för den nu gällande konstruktionen förefaller vara tämligen obetydligt känslig för den faktiska konduktiviteten i återfyllnadsmaterialet skulle den kunna sägas vara "robust" i detta avseende. Mer allmänt sett, och i linje med granskningsgruppens tidigare kommentarer avseende bristen på tydligt definierade konstruktionsstyrande parametrar, skulle det vara bra om SKB på ett tydligare sätt kunde förklara fördelarna med och konsekvenserna av att tillämpa modellen med en hydraulisk bur.

Ett frågetecken för konceptet med en hydraulisk bur, så som det presenterats i befintliga analyser, är antagandet att betongens konduktivitet inte förändras med tiden. Tidigare diskussion i denna granskning har understrukt vår oro för att SKB kan vara något optimistisk i sitt antagande kring den långsiktiga integriteten för betongstrukturer. Ytterligare diskussion och/eller analyser av SKB skulle erfordras för att behandla den grund på vilken SKB gör antagandet med långsiktig integritet för betongen. Alternativt skulle SKB behöva leverera analyser som tar hänsyn till inverkan på slutförvarets funktion av kortsiktig eller långsiktig nedbrytning av betong. I det specifika fallet med den hydrauliska buren, om SKB anser att man inte till fullo kan stödja antagandet med långsiktig integritet hos betongen, borde SKB omvärdera antagandet om såväl homogena som konstanta betonegenskaper. Granskarna oroas av att de kort- eller långsiktiga nedbrytningsmekanismerna i betongen skulle kunna ge upphov till sprickor som penetrerar

⁴ Förmodligen skulle samma sak gälla om konduktiviteten i betongen ökades, även om inga känslighetsstudier för olika värden på betongens konduktivitet har presenterats.

betongförvarets fulla djup och som skulle strida mot SKBs antagande om homogena betongegenskaper. Till exempel, om sprickorna är tillräckligt stora, kan advektion bli en viktig lokal faktor. Advektion genom sprickor kan leda till en preferentiell lakning av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ från området längs sprickorna, med därav följande förändringar i såväl den lokala betongpermeabiliteten som sorptionsegenskaperna. Lakning av betong i större skala kan leda till en ökning av konduktiviteten, även om de flyktiga SKB-analyser som presenterats antyder att konduktivitetssökningarna torde komma att bli små eftersom den bulkmässiga (eller globala) porositeten endast förväntas öka med 1 %. Underlaget för detta uttalande behöver dokumenteras, men i vilket fall som helst är de registrerade lokala förändringarna i permeabiliteten en faktor som måste värderas.

I sin skrivna dokumentation ger SKB inga analyser av den potentiella betydelsen av betongsprickor med utgångspunkt från sina antaganden om homogena egenskaper och diffusionsdominerade radionuklidutsläpp. Möjligheten att bygga sprickfria barriärer måste demonstreras. Under en diskussion mellan granskarna och SKBs entreprenörer förmedlades en delvis övertygande analys, som antyder att små sprickor som penetrerar betongvalvet inte kommer att bli tillräckligt stora för att strida mot ovannämnda antaganden. Denna analys bör dokumenteras. Vidare bör SKB beakta om mycket större sprickor, som skulle minska homogeniteten och de diffusionsdominerade utsläppsantagandena, rimligtvis kan uppträda. I så fall borde SKB ta fram motsvarande konsekvensanalyser.

Radionuklidutsläpp från betongstrukturerna kommer att ske vid höga pH-värden på grund av den samtidiga utlösningen av $\text{Ca}(\text{OH})_2$ från cementen. Den nuvarande konceptuella modellen som används av SKB förutsätter att det föreligger tillräcklig buffertkapacitet i återfyllnadsmaterialet för att effektivt neutralisera pH-värdet och att de pH-reducerande reaktionerna sker relativt snabbt. SKBs uppskattningar av buffertkapaciteten förefaller baseras på antagandet att *allt* återfyllnadsmaterial finns tillgänglig för att buffra plymen med högt pH-värde. Ett sådant antagande förutsätter effektiv blandning av plymen med högt pH-värde och grundvattnet som passerar igenom återfyllnadsmaterialet. Effektiv blandning skulle kräva antingen turbulenta flödesförhållanden eller, i fall av laminärt flöde, en tillräckligt stor tvärdispersion.⁵ Förhållanden med turbulent flöde är inte troliga, eftersom de antagna flödes hastigheterna genom återfyllnadsmaterialet är relativt låga. Därför måste SKB visa att tvärdispersionen är tillräckligt stor i förhållande till antagna värden för flödes hastigheterna. Detta skulle i så fall ge ett visst stöd för massabalansantagandet, som innebär en jämviktsreaktion mellan området med högt pH-värde och återfyllnaden. SKB bör annars i nödvändig mån anpassa sina uppskattningar av den tillgängliga buffertkapaciteten från återfyllnadsmaterialet.

Vidare beaktar inte SKB inverkan på återfyllnadsmaterialets egenskaper från reaktionen med plymen med högt pH-värde. Det kan vara så att reaktionsprodukterna på ett betydande sätt förändrar återfyllnadens porositet, konduktivitet och sorptionsegenskaper. Kolloider som innehåller radionuklider kan också genereras som följd av pH-reduktionsreaktionerna. SKB bör åtminstone framlägga analyser som visar att dessa effekter av reaktionsprodukterna är försumbara. Massabalansberäkningen som diskuterats ovan skulle kunna ligga till grund för viss sådan argumentation.

Den nuvarande konceptuella modellen för utsläpp i närområdet förutsätter att källtermen är homogen. Det innebär att den inte tar hänsyn till heterogeniteter i det material som placeras i SFL 3-5. Med tanke på den olikartade naturen hos de material som ska deponeras i det

⁵ Ren diffusion torde vara för långsam för att ha någon betydelse för de grundvattenhastigheter i återfyllnadsmaterialet som har antagits av SKB.

föreslagna SFL 3-5-slutförvaret är det sannolikt att en viss grad av heterogenitet i källtermen kan förväntas mellan olika delar av slutförvaret. En viss del av komponenterna i avfallet kan även komma att släppas ut mera ”pulsartat” jämfört med det kontinuerliga sätt som antas i den nuvarande konceptuella modellen. Det nuvarande antagandet att grundvattenflödets riktning är parallell med tunnlarna i SFL 3 och 5 tenderar att ytterligare homogenisera (men även att koncentrera) källtermen. Om en tillräcklig grad av heterogenitet i det deponerade materialet skulle beaktas tillsammans med ett flöde som är mera vinkelrät mot tunnelriktningen i SFL 3 och 5 skulle ett tillräckligt stort heterogent område kunna uppträda, så att en separat analys av detta skulle erfordras. Det skulle vara bra om SKB kunde motivera varför såväl rumslig som tidsmässig heterogenitet i källtermen kan försummas.

5 Grundvattenflöde och radionuklidtransport i fjärrområdet

Den primära faktorn som är styrande för nedbrytningen av tekniska barriärer och slutligen för transport av radionuklider till biosfären är grundvattenflödet. Hastigheten av grundvattenflödet genom varje plats har uppskattats av SKB utgående från den hydrogeologiska strukturmodelleringen och den hydrologiska numeriska modelleringen för SFL 3-5. Emellertid har ingen sådan analys gjorts specifikt för SFL 3-5 och resultatet är snarast att betrakta som en biprodukt av arbete som genomförts för SR 97.

Det finns flera problem med analyserna av grundvattenflöde för SFL 3-5 som kan ifrågasätta i vilken mån säkerhetsanalysen för SFL 3-5 är konservativ. Detta är viktigt, eftersom SKB-rapporterna har visat att grundvattenflödet är en av nyckelfaktorerna som påverkar dosen. Specifikt är det granskningsgruppens åsikt att analysen inte har beaktat tillräckligt stora grundvattenflöden på varje plats och inte heller har beaktat den betydande graden av osäkerhet som är möjlig i denna faktor. Denna tveksamhet utvecklas för de enskilda platserna i avsnitt 5.1 nedan.

Så som konstaterats i avsnitt 3 har slutförvaret SFL 3-5, för varje plats, "placerats" utanför de mest detaljerade undersökta områdena, där praktiskt taget ingen lokal platsinformation funnits tillgänglig. Granskningsgruppen anser att en mer realistisk analys skulle ha kunnat uppnås genom att placera slutförvaret på samma plats som SFL 2 i SR 97-analysen. Eftersom ingen interaktion mellan slutförvaren beaktas i någon av analyserna skulle oberoende placering av båda slutförvaren på exakt samma plats ha varit rimlig för SKBs analys.

Analysen har tillämpat ett ojämnt och icke övertygande bruk av data och hydrogeologiska modeller då alla tre platserna beaktats tillsammans och har därför inte kunnat visa i vilken grad skillnaderna i platskaraktäristiken ger upphov till skillnader i slutförvarens säkerhet. Två olika numeriska program för grundvattenflödet har använts för de tre platserna. Även då samma program har tillämpats (Beberg och Ceberg) användes detta program på i grunden olika sätt, framför allt sett till diskritisering och parameterisering. Därför är inga resultat för grundvattenflöden direkt jämförbara mellan platserna. Det är fullt möjligt att om till exempel Aberg's program skulle användas för att modellera Ceberg och Beberg skulle resultaten ha blivit annorlunda, och vice versa.

Ytterligare en brist i funktionsanalysen är att endast ett regionalt flödesvärde har valts för varje plats, med den godtyckliga placeringen av SFL 3-5, för ändamålet närområdesberäkningar. Detta angreppssätt tar inte hänsyn till de mest slående egenskaperna för grundvattenflöde i sprickigt berg: dess variabilitet. Även om flödesvärdena, sammantagna, som valts för de tre platserna sträcker sig över tre storleksordningar innebär detta inte med nödvändighet, som SKB antyder, att flödeshastigheten kan betraktas som tillräckligt varierad för varje plats eller för funktionsanalysen som helhet. SKB måste först visa att det inte skulle ge upphov till någon som helst skillnad i dosen om alla tre flödeshastigheterna tillämpades på varje plats, på grund av de faktiska skillnaderna i struktur, geometri, kemi och andra platsspecifika faktorer. Granskningsgruppen fruktar att så inte skulle vara fallet.

5.1 Grundvattenströmning vid de tre platserna

Aberg är den plats som har studerats senast och som har studerats mest intensivt. Därför har den lokala hydrogeologiska karaktäriseringen högst upplösning bland de tre platserna. Trots detta arbete finns det fortfarande betydande osäkerheter och okända faktorer inneboende i den hydrogeologiska strukturmodellen av platsen. För denna analys har

slutförvaret SFL 3-5 placerats utanför det huvudsakliga undersökningsområdet, och kunskapen om de hydrogeologiska strukturerna där är ännu mer begränsad i jämförelse med det undersökta området. Av någon anledning, möjligen oavsiktligt, har SFL 3-5 för fallet A-berg placerats i en större regional sprickzon, vilket kan ge upphov till tursam konservatism med avseende på den fastställda flödeshastigheten, även om denna effekt inte har kvantifierats.

Det numeriska program som används för analysen var PHOENICS, vilket löser generella former av Navier Stokes-ekvationer för flöden. Programmet har anpassats för att användas för slumpmässigt realiserade porösa medier med sprickzoner och för grundvatten med variabel densitet. Modellen utgår från ett poröst medium med slumpmässigt fördelade flödesparametrar i rumden för bergsmatrisen, men utan rumslig korrelation. Avsaknaden av rumslig korrelation är diskutabel, eftersom det resulterar i låg rumslig konnektivitet för de modellerade transmissiva delarna av berget, vilket kan underskatta den totala perkolationen. Med undantag för ett fåtal lokala strukturer som skär igenom berglaboratoriet vid Äspö har endast regionala sprickzoner tagits med i modellerna som används för att fastställa flödet nära SFL 3-5. Dessa har inkluderats implicit, med en metod som modifierar det slumpmässiga permeabilitetsfältet i zonernas närhet. Detta angreppssätt för att representera transmissiva zoner kan minska deras konnektivitet och på så sätt resultera i ett för begränsat genomflöde. Därmed minskas de beräknade flödena.

Med undantag för att slutförvaret har placerats i en sprickzon tenderar ett antal andra faktorer i analysen av Aberg att underskatta grundvattenflödet. Analysen har inte tagit hänsyn till hela det möjliga området för grundvattenflödeshastigheter som kan erfordras i funktionsanalysen för denna plats, eftersom endast en konceptuell modell för platsen har använts för att representera flödet nära SFL 3-5.

Beberg undersöktes under perioden från mitten till slutet av 1980-talet och den största uppmärksamheten riktades mot att förstå den hydrogeologi som hörde ihop med flödet igenom och kring, en enda, höggradigt konduktiv sprickzon (zon 2) med begränsad lateral utsträckning. I närheten av zon 2, och längs hela djupet för zon 2, gav platskaraktäriseringen relativt hög upplösning för de hydrogeologiska formationerna. Utanför detta omedelbara område var upplösningen mycket lägre. Slutförvaret SFL 3-5 placerades utanför det huvudsakliga undersökningsområdet, vilket resulterade i en uppenbar minskning av antalet kända hydrogeologiska formationer i slutförvarets närhet. Detta kan minska det modellerade genomflödet nära slutförvaret.

Det finita elementprogrammet NAMMU användes för den hydrogeologiska analysen. Detta program löser väl accepterade grundvattenflödes- och transportekvationer för fluider med variabel densitet i porösa medier. Sprickzoner modellerades med en implicit metod (som skiljer sig från metoden i Aberg) vilken modifierar permeabiliteter för finita element i modellmatrisen. Återigen, detta kan minska den rumsliga variabiliteten och sprida de konduktiva flödesvägarna, vilket i sin tur minskar fluidhastigheterna i delar av det modellerade området. Diskritiseringen följer emellertid sprickzonerna, vilket gör den numeriska representationen av sprickzonerna mer noggrann med detta angreppssätt än den som används för Ceberg (som diskuteras nedan).

Inverkan av zon 2 dominerar helt enligt alla modellresultat, vilket uppenbarligen indikerar vikten av denna enda struktur som en kontroll för grundvattenflöde och rörelse av saltvatten. Även om en ytlig undersökning kan komma till slutsatsen att detta är den enda strukturen i sitt slag i hela Beberg-området, är granskarna av åsikten att detta är osannolikt. Istället visar modelleringen hur en noggrann fältkaraktärisering i närheten av zon 2 har

påvisat en för begränsad karakterisering i resten av området. Andra konduktiva sprickzoner och segment är tänkbara. I funktionsanalysen för Beberg borde SKB beaktat den potentiella inverkan på funktionen om liknande konduktiva strukturer på olika djup och vid olika platser skulle finnas inom området.

Bristen på konduktiva strukturer nära SFL 3-5 i modellen och den relativt grova diskretiseringen av egenskaper kan leda till de låga grundvattenflöden som förutsagts för funktionsanalysen. SKB har inte beaktat inverkan av andra eventuellt upptäckta strukturer och konnektiviteter på flödet genom slutförvaret.

Ceberg är den av de tre platserna som undersöktes först. Den är ovanlig bland de platser som SKB har studerat i den meningen att det är svårt att skilja mellan transmissiviteterna för urberget och för sprickzonerna på platsen. Sprickzonerna förefaller inte vara mycket mer genomsläppliga än urberget, eftersom sprickzonerna och urbergets konduktivitet uppvisar lika stor variation. Emellertid baseras denna bedömning på ett tidigt fältkarakteriseringsprogram. Undersökningarna genomfördes där för närmare 20 år sedan. Även om det finns en del geologiska motiveringar för uniform transmissivitet i Ceberg är det möjligt att en förnyad undersökning av platsen med ett större antal borrhål och moderna undersökningsmetoder skulle avslöja sprickzoner som är betydligt mer konduktiva än det omgivande berget. De gamla data som föreligger kan helt enkelt visa att platsen inte karakteriserades i tillräckligt hög grad för att avslöja strukturer. SKB beaktar inte denna möjlighet vid nytolkningarna av gamla platsdata för analyserna SR 97 och SFL 3-5.

SFL 3-5 ligger vid ytterkanten av ett område där få lokala sprickzoner hittades. Andra områden som beaktades i analysen är endast regionala. Mellan SFL 3-5 och de primära potentiella utsläppspunkterna för flöden som passerar slutförvaret finns endast intakt urberg. Denna hydrogeologiska beskrivning av platsen skulle tendera att underskatta flödet nära slutförvaret, i jämförelse med en alternativ beskrivning som innefattar flera lokala sprickzoner.

För den hydrogeologiska analysen användes även här programmet NAMMU med finita element. I detta fall kan den implicita metod som används för att representera sprickzoner ha haft en stark inverkan på minskande rumslig variabilitet på grund av att matrisen inte är linjerad med strukturerna. Detta kan ytterligare minska flödet i delar av det modellerade området.

5.2 Radionuklidtransport

För att beräkna radionuklidtransporten i fjärrområdet från SFL 3-5 har SKB använt programmet FAR31, vilket behandlar transport och kedjesönderfall av radionuklider längs en endimensionell flödesväg med advektion, dispersion, matrisdiffusion och linjär sorption. Användning av sådana endimensionella transportprogram för att sätta gränser för transport av radionuklider i fjärrområdet har kommit att bli så gott som internationell standard vid analyser av slutförvar för radioaktivt avfall.

Lämpligt motiverad tillämpning av ett sådant program begränsar urvalet av möjliga transportuppträdanden, med tanke på den kända rumsliga och tidsmässiga variabiliteten för faktorer och parametrar vid en plats, liksom även osäkerheter i förståelsen av platsen. Nyckeln till sund tillämpning ligger i valet av parametervärdena för programmet, såväl sett till val av intervall för individuella parametrar som för val av ett antal diagnostiska

kombinationer av värden för olika parametrar. Värdeområden måste väljas som innefattar möjliga min-, max- och "normal"-värden för varje parameter vid en viss plats. Diagnostiska kombinationer av parametervärden är sådana som orsakar extrema transportuppträdanden, liksom de som med störst sannolikhet kommer att uppträda tillsammans, på grund av fysikaliska eller kemiska förhållanden vid platsen.

För SFL 3-5 har SKB valt endast *en enda* uppsättning parametervärden för varje plats. Därför kunde inte ett möjligt intervall för transportuppträdanden fastställas och vare sig osäkerheter eller variabilitet utvärderades. Parametervärdena lånades från den parallella studien SR 97, med ett minimum av tilläggsarbete avsatt för SFL 3-5. Uppenbart gör detta det omöjligt att bevisa robustheten för SFL 3-5-konstruktionen med avseende på det område för parametervärden som kan tänkas gälla för den faktiska platsen. Denna brist betraktar vi som ett allvarligt tillkortakommande hos analysen som helhet.

5.2.1 Transportparametrar för fjärrområdet

Parametervärdena längd av spridningsväg, transporttid, strömningshastighet för grundvatten, utsläppspunkter samt flödesvätt yta hämtades från den numeriska grundvattenmodelleringen av fjärrområdet. Längd av spridningsväg och utsläppspunkter, vilka fastställts genom spårning av partikelbanor från modellerna för varje plats, kan ifrågasättas eftersom en grov numerisk diskritisering har använts. Dessutom kan den bristande upplösningen i den underliggande strukturella geologiska modellen nära SFL 3-5 för varje plats, ha haft stor inverkan på resultaten. Resultatets känslighet för variation i matris- och strukturmodellen provades inte i denna studie, varför användbarheten för dessa resultat är oklar. På motsvarande sätt gäller att känsligheten för slutförvarsdjup bör undersökas: SFL 3-5 är grundare än SFL 2 utan att någon förklaring till detta ges, trots att långa flödesvägar till biosfären har befunnits kunna öka säkerheten. Transporttiden beror delvis på den faktiska porositeten, en parameter som inte heller varierades i analyserna. För fjärrområdesmodellering är spridningsväglängdens och utsläppspunkternas känslighet för varierande randvillkor inte heller provad. De förhållanden som tillämpades på gränssytorna vid sidorna, samt de övre och undre gränssytorna i modellen, liksom placeringen av de övre och nedre gränssytorna, kan kraftigt påverka utsläppspunkterna och längden av spridningsvägen. Ingen känslighetsanalys har genomförts för dessa faktorer.

Så som nämnts i avsnitt 3 är en särskilt orealistisk aspekt på funktionsanalysen användningen av dagens klimatmässiga förhållanden för att uppskatta flödesrelaterade parametrar över de närmaste 100 000 åren och längre framåt. SKB accepterar att periglaciala och glaciala förhållanden kommer att uppträda vid något tillfälle under den period som är aktuell för säkerheten för slutförvaret SFL 3-5, men inverkan av dessa kallare klimat på förvarets funktion nämns inte i analysen. Permafrost, kall- och varmbaserade glaciärer, även på visst avstånd från varje plats, skulle orsaka betydande förändringar i de hydrogeologiska randvillkoren och i vattenkemin, med kraftig inverkan på utsläppspunkterna, strömningshastigheten och längden för spridningsvägen. Å andra sidan beaktar SKB positiva effekter av glaciation som att glaciärerna "skrapar bort biosfär där radionuklider och kemisktoxiska ämnen har ackumulerats". Detta är en obalanserad hantering effekter av en viss typ av yttre påverkan på systemet. Inverkan av klimatet måste beaktas genomgående i såväl positiv som negativ mening för slutförvarets säkerhet och måste beaktas tillsammans med andra parametervariationer.

En av nyckelaspekterna som påverkar radionuklidtransporten i fjärrområdet är F-talet, som påverkar retardationen vilket tillåter radionuklider att sönderfalla i varierande grad innan de når markytan. F-talet beror på spridningsvägens längd (erhållen från den numeriska

flödesmodellen för fjärrområdet av varje plats) och den flödesväta ytan. Återigen, endast ett enda värde för F-talet har valts för varje plats, och det valda värdet är inte med nödvändighet representativt för de lägsta möjliga värdena, med tanke på osäkerheterna i bergmatrisens struktur. Den flödesväta ytan är direkt beroende av flödesvägarnas geometrier inom det sprickiga berget och dessa är inte kända för någon av platserna. Val av högre värde för F-talet i en funktionsanalys minskar maximal- och totaldoserna.

Värden för F-talet till SFL 3-5 analysen hämtades från SR 97. Värdet för Aberg, $2,4 \times 10^{11}$ s/m är två storleksordningar högre än det minimala rimliga värdet för platsen som fastställts av Dverstorp m.fl. (SKI Rapport 96:14, 1996). Med tanke på bristen på fältdata som direkt mäter F-talet fastställes ett område för F-talet av SKI rapportens författare, baserat på ett enkelt geometriskt resonemang. Den lägre delen av området har ett värde på 10^9 s/m, vilket kan inträffa i händelse av en viss grad av flödeskanalisering i sprickor eller i höggradigt konduktiva sprickzoner. Båda dessa typer av strukturer förekommer med stor sannolikhet vid Aberg. Rapporten refererar inte till detta tidigare publicerade arbete och inte heller görs några försök att använda sådana geometriska resonemang. Liknande argumentation baserad på en analys för flödeskanalgeometrin är möjlig även för Beberg och Ceberg, men beaktades inte av SKB. De värden för F-talet som använts av SKB för dessa platser kan vara relativt höga och därmed optimistiska för funktionsanalysen.

Penetrationsdjupet för matrisdiffusionen, en annan nyckelparameter inom analysen av fjärrområdestransporten, påverkar i första hand retardationen av icke sorberande nuklider. SKB har valt det maximalt möjligt teoretiska värdet för denna parameter på varje plats, halva avståndet mellan sprickorna, mellan 2 till 20 m. Forskning i andra länder visar att matrisdiffusionen begränsas till ett smalt band av urberg (storleksordningen några centimeter tjockt) som finns i anslutning till långsträckta sprickor. Vissa andra funktionsstudier av sprickigt berg använder följaktligen mer begränsade penetrationsdjup för matrisdiffusion. Lägre värden tenderar att öka utsläppen från fjärrområdet och orsaka att de inträder tidigare. SKBs val av värden för denna parameter i funktionsanalysen är därför inte konservativ, även om detta endast påverkar ett fåtal av de radionuklider som är av vikt för dosen.

Den linjära sorptionkoefficienten, K_d , har olika värden för varje radionuklid och antar olika värden beroende på såväl vattenkemin som bergets sammansättning (dvs. vilka mineraler som föreligger kring sprickorna). SKB har endast beaktat en mindre variation av denna parameter, utgående från om vattentyperna är av sötvattentyp eller saltvattentyp. Slutförvaren SFL 3-5 och utsläppsvägarna vid varje plats, kan emellertid komma att utsättas för såväl sötvatten (regn eller glacialt smältvatten), havsvatten eller koncentrerad saltlösning. Transport och omfördelning av grundvatten av olika typer i samband med klimatförändringar har inte beaktats av SKB, och variationen hos K_d är därför inte komplett. Vidare beror K_d på bergstypen och det omgivande berget i långsträckta sprickor. I funktionsanalysen har variation av dessa faktorer inte beaktats vid val av K_d -värden. Det framstår inte klart vilken inverkan sådana variationer skulle ha haft på utsläppen.

Effektiv diffusivitet är en viktig faktor som styr retardationen av radionuklider i fjärrområdet. Värdena för varje enskild radionuklid har inte relaterats till de tre tänkbara platserna för SFL 3-5. Diffusivitetsvärdena baseras på resultat från ett begränsat antal laboratorieexperiment där diffusion studeras i små bergssegment. En tolkning av primärt erhållna data från dessa experiment gör det möjligt att erhålla diffusivitetsdata för andra radionuklider än de som används vid försöken. Det råder en viss osäkerhet angående tillämpbarheten av diffusivitetsvärden som fastställts i laboratorium. Exempel på osäkerheter är representationen av den heterogena porfördelning i berget när endast ett

fåtal små bergssegment används för experimenten. En annan osäkerhet rör effekter av att bergsprovet avlastas innan provningen i laboratoriet. Båda dessa effekter tenderar att ge ett överskattat värde för diffusiviteten, vilket är icke-konservativt för funktionsanalysen. Framtida mätningar *in-situ* skulle kunna verifiera erhållna värden, men i avsaknad av sådana mätningar måste de värden som för närvarande används hanteras med försiktighet. För att ta hänsyn till denna osäkerhet skulle SKB i SFL 3-5-funktionsanalysen ha analyserat ett intervall med diffusivitetsvärden för varje radionuklid.

Sammantaget indikerar bristen på beaktande av osäkerheter och variabiliteter i transportparametrarna för fjärrområdet att säkerhetsanalysen inte är komplett. Det finns flera indikationer på att de utsläpp som beräknas för varje SFL 3-5-plats skulle kunna vara icke-konservativ. Redan resultaten av den enskilda parameteruppsättningen för varje plats kommer nära jämförelsenivåerna som används för individdoser. Eftersom känslighetsanalysen för hela systems egenskaper inte har presenterats är det svårt att säga hur en mer konservativ tillämpning av analysen för fjärrområdet skulle påverka totalresultaten. Icke desto mindre, enligt diskussionen ovan finns det orsak att misstänka att de slutsatser som dragits med avseende på lämpligheten för konstruktionskonceptet inte är tillräckligt robusta. Vi återkommer till denna fråga i avsnitt 7.

6 Biosfären och exponerade grupper

Biosfären har modellerats i syfte att ta fram en uppsättning ”ekosystemspecifika dosomvandlingsfaktorer” (EDF), för att omvandla radionuklidkoncentrationer som tränger in i biosfären från geosfären till en faktisk individdos för en medlem av en ”kritisk grupp”. Individuella EDF har genererats för hela den uppsättning radionuklider som beaktas i SFL 3-5-analysen för ett antal olika antagna biosfärer.

6.1 Val av biosfärer

Följande biosfärer har valts av SKB:

- **Sjö** (utsläpp av radionuklider från geosfären direkt till sjövattnet, dvs. genom sjöbottensediment), där sjövattnet används som dricksvatten, för bevattning av grödor och till boskap.
- **Rinnande vatten** (radionukliderna antas vara homogent fördelade i vattnet utan att sedimentera) med exponering via dricksvatten, fisk och skaldjur, samt via mjölk och kött från boskap som har druckit vatten eller ätit vattenväxter, eller som har betat på mark bevattnad med det förorenade rinnande vattnet.
- **Skärgård** eller ”**kustområde**” (utsläpp av radionuklider till vatten nära Östersjön men inte direkt ut i Östersjön) med konsumtion av skärgårdsvatten via ätliga växter och djur (t.ex. fisk och skaldjur).
- **Jordbruksmark** (uppträngning av radionuklider till jordbruksmark där jorden används för odling) med exponeringsvägar som innefattar konsumtion av säd, gröna växter och rotfrukter samt mjölk och kött från djur som äter mat producerad på kontaminerad mark, samt även inandning av damm och extern exponering från kontaminerad mark.
- **Torv** (uppträngning av radionuklider i torvmossor som senare använts för jordbruk eller för uppvärmning), med exponeringsvägar som liknar dem för jordbruk, samt inandning av gaser från brinnande torv.
- **Brunnar/bevattning** (upptagning av grundvatten direkt från marken via en brunn för användning inom trädgårdsbevattning, vatten till boskap samt dricksvatten).

Även om alla de tre studerade platserna domineras av skogsartade ekosystem ersattes skogsmark av torvmossor eftersom ingen biosfärmodell för skogsekosystem ännu har utvecklats.

Ovannämnda konceptuella modeller involverar ett stort antal antaganden kring biotopens utveckling. Med vidare forskning (som granskningsgruppen har förstått att SKB för närvarande genomför) kan det hända att dagens antaganden kring biosfärsmässiga egenskaper (som sorption på sediment samt den hastighet och det sätt med vilket sjöar förvandlas till våtmarker, mossor och därefter jordbruksmark) kommer att påverkas av en del grundläggande förbättringar i den konceptuella modellen. Det beror på att den relaterar till transport eller uppbyggnad av radionuklider i olika delar av biosfären. SKB uppmanas fortsätta dessa studier. Emellertid konstaterar vi även att det inte är nödvändigt att göra modellen mera komplex för att nå målet för dessa studier. SKB har konstaterat att en av slutsatserna från tidigare interna jämförelser med modellen, där SKB har deltagit, var att mer komplexa modeller inte nödvändigtvis är ”bättre” än mindre komplexa modeller (TR 99-40, avsnitt 6.2).

De landbaserade biosfärerna delades in i fyrkanter med storleken 250 m x 250 m med homogena biosfäregenskaper inom varje fyrkant. För de flesta scenarier antas att de radionuklider som tränger in i varje sådan fyrkant är jämnt fördelade. Radionuklidflödet och de antagna biosfärprocesserna antas vara konstanta över en period på 10 000 år för att erhålla ett stabilt flöde av radionuklider genom biosfärsystemet.

6.2 Angreppssätt på biosfärmodellutveckling och EDF-beräkningar

Vid bedömningen av lämpligheten av den metod för biosfärmodellering som SKB använder är det synnerligen viktigt att komma ihåg att detaljerna för framtida biosfärsystem, så som de påverkar och påverkas av människor, är i hög grad spekulativa. Även om det kan vara möjligt att ha en rimlig grad av förtroende för vår förståelse av framtida *naturliga* biosfärsystem (dvs. system som inte påverkas av människor) är framtida mänskligt uppträdande i stort sett okänt. Därför är en detaljerad modellering av biosfärsystem relaterade till specifika mänskliga exponeringsvägar troligen inte ändamålsenliga.⁶ På grund av den okända naturen för framtida mänskligt uppträdande rekommenderar många reglerande myndigheter och andra internationella rådgivande grupper att biosfäranalyser ska utgå från framtida mänskligt uppträdande och framtida biosfärer där människor ska leva, liknande de förhållanden som råder idag (eller, i vissa fall, som rått i det förflutna). Se till exempel IAEA BIOMASS Theme 1, Working Document 3, 1999, för en närmare diskussion av denna fråga och granskning av gällande riktlinjer och föreskrifter.

6.2.1 Serie av biosfärsystem

I fall då specifika biosfärsystem sannolikt kommer att förändras över tiden eller är okända är det till nytta att tillämpa ett antal olika biosfärer för att få någon sorts överblick över mängden möjliga biosfäreffekter, exempelvis för platsval. Det verkar som om en rimligt bred uppsättning av möjliga dosomvandlingsfaktorer har fångats in av de nuvarande SFL 3-5-analyserna, med följande undantag: SKB bör ge ytterligare bevis för (efterhand som sådan bevisning blir tillgänglig) att skogsbiotopresultaten också skulle falla inom området för nuvarande resultat. Konservativa bedömningar i "kustområdesbiosfären" skulle, om den togs bort, ge ännu lägre EDF-värden. Övriga konservativa bedömningar skulle, om de togs bort, tendera att sänka samtliga EDF-värden (den exakta graden av sänkningar är okänd). Detta diskuteras i närmare detalj längre fram.

Landhöjning efter istider skulle ha en dramatisk effekt på giltigheten för antaganden av konstanta biosfärer i kustområden som Aberg, men landhöjningen skulle även påverka Beberg och Ceberg. SKB konstaterar att kontinuerlig landhöjning kommer att orsaka en övergång av utsläpp från marina områden till inlandsområden. Dessutom konstaterar SKB att det föreligger osäkerhet kring de exakta utsläppspunkterna i vart och ett av de befintliga områdena. Slutligen måste man minnas att ingen av de tre platserna är den faktiska slutförvarplatsen. Generellt sett har SKB hanterat dessa frågor genom att anta att vid någon punkt i historien av radionuklidutsläpp från varje plats kommer radionuklidutsläpp att ske in i var och en av de landbaserade biosfärerna (Aberg har även en skärgårdsbiosfär). Detta förefaller vara ett rimligt angreppssätt med tanke på dagens kunskapsnivå och faktum att den slutliga slutförvarplatsen ännu inte har valts.

⁶ Detta har även sin betydelse för vilken detaljeringsgrad som är lämplig vid modellering av geosfärsystem och tillverkade system.

Granskarna instämmer med SKB att biosfäran taganden är en viktig komponent i den totala modellen för slutförvarssystemet. Det beror på att omvandlingsfaktorerna för individdos för många av de viktigaste radionukliderna skiljer sig med flera storleksordningar för olika val av biosfäran taganden och postulerade spridningsvägar. Detta får till följd att de dominerande radionukliderna kan skilja sig från en biosfär till en annan. Därför bör SKB noggrant motivera de biosfäran taganden man gjort – framför allt användningen av exponeringsvägen. Inverkan av biosfäran taganden på platsval och konstruktion av tekniska barriärer ska beaktas explicit så att SKB förstår varför vissa antaganden har stor inverkan. Även om granskarna konstaterar att den nuvarande biosfäran analysen innefattar många av de komponenter som behövs för att göra en sådan bedömning⁷, har SKB inte gått det sista steget i att utvärdera sina egna analyser i denna mening. Exempelvis är både den relativa storleksordningen för totaldosen och de dominerande radionuklider som bidrar till denna dos för platsen Aberg olik motsvarande data för Beberg eller Ceberg inom ”normalscenariot”. Detta beror delvis på utsläppspunkterna (marina istället för landbaserade som i Beberg och Ceberg) och delvis på den korta transporttiden. Det skulle vara till stor nytta för platsvalet att förstå om dosresultaten påverkas mest av geofärddata (korta transporttider) eller biosfärddata (landbaserad mot vattenbaserad – relativ utspädning och ackumulering av radionuklid i olika delar av biosfären).

SKB antyder att torvmark har använts för fall där det finns skog, på grund av brist på data för modellering av skogsmark. Detta torde vara ett mycket konservativt antagande eftersom biosfären på många platser främst utgörs av skog. SKB har antytt för granskningsgruppen i ett skriftligt svar på frågor, att pågående arbete, som i programmet IAEA BIOMASS, antyder att EDF från ett skogsekosystem torde vara betydligt lägre för de flesta viktigare radionuklider än från ekosystem i form av torvmossor. Emellertid kommer skogsekosystem sannolikt att ha EDF-värden som är större än för skärgårdsekosystem. Om så är fallet skulle inkludering av skogsekosystem inte bredda området av möjliga framtida EDF, åtminstone inte för platsen Aberg, även om det rimliga området för möjliga EDF skulle kunna utvidgas nedåt för platser liknande Beberg och Ceberg. Utvecklingen av en skogsekosystemmodell skulle lägga ytterligare perspektiv till övriga ekosystemmodeller i den meningen att skogsekosystem, åtminstone för platser i inlandet, skulle vara det mest sannolika ekosystemet till vilket radionuklider skulle släppas ut om utsläppet skulle ske idag. Därför skulle det vara värdefullt att lägga till en skogsekosystemmodell för diskussion med allmänheten, om än möjligen mindre värdefull i den faktiska tillståndsgivningsprocessen. Där skulle de reglerande myndigheterna kunna kräva att dosgränserna uppfylls för samtliga biotoper som bedöms tänkbara på platsen – oberoende av hur sällsynt den enskilda biotopen kan vara.

6.2.2 Hantering av kritiska grupper och ickemänskliga biota

SKB antar att i stort sett 100 % av födobebehovet för den kritiska gruppen kommer att bestå av kontaminerade födoämnen. Detta är potentiellt ett mycket konservativt antagande som vissa grupper avråder från (exempelvis IAEAs BIOMASS Theme 1, Working Document 3, 1999). SKB måste beakta implikationerna av SSI-föreskriften som med detta synsätt tillåter en faktor 100 i dosområdet för individuella medlemmar av den kritiska gruppen. Det vill säga, det behöver inte vara nödvändigt att anta att *samtliga* medlemmar i den kritiska gruppen får 100 % av sin föda från kontaminerade källor. Kanske endast det övre området av den kritiska gruppens medlemmar skulle ha denna karaktäristik. Granskningsgruppen är inte tillräckligt väl insatt i detaljerna i den nya SSI-föreskriften för

⁷ Exempelvis är tabellerna i kapitel 4 till rapporten TR 99-14 av särskilt stor nytta för att ge insikt i de viktigaste radionukliderna och spridningsvägarna till biosfären.

att veta om SSI/SKI skulle tillåta en rimligare uppsättning antaganden om mängden lokalt tillverkade livsmedel som konsumeras av den kritiska gruppen.

SKB är medveten om att deras EDF-uppskattningar faktiskt gäller den ”mest exponerade individen” snarare än att utgöra medelvärde för den kritiska gruppen, så som diskuteras mycket kortfattat i TR 99-14, avsnitt 3.1.2. I detta avsnitt förefaller SKB antyda att dosen till den ”mest exponerade individen” kan antas vara tio gånger medelvärdet för dosen till den kritiska gruppen. Därför verkar SKB anta att dosgränsen för den ”mest exponerade individen” kan sättas tio gånger högre än föreskriftsgränsen för medelvärdet för den kritiska gruppen. SKB bör verifiera att SSI/SKI tolkar dosgränsen för den ”mest exponerade individen” på samma sätt.

Ingen av de analyser som presenterats i rapporten SFL 3-5 (TR 99-28) ger några uppskattningar av påverkan på icke mänskliga biota. Icke desto mindre konstaterar SKB att SSI-föreskriften kräver att analysen skall inkludera detta (TR 99-40, sid 12). Det är känt att kunskapen om radiologisk påverkan på icke mänskliga biota är mindre väl utvecklad än den för radiologisk påverkan på människor. Emellertid skulle det ha varit bra om SKB åtminstone hade gett en sammanfattning av sina framtida planer för att hantera SSI-föreskriftens del avseende påverkan på icke mänskliga biota. Det finns för närvarande en betydande grad av oenighet kring behovet av, användbarheten för och ändamålsenligheten med att behandla icke mänsklig biota när mänsklig inverkan redan har beräknats. Eftersom Sverige är ett av de få länder som har en sådan föreskrift kan SKB behöva inta en ledande roll för utvecklingen av ett sådant angreppssätt.

6.2.3 Prioritering av platser och användning av platsdata

Tabell 5-1 i TR 98-20 ger en relativ prioritering av platserna Aberg, Beberg och Ceberg, uteslutande baserad på biosfäraspekter. Det är alltid farligt att utveckla bedömningar av delsystemprestanda som denna i syfte att välja plats. Snarare borde man använda något bättre mått för platsvalet, som doser beräknade på den *totala* systemfunktionen (inte bara biosfären). Exempelvis antyder dosuppskattningarna som ges i TR 99-28 att Aberg skulle prioriteras högst. Vidare förefaller prioriteringssystemet som används i denna tabell vara dåligt genomtänkt. Vad som verkligen har betydelse skulle kunna vara: geosfär/biosfärgränssnittet, markanvändning (som SKB har beaktat, men som beror på exponeringsvägarna), population (som skulle vara ändamålsenligt att innefatta *om* populationsdoser ingår i platsvalskriterierna) och specifika exponeringsvägar (som SKB har beaktat men som egentligen ingår i frågan om markanvändning). Vi avråder SKB från att använda denna tabell som underlag för beslutsfattande. Beslutsfattandet bör istället baseras på den *totala* systemfunktionen, inte bara på bedömning av biosfären.

SKBs rapport TR 98-20 ger stor datavariation och annan mer generell information om biosfärerna i områdena Aberg, Beberg och Ceberg. Generellt är det svårt att förstå om och hur SKB inkommererat denna information i sitt utvecklingsarbete med biosfärmodeller. Det förefaller som om större delen av informationen som ges i denna rapport inte har utnyttjats specifikt i modellerna. Beslutsprocessen som SKB har använt för att exkludera en viss del av informationen från modellerna har inte dokumenterats till fullo. För att förbättra transparensen och spårbarheten för biosfärmodellerna skulle det vara till nytta att på ett mer korrekt sätt dokumentera hur informationen som ingår i denna rapport har använts.

6.3 Detaljer kring biosfärmodeller och parametrar

6.3.1 Biosfärens diskritisering i rummet

Motiveringen för att diskritisera biosfären i rutor om 250 m x 250 m förefaller inte vara särskilt stark. I diskussioner med SKB konstaterade vi att denna storlek valdes av rent praktiska skäl. Även om den praktiska aspekten naturligtvis inte är oviktig skulle det ha varit bra om SKB hade framlagt några känslighetsstudier som utvärderar känsligheten för beräknade EDF med avseende på rutornas storlek. Av särskild vikt i sammanhanget är relationen mellan storleken hos föroreningsplymen i geosfären och storleken hos biosfärområdet och den mängd mark som behövs för att ge den utbredning av exponeringsvägar som antas i varje biosfärmodell. En mindre ruta kan tillåta ökad rumslig homogenitet i radionuklidutsläppet från geosfären till biosfären (och därmed ge möjlighet att maximera – om så önskas), men rutan kan bli för liten för att på ett praktiskt genomförbart sätt ge stöd för den variation av det livsmedel som modellen förutsätter produktion av inom området.⁸ Omvänt gäller att en större rutstorlek skulle ge bättre stöd för serien exponeringsvägar som antas i varje modell, men skulle ha en större rumslig spridning av radionuklidutsläpp, så att ökad grad av medelvärdesbildning skulle krävas. Rumslig medelvärdesbildning har tillämpats av SKB, vilket kan vara korrekt eller ej. SKB bör explicit beakta om någon grad av rumslig medelvärdesbildning i detta senare fall är acceptabel. Det skulle sannolikt vara acceptabelt om den större mängden mark skulle vara nödvändig för att stödja hela serien exponeringsvägar. Medelvärdesbildning skulle även kunna vara acceptabel med tanke på den senaste SSI-föreskriften som tillåter en spridning med en faktor 100 i doser till individuella medlemmar av den kritiska gruppen. Dvs., det kan vara orimligt konservativt att anta att en mycket liten andel mark, i vilken det största radionuklidflödet tränger in, är tillräckligt stor för att stödja den diversitet för exponeringsvägar som antas i modellerna. Eftersom SKB inte explicit har beaktat dessa frågor med avseende på valet av rutor på 250 m x 250 m är det inte möjligt att bedöma den potentiella nivån av konservatism med det valda angreppssättet.

Faktum är att det inte framgår med fullständig tydlighet hur rutstorleken 250 m x 250 m påverkar biosfärmodellerna eller hur detta antagande har utnyttjats av SKB för att utvärdera biosfärinverkan från slutförvaret. Det kan vara bättre för SKB att helt enkelt ange att rutstorleken måste vara tillräckligt stor för att stödja den varians i mänsklig verksamhet och de exponeringsvägar som antas för den specifika biotopen. SKB antar även att hela rutan på 250 m x 250 m utgörs av det ”dominerande ekosystemet”. Fallet kan vara att något av de mindre ekosystemen har flera storleksordningar större EDF-värden än det dominerande ekosystemet. SKB behöver ge en bättre motivering för sin exklusiva användning av ”det dominerande ekosystemet”.

⁸ Vissa enskilda åkrar i Sverige kan vara mycket mindre än 250 m x 250 m. I realiteten är så små åkrar nästan alltid avsedda för en enda jordbruksverksamhet (exempelvis betesmark för boskap) snarare än för en större uppsättning verksamheter, så som antas i SKB-modellen. Även om denna observation inte nödvändigtvis är att betrakta som kritik av SKBs angreppssätt på biosfärmodellering skulle det vara bra för SKB att på ett djupare sätt förklarade för läsaren att rutstorleken 250 m x 250 m är slumpmässigt vald och – om så visar sig vara fallet efter ytterligare analys – inte påverkar de beräknade EDF-värdena.

6.3.2 Brunnar

SKB refererar till brunnskapaciteten för befintliga brunnar på några av platserna, för att utveckla antaganden om brunnskapaciteten på 300, 1000 och 500 liter/tim för Aberg, Beberg respektive Ceberg. SKB visar sedan att EDF-värdena för ”brunnsbiosfären” är ungefär omvänt proportionella mot brunnskapaciteten. Detta är i enlighet med ekvationen för radionuklidtransport som finns i avsnitt 3.2.1 av TR 99-14. Det finns anledning att anta att termen ”VW” i detta avsnitt är proportionell mot brunnskapacitetsvärdena ovan gånger en viss årlig bevattningstid i timmar. Denna ekvation måste baseras på en konceptuell modell för radionuklidtransport som antar att hela den årliga mängden radionuklider som släpps ut från slutförvaret till den aktuella vattenkroppen är jämnt fördelad i en volym, VW, av vatten. Därför skulle ”brunnskapaciteten” relateras till det uppskattade vattenflödet (grundvatten eller ytvatten) som bär radionuklidplymen, snarare än någon faktisk uttagshastighet för en viss brunn. Om ovannämnda brunnsuttagsvärden skulle relateras till områdesstorleken för den totala föroreningsplymen skulle det totala plymflödet i grundvattnet ligga mellan $(300 \text{ liter/h} \times 8766 \text{ h/a} \times 1 \text{ m}^3/1000 \text{ liter}) = 2600 \text{ m}^3/\text{år}$ och $(1000 \times 8766 \times 1/1000) = 8800 \text{ m}^3/\text{år}$. Det är oklart om detta är den betydelse som SKB lägger i ordet ”brunnskapacitet” eftersom detta inte är den normala betydelsen. För att värdena för ”brunnskapacitet” och plymflöde ska vara identiska måste SKB anta att brunnarna tar upp hela föroreningsplymen – varken mer eller mindre. Detta är osannolikt. Om flödesspridningen är mycket större än mängden vatten som tas från brunnen kommer inte alla radionuklider att extraheras via brunnen, varför EDF-värdena skulle vara överskattade genom uppskattningen av att samtliga föroreningar går till brunnen. Det omvända kan vara fallet, eller också inte vara fallet, om flödet för plymen skulle vara mindre än uttagshastigheten för brunnen. Följaktligen kan det vara fullt rimligt att anta utspädning under vattenuttag.

6.3.3 Förtäring av jord

Värdet för jordförbrukning (10 g/år) förefaller lågt med tanke på SKBs antagande att inga radionuklider har avlägsnats under rengöring av livsmedel.

6.3.4 Jordbruksmark

För jordbruksbiosfären antas att radionuklider tränger in i jordbruksmarken genom att röra sig uppåt från en källa (i geosfären) som ligger 20 meter under markytan. SKB specificerar inte den mekanism med vilken radionukliderna transporteras dessa sista 20 meter från geosfären in i biosfären. Istället antar man konservativt att transporten sker instantant. Den relativa konservatismen är okänd men beror på de mekanismer som bidrar till eller bromsar radionuklidtransporten genom denna zon. Retardation är sannolikt betydande för sorberande radionuklider. Den exakta betydelsen beror på sorptionskoefficientens storlek för det fasta materialet i de översta 20 metrarna jord. För radionuklider med mycket lång halveringstid behöver antagandet om momentan transport inte vara orimligt med tanke på nuvarande SKB-metod: medan tidpunkten för ankomst av radionuklider till biosfären kan vara tidig behöver storleken av flödet inte skilja sig särskilt mycket från om momentan transport hade skett. För mer kortlivade radionuklider kan det vara mycket viktigt att specificera transportmekanismerna genom dessa sista 20 metrars mark. Utgående från dessa överväganden bör SKB utvärdera behovet av att förbättra sin biosfärmodell för att specifikt inkludera detta skikt på 20 meter.

6.3.5 BIOPATH-modellen

BIOPATH-modellen har inte undersökts i detalj av granskningsgruppen. Emellertid kan konstateras att BIOPATH har använts i BIOMOVs II-arbetet som har provat olika program för att lösa i princip samma biosfärproblem. Specifik information kring problemet i de stödjande studierna inom BIOMOVs II liknar dem för brunns- och jordbruksbiosfärerna som SKB har använt i sina analyser SFL 3-5 och SR 97. BIOPATH-modellens resultat för denna övning faller inom området för övriga modeller, även om området i några fall sträcker sig över flera storleksordningar. Så som kommer att diskuteras nedan kan det vara av värde för SKB att överväga en alternativ modell och modelleringsgrupp för att ge ett visst mått av förståelse för robustheten hos den modell på vilken dagens EDF-värden baseras.

6.3.6 Konservatism och osäkerheter i modelleringen

Biosfärmodellen antar en tidsperiod för ackumulation av radionuklider på 10 000 år. Eftersom det är osannolikt att något av de biosfärsystem som SKB beaktar skulle förbli ”stabil” (dvs. vid ett approximativt stabilt tillstånd) under så lång tid är de EDF-värden som SKB beräknar konservativa. Den analys som SKB ger i tabell 4-2 i TR 99-14 ger en utmärkt sammanfattning av graden av konservatism för detta antagande på beräknade EDF-värden.⁹ Denna analys visar att för de viktigaste radionukliderna som bidrar till totaldosuppskattningarna (H-3, C-14, Cl-36, Ni-59, Mo-93, I-129) är tiden att nå 50 % av EDF-värdet för 10 000 år inte längre än 600 år (Ni-59). Följaktligen förefaller det inte som om antagandet om en ackumuleringstid på 10 000 år är extremt konservativt. Snarare förefaller det vara rimligt konservativt. Om, å andra sidan, vissa av de mer sorberande aktiniderna skulle bidra mycket till totaldosen skulle antagandet om 10 000 år vara mycket mera konservativt – kanske allt för mycket.

Avsnitt 5 i TR 99-14 ger en värdefull diskussion om parameterosäkerheter, även om det i stor utsträckning saknas en tydlig diskussion om det beslutsfattande som ligger bakom valet av exakta osäkerhetsområden och fördelningar baserade på de överväganden som presenteras i avsnitt 5. Vidare förefaller osäkerhetsområdena för parametrar som används i osäkerhetsanalyserna allmänt vara tämligen små. Exempelvis beaktades bara en variation på 10 % för värdet på konsumtion. Det faktiska intervallet för konsumtion är mycket större. Mer rimligt skulle vara en faktor 3.¹⁰ Det totala osäkerhetsområdet kring medelvärden för EDF som tillämpats i de övergripande analyserna begränsades vanligen till en storleksordning eller mindre för den viktigaste uppsättningen radionuklider som listats i föregående avsnitt (t. ex. tabell 4-1 och andra i TR 99-14). Detta osäkerhetsområde är mindre än vad som rapporteras av andra (se EPRIs rapport om Yucca Mountain-biosfären: EPRI TR 107190, december 1996, för att ta ett exempel bland många). Emellertid inser granskningsgruppen att SKB har genomfört omfattande forskning om dessa tre biosfärer, så att en jämförelse av det osäkerhetsområde som SKB tillämpar med områden som tillämpas av andra organisationer som forskar i andra biosfärer, kanske inte skulle vara helt rättvisande.

⁹ Det skulle vara till mycket stor hjälp om SKB kunde genomföra liknande studier av den kvantitativa inverkan på övriga antaganden som man gör i biosfärmodellen. Exempelvis skulle mycket mera kunna göras för att ge någon form av perspektiv på graden av konservatism för antaganden kring den kritiska gruppen, så som diskuteras på annan plats i denna granskning.

¹⁰ Det behöver emellertid inte ens vara nödvändigt att undersöka osäkerheter i människans konsumtionshastigheter av födoämnen/vatten om man, som SKB antyder, endast försöker modellera uppträdandet hos den ”mest exponerade individen”. Osäkerheter med avseende på konsumtion skulle då beakta området för den kritiska gruppen snarare än för den mest exponerade individen.

Dessutom, de osäkerhetsanalyser som SKB har gett gäller endast parameterosäkerhet. De viktigare osäkerheterna, de som avser den konceptuella modellen och den numeriska modellen, har inte undersökts av SKB. Icke desto mindre anser SKB att dessa två osäkerheter kan leda till mycket stora osäkerheter i de resulterande EDF-värdena. Detta sägs i diskussionen kring resultaten från BIOMOVs I- och BIOMOVs II-övningarna där SKB har deltagit (TR 99-40, avsnitt 6.2). I SKBs slutsatser i TR 99-40 konstateras följande: "En viktig slutsats från (BIOMOVs)-studierna var att modellutvecklingen är en multidisciplinär övning...". Vidare konstaterade man att viktiga analyser skulle genomföras av åtminstone två grupper. (Befintliga) studier har emellertid vanligen gällt de osäkerheter som är kopplade till parametervärden medan det fortfarande finns ett behov av att undersöka osäkerheter kopplade till konceptuella delar av modellerna. SKB skulle flytta fokus i enlighet med sina egna slutsatser och ta en noggrannare titt på de osäkerheter som införs på grund av tolkningen och osäkerheterna i den konceptuella modellen.

I TR 99-14 framhålls att frukt och bär inte har beaktats "på grund av brist på data för de flesta radionuklider". Icke desto mindre har vissa analyser (t ex EPRI TR 107190, december 1996) funnit att spridningsvägen via frukt är viktigare än andra spridningsvägar för vissa av de viktigare radionukliderna. Det kan vara så att SKB har data för frukt och bär för en *underuppsättning* radionuklider som innefattar de som förmodligen är viktiga. Dessutom, andra analyser inkluderar andra konsumtionsobjekt. Exempelvis har nötlever separerats från nötkött eftersom levern ackumulerar vissa radionuklider mera än vad muskelmassa gör. Återigen, SKB kunde genomföra en *begränsad* undersökning av den potentiella vikten för denna faktor för att ge ytterligare förtroende för ändamålsenligheten hos det angreppssätt som SKB använder idag. För såväl frukt/bär som lever är det sannolikt att SKB kan tillämpa några relativt enkla sållningsargument för att förklara varför dessa kan exkluderas eller kanske borde inkluderas.

Fortsatt postglacial landhöjning av den fennoskandiska urbergsskölden kräver en förändring av de antaganden som SKB gör om erosionshastigheter och EDF-värden baserade på ackumulation av radionuklider under 10 000 år. Å andra sidan, i TR 99-14 tabell 3-2, sista raden (*bortforsling av jord*) har ett medelvärde för bortforsling av jord på $0,4 \text{ kg m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ valts. SKB borde utvärdera om detta är ett tillräckligt litet värde för att antagandet om 10 000 års ackumulering i jorden ska vara möjligt.

7 Slutsatser

SKBs säkerhetsanalys av slutförvaret SFL 3-5 kan läsas i två olika sammanhang:

- Som en preliminär utvärdering av funktions- och konstruktionsalternativ för slutförvar som inte kommer att behövas på kanske 40 år, och som kan komma att placeras på en lämplig plats några decennier in i framtiden.
- Som en utvärdering av ett slutförvar som kan behöva placeras tillsammans med ett slutförvar för använt kärnbränsle SFL 2 och vars natur och funktion därför kan behöva förstås till en nivå som kan användas för att fatta bredare programmatiska beslut under de närmaste fem åren.

Dessa två sammanhang eller ”analyskontexter” är tämligen vitt skilda och en övergripande fråga är det faktum att det inte stod klart för granskningsgruppen vilket av dessa synsätt som skulle tillämpas. Uppenbarligen skulle SKB tendera mot den första kontexten. I detta sammanhang skulle granskarnas förväntningar begränsas till att se ett ”första utkast” och en i stort sett allmänt hållen analys. Analysen är ett kompetent arbete på denna allmänna nivå och är till stor del väl presenterad och tydlig till sin struktur och sitt innehåll. Detta kan sägas trots en något bristande spårbarhet i den systematiska identifieringen av osäkerheter. Emellertid är det på intet sätt uppenbart för granskarna varför den andra kontexten inte skulle kunna bli det primära alternativet i en relativt nära framtid.

Granskningsgruppen konstaterar att slutförvaret SFL 3-5, så som det modellerats av SKB, ger upphov till potentiellt avsevärda radionuklidutsläpp till miljön under en tidsskala av hundratals år efter förslutning. Därav följande doser för användning av brunnar ligger nära myndigheternas jämförelsenivåer. Detta står i kontrast till SR 97-analysen för slutförvaret SFL 2 för använt kärnbränsle, vars basscenario inte förutsäger några utsläpp alls över en tidsskala på en miljon år. Granskningsgruppen fick specifik anvisning av de reglerande myndigheterna att den övergripande säkerheten för SFL 3-5-slutförvaret inte skulle beaktas i granskningen. Emellertid innebär behovet av att etablera SKBs förväntningar på detta projekt (med andra ord, varför SKB har genomfört säkerhetsanalysen för SFL 3-5 på det sätt som man har och vid denna tid: dvs. analyskontexten) att den relativa radiologiska inverkan av de två slutförvaren måste tas i beaktande av granskarna. Oberoende av varje grad av konservatism i SFL 3-5-analysen står det klart att enligt SKBs analys SR 97 och SFL 3-5 för samlokaliserade anläggningar är det *detta* slutförvar som har potential för reell radiologisk inverkan i den omedelbara framtiden. Så som konstateras i inledningen borde det inte vara någon överraskning för SKB att så är fallet utgående från de närområdesutsläpp som förutsagts fem år tidigare i den egna förstudien, och utgående från resultaten erhållna vid andra studier, exempelvis Nirex-analyserna från 1995 och 1997 för Sellafield i Storbritannien.

Enligt granskningsgruppens uppfattning ökar denna sistnämnda ”kontext” förväntningarna på vad SKB kan ha önskat uppnå med denna analys. **En tidig rekommendation från granskningen, vilken i hög grad skulle påverka varje framtida studie, är att SKB och de reglerande myndigheterna tillsammans beslutar vilket sammanhang som är ändamålsenlig utgående från dagens situation för Sveriges slutförvarprogram.** Detta bedöms som viktigt på grund av att granskarnas övergripande intryck, sett till det andra sammanhanget, är att analysen inte skulle vara ”ändamålsenlig” om den skulle behöva användas som verktyg för beslutsfattande av SKB eller de reglerande myndigheterna. Det finns alltför många obesvarade frågor och det övergripande intrycket av säkerhetskonceptet är något vacklande. Eftersom det inte finns något reellt konstruktionsstyrande underlag,

ingen djupgående systemanalys och ingen känslighetsstudie är det svårt att komma från detta intryck, vilket dock skulle kunna vara alltför pessimistiskt.

Trots faktum att många av granskningsgruppens resultat relateras till denna kontext, ska de inte tolkas enbart i detta sammanhang, utan även som rekommendationer för förbättringar i den ofrånkomliga kommande fasen av säkerhetsanalys för SFL 3-5, när denna än kan komma igång. Granskningsgruppen anser att detta kan behöva ske snart, om slutförvaret SFL 3-5 faktiskt kommer att bli en kritisk komponent för lokalisering av ett slutförvar för använt kärnbränsle, oberoende av om detta någonsin varit SKBs avsikt.

Följande punkter sammanfattar några av de viktigaste slutsatserna från granskningen:

- Den systematiska basen för studien är tämligen svag. För att hantera säkerhetsrelevanta frågor på ett genomgripande sätt behöver en framtida studie titta på ett fullständigt ”systemangreppssätt” avseende värdering av relevanta FEPs och framtagning av lämpliga scenarier. Specifikt har inte inverkan av klimatförändringar, inklusive scenarier med permafrost och nedisning, beaktats på ett trovärdigt sätt. Förändringar i mekaniska, kemiska och flödesmässiga förhållanden drivna av klimatutvecklingen kan ha stor effekt på slutförvaret och på radionuklidtransport. Alternativa konceptuella modeller av de centrala processerna (specifikt utveckling av förvarsutrymmena) måste utvärderas. Graden av konservatism (eller icke-konservatism) för de aktuella antagandena måste identifieras faktor för faktor. En genomarbetad känslighetsstudie erfordras.
- Det radionuklidinventarium som har tagits fram är ett utmärkt första steg och har presenterats på ett mycket bra sätt. Det måste hållas under granskning och förbättras regelbundet, i syfte att identifiera och minska osäkerheter, framför allt med avseende på aktinider och andra radionuklider som är centrala för säkerhetsredovisningen. Den fysikaliska och kemiska sammansättningen samt egenskaperna för avfallsströmmarna är också viktiga faktorer. Granskningsgruppen konstaterar nödvändigheten av att använda korrelationsfaktorer för att uppskatta radionuklidinventarier och flera förslag har getts för att klargöra eller minska de osäkerheter som omger dess tillämpning. Dessutom föreslås att SKB går igenom (separat) sitt angreppssätt för att uppskatta radionuklidaktiviteten i reaktorhårdkomponenter.
- SKB bör överväga hur den *konstruktionsstyrande basen* och *säkerhetskonceptet* för SFL 3-5 bäst kan presenteras. För närvarande ger rapporten intrycket av att konstruktionerna har utvecklats mer eller mindre på *ad hoc*-bas, och det ges ingen utförlig förklaring till varför den konstruktionen som användes i förstudien har bedömts vara mindre lämplig, vilka konstruktionsalternativen är (var) och hur besluten har fattats om vilka vägar som ska väljas. Även om SKB inte gör anspråk på att ha svaren tillgängliga är det tveksamt om det nuvarande förslaget utgör den optimala konstruktionen för att isolera dessa avfallstyper i aktuell typ av geologisk miljö, och detta kan inte bedömas på ett trovärdigt sätt utgående från den föreliggande analysen.
- En central aspekt på säkerhetsstudien är konceptet med en hydraulisk bur. Gruppen anser att detta är en bra teoretisk ansats även om man inte är fullständigt övertygad om överlägsenheten hos dess kvantitativa fördelar. Konceptet kräver betydligt mera arbete med avseende på sin känslighet för olika faktorer, vilket bör genomföras i form av en ordentlig scenarioanalys. Följande faktorer behöver beaktas:

- Inverkan av ett heterogent flödesfält i berget på förvarets utveckling och radionuklidtransporten.
 - Möjliga mekanismer för degradering av förvaret (sprickbildning i cement, förändringar av permeabilitet, övergång från diffusiv till advektiv transport etc.).
 - Fullständig jämförelse med funktionen för andra koncept (barriärer med låg konduktivitet eller en kombination av barriärer med hög och låg konduktivitet) som inte fokuserar flödet nära förvaret.
 - Faktorer som skulle kunna orsaka inhomogenitet i närområdets källterm (blandningsgraden för plymen med högt pH-värde under dess interaktion med återfyllnad i form av grus, lokal sprickbildning i valvet, kanske i kombination med artefakter från strategin för avfallsdeponering).
- Den bristande användningen av tillgängliga platsspecifika geologiska data innebär att en möjlighet till förbättrad förståelse blivit förbisedd av oförklarlig anledning. Detta har resulterat i en svag och ytligt sett icke-konservativ analys av rumslig variabilitet och osäkerhet i struktur och grundvattenflöde.
 - Grundvattenmodellering ska genomföras på ett konsekvent sätt för samtliga platser som beaktas i en säkerhetsanalys. Granskarna anser att ett likformigt hydrogeologiskt angreppssätt skulle tillåta en mera meningsfull inbördes jämförelse av flöden och flödesvägvariabilitet mellan olika platser och inom en given plats. Alternativa strukturella hydrogeologiska modeller, liksom alternativa matematiska representationer av sådana (dvs. deterministisk och stokastisk) måste inkluderas fullständigt i analysen för att fastställa möjlig variabilitet och osäkerhet i viktiga hydrogeologiska styrande faktorer för dosen. Modellens diskritisering behöver testas för varje modell för att visa att hastighetsfördelningarna inte begränsas av numerisk, rumslig eller tidsmässig medelvärdesbildning, vilket skulle göra säkerhetsanalysen alltför optimistisk. I syfte att minska primära osäkerheter i en framtida säkerhetsanalys skulle de mest värdefulla nya hydrogeologiska fältmätningarna vara de som fastställer följande: placering av slutförvar inom ett grundvattenflödesområde (inströmningsområde i jämförelse med utströmningsområde), potentiella flödesvägar från slutförvaret och F-talet vid olika rumsliga skalor. Värdeområdena för grundvattenflöden, F-talet och värden för penetreringsdjupet som det tillämpats på matrisdiffusion har av granskningsgruppen bedömts vara icke-konservativa.
 - Man kan konstatera att platsdata har använts för att illustrera inverkan av bergets egenskaper och variationen i biosfären, inte för att jämföra de faktiska platserna från vilka data har hämtats. Icke desto mindre har säkerhetsmarginalerna konstaterats vara olika vid varje plats. Ceberg ger ett bättre resultat på grund av att grundvattenflödet är lägre och spridningsvägen längre till utsläppspunkterna från slutförvaret än för de andra platserna, och berget förefaller vara mer homogent (möjligen beroende på de äldre platskaraktäriseringsmetoder som har använts där). Vid Aberg och Beberg har slutförvaret placerats i eller mycket nära utströmningsområden, vilket ger kortare spridningsvägar, och det finns dessutom flera strukturer nära slutförvaret. SKB har kommit fram till att de två huvudfaktorerna som styr doserna är grundvattenflödet och biosfären. SKB måste även försöka dra andra, lika tungt vägande, slutsatser från de presenterade resultaten. Exempelvis, om alla övriga faktorer är likvärdiga, t.ex. socioekonomiska bedömningar, skulle det vara en fördel att välja en plats med relativt lång potentiell spridningsväg (dvs. placering i ett inströmningsområde, och inte i utströmningsområde), och platsen bör dessutom ha relativt homogena transportegenskaper.

- Analysen av gasbildning och dess inverkan är inkomplett och granskningsgruppen har gjort en serie förslag rörande hur denna analys skulle kunna förbättras. Bland dessa kan nämnas undersökning av fall med lägre gasproduktionshastighet, inverkan av gasinducerad sprickbildning på betongens permeabilitet, de potentiella farorna som är kopplade till vätagasens brandfarlighet samt bildning av tillkommande radioaktiva flyktiga och gasformiga ämnen förutom de som beaktas av SKB.
- Flera frågor kring den kemiska utvecklingen av valven anses förtjäna närmare studier. Bland dessa kan nämnas:
 - Omfattning och hastighet för transport av plymen påverkad av alkaliskt cement, in i återfyllnadsmaterialet och urberget.
 - Inverkan av inhomogen deponering av avfall i förvaret när liknande antaganden görs med avseende på lokal sprickbildning eller rumsliga variationer i flödet genom berget.
 - Alternativa varianter med avseende på bildning, transport och spridning av gaser från slutförvaret.
 - Inverkan av stora (dominerande) kvantiteter av organiska tillsatser till cementen på cementens sorptionsegenskaper.
 - Massbalansen mellan cement och avfall sett till cementens kapacitet för kemisk konditionering.
 - Den höga känsligheten för de något osäkra och mycket låga sorptionskoefficienterna med avseende på utsläpp av vissa säkerhetsrelaterade radionuklider.
 - Uppträdande och stabilitet för cementbarriärer i salthaltigt grundvatten.
- Framtagandet av EDF-värden för ett antal olika biotoper har gett viktiga insikter i det potentiella uppträdandet av radionuklider i varje biotop. Granskningsgruppen är överens med SKB om att biosfärantagandena är en viktig komponent i den totala systemmodellen för ett slutförvar. Detta beror på att dosomvandlingsfaktorerna för många av de viktigaste radionukliderna skiljer sig med flera storleksordningar för olika biosfärantaganden och postulerade spridningsvägar. Detta gör att radionukliderna som bidrar till den största delen av det totala EDF-värdet förändras sig från en biosfär till en annan. Därför bör SKB noggrant motivera de antaganden som för biosfärens inverkan – framför allt användningen av varje exponeringsväg. Inverkan av biosfärantaganden på platsval och konstruktion skall beaktas explicit, så att SKB förstår varför vissa antaganden har en stor inverkan – framför allt i fall där detaljerade antaganden om framtida mänskligt uppträdande är kritisk för den beräknade dosen. Dessutom anser granskarna att det finns flera frågor som SKB skulle behöva diskutera med de reglerande myndigheterna, som t.ex. definitionen av exponerade individer.