

4 Grundvatten i hårt berg – en analys av kunskapsläget¹

4.1 Inledning

Grundvatten är det vatten som fyller porer, sprickor och hålrum i jord och berg och vars portryck är högre eller lika med atmosfärstrycket. Grundvatten utgör den underjordiska delen av vattnets kretslopp i naturen. Grundvattnets mängd och sammansättning samt dess strömning och strömningsvägar är av central betydelse för förvaring av kärnbränsleavfall, dels i ett relativt kort tidsperspektiv under anläggnings- och driftskedena, dels i ett långt tidsperspektiv för lösning och transport av olika ämnen samt för fördröjning och/eller fastläggning av radionuklider vid en eventuell skada på förvaret. Kunskap om grundvattenförhållandena och de geologiska, hydrologiska och kemiska processer som påverkar grundvattnet, är därför nödvändig för en optimal lokalisering och anläggning av ett förvar samt för den långvariga säkerheten av förvaret.

Föreliggande kapitel har begränsats till att behandla grundvattnets förekomst, flöde och beskaffenhet i hårt berg, då den i Sverige förordade metoden för kärnavfallsförvar förutsätter den typen av berggrund. I Sverige dominerar kristallina bergarter, såsom magmatiska (bildade ur smälta) och metamorfa (omvandlade), vilka helt eller delvis är omkristalliserade bergarter. Även om

¹ Kapitlet har utarbetats vid Avd. för mark- och vattenresurser, KTH, Stockholm av Universitetslektor Bo Olofsson, Prof. Gunnar Jacks, Prof.em. Gert Knutsson (ledamot i KASAM) samt Bitr. Prof. Roger Thunvik.

de kiselrika (sura) bergarterna är vanligast, t.ex. olika typer av graniter, liksom sura gnejser, kan kiselfattiga (basiska) kristallina bergarter, t.ex. diabas, lokalt vara av stor hydrogeologisk betydelse. Termen hårt berg har dock en bredare betydelse och omfattar även hårda sedimentära och vulkaniska bergarter, bl.a. vulkaniska tuffer dvs. de bergarter som är så cementserade att den hydrogeologiska betydelsen av den ursprungliga porositeten i berget minskat och huvuddelen av grundvattenflödet sker i sekundärt skapade strukturer, främst sprickor, i berget (Krásný, 1996b). Kristallina bergarter kan å andra sidan i ytliga delar och i vissa zoner vara starkt porösa och ”mjuka”, t.ex. efter långtgående vittring, vilket är vanligt förekommande i varma klimatområden. I Skandinavien saknas oftast denna vittringszon eller är mycket tunn. Vittrat kristallint berg förekommer dock i sprickzoner och i från erosion skyddade terränglägen. Kapitlet behandlar emellertid inte de hålrum som är skapade genom kemisk upplösning av kalksten, s.k. karst, även om bergarter som kalksten kan uppträda massivt med låg porositet. Karsthydrologi är ett mycket speciellt kunskapsområde som ej ryms här.

Kapitlet utgör en sammanställning av den stora mängd kunskap som under senare år framkommit i vetenskaplig litteratur, sektoriella rapportserier (bl.a. SKB:s rapportserier) samt även erfarenheter som framkommit genom byggverksamhet. IAH (International Association of Hydrogeologists) har också tre arbetsgrupper inriktade mot grundvatten i hårt berg, varav en omfattar Skandinavien. Vissa mer generella kunskapssammanställningar har också gjorts, bl.a. Lloyd (1999) som behandlar grundvattenresurser i hårt berg i arida och semiarida (torra) klimatområden.

Kapitlet medger av utrymmesskäl endast en relativt summarisk genomgång av nuläget och vissa delfrågeställningar är inte alls belysta. Några delområden, t.ex. matematisk modellering, undersöknings- och provtagningsmetodik samt grundvattenkemi, bör bli föremål för separata redogörelser.

Texterna och figurerna har utformats för läsare som har en viss orientering inom området och som vill lära sig mera. Det har emellertid varit nödvändigt att använda en del facktermer, varav de mest centrala förklaras i den löpande texten eller i ordlistan i avsnitt 4.13. För ytterligare definitioner och allmän läsning hänvisas till referenser i avsnitt 4.12.2.

4.2 Vatten i hårt berg – olika angreppssätt

Grundvatten förekommer i berg i olika former av hålrum som antingen är bildade primärt då berggrunden formades (t.ex. som porer mellan korn) eller sekundärt genom senare processer, t.ex. vittring, upplösning eller tektonism (deformation).

Beroende på tradition, kunskapsbas och praktisk erfarenhet betraktar kunskapsområdet vattenförekomst och vattenflöde i berg ur skilda perspektiv. De vanligaste kan sammanfattas i:

- Genetiskt tektoniskt perspektiv;
- Empiriskt deskriptivt perspektiv;
- Analytiskt matematiskt perspektiv.

Ofta går dessa perspektiv in i varandra men i många fall är något av synsätten dominerande.

I det hårda berget har den sekundära porositeten och flödestyrande strukturer i regel skapats genom tektoniska processer såsom veckning, mineralorientering (foliation), sprickbildning och förskjutningar längs sprickplan (förkastningar). I det genetiskt tektoniska betraktelsesättet antas grundvattenförhållandena till stor del kunna förklaras genom kunskap om ursprung och uppkomst av dessa strukturer (bl.a. Larsson (ed), 1984). Detta synsätt ger framförallt möjligheter till en kvalitativ analys av grundvattenförande strukturer och till utveckling av hydrogeologiska begreppsmodeller.

Ett empiriskt och deskriptivt betraktningssätt beskriver flödessituationen i berget såsom den faktiskt förekommer utan djupare analys av de genetiska betingelserna. Vid större undermarksprojekt görs vanligtvis en kartering av strukturer och vatteninflöden utan fokus mot genetiska betingelser. Sammanställningar över olika geologiska förhållanden där vattenströmning förekommer i hårt berg har gjorts bl.a. av Carlsson & Olsson(1977), Palmqvist(1990) och för det ytliga berget av Olofsson(1993).

Det analytiskt matematiska perspektivet har varit dominerande under de senaste decennierna och baseras ofta på direkta hydrauliska tester i borrhål och brunnar. Mätningarna ligger sedan till grund för analytiska flödesberäkningar eller matematisk modellering.

De två förstnämnda perspektiven har krävt god geologisk kunskap medan analytiska beräkningar och matematisk modellering förutsätter god kunskap om fysik och matematik. Erfarenheter under senare tid (bl.a. Olsson, 2000) har visat på den stora betydelsen av att även analytiska lösningar och matematisk modellering måste baseras på goda geologiska grunder och hydrogeologiska begreppsmodeller, inte minst för att man skall kunna värdera gjorda mätningar och planera nya samt fastställa rimliga randvillkor för de matematiska modelleringarna.

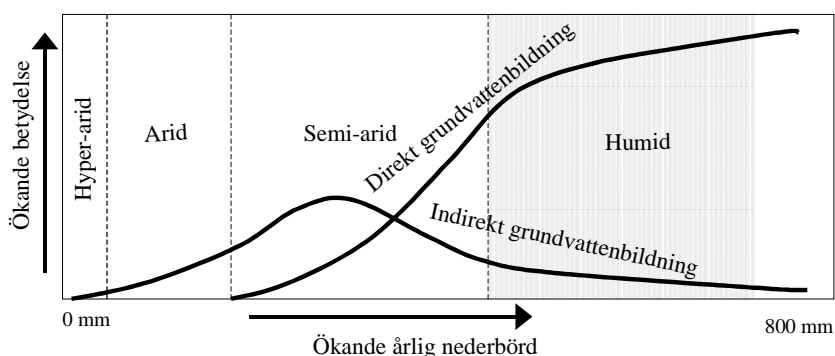
4.3 Grundvattnets nybildning

4.3.1 Begreppet grundvattenbildning i berg

Grundvattenbildning definieras som den nedåtriktade strömning av vatten som når grundvattenytan i systemet. Tämigen få studier har utförts i syfte att direkt studera grundvattenbildningen i hårt berg. Sammanställningar har gjorts av Olofsson (1994) samt Bockgård (2000). Kännedom om den mängd grundvatten som kan nybildas är mycket värdefull bl.a. för beräkning av dels hur mycket grundvatten som kontinuerligt kan tas ut ur bergbrunnar, dels den påverkan av

grundvattenförhållanden i jord och berg, som olika typer av ingrepp kan medföra, till exempel tunnelbyggande. Dessutom krävs ofta kunskap om grundvattenbildningen för att kunna beräkna eventuell förorenings spridning från marken till berggrundvattnet.

Grundvattenbildning kan antingen vara *direkt*, dvs. formad genom infiltrerande nederbörd, eller *indirekt*, t.ex. inflöde från vattendrag och sjöar. I det humida klimatområdet dominerar den direkta grundvattenbildningen medan den indirekta är mest betydelsefull i semiarida och arida områden, **figur 1**.



Figur 1 Principiell skiss över andelen direkt och indirekt grundvattenbildning i olika klimatområden. Skandinavien är markerat med grå färg (baserad bl.a. på Lloyd, 1994 och korrigerad för det humida, kalltempererade klimatområdet).

Den dominerande orsaken till grundvattenströmning är gravitationen, vilken genererar ett vattenflöde från högre belägna områden mot lägre. Därför kan landskapet i det humida klimatområdet generellt indelas i *inströmnings-* och *utströmningsområden*. Mönstret är dock mycket komplext, främst beroende på geologin samt variationer i väderleksförhållandena. Grundvattenbildning kan i princip bara ske när flödesgradienten är nedåtriktad.

Grundvattenbildningen till berg är starkt beroende av om förhållandena åsyftar ostörda grundvattenförhållanden, dvs. be-

skriver den naturliga grundvattenströmningen, eller om förhållandena är störda till exempel av undermarksanläggningar eller pumpning i brunnar. De flesta studier av grundvattenbildning i berg har utförts i anslutning till någon störning, t.ex. pumpning, vilket påskyndat och i vissa fall helt förändrat processerna. En testpumpning kan därför i bästa fall ge ett mått på den potentiella grundvattenbildningen, medan den verkliga naturliga grundvattenbildningen är svårare att kvantifiera.

En annan mycket viktig faktor som påverkar grundvattenbildningen är huruvida vattenmättade jordlager förekommer ovanpå berget eller om bergytan är blottad. I det förra fallet är det egentligen inte grundvattenbildningen som studeras eftersom grundvatten ofta redan finns i jordlagren, utan snarare grundvattenströmningen från jord till berg. Av praktiska skäl görs här ingen skillnad mellan dessa begrepp, eftersom jordlagren kan vara vattenmättade periodvis, utan grundvattenbildning till berg omfattar bildning av berggrundvatten oavsett ursprung på vattnet.

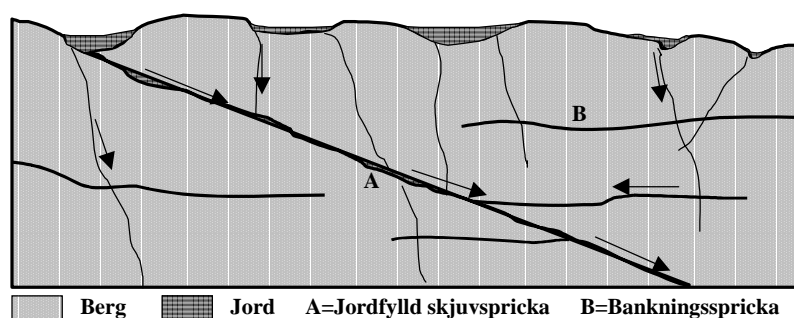
Nederbördens mängd samt tids- och rumsmässiga fördelning bestämmer i allmänhet grundvattenbildningens storlek. Den del av nederbörden som maximalt kan tillföras grundvattnet (i allmänhet kallad *nettonederbörd*) kan ofta översiktligt beräknas som skillnaden mellan totala nederbörden inom ett område och den faktiska avdunstningen (som även omfattar transpiration från markorganismer och växter). Nettonederbörden kan rinna av på markytan och/eller infiltrera ner i marken. Direkt ytavrinning är vid normal väderlek mindre vanligt i Sverige utom på utströmningsområden samt på vattenmättad torv och lera men är vanligt förekommande vid häftiga regn i torra klimatområden. I Sverige ger avrinningen via vattendrag från ett hydrologiskt avgränsat område (*avrinningsområde*) ett sammantaget mått på verklig grundvattenbildning och ytavrinning. En stor del av det avrinnande vattnet har dock infiltrerat och strömmat i marken, innan det tillförts vattendraget. I flacka jordtäckta områden kommer en stor del av nettonederbörden att infiltrera men huvuddelen av det infiltrerade vattnet når inte berggrunden utan avrinner genom

jordlagren till närliggande källor, bäckar och andra utströmningsområden. I kuperad terräng med utpräglade in- och utströmningsområden och snabba grundvattenflöden blir andelen infiltrerande mängd nettonederbörd mindre men grundvattenströmningen kan nå djupare. Andelen grundvatten i ytvattendragen har studerats med hjälp av bl.a. syreisotoper (Rodhe, 1987) och visat sig uppgå till 50-70% även vid kraftiga regn och snösmältning i tempererade klimat och genomsläppliga jordarter (Knutsson & Morfeldt, 1995).

4.3.2 Grundvattenbildning i hållområden

I områden med mycket berg i dagen är förhållandena specifika eftersom en kal bergyta medger en betydande ytavrinning. På skärgårdsöar där ytavrinningen direkt kan tillföras havet kan därför skillnaden mellan nettonederbörd och verklig grundvattenbildning bli betydande. En studie som gjordes i Sverige redan på 70-talet över bergytor som sprinklades med vatten har visat att mer än 20% av vattenmängden kunde tränga ner i sprickor i berget (Bergman, 1972). Liknande studier, fast i mer regional skala och vid naturliga förhållanden i ett granitiskt område i Kanada, visade att grundvattenbildningen som huvudsakligen ägde rum över hållmark var endast ca 5mm/år eller omkring 1% av nederbörden (Thorne & Gascoyne, 1993). Infiltrationen direkt i sprickor på en kal bergyta blir dock mycket beroende av sprickkonfiguration, sprickornas öppenhetsgrad, mineral- och jordfyllnad. De ytliga, uppsamlade sprickorna kan variera i bredd från mikrosprickor till i vissa fall någon decimeter. Sprickorna ger ofta en mikrotopografi på bergytan dit det avrinnande vattnet kanaliseras. Öppna sprickor är i ytan ofta täckta av jord och organiskt material. För att möjliggöra ett flöde ner genom sprickan måste i regel delar av jordmaterialet först bli vattenmättat. Grundvattenbildning direkt i bergsprickor kan dock ofta fortgå under hela året eftersom de små volymer som bergsprickorna utgör snabbt blir vattenmättade.

Brantstående öppna sprickor gynnar själva infiltrationen ner i berget. För att grundvattenbildningen skall kunna fortgå allteftersom sprickan fylls upp krävs en borttransport av sprickvattnet. Den ytliga transporten gynnas ofta av förekomsten av flacka bergsprickor. Dessa kan dels vara uppsamlande, dels ofta öppna i den ytliga bergmassan, **figur 2**. De kan dels vara ett resultat av tryckavlastning och temperaturspänningar (t.ex. bankningssprickor), dels utgöra flackt liggande skjuvsprickor som ofta är fyllda med jord. Flacka bergsprickor förekommer som regel rikligast i den övre delen av bergmassan (ett par tiotal meter) (Olofsson, 1994). Borttransporten i den enskilda sprickan bestäms dels av tryckförhållandena i sprickan (den hydrauliska gradienten), dels övriga hydrauliska egenskaper hos sprickan och dess fyllnadsmaterial.

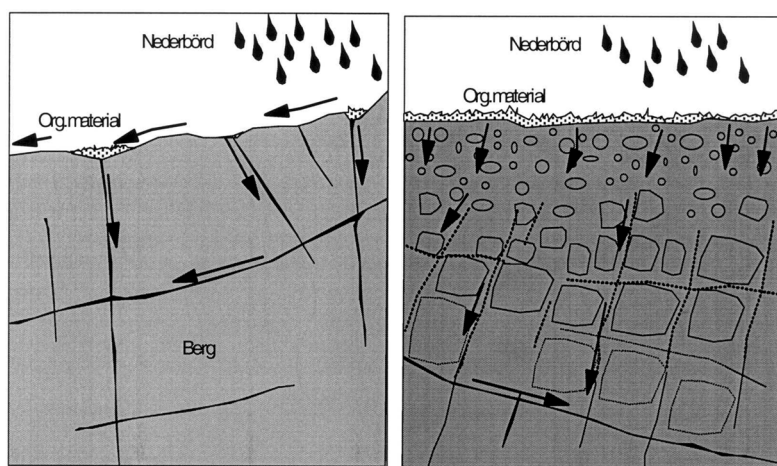


Figur 2 Exempel på flacka, ytliga dränerande strukturer

4.3.3 Grundvattenbildning från jord till berg

En stor mängd kunskap om flödesprocesser från jord till berg har framkommit vid studier i anslutning till störningar av flödesförhållandena genom pumpning eller bergbyggande (Olofsson, 1991, 2000, Olsson, 2000). Vissa detaljerade studier av förhållandena i kontaktzonen mellan jord och berg i Sverige har också utförts (Olofsson, 1994).

Kontaktzonen mellan jord och berg är mycket varierande beroende på klimatiska förhållanden och bildning. I icke nedisade områden finns ofta en successiv övergång från jordlagren, vilka ofta är lokalt bildade (*in situ*), via en starkt vittrad, ofta lerig zon till en gränsszon med såväl sprickor som hög porositet i bergmassan, ner till massivt berg, där endast sprickporositeten är av hydraulisk betydelse, **figur 3**.



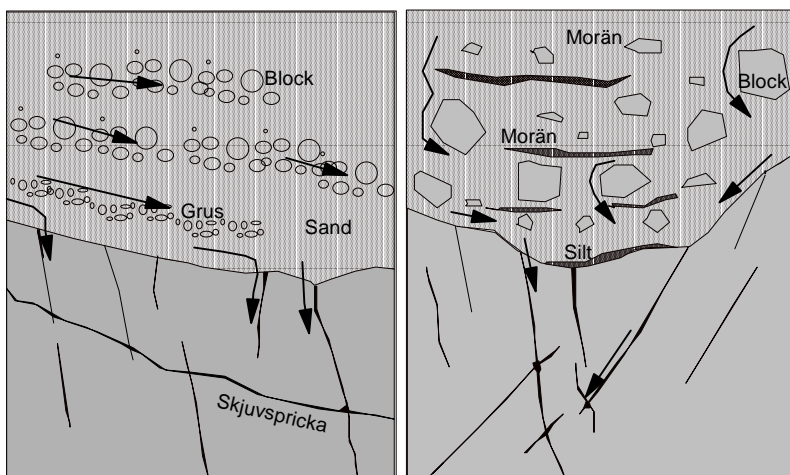
Figur 3 Grundvattenbildning i hårt berg utan jordlager resp. med vittringsjord

Övergången kan ofta vara tiotals meter mäktig. Storleken på grundvattenbildningen i sådana områden med hårt berg, t.ex. i Zimbabwe, Burkina Faso och västra Australien har givit värden mellan 0.05-6.5% av nederbörden (Lerner et al, 1990). I Skandinavien, Kanada och andra områden, som nyligen varit nedisade och där landisen eroderat bort vittringszonen, utgör gränsszonen oftast en distinkt gräns mellan en bergmassa helt dominerad av sprickporositet och mer eller mindre genomsläppliga (permeabla) jordlager.

Grundvattenflöde från jord till berg kan endast uppkomma om permeabla jordlager eller permeabla stråk i jordlagren står i hydraulisk förbindelse med öppna eller delvis öppna strukturer i berget (Olofsson, 1994). Ett tunt lager av en tät jordart, t.ex. silt, på bergytan kan effektivt blockera flödet (Knutsson, 1971). Om jordlagren består av enbart genomsläppliga, sorterade sand- och gruslager, t.ex. en isälvsavlagring, som ofta gränsar direkt till bergytan, kommer flödet till berg att huvudsakligen styras av bergets strukturer och deras permeabilitet. Om jordlagret istället består av morän, landisens direkta avlagring som helt dominerar jordartsfördelningen i Sverige, kommer flödet från jord till berg att vara direkt beroende av moränens kornstorleksfördelning, struktur, hydrauliska heterogenitet och anisotropi, **figur 4**.

Sannolikheten för att hydraulisk förbindelse kan uppstå minskar med ökande grad av hydraulisk heterogenitet i jord- och bergmaterialet. Blockrika och grusiga moräner kan gynna flöde till berget. Leriga moräner och moränleror kan däremot ibland helt förhindra flöde till berggrunden. Det är därför av största vikt att undersöka jordlagrens hydrauliska egenskaper för att kunna göra uppskattningar av grundvattenbildningen i berg.

Om jordlagren är mäktiga och på djupet vattenmättade året runt, kan flöde från jord till berg fortgå hela året men ibland variera något med grundvattnets nivå. Vid tunna jordmäktigheter kan vattenmättade förhållanden periodvis saknas. Grundvattenbildning från jord till berg förekommer då huvudsakligen under sen höst och vår, när jordmagasinet påfylls.



Figur 4 Exempel på flöde från jord till berg vid isälvsavlagring resp. morän

4.3.4 Utbyte med ytvatten

I vissa fall kan hydraulisk förbindelse uppkomma mellan berggrundvatten och ytvattendrag och sjöar. I arida och semiarida klimat, t.ex. på Arabiska halvön och i sydvästra USA försiggår i huvudsak indirekt grundvattenbildning. Intensiva regn under korta perioder medför ytavrinning från höjdområden och sluttningar ned till dalgångar och uttorkade flodbäddar, i vilka (vid genomsläppliga jordlager och lågt liggande grundvattennivåer) ytvattnet kan infiltrera och tillföras grundvattnet.

Under störda förhållanden, t.ex. genom pumpning eller undermarksbyggande, inträffar en likartad process i humida klimatområden, s.k. *inducerad infiltration*. Saltvatteninträngning i borrhållningar i strandnära lägen är till exempel vanligt förekommande. I samband med ett tunnelprojekt i Malmö på 70-talet inducerades ett mycket kraftigt inflöde av salt vatten från Öresund. Vid byggande av berglaboratoriet på Äspö vid Oskarshamn har inflöde av recent (nutida) havsvatten konstaterats (Laaksoharju et al, 1999). I

kuperad strandnära terräng med ringa jordlager, t.ex. längs stora delar av Sveriges kustområden är det troligt att en icke oväsentlig del av det i bergsprickor infiltrerade vattnet strömmar via sprickor direkt ut i botten-sedimenten. Få direkta mätningar av sådant utflöde har gjorts i Sverige. I Norge och på Svalbard har dock saltfattigt botten-vatten lokalt konstaterats i vissa fjordar, vilket tros vara ett resultat av submarin utströmning av grundvatten (Haldorsen & Lauritzen, 1993).

Det naturliga flödet till och från sjöar som tillförs genom strömning i berggrunden är i regel dock måttligt utom i områden med stark topografi. En studie över ett område med kristallin berggrund i New Hampshire, USA, har visat att trots stor förekomst av hällmark, endast 4 % av flödet till en sjö utgjordes av grundvatten som strömmat genom berget medan resten leddes genom jordlagren och ytvattendragen. Endast 1% av utflödet från sjön leddes genom berget trots att grundvattenflödet utgjorde 40% av avrinningen (Rosenberry & Winter, 1993).

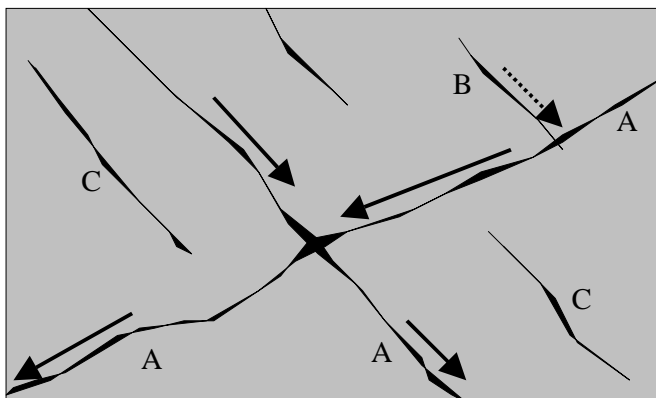
Vid störda strömningsmiljöer, t.ex. vid pumpning i bergborrade brunnar, kan det direkta flödet från sjöar och ytvattendrag in till berget öka, varvid vattenkvalitetsförändringar kan uppstå. Skärgårdsområden med sjöar och våtmarker har i allmänhet mindre risk för saltvatteninträning än områden utan dylika vattenmagasin, framförallt mindre risk för att fossilt havsvatten (från tidigare hav) ska tränga in i brunnen då närliggande vatten-reservoarer motverkar drastiska sänkningar av grundvattennivåerna. En i Sverige patenterad metod för att öka grundvattentillgången i brunnar, t.ex. i skärgården, är därför att genom avskärmning med plastmembran eller injektering i jord (s.k. subsurface dam) minska det naturliga utflödet av grundvatten genom jordlagren och därigenom tillse att det finns vattenmättade jordlagerförhållanden året om i anslutning till bergborrade brunnar.

4.4 Lagrings- och strömningsegenskaper

4.4.1 Berggrundens porositet

Det hårda berget har en viss *porositet* som här definieras som den totala volymsandelen (%) hålrum som finns i berget. I en granit kan den primära porositeten ibland uppgå till flera procent, t.ex. i form av mikroskopiskt små vätskefyllda hålrum (s.k. fluid inclusions) som dock utgör hydrogeologiskt sett slutna system. Beräkningar i samband med SKBs tidigare forskning i Stripa har visat att mängden saltrika vätskeinneslutningar är så stor att den teoretiskt skulle kunna förklara även markant förhöjda salthalter i det djupa grundvattnet (Nordstrom & Olsson, 1987). Den sekundära porositeten domineras i hårt berg av hålrum uppkomna genom uppspräckning. Ofta används begreppet *sprickporositet*, vilket åsyftar den totala volymsandelen hålrum som finns i bergets sprickor. Sprickporositeten beror till stor del på sprickfrekvens och sprickorientering, sprickvidd samt mineralfyllnad. Den varierar således starkt beroende på berggrundens geologiska historia, dess sammansättning, textur och struktur samt utifrån detta dess förmåga att motstå spänningsförändringar. Ofta kan den totala sprickporositeten uppgå till någon procent, men berggrund med mycket låg frekvens av öppna sprickor förekommer också. Sprickporositeten ger dock inget mått på förutsättningarna för vattenflöde eftersom sprickor ibland kan vara osammanhängande och därigenom inte alls bidra till grundvattenflödet, **figur 5**.

Den *kinematiska porositeten* (flödesporositeten) omfattar den mängd hålrum som faktiskt kan bidra till grundvattenflödet. Den varierar starkt men kan för svensk kristallin berggrund uppskattas till 0.0001 – 0.1%. I porösa medier motsvaras den ofta av den *effektiva porositeten*, dvs. den dränerbara volymsandelen hålrum som i jord vanligtvis är 3-30%, dvs. ibland hundra till tusen gånger större än för berget.



Figur 5 Grundvattenflöde i bergsprickor.
A=dränerbar, flödande B=dränerbar, ej flödande
C=ej dränerbar, ej flödande

4.4.2 Bergartens hydrogeologiska betydelse

Provpumpningar och hydrauliska tester i olika bergarter visar vissa skillnader i mediankapacitet mellan olika bergarter, även om variationerna inom en bergart kan vara ännu större. Betydelsen av bergartssammansättningen är dock ej helt utredd och åtminstone i vissa bergartsregioner är skillnaderna mellan olika bergarter liten (Krásný, 1996a). De skillnader som finns kan antas bero dels på bergartens kemiska sammansättning, dels på strukturella och texturella förhållanden. Bergarter med hög kvartshalt (sura), t.ex. graniter och kvartsiter, är ofta spröda och brister lätt vid förändrade spänningsförhållanden, medan basiska bergarter, t.ex. gabbro och amfibolit, vanligtvis är segare och kan lättare motstå deformation. En stor mängd kapacitetsuppgifter från bergboreade brunnar i Sverige datalagras vid Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och har sammanställts i samband med den hydrogeologiska länskarteringen. En sammanställning baserad på nio län visar att

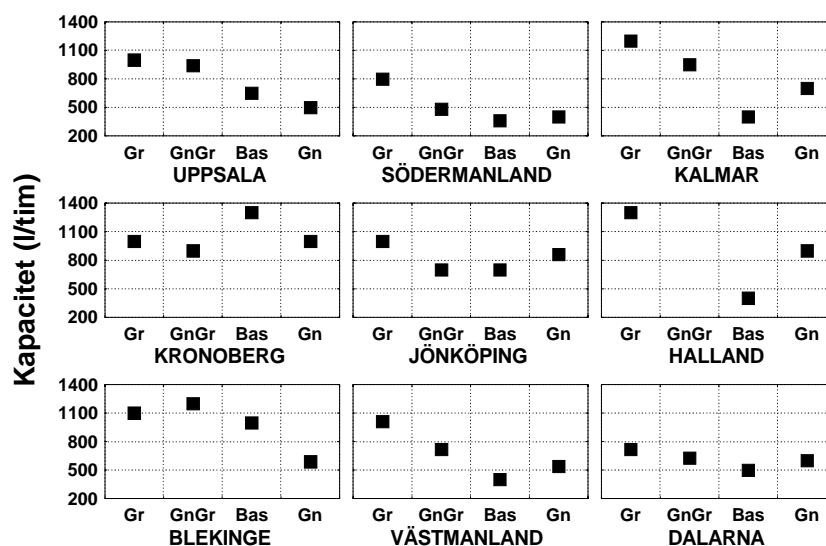
kapaciteten är omkring 60% högre för granitiska bergarter än för basiska omvandlade bergarter men variationen är stor mellan de olika länen, **figur 6**.

Bergartens kornstolek är också av tämligen stor betydelse. En finkornig bergart, t.ex. en ytlig vulkanisk bergart, spricker lättare upp med små sprickor, vilka dock inte alltid är sammanhängande. Hos de grovkornigaste bergarterna, t.ex. pegmatiter, kan å andra sidan kornfogningen vara så svag att kornen lösgörs vid bl.a. vittring och tektonisk deformation.

Kornorienteringen och glimmerhalten är av viss betydelse för sprickbildningen och därmed indirekt för kapaciteten. I en massformig bergart (dvs. utan dominerande mineralorientering) kan sprickor uppkomma i många riktningar bestämda av de tektoniska processerna under och efter bergartens bildande. Graniter kännetecknas därför ofta av ett regelbundet sprickmönster med två eller tre dominerande sprickgrupper. Särskilt gynnsamt ur kapacitetssynpunkt är om mönstret består av två ortogonala och vertikala sprickgrupper avskurna av mer eller mindre horisontella s.k. bankningsplan, vilket ofta förekommer i de yngsta granit områdena.

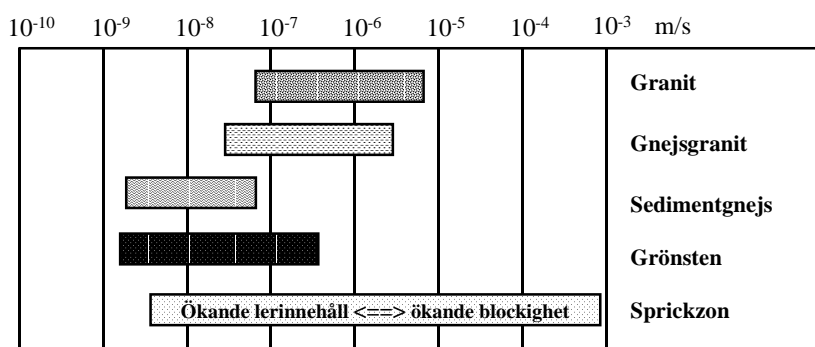
Hos bergarter som har en utpräglad mineralorientering - speciellt om de har en betydande glimmerhalt eller grafithalt - kommer den tektoniska deformationen ofta att tas upp som rörelser i glimmerzonerna. Glimmerrika gnejser har därför i allmänhet färre sprickor än granit och dessutom är dessa ofta orienterade parallellt med den rådande gnejsorienteringen. Av stor betydelse för kapaciteten är därför gnejsens mineralorientering (foliation), där brant stående foliation i regel medger små uttagsmöjligheter, medan flack foliation är mer gynnsamt för vattenuttag. Långt gående förgnejsning där materialet delvis smält (migmatiter) minskar foliationens betydelse.

Gångbergarter, vilka är magmatiska bergarter som uppträder i gångar eller skivor som genomtränger berggrunden, kan vara av stor hydrogeologisk betydelse. Diabasgångar kan t.ex. vara



Figur 6 Mediankapacitet för bergborrade brunnar i olika bergarter i nio län. Gr=ungre granit, GnGr=gnejsgranit, Bas=grönstenar, Gn=grå gnejs. (Baserad på data från SGUs hydrogeologiska länskartor).

hydrauliskt täta och förhindra vattengenomströmning och därigenom ibland bilda vertikala dämmen för grundvattnet. Å andra sidan kan kontakten med omgivande bergarter vara starkt uppsprucken bl.a. beroende på den sammandragning som uppkommit i diabasen vid avsvälningen. Vittring av vissa olivinhaltiga diabaser eller senare deformation och förskiffring kan ge bättre genomströmningsmöjligheter. **Figur 7** visar översiktligt *hydraulisk konduktivitet* för ett antal bergarter i svensk terräng. Den hydrauliska konduktiviteten är ett vanligt använt mått på vattengenomsläppligheten (permeabiliteten) och definieras som flödet (av i detta fall vatten med en viss viskositet) per tidsenhet vinkelrät mot en enhetsyta vid gradienten 1.

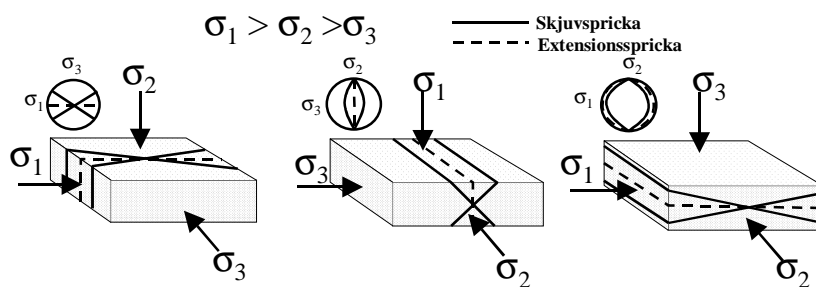


Figur 7 Uppskattad regional hydraulisk konduktivitet för några vanliga bergarter i Sverige. (Baserad huvudsakligen på sammanställning av Carlsson och Olsson, 1979 samt SGUs hydrogeologiska länskartor).

4.4.3 Tektonikens betydelse

Den genetiska betydelsen av sprickbildningen för den lokala grundvattenströmningen har under det senaste decenniet tonats ner, eftersom nya spänningssituationer i berggrunden ofta regenererar äldre sprickor, varvid deras hydrauliska konduktivitet lokalt förändras. För regionala hydrogeologiska studier, t.ex. för lokaliseringen av djupförvar för kärnavfall, är de genetiska geologiska förhållandena dock av viss betydelse, se t.ex. i SKB:s länsvisa översikter (bl.a. SKB, 1999, R99:17-35) och den hydrogeologiska bedömningen av större strukturer i anslutning till berglaboratoriet i Äspö (SKB, 1996). En genomgång av sprickor i berg har tidigare utförts av KASAM (1998) och någon djupare analys görs därför inte här.

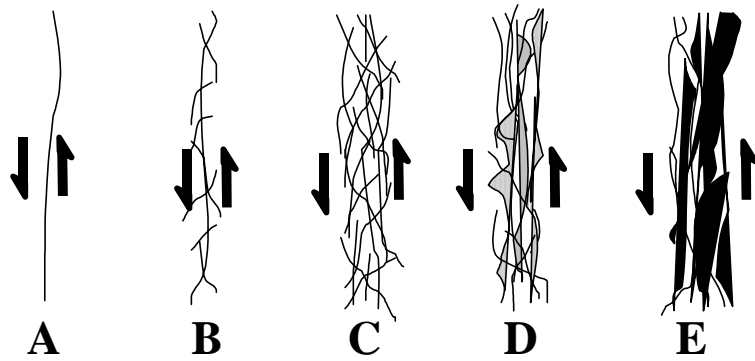
De ur transportsynpunkt mest betydelsefulla spricktyperna är *extensionsprickor* (ofta dragsprickor) och *skjuvsprickor* (ibland med förskjutningar, s k förkastningar). Dessa sprickor är ofta genetiskt kopplade, **figur 8**.



Figur 8 Ur flödessynpunkt dominerande sprickgrupper relaterat till huvudspänningsriktning (σ_1) (efter Park, 1989 och Lloyd, 1999).

Viktigare än sprickornas genes är dock deras längd, orientering, komplexitet, mineralfyllnad och sprickytornas råhet. Dragsprickor kan, trots att de i regel är åtminstone delvis öppna, vara korta, brantstående och parallella ('en echelon') så att vattenflöde mellan dessa försvåras. Skjuvsprickorna utgör den ur flödessynpunkt mest komplexa sprickgruppen, eftersom förskjutningar längst sprickplanen kan ha medfört olika grader av uppkrossning och mineralomvandling.

Ibland förekommer många parallella skjuvsprickor med mer eller mindre uppkrossat mellanliggande berg. En sådan *skjuvzon* kan naturligtvis ofta gynna vattenflöde. Stark vittring eller omvandling till lera kan dock i vissa fall helt blockera grundvattenflödet, **figur 9**. Lokalt förekommer, i såväl Skandinavien som i torra klimatområden, sprickor och zoner fyllda med lera som sväller vid vattentillförsel (bl.a. montmorillonit i bentonit). Trots ett ringa naturligt vattenflöde kan de vara starkt problematiska vid bergbyggnad om lerinnehållet inte uppmärksammas, då de i vissa fall givit upphov till ras.



Figur 9 Skjuvsprickor och deras varierande hydrogeologiska betydelse. A=Enkel skjuv, tät B=Sekundär uppspräckning, nästan tät C=Komplex skjuv, blockbildning, måttlig permeabilitet D=Komplex skjuv, uppkrossning, hög permeabilitet E=Komplex skjuv, lerbildning, måttlig-låg permeabilitet (efter Larsson (ed) 1984)

Sprickornas orientering är också betydelsefull. Brant stupande strukturer gynnar vertikal flödestransport. Av större betydelse för det totala flödet är dock flacka skjuvsprickor eller skjuvzoner, vilka samlar upp och horisontellt avleder flöden från brantstående strukturer. Skärningar mellan flacka skjuvsprickor eller mellan flacka och brantstående skjuvsprickor kan utgöra effektiva dräneringskanaler i berget. Flacka komplexa skjuvzoner påträffas ner till stora djup (Talbot, 1990), även om frekvensen av flacka sprickor är störst ner till djup av ca 50 m. Ett flertal hydrauliska studier av sprickzoner, dvs komplexa uppspruckna partier, har genomförts i världen, främst i samband med undersökningar inför deponering av kärnavfall.

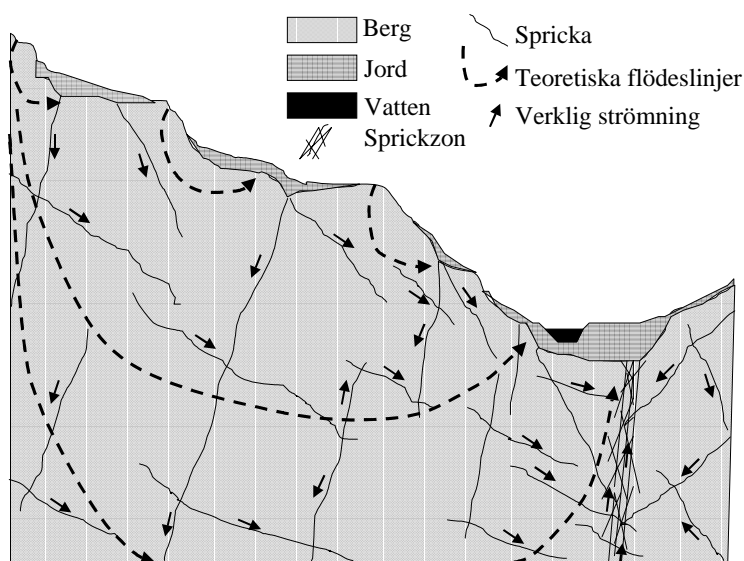
Sprickzoners hydrogeologiska betydelse är dock inte helt utredd, vilket till stor del beror på komplexiteten hos zonerna. Någon entydig koppling mellan kapacitetsuppgifter hos brunnar och deras närhet till förmodade sprickzoner i hårt berg har inte visats, vilket kan bero på att brunnarna i många fall främst påverkas av de lokala sprickförhållandena i direkt anslutning till brunnen. Höga

kapaciteter i brunnar belägna i jordtäckta, markanta dalgångar har dock angivits sedan länge (Larsson (ed), 1984). Detta kan i vissa fall även förklaras av mäktiga jordlager med betydande vattenhållande förmåga. I Böhmska Massivet, Tjeckien, är transmissivitetens värdena (dvs. den hydrauliska konduktiviteten multiplicerad med det vattenförande lagrets mäktighet) 2 - 4.5 gånger högre i dalgångar (vilka representerar utströmningsområden) än i högre liggande inströmningsområden (Krásný, 2000). Brunnar invid starkt genomsläppliga jordlager togs bort från populationen före analysen, så att värdena endast representerar det hårda berget. En alternativ förklaring är en igensättning med finmaterial som kan ske i inströmningsområdena, medan utströmningsområdena tvärtom rensas genom grundvattenflödet (Krásný, 2000). Att större sprickzoner kan ge större flödesmöjligheter har också studerats i samband med undermarksbyggande. Det finns ofta en klar positiv korrelation mellan större sprickzoner och dränering av jord och berg (Olofsson, 1991, 2000), men undantag finns också belagda. Två stora spårämnesförsök utförda i en sprickzon i kvartsit och skiffer i Tyskland har visat att den hydrauliska konduktiviteten i sprickzonen var flera tiopotenser högre än i omgivande berggrund (Maloszewski et al, 1999). I vissa fall, bl.a. i Norge, har emellertid brunnsborrningar i anslutning till sprickzoner, endast givit små vattenmängder, vilket förklarats av att sprickzonerna varit lerfyllda och därigenom fått låg genomsläpplighet. (Banks et al, 1993). Sprickzoner med hög lerhalt och mycket låg genomsläpplighet har ibland påträffats vid undermarksbyggande i Sverige, t.ex. i Bolmentunneln, Sydsverige (Olofsson, 1991).

4.4.4 Grundvattnets strömning

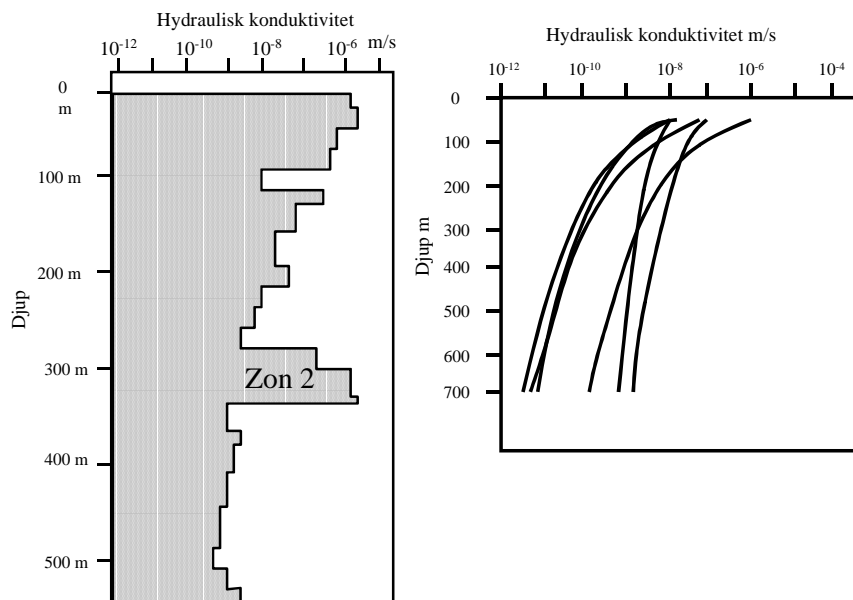
Topografin är av avgörande betydelse för strömningen, eftersom den dominerande orsaken till grundvattenströmning är gravitationen. Flödet går från högre partier mot lägre, **figur 10**, varvid

terrängen kan indelas i ett komplext mönster av inströmnings- resp. utströmningsområden, som delvis förändras beroende på årstidsvariationer av nederbörd och avdunstning. Storbruten terräng gynnar teoretiskt en djupare grundvattenströmning även om strömbilden i verkligheten samtidigt styrs av sprickmönstret och sprickornas karakteristika samt ibland också bergartsgränser, t.ex. diabasgångar. I flacka områden gynnas därför strömning i de ytliga delarna av berggrunden. I flacka kustområden, t.ex. vissa öar i skärgården, och i anslutning till Mälaren, bestäms flödesgradienten av grundvattennivå i relation till sjö- och havsyta. Under denna nivå, t.ex. i berggrunden under havsbotten, kan flödet antas vara mycket litet och då främst betingat av ett regionalt flöde.



Figur 10 Principiellt flödesmönster till följd av varierande topografi. I hårt sprickigt berg är den verkliga strömbilden betydligt mer komplex än den teoretiska.

En stor mängd mätningar har utförts av hydrauliska förhållanden i hårt berg, såväl i samband med undersökningar för grundvattenexploatering som inför deponering av kärnavfall. Hydrauliska undersökningar i borrhål (t.ex. injektionstester) inom sektioner avskärmade med tätningsmanschetter, s.k. packers, visar att den hydrauliska konduktiviteten generellt avtar med djupet, vilket främst beror på att bergspänningarna ökar, **figur 11**.



Figur 11 Hydraulisk konduktivitet från borrhålsmätningar (injektionstester) i Finnsjön, Uppland, i förhållande till djupet (25 m packeravstånd)(tv) samt beräknad hydraulisk konduktivitet för några bergarter (th). Zon 2 är en flack sprickzon. (efter SKB 1992 och Knutsson, 1997).

I de ytligaste delarna av berget avtar även sprickfrekvensen, främst av flacka sprickor, snabbt med djupet. Variabiliteten längs med borrhålet är dock i regel avsevärd och starkt genomsläppliga

sprickor och sprickzoner kan även påträffas på stora djup. I det djupa borrhålet för undersökning av möjlig gasförekomst i meteoritkraterstrukturen norr om Siljan, påträffades sprickor och sprickzoner ner till borrhålets hela djup av ca 7000 m (Juhlin et al, 1991). Flödesmätningar i borrhål som genomförts bl.a. i samband med berglaboratoriet på Äspö visar att vattenflödet minskar kraftigt vid större djup (>300 m).

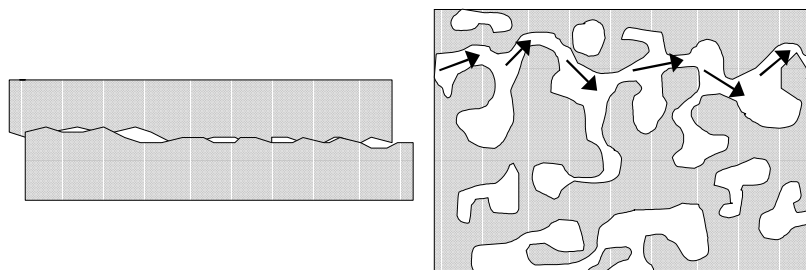
4.5 Betydelsen av heterogenitet och anisotropi

Hydraulisk heterogenitet är ett mått på den rumsliga variationen av hydraulisk konduktivitet i ett material (Freeze & Cherry, 1979). Variationen utgör ett sammantaget statistiskt mått på alla de hydrogeologiska faktorer som inverkar på strömningsförhållandena. Mycket av den kvantitativa forskningen inom grundvattenströmningen har under de senaste femton åren fokuserats mot att försöka statistiskt beskriva heterogeniteten. I ett homogent material är den hydrauliska konduktiviteten oberoende av mätpositionen. Ett heterogent material antas kunna beskrivas statistiskt genom att konduktiviteten varierar kring ett medianvärde. Hydrauliska tester i borrhål och brunnar har ofta visat att de hydrauliska värdena varit log-normalfördelade (Gustafson & Krásný, 1993, Rhén et al, 1997). Ett homogent material kan därför även definieras som ett material där variansen av den hydraulisk konduktiviteten är under 0.5 log-cykler (Schultze-Makuch et al, 1999).

Hydraulisk anisotropi är ett mått på variationen av flödesmöjligheterna i olika riktningar. Ett sprickigt hårt berg, där sprickkonfigurationen styr flödesmöjligheterna, har i allmänhet en hög grad av anisotropi. Helt isotropa flödesförutsättningar i naturen är sällsynta, även en sand- och grusavlagring uppvisar ofta någon form av anisotropi. Mätningar på Äspö har visat att den mest hydrauliskt konduktiva orienteringen har omkring 100 gånger högre

konduktivitet än den minst konduktiva orienteringen (Rhén et al, 1997). Det hårda berget kan därför sägas vara såväl hydrauliskt heterogent som anisotropt.

Stor hydraulisk heterogenitet och anisotropi leder i allmänhet till stora svårigheter att prognosticera grundvattenflödet och därigenom till stor osäkerhet beträffande flödesmönster och flödes hastighet. De hydrauliska egenskaperna uppvisar starkt heterogena förhållanden även för den enskilda sprickan. De vanligaste orsakerna till den hydrauliska heterogeniteten i hårt berg beror på bl.a. variation i sprickfrekvens (antal sprickor per bestämd bergvolym), sprickorientering, spricklängd, öppenhetsgrad (dvs. det genomsnittliga avståndet mellan sprickväggarna), sprickytornas råhet (de flesta sprickplan uppvisar oregelbundenheter) och mineralutfällnad (många sprickor uppvisar helt eller delvis mineralutfällningar eller nertransporterat finmaterial som täcker sprickplanen och minskar konduktiviteten) (Sharp, 1993). Sprickplanens oregelbundenhet leder till att strömningen längs sprickplanet i regel sker längs stråk eller kanaler. På tillräckligt stora djup (500-1000 m) leder spänningsförhållandena till att de flesta sprickor uppvisar kanalströmning (Tsang & Tsang, 1987). Starkt skjuvning i sprickan eller olikformig fördelning av mineralutfällningar bidrar i allmänhet till ökad grad av flödeskanalisering (Hakami, 1995), **figur 12**.

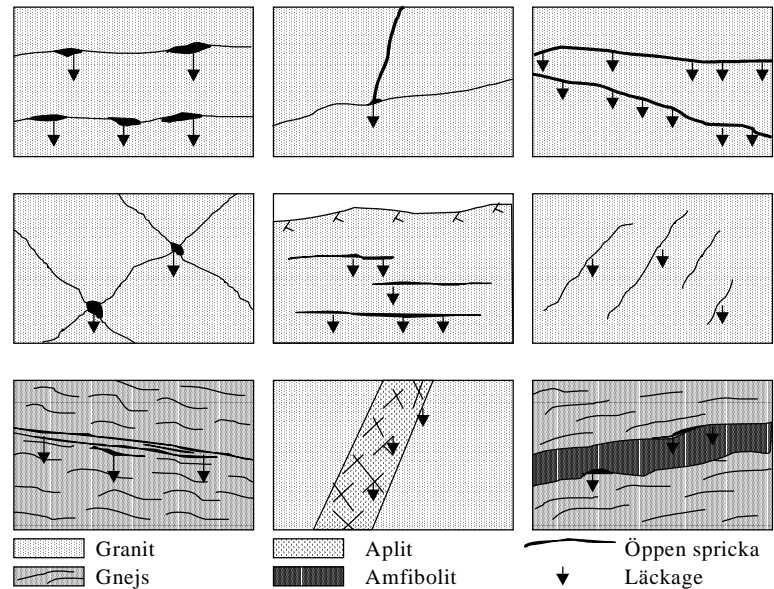


Figur 12 Principiell skiss över kanalströmning. Tvärsnittet visar hur skjuvning gynnar kanalisering

En betydande kanalströmning kan även ske längs skärningar mellan sprickplan även om porvolymen i skärningar är liten relativt den totala sprickporositeten (Hakami & Stephansson, 1993). En viktig faktor som påverkar den hydrauliska heterogeniteten är en mer eller mindre slumpmässig variation av förbindelserna mellan de olika strömningsvägarna. Den hydrauliska heterogeniteten är därför i praktiken tredimensionell (Dijk & Berkowitz, 1999). Vid ett sprickmönster med flera skärande sprickgrupper och liten kanalisering på sprickytorna kan den sammantagna heterogeniteten vara måttlig, vid stark skjuvning och mineralutfällning ökar den markant. Geometrin hos sprickyornas skärningar har således stor betydelse för den hydrauliska heterogeniteten (Kosakowski & Berkowitz, 1999). En deskriptiv genomgång av olika flödesgynnande strukturer i hårt berg, vilka karterats i samband med tunnelbyggande, visas i **figur 13**.

Den hydrauliska heterogeniteten är starkt skalberoende. En ökning av den kinematiska porositeten med en faktor 1.5, resulterade i nästan 6 gånger större variation av det maximala flödet, vilket har visats i modelleringar av grundvattenflöde i sprickigt hårt berg i Nevada (Pohll et al, 1999). Under det senaste decenniet har mycket forskningsarbete utförts i syfte att klarlägga skalberoendet. En omfattande sammanställning av litteratur, där den hydrauliska konduktivitetens skalberoende studerats, visar att det geometriska medelvärdet av konduktiviteten tydligt ökar med skalan (Vidstrand, 1999). Kvantitativa

mätningar av hydrauliska egenskaper måste i regel utföras i detaljerad skala i borrhål. Frågan är hur dessa mätningar, som oftast endast representerar någon enstaka spricka eller till och med någon enstaka kanal på en sprickyta, verkligen kan representera de hydrauliska förhållandena i en större bergvolym? Variansen är störst vid mätningar i laboratorieskala och minskar gradvis för fält och regional skala (Margolin et al, 1998). Vid hydrauliska tester mellan packers i borrhål är packeravståndet av stor betydelse för variationen av de hydrauliska egenskaperna.



Figur 13 Exempel på flödesgynnande strukturer i hårt berg (Olofsson, 1993 efter Carlsson & Olsson, 1977 samt Palmqvist, 1990).

Vid ett packeravstånd av endast några meter kommer flödet i varje enskild spricka att vara av betydelse. Hydrauliska tester i borrhål på Äspö antyder att mätningar mer detaljerade än över blockstorleken 10 m, är svåra att skala upp till större block (Vidstrand, 1999). Den hydrauliska konduktiviteten antas öka med skalan tills den når en gräns över vilken konduktiviteten är konstant (Clauser, 1992, Hsieh, 1998). REV (Representative Element Volume) är ett tidigare vanligt använt mått på den volym över vilket konduktivitetvärdet inte längre förändras. Eftersom den hydrauliska konduktiviteten ofta har visat sig vara log-normalfördelad, blir REV i praktiken

mycket stor och det är tveksamt om begreppet är lämpligt att använda. Vid regional skala och om större inhomogeniteter, t.ex. större sprickzoner, föreligger kan möjligtvis dessa behandlas separat med skilda hydrauliska egenskaper (Krásný, 2000).

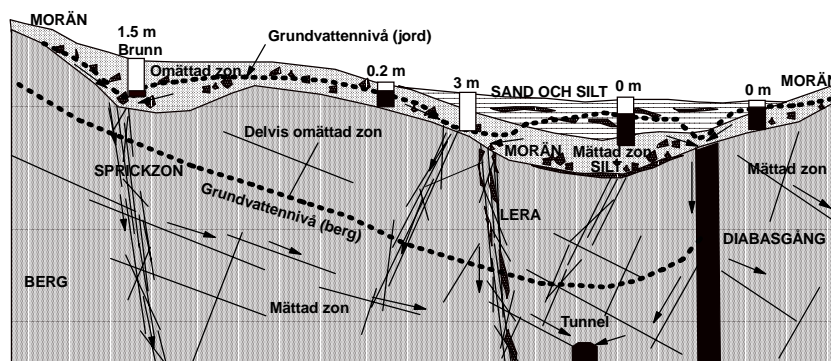
Något riktigt bra mått på heterogeniteten hos ett spricknät finns ännu inte, speciellt om detta ska kunna tillämpas på skilda skalor. Ett försök att beskriva heterogeniteten genom ett s.k. heterogenitetsindex, baserad på variansen hos olika sprick-karakteristika, har dock nyligen presenterats (Cesano et al 2000b).

4.6 Inducerad strömning

Betydande naturlig grundvattenströmning i hårt berg sker huvudsakligen i de ytligaste delarna av berget och i områden med stora höjdskillnader, medan den kan antas vara ringa på stora djup och i flack terräng. Inducerad strömning kan antingen skapas genom hydrauliska tester, t.ex. provpumpningar i borrhål, eller uppkomma i samband med undermarksbyggande. Nästan varje fysisk undersökning av grundvattenförhållandena i berget kommer att störa de naturliga strömningsprocesserna. Ett borrhål medför t.ex. i sig själv en betydande strömningskanal, vilket kan skapa flödesvägar i vertikal led ("hydraulisk kortslutning"), som tidigare inte existerade. Byggande av undermarksanläggningar medför i allmänhet stor inverkan på flödessystemen.

Studier av grundvattenförändringar i jord och berg vid byggande av undermarksanläggningar har givit en kraftigt ökad kunskap om de komplexa strömningsförhållandena som råder i berget, i jordlagren och vid flödet från jord till berg (Olofsson, 1991, Cesano et al, 2000a). Grundvattenmodellering har i nuläget inte lyckats korrekt beskriva dessa flödesprocesser, speciellt inte med avseende på berganläggningarnas grundvattenpåverkan i jordlagren (Olsson, 2000). Dränering av berg-grundvattnet kan i vissa fall medföra att det uppstår en omättad zon mellan grundvattennivån i berget och överlagrande vattenmättade jordlager, vilken ofta är svår att

modellera. Grundvattenströmningen blir därför starkt beroende av jordlagrens rumsligt skiftande hydrauliska konduktivitet i förhållande till de hydrauliska egenskaperna hos de flödesbestämmande strukturerna i berget. Kontaktzonens hydrauliska egenskaper mellan dessa strukturer och jordlagren är då av avgörande betydelse, **figur 14**. Mycket få studier har ägnats åt denna kontaktzon, bl a därför att den är praktiskt mycket svår att studera.



Figur 14 Principiell skiss över dränering i berggrunden vid tunnelbyggande och hur detta lokalt kan påverka grundvattenförhållandena i jord. I verkligheten är förhållandena lokalt än mer komplexa (Olofsson, 2000).

Inducerad grundvattenströmning medför även betydande förändringar i grundvattenkemi, vilket bl.a. visas i undersökningar på Äspö, där inflöde av saltvatten var tydligt från nutida Östersjön och från äldre stadier av Östersjöns utveckling (Laaksoharju et al, 1999), liksom grundvattenkemiska förändringar vid andra större byggprojekt.

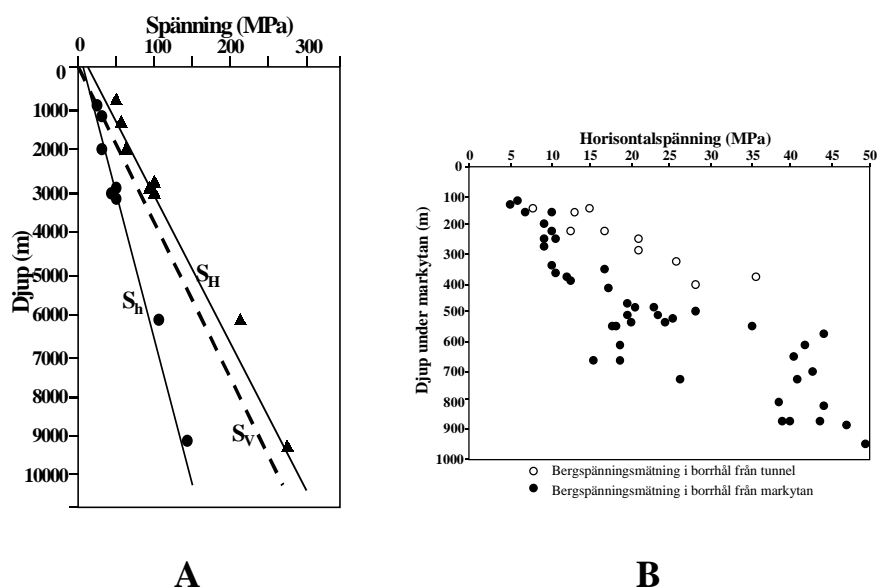
4.7 Betydelsen av bergspänningsförändringar

Förändringar i bergspänningar kan antas ha en viss betydelse för grundvattenflöde i hårt berg. Såväl lokala som regionala spänningsändringar kan medverka till reaktivering av vissa sprickorienteringar, varigenom flödesmöjligheterna på det enskilda sprickplanet kan förändras. Det rådande spänningstillståndet påverkar öppenheten och därigenom den hydrauliska konduktiviteten, vars variation i såväl storlek som riktning visat sig överensstämma med den lokala spänningsfördelningen (Carlsson & Olsson, 1979). Fältförsök med trycksättningar av enskilda sprickor har visat att permeabiliteten ökar med minskande effektiv spänning (Alm, 1999). Bergspänningar, såväl horisontella som vertikala, ökar i allmänhet med djupet, **figur 15**.

Betydelsen av bergspänningarna för flödet kan dock antas minska med råheten på sprickyterna, eftersom ojämnheter medför ett komplext flödesmönster. Vid undermarksbyggande kommer spänningsfältet att lokalt förändras runt anläggningen; hur stor volym som kommer att påverkas beror på storleken av undermarksanläggningen. Även i detaljerad skala kommer detta att ske vid t.ex. borrhål, men flödespåverkan blir då i allmänhet mycket liten. Runt tunnlar kommer i allmänhet den faktiska påverkan på flödesöppningarna att vara försumbar bortom ett avstånd av ca 1 tunneldiameter (Pusch et al 1991). Vid försiktig sprängning, såsom t.ex. på Äspö, kan påverkan bli betydligt mindre, ofta under 1 m, och vid fullortsborrning endast någon decimeter.

Betydelsen av spänningsförändringar i regional skala för grundvattenflödet är dock mer oklar. Sammanställningar över brunnskapaciteter i bergbore brunnar i hårt berg (gnejser, graniter och amfiboliter) i södra Norge visar dock på en stark positiv korrelation mellan kapaciteterna och beräknad landhöjning (Rohr-Torp, 2000). Detta antas bero på att de unga tektoniska rörelser, som förklaras av landhöjningen, förändrar spänningssituationen och reaktiverar existerande sprickor. I en

begränsad studie i ett försöksområde öster om Göteborg, över brunnskapaciteter och dess relation till det aktuella regionala Skandinaviska spänningsfältet kunde dock inget samband upptäckas (Wladis, 1995).



Figur 15 Spänningsprofil baserad på bergspänningsmätningar inom KTB (kontinentala djupborrningsprojektet i Tyskland). Bergspänningsmätningarna gjordes huvudsakligen i gnejs och amfibolit ner till 9 km. Vertikala spänningen (S_v) beräknad från densitet. S_H resp S_h är största respektive minsta horisontella bergspänningen (A). Som jämförelse för ytligare bergspänningar visas största horisontella bergspänningarna i borrhål på Äspö (B). (efter Te Kamp et al, 1995 samt Stille & Olsson, 1996).

I samband med isavsmältningen kan snabba förändringar i den vertikala belastningen i kombination med en storregional kompression i horisontalplanet ha orsakat s.k. *neotektoniska* rörelser,

som är belagda främst på Nordkalotten, t.ex. Pärvieförkastningen väster om Kiruna. Huruvida dylika nya eller regenererade störningszoner medför ökade flödesmöjligheter för grundvatten är dock inte klarlagt.

Den dominerande maximala horisontella bergspänningarna i västra Europa, liksom i Skandinavien, har en orientering i NV-SO, vilket förklaras av tektoniska spänningar från den Mittatlantiska spridningszonen (Amadei & Stephansson, 1997). Lokalt kan denna riktning dock avvika och varierar såväl vertikalt som horisontellt, genom bl a landhöjning och topografi, speciellt i anslutning till större skjuvzoner.

4.8 Kemi hos grundvatten i hårt berg

4.8.1 Inledning

Berggrundvattnets kemiska sammansättning präglas av en rad olika faktorer. Vattnet, som perkolerar ned genom lösmassor ovanpå berget, får en del av sin karaktär av den ovanliggande jorden. De faktorer som är viktiga är jordtäcket tjocklek, dess textur och mineralsammansättning. Jordtäcket i Sverige har i stor utsträckning kommit dit under den senaste istiden. Nere i bergets spricksystem finns sedan minnen från många geologiska epoker, t.ex. minst tre generationer av kalkavsättningar i spricksystemen. Det perkolerande nederbördsvattnet blandas med äldre grundvatten, som t.ex. kan finnas kvar från någon marin epok. På stort djup påträffas slutligen mycket salt grundvatten av okänt ursprung men som sannolikt fått sin kemiska sammansättning i samband med bergartsbildning på djupet. Många kemiska reaktioner i grundvattnet, även på stort djup, sker genom mikrobiell aktivitet. Berggrundvattnets kemi är alltså inte helt lätt att beskriva.

4.8.2 Faktorer som påverkar grundvattenkemin

Följande processer påverkar grundvattenkemin i olika omfattning:

- Nedfall av salter från atmosfären;
- Vittring;
- Växtupptag av näringsämnen;
- Utfällning av sekundära mineral;
- Oxidation och reduktion av organiska ämnen och mineral-komponenter;
- Jonbyte på sprickmineral;
- Blandning med äldre grundvatten.

Nedfallet från atmosfären omfattar framförallt havssalter men under 1900-talet har antropogena föroreningar, särskilt svavel från fossila bränslen, kommit att bli en dominerande del i avsättningen av ämnen från atmosfären. I Sverige, där en stor del av de antropogena luftföroreningarna ursprungligen bildats i Central och Väst-Europa, har svavelsyra, dvs. vätejoner och sulfatjoner präglat nederbörden och gett den ett pH på omkring 4 i södra Sverige. Medan svavelnedfallet under de senaste årtiondena minskat är nedfallet av kväve, som nitrat och ammonium, alltför hög.

Vittringen är en komplicerad process, inte minst då det gäller silikatmineral. De flesta naturliga grundvatten har som dominerande negativ jon vätekarbonat, vilket visar att det är kolsyra, som varit vittringsagens. Bakom detta ligger emellertid en rad komplicerade processer. Sålunda har man under de allra senaste åren funnit att mykorrhizasvampar har en utpräglad förmåga att bryta ned silikater (Wallander & Wickman, 1999). Mykorrhiza är svampar, som lever i symbios med träd, ris och örter och hjälper dessa med mobiliseringen av näringsämnen i marken. Dessa svampar utsöndrar organiska syror som t.ex. oxalsyra och citronsyra. Dessa bryts sedan ner av bakterier och bildar då kolsyra. Vittringshastigheten bestäms i stor utsträckning av mineral-sammansättningen i jorden men vissa träd t.ex. granen "rycker loss" mycket mera baskatjoner (kalcium, magnesium och kalium) än t.ex.

tallen (Pozwa et al. 2001). Det betyder att växtligheten också påverkar vittringshastigheten.

Kväve är tillväxtbegränsande i de flesta av jordens ekosystem. Det betyder att kvävet vanligen cirkuleras mellan växtlighet och mark i ett slutet kretslopp. Detta har förändrats under 1900-talet, då vi ökat givorna av kväverik handelsgödsel. Från jordbruksmark läcker i dag ca 25 kg/ha/år, vilket motsvarar några tiotal mg nitrat per liter.

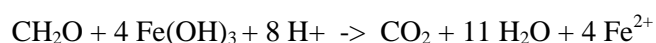
Genom vittringen löses mineral upp, men detta resulterar också i att nya mineral kan fällas ut, då koncentrationer av de komponenter som bygger upp dem, uppnår lösligheten i grundvattnet. Det är främst kalciumkarbonat, som har bildats på detta sätt i spricksystemen i berget men även glimmerliknande mineral som illit och klorit.

Uranhaltiga och andra radioaktiva mineral finns framförallt i sura graniter. Det är företrädesvis i spricksystem i berget, som det avsatts uranmineral och dessa producerar genom radioaktivt sönderfall radon. Radon i grundvattnet bestäms av sprickfrekvens och vidd på sprickor (Andrews et al, 1989).

Jonbyte sker då en störning av grundvattnets kemi har inträffat. Det är i vår svenska berggrund mest accentuerat i samband med förändringar av havsvattennivån. Vi har under de senaste 10 000 åren haft två mer eller mindre salta hav, som täckt delar av södra och mellersta Sverige, nämligen Yoldiahavet och Litorinahavet. Då saltvatten trängt ned i berget har de säten, där adsorption av positiva joner kan ske, mättats med natrium. Då havet har dragit sig tillbaks har kalcium i grundvattnet bytts mot natrium och man får då ett natriumbikarbonatvatten liknande Ramlösavattnet (Agerstrand, 1981). I bergborrhade brunnar, särskilt nära våra kuster, är sådana grundvatten inte ovanliga.

I mark- och grundvatten finns smärre mängder organiskt material, som kan ge energi till bakterier, som lever i marken och berggrundens spricksystem. Denna oxidation kan ske med hjälp av syre, precis som vi själva tillgodogör oss energin i den mat vi äter genom att använda syre. Syre har emellertid en begränsad löslighet

i vatten, ca 10 mg/l vid +8°C och detta kan snabbt konsumeras i en markprofil. Då finns det bakterier, som kan använda andra oxidationsmedel, nitrat, manganoxider, järnhydroxider och sulfat i nämnd ordning. Av dessa bildas då kvävgas, lösta mangan- och järnjoner samt svavelväte. Anaeroba förhållanden i berggrundvatten är mycket vanliga, illustrerat av att höga järnhalter är det vanligaste kvalitetsproblemet i bergborrade brunnar. Grundvatten med svavelvätedoft är heller inte ovanliga. Dessa reaktioner kallas reduktions-oxidationsreaktioner, därför att de omfattar reduktion av en specie och oxidation av en annan. Dessa s. k. redoxreaktioner innebär överföring av en eller flera elektroner som t.ex. vid oxidation av organiskt material med hjälp av trevärt järn:



Redoxreaktioner är mycket viktiga i samband med deponering av radioaktivt avfall eftersom radionuklider förekommer i former, som är mycket mindre lösliga vid reducerande betingelser än då syre finns närvarande.

Blandning med äldre salt grundvatten är vanligt i berggrunden runt våra kuster (se figur 16). Litorinahavet var saltare än vad Östersjön i höjd med Stockholm är i dag, vilket gör att det inte är ovanligt att berggrundvatten kan vara saltare än havsvattnet i Stockholms skärgård. Mot djupet, under ca 1000 m, har man funnit ett vatten som är saltare än havsvattnet och vars ursprung man inte med säkerhet kan bestämma. Det är i motsats till havsvattnet ej ett Na-Cl-vatten utan ett Ca-Cl-vatten. Sådant vatten har man förutom i Sverige även funnit i Finland i Outokumpu gamla koppargruva samt i den kanadensiska urbergsskolden.

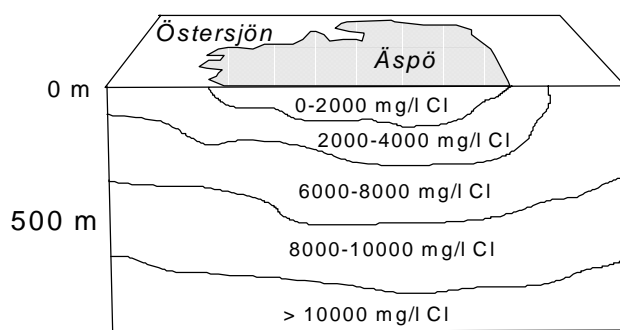
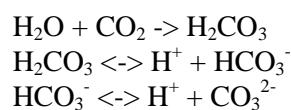


Fig 16 Sötvattensskudde under Äspö innan anläggningen av berglaboratoriet orsakade en sänktratt. På större djup än ca. 1000 m har på fastlandet grundvatten påträffats med högre kloridhalt än i oceaniskt havsvatten (förenklad bild efter Laaksoharju et al 1990).

4.8.3 Grundvattenkemins stabilitet

I samband med förvaring av avfall i berggrunden är grundvattnets kemiska stabilitet av stor vikt och det gäller två omständigheter, vattnets pH och dess redoxillstånd. Stabiliteten beskrivs med begreppet buffring. Man talar om olika buffertar. pH, dvs. koncentration av protoner (H^+), buffras i de flesta naturvatten av kolsyrasystemet. Kolsyra är en svag syra, vilket betyder att bara en del av dess vätejoner är frigjorda från anjonen, den negativa jonen. Kolsyran är en tvåprotonig syra och kan avsöndra två protoner då pH stiger i vattnet:



Vittringen konsumerar protoner och skapar vätekarbonat (HCO_3^-). Om ytterligare vätejoner tillkommer, t.ex. genom sur nederbörd så reagerar vätekarbonatet med dessa och pH-förändringen blir liten:



Berggrundvattnet har höga halter av vätekarbonat och är alltså välbuffrat.

Redoxbuffring är en likartad process men gäller, som redan nämnts, elektroner i stället för protoner. En svag redoxbuffring kan t.ex. göra att ett redoxsystem går över i ett annat. Om vi har små mängder syre i vattnet så snäpper redoxförhållandet lätt över i att omfatta oxidation av organiskt material med trevärt järn, vilket kan ge höga halter av löst tvåvärt järn i vattnet. Berggrundvattnet på lite större djup ligger vanligen på denna redoxnivå och ganska stabilt så. Det finns ju stora mängder trevärt järn i berggrundens mineral, vilket gör berggrundvattnen redoxstabila. Om redoxförhållandet skulle övergå till sulfatreduktion bildas svavelväte, vilket inte är bra för de kopparkapslar, som man avser använda för inneslutning av det radioaktiva avfallet.

4.8.4 Grundvattenkemi och omsättning

Som tidigare nämnts varierar vattnets omsättning med djupet under markytan. Detta spelar stor roll för grundvattnets kemi, eftersom de kemiska reaktionerna, som omfattar silikatmineral, är långsamma. Den sura depositionen har slagit igenom i våra ytvatten, som matas via ytliga flöden genom marken. Även ytliga grundvatten som man tappar i grävda brunnar till någon meters djup, har i vissa fall försurats. Grundvattnet i borrade brunnar har däremot endast undantagsvis försurats, så t.ex. på västkusten där man har tunna jordlager.

Det har gjorts många försök att datera det djupa grundvattnet. Om åldern överstiger några hundra år ligger det nära till hands att

använda ^{14}C med en halveringstid på 5 700 år. Det har vid dessa mätningar visat sig att åldern på 5-600 meters djup kan vara flera tusen år. Eftersom kol finns i bl.a. karbonater av stor ålder och detta kol kan omsättas på ett komplicerat sätt har ^{14}C -åldrarna ifrågasatts. Man har också använt organiskt material, dvs. humus i vattnet, för att ^{14}C -datera vattnet. De åldrar man då kommit fram till är ofta något lägre men av samma storleksordning. Vid humus- respektive karbonatdatering av grundvatten från 400 m djup vid Fjällveden i Sörmland gav karbonatet 4200 år, medan humusen gav 1300 år. ^{36}Cl har använts för att datera mycket gamla vatten. ^{36}Cl bildas liksom ^{14}C i atmosfären och har en halveringstid på ca 300 000 år. Även med denna isotop finns tveksamheter.

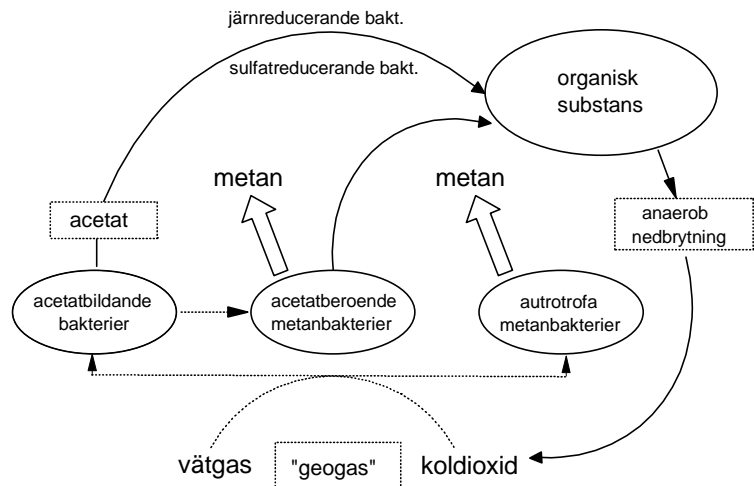
Det som framkommit under senare år, är att blandning av berggrundens olika grundvatten är vanlig. Man har t.ex. funnit grundvatten med tritium (^3H) som har en halveringstid på 12.4 år samtidigt som man har höga ^{14}C -åldrar. Detta tyder på blandning av ett mycket ungt vatten med ett gammalt. Detta förhållande har utnyttjats i ett nytt koncept där man modellerar, dvs. beskriver blandningen kemiskt med användande av reaktioner för mineralupplösning och -utfällning. Detta betraktelsesätt har på ett utmärkt sätt kunnat beskriva blandningen av nederbördsvattnet, s.k. biogent vatten (vattnet som passerat markzonen med dess vittringsreaktioner), bräckvattnet från Östersjön, istidsvatten och det ovan beskrivna mycket salta vattnet (Laakksoharju et al, 1999).

4.8.5 Mikrobiell aktivitet i grundvattnet

Som redan nämnts spelar organismer stor roll för grundvattenkemin. Vittringen medieras i varierande utsträckning av mykorrhizasvampar. De flesta redoxreaktioner sker genom bakteriers verksamhet. Många oorganiska reaktioner har en tröghet i reaktionen, som gör att de, trots att de är energimässigt möjliga, ej sker. Bakterier verkar genom enzymer som drastiskt minskar denna tröghet. Det som är energimässigt (termodynamiskt) möjligt

genomförs av bakterierna, medan rent oorganiska reaktioner ofta är hämmade.

Bakterier finns på alla nivåer i berget men man kan skilja på två bestånd, de som lever på organiskt material som producerats vid markytan genom fotosyntes och de på stort djup i berget, som lever på energi från vätgas, som diffunderar upp från stort djup (Pedersen, 2000) och som tar sitt kol från oorganiska specier, koldioxid eller vätekarbonat (**figur 17**)



Figur 17 Bakterieflorea på djupet i berggrunden. Bakterierna tar sin energi från vätgas och har koldioxid som kolkälla (efter Pedersen, 2000).

4.8.6 Ny kunskap

Förekomsten av mikrobiellt liv på stort djup i berget är till del ny kunskap och helt ny är förståelsen av hur de olika grupperna av bakterier lever på varandras ämnesomsättningsprodukter. Förekomsten av det mycket salta vattnet på stort djup är också relativt nyupptäckt i vårt nordiska urberg, medan man i Kanada har haft kännedom om det under längre tid. Utvecklingen av modellering av blandningen av olika vatten har gett en ny möjlighet att uppskatta omsättningen av grundvattnet på stort djup i berget. Detta ger bl.a. möjligheter att förklara de förbryllande fynden av grundvatten med ^{14}C -åldrar på flera tusen år samtidigt som det innehåller tritium, som antyder ett mycket ungt vatten. Det mikrobiella livet på stort djup i berg, som omsätter karbonat och koldioxid till organiskt material, gör alla dateringar med hjälp av ^{14}C vanskliga och osäkra.

4.9 Undersökningsmetodik

Undersökningsmetoder och analysmetoder för studier av grundvatten i berg har utvecklats starkt under de två senaste decennierna. Mycket av ny kunskap och metoder har framtagits i samband med studier för deponering av kärnavfall. I detta avsnitt ges en summarisk beskrivning av olika undersökningsmetoder för berg- och grundvattenförhållanden.

Metoderna kan indelas beträffande dels i vilken/vilka *skalor* de kan tillämpas, dels vilken typ av data som genereras, *kvalitativa*, t.ex. tolkade flygbilder, eller *kvantitativa*, t.ex. direkta mått på vattenhalt. De kan även indelas i om de *direkt* ger information om grundvattenflödesprocesser eller om mätresultaten kräver betydande tolkning för att kunna användas och därför endast kan anses ge *indirekt* kunskap, **tabell 1**. Givetvis är det svårt att ibland dra gränsen mellan dessa grupperingar.

Tabell 1 Olika typer av undersökningsmetoder för grundvatten i hårt berg (modifierad efter Cesano, 1999)

Huvudsakligen indirekt information	Huvudsakligen direkt information
Studier av tidigare undersökningar i området	Hydrauliska tester
Fjärranalys och flygbilder	Hydrometeorologiska mätningar (avrinning, nederbörd, temperatur)
Bergarts- och strukturgeologisk kartering i fält	Flödesmätningar i borrhål etc
Flyg- och markgeofysiska mätningar	
Geokemisk provtagning av mark och grundvatten	
Bergspänningsmätningar	

Som indata till matematisk modellering har i huvudsak direkta kvantitativa mätningar använts, främst resultat från hydrauliska tester. För korrekta randvillkor är dock de indirekta kvalitativa mätningarna av största betydelse.

Tabell 2 ger en översiktlig sammanställning av olika undersökningar och deras lämplighet för olika skalor. Tabellen bygger huvudsakligen på erfarenheter från såväl grundvattenprospektering som större anläggningsprojekt (Larsson(ed), 1984, Andersson et al, 1993, Réhn et al, 1997, Stanfors et al, 1997, Cesano, 1999, Lloyd, 1999). För kärnavfallsdeponering tillkommer betydande svårigheter beroende på att deponiplatsen sannolikt kommer att vara belägen på ett stort djup (planerat 400-600 m). De flesta mätningar på markytan, dvs. alla mätningar utom i borrhål, kommer alltså alltid att vara belägna minst 500 m från den tänkta deponeringsplatsen med de ökade osäkerheter detta medför. De geofysiska flyg- och markmätningarna kommer dessutom att ge mätvärden integrerade över stora volymer. Noggrannheten för dessa kommer att avta starkt med djupet och på stora djup kommer endast de geologiska och

strukturella huvuddragen att kunna identifieras, vilka ofta är av litet intresse för det lokala flödet.

Tabell 2 Några undersökningsmetoder och deras relevans för studier av grundvattenförekomst/flöde i olika skalor. Skalorna åsyftar sidlängd på kvadratiska rutor, vid borrhålsundersökningar åsyftas en kub med samma sidlängd.

D=direkt information om grundvattenförekomst/flöde, T=kräver tolkning för att ge relevant information. Ökande antal tecken ger ökande relevans.

Metod	Kan t ex visa	100 000m	1000m	100m	10m	1m
Studier av kartor	Topografi, sprickzoner, geologi	TT	TT			
Fjärranalys, satellitbilder	Sprickzoner, fuktighet, in-och utströmningsområden	TTT	TT	T		
Fjärranalys, flygbilder	Sprickzoner, in-och utströmningsområden	TTT	TTT	TT		
Bergarts- och sprickmätningar i fält	Bergarter, sprickor (frekvens, spricktyp, orientering, mineralfyllnad)		T	TT	TTT	T
Flygeofysik	Strukturer, geologi	TTT	TT	T		
Markgeofysik	Strukturer, geologi, grundvattennivå		T	TT	TTT	T
Borrhålsgeofysik	Sprickor, geologi, vattenhalt			T	TT	TTT
Brunnsinventeringar	Kapaciteter, grundvattennivåer			D	DD	
Flödesmätning i borrhål	Grundvattenflöde				D	DDD
Injektionstest i borrhål	Hydrauliska parametrar				DD	DD
Interferenstest i borrhål	Hydrauliska parametrar			D	DD	
BorrhålsTV	Sprickor, bergarter				T	TTT
Bergspänningsmätningar	Aktuella bergspänningar			T	TT	T

forts. nästa sida

forts. från föreg. sida

Metod	Kan t ex visa	100 000m	1000m	100m	10m	1m
Analys av borrhörnor	Sprickor, mineralfyllnad, bergarter				T	TT

Regional vattenkemisk provtagning i brunnar	Regional vattenkemi			T	TT	T
Vattenprovtagning i borrhål, störda förhållanden	Vattenkemins förändring över tiden, vattnets genes och kemiska reaktioner			TT	T	
Stabila isotoper	Grundvattnets genes		T	TT	T	
Radioaktiva isotoper	Grundvattnets ålder och blandning		T	TT		
Spårämnesförsök i borrhål	Strömningsvägar, flöden			D	DD	D

Som framgår av tabellen finns det knappast några mätmetoder, som ger direkt kvantitativ information om grundvattentillgång eller grundvattenflöde i mer översiktlig skala. De hydrauliska tester, som ofta utförs vid grundvattenundersökningar, ger sällan tillräckligt generell information för att randvillkor för matematiska modelleringar skall kunna fastställas. Därför krävs oftast en kombination med någon mer översiktlig indirekt metod för att en konceptuell geologisk sektion skall kunna bestämmas.

Det är också viktigt att förstå vad som mäts. En grundvattennivå kan lätt uppmätas i ett borrhål, men i hårt sprickigt berg existerar ingen egentlig grundvattenyta. Två närbelägna borrhål kommer att uppvisa olika vattennivåer helt enkelt därför att borrhålen matas med vatten från olika sprickor som vardera uppvisar skilda vattentryck. Hur många borrhål det behövs för att representera en medelnivå är beroende av den hydrauliska förbindelsen mellan bergsprickorna, vilket i sin tur beror på sprickkonfiguration, öppenhetsgrad, mineralfyllnad etc.

Mätningarna har dels en rumslig dimension, som är svår att översätta till en korrekt hydrogeologisk modell, dels en tidsmässig dimension, dvs. det är också viktigt när mätningarna görs, eftersom flödet är en dynamisk process. Grundvattentillgång och grundvattenflöde förändras ständigt beroende på säsongsmässiga variationer i grundvattenbildning och grundvattentemperatur (främst beroende på förändringar i vattnets viskositet). Genom att de vattenvolymer som finns i hårt berg är mycket små, kommer

även måttliga förändringar i lufttryck och gravitation (t.ex. månens dragningskraft) att ge mätbara ändringar i vattennivå i bl.a. borrhål.

En grundvattenundersökning genererar i allmänhet mycket data av olika slag och olika detaljeringsgrad. Det är därför viktigt att det finns funktionella system för hur grundvattendata skall lagras, integreras och behandlas för att undersökningens specifika syfte bäst skall uppnås. Specifika och komplexa databaser har i allmänhet byggts upp i samband med kärnavfallsförvaringsprogrammen i världen. För grundvattenexploatering är det vanligt att mätdata sammanställs i kartform, t.ex. i form av ett GIS (Geografiskt InformationsSystem), i vilken all lägesbunden information kan ingå (Gustafsson, 1993, Lloyd, 1999). Ett GIS möjliggör samtidig bearbetning av skiftande data och kan numera också vara integrerat med eller kopplat till (för in- och utmatning av data) matematiska modeller. En stark begränsning med de GIS, som är vanligast förekommande idag, är att dessa i regel endast hanterar 2-dimensioner, dvs. saknar vertikalkomponenten. Det finns visserligen även 3-dimensionella GIS att tillgå men istället används ofta 3-dimensionella standardprogram för datalagring och visuell presentation (s.k. CAD-program), bl.a. inom studier för kärnavfallsdeponering. Den fjärde dimensionen, tidsfaktorn, är dock betydligt svårare att visuellt presentera samtidigt med att de tre rumsliga dimensionerna behålls, då detta genererar mycket stora datamängder.

4.10 Grundvattenmodellering

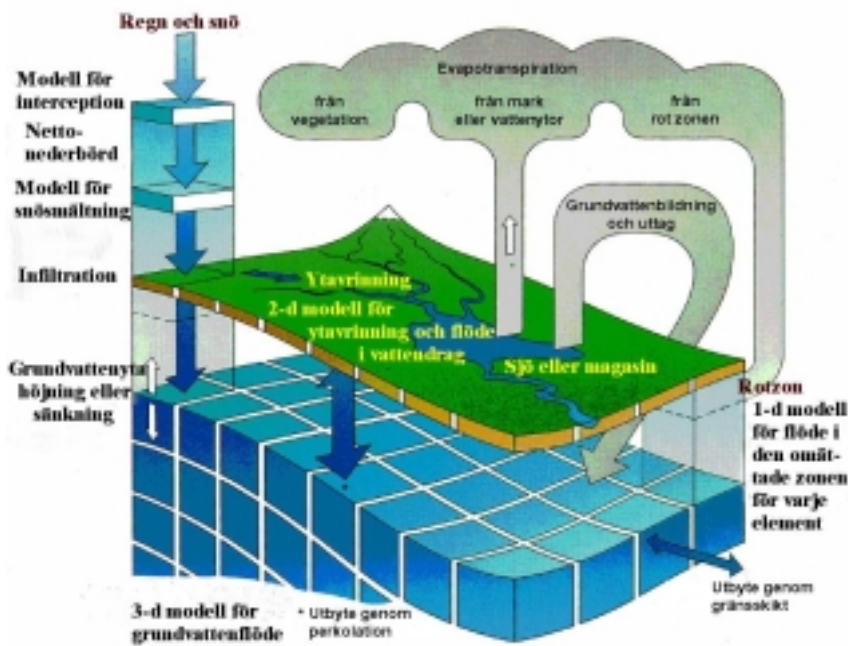
4.10.1 Inledning

Ordet modell används på många olika sätt inom hydrogeologin (analogimodell, begreppsmodell, laboratoriemodell, matematisk modell, m.fl.). Det är därför viktigt att i varje sammanhang ange vad som avses, vilken fråga som ska belysas eller vilken typ av modell det gäller. Gemensamt för alla modeller är att de ger en mer eller mindre förenklad bild av en ofta komplex verklighet, t.ex. ett grundvattensystem. De studier och beräkningar, som görs i modeller av hydrologiska och hydrokemiska processer och förlopp, måste därför tolkas med stor försiktighet. Här behandlas endast begreppsmodeller och matematiska modeller.

4.10.2 Begreppsmodeller

En begreppsmodell (eller en konceptuell modell) är en kvalificerad bedömning i form av en generaliserad beskrivning och/eller principfigur av hur t.ex. hela vattensystemet (**figur 18**) eller ett grundvattensystem fungerar (se **figur 14**). Den bygger på befintliga uppgifter och antaganden om t.ex. systemets typ, storlek och gränser, liksom om var och hur grundvattnet bildas och strömmar, samt vilken kemisk sammansättning det har. Vidare kan exempelvis föroreningskällor och risker anges. En begreppsmodell är sålunda en slags systemanalys av grundvattensystemet och dess relation till ytvattnet inom ett avrinningsområde.

Det är lämpligt att upprätta en begreppsmodell som inledning till en grundvattenundersökning. Som grund för en sådan modell är det värdefullt att ha en geologisk modell av området ifråga. Det kan vara en tektonisk modell av urberget, som ger anvisningar var de ”öppna” och uthålliga sprickzonerna finns, kopplad till en jordartsgeologisk modell, som visar jordartsfördelning och magasineringsmöjligheter för grundvatten.



Figur 18 Begreppsmodell över hela det hydrologiska systemet samt angivelser över hur det kan modelleras matematiskt (efter den s.k. MIKE-SHE-modellen).

För att kunna arbeta vidare med andra typer av modeller, t.ex. matematiska modeller, är det helt nödvändigt att utgå från en begreppsmodell, som förenklas ytterligare.

4.10.3 Matematiska modeller

En matematisk modell uttrycker en begreppsmodell i matematisk form, t.ex. med hjälp av ett antal differentialekvationer för strömning och transport. Ekvationerna, vanligen partiella

differentialekvationer, formuleras med hjälp av de grundläggande ekvationerna för massa, energi och rörelse samt ekvationer som beskriver material- och transportegenskaper. Olika koefficienter införs, t ex värden för magasin-koefficient (S) och hydraulisk konduktivitet (K). Ofta måste till en början en del antagna värden användas. Förutsättningarna måste också förenklas, eftersom fältförhållandena oftast är alltför komplicerade. Det gäller särskilt om den matematiska modellen skall lösas *analytiskt*, då akviferen förutsätts vara såväl homogen som isotrop och randvillkoren enkla. Om mera realistiska förhållanden skall behandlas, t.ex. en heterogen, anisotrop akvifer, är det lämpligare att lösa den matematiska modellen approximativt genom att använda *numeriska* metoder med hjälp av en dator, varför begreppet *datormodeller* uppkommit. Härvid överförs differentialekvationerna till system av algebraiska ekvationer och beräkningarna begränsas till ett antal punkter eller delområden.

Utvecklingen och användningen av datormodeller inom hydrogeologin har varit snabb under det senaste decenniet, dels tack vare att kraftfulla persondatorer blivit vanliga, dels genom utvecklingen av alltmer avancerad programvara. Begränsningen är ofta bristen på tillräckligt bra indata.

Den stora fördelen med en datormodell är, att när väl modellen och dess datorprogram är utvecklade, kan ett stort antal beräkningar av olika exempel snabbt göras. Härvid kan två syften med modellarbetet uppnås:

- Att använda modellen för att dels *förstå* hur hela systemet i fråga fungerar, dels kunna *värdera* de ingående parametrarnas betydelse genom s.k. känslighetsanalys (se nedan). Härigenom kan vägledning fås för fortsatta undersökningar, som då kan inriktas på de allra viktigaste parametrarna och var i terrängen informationen om dessa bäst behövs (t.ex. optimala lägen för undersökningsborrhål);
- Att utnyttja modeller för *simuleringar* och *prognosberäkningar* i ett avslutande moment, när modellerna är väl kalibrerade mot

t.ex. äldre uppgifter. Det är därvid möjligt att pröva ett stort antal tänkbara situationer eller scenarier, t.ex. med olikstora uttag eller olikstora belastningar av föroreningar.

Ett viktigt moment i modellering är s.k. *successiv känslighetsanalys*. Den görs vanligen genom en successiv förändring av respektive parameter för att få fram vilken eller vilka parametrar som är viktigast. Vid en mera avancerad form av känslighetsanalys omformuleras modellekvationerna, så att känslighetskoefficienter kan beräknas efter det att värden erhållits för resultatparametrarna. Som exempel på det sistnämnda tillvägagångssättet kan nämnas s.k. adjungerad känslighetsanalys.

Den mest utvecklade typen av datormodell är den *fysikaliskt baserade*, som utgår från ett antal ekvationer och bygger på särskilda antaganden om hur det hydrologiska systemet fungerar. Ekvationerna gäller egentligen för småskaliga, homogena system, men det förutsätts ofta att de också kan tillämpas i större skala och i heterogena system. Olika parametrars (t.ex. hydraulisk konduktivitet) skalberoende är föremål för omfattande forskning (se avsnitt 4.5). Modelltypen är mest lämplig för processstudier i liten skala, där de fysikaliska parametrarna kan mätas och kontrolleras och inte har för stor variabilitet. Det krävs sålunda ofta betydande fältinsatser för att få ingångsdata till modellen.

De vanligaste numeriska modellerna inom hydrogeologin är s.k. *finita differensmodeller* och *finita elementmodeller*. Många varianter förekommer, dels beträffande den matematiska formuleringen, dels vad gäller de numeriska metoderna som används för att lösa de olika algebraiska ekvationssystemen, (som uppkommer i samband med rums- och tidsintegrationen av ekvationerna för grundvattenströmningen och för transporten av i grundvattnet lösta ämnen). I bägge modelltyperna läggs ett system av nodpunkter ut i ett rutnät över området i fråga. Bland de olika varianterna kan nämnas den s.k. *randelementmetoden*. Den skiljer sig från de övriga metoderna på så sätt att beräkningsområdet endast diskretiseras över ränderna till studieområdet. Antalet element eller noder blir på

detta sätt mycket mindre. Nackdelen är att materialegenskaperna i beräkningsområdet måste vara konstanta.

I finita differensmodeller är noderna placerade inom eller i ett kvadratisk eller rektangulärt rutnät eller i skärningspunkterna mellan rutorna. Det förekommer dock en intressant variant av finita differensmodeller som brukar kallas *integrerade finita differensmodeller*. I denna metod approximeras ekvationerna på ränderna mellan rutorna. Rutorna (eller rätblocken i tre dimensioner), behöver därigenom inte vara rektangulära. Rutnätet kan härvid bättre anpassas efter akviferens material och geometriska egenskaper (se exempelvis Patankar (1980)). Akviferegenskaper och grundvattennivåer antas i finita differensmodeller vara konstanta inom varje cell - till skillnad från finita elementmodeller.

I finita elementmodeller är området indelat i ett antal element, som i tvådimensionella modeller är triangulära eller rektangulära, och i tredimensionella modeller är utformade som prismor, tetraedrar eller hexaedrar. Olika typer av element kan förekomma i samma område, förutsatt att kontinuitet hos basfunktionerna föreligger vid elementsidorna. För varje element kan strömningen beskrivas genom grundvattennivåerna i varje nodpunkt. Ett system av ekvationer erhålls genom förhållandet att grundvattenytan (eller den s.k. piezometriska trycknivån) måste vara kontinuerlig i varje nod.

Finita differensmodeller kom först i bruk. De är relativt enkla att förstå och programmera, särskilt i samband med programmering av parallella datorer, som numera ofta används för att kunna lösa stora problem. Finita differensmodeller är lämpliga för att lösa regionala strömningsproblem i relativt enhetliga akviferer men också i flerlayersystem. De är emellertid begränsade genom att de bygger på regelbundna celler och genom att heterogena förhållanden måste beskrivas genom formen på dessa celler.

Finita elementmodeller är numera de mest använda. De är mera komplicerade att förstå och programmera men är också mer flexibla genom att elementen kan göras oregelbundna. Därigenom är de lämpligare för att studera mera heterogena grundvattensystem i

måttlig skala, t.ex. påverkan på grundvattennivåer vid ett planerat vattenuttag, eller strömbanor från ett planerat avfallsupplag.

En alternativ modell till i första hand finita differens- och finita elementmodeller är den s.k. analytiska elementmetoden, utvecklad av Otto Strack (1989). Den använder analytiska funktioner som lösningar på differentialekvationerna för grundvattenströmning med tillhörande randvillkor. Varje funktion representerar ett visst element i ett grundvattensystem (t.ex. åsmaterial, lera, berg) samt olika randvillkor (t.ex. bäckar, sjöar, sprickzoner). Kalibreringen av modellen görs med uppmätta grundvattennivåer och kända flöden. Modellen har använts i Sverige för att beräkna t ex effekten av grundvattenuttag ur olika brunnar och regionala strömningsmönster. En fördel med analytiska elementmetoden är att beräkningstiderna, även för stora problem, är mycket korta jämfört med numeriska modeller. Modellen är därför ett mycket intressant alternativ till numeriska modeller för ordinära porösa medier t.ex. för att genomföra preliminära beräkningar av grundvattenflöden i ett jordgrundvattensystem.

4.10.4 Modeller för sprickigt berg

Det svenska urberget är en mycket komplicerad geologisk miljö att beräkna strömning och transport i, med hänsyn till sprickornas oregelbundenhet, oklara sammanhang, skiftande ytstruktur, olika storlek, olika grad av mineralfyllnad och sprickfyllnadernas olikartade geokemi samt variationer i bergspänningar. Konventionella kontinuummodeller för porösa medier är därför inte lämpliga att använda utom möjligen över mycket stora, sprickrika områden.

Följande sätt att modellera strömning och transport i sprickigt berg har därför prövats:

- I ett sammanhängande system med dubbel porositet i sprickor respektive bergmassa, varvid systemet betraktas som ett poröst

medium. En särskild typ är modellen för s.k. ”dubbelporositet strömrör”;

- I nätverk av diskreta (separata) sprickor eller kanaler (**Figur 19**);
- I s.k. stokastiska kontinuum, där t ex K -värdet betraktas som en rumsligt oregelbunden variabel. (**Figur 19**).

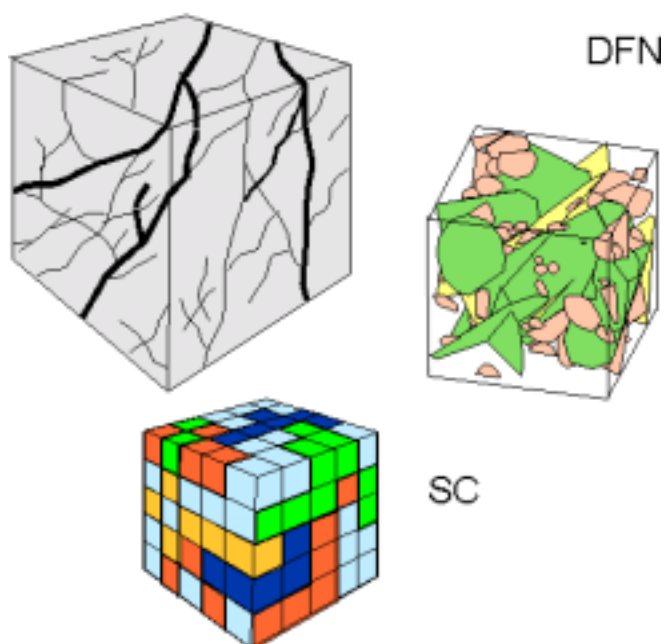
Den rumsliga och tidsmässiga variabiliteten hos t.ex. de hydrauliska parametrarna beräknas ofta med geostatistiska metoder, t.ex. kriging. Numera genomförs modellberäkningarna med hjälp av s.k. konditionerad simulering, som innebär att man med hjälp av s.k. Monte-Carlosimulering skapar ett antal indatafält (s.k. realisationer), vars statistiska egenskaper överensstämmer med den statistik, som observerats inom mätområdet.

Resultatet av modellberäkningen blir en statistisk fördelning av strömning och transport samt strömbilder av olika men lika sannolika fall. En osäkerhetsanalys av såväl ingångsuppgifter som de framräknade resultaten görs som ett led i modellarbetet. Denna typ av modell är exempel på s.k. *stokastiska modeller*. Dessa har utvecklats för att kunna ange sannolikhetsfördelningen av värden för resultatparametrarna till följd av osäkerhet hos indataparametrarna i en modell.

Följande modeller har tillämpats för studier av grundvatten i hårt berg främst inom ramen för SKB-arbetet:

HYDRASTAR är en stokastisk kontinuum-modell som utvecklats på uppdrag av SKB. Modellen är baserad på finitdifferensapproximation och löser en grundvattenekvation.

Bergmassa



Figur 19 De två vanligast förekommande modellkoncepten vid numerisk modellering av grundvattenflöde och transport genom en bergmassa med sprickor; diskret sprickverksmodellering (DFN) och stokastisk kontinuummodellering (SC) (från Follin, 2000).

PHOENICS är en generell modell för flödes- och transportproblem. Modellen har använts för storskalig modellering t.ex. i samband med Äspölaboratoriet (Svensson, 1999). Denna modell är ett exempel på en modell av *typen integrerade finita differens metoder*. Större sprickzoner kan explicit ("direkt") modelleras med hjälp av denna modell. Modellen har även modifierats för att

implicit ("indirekt") kunna beakta effekter av sprickmönster (se Svensson [1999]).

FRACMAN/MAFIC är en modell utvecklad vid Golder Associates (Dersowitz). Denna modell är en s.k. diskret nätverksmodell. Sprickmönstren beskrivs direkt i modellen. MAFIC behandlar dessutom interaktion med själva bergmassan (matrixen).

Ovannämnda modeller baseras på olika förutsättningar och har således olika tillämpningsområden. Resultaten från de olika modellerna är därför inte direkt jämförbara, utan besvarar olika frågor. Bland för- och nackdelar med modellerna kan nämnas följande:

Kontinuummodeller är i princip endast tillämpliga på ordinära porösa medier. Lämpligheten av att använda kontinuummodeller för beskrivning av sprickigt berg beror sålunda på i vilken mån bergmassan kan betraktas som ett poröst medium. För storskaliga beräkningar av i första hand grundvattenflöden är det tänkbart att bergmassan kan behandlas som ett poröst medium, men beträffande transportberäkningar av i grundvattnet lösta ämnen är det dock mer tveksamt. Traditionellt baseras beskrivning av porösa medier på den s.k. REV-principen.(se avsnitt 4.5). Studier med hjälp av stokastisk kontinuummodellering (se Holmén (1998)) indikerar att REV för grundvattenflöden i sprickigt berg torde vara av storleksordningen 1000 meter.

De stokastiska kontinuummodellerna kan betraktas som en typ av modell för behandling av en heterogen bergmassa i en fältskala som ligger någonstans emellan kontinuummodeller och diskreta nätverksmodeller. En mycket viktig aspekt hos de stokastiska kontinuummodellerna är att osäkerhetsproblematiken i samband med beräkningarna beaktas.

HYDRASTAR modellen är som redan nämnts en s.k. stokastisk kontinuummodell, vilket innebär att förutom typiska statistiska parametrar som medelvärde och varians så måste den rumsliga korrelationen bestämmas, vilket görs med hjälp av s.k. variogram. HYDRASTAR modellen är konstruerad för att kunna hantera detaljerade strömningsmönster. Modellen kan även användas för

s.k. inversmodellering, dvs. att med hjälp av ett antal observationer av grundvattennivån bestämma parametervärden, t.ex. K-värden. Modellen kan tillämpas både på stationära och icke-stationära problem. Det bör nämnas att icke-stationära inversproblem är oerhört datakrävande. HYDRASTAR torde vara en av ett fåtal existerande modeller med vilken man med framgång kunnat tillämpa s.k. stokastisk kontinuum-inversmodellering av en bergmassa i tre dimensioner.

Studier under senare år har visat på betydelsen av att försöka ta hänsyn till strukturgeologin och sprickmönstren i berget. Den diskreta spricknätsmodellen FRACMAN har sålunda utvecklats för att framför allt kunna beakta betydelsen av sprickmönstrens geometriska egenskaper. Denna modell har sålunda möjliggjort mer realistiska beskrivningar av flöde och transport i sprickigt berg. Den kräver viss kunskap i strukturgeologi och ställer även stora krav på indata. Ett problem av annan karaktär är att beräkningsmängden växer mycket snabbt med volymen på den bergmassa som skall behandlas, varför såväl mängden data som behöver kunna lagras och räknetiderna blir begränsande för hur stora problem som kan behandlas.

En allmän slutsats är att analys och modellering av grundvatten i sprickigt berg kräver tillgång till flera olika modelltyper. Modellerna kompletterar varandra och har olika tillämpningsområden, och behandlar även olika fysikaliska och kemiska problem i samband med såväl själva grundvattenströmningen som transporten av i grundvattnet lösta ämnen.

Det bör påpekas att ovannämnda modeller utgör ett selektivt urval av ett stort antal existerande modeller. De valda modellerna representerar olika typmodeller.

Bland övriga modeller, som ibland används för beskrivning av strömning och transport i sprickigt berg i två eller tre dimensioner kan nämnas: MODFLOW och MIKE-SHE, vilka bägge använts i utredningarna om Hallandsåstunneln.

MODFLOW ingår i modellpaketet Groundwater Modelling System (GMS) som dessutom innehåller ytterligare ett antal

transportmodeller samt moduler för geostatistik, visualisering samt GIS-kommunikation. MODFLOW torde vara en av de mest använda grundvattenmodellerna i världen. MODFLOW löser en generell grundvattenströmningsekvation i tre dimensioner. Modellen har blivit mycket populär på grund av sin "modulariserade" uppbyggnad. Modellen förekommer i ett flertal varianter och innehåller rutiner för evapotranspiration, öppna och slutna dräner. Modellen kan även som redan nämnts ovan kopplas till transportmodeller av olika slag.

MIKE-SHE-modellen är en relativt komplett hydrologisk modell, (se **figur 18**). Den innehåller förutom beskrivning av grundvattnet även beskrivning av vattnet i den omättade zonen och ytvattnet, dvs. vattendrag av olika slag. Dess tillämpningsområde torde i första hand vara modellering av grundvattenproblem relaterade till avrinningsområden. Formuleringen av ekvationerna innebär att modellen knappast kan anses särskilt applicerbar på sprickigt berg.

4.10.5 Modellsäkring

Ett absolut krav vid matematisk modellering är att försäkra sig om att modellen fungerar och ger rimliga resultat. Därför bör följande moment ingå i modelleringsarbetet.

Kalibrering	Att visa att modellen kan återge mätresultat (t.ex. tidsserier) efter en viss anpassning av parametrarna.
Verifiering	Att visa att den kalibrerade modellen kan återge andra mätresultat (t.ex. en annan del av en tidsserie) men utan parameteranpassning. Eller att visa att en datormodell i någon mån är en sann återgivning av en konceptuell modell med särskilda preciserade gränser eller tillämpningsområden och motsvarande noggrannhet.

Validering	Att visa att en datormodell inom sökt tillämpningsområde har en tillfredsställande grad av noggrannhet som är konsistent med den tänkta tillämpningen av modellen, dvs. att modellresultatet uppfyller målet. En modell kan dock aldrig bli validerad tillfullo utan bara till en viss grad.
Känslighetsanalys	Att visa hur styrparametrarna påverkar resultaten - i princip (se avsnitt 4.10.3).
Osäkerhetsanalys	Att beräkna t ex på statistisk väg (t.ex. i %) vilken osäkerhet resultaten har. Eller att beskriva vad modellförenkling, skalproblem, mätnoggrannhet o.dyl. betyder för osäkerheten.

4.10.6 Modeller för beslutsstöd vid hantering av grundvattenproblem

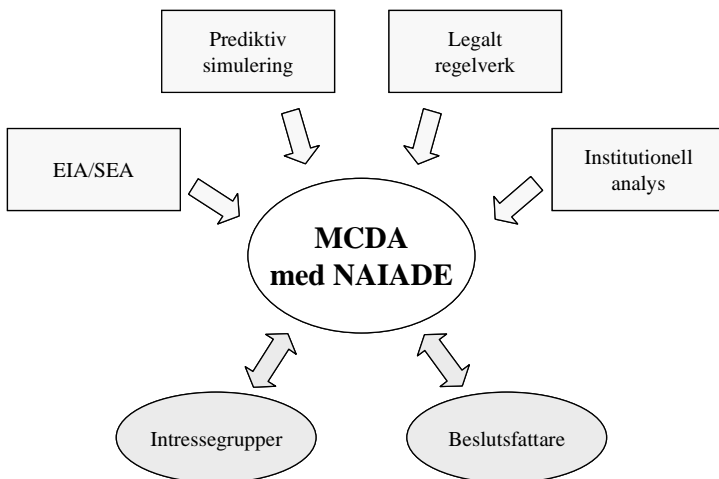
Ett av de viktigaste syftena med grundvattenmodellering är att använda resultaten från beräkningarna som underlagsmaterial för beslut av olika slag. Det kan handla om att utvärdera olika alternativ för att lokalisera ett förvar, en vägsträckning, en avfallsanläggning, eller mera specifikt att "optimera" driften för en anläggning, där det finns ett antal olika tänkbara val av utrustning, etc. Vanligen har beslutsfattaren att beakta en mängd olika faktorer.

Detta innebär således att svaren från grundvattenmodellerna, inte enbart räcker som beslutsunderlag, utan måste sammanvägas även med andra faktorer, eller resultat från andra modeller i samband med beslutsfattandet. Det kan handla om ekonomiska värden, olika slags miljö- och kulturella värden. Det kan även röra sig om rena värdeomdömen. Det behöver inte handla om särskilt många faktorer, förrän ett problem blir mycket komplicerat och överskådligt. Ett stort antal olika system finns utvecklade för olika tillämpningar inom hydrologin. Hannerz och Lindström [1999]

identifierade ett 90-tal olika system i samband med en litteraturstudie. Bland de första systemen för hantering av grundvattenproblem, som utvecklats kan nämnas Freeze et.al [1990, 1992].

Beslutsstödsystem kan vara utformade på en mängd olika sätt. Centrala delar i ett beslutsstödsystem är någon typ av databas, som innehåller informationen, samt en modell, som från databasen hämtar data, som bearbetas till ett beslutsunderlag och som kan sammanväga och värdera för- och nackdelar med olika alternativ. De naturvetenskapliga modellerna, alltså modeller av de slag som beskrivits ovan, används att beräkna eller förutsäga konsekvenser till följd av olika scenarier eller indata. Särskilt intressanta system för SKB i samband med platsval torde vara de typer av system, som kan hantera olika typer av information, dvs. system som kan hantera såväl resultat från modellerna som rena värdeomdömen. Traditionell s.k. kostnads-nytta-analys, som tidigare har varit den metod som tillämpats av miljöekonomerna, anses numera vara ett otillräckligt verktyg för att bilda grund för beslutsfattande, Funtovich [1999]. Därför har istället olika varianter av sk. "multipel-kriteria beslutsstödsmodeller" (Eng. Multiple Criteria Decision Aid MCDA) utvecklats. Som exempel på ett dylikt system kan nämnas systemet NAIADA (Munda, 1995), som utvecklats vid Joint Research Institute, Ispra, Italien. I **figur 20** illustreras hur MCDA används i beslutsprocessen för hantering av problem relaterade till grundvatten:

MCDA-metoden har nyligen tillämpats på grundvattenproblem vid val mellan fyra olika alternativ för lokalisering av en ny sträckning av en europaväg vid kommunala vattentäkter i en stor grusavlagring i sydöstra Sverige. (Eliasson, 2001)



Figur 20 Exempel på användning av beslutsstöd med hjälp av multipel kriterianaalys, NAIAD, för hantering av vattenresursproblem (Linde et al., 2000).

4.11 Behov av kompletterande kunskap

En stor mängd kunskap rörande grundvatten i hårt berg har framkommit under det senaste decenniet. I allmänhet har kunskaperna framtagits i anslutning till studier för kärnavfallsdeponering i skilda delar av världen och därigenom haft ett bestämt mål. Studierna ger dock även betydande allmän hydrogeologisk kunskap som kan användas inom andra verksamhetsområden, t.ex. för prospektering av grundvattenresurser.

Fokus har legat mot kvantitativ beskrivning, vanligtvis av statistisk art, av hydrauliska samband och beräkningarna har ofta varit baserade på punktvisa hydrauliska tester i borrhål. En stor mängd mätutrustning har utvecklats och testats för olika skalor och ändamål. De frågeställningar som intensivt har behandlats men ännu ej funnit tillfredsställande lösning omfattar:

- *Skalproblemet.* I vilken utsträckning kan detaljerade mätningar och hydrauliska tester i detaljskala kan beskriva

grundvattenförekomst och -flöde i större blockstorlek och i regional skala?

- *Mätproblemet.* Detta hänger intimt samman med skalproblemet. Hur kan mätningar av hydrauliska egenskaper göras som kan representera större blockstorlek (t.ex. med 100 m sida). Hur kan kvalitativa analyser, t.ex. berggrundsanalyser och tektoniska analyser, utformas för att möjliggöra kvantitativa beräkningar?
- *Heterogenitets- och anisotropiproblemet.* Hur kan den hydrauliska heterogeniteten och anisotropin bäst beskrivas?
- *Modelleringsproblemet.* Vilken eller vilka matematiska modelleringskoncept kan bäst beskriva grundvattenflödet i en sprucken hård bergmassa i olika skalor och vilka indata och mätningar kräver dessa?

Vissa viktiga frågeställningar har belysts i mycket begränsad utsträckning och kräver betydligt större forskningsinsatser:

- *Grundvattenbildning i hårt berg.* Mycket litet forskning har hittills utförts inom detta för grundvattenexploatering och bergbyggande centrala ämnesområde. Forskningsområdet omfattar även naturligt och inducerat grundvattenflöde från jord till berg. Grundläggande forskning om kontaktzonen jord-berg är en förutsättning för lyckad kombinerad grundvattenmodellering av jord- och berggrundvatten;
- *Det ytliga bergets hydrogeologi.* En betydande del av flödet i hårt berg sker i dess ytligaste delar (-50 m). Likväl har forskningen nästan helt koncentrerats till djupare delar. Äspö-stiftelsen har dock satsat på några projekt, där det ytliga berggrundvattnets hydrologi och hydrokemi studeras. Betydelsen av och förekomsten av ytligt sprucket berg och betydelsen av ytliga flacka tektoniska strukturer för grundvattenflödet är fortfarande outrett;
- *Strömning genom omättat berg.* Ämnet behandlar i huvudsak det ytliga berget men är också relevant för strömning i tidigare luftad zon av berget, t.ex. då berget återfylls efter dränering. Hur

vatten perkolerar genom omättade sprickor eller om strömningen kräver lokal mättnad är ännu oklart;

- *Bergets kinematiska porositet.* Generella värden på det hårda bergets kinematiska porositet under olika hydrogeologiska situationer, relaterat till kvalitativa mätningar (t.ex. geologiska och strukturgeologiska) saknas. Sådana mätningar är viktiga för att rätt kunna uppskatta grundvattentillgång i bristområden, t.ex. i Stockholms skärgård, och grundvattenflödet till bergrum och tunnlar;
- *Förekomsten av kortslutningsflöden* i berget är ännu till stora delar okänt, särskilt vad gäller grundvattenkemin, varför omfattande forskning behövs. Detta är kopplat till heterogenitetsproblemet;
- *En aktiv gastransport* i sprickor har konstaterats i samband med malmprospektering i norra Sverige men detta fenomen är ännu inte kvantitativt utvärderat i samband med förvarsproblematiken;
- *Verktyg för bättre grundade beslut.* De modeller som används i SKB-arbetet är avsedda att utgöra en vetenskaplig grund för olika beslutsfattare. En brist i detta sammanhang, åtminstone att döma av vad som hittills presenterats i SKBs rapportserier, är att man inte utvecklat eller tillämpat *existerande verktyg för beslutsstöd*. Principen *med ett beslutsstödsystem* är att förse en beslutsfattare, som står inför ett komplext och ostrukturerat problem, med beslutsunderlag t.ex. för lokalisering av ett djupförvar. Tanken är att med datorns hjälp snabbt kunna sammanställa och gå igenom mycket stora mängder information. Därmed kan man få bättre underlag till förhoppningsvis lägre kostnad. Det är viktigt att understryka att ett beslutsstödsystem är tänkt att vara ett stöd till beslutsfattaren, och inte ett system som fattar besluten. För enklare, mindre komplexa frågor, finns *s.k. expertsystem*. Det bör påpekas att vid användande av ett beslutsstödsystem kvarligger ansvaret hos beslutsfattaren.

4.12 Litteratur

4.12.1 Referenser

Abelin, H., Birgersson, L., Gidlund, J., Neretnieks, I., 1991: A large-scale flow and tracer experiment in granite. Experimental design and flow distribution. *Water Resources Research*, vol 27, nr 12, s 3107-3117.

Agerstrand, T., Hanson, G., Jacks, G., 1981, Effect on groundwater composition of sequential flooding of aquifers with fresh and saline water. Proc. 7th Salt Water Intrusion Meeting, Uppsala, Sweden Sept. 1981. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapporter och meddelanden nr. 27; s. 59-64.

Alm, P., 1999: Hydro-mechanical behaviour of a pressurised single fracture: an *in situ* experiment. Doktorsavhandling. Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen. Publ. A92.

Amadei, B., Stephansson, O., 1997: Rock stress and its measurements. Chapman & Hall, London.

Andersson, P., Andersson, J-E., Gustafsson, E., Nordqvist, R., Voss, C., 1993: Site characterization in fractured crystalline rock. A critical review of geohydraulic measurement methods. SKI Technical Report 93:23.

Andrews, J. N., Ford, D. J. Hussain, N., Trivedi, D. & Youngman, M.J., 1989: Natural radioelement solution by circulating groundwater in the Stripa granite. *Geochimica Cosmochimica Acta* **53**, s. 1791-1802.

Bergman, G., 1972: Bestämning av infiltrationskoefficienter för bergytter och perkulationsbanor i jordlager. Stockholms Universitet, Kvartärgeologiska Institutionen. Slutrapport STU 69-519/ U386

Banks, D., Rohr-Torp, E., Skarphagen, H., 1993: Groundwater resources in hard rock; experiences from the Hvaler study, southeastern Norway. *In* Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 39-51.

Bockgård, N., 2000: Recharge of groundwater in crystalline rocks – a review. Uppsala Universitet. Inst. för geovetenskaper. Report Series A, nr 55.

Carlsson, A., Olsson, T., 1977: Water leakage in the Forsmark tunnel Uppland, Sweden. SGU, ser C nr 734.

Carlsson, A., Olsson, T., 1979: Hydraulic conductivity and its stress dependence. *In* Proc. Workshop on low flow, low permeability measurements in largely impermeable rocks. OECD, Paris.

Cesano, D., 1999: Methods for prediction of groundwater flows into underground constructions in hard rock. A state of the art report. KTH, avd för mark- och vattenresurser. Rapport Trita-Ami 3050.

Cesano, D., Olofsson, B., Bagtzoglou, A., 2000a: Parameters regulating groundwater inflows into hard rock tunnels – a statistical study of the Bolmen tunnel in southern Sweden., *Tunnelling and Underground Space Technology*, vol 15, nr 2, s. 153-165.

Cesano, D., Bagtzoglou, A., Olofsson, B., 2000b: Describing the hydraulic variability of a fracture network using a heterogeneity index and its application for predicting tunnel groundwater inflows. KTH, mark- och vattenresurser, manuskript (insänd till Groundwater).

Cesano, D., Bagtzoglou, A., Olofsson, B., 2000c: Quantifying the heterogeneity of fracture systems – an index for fracture flow network representations at different scales. Past achievements and future challenges. Thirtieth Congress of International Association of Hydrogeologists, Cape Town, Nov 26-Dec 1 2000 (in print).

Clauser, C., 1992: Permeability of crystalline rocks. EOS, *Transactions, American Geophysical Union*, vol 73, nr 21, s 233-240.

Dershowitz, W., Lee, G., Geijer, J., Hitchcock, S., LaPointe, 1995, FRACMAN interactive discrete feature data analysis, geometric modeling, and exploration simulation, User documentation, Version 2.42, Golder Associates, Inc, Seattle, Washington, IP3-1271.

Dijk, P.E., Berkowitz, B., 1999: Three-dimensional flow measurements in rock fractures. *Water Resources Research*, vol 35, nr 12, s 3955-3959.

Eliasson, Å., 2001: Groundwater impact assessment and protection - prediction simulation for decision aid, Division of Land and Water Resources, Royal Institute of Technology, Licentiate Thesis, TRITA-AMI-LIC 2066.

Follin S., 2000, skriftligt meddelande (figur 19)

Freeze, A., Cherry, J., 1979. Groundwater. Prentice-Hall Inc.

Freeze R. A., Massmann J., Smith L., Sperling T., James B., 1990: Hydrogeological Decision Analysis: 1. A Framework, *Ground Water*, 28 (5), s. 738-766.

Freeze, R. A., James B., Massmann J., Sperling T., Smith L., 1992: Hydrogeological Decision Analysis: 4. The Concept of Data Worth and Its Use in the Development of Site Investigation Strategies, *Ground Water*, 30 (4), s. 574-588.

Funtowicz S.O., Martinez-Alier J., Munda G., Ravetz J.R., 1999: Information tools for environmental policy under conditions of complexity, *Environmental Issues Series No 9*, European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

Gustafson, G., Krásný, J., 1993: Crystalline rock aquifers: their occurrence, use and importance. In Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 3-20.

Gustafsson, P., 1993: Satellite data and GIS as a tool in groundwater exploration in a semi-arid area. Lic-avhandling. Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen, Publ A74.

Hakami, E., Stephansson, O., 1993: Experimental technique for aperture studies of intersecting joints. Proceedings of the ISRM International Symposium EUROOC '93, Safety and Environmental Issues in Rock Engineering. Lisboa, Portugal, s 301-308.

Hakami, E., 1995: Aperture distribution of rock fractures. Doktorsavhandling. KTH, Avd för Teknisk Geologi. TRITA-AMI PhD 1003.

Haldorsen, S., Lauritzen, S-E., 1993: Subpermafrost groundwater in Svalbard. *In* Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 940-949.

Hannerz, N., Lindström, R., 1999: Literature review of decision support systems for environmental planning and groundwater protection. Div. Land and water resources, Royal Institute of Technology.

Holmén, J.G., 1997: On the flow of groundwater in closed tunnels . Generic hydrogeological modelling of nuclear waste repository, SFL 3-5, SKB TR 97-10, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co.

Hsieh, P.A., 1998: Scale effects in fluid flow through fractured geological media. Scale dependence and scale invariance in hydrology. Cambridge University Press, s 335-353.

Juhlin, C., et al, 1991: Scientific summary report of the Deep Gas Drilling Project in the Siljan Ring impact structure. R.D&D-Report U(G) 1991/14a. Vattenfall, Vällingby.

KASAM, 1998: Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998. Statens råd för kärnavfallsfrågor. SOU 1998:68.

Knutsson, G., 1971: Studies of ground-water flow in till soils. *Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar* (GFF), vol 93, s 553-573.

Knutsson, G., 1997: New findings on the hydrogeology of hard rocks in Sweden. Hydrogeology. The second workshop on hardrock hydrogeology of the Bohemian Massif. Acta Universitatis Wratislaviensis, Wroclaw, nr 2052, s 21-31.

Knutsson, G., Morfeldt, C-O., 1995: Grundvatten, teori & tillämpning. AB Svensk Byggtjänst, Stockholm.

Kosakowski, G., Berkowitz, B., 1999: Flow pattern variability in natural fracture intersections. *Geophysical Research Letters*, vol 26, nr 12, s 1765-1768.

Krásný, J., 1996a: State-of-the-art of hydrogeological investigations in hard rocks: the Czech Republic. First workshop on hardrock hydrogeology of the Bohemian Massif, Oct 3-5, 1994. Acta Universitatis Carolinae Geologica vol 40, s 89-101.

Krásný, J., 1996b: Hydrogeological environment in hard rocks: An attempt at its schematizing and terminological consideration. First workshop on hardrock hydrogeology of the Bohemian Massif, Oct 3-5, 1994. Acta Universitatis Carolinae Geologica vol 40, s 115-122.

Krásný, J., 2000: Hierarchy of inhomogeneity elements influencing transmissivity distribution in hard rocks. In Knutsson, G., (ed): Hardrock hydrogeology of the Fennoscandian shield. Proceedings of the workshop on hardrock hydrogeology, Äspö, Sweden, May 26-27, 1998. NHP Report nr 45, s 37-47.

Laaksoharju, M., Tullborg, E-L., Wikberg, P., Wallin, B., Smellie, J., 1999: Hydrogeochemical conditions and evolution at Äspö HRL, Sweden. *Applied Geochemistry*, vol 14, nr 7, s 835-859.

Larsson, I. (ed) 1984: Ground water in hard rocks. Studies and reports in hydrology 33, UNESCO.

Lerner, D.N., Issar, A.S., Simmers, I., 1990: Groundwater Recharge. Internat. Contributions to Hydrogeology, vol 8. Verlag Heinz Heise, Hannover.

Linde, N., Eliasson, Å., Mazzeo, F., 2000: Multicriteria decision aid as a tool in water management - Nybroåsen case study. European Commission Joint Research Centre, Technical Note No I.00.143, Ispra, Italy, 35p.

Lloyd, J.W., 1994: The reality of recharge in semi-arid and arid areas. Int. Conf. on Water Resources Management in Arid Countries. Min. Water Resources, Muscat, Oman, vol 2, s 466-479.

Lloyd, J.W. (ed), 1999: Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones. Studies and reports in hydrology 58. UNESCO publishing.

Maloszewski, P., Herrmann, A., Zuber, A., 1999: Interpretation of tracer tests performed in fractured rock of the Lange Bramke basin, Germany. *Hydrogeological Journal*, vol 7, nr 2, s 209-218.

Margolin, G., Berkowitz, B., Scher, H., 1998: Structure, flow and generalized conductivity scaling in fracture networks. *Water Resources Research*, vol 34, nr 9, s 2103-2121.

Munda, G., 1995: Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment, Theory and Applications in Ecological Economics. Physica-Verlag, Heidelberg, Germany

Nordstrom, D.K., Olsson, T., 1987: Fluid inclusions as a source of dissolved salts in deep granitic groundwaters. *In* Fritz, P., Frape, S.K., (eds): Saline waters and gases in crystalline rocks. *Geol. Assoc. Canada Spec. Paper* 33, s 111-119.

Olofsson, B., 1991: Impact on groundwater conditions in hard crystalline rocks. Doktorsavhandling. KTH, avd för mark och vattenresurser. Trita-Kut 91:1063, Stockholm.

Olofsson, B., 1993: Flow of water from soil to crystalline rock. Inst. för mark och vatten, KTH. Forskningsrapport Trita-Kut 1072.

Olofsson, B., 1994: Flow of groundwater from soil to crystalline rock. *Applied Hydrogeology*, vol 2, nr 3, s 71-83.

Olofsson, B., 2000: Projekt Utredning Hallandsås (PUH). Parameterbestämning och resultat från RiskVariabel-metoden applicerad på grundvattenpåverkan i jord vid tunnelbyggande på Hallandsås. Rapport till Banverket 2000-09-12. KTH, Inst för Anläggning och Miljö.

Olsson, T., 2000: Projekt Utredning Hallandsås – PUH. Bedömning av grundvattenpåverkan. Resultat av genomförda utredningar. Banverket. Rapport 2000-10-23

Palmqvist, K., 1990: Groundwater in crystalline bedrock. SKB, Technical Report 90-41.

Park, R.G., 1989: Foundations of Structural Geology. Blackie, Chapman & Hall, New York, USA.

Patankar, S.H., 1980, Numerical heat transfer and fluid flow, McGraw-Hill

Pedersen, K., 2000: Exploration of deep intraterrestrial microbial life: current perspectives. *FEMS Microbiology Letters*, vol. 185: 9-16

Pohl, G., Hassan, A.E., Chapman, J.B., Papelis, C., Andricevic, R., 1999: Modeling groundwater flow and radioactive transport in a fractured aquifer. *Groundwater*, vol 37, s 770-784.

Pozwa, A. Ferry, B., Dambrine, E., Pollier, B., Wickman, T., Loubet, M., Bishop, K., 2001: Variations of Ca and Sr concentrations and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio in boreal forest ecosystems. Role of biocycling and depth of root uptake. Accepted in *Biogeochemistry*.

Pusch, R., Neretnieks, I., Sellin, P., 1991: Description of transport pathways in a KBS-3 type repository. SKB, Technical Report 91-49.

Rhén, I., Gustafson, G., Wikberg, P., 1997: Äspö HRL – Geoscientific evaluation 1997/4. Results from pre-investigations and detailed site characterization. Comparison of predictions and observations. Hydrogeology, groundwater chemistry and transport of solutes. SKB Technical Report 97-05.

Rodhe, A., 1987: The origin of streamwater traced by oxygen-18. Doktorsavhandling. Uppsala Universitet, Avd för hydrologi, Rapport A nr 41.

Rohr-Torp, E., 2000: Postglacial isostatic uplift and ground water potential in Norwegian hard rocks. In Knutsson, G., (ed): Hardrock hydrogeology of the Fennoscandian shield. Proceedings of the workshop on hardrock hydrogeology, Äspö, Sweden, May 26-27, 1998. NHP Report nr 45, s 157-164.

Rosenberry, D.O., Winter, T.C., 1993: The significance of fracture flow to the water balance of a lake in fractured crystalline rock

terrain. *In* Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 967-977.

Schulze-Makuch, D., Carlson, D.A., Cherkauer, D.S., Malik, P., 1999: Scale dependency of hydraulic conductivity in heterogeneous media. *Ground Water*, vol 37, nr 6, s 904-919.

SGU 1981- Hydrogeologiska länskartor, ser Ah.

Sharp, J.M., 1993: Fractured aquifers/reservoirs: approaches, problems and opportunities. *In* Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 23-38.

SKB 1992: Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety, SKB, Technical Report 92-20

SKB, 1996: Äspö hard rock laboratory. 10 years of research, SKB, Stockholm.

SKB, 1999: Översiktsstudie av XX län. Geologiska förutsättningar, Länsvisa översikter, SKB R99, nr.17-35

Stanfors, R., Olsson, P., Stille, H., 1997: Äspö HRL- Geoscientific evaluation 1997/3. Results from pre-investigations and detailed site characterization. Comparison of predictions and observations. Geology and mechanical stability. SKB Technical Report 97-04.

Stille, H., Olsson, P., 1996: Summary of rock mechanics experience from the construction of the Äspö Hard Rock Laboratory. SKB PR HRL 96-07.

Strack, O. D.L., 1989, Groundwater mechanics, Prentice Hall, 732p

Svensson, U., 1999, Representation of fracture networks as grid cell conductivities, SKB TR-99-25.

Talbot, C.J., 1990: Problems posed to a bedrock radwaste repository by gently dipping fracture zones. Geological Society of Sweden, *GFF 112*, part 4, s 355-359.

Te Kamp, L., Rummel, F., Zoback, M.D., 1995: Hydrofrac stress profile to 9 km at the German KTH-site. Proc. Workshop on Rock Stresses in the North Sea, Trondheim, Norway. NTH och SINTEF Publ., Trondheim, s 147-153.

Thorne, G.A., Gascoyne, M., 1993: Groundwater recharge and discharge characteristics in granitic terranes of the Canadian shield. In Banks & Banks(eds): Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIV Congress of International Association of Hydrogeologists, Ås (Oslo), s 368-374.

Tsang, Y.W., Tsang, C.F., 1987: Channel flow through fractured media. *Water Resources Research*, nr 23, s 467-479.

Wallin, B. & Peterman, Z., 1999: Calcite fracture fillings as indicators of paleohydrology at Laxemar at the Äspö Hard Rock Laboratory, southern Sweden. *Applied Geochemistry*, vol. 14: 953-962.

Wickman, T. and Wallander, H. , 1999: Biotite and microcline as potassium sources in ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings. *Mycorrhiza*, vol. 9 25-32. Vidstrand, P., 1999: Hydrogeological scale effects in crystalline rocks. Comparison of field data from Äspö HRL with data from predictive upscaling methods. Lic.avhandling. Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen. Publ A88.

Winberg, A., Andersson, P., Hermanson, J., Byegård, J., Cvetkovic, V., Birgersson, L., 2000: Äspö Hard Rock Laboratory. Final report of the first stage of the tracer retention understanding experiments (TRUE). SKB, Technical Report TR-00-07

Wladis, D., 1995: Assessing hydraulic properties of rock using remote sensing. Lic.avhandling. Chalmers Tekniska Högskola, Geologiska Institutionen, Publ A78.

4.12.2 Rekommenderad allmän läsning

Andersson, M.P., Woessner, W.W., 1992: Applied groundwater modelling, Simulation of flow and advective transport. Academic Press, Inc. San Diego, California

Freden, C. (ed), 1994: Berg och Jord. Sveriges Nationalatlas, Bokförlaget Bra Böcker, Höganäs

Grip, H., Rodhe, A., 1985: Vattnets väg från regn till bäck. Hallgren & Fallgren, Uppsala.

Johansson, I. (ed), 1984: Nordic Glossary of Hydrology, Almquist&Wiksell International, Stockholm.

Knutsson, G., Morfeldt, C-O., 1995: Grundvatten, teori & tillämpning. AB Svensk Byggtjänst, Stockholm.

Larsson, I. (ed), 1984: Ground water in hard rocks. Studies and reports in hydrology 33, UNESCO.

Lloyd, J.W. (ed), 1999: Water resources of hard rock aquifers in arid and semi-arid zones. Studies and reports in hydrology 58. UNESCO publishing.

Tekniska Nomenklaturcentralen, 1988: Geologisk ordlista, TNC86, Stockholm.

4.13 Definitioner av centrala facktermer

Akvifer	Geologisk bildning, som är så genomsläpplig att grundvatten kan utvinnas ur den i användbar mängd.
Anisotropi	Variation i fysikaliska egenskaper i olika riktningar – motsats till isotropi.
Begreppsmodell	Generaliserad beskrivning och/ eller principfigur av hur t.ex. en akvifer fungerar. Kallas också konceptuell modell .
Bergspänning	Spänning som överförs genom kontakt mellan korn i en bergart eller block i en bergmassa kallas effektiv-spänning . Spänning beräknad på den kraftkomponent som är vinkelrät mot den yta på vilken kraften verkar kallas normal-spänning .

Buffring	Motstånd mot kemisk förändring, som kan gälla såväl pH, dvs. mängden fria vätejoner, som joners oxidationstillstånd (redox).
Datormodell	Numerisk (siffermässig) beskrivning och beräkning av en matematisk modell med hjälp av ett programmeringsspråk t.ex. Pascal.
Diskret spricknätmodell	Modell med separat beskrivning av sprickor med avseende på deras geometriska och fysikaliska egenskaper.
Diskretisering	Överföring av kontinuum-modell till numerisk modell -t.ex. genom att indela ett flödesområde i ett rutnät.
Evapotranspiration	Mängden vatten som avdunstar från mark- och vattenytor samt avgår från växter genom transpiration.
Grundvatten	Vatten som fyller porer, sprickor och hålrum i jord och berg och vars portryck är högre eller lika med atmosfärtrycket.
Grundvattenbildning	Nedåtriktad strömning av vatten, som når grundvattenytan i systemet. Kan vara direkt genom infiltration av nederbördsvatten eller indirekt genom inflöde av vatten från vattendrag och sjöar.

Hydraulisk gradient	Skillnaden i vattennivåer per längdenhet i grundvattenströmmens riktning.
Hydraulisk heterogenitet	Rumslig variation av hydraulisk konduktivitet i ett material
Hydraulisk konduktivitet	Grundvattenflöde per tidsenhet genom en enhetsyta vinkelrät mot grundvattenströmmens riktning, när den hydrauliska gradienten är lika med 1 och hänsyn tas till vattnets egenskaper (temperatur, viskositet). Betecknas med K och anges i m/s. Jämför permeabilitet .
Hårt berg	Bergarter som är så hårda och täta att huvuddelen av grundvattnet finns och strömmar i sekundärt skapade strukturer, främst sprickor. Kristallina bergarter som graniter och gnejser dominerar men vissa hårda och täta sedimentära och vulkaniska bergarter ingår också i begreppet hårt berg från hydrogeologisk synpunkt.
Inducerad infiltration	Inströmning av ytvatten till grundvattensystemet som en följd av avsänkning av grundvattennivåer genom pumpning eller dränering genom tunnlar o.dyl.

Inströmningsområde	Område där grundvatten bildas genom direkt infiltration av nederbördsvatten, oftast i högre delar av terrängen.
Interception	Del av nederbörd som ej når marken utan fastnar i lövverk och vegetation och sedan åter avdunstar.
Kontinuummodell	Modell som baseras på deformabla mediers mekanik.
Magasinskoefficient	Koefficient som anger grundvattenmagasinets förmåga att avge eller lagra grundvatten, uttryckt i vattenvolym per enhetsarea, då grundvattennivån ändras en enhet. Betecknas med S och är dimensionslös.
Matematisk modell	Modell som uttrycker en begreppsmodell i matematisk form med hjälp av ett antal differentialekvationer för strömning och transport.
Permeabilitet	Jord eller bergs materialspecifika förmåga att släppa igenom vatten (utan hänsyn till vattnets egenskaper). Betecknas k och anges i m^2 .
Piezometrisk trycknivå	Nivå till vilken grundvattnet stiger t.ex. vid genomborrning av ett ogenomträngligt lager under vilket grundvattensystemet är avskilt från atmosfären. Porer, sprickor eller hålrum i jord och

Porositet	<p>berg, vilka är fyllda av gas, luft och/eller vatten. Total porositet är den sammanlagda volymen av alla typer av hålrum. Effektiv eller kinematisk porositet är volymen av de hålrum, där vattnet kan strömma fritt. Sprickporositet, eller sekundär porositet, är volymen av de hålrum som finns i bergets sprickor.</p>
Redoxprocess	<p>Överföring av elektroner från en kemisk specie till en annan. Detta leder ofta till att lösligheten förändras av den ena eller specien/jonen, t.ex. är Fe^{3+} svårslösligt och bildar hydroxider medan Fe^{2+} är ganska lösligt.</p>
Stokastisk kontinuum	<p>En domän vars fysikaliska eller geometriska egenskaper behandlas som slumpmässigt fördelade – exempelvis hydraulisk konduktivitet i en bergsmassa.</p>
Stokastisk modell	<p>Modell som innehåller minst en slumpmässig komponent - samma data kan således generera olika utdata.</p>
Tektonik	<p>Bergrundens strukturella uppbyggnad bildning, deformation och historiska utveckling. De vanligaste tektoniska processerna är veckning, förkastning och sprickbildning.</p> <p>Område där grundvatten strömmar ut</p>

Utströmningsområde	från systemet, oftast i lägre delar av terrängen, i källor, vattendrag, sjöar och hav.
---------------------------	--

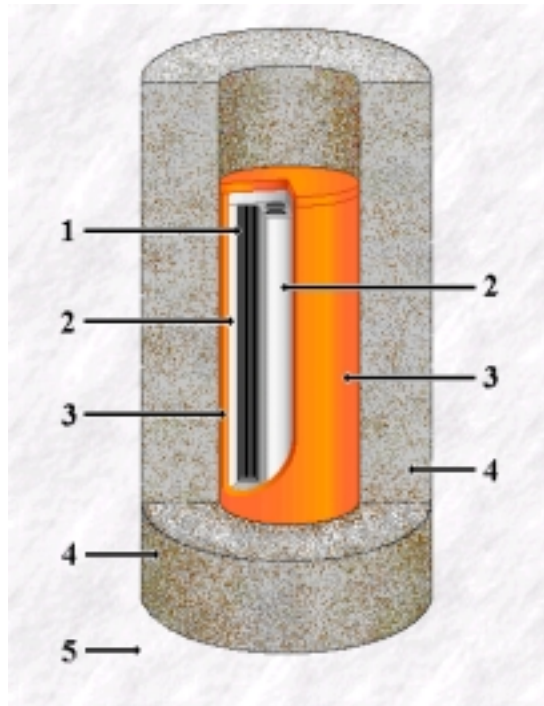
5 Bentonitens roll som teknisk barriär vid slutförvar av använt kärnbränsle¹

5.1 Inledning

Det svenska kärnkraftsprogrammet förväntas ge upphov till omkring 13000 m³ utbränt kärnbränsle. Man kan vänta sig förhöjda nivåer av radioaktivitet i detta material i 100 000 år jämfört med den naturliga bakgrundsstrålningen. Den metod för att isolera det använda kärnbränslet, som slutligen väljs, måste således garantera att radioaktivt högaktivt avfall (eng. high-level waste, HLW) inte kan komma ut i omgivningen under denna tidsperiod (KASAM, 1998a).

Det finns en internationell enighet om att den för närvarande bästa förvaringsmetoden är i stabil berggrund på stort djup (KASAM, 1998c). Mot denna bakgrund har svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) utformat det s.k. KBS-3 konceptet, som bygger på en rad naturliga och tekniska barriärer för att förhindra spridning av radioaktiva isotoper från förvaret. De viktigaste delarna i den föreslagna förvaringsstrategin är åskådliggjorda i Figur 1, där varje enskild del har till uppgift att förhindra genombrott i det totala systemet (KASAM, 1998b). De består av bränslet inneslutet i zircalloy-rör, en insats av stål i en kopparbehållare, en buffert av bentonit och omgivande berg.

¹ Kapitlet har utarbetats inom Avd. för oorg. kemi, Luleå tekniska universitet, av Doc. Douglas Baxter och Prof. Willis Forsling (ledamot i KASAM).



Figur 1. Översiktlig bild (icke skalenlig) av barriärsystemet enligt KBS-3 konceptet. (1) Kärnbränsle i form av pellets av urandioxid inneslutna i zirkalloy-rör. Både det använda kärnbränslet och zirkalloy-rören är svårlösliga, vilket försvårar utlakning av radioaktiva isotoper i kontakt med vatten. (2) Insats av stål, som fungerar som strålskydd och ger mekanisk stabilitet. Den fördröjer inträngning av vatten om kopparkapseln har skadats. (3) Kopparkapsel, som är extremt korrosionsbeständig under de kemiska betingelser som råder i förvaret. (4) Bentonitbuffert som ska begränsa transport av grundvatten till kapseln och förhindra spridning av radioaktiva ämnen till omgivningen. (5) Omgivande berg. Om radioaktiva ämnen skulle ta sig igenom bufferten ska vidare transport i grundvatten genom bergsprickor försvåras genom utfällning och sorption på bergsytor och mineralpartiklar. Det omgivande berget ska alltså hjälpa till med att hindra radioaktiva ämnen från att nå biosfären.

Det använda bränslet består av extremt svårlösliga föreningar, huvudsakligen urandioxid (UO_2), inneslutna i kemiskt resistent zircalloy-rör. Enbart dessa faktorer utgör avsevärda barriärer mot frigörande av radioaktivt material till det inträngande grundvattnet (Quinones *et al.*, 1998; Curti & Hummel, 1999). Bränsleelementen infogas i en cylinderformad insats av stål, som ger mekanisk stabilitet och ett visst strålskydd. Denna är helt omgiven av en yttre kopparcylinder med svetsat lock. Kopparkapseln kommer att vara motståndskraftig mot korrosion under de kemiska förhållanden som ska råda i förvaret (se avsnittet om "Porvattenkemi" nedan). Varje kopparkapsel ska omges av bentonit och placeras i ett borrarat deponeringshål. Den blir sålunda isolerad från direktkontakt med berget.

Berget, där förvaret finns, utgör själv en naturlig barriär mot spridning av radioaktiva ämnen, som eventuellt har tagit sig genom bentoniten. Grundvatten finns i bergsprickorna, men de radioaktiva ämnen som eventuellt tagit sig ut i grundvattnet, kan göras orörliga genom att fällas ut i form av svårlösliga föreningar eller genom vidhäftning (sorption) på ytor i mikrosprickorna. Sorption är ett sammanfattande namn på de förlopp, som åstadkommer att ämnen, som från början finns i lösning, fastnar på ytor av fasta partiklar. Dessa processer är beskrivna mer detaljerat i avsnitt 5.4.2 Ytprocesser.

Bergets låga porositet begränsar också diffusionen. I gaser och vätskor rör sig ämnen från zoner med högre koncentration till mer utspädda områden. På detta sätt kommer ämneskoncentrationen att utjämnas gradvis genom mediet ifråga och s.k. koncentrationsgradienter försvinner. Kombinationen av sorption och låg diffusion kommer att begränsa flödet av radioaktiva ämnen till biosfären (Samper *et al.*, 1998; KASAM, 1999).

Bentonitbufferten, som omger HLW kapseln, har en nyckelroll för förvarets säkerhet. Den ska hålla kapseln på plats i mitten av borrhålet. Bufferten ska också leda bort bränslets återstående värmeenergi dvs. den energi som frigörs vid radioaktivt sönderfall och som omvandlas till värme i kapseln och dess omgivning. Bentoniten ska vidare hindra grundvatten, som ofta innehåller olika

korrosiva ämnen, att fritt flöda till kapselytan. Under oxiderande förhållanden ökar kapselkorrosionen och bentoniten har till uppgift att förhindra att korrosiva oxiderande ämnen når kapseln. Skulle – i ett långt perspektiv - en skada uppstå i kopparhöljet, krävs att vatten tränger in för att insatsen av stål ska korrodera. I detta läge ska bentoniten begränsa vattentransporten till kapseln och på så sätt försvåra korrosion. Bufferten ska också förhindra läckage av radioaktiva gaser och vattenlösliga föreningar till omgivande berggrund.

Bentonit är en naturligt förekommande lera, som återfinns på många ställen i världen. Lera är ett sammanfattande namn på en finkorning jordart med varierande sammansättning och en partikeldiameter mindre än 0.002 mm dvs. $< 2\mu\text{m}$. (Observera att bentonit egentligen är en blandning av flera olika lermineral och andra komponenter, som framgår av listan i Tabell 1.) När så små partiklar sammanpressas, kommer mellanrummen mellan partiklarna, de s.k. porerna också att begränsas. Kanalerna mellan partiklarna blir då mycket trånga och slingriga. Därför blir en välpackad lera praktiskt taget ogenomtränglig för vatten och bentoniten blir med andra ord i mycket tät.

Tabell 1. Typisk sammansättning av natriumbentonit med data från Dultz & Boors (2000), Eriksen et al. (1999), Hemingway & Sposito (1989), Ochs et al. (1998) och Wanner et al. (1996).

Komponent	Kemisk formel	Halt (mass %)
<i>Lermineral*</i>		
• montmorillonit**	$\text{Na}_{0,6}[\text{Si}_8]\text{Al}_{3,2}\text{Fe}_{0,2}\text{Mg}_{0,6}\text{O}_{20}(\text{OH})_4$	65-80
• illit**	$\text{Na}_{0,75}[\text{Si}_{6,8}\text{Al}_{1,2}]\text{Al}_3\text{Fe}_{0,25}\text{Mg}_{0,75}\text{O}_{20}(\text{OH})_4$	1.4
• kaolinit	$[\text{Si}_4]\text{Al}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8 \cdot n \text{H}_2\text{O}$ ($n = 0$ or 4)	< 1
<i>Andra mineral</i>		
• kvarts	SiO_2	10-15
• fältspat***	$(\text{Na},\text{Ca})(\text{Al},\text{Si})\text{Si}_2\text{O}_8$	5-8
• kalcit	CaCO_3	0.7-1.4
• gips	$\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	0.34
• pyrit	FeS_2	0.3
<i>Inblandningar</i>		
• organiska ämnen		0.05-0.5
• natriumklorid	NaCl	< 0.01
• ospecificerat		< 1

* Grundämnen som skrivs innanför hakparenteser finns i tetraedriska skikt (se Figur 2).

** Idealisk sammansättning med avseende på natriumbentonit.

*** Kemisk formel motsvarande plagioklaser som ofta förekommer i bentonit.

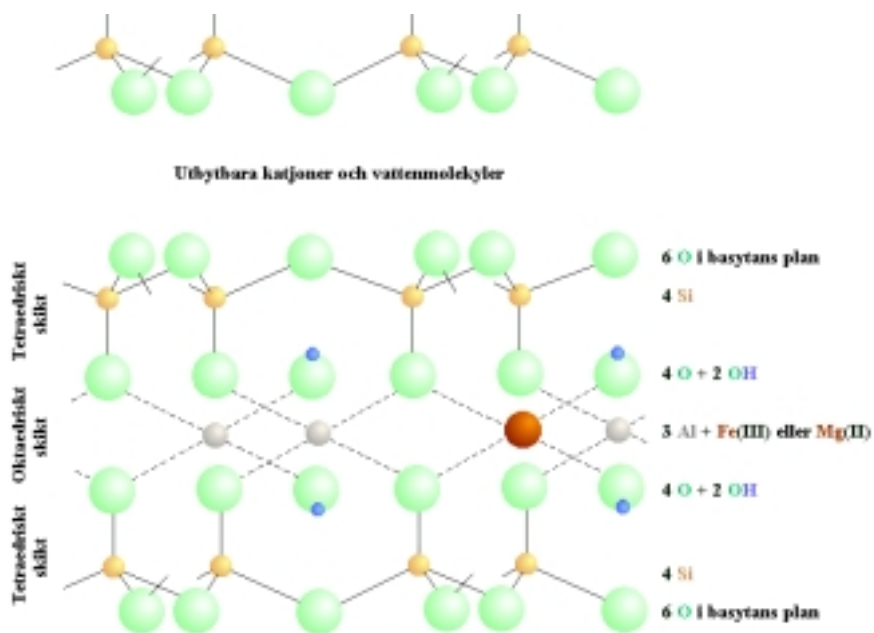
Vattenmolekyler har, liksom joner (laddade atomer eller atomgrupper, som bildas vid upplösning av salter) i vattenlösning, en viss rörlighet, den s.k. Brownska rörelsen, som tillåter dem att transporteras in i varje tillgängligt utrymme. Denna rörlighet är, i frånvaro av yttre krafter, ordnad dvs. utan given riktning. Om en tryckskillnad uppstår mellan grundvattnet i berget och porvattnet i

bentoniten, kommer vattenmolekylerna att röra sig i riktning mot det lägre trycket. Motståndet mot detta flöde är stort på grund av de extremt trånga porerna och vattnets transporthastighet i bentoniten (den hydrauliska konduktiviteten) blir därigenom låg.

Vid sidan av den låga hydrauliska konduktiviteten, en egenskap som är gemensam för alla leror, kan bentonitpartiklarnas ytor binda vattenmolekyler och även positivt laddade joner, s.k. katjoner. (Negativt laddade joner kallas anjoner). Detta är ett resultat av den kemiska strukturen hos montmorillonit, som är den dominerande komponenten i bentonitlera. Montmorillonit består av tre molekylära skikt (se Figur 2), och bildar platta, bladlika kristaller. Laddningsfördelningen i kristallerna är sådan, att företrädesvis katjoner, men även elektriskt neutrala vattenmolekyler, attraheras. Vattenmolekyler (H_2O) har en vinklad struktur ($H/O/H$), där syreatomen (O) fungerar som en negativt laddad pol och väteatomerna (H) som positiva poler, och hela molekylen bildar därigenom en s.k. dipol.

När ett sammanpressat block av fuktad bentonit vattenmätas, kommer flera lager av vattenmolekyler att uppkomma runt varje kristall, vilket förorsakar svällning och tvingar partiklarna isär. Om bentoniten, som adsorberar vatten, befinner sig i ett begränsat utrymme, i detta fall ett borrhål i förvaret, blir svällningen begränsad till den tillgängliga volymen och det inre trycket kommer att öka. Bentoniten uppnår därigenom sin maximala kapacitet som barriär mot transport av gaser och lösta ämnen.

I detta kapitel avser vi att mer detaljerat beskriva de tidigare nämnda egenskaperna hos bentonit, liksom kunskapsläget med avseende på bentonitens samverkan med grundvatten, gaser och ämnen lösta i porvattnet. Faktaunderlaget har i allmänhet hämtats från vetenskapliga artiklar, som nyligen publicerats i internationella tidskrifter och vi har undvikit att i första hand referera till SKB:s egna rapporter. Vi har också gjort försök att identifiera osäkra områden när det gäller bentonitens uppträdande både i de initiala stegen i den operativa användningen och i ett mer långsiktigt perspektiv.



Figur 2. Strukturen av montmorillonit, som är det huvudsakliga lermineralet i bentonit. En del av det nedre tetraedriska skiktet hos en angränsande mineralpartikel visas överst i figuren. Vattenmolekyler och katjoner finns mellan partiklarna och katjonerna är starkt sorberade på ytan som är negativt laddad genom att trevärdiga aluminiumjoner i det oktaedriska skiktet delvis har utbytt mot tvåvärda magnesiumjoner. Modifierad från Anderson et al. (1996) och Hemingway & Sposito (1989).

Valet av bentonit för användning i det svenska förvaret av utbränt kärnbränsle delas med de flesta andra länder i liknande situation. Eftersom förvaret ska lokaliseras i kristallin berggrund under grundvattennivån, måste bentonitbufferten kunna begränsa vattenflödet och förhindra utsläpp av radioaktiva isotoper till omgivande berg om det skulle uppstå någon skada på kopparkapseln. Kraven på bufferten kan därför summeras enligt följande.(Cho et al., 2000):

- låg permeabilitet för gaser dvs. förmåga att förhindra att gaser, som bildas genom kemiska reaktioner eller radioaktiva processer, kan tränga ut till omgivande berg och slutligen till omgivningen;
- låg hydraulisk konduktivitet dvs. förmåga att begränsa transport av grundvatten, innehållande potentiellt korrosiva ämnen, till kapselytan och försvåra transport av porvatten, med eventuella radionuklider från en läckande kapsel, till omgivande berggrund;
- hög kapacitet att retardera radioaktiva ämnen dvs. förmåga att avlägsna lösta radioaktiva ämnen i porvattnet genom sorption på partikelytor; och
- hög svällningspotential dvs. förmåga att adsorbära stora kvantiteter vatten så att bentoniten expanderar och sluter till varje spricka i bufferten så att transport av ämnen till och från kopparkapseln förhindras.

5.2 Bentonitens egenskaper

För det svenska djupförvaret har en kommersiellt tillgänglig typ av bentonit föreslagits som buffertmaterial. Den kallas Volclay MX 80 och bryts i Wyoming och i South Dakota i USA. Denna speciella bentonit består till 65-80% av smektitmineralet montmorillonit, med partiklar mindre än 2 μm . Montmorillonit är ett lermineral som är uppbyggt av aluminiumsilikat och har en skiktad struktur, som visas i Figur 2 (Andrews *et al.*, 1996; Hemingway & Sposito, 1989).

Det mellersta skiktet har en oktaedrisk geometri och består av aluminium (Al), syre (O) och hydroxylgrupper (OH). Det omges på vardera sidan av tetraedriska skikt som består av kisel (Si) och syre. Några syreatomer delas med skiktet i mitten och dessutom är några Al utbytta mot trevärda järnjoner, Fe(III), eller tvåvärda magnesiumjoner, Mg(II) (dvs. planen med 4 O mellan 4 Si och 3 Al + Fe(III) eller Mg(II) i Figur 2.) Uttrycket tvåvärd betyder i detta sammanhang att t.ex. en magnesiumatom tappar två av sina

elektroner, när den bildar en kemisk förening med ett annat grundämne t.ex. syre. Dessa elektroner upptas av det andra reagerande grundämnet och därigenom blir magnesiumatomen en positivt laddad katjon, Mg^{2+} , som binds till en negativt laddad anjon, O^{2-} , i den kemiska föreningen magnesiumoxid, MgO .

I allmänhet adsorberas katjoner på lermineralytorna för att neutralisera den negativa laddningen i strukturen av aluminiumsilikat, förorsakad av ett utbyte av kisel- eller aluminiumjoner mot joner med lägre laddning i de tetraedriska respektive de oktaedriska skikten (t.ex. trevärd aluminium har ersatt fyrvärd kisel i det tetraedriska skiktet). Brutna kemiska bindningar i kanterna på kristallstrukturen kan också förorsaka uppkomsten av en viss laddning.

I montmorillonit har några trevärda aluminiumjoner blivit utbytta mot tvåvärda magnesiumjoner. På detta sätt har en negativ nettoladdning uppkommit, företrädesvis i det oktaedriska skiktet. Denna laddning balanseras i MX 80 bentoniten genom att envärda natriumjoner (Na^+) införlivas i eller på håligheter i syregittret (se Figur 2) i det tetraedriska skiktet. Det finns betydande mängder vatten mellan skikten och därför kommer inte de införlivade katjonerna att komma i direkt kontakt med syregittret förrän vattnet är borta och leran är torr.

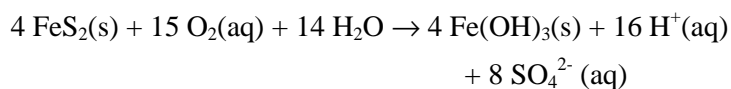
Andra viktiga komponenter, som är typiska i bentonit ges i Tabell 1. Även om kalcit endast finns i en mindre mängd är den viktig för att skapa den kemiska miljön i bufferten. Kalcit är ett basiskt mineral, som kan neutralisera starka syror, och därigenom upprätthålla alkaliska förhållanden ($pH > 7$) i bentonitbufferten. Höga pH-värden i vattnet, som är i kontakt med kopparkapseln är gynnsamma ur korrosionssynpunkt.

I detta avsnitt kommer gaspermeabilitet, betydelsen av organiska ämnen i bentoniten och mikrobiell korrosion att diskuteras. Andra utmärkande kännetecken hos bentonit, som t.ex. hydratisering (dvs. den process genom vilken vatten tas upp eller adsorberas av bufferten), inverkan av katjoner och omvandling från smektit till illit, vilka begreppsmässigt skulle kunna höra hemma här, har

flyttats till ett följande avsnitt beroende på deras nära samhörighet med bentonitens porvattenkemi.

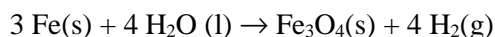
5.2.1 Gaspermeabilitet

Ett viktigt krav på bufferten är att den ska kunna förhindra gastransport till och från kopparkapseln. Det kan i detta sammanhang vara värt att nämna att bentonit framgångsrikt har inneslutit ansamlingar av naturgas i Nordsjön under geologiskt signifikanta tidsperioder. Denna typ av buffertmaterial har därigenom demonstrerat en önskvärd kapacitet som gasbarriär (Pusch, 1998). Det kan antas, att syre kommer att sköljas bort av vatten eller konsumeras av kemiska reaktioner i förvaret, i samband med eller efter det att schakt och tunnlar har slutits till. Löst syre i vattnet, $O_2(aq)$, kan förbrukas genom en heterogen reaktion dvs. en reaktion som omfattar mer än en av faserna – gas (g), vätska (l) och fast ämne (s). Reaktionen sker med mineralet pyrit, $FeS_2(s)$, som finns som en förorening i bentoniten (se Tabell 1)



Lägg märke till att denna reaktion leder till bildning av svavelsyra, som kan beskrivs som protoner, $H^+(aq)$, och sulfatjoner, $SO_4^{2-}(aq)$ lösta i vatten i ovanstående formel. Syran reagerar omedelbart med kalcit ($CaCO_3$) och därigenom undviks en betydande pH-sänkning i porvattnet. På detta sätt avlägsnas syret effektivt från bentoniten och förhållandena i djupförvaret kan därigenom beskrivas som anoxiska dvs. fria från syre.

Under anoxiska förhållanden förväntas kopparkapslarna ha en avsevärd livslängd (Horseman *et al.*, 1999). Om det uppstår ett hål i kopparn, kommer korrosionen av järn (Fe) i stålkonstruktionen på insidan att åtföljas av en reduktion av vatten (Gallé, 2000),



vilket leder till bildning av magnetit (Fe_3O_4) och vätgas (H_2). Ytterligare gasformiga produkter kommer att bildas genom radioaktivt sönderfall av det utbrända kärnbränslet (t.ex. radon) och genom radiolys av vatten. Radiolys innebär, att de kemiska bindningarna mellan syre och väte i vattnet bryts genom den energi som frigörs av radioaktivt sönderfall i det utbrända kärnbränslet och härigenom bildas $\text{H}_2(\text{g})$ och $\text{O}_2(\text{g})$.

I värsta fall skulle uppkomsten av ett högt gastryck kunna äventyra bentonitens stabilitet genom att inducera sprickbildning som kan tänkas utbreda sig genom bufferten (Horseman *et al.* 1999). Detta skulle i sin tur ge upphov till lättillgängliga transportvägar för vattenlösliga radioaktiva ämnen.

Vid lägre gastryck är gastransport genom bufferten endast möjlig genom diffusion av gasmolekyler genom porvattnet. Diffusion är en långsam process och allteftersom mer gas bildas kommer lösligheten av gaser i porvattnet att överskridas, vilket i sin tur skapar en tryckökning nära kapseln. För att gasen då ska ta sig genom bufferten krävs, att gastrycket är högre än det totaltryck, som bildats av den svällda vattenmättade bentoniten och grundvattnet. (Gallé, 2000; Horseman *et al.*, 1999). Bentonitens svällningstryck ökar med densiteten hos det torra, kompakterade materialet. För densiteter större än 1.6 g/cm^3 (vattnets densitet är omkring 1 g/cm^3) kommer bentonitens svälltryck att vara högre än 7 MPa. Grundvattentrycket vid förvarsdjupet, 500 m, kommer att vara omkring 5 MPa. Det betyder att trycket av den gas som bildats genom anoxisk korrosion, radioaktivt sönderfall och radiolys av vatten måste vara högre än 12 Mpa, innan någon väsentlig sprickbildning i bufferten kan initieras.

I frånvaro av sådana sprickor är vattenmättad bentonit mer eller mindre gastät. Det har dessutom konstaterats att eventuella skador inte är bestående, eftersom leran är självläkande, om de gasfyllda hålrummen genomströmmas av grundvatten. Så länge gasfyllda hålrum finns i bentoniten kommer dock tröskelvärdet för gasgenombrott att vara avsevärt lägre än annars (Horseman *et al.*, 1999).

Det är för närvarande omöjligt att mer exakt förutsäga riskerna för ett gasgenombrott. En enkel beräkningsmodell har visat att det vätgastryck som uppkommer genom anoxisk korrosion (Gallé, 2000) är av samma storleksordning som barriärens genombrottstryck. Denna modell beskriver emellertid ett tänkbart scenario i ett djupförvar av den typ, som nu utvärderas i Frankrike och några andra länder, och slutsatserna är inte direkt möjliga att applicera på KBS-3 konceptet av huvudsakligen två skäl.

För det första är modellen baserad på en europeisk bentonit (Fo-Ca lera), som har föreslagits, som ett möjligt buffertmaterial i det franska kärnavfallsprogrammet. Som framgår av beteckningen ovan, innehåller bentoniten kalcium (Ca) och skiljer sig från MX 80 med avseende på permeabilitet och förmåga för vattenadsorption (Hoeks *et al.*, 1987). En idealisk buffert bör ha en god adsorptionsförmåga och vara så svår genomtränglig som möjligt och MX 80 är bättre med avseende på båda egenskaperna. För det andra och säkert av större betydelse är det faktum att förvaringskapseln i det franska programmet är gjord av stål utan det kopparhölje som finns i KBS-3 utförandet. Det innebär att anoxisk korrosion kommer att ske över hela kapselytan snarare än på vissa områden där kopparhöljet har skadats. Följaktligen kommer gasbildning och gasansamling att vara mycket mer begränsad vid utformningen av kapseln enligt KBS-3 konceptet på grund av rent fysikaliska begränsningar under förutsättning att man har tillräckliga säkerhetsmarginaler.

Det är värt att notera, att så länge bufferten är vattenmättad, kommer inte de spalter som bildas vid sammanfogning av bentonitblocken att ha någon effekt på gasgenomträngligheten (Horseman *et al.*, 1999). Detta är viktigt, därför att om den bildade vätgasen ($H_2(g)$) kan hållas på plats av bentoniten, kommer den anoxiska reaktionen att nå ett jämviktstillstånd innan ett tillräckligt högt gastryck för genombrott byggts upp. Vid jämvikt kan ingen ytterligare korrosion ske förrän den bildade gasen har försvunnit. Kopparhöljet runt insatsen av stål är elastisk och alla spalter mellan kapseln och bentoniten kommer att täppas till genom svällning av

bufferten under vattenupptagningen. Detta kan förhindra att vätgasen tar sig ut och korrosionsprocessen kan därigenom avstanna. Den bildade gasen kan fylla alla sprickor i kopparhöljet, vilket i sin tur hindrar vatten att nå stålet på insidan, och därför minskar korrosionshastigheten.

Det är ändå viktigt att inte underskatta betydelsen av gastransport i bentoniten, som en begränsande faktor i dess funktion (Gallé, 2000). Behovet av fullskaleexperiment för att klarlägga områden av osäkerhet om gastransporten genom bentonit har uttryckts (Horseman *et al.* 1999). För att försäkra sig om att dessa osäkerheter är tillfredsställande belysta bör tillräckliga resurser avsättas så snart som möjligt.

5.2.2 Organiska ämnen i bentonit

Leror innehåller små mängder av organiska ämnen, som utgör rester av biologiskt material efter mineraliseringen. Det organiska innehållet i lermineral utgörs till 70-80% av humusämnena och innehåller omkring 50 mass% kol (Cho *et al.*, 2000). Humusämnena är svaga syror som är starkt dissocierade i vatten och bildar negativt laddade organiska anjoner, vid de pH-värden som förekommer i vattenmättad bentonit. Eftersom lermineralytorna själva är negativt laddade kan flervärda positiva joner som t.ex. kalcium (Ca^{2+}) bilda bryggor mellan de organiska anjonerna och mineralpartiklarna.

Den återstående delen organiskt material är inte vattenlöslig utan binds hydrofobiskt till den humus som redan är komplexbunden till mineralytan. På så sätt bildas hydrofoba (bokstavligen vattenavvisande) inslag i den humus som sitter på partikelytorna. Humusämnena är också en form av organiskt material, men de innehåller sura (och hydrofila) grupper som ger en viss löslighet i vatten. De har egenskaper som påminner om tvål.

Cho *et al.* (2000) har undersökt lösligheten av organiska ämnen, som finns i kalciumbentonit av koreanskt ursprung, i temperaturintervallet mellan 20 och 80°C under inflytande av strålning. Som väntat ökade lösligheten av organiska ämnen med

temperaturen. Bestrålade prover av bentonit visade en större tendens att avge organiska ämnen till vattenfasen, vilket var ett resultat av partiell nedbrytning till vattenlösliga produkter. De flesta, om än inte alla, radioaktiva isotoper förekommer som positiva joner i lösning och anrikas därför på negativt laddade mineralytor, vilket minskar transporthastigheten genom bentonit (se avsnitt 5.4). De negativt laddade anjonerna från humussyran kan därför bilda lösliga komplex med många radioaktiva isotoper. Dessa organiska komplex kan inte samverka lika effektivt med mineralytorna eftersom deras laddning är neutraliserad och därigenom ökar deras transporthastighet genom bufferten.

Det har visat sig att koncentrationerna av lösta organiska ämnen i porvattnet hos bentonit är lägre än i grundvatten. Följaktligen kommer det att ske en diffusion av lösta organiska ämnen in i bentoniten med tiden. Av den anledningen är de uppmätta diffusionsvärdena, som är utförda i vatten med låga halter av organiska ämnen, troligen alltför låga. Det kan fastslås att det för närvarande finns för lite data för att klargöra betydelsen av komplexbildning med organiska ämnen för transport av radioaktiva isotoper genom bentonit. Det finns dock säkra bevis för att humusämnen bildar starka komplex med ett stort antal aktinider (torium, uran, americium, curium) och de klyningsprodukter, som bildas vid sönderfall av använt kärnbränsle (Tipping, 1998).

5.2.3 Mikrobiell korrosion

Grundvatten med en sammansättning liknande den som kan förväntas i ett svenskt djupförvar innehåller troligen bara två lösta ämnen, som kan orsaka korrosion på koppar, sulfidjoner (S^{2-} (aq)) och syre (O_2 (aq)). Det förutses att koncentrationen av båda två är låg i omedelbar närhet av kapseln. Det är emellertid nödvändigt att ta hänsyn till möjligheten att en tillräcklig mängd sulfidjoner kan bildas genom aktivitet av sulfatreducerande bakterier (Pedersen, 1999). (Observera att det egentligen är den mycket giftiga gasen vätesulfid (H_2S), som bildas primärt och inte sulfidjoner).

Sulfatreducerande bakterier har påträffats djupt ner i geologiska formationer i Sverige. Det har konstaterats att vätesulfid, som bildats genom mikrobiell aktivitet, har svårt att överföras genom bentonitens gränsyta. Vattenmättad bentonit erbjuder dessutom ett mycket svårforcerat hinder för diffusion av gaser från omgivande berg till kapseln (eller omvänt, se avsnitt 5.2.1). Sulfidkällor utanför bufferten kan därför knappast innebära några större problem.

En annan möjlighet är mikrobiell sulfidproduktion inuti bentoniten. Även i detta fall utgör den mycket kompakterade bentoniten i bufferten ett avsevärt hinder, eftersom vatten är starkt bundet till partikelytorna och därigenom blir otillgängligt för levande organismer. Bentoniten utgör en avgjort fientlig miljö för mikrober på grund av låg fukthalt och dålig tillgång på näring och energi. Anrikning av vätesulfid, som sker på grund av den låga diffusionen av gas i mättad bentonit, medverkar också till att göra bufferten ogästvänlig, eftersom denna gas är giftig också för mikrober (Pedersen, 1999).

Det är anmärkningsvärt att det är just ogenomträngligheten för gaser och förmågan att binda vatten, som bidrar till att göra montmorillonit, huvudbeståndsdel i bufferten, så framgångsrik i att försvåra mikrobiella processer. Om det skulle ske en omvandling av montmorillonit till illit (se avsnitt 5.3.3) är det troligt att dessa skyddsfaktorer helt eller delvis går förlorade. Förmågan hos illit, att motstå de påfrestningar som sulfatreducerande mikrober utgör, förtjänar därför att studeras närmare.

5.3 Porvattenkemi

De vanligast förekommande jonerna i hydratiserad MX 80 bentonit är natrium (Na^+), kalcium (Ca^{2+}) och klorid (Cl^-) med mindre halter av kalium (K^+), magnesium (Mg^{2+}), sulfat (SO_4^{2-}) och vätekarbonat (HCO_3^-). Joner och laddade komplex i lösning ger upphov till en elektrisk konduktivitet, som är proportionell mot vattnets jonstyrka, som i sin tur är en funktion av jonkoncentrationerna och deras laddning. När bentoniten kommer i kontakt med grundvatten, som har en annan kemisk sammansättning än porvattnet, kommer joner att transporteras in och ut ur bufferten för att utjämna koncentrationsskillnader och eliminera jonstyrkegradienter. Det är nödvändigt att förstå porvattenkemin och hur jontransporter i bentoniten sker för att kunna värdera det långsiktiga uppträdandet i förvaret. Med tiden kommer det att ske förändringar i porvattenkemin, som beror på ett utbyte mellan de joner och komplex som finns i bentoniten vid förslutning av förvaret och de joner som finns i grundvattnet under vattenmättnadsprocessen. (Muurinen & Lehto, 1999).

5.3.1 Hydratisering

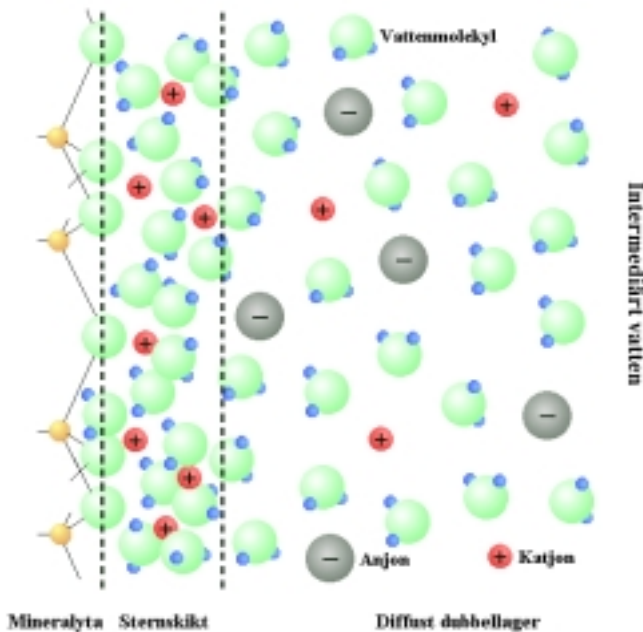
När bentoniten kommit på plats i förvaret kommer den att fortsätta adsorptionen av grundvatten till dess den har blivit totalt vattenmättad. Denna process kallas hydratisering och åstadkommer att bentoniten sväller. Härigenom repareras de skador som uppkommit vid hanteringen och det skapas en tät barriär mellan omgivande berg och kapseln i det borrhålet.

Bentonitens självläkande egenskaper har bevisats genom ett antal experimentella undersökningar (Oscarson *et al.*, 1996). Det konstaterades att såväl den hydrauliska konduktiviteten som diffusionsvärden hos bentonit med ursprungliga hanteringsskador och defekter var identiska, inom felmarginalen, med motsvarande värden hos ett ”perfekt” material efter det att båda vattenmättats.

Diffusionsvärden används för att matematiskt beskriva den ämne-transport som är inducerad av en koncentrationsgradient. Dessa värden ska vara så låga som möjligt (idealiskt sett nära noll), eftersom detta betyder att transporten (diffusionen) av radioaktiva ämnen genom bufferten då blir extremt låg. Med andra ord innebär det, att de radioaktiva isotoper, som avges från en skadad kapsel inte skulle kunna nå den yttre omgivningen förrän de har sönderfallit till icke-radioaktiva produkter.

Porvatten, som har adsorberats på partikelytorna i en starkt kompakterad lera är mer eller mindre stationärt (Cho *et al.*, 1998). Övriga vattenmolekyler, som ibland kallas bulkvatten, känner inte av den elektrostatiska attraktionen i Sternskiktet (se Figur 3) och blir därigenom rörliga i närvaro av en tillräckligt hög tryckgradient. Radioaktivt sönderfall av använt kärnbränsle kommer att skapa en temperatur- och därigenom en tryckgradient i bufferten. Vid de förhöjda temperaturer, som råder nära kapseln, kommer den hydrauliska konduktiviteten i bufferten att öka. Detta kommer att leda till en ökad transporthastighet av vatten och lösta ämnen från kapseln genom bufferten mot omgivande berg.

De vattenmolekyler, som befinner sig i Sternskiktet, kan frigöras från partikelytorna om temperaturen stiger, vilket skulle kunna höja permeabiliteten genom att flödesvolymen ökar. Både viskositeten (en vätskas flödesmotstånd) och vattnets densitet minskar med ökande temperatur, vilket ytterligare bidrar till en förhöjd hydraulisk konduktivitet. Cho *et al.* (1998) har föreslagit att av dessa faktorer är viskositetsändringen den mest betydelsefulla. Man har dock konstaterat att så länge temperaturen i bufferten bibehålls under 100° C skulle detta vara tillräckligt för att förhindra en mer betydande transport av radioaktiva isotoper från kärnbränslet till berget genom advektion



Figur 3. Översiktlig illustration av det diffusa dubbellagret. Mineralytorna på montmorilloniten är negativt laddade på grund av att trevärda aluminiumjoner i det oktaedriska skiktet delvis har bytts ut mot tvåvärda magnesiumjoner (se Figur 2). Vattenmolekyler och katjoner är starkt sorberade på mineralytan, och bildar det så kallade Sternskiktet, som inte innehåller några anjoner. I det föreslagna buffertmaterialet i KBS-3 konceptet, MX 80 bentonit, är det natriumjoner (Na^+) som balanserar den negativa ytladdningen. Inflödet av kalciumrikt grundvatten kommer med tiden att leda till ett utbyte av Na^+ mot Ca^{2+} . Den kemiska potentialen i Sternskiktet minskar gradvis med avståndet från partikelytan genom det diffusa dubbellagret. Det finns intermediärt vatten eller bulkvatten mellan partiklarna utom räckhåll för attraktions-krafter från montmorillonitytorna. I hårt kompakterad bentonit är partikelytorna så nära varandra att mycket lite intermediärt vatten existerar. Observera att anjoner och katjoner i det diffusa dubbellagret inte nödvändigtvis är envärda.

Förhöjda temperaturer nära kopparkapseln kan leda också till bildning av vattenånga. Det har visats att vattenånga avsevärt minskar den svällande förmågan och ökar permeabiliteten hos mindre väl kompakterad bentonit. Dessa effekter skulle kunna påverka buffertens egenskaper negativt. Vattenångans inverkan på den väl kompakterade bentonit, som ska användas i djupförvaret, har emellertid konstaterats vara av mindre betydelse (Oscarson *et al.*, 1996). Förhöjda temperaturer skulle kunna förorsaka att bufferten nära kapseln torkar ut, krymper och spricker på grund av värme- och fuktspridning längs en temperaturgradient från bränslet. Skador i bufferten kan också initieras genom hydrauliska sprickor och ansamling av gaser (se nedan). Alla dessa möjligheter understryker betydelsen av bentonitens självläkande förmåga och antyder att bentonit troligen är det bästa val vi kan göra som buffertmaterial. Enligt KBS-3 konceptet kommer yttemperaturen på kopparkapseln inte att överstiga 100°C under inledningskedet. Allt eftersom tiden går kommer temperaturen att sjunka och därmed också potentialen för den temperaturdrivna vattentransporten.

Lerbuffertens långsiktiga effektivitet kan påverkas av en del kortvariga processer. En av dessa processer är anrikning av lösta

ämnen, som transporteras genom bentoniten under hydratiseringen. En annan är en möjlig bildning av sammankittade zoner (utfällningar) eller porvattnets inverkan på bentonitens hydro-mekaniska egenskaper (Martin *et al.*, 2000). Dessa processer är dessutom troligen påverkade av temperaturgradienten från kapseln och utåt i förvaret, vilket kan ge upphov till en koncentrationsgradient.

Transporten av lösta ämnen (huvudsakligen salter) in i och inom lerbufferten kan förväntas ha en speciell betydelse för lerans ytegenskaper. Ordningen i och mellan lerpartiklarna påverkas och svällningsegenskaperna kan försämrans av höga saltkoncentrationer (Abdullah *et al.*, 1999). En konsekvens av detta är att permeabiliteten kan öka i kompakterade naturliga leror. Dessutom är hög salinitet en påskyndande faktor för korrosion av metallkomponenter i kapseln och för nedbrytning av gränssytorna mellan bentonit och cement. Det är därför viktigt att beskriva transportmekanismen för salter i kompakterad bentonit för att kunna förutsäga riskerna för saltanrikning i vissa områden, speciellt i närheten av kapseln, och för att erhålla parametrar för transport i bentonit under de förhållanden som skapas av en termisk gradient.

När bentoniten är mättad, uppkommer en koncentrationsgradient genom att porvattnet strävar att komma i jämvikt med grundvattnet, vilket leder till att ämnestransporten huvudsakligen sker genom diffusion (Martin *et al.*, 2000). Under sådana förhållanden kan emellertid vatten också transporteras genom osmos. Drivkraften är då en s.k. kemisk potential, som innebär att vatten rör sig från områden med lägre elektrisk konduktivitet (lägre koncentration lösta salter) i bentonitens porvatten till områden med högre konduktivitet utanför bentoniten. Med tiden utjämnas koncentrationerna i por- och grundvattnet vilket minimerar skillnaden i det hydrauliska trycket. Som en följd av detta kan grundvattnet på nytt strömma in i bentoniten, vilket ökar det hydrauliska trycket och leran sväller.

Minskningen av det differentiella hydrauliska trycket är varken ett resultat av det diffusa dubbellagrets kollaps på grund av ökad jonkoncentration i bentoniten eller lerans oförmåga att fungera som

ett semi-permeabelt membran. Om endera var riktigt skulle jongradienten försvinna snabbt (Keijzer *et al.*, 1999). Osmos leder till ett dynamiskt utbyte mellan vatten och lösta ämnen under den period som följer omedelbart efter förslutning av förvaret. Det är emellertid knappast troligt att detta kommer att resultera i några långsiktiga effekter på bufferten.

Joners diffusionskoefficienter ökar i allmänhet med temperaturen. Rörligheten av katjoner som magnesium, kalcium, strontium, natrium och kalium minskar i saltvatten vid låga temperaturer. Zinkjoner förefaller vara ett undantag genom att uppvisa högre rörlighet i saltrik miljö vid låga temperaturer (Martin *et al.*, 2000). Joner med högre rörlighet, i synnerhet Cl^- och Ca^{2+} , påverkas starkt av temperaturhöjning. Det har konstaterats att Na^+ , som också är en rörlig jon, uppvisar ett mindre temperaturberoende. Dess rörlighet är dock begränsad beroende på att Na^+ är den dominerande katjonen i MX 80 bentonit och därigenom den jon, som mest kompenserar ytornas negativa laddning. Diffusion av Na^+ beror i hög grad på rörligheten av anjoner som t.ex. den tvåvärda sulfatjonen, SO_4^{2-} , vars diffusionskoefficient är relativt oberoende av temperatur och salthalt, och är en tiopotens lägre än motsvarande värden för Cl^- och Ca^{2+} (Martin *et al.*, 2000).

De anjoner och katjoner som utgör innehållet i bentonitens porvatten har inte samma diffusionskoefficienter. Om anjonen diffunderar snabbare av de två uppkommer en negativ laddning i flödesriktningen. Detta fördröjer anjonens diffusion och påskyndar rörligheten för katjonen. Den elektriska potentialen ökar till dess att rörligheten av båda jonerna utjämnas.

5.3.2 Katjoneffekter

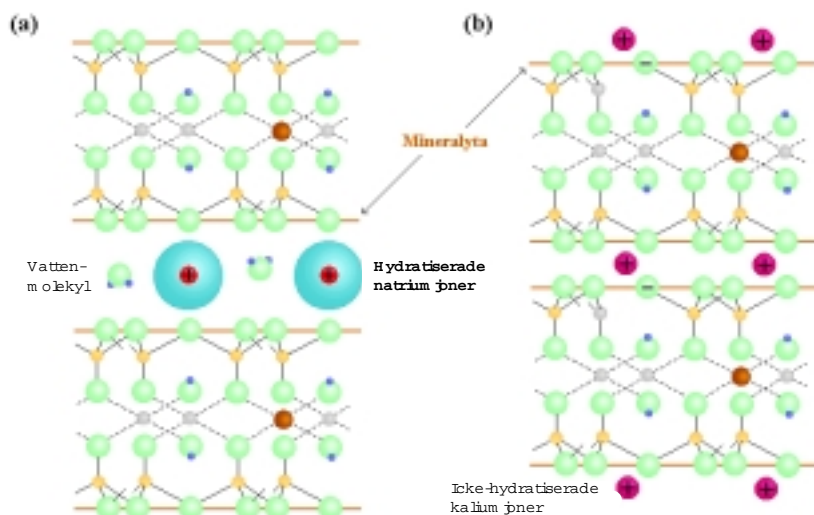
Låt oss reda ut vilka mekanismer ligger bakom bentonitens förmåga att adsorbera vatten. Eftersom vattenmolekylerna är dipoler kan de bindas elektrostatiskt till de yttre tetraedriska skikten och bildar där det s.k. diffusa dubbellagret enligt Figur 3. Dessa lager av vatten

anrikas också katjoner på grund av lermineralytans negativa laddning. Det förekommer olika typer av växelverkan mellan lermineralpartiklarna beroende på vilka katjoner som finns på ytorna. Detta växelspel skapas genom överlappningar av det diffusa dubbellagret mellan olika partiklar, som därigenom repellerar varandra, och andra motverkande attraherande krafter (t.ex. van der Waals), vilket leder till olika slag av partikelsamverkan. I bentonit där ytladdningen kompenseras av övervägande kalium- (K^+) eller kalciumjoner (Ca^{2+}) skapas likartade egenskaper med avseende på förhållanden mellan fuktig och torr lera. I båda fallen fås högre maximal täthet i torrt tillstånd och lägre optimalt fuktinnehåll än för natrium- bentonit (Abdullah *et al.*, 1999).

Envärda katjoner, särskilt Na^+ , är i allmänhet mindre starkt bundna än tvåvärda katjoner som Ca^{2+} . Tjockleken på det diffusa dubbellagret minskar drastiskt i närvaro av tvåvärda kalciumjoner på ytan vilket leder till att de attraherande van der Waalskrafterna dominerar mellan mineralpartiklarna. Denna nettoattraktion leder till anhopningar med yta mot yta dvs. små partiklar klumpas ihop sig och växer till större aggregat. Man kan säga att de staplas på varandra (Abdullah *et al.*, 1999). Eftersom tjockleken på det diffusa dubbellagret är större i närvaro av Na^+ än av Ca^{2+} på ytorna, är förmågan att adsorbera vatten också större. Natriumjoner dominerar i MX 80 bentonit, vilket uppenbarligen är en av huvudorsakerna till att denna föredras av SKB. Förmågan att adsorbera vatten är två till tre gånger lägre för europeisk bentonit än för MX 80, vilket är ett resultat av det högre kalciuminnehållet i den först nämnda (Hoeks *et al.*, 1987).

Kaliumbentonit uppför sig på ett liknande sätt som kalciumbentonit beroende på att partiklarna aggregerar. Aggregeringen innebär i detta fall att det tetraedriska skikten binds samman av katjoner och partiklarna packas ihop (se Figur 4). Denna mekanism är emellertid annorlunda än för kalciumbentoniten. Utbytet av trevärda aluminiumjoner mot tvåvärda magnesiumjoner (Figur 2) leder till en hög elektrisk polarisation nära lermineralytan särskilt inom det s.k. Sternskiktet (dvs den del av det diffusa dubbellagret som är närmast det tetraedriska skiktet. Se Figur 3).

Hög elektrisk polarisation och kaliumjonens låga hydratiseringsenergi (8.56 kJ/mol) gör att den hydratiserade $K^+(aq)$ jonen avger alla sina bundna vattenmolekyler. Ett resultat av detta är att K^+ (med en jonradie på 133 pm i icke hydratiserat tillstånd, 1 pm = en miljarddel av en mm; jonradien av en hydratiserad kaliumjon är 430 pm) passar in i de hexagonala hålrummen i de tetraedriska skikten (de har en radie av 132 pm) och härigenom uppkommer en stark bindning mellan partiklarna. Detta förklarar varför partiklarna tenderar att aggregera och staplas på varandra (se Figur 4).



Figur 4. En jämförelse mellan lermineralen (a) smektit (montmorillonit) och (b) illit. I MX 80 (a) är hydratiserade natriumjoner sorberade för att neutralisera ytladdningen. Den stora jonradien hos dessa joner hjälper till att upprätthålla avståndet mellan skikten i smektit, vilket gör att vattenmolekyler får plats. Detta orsakar natriumbentonitens stora kapacitet för svällning och vattenadsorption. Avståndet mellan mineralpartiklarna växer, när mer vatten adsorberas och det diffusa dubbellagret, som visas i Figur 2, utvecklas. Illitisering innebär att en del fyrvärd kisel ersätts av trevärd aluminium i de tetraedriska skikten (se Tabell 1), vilket ger upphov till en mer utpräglad negativ ytladdning (b). I kontakt med kaliumrikt grundvatten kommer ytladdningen att neutraliseras av kaliumjoner (K^+). Dessa joner avger lätt de vattenmolekyler, som finns runt alla hydratiserade joner i vattenlösning. De på detta sätt "avvattnade" kaliumjonerna införlivas effektivt i hålrutorna mellan de tetraedriska skikten hos angränsande partiklar. Illit bildar tätpackade staplar där utrymmet är för litet för vattenmolekyler. Därför skulle illitisering i kombination med tillförsel av kalium från grundvattnet orsaka krympning av buffertmaterialet.

Kaliumbryggorna är starkare än de svaga (van der Waals) krafter, som förekommer mellan kalciumbentonitpartiklarna. De stapelliknande aggregaten är mycket större än lerpartiklarna var för sig; ju större partiklar desto mindre blir bentonitens elasticitet. Förmågan till självläkning av sprickor har på det sättet minskat. Kaliumbryggor orsakar en drastisk, ungefär fyrfaldig, minskning av den specifika ytarean och en avsevärd minskning av adsorptionsförmågan av vatten (Abdullah *et al.*, 1999). Det sker dessutom en reduktion av katjonbyteskapaciteten (CEC), vilket innebär att buffertmaterialets förmåga att sorbera radioaktiva isotoper från en skadad kapsel påverkas negativt.

För natriumbentoniten gäller att mellan de tjocka dubbellagren av vatten och däri adsorberade joner är repulsionen så stark att den övervinner de van der Waals krafter som orsakar attraktion. Nettoeffekten blir alltså en repulsion. Detta förhållande bidrar till en hög potential för svällning och vattenadsorption. Det är uppenbart att den typ av katjon, som finns i bentoniten, har en påtaglig effekt på buffertens egenskaper.

Även om natrium i bentoniten ger upphov till ett tjockt dubbellager kommer höga koncentrationer av Na^+ i porvattnet att leda till en reducering av tjockleken. Natriumjonerna kommer då att bli elektrostarkt bundna eller attraherade av ytorna hos partiklar i närheten av varandra. Detta förorsakar att leran drar ihop sig på ett liknande sätt som påminner om den situation, som beskrivs nedan i illit och som visas i Figur 4. När bentoniten utsätts för vatten med mycket höga salthalter förlorar den sin vattenadsorberande förmåga och en del av sin elasticitet.

5.3.3 Omvandlingen från smektit till illit

Bentoniten i djupförvaret kommer att vara utsatt för kemisk påverkan av olika slag, varav ett är jonbytet av Na^+ mot K^+ och Ca^{2+} som har beskrivits. En speciell egenskap hos montmorillonit är att det är ett lågt utbyte av fyrvärd kisel i de tetraedriska skikten

(Hemingway & Sposito, 1989). I närheten av kopparkapseln i förvaret kommer initialt temperaturer närmare 100°C att erhållas, vilket skulle kunna leda till termiska mineralomvandlingar. Vid högre temperaturer ökar lösligheten av de flesta fasta faser och då bildas hydratiserade joner av olika slag. Dessa kan sedan kristallisera i områden med lägre temperatur och då bildas nya fasta faser, sekundära mineral. Denna kombination av upplösning och utfällning i förvaret kan medföra en omvandling av montmorillonit till illit (Hökmark *et al.*, 1997).

Illit karakteriseras av ett omfattande utbyte av trevärd aluminium mot fyrvärd kisel i de tetraedriska skikten (se Tabell 1 och Hemingway & Sposito, 1989). På det viset uppkommer negativt laddade ytplatser i basplanet (jämför montmorillonit och illit strukturerna i Figur 4), som tillåter elektrostatiske bindningar mellan de tetraedriska skikten och katjoner i porvattnet.

Strukturen hos de tetraedriska skikten i illit är sådan att dehydrerade (utan vattenhölje) kaliumjoner passar väl in i hålrummen och blir mycket starkt bundna (Figur 4). Bundna kaliumjoner bildar också bryggor till andra närbelägna partiklar av illit, vilket leder till aggregation och bildning av stapelliknande flockar. När sådana väl har bildats är förmågan att binda vattenmolekyler i det diffusa dubbellagret mer eller mindre borta och vi får en omvandling från smektit till illit. Följaktligen saknar illit montmorillonitens elasticitet och förmåga till adsorption av vatten. Illitiserad bentonit saknar förmåga att självläka sprickor som har uppkommit genom ett förhöjt gastryck eller mekaniska skador genom seismisk aktivitet.

En omfattande omvandling från montmorillonit till illit i bufferten kommer att kräva avsevärd tid. Även under ogynnsamma förhållanden i förvaret med en konstant tillförsel av kaliumrikt grundvatten, höga reaktionshastigheter och förhöjda temperaturer under den tidsperiod exoterma sönderfallsreaktioner av radioaktivt kärnbränsle sker i kapseln, kan man inte förvänta sig någon fullständig omvandling till illit (Hökmark *et al.*, 1997). Begränsningen för omvandlingen till illit är beroende på

hastigheten för transport av kalium från omgivande grundvatten eller från återfyllnaden i förvaret.

Man måste i detta sammanhang påpeka att dessa slutsatser beträffande omvandlingen är baserade på en processmodell. Det råder fortfarande stor osäkerhet om reaktionshastigheten och koncentrationer av kalium i återfyllnadsmaterialet. Ytterligare undersökningar om illitiseringsprocessen är därför nödvändiga. Frågetecken kvarstår beträffande hydraulisk konduktivitet, gasgenomtränglighet och transport av radioaktiva isotoper i illitiserad bentonit.

5.4 Transport av radioaktiva ämnen

Bentonitens viktigaste roll som teknisk barriär beror på dess förmåga att förhindra transport av radioaktiva ämnen från använt kärnbränsle i en kopparkapsel som har skador genom både kopparhöljet och insatsen av stål. Bentoniten måste också kunna hålla kvar radioaktiva produkter som har bildats i stålet genom neutronaktivering av material i konstruktionen (Adelye *et al.*, 1995). Två av dessa produkter är radioaktivt krom (^{51}Cr) och kobolt (^{60}Co). Lyckligtvis har transporten av radioaktiva isotoper genom bentonit undersökts mycket noggrant. Det finns en stor mängd data publicerade om transportmekanismer, liksom om effekter av parametrar som lerans torrdensitet, typ av katjon i bentoniten och porvattenkemin.

5.4.1 Diffusionvägar

Den katjon, som svarar för neutralisering av ytornas laddning i bentoniten är avgörande för transporthastigheten av radioaktiva ämnen. I natriumbentonit, som föreslås som buffert i KBS-3 konceptet, har porerna bevisats vara mindre än i kalciumbentonit (Choi & Oscarson, 1996). Diffusionsvägarna i kalciumbentoniten är

därför mindre slingriga och de radioaktiva isotoperna kan lättare passera eftersom de inte lika lätt samverkar med mineralytorna.

Det kan nu vara värt att göra en tydlig distinktion mellan två olika diffusionsmekanismer i kompakterade leror.

Den första gäller diffusion i det intermediära (i mellanrum) vattnet. Det intermediära vattnet har liten eller ingen samverkan med bentonitens ytladdning, som finns utanför eller i utkanten av det diffusa dubbellagret (se Figur 3). Det intermediära vattnet är den dominerande transportvägen för radioaktiva ämnen i leror med låga densiteter och stora porvolymmer.

Den andra mekanismen gäller ytdiffusion i Sternskiktet. Eftersom vattenmolekylerna där är bundna nära ytan, kommer viskositeten att vara högre än i det intermediära vattnet, vilket leder till en minskad transporthastighet. Dessutom kommer positivt laddade komplex att sorberas på ytan vilket minskar deras rörlighet ytterligare. Ytdiffusion av katjoner i kompakterad bentonit är den viktigaste transportmekanismen för radioaktiva ämnen (Cheung, 1989; Cheung, 1990).

Viskositeten är en också en viktig faktor, som bestämmer transporthastigheten av radioaktiva isotoper genom bentonit. Vattnets viskositet avtar med ökande temperatur, vilket leder till ökad diffusionshastighet. Detta har visats experimentellt (Martín *et al.*, 2000). Temperaturen påverkar också den hydrauliska konduktiviteten och sorptionens effektivitet.

5.4.2 Ytprocesser

Lermineral utgör ett av de vanligaste jonbytande materialen. *Jonbyte* är en process i vilken det sker ett ekvivalent utbyte mellan joner i lösning och materialytan, dvs massverkans lag gäller. Två envärda natriumjoner som avges från bentonitytan kan exempelvis balanseras av en tvåvärd kalciumjon från lösningen. *Ytkomplexbildning* är däremot en process där joner binds kemiskt till mineralytan utan att ekvivalenta mängder av andra joner trängs ut. *Ytutfällning* är en tredje process som innebär att kemisk reaktion

(utfällning) inträffar på ytan beroende på att förhållandena där är annorlunda än i lösningen. Dessa tre processer brukar sammanfattas under beteckningen *sorption*, om man inte behöver eller kan beskriva den exakta ytprocessen (Nagy & Kónya, 1988).

Katjonbyte kan klassificeras som selektivt eller icke-selektivt. I det första fallet sker utbytet med joner som vid hydratiseringen binder vattenmolekylerna svagt. Exempel på sådana joner är kalium (K^+), rubidium (Rb^+) och cesium (Cs^+). Icke-selektivt utbyte sker med starkare hydratiserade joner som natrium (Na^+), magnesium (Mg^{2+}) och kalcium (Ca^{2+}), vilka sorberas i proportion till deras koncentrationer i lösning. En rad spektroskopiska tekniker har använts för att studera jonbytesplatser på lermineraler. Man har funnit att för den naturligt förekommande icke-radioaktiva $^{133}Cs^+$ isotopen finns huvudsakligen två typer av aktiva ytplatser (Weiss *et al.*, 1990; Kim *et al.*, 1996). På den ena finns relativt hårt bunden Cs^+ i Sternskiktet medan det andra ger en avsevärt svagare bindning i det diffusa dubbellagret. Mest sorberad Cs^+ har man funnit på basytorna (tetraedrisk skikten) hos lerpartiklarna även om kanterna också är viktiga. I Figur 2 framgår det att syret, som visas i den övre vänstra delen av basytan, är bundet till endast en kiselatom. Detta syre kommer att uppvisa en negativ laddning och utgör en aktiv koordinationsplats på kanytan. (Observera att det radioaktiva cesium som släpptes ut från Tjernobyl bestod av två, icke-naturligt förekommande isotoper, nämligen ^{134}Cs och ^{137}Cs).

Ytkomplexbildning innebär att en stark kovalent kemisk bindning (kemisorption) etableras mellan den sorberade jonen och den reagerande ytgruppen. De viktigaste och mest reaktiva enheterna på ytorna av montmorillonit är hydroxylgrupper (-OH). Andra typer av mineral som också finns i bentoniten ger upphov till helt andra slag av aktiva grupper (se Tabell 1). Eftersom porvattnet i bentonit är alkaliskt (högt pH) är ytutfällningar av radioaktiva isotoper som hydroxider också viktiga för att hålla kvar och fördröja transporterna (Ochs *et al.* 1998). Det kan vara svårt att skilja ut de olika transportmekanismerna även om vissa undantag finns beskrivna i litteraturen. Adelye *et al.* (1995) fastslog att krom (Cr^{3+})

sorberas genom bildning av ytkomplex. Katjoner med hög laddning, som t.ex. Cr^{3+} , är också svårare att frigöra efter sorption. Det har visats att effektiviteten för sorption av en viss katjon beror av förekomsten av andra laddade komplex i lösningen. Denna synergism har förklarats genom att ytkomplexbildning dominerar över en enkel jonbytesreaktion. Eriksen *et al.* (1999) fann att Co^{2+} är komplett orörlig i kompakterad bentonit och har gett en förklaring till detta. Ökande koncentrationer av Co^{2+} vid höga pH-värden leder till att det bildas ytkomplex med hydroxylgrupper och hydroxidutfällningar. Det är helt i linje med lösningskemin för kobolt i vatten.

Kemiska överväganden är av stor betydelse när det gäller att förklara transporten av radioaktiva ämnen i förvaret. Hittills har vi mest diskuterat katjoner men det finns ett antal radioaktiva isotoper som i större eller mindre utsträckning förekommer som anjoniska komplex.

Anjoner diffunderar enbart i det intermediära vattnet (hålrum). Därför har anjoniska föreningar, som bildats genom radioaktiv nedbrytning, en betydligt större möjlighet än andra att kunna nå biosfären innan radioaktiviteten avklingat. Grundämnet jod är av särskilt intresse eftersom en av dess radioaktiva isotoper ^{129}I har en mycket lång halveringstid (1.7×10^7 år). I förvaret förekommer jod huvudsakligen som jodidjoner (I^-), som genom att de är negativa kommer att repelleras från mineralytorna och därför inte hindras i sin rörlighet på grund av sorption eller ytdiffusion (Hoh *et al.*, 1992). Det är dessa två effekter som är orsak till den långsamma transporten av katjoner genom bentoniten. Det är allmänt vedertaget att exklusion av anjoner begränsar diffusionshastigheten. Genom att anjonerna är negativt laddade, tränger de ogärna in i bufferten om det inte finns lämpliga flödeskanaler. Enligt vad som framgått av diskussionen ovan är porerna i natriumbentonit mycket små och mängden bulkvatten (dvs. den mängd vatten som finns utanför det diffusa dubbellagret i Figur 3) relativt liten, vilket betyder att transporthastigheten av anjoner är begränsad. Även om natriumbentoniten kommer att omvandlas gradvis till kalciumbentonit genom jonbyte med Ca^{2+} joner i inträngande grundvatten

är dessa ändringar inte tillräckligt stora för att allvarligt försämra barriärens effektivitet. Experimentella data tyder på att diffusionskoefficienterna är mindre än tio gånger högre i kalciumbentoniten (Choi & Oscarson, 1996).

Nyligen har effekter av korrosionsprodukter från kapseln på processer i förvaret utvärderats. Magnetit som bildats genom anoxisk korrosion av stålinsatsen gynnar bildning av kolloider, vilket kan ha två effekter på transporten av radionuklider. Den första innebär att större kolloidala partiklar, innehållande radioaktiva isotoper, deponeras i bentonitens porer. Detta skulle kunna reducera transporten av alla typer av komplex genom att begränsa antalet tillgängliga flödesvägar. Den andra tänkbara effekten är att små oladdade kolloidala produkter kan röra sig relativt obehindrat genom bufferten, opåverkade av elektrostatiske effekter och därigenom öka den totala rörligheten av radioaktiva ämnen. Lyckligtvis har det visat sig att den första effekten dominerar (Inagaki *et al.*, 1998; Idemitsu *et al.*, 1998).

5.5 Slutsatser och rekommendationer

Bentonit uppfyller uppenbarligen högt ställda kriterier som buffertmaterial i slutförvaret av utbränt kärnbränsle. För att fungera på ett bra sätt efter förslutningen är det viktigt att bentoniten innehåller små mängder av ytterligare två mineral, pyrit och kalcit. Pyrit ska konsumera den restmängd syre som finns i förvaret för att ge den önskade anoxiska miljö, som är väsentlig för att bevara kopparkapseln intakt. Eftersom stark syra produceras vid denna process är det nödvändigt att en tillräcklig mängd kalcit finns för att åstadkomma neutralisation. Det är därför viktigt att bentoniten uppfyller dessa kvalitetskrav.

Det är inte sannolikt att närvaron av organiska ämnen i bentoniten kommer att förorsaka några problem under den första tiden i förvaret. Bakterier som skulle kunna utnyttja organiska ämnen som energikälla tycks inte kunna överleva i den fientliga

miljö som bentoniten erbjuder. Pågående försök om eventuella hot med avseende på mikrobiell korrosion borde kunna klargöra återstående osäkerheter. Organiska ämnen kan å andra sidan spela en roll för att underlätta transport av radioaktiva ämnen genom bufferten efter en kapselskada. Neutrala komplex rör sig med en hastighet som bestäms av den hydrauliska konduktiviteten i bufferten och kan därigenom öka spridningen av radioaktiva ämnen i förvaret. Även om det definitivt kan bildas neutrala komplex mellan radioaktiva isotoper och organiska ämnen är storleken på dessa avgörande för deras transport genom en tätpackad bentonit.

Bentonitens mest attraktiva egenskaper skulle kunna förloras genom omvandling från smektit (montmorillonit) till illit i stor skala. Därför bör data om gaspermeabilitet, hydraulisk konduktivitet, transport av radionuklider och rörlighet av mikrober i illit samlas och utvärderas. Vår nuvarande kunskapsnivå antyder att omvandling till illit inte kommer att ske i sådan utsträckning att förvarets säkerhet äventyras. Det är å andra sidan inget tvivel om att natriumbentonit kommer att omvandlas till kalciumbentonit genom inflöde av kalciumrikt grundvatten. Kalciumbentonitens egenskaper borde därför undersökas bättre.

5.6 Referenser

W.S. Abdullah, K.A. Alshibli & M.S. Al-Zou'bi (1999) "Influence of pore water chemistry on the swelling behavior of compacted clays", *Applied Clay Science*, **15**, 447-462.

S.A. Adeleye, R. Rautiu, D.A. White & P.G. Clay (1995) "Clay minerals as sorbents for nuclear reactor activation products", *Journal of Materials Science*, **30**, 583-586.

J.E. Andrews, P. Brindley, T.D. Jickells & P.S. Liss (1996) *An Introduction to Environmental Chemistry*, Blackwell, Oxford, Chapter 3, pp. 46-113.

S.C.H. Cheung (1989) "Methods to measure apparent diffusion coefficients in compacted bentonite clays and data interpretation", *Canadian Journal of Civil Engineering*, **16**, 434-443.

S.C.H. Cheung (1990) "A new interpretation of measured ionic diffusion coefficient in compacted bentonite-based materials", *Engineering Geology*, **28**, 369-378.

W.J. Cho, J.O. Lee & K.S. Chun (1998) "Influence of temperature on hydraulic conductivity in compacted bentonite", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 305-311.

W.J. Cho, J.O. Lee & C.H. Kang (2000) "Influence of temperature elevation on the sealing performance of a potential buffer material for a high-level radioactive waste repository" *Annals of Nuclear Energy*, **27**, 1271-1284.

J.W. Choi & D.W. Oscarson (1996) "Diffusive transport through compacted Na- and Ca-bentonite", *Journal of Contaminant Hydrology*, **22**, 189-202.

E. Curti & W. Hummel (1999) "Modeling the solubility of zirconia in a repository for high-level radioactive waste", *Journal of Nuclear Materials*, **274**, 189-196.

S. Dultz & J. Bors (2000) "Organophilic bentonites as adsorbents for radionuclides. II Chemical and mineralogical properties of HDPy-montmorillonite", *Applied Clay Science*, **16**, 15-29.

T.E. Eriksen, M. Jansson & M. Molera (1999) "Sorption effects on cation diffusion in compacted bentonite", *Engineering Geology*, **54**, 231-236.

C. Gallé (2000) "Gas breakthrough pressure in compacted Fo-Ca clay and interfacial gas overpressure in waste disposal context", *Applied Clay Science*, **17** 85-97.

B.S. Hemingway & G. Sposito (1989) "Inorganic aluminum bearing solid phases", in *The Environmental Chemistry of Aluminum*, ed. G. Sposito, CRC Press, Boca Raton, Chapter 3, pp. 55-85.

J. Hoeks, H. Glas, J. Hofkamp & A.H. Ryhiner (1987) "Bentonite liners for isolation of waste disposal sites", *Waste Management and Research*, **5**, 93-105.

Y.C. Hoh, J.Y. Peng & Y.S. Hsia (1992) "Diffusion of iodide in compacted clays", *Journal of Nuclear Science and Technology*, **29**, 131-139.

H. Hökmark, O. Karnland & R. Pusch, (1997) "A technique for modeling transport/ conversion processes applied to smectite-to-illite conversion in HLW buffers", *Engineering Geology*, **47**, 367-378

S.T. Horseman, J.F. Harrington & P. Sellin (1999) "Gas migration in clay barriers", *Engineering Geology*, **54**, 139-149.

K. Idemitsu, Y. Tachi, H. Furuya, Y. Inagaki & T. Arima (1998) "Diffusion of Cs and Sr in compacted bentonites under reducing conditions and in the presence of corrosion products of iron", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 351-358.

Y. Inagaki, H. Sakata, H. Furuya, K. Idemitsu, T. Arima, T. Banba, T. Maeda, S. Matsumoto, Y. Tamura & S. Kikkawa (1998) "Effects of water redox conditions and presence of magnetite on leaching of Pu and Np from HLW glass", in I.G. McKinley, C. McCombie,

eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 177-184.

KASAM (1998a) "Radioaktiva utsläpp och radioaktivt avfall från annan energiproduktion än kärnkraft", i *Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998*, KASAM, SOU1998:68, Fritzes, Stockholm, Kapitel 3, s. 51-82.

KASAM (1998b) "Säkerhetsanalysen av slutförvaringen", i *Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998*, KASAM, SOU1998:68, Fritzes, Stockholm, Kapitel 5, s. 99-117.

KASAM (1998c) "Internationell översikt", i *Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998*, KASAM, SOU1998:68, Fritzes, Stockholm, Kapitel 9, s. 171-177.

KASAM (1999) "Berggrunden", i *KÄRNAVFALL – metod – plats - miljökonsekvens*, KASAM, SOU1999:67, Fakta Info Direkt, Stockholm, Kapitel 6, s. 77-88.

Th.J.S. Keijzer, P.J. Kleingeld & J.P.G. Loch (1999) "Chemical osmosis in compacted clayey material and the prediction of water transport", *Engineering Geology*, **53**, 151-159.

Y. Kim, R.J. Kirkpatrick & R.T. Cygan (1996) "¹³³Cs NMR study of cesium on the surfaces of kaolinite and illite", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **60**, 4059-4074.

M. Martin, J. Cuevas & S. Leguey (2000) "Diffusion of soluble salts under a temperature gradient after the hydration of compacted bentonite", *Applied Clay Science*, **17**, 55-70.

A. Muurinen & J. Lehkoinen (1999) "Porewater chemistry in compacted bentonite", *Engineering Geology*, **54**, 207-214.

N.M. Nagy & J. Kónya (1988) "The interfacial processes between calcium-bentonite and zinc ion", *Colloids and Surfaces*, **32**, 223-235.

M. Ochs, B. Lothenbach & M. Yui (1998) "Application of thermodynamic sorption models to distribution coefficients of radionuclides in bentonite", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 765-772.

D.W. Oscarson, D.A. Dixon & H.B. Hume (1996) "Mass transport through defected bentonite plugs", *Applied Clay Science*, **11**, 127-142.

K. Pedersen, (1999) "Subterranean microorganisms and radioactive waste disposal in Sweden", *Engineering Geology*, **52**, 163-176.

R. Pusch (1998) "Transport phenomena in smectite clay explained by considering microstructural features", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 439-448.

J. Quiñones, J. Garcia-Serrano, J.A. Serrano, P. Diaz-Arocas & J.L.R. Almazan (1998) "Simfuel and UO₂ solubility and leaching behaviour under anoxic conditions", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings*, vol. 506, Pennsylvania, pp. 247-252.

J. Samper, J. Delgado, J. Molinero & R. Juncosa (1998) "Predictive numerical modeling of artificial tracers migration in the large-scale heating and hydration experiments of the FEBEX project", in I.G. McKinley, C. McCombie, eds., *Scientific Basis for Nuclear Waste*

Management XXI, Materials Research Society Symposium Proceedings, vol. 506, Pennsylvania, pp. 629-636.

E. Tipping (1998) "Humic ion-binding model VI: An improved description of the interactions of protons and metal ions with humic substances", *Aquatic Geochemistry*, **4**, 3-48.

H. Wanner, Y. Albinsson & E. Wieland (1996) "A thermodynamic surface model for caesium sorption on bentonite", *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, **354**, 763-769.

C. A. Weiss Jr., R.J. Kirkpatrick & S.P. Altaner (1990) "The structural environments of cations adsorbed onto clays: ¹³³Cs variable-temperature MAS NMR spectroscopic study of hectorite", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **54**, 1655-1669.

6 Extrapolation av egenskaper hos kapselmateriäl¹

6.1 Bakgrund

Innan slutförvaret med det använda kärnbränslet når ett fortvarighetstillstånd i sin bergmiljö har det genomgått flera utvecklingsstadier:

- deponering med samtidigt pågående brytning av nya utrymmen;
- en eventuell observationsperiod när tunnlar och schakt hålls öppna och
- en övergångsperiod efter förslutningen när de ursprungliga förhållandena i berggrunden återställs.

Det är väl känt att kapslarnas förmåga att isolera bränslet från grundvattnet i berget är viktig för slutförvaringens säkerhet på lång sikt. Det är mindre känt att kapslarna även har stor betydelse som barriär medan deponeringen pågår och under övergångsperioden därefter, när grundvattnet fortfarande innehåller syre från de öppna tunnlar. Det är också under den tiden som påfrestningarna på kapslarna är som störst.

Det finns en drygt millimetertjock spalt mellan kopparhöljet och innerkroppen när kapseln monteras, för annars skulle innerkroppen inte kunna sänkas ned i hóljet. Efter deponeringen pressas kopparhóljet in mot innerkroppen av den svällande bentonitbufferten. Kopparn kryper. Samtidigt finns det rester av

¹ Kapitlet har författats av KASAMs ledamot Prof. Rolf Sandström, Materialteknologi, KTH under medverkan av civ.ing. Nils Rydell, teknikexpert i KASAM.

syre i grundvattnet. Detta är ett belastningstillstånd som kan få metalliska material som stål och koppar att spricka. Fenomenet har studerats sedan länge för tryckkärlsstål och på senare tid för koppar bl.a. för dess användning i bränslekapslar. Komprimeringen av höljet och reduceringen av syret i vattnet tar några hundratal år. Detta är en försvinnande kort del av förvarets framtida historia, men en lång tid jämfört med den tid undersökningar av materialegenskaper kan pågå i laboratorier.

I detta kapitel belyses problemen med att extrapolera data från sådana korttidsmätningar till hundra år eller längre. Kapselns tillstånd efter den inledande perioden med kompression av höljet kommer ju att vara dess utgångstillstånd i den geologiska tidsskalan och har på så sätt avgörande betydelse för analysen av slutförvarets säkerhet.

6.2 Den stora utmaningen

Industriella processanläggningar dimensioneras normalt för en livslängd på 10 till 25 år. För att konstruera sådana anläggningar behövs en mängd olika typer av materialdata. Eftersom laboratorieförsök ofta begränsas till några månader, i vissa fall till några år, kan man inte utnyttja laboratoriedata direkt. Man kan inte heller förlita sig på tidigare driftserfarenheter. Den snabba industriella utvecklingen innebär att nya typer av material tas fram hela tiden. T.ex. när det gäller stålsorter så byts de i medeltal ut efter tre till fem år. Detta har uppenbarligen konsekvensen att det är tveksamt att genomföra laboratorieförsök under tider som överstiger några år för material som kan förväntas bytas ut inom samma tidsperspektiv, eftersom materialen som provas inte längre då är aktuella att användas.

Sättet att hantera det skisserade problemet är att extrapolera resultat från laboratorieförsök under korta eller medellånga tider till de perioder som är av intresse för anläggningar. Det innebär alltid en utmaning att genomföra en extrapolation. Resultaten kan sällan verifieras genom experiment eller via driftserfarenheter, förrän det

är för sent. En speciell metodik måste följas, vilket kommer att illustreras nedan. Man måste också övertyga sig om att de mekanismer som är styrande i laboratorieförsöken är relevanta för de industriella tidsperspektiven.

För materialen i den kapsel som SKB planerar att använda för förvaring av använt kärnbränsle representerar extrapolation av materialdata från laboratorieförsök en stor vetenskaplig utmaning. Den yttre delen av kapseln, som kommer att tillverkas av renkoppar, kommer att utsättas för aktiv korrosion och krypning under några hundratals år. Man måste alltså kunna extrapolera minst en storleksordning mer i tid än i konventionella industriella tillämpningar.

Systematiska metoder för extrapolation av data har framför allt studerats för krypning. I enlighet med en ISO-standard (International Standardisation Organisation) har man tidigare rekommenderat att endast tillåta extrapolation med upp till en faktor tre i tid för säkerhetsklassade komponenter som tryckkärl [1]. Under de senaste åren har dock en metod utvecklats, som tillåter extrapolation till väsentligt längre tider [2], [3].

Syftet med det här kapitlet är att ge en översikt över olika typer av förfarande för extrapolation och hur dessa kan tillämpas på material för kapslar för använt kärnbränsle.

6.3 Tidsberoende och tidsberoende egenskaper

För att konstruera och dimensionera komponenter som är utsatta för mekaniska påkänningar erfordras tillgång till data för olika egenskaper som hållfasthet, formbarhet, korrosionshårdighet, etc. Grundläggande hållfasthetsegenskaper som brottgräns (den högsta spänning ett material kan utsättas för utan att brott inträffar) och förlängning (den största töjning ett material kan utsättas för) är väsentligen tidsberoende. Detsamma gäller vanliga fysikaliska egenskaper som elektrisk och termisk ledningsförmåga, täthet, koefficienten för termisk längdutvidgning, etc. Om inte materialets

mikrostruktur ändras med tiden så förblir dessa egenskaper oförändrade.

Andra egenskaper som utmattningshållfasthet beror starkt av antalet belastningscykler och därmed på tiden. Detsamma gäller korrosionshårdighet. Korrosionsangrepp förvärras med tiden och hur snabbt detta kan tänkas ske måste man känna till. Dessa typer av egenskaper är tidsberoende.

De tidsberoende egenskaper som är av mest direkt intresse för kapselmaterial rör korrosion och krypning. Exempel på korrosionsmekanismer som kan tänkas uppträda är likformig (eller allmän) korrosion (en jämn avfrätning av metallytan sker) och punktfrätning (angreppet sker lokalt i gropar på materialet, där en aggressiv lösning anrikas).

Krypning är en långsam deformation som äger rum när en last av tillräcklig storlek anbringas på en legering eller andra materialtyper. Till skillnad från vanlig plastisk deformation fortsätter materialet att krypa utan att lasten behöver ökas ytterligare. I renkoppar får krypningen en mera betydande omfattning över 75 °C, medan i stål och gjutjärn temperaturen måste vara över 450 °C för att detta ska ske i någon nämnvärd omfattning.

6.4 Betingelser och krav för kapselmaterialet

De centrala materialkraven för den yttre behållaren för använt kärnbränsle är dels att materialet har tillräcklig korrosionshårdighet, dels att materialet kan deformeras utan att spricka [4]. Renkoppar har valts därför att den har ett stort termodynamiskt stabilitetsområde i syrefritt vatten, det vill säga, materialet är immunt mot korrosion. Under huvuddelen av förvarstiden förväntas syrefria förhållanden. Om lösta sulfider finns närvarande i grundvattnet, så är renkoppar inte immunt längre. Materialet korroderar då genom bildning av kopparsulfid och vätgas. Eftersom tillgången på lösta sulfider i grundvattnet är mycket begränsad, så styr halterna löst sulfid i kapselns närområde korrosionsangreppen.

I många avseenden är renkoppars korrosionsegenskaper väl dokumenterade. Förekomsten av gedigen koppar i naturen liksom hundratals år gammalt arkeologiskt material är en bekräftelse av koppars kemiska stabilitet i många typer av grundvatten. Syret i förvaret förväntas att vara förbrukat efter några hundra år. Efter detta inledande skede blir fortsatt korrosionen helt betingad av löst sulfid i kapselns närområde. Kapselkorrosionens långsiktiga uppträdande kan då beskrivas med diffusion av lösta sulfider till kopparytan, för vilket väl etablerade modeller finns.

Kapseln avses att placeras i berg av granit på omkring 500 meters djup under närvaro av grundvatten. Detta ger ett hydrostatiskt tryck av omkring 5 MPa. Dessutom tillkommer en tryckkomponent från svällningen av den lerbuffert av bentonit som avses att placeras runt kapslarna, som uppskattas till max 7 MPa, dvs. totalt 12 MPa. Kapseln kan betraktas som ett tryckkärl under yttre tryck och de väl genomarbetade dimensioneringsprinciper som finns för denna typ av komponent kan användas. SKB har satt en säkerhetsfaktor på 2.5 som väl uppfyller tryckkärlsnormerna. Resultatet är ett dimensionerande tryck på 35 MPa. Dessutom bör trycket från den största förväntade nedisningen under förvarsperioden beaktas. Det ökar det dimensionerande trycket till cirka 45 MPa.

Kravet på den mekaniska hållfastheten hos kapselmaterialet beror i hög grad av den valda kapselutformningen. I KBS-3 konceptet har SKB valt att kapselns eget hölje inte ska vara bärande. Det yttre trycket tas upp av en cylinder i segjärn. Segjärn är en typ av gjutjärn som har hög seghet och formbarhet. Kapseln förutsätts konstruerad som en cylinder med plant lock och plan botten.

Renkoppar anses som det mest lämpade kapselmaterialet ur korrosionssynpunkt. Kopparlegeringar kan under vissa betingelser ha väsentligt bättre korrosionsegenskaper. Risken finns dock att spänningsskorrosion kan uppträda, eftersom kapseln är mekaniskt belastad. Dessutom finns en risk att legeringselement lakas ut under de mycket långa tidsperspektiv som är aktuella. Av dess skäl är

renkoppar den naturliga kandidaten, på grund av sin termodynamiska stabilitet i syrefritt grundvatten.

Av tillverkningstekniska skäl är det lämpligt att ha en spalt på 1-2 mm mellan gjutjärnsinsats och kopparmantel [5]. Då det hydrostatiska trycket gradvis växer, kommer kopparn att deformeras för att ta stöd mot insatsen. För att inte sprickor ska uppträda i kopparmaterialet måste detta ha tillräcklig formbarhet, duktilitet. Den totala deformationen förväntas uppgå till cirka 4% innan kopparkapseln når det tryckbärande segjärnet.

Deformationen kommer delvis att ske genom krypning. Detta innebär att kopparmaterialet måste ha tillräcklig krypduktilitet. Krypprovning som genomförts visar att ren syrefri koppar kan ha en mycket låg duktilitet vid temperaturer över 160 °C. Data för dessa temperaturer behövs för att kunna förutsäga egenskapsvärden vid långa tider. Fosforlegerat kopparmaterial har dock inte denna begränsning och därför har SKB valt denna typ av material. Orsaken till syrefri koppars låga krypduktilitet är att materialet är mycket känsligt för små halter svavel. Med ytanalys har påvisats att svavel anrikas till korngränserna och där ökar risken för initiering av kaviteter och mikrosprickor. För att begränsa effekten av svavelanrikningen bör materialets kornstorlek inte väljas alltför stor.

Kapslarna måste vara robusta nog att tåla de ojämnheter i yttre övertryck som kan uppkomma på grund av att bentoniten inte mättas och sväller i samma takt genom hela sin volym. De skall också tåla det ökade yttre tryck som de utsätts för när marken ovanför förvaret täcks och pressas ned av en tjock inlandsis. Fyller kapslarna dessa hållfasthetskrav kommer de också att tåla en viss deformation av kapselgroparna, som skulle kunna uppkomma om berggrunden rör sig i samband med någon jordbävning i närheten eller på grund av kryprörelser i det omgivande mönstret av sprickor i berggrunden. Det går att formulera krav på hållfastheten under istida förhållanden eftersom en inlandsis inte kan bli obegränsat tjock, men det går inte att på motsvarande sätt formulera krav som klarar alla rörelser i berggrunden.

6.5 Extrapolation av krypdata

Resultat från krypförsök presenteras ofta i ett krypbrottdiagram, där spänningarna vid vilka försöken utförts plottas som funktion av tiden till brott, se fig. 1. Vanligen används ett loglog-diagram. Som framgår av diagrammet är tiden till brott t_R starkt beroende av spänningen σ vid provningen. Inverkan av temperaturen T är också stor. Approximativt följs sambandet

$$t_R = C\sigma^{-m}e^{-BT} \quad (1)$$

där C , m och B är positiva konstanter. m tar vanligen värden mellan 5 och 20. Över ett bredare temperaturintervall, avtar värdet för m med ökande brottid och ökande temperatur.

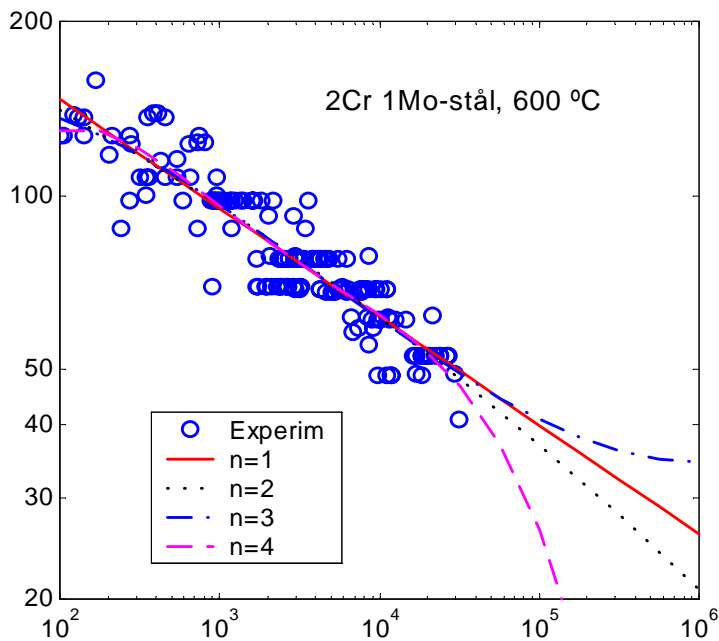


Fig. 1. Spänningen som funktion av tiden till brott vid krypning hos ett 2.25%Cr 1%Mo-stål vid 600 °C. Denna beskrivning betecknas en

krypbrottkurva. Polynom av gradtal $n = 1$ till 4 har passats till de experimentella data. Även om polynomen ger en bra passning till data är de värdelösa för extrapolation av data till långa tider.

6.5.1 Enkel kurvpassning

I fig. 1 illustreras det mest rättframma förfarandet när det gäller extrapolation, det som här skall kallas Bums På Metoden (BPM). Man anpassar helt enkelt ett polynom till de experimentella datapunkterna och använder sedan polynomet för att härleda de extrapolerade värdena. Krypdata i figuren gäller för ett varmhållfast stål med 2.25%Cr och 1%Mo vid 600°C. Stålet är vanligt förekommande t.ex. i ångledningar i värmekraftverk. Data är hämtade från en europeisk insamling av data för stålet. Smältor från flera stålverk ingår [6]. Krypprovningen har skett vid fler än tio laboratorier. Spridningen är typisk för den som man får om man har data för ett antal smältor. Det totala spridningsintervallet är ungefär en faktor 2 i spänningsled.

Polynom med gradtal n från 1 till 4 har passats till de experimentella data i fig. 1. De fyra polynomen ger en likvärdig passning till data. Däremot skiljer sig resultaten avsevärt åt för tider som är större än den längsta provningstiden. För $n = 3$ böjer kurvan upp för långa tider, vilket är ofysikaliskt. Denna kurva bör vi helt bortse ifrån. Skillnaden mellan de övriga kurvorna ger en uppfattning om osäkerheten i resultatet. Ett mera precist mått på felet får man om man gör om analysen men utan datapunkterna för de längsta provningstiderna och sedan jämför resultaten efter en extrapolation med en faktor 3 (vid $3 t_{Rmax}$). Det är brukligt att man tar bort prover som har längre brottid än $t_{Rmax}/3$ där t_{Rmax} är den längsta brottiden i den ursprungliga analysen [7]. Denna typ av förfarande brukar betecknas en "gallrad analys" eftersom en del av provningsdata är utgallrade, i detta fall de med den längsta provningstiden. Resultatet visas i fig. 2

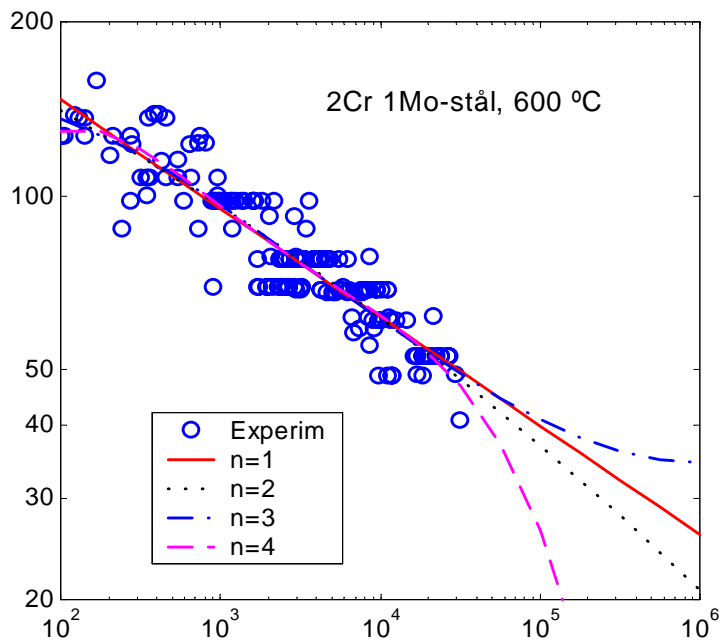


Fig. 2. Samma som figur 1 men utan de brottider som är längre än en tredjedel av den längsta tiden i figur 1. En analys utan de längsta experimentella kallas "gallrad". Om det extrapolerade resultatet ska anses som acceptabelt ska skillnaden mellan den ursprungliga och den gallrade analysen vara obetydlig, vilket är långt ifrån fallet i figur 1 och 2.

I figur 2 uppvisar både polynomen för $n = 3$ och $n = 4$ ett ofysikaliskt beteende och dessa kurvor är oanvändbara. För $n = 1$ och $n = 2$ är den predikterade spänningen ungefär 30% högre än för icke gallrade data vid $3 t_{Rmax}$ (90000 tim), vilket är en alldeles för stor variation. Som en tumregel brukar 10% anges som ett acceptabelt fel.

Man kan alltså konstatera att BPM ger stora fel även vid begränsad extrapolation i tid. Risken att få helt ofysikaliska resultat

är också betydande. Det är viktigt att konstatera att exemplet ovan inte på något sätt är "riggat". Spridningen i data är normal som konstaterats ovan. Dataunderlaget är också omfattande. Den totala provningstiden för datapunkterna i fig. 1 är inte mindre än 110 år. God passning av modellen till data är en förutsättning för ett bra resultat vid extrapolation, men det är på intet sätt ett tillräckligt villkor.

6.5.2 Användning av tid-temperatur-parameter

Redan på 50-talet vann en form av extrapolation popularitet genom ett arbete av Larson och Miller [8] och förfarandet har haft avsevärd uppmärksamhet sedan dess. Detta baseras på en så kallade tid-temperatur-parameter *PTT*. Det vanligaste sättet att extrapolera krypdata är att utnyttja en sådan parameter. Man för samman en familj av brottkurvor från olika provningstemperaturer med hjälp av en temperatur-kompenserad tidsaxel. På detta sätt kan brottkurvorna superponeras (överlagras) på en enda masterkurva. Funktionen av tid och temperatur som används för att bilda masterkurvan är känd som tid-temperatur-parametern. Den första, som alltså föreslogs av Larson och Miller, härleddes från en Arrhenius-ekvation. De flesta nu använda parametrarna har enbart empirisk bakgrund. Det gäller t.ex. den som föreslagits av Manson och Haferd [9] och som ligger till grund för ISO standarden [1]. Genom att noggrant analysera experimentella data har dessa empiriska parametrar kunna utvecklats.

Den tid-temperatur-parameter som föreslogs av Larson och Miller har formen

$$PTT_{LM} = T(C + \log t_R) \quad (2)$$

där T är temperaturen i Kelvin. Om brottiden t_R uttrycks i timmar så tar konstanten C vanligen värden mellan 10 och 25.

Hur en tid-temperatur-parameter används för att kombinera data från olika temperaturer, illustreras i fig. 3, där provspänningen är

plottad mot PTT för sex temperaturer från 500 till 625°C. De experimentella resultaten kan genom lämpligt val av värde på C placeras längs en kurva utan att spridningen i data blir större än vid enskilda temperaturer.

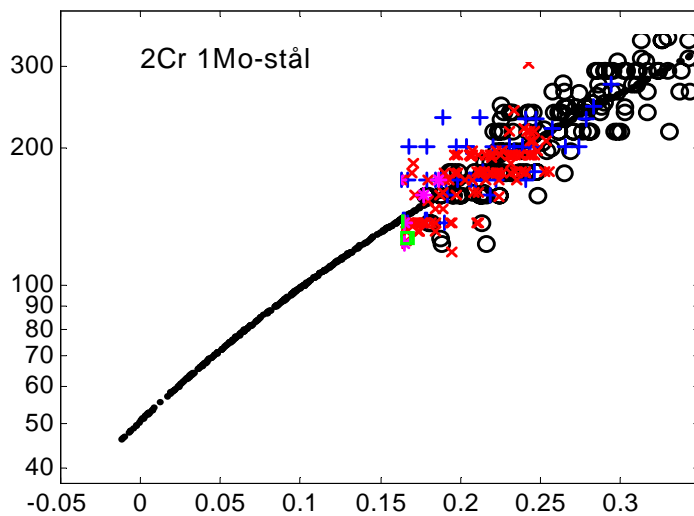


Fig. 3. Spänningen som funktion av tid-temperatur-parametern i ekv. (3) för ett 2.25%Cr 1%Mo-stål vid 500 till 625 °C. Detta kallas för en masterkurva eftersom data från olika provningstemperaturer kan representeras med ett samband. Med hjälp av masterkurvan kan spänningar för långa tider vid de lägre temperaturerna härledas från provningsdata vid högre temperaturer.

Denna så kallade masterkurva används sedan för att härleda de extrapolerade spänningsvärdena. En generaliserad form av PTT har utnyttjats i fig. 3 [10].

$$PTT = v(T) + w(T) \log t_R \quad (3)$$

där $v(T)$ och $w(T)$ är polynom i den absoluta temperaturen. Den valda PTT - funktionen kan väl passa experimentella data vid de sex

temperaturerna, se fig. 4. Larson-Miller, Manson-Haferd liksom ett antal andra av de klassiska tid-temperatur-parametrarna är specialfall av ekv. (3). Om man gör gallringstestet och endast tar med provningstider $\leq t_{Rmax} / 3$, där t_{Rmax} är den längsta brottiden, finner man att extrapolerade värden vid $3 t_{Rmax}$ ligger väl inom skillnaden på 10% i förhållande till analysen då hela det experimentella dataunderlaget tas med. Därmed är stabiliteten hos den valda formen av *PTT* illustrerad.

Det viktigaste alternativet till tid-temperatur-parametrar är användningen av grafiska metoder. För en översikt, se [11]. Med hjälp av dessa kan brytpunkter, ändring i krökning mm hos enskilda brottkurvor studeras. Svårigheten är att den som genomför analysen måste göra en rad icke-triviala bedömningar. Metoden är också svår att helt datorisera, vilket leder till att stor manuell insats krävs. Användningen av tid-temperatur-parametrar är tveklöst mest utbredd. Orsaken ligger troligen dessutom i deras lätthet att använda och bekvämligheten av att i en enda masterkurva kunna sammanfatta brottdata. En fördel är också att en statistisk behandling lätt kan genomföras.

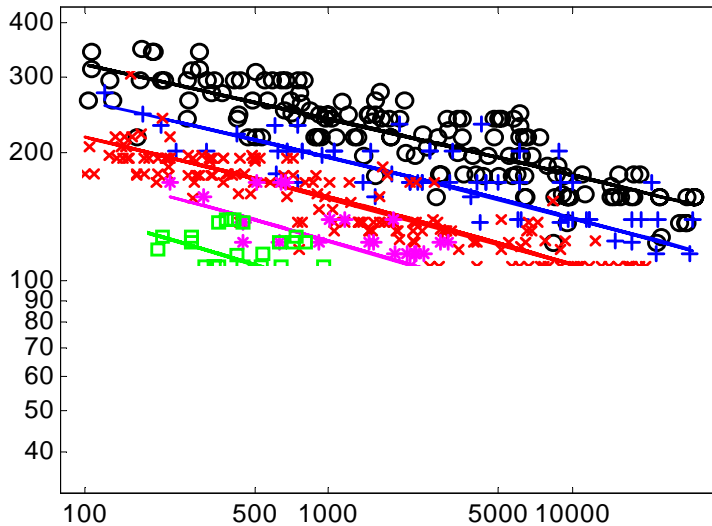


Fig. 4. Spänningen som funktion av tiden till brott vid krypning hos ett 2.25%Cr 1%Mo-stål vid 500 till 625 °C. De experimenterade punkterna är angivna med samma symboler som i figur 3. De heldragna linjerna är härledda från masterkurvan i figur 3.

6.5.3 Extrapolation till långa tider

Noggrannhet i extrapolerade värden ökar med mängden av data som finns tillgänglig och med tider och temperaturer som täcks in. Enligt den gällande ISO standarden rekommenderas inte att man extrapolerar mer än en faktor 3 i tid [1]. Olyckligtvis innebär denna rekommendation mycket strikta krav på tillgången av krypdata. De metoder som traditionellt används är knappast heller lämpliga för långtidsextrapolation. Moderna högtemperaturanläggningar är typiskt dimensionerade för en livstid på mellan 200 000 och 300 000 h (23-35 år). Om bara en faktor 3 i tid är tillåten under extrapolation måste data upp till

70 000 till 100 000 h finnas. Olyckligtvis är sådana data endast tillgängliga för några av det vanligaste tryckkärlstålen och då vanligtvis bara vid ett begränsat antal temperaturer.

Man måste därför kunna genomföra extrapolation över längre tidsintervall än en faktor 3. För material i behållare för använt kärnbränsle är detta helt avgörande. För flera av de aktuella egenskaperna finns laborieriedata endast upp till cirka ett års provningstid. Dessa data måste sedan kunna extrapoleras till 200-500 år, som är den "aktiva delen" av kapselns livslängd.

En metod som medger långtidsextrapolation har nyligen utvecklats [3]. Principerna i detta förfarande ska kort beskrivas.

6.5.4 Undre och övre gräns för felet

Om man passar en linjär kurva i ett log-log diagram till krypbrottdata med minsta kvadratmetoden ger spridningen i data en statistisk osäkerhet i resultatet. Denna ges av följande uttryck [12], [2]:

$$\log \varepsilon_{stat} = \frac{\log f [2 \log t_{ext} - (\log t_{max} + \log t_{min})]}{0.6 \sqrt{n-2} (\log t_{max} - \log t_{min})} \quad (t_{ext} > t_{max}) \quad (4)$$

där t_{min} och t_{max} är den kortaste respektive längsta krypbrottiden i dataunderlaget, t_{ext} är den tid till vilken extrapolationen sker, f är ett spridningsmått t_{ex} variansen i data i spänningsled, samt n är antalet experimentella datapunkter. Osäkerheten i resultatet ε_{stat} ges med samma spridningsmått som används för f . Felet i extrapolationen kan aldrig bli mindre än ε_{stat} vilket alltså representerar en undre gräns.

Om den passade kurvan faller inom spridningsbandet för data $\pm \log f$, så kan en motsvarande övre gräns härledas. Under förutsättningen att extrapolationen följer vissa principer och krypbrottkurvan inte är alltför krökt erhålles följande övre gräns ε_{max} för felet [2].

$$\log \varepsilon_{max} = \frac{\log f [2 \log t_{ext} - (\log t_{max} + \log t_{min})]}{(\log t_{max} - \log t_{min})} \quad (t_{ext} > t_{max}) \quad (5)$$

Uttrycken (4) och (5) har väsentligen samma form.

6.5.5 Stabilitet

Den använda metoden måste vara stabil, dvs. om en begränsad mängd experimentella datapunkter läggs till eller tas bort ur analysen så ska resultatet endast påverkas marginellt. Ett viktigt villkor är att den passade kurvan har rätt fysisk form, t.ex. ha negativa första och andra derivator. Stabiliteten verifieras sedan med det kriterium som nämndes ovan. Predikterade värden för $t_{ext} = 3 t_{max}$ ska inte ändras mer än 10% om de längsta experimentella tiderna ($> t_{max}/3$) gallras bort ur analysen.

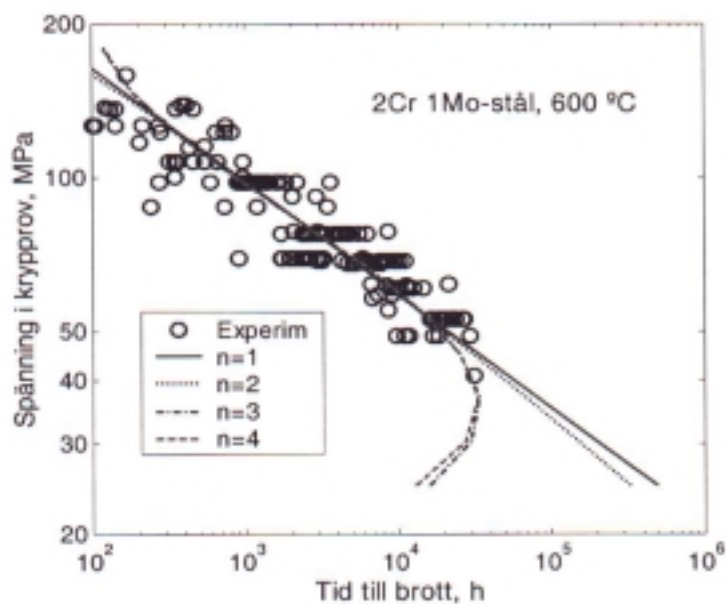


Fig. 5. Samma som figur 1 men där polynom i log spänning i stället för i log tid har passats till data. Passning med polynom i log spänning ger en mindre stabilitet i extrapolerade data. I figuren exemplifieras det av att två av kurvorna för gradtalen 3 och 4 uppvisar ett helt ofysikaliskt beteende genom att de "vänder tillbaka".

6.5.6 Val av passningsvariabel

Traditionellt passar man ett polynom i log spänning till experimentella data för att representera materialdata. Det har nyligen visats att man får ett mindre fel om man istället utnyttjar polynom i log tid [2]. Detta illustreras i fig. 5.

Fig. 5 är precis samma som fig. 1, förutom att ett polynom i log spänning i stället för log tid har använts, vilket dramatiskt försämrat passningen.

6.6 Renkoppar som kapselmaterial

6.6.1 Krav på kapselmaterial

Använt kärnbränsle i Sverige är planerat att förvaras i dubbelväggiga behållare bestående av gjutjärn och renkoppar, och placeras på ett djup av omkring 500 m i berggrunden. Den inre gjutjärnsbehållaren är dimensionerad för att bära det yttre hydrostatiska trycket och ha en minsta väggjocklek av 50 mm. Den huvudsakliga funktionen för den yttre kopparkapseln är att tillhandahålla ett korrosionsmotstånd [4].

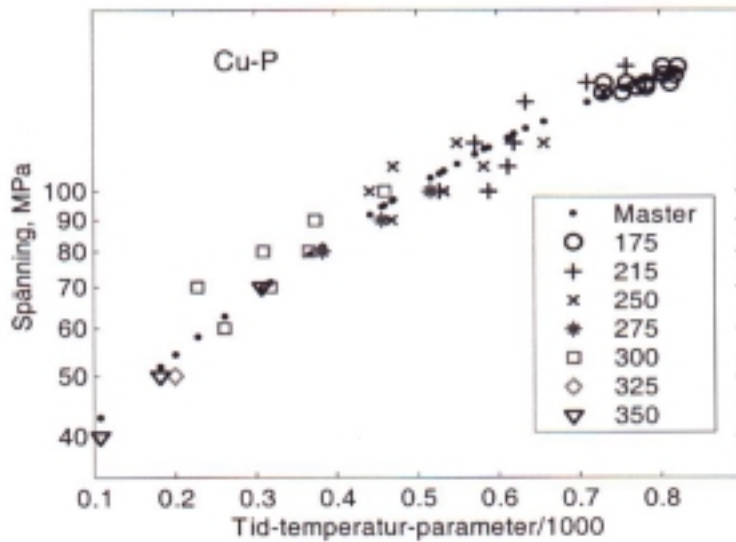


Fig. 6. Spänningen som funktion av tid-temperatur-parametern i ekv. (3) för fosforlegerat renkoppar vid 175 till 350 °C. Denna masterkurva representerar data från alla provningstemperaturerna. Med hjälp av masterkurvan kan spänningar för långa tider härledas från provningsdata vid högre temperaturer.

Väggjockleken hos denna komponent är 30 - 50 mm. Kopparkapseln kommer att ha en yttre diameter av 1050 mm och en höjd av 5000 mm. Spalten mellan den inre och den yttre behållaren

planeras enligt ovan till 1 – 2 mm. När kapseln exponeras för ett sakta ökande yttre tryck från grundvattnet, kommer spalten att minska på grund av krypning i renkopparn.

Temperaturen hos kapslarna på grund av värme från kärnreaktionerna i det använda bränslet är beräknad till omkring 80-90 °C under de första 100-200 åren i förvaringspositionen. Det är under denna period krypdeformationen av renkoppar (omkring 4%) förväntas ske. Det är därför viktigt att renkopparn har tillräcklig krypduktilitet. Därefter kommer temperaturen att gradvis minska under de första tusen åren tills temperaturen för det omgivande berget, 15 °C, nås.

Numera planeras endast renkoppar med omkring 50 ppm fosfor att användas. Koppar utan fosfor har visat sig kunna ge låg krypduktilitet. Orsaken är att materialet är känsligt för svavelföreningar, som ger upphov till kaviteter och sprickor i korngränserna vid krypningen [13]. En stor kornstorlek accentuerar problemet. Vid tillverkningen av kopparkapslar måste man därför tillse att kornstorleken håller sig inom specificerade ramar.

6.7 Extrapolation för kapselmaterialet

6.7.1 Kryphållfasthet

Metoden som beskrevs i föregående kapitel för extrapolation till långa tider har tillämpats för fosforhaltig renkoppar. Krypdata för denna typ av material återfinns i [14], [15], [16], [17]. Data för sju temperaturer från 175 till 350 °C har tagits med i analysen. I fig. 6 och 7 visas de experimentella data tillsammans med masterkurvan och de predikterade värdena. Analysen uppfyller ovan uppställda kriterier t ex beträffande stabilitet.

Hållfasthetsvärden för renkoppar är inte dimensionerande eftersom kapselkonstruktionen är så utformad att gjutjärns behållare ska ta upp last. Däremot behövs materialets hållfasthetsegenskaper för att förutsäga hur kapseln kommer att upp träda i förvaret. Exempelvis är det viktigt att känna till hur och

hur länge kapseln kommer att deformeras.

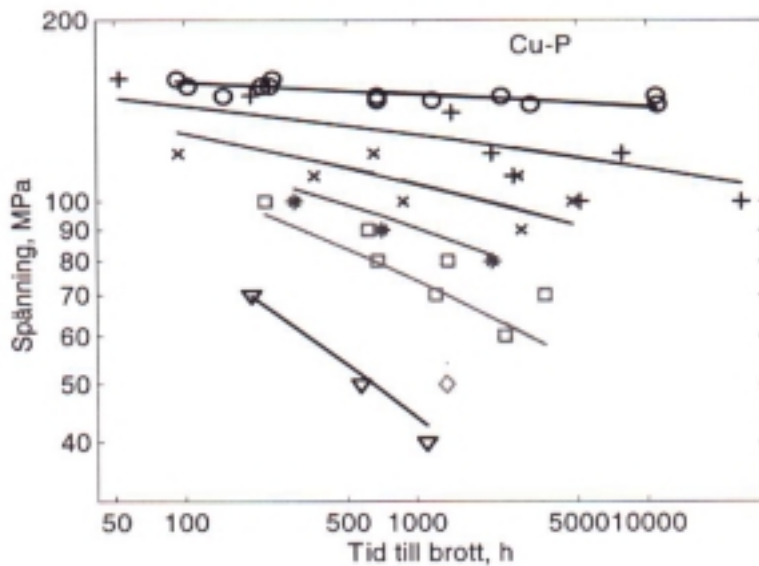


Fig. 7. Spänningen som funktion av tiden till brott vid krypning hos fosforlegerat renkoppars vid 175 till 325 °C. De experimentella punkterna är angivna med samma symboler som i figur 6. De heldragna modellvärdena är härledda från masterkurvan i figur 7

6.7.2 Krypduktilitet

Den mekaniska egenskap som är mest avgörande för kapselns integritet är krypduktiliteten. Som nämnts ovan kommer kopparmaterialet att deformeras upp till 4%. Speciellt kritiskt är området kring svetsen till locket, där dragtöjningar kommer att uppträda. Materialet måste alltså ha en krypduktilitet på minst 4% för att sprickor inte ska bildas. Emellertid måste även spänningstillståndet i kapseln beaktas. Vid konventionell krypprovning är spänningstillståndet enaxligt, dvs. spänningar finns endast i provstavens längdriktning. I kopparkapseln kommer ett mer komplicerat fleraxligt spänningstillstånd att uppträda. Vid dessa

fleraxliga spänningar blir krypduktiliteten lägre, minst med en faktor 3 [18]. Den exakta faktorn är inte känd. Kravet på enaxlig krypduktilitet blir därför med en viss säkerhetsfaktor minst 15%.

Krypduktiliteten har bestämts för fosforhaltig koppar för temperaturer på mellan 175 och 300 °C i samma försök som för kryphållfastheten. Resultaten visas som funktion av kornstorleken i fig.8. Krypduktiliteten är approximativt oberoende av kornstorleken upp till 0.4 mm, men avtar för högre kornstorlekar. En konsekvens av detta är att kornstorleken med en viss marginal bör understiga 0.4 mm. Vidare underlättas oförstörande provning av en liten kornstorlek, så SKB har uppställt kravet att kornstorleken ska vara högst 0.25 mm.

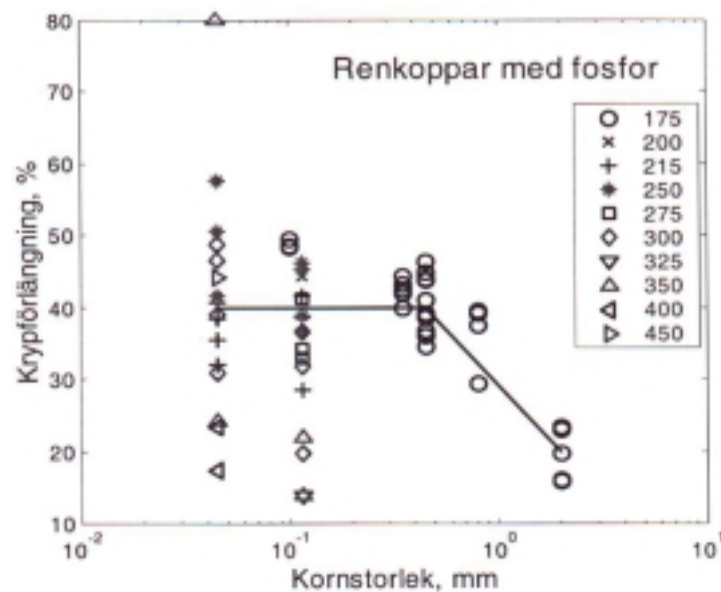


Fig. 8. Krypduktiliteten uttryckt som krypförlängningen som funktion av kornstorleken för fosforlegerat renkoppar vid 175 till 450 °C.

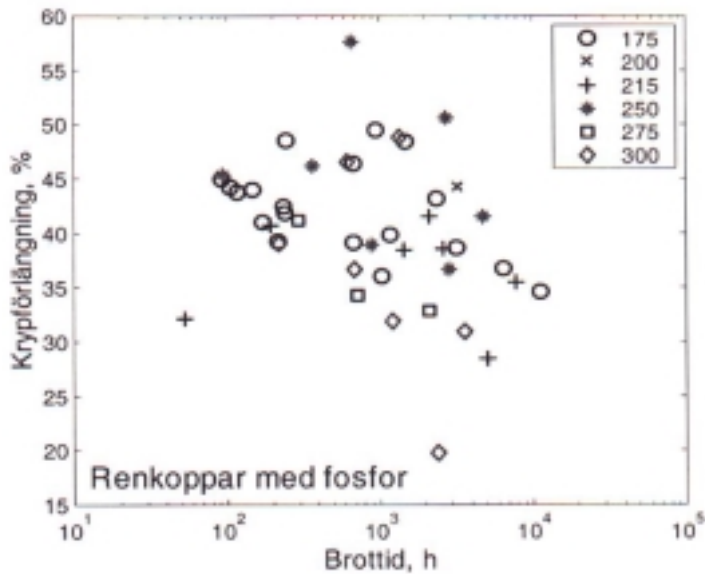


Fig. 9. Krypduktiliteten uttryckt som krypförlängningen som funktion av brottiden för fosforlegerat renkoppar vid 175 till 300 °C. Krypduktiliteten avtar i allmänhet med ökande temperatur.

Krypduktiliteten avtar även med ökande brottid, se fig. 9. Ett visst temperaturberoende kan också observeras. Med ökande temperatur sjunker typiskt duktiliteten även om spridningen är betydande.

För att kunna extrapolera duktiliteten till långa tider så görs antagandet att minskningen av duktiliteten efter långa tider kan representeras av värden vid högre temperaturer vid kortare brottider. Med detta antagande kan en tid-temperatur-parameter utnyttjas. Resultatet illustreras i fig. 10. Här har Larson-Miller parametern i ekv. (2) använts. Samma konstanter utnyttjas som vid extrapolation av kryphållfastheten. Duktiliteten minskar långsamt med ökande tid-temperatur-parameter. Som nämnts ovan kommer kopparkapseln att utsättas för krypning under 100-200 år vid en temperatur av omkring 80°C. Dessa betingelser är markerade i figuren som femuddiga stjärnor. För att täcka in ett brett intervall av tider är även 500 år vid 80°C medtagen.

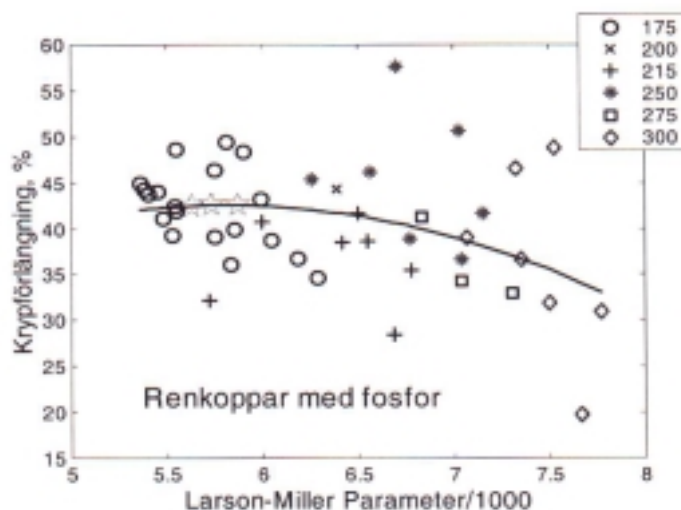


Fig. 10. Krypduktiliteten uttryckt som krypförlängningen som funktion av Larson-Miller-parametern i ekv. (2) för fosforlegerat renkoppar vid 175 till 300 °C. Ett andragradspolynom har passats till data.

Dessa tre punkter ligger intill varandra så det exakta antagandet om tidpunkt är inte kritiskt. Som framgår av fig. 10 ger förhållandena i förvaret en duktilitet av 42%. Om även spridningsbandet beaktas förväntas krypduktiliteten ligga mellan 35 och 50%. Uppställda krav är därför uppfyllda.

Om det inte är möjligt att representera duktilitetsdata med hjälp av en tid-temperatur-parameter är man hänvisad till att välja det lägsta värdet inom det temperaturintervall som kan anses relevant. Detta är en mycket konservativ ansats. I detta fall skulle krypduktiliteten bli 20%.

Fortsatta studier beträffande koppars krypduktilitet är angelägna. Inte minst bör svetsförbandens egenskaper i detta avseende undersökas liksom inverkan av fleraxlighet.

6.7.3 Likformig korrosion

Extrapolation av korrosionsdata ska endast behandlas kortfattat och begränsas till de två viktigaste korrosionstyperna likformig (allmän) korrosion och punktfrätning. Det finns relativt lite information i den vetenskapliga litteraturen om korrosion efter långa tider och om hur man extrapolerar data från laboratorieförsök till dessa tider. Den mesta informationen tycks finnas för material till implantat som placeras in i människokroppen och där ska fungera under många år. Tyvärr är denna information av begränsat värde när det gäller korrosion av kapselmaterial. Hanteringen av data för likformig korrosion och punktfrätning sker på olika sätt och kommer därför att behandlas separat.

Likformig korrosion sker genom en jämn avfrätning av materialets yta. För renkopparn i kapseln kommer denna korrosionstyp att pågå tills syret i närområdet förbrukats, vilket förväntas ta upp till några hundra år [19], [20]. På grund av kopparmaterialets termodynamiska stabilitet i grundvatten under reducerande förhållande äger fortsatt korrosion rum endast genom lösta sulfider. Eftersom även tillgången på dessa är begränsad kan man lätt välja kapselns tjocklek så att korrosionen inte påverkar kapselns integritet. Extrapolationen i detta fall utgår ifrån att endast syre och sulfider kan ge upphov till korrosion på grund av materialets kemiska stabilitet i grundvattnet och att den maximala masstransporten av dessa lösta substanser relativt enkelt kan uppskattas.

6.7.4 Punktfrätning

Punktfrätning innebär lokala korrosionsangrepp på grund av anrikning av aggressiva substanser. Om frätgroparna blir för djupa kan en penetration riskeras. Även om en penetration inte automatiskt leder till utläckage av radionuklider till det omgivande berget, så underlättas säkerhetsanalysen på ett avgörande sätt om penetration undviks. Renkoppar karakteriseras av att frätgroparna

inte blir djupare än en faktor gånger det likformiga angreppet [19]. Denna storhet kallas punktfrätningfaktorn, och är typiskt mindre än 5. Om den likformiga korrosionen är begränsad kan resultaten extrapoleras till långa tider om en konservativt vald punktfrätningfaktor ansätts. Punktfrätning förutsätter närvaro av syre i grundvattnet, vilket enligt ovan endast finns som mest under några hundra år. Punktfrätningangreppen kommer därför gradvis att avstanna i förvaret.

Extrapolationen är på samma sätt som för den likformiga korrosionen baserad på en maximal masstransport av syre. Osäkerhetsmomentet är storleken på punktfrätningfaktorn vid långa tider. Men även arkeologiska kopparföremål uppvisar måttliga punktfrätningfaktorer, vilket ger ytterligare stöd till att laboratedata kan utnyttjas.

6.8 Diskussion och slutsatser

Utnyttjande av materialdata vid långa tider och särskilt i de tidsperspektiv som är aktuellt för ett slutförvar för använt kärnbränsle kräver att systematiska metoder för extrapolation tillämpas. En förutsättning för att extrapolation ska vara möjlig är att någon form av accelererad provning har genomförts. Provingen kan ha skett vid förhöjd temperatur, förhöjd spänning, förhöjd koncentration av aggressiv substans, etc. Vidare måste man försöka visa att de skademekanismer som förväntas uppkomma i förvaret är desamma som i den accelererade provningen. Provingen måste också drivas så långt att materialtillståndet motsvarar det som så småningom uppkommer i förvaret.

Tre olika sätt att genomföra extrapolationen har behandlats ovan. Det första förfarandet är baserat på att en transformationsparameter (tid-temperatur-parameter) utnyttjas, och att laboratedata från en förhöjd temperatur används i kalkylen av långtidsegenskaper vid en lägre temperatur. Detta sätt tillämpades för kryphållfasthet och krypduktilitet.

Enligt det andra förfarandet baseras resultatet på det lägsta eller det högsta värdet, beroende på vilket som är mest ofördelaktigt, som observerats vid relevanta laboratorieförsök. Laboratorieförsöken måste i någon accelererad mening kunna sägas representera betingelserna i förvaret. Detta angreppssätt användes för krypduktilitet och punktfrätning.

Det tredje förfarandet utgår ifrån att något förlopp, t.ex. en masstransport, begränsar omfattningen av skademekanismen. Genom att uppskatta den maximala transporten kan en övre gräns för skademekanismen erhållas. Likformig korrosion och punktfrätning (delvis) analyserades på detta sätt.

De tre ovan nämnda angreppssätten är normalt inte utbytbara. I de fall metoderna är utbytbara så ger en transformationsparameter såsom en tid-temperatur-parameter den noggrannaste uppskattningen.

6.9 Referenser

- [1] Method of extrapolation used in the analysis of creep rupture data, Parts 1 to 6 - Derivation of long term stress rupture properties, Annex to International standard ISO 6303 (1981).
- [2] R Sandström, L Lindé, Precision in the extrapolation of creep data, J Testing and Evaluation Vol 27 No3 (1999) 203-210.
- [3] R Sandström, A procedure for extended extrapolation of creep data, Swedish Institute for Metals Research Report IM-2001-006 (2001).
- [4] L Werme, Konstruktionsförutsättningar för kapsel för använt kärnbränsle, SKB Rapport R-98-08 (1998).
- [5] C-G Andersson, Test manufacturing of copper canisters with cast inserts. Assessment report SKB TR-98-09 (1998).
- [6] European creep collaborative committee, ECCC data sheets (1999).

- [7] S R Holdworth Ed., Guidance for the assessment of creep rupture, creep strain and stress relaxation data, Data validation and assessment procedures, European collaborative creep committee ECCC WG1, Vol 5 (1996).
- [8] F R Larson, J Miller, Trans ASME 74 (1952) 765-771.
- [9] S S Manson, A M Haferd, NACA, TN2890 (1953) p 1890.
- [10] L Lindé, R Sandström, Creep rupture of the 21Cr 11Ni Si N Rem Stainless steel 253MA - Data collation and assessment, Swedish Institute for Metals Research Report IM-3572 (1998).
- [11] R K Penny, D L Marriot, Design for creep, McGraw-Hill, Maidenhead (1971).
- [12] H Cramén, Probability calculus and some of its application, Almqvist & Wiksell, Stockholm (1961) (In Swedish).
- [13] P Henderson, R Sandström, Low temperature creep of OFHC copper, Materials Science and Engineering A246 (1998) 143-150.
- [14] J Lindblom, P J Henderson, F Seitisleam, Creep testing of oxygen-free phosphorus copper and extrapolation of the results, Swedish Institute for Metals Research Report IM-3197 (1995).
- [15] R Sandström, Extrapolation of creep strain data for pure copper, J Testing and Evaluation 27 (1999) 31-35.
- [16] X X Yao, R Sandström, Study of creep behaviour in P-doped copper with slow strain rate tensile tests, To be published (2001).
- [17] H Andersson, F Seitisleam, R Sandström, Influence of phosphorous and sulphur as well as grain size on creep in pure copper, Swedish Institute for Metals Research Report IM-3197 (2000).
- [18] G A Webster, R A Ainsworth, High temperature component life assessment, Chapman and Hall, London (1994).
- [19] P Wersin, K Spahiu, J Bruno, Time evolution of dissolved oxygen and redox conditions in a HLW repository, SKB Report TR 94-02 (1994).

- [20] P Wersin, K Spahiu, J Bruno, Kinetic modelling of bentonite-canister interaction. Long-term predictions of copper canister corrosion under oxic and anoxic conditions, SKB Report TR 94-25 (1994).

7 Beräkningsmodeller för spridning i biosfären av radioaktiva ämnen från ett djupförvar för använt kärnbränsle¹

7.1 Inledning

I detta kapitel vill vi spegla kunskapsläget beträffande modeller som beskriver hur radioaktiva ämnen från ett geologiskt förvar kan spridas genom ekosystemen till växter, djur och människor. Spridningen av radionuklider till biosfär och människa sker i första hand via grundvattenflöden som passerar förvaret. För att sådan spridning skall kunna ske måste förvarets barriärsystem vara defekt, t.ex. på grund av tillverkningsfel hos de kopparkapslar som innehåller bränslet, eller till följd av korrosion i kapseln under lång tid, eller genom andra skador på kapseln. Grundvattnet har kontakt med olika vattensystem som brunnar, myr- och våtmarker, insjöar, vattendrag samt kust- och havsvatten. Grundvattnet kan också kontaminera åkerjord med radionuklider via grundvattentransport till odlingszonen och via bevattning. Vid en konsekvensbedömning av ett läckage från ett djupförvar av använt kärnbränsle är det utspädningsvolymerna i biosfärens olika vattensystem som till stor del avgör vilka konsekvenser i form av stråldoser till människor och djur ett utsläpp får. Ett annat sätt för radionuklider från ett djupförvar att nå människan är via sedimentering på havs- och

¹ Kapitlet har utarbetats vid Avd. för radiofysik, Universitetssjukhuset MAS, Lunds universitet av Fil.dr Christopher Rääf och Prof. Sören Mattsson (ledamot i KASAM).

sjöbottnar, vilka efter framtida landhöjningar kan komma att torrläggas och senare uppodlas för livsmedelsproduktion.

7.2 Matematisk beskrivning av biosfären vid säkerhetsanalys av ett djupförvar

Biosfärmodeller inom omgivningsradiologi och strålskydd används i syfte att beskriva radionuklidens transport genom olika typer av ekosystem för att därmed kunna uppskatta de kontaminationsnivåer och stråldoser som människor, djur och växter kan komma att utsättas för. När det gäller säkerhetsanalyser för förvaring av högaktivt använt kärnbränsle måste man arbeta med teoretiska modeller och beräkningar eftersom läckage av radioaktiva ämnen från dessa förvar inte väntas ske förrän mycket långt fram i tiden och utom vår generations eller civilisations möjligheter till mätningar. Den vanligaste metoden är att matematiskt beskriva biosfären med hjälp av en "låd"-modell, där varje låda, "box", "compartment" eller "reservoar" representerar en någorlunda sammanhållen enhet, t.ex. vatten i en insjö, ett visst jord- eller sedimentlager etc. Vanligtvis behandlar man stora vattensystem (vattendrag, insjöar, kustvatten och brunnar) som matematiska lådor vid en beskrivning av ett område där man teoretiskt tänker sig ett djupförvar. I samband med framtagandet av modeller för ett eventuellt läckage från djupförvaret antar man att de läckande radionukliderna kommer att transporteras via grundvattenströmmar upp mot vattensystemen i biosfären och sedan överförs till växter, djur och människor. I schematiska beskrivningar representeras transportprocesser av pilar mellan de olika lådorna. Väsentliga parametrar är lådornas storlek (t.ex. vattenvolymen uttryckt i m^3 i en insjö) och överföringstakten av radionuklider mellan de system som lådorna representerar.

De flesta lådmodeller bygger på s.k. *första ordningens kinetik*. Detta innebär att man antar att transporthastigheten eller flödet av

en radionuklid från en låda till en annan är proportionell mot mängden av ämnet som finns i den förstnämnda lådan. T.ex. antar man att sedimenteringen av radionukliden ^{135}Cs , som för övrigt är vanligt förekommande i använt kärnbränsle, i ett typiskt vattendrag är proportionell mot koncentrationen av detta ämne i vattnet. I vissa lådmodeller tas även hänsyn till att överföringstakten mellan olika lådor kan variera i tiden. Man säger då att man har modeller som är *dynamiska* (tidsvarierande). En mer detaljerad genomgång av modellernas matematiska beskrivning görs i Appendix 1 till detta kapitel.

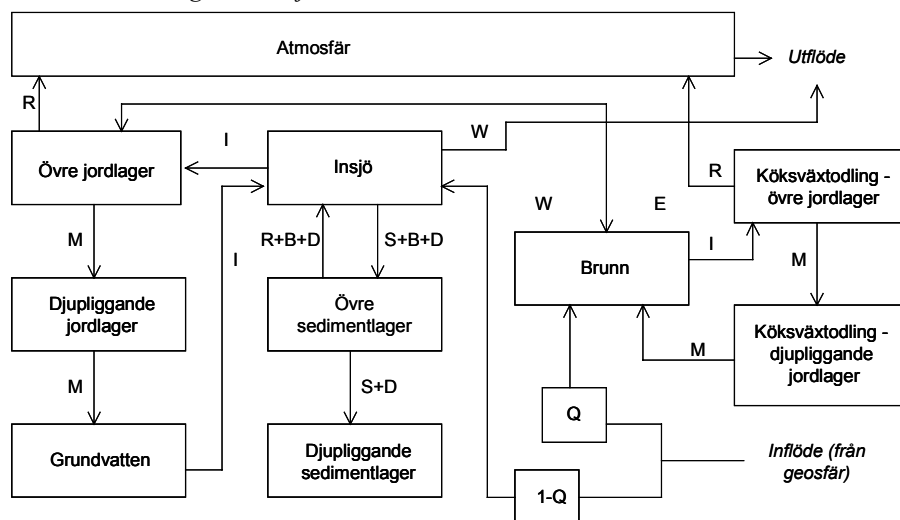
En annan viktig egenskap hos dessa lådmodeller är att man antar att en *fullständig och omedelbar* blandning av det radioaktiva ämnet sker då det når en låda, t.ex. ett vattendrag eller en brunn. Många modeller använder sig också av säsong- eller årsmedelvärden på t.ex. vattennivåer, grundvattenflöden, bevattning, nederbörd m.m. En sådan approximation kan vara för grov, och är inte tillämpbar för biosfärmodeller som beskriver radionuklidens transport vid ett akut utsläpp till biosfären. Situationen för radionuklider som kommer från ett geologiskt djupförvar är dock en annan, eftersom utsläppet sker över en mycket längre tidsperiod (tiotusentals år). Årliga variationer är därför ej så betydelsefulla för konsekvenserna i ett längre perspektiv.

En grundmodell för beskrivning av transport av en radionuklid kan se ut som i Fig. 1. Värdena för överföringskonstanterna (modellens *parametervärden*), är dock specifika för varje enskilt grundämne. Dessa ämnen beter sig olika beroende på sina kemiska och fysikaliska egenskaper. Ett exempel är ^{237}Np , som har hög benägenhet att fastna på partiklar längs sin transportväg genom grundvattnet via jordlager och via sediment på havs- och flodbäddar. Denna egenskap fördröjer exponeringen av befolkningen ovan mark. Ett annat exempel är ^{129}I som ofta förekommer i flyktig form och har låg benägenhet att fastna på partiklar. Denna egenskap innebär att ämnet snabbare når upp till

biosfären och kan exponera människor. Modellen kan vara *generell* eller *platspecifik* i olika grad. Oftast har konstruktörerna av biosfärmodeller utgått från en generell grundmodell. Sedan har de med hjälp av geologiska, fysikaliska och kemiska bestämningar i ekosystemen på en utvald plats (som dock inte behöver vara den slutgiltiga platsen för djupförvaret) modifierat denna modell efter lokala förhållanden. Därmed har modellen blivit mer *platspecifik* (se även Historik – KBS-3).

Figur 1

Exempel på en lådmodell för radionuklidens omsättning i biosfären (BIOPATH - Studsvik, Sverige). Modellstrukturen beskriver transport av radionuklider genom insjövattnet och brunnsvattnet.



Följande processer finns inritade i lådmodellen:

Q = fraktion av radionuklider hos geosfärens grundvatten som går till brunnen

(1-Q) = resterande fraktion som går till insjövattnet

W = vattenburen transport av radionuklider

S = masstransport av radionuklider (se Faktaruta)

D = diffusion av radionuklider (se Faktaruta)

B = bioturbation (se Faktaruta)

E = utsöndring från boskap

I = bevattning innehållande radionuklider

R = resuspension av radionuklider (se Faktaruta)

M = migration (se Faktaruta)

Oftast är ekosystemen mycket komplexa och stora variationer förekommer inom såväl ett litet geografiskt område som över relativt korta tidsperioder. T.ex. är det svårt att bestämma ett representativt värde på volym och vattenomsättning i en brunn under ett år. Detsamma gäller för vattenvolymen i ett vattendrag, årsnederbörden i en dalgång, fiskbeståndet i en insjö m.m. Problemet ligger i att finna representativa värden för alla de överföringsparametrar som beskriver olika processer i ekosystemet. Man kan bygga biosfärmodellen på parametervärden som vart och ett endast kan anta ett värde och som i så hög utsträckning som möjligt är representativa för de ekosystem som ska beskrivas. En sådan modell betecknas som *deterministisk* (se Faktaruta). Man kan också välja en *stokastisk modell* (se Faktaruta), där parametervärdena beskrivs av sannolikhetsfördelningar som karakteriseras av ett medianvärde och en given statistisk fördelning (Se Appendix 1).

Biosfärmodellerna behövs för den övergripande säkerhetsanalysen för slutförvaret. Parallellt med biosfärmodellerna utarbetas också modeller för hur radionuklider transporteras i geosfären, hur de växelverkar med bergsmediets porer, med partiklar i grundvattnet och med gasbubblor och kolloider. Ett särskilt problem är att förena den aktuella geosfärmodellen med den använda biosfärmodellen i gränsskikten mellan grundvattnet från berggrund och det mera ytnära grundvattnet. Generellt kan man säga att en fördröjning i storleksordningen 100 till 1000 år av radionuklidtransporten kan förväntas i själva gränsszonen innan en balans uppstår mellan inflödet av radionuklider från djupare

grundvatten och utförsel av dessa ämnen via grundvattnets utläckage till biosfären⁽¹⁾.

Flertalet kärnkraftsländer har som lösning på förvaret av använt kärnbränsle diskuterat att placera materialet djupt under mark i en stabil geologisk formation. Förvaret ska i sin tur ha ett antal barriärsystem, som t.ex. kapsel och kringliggande utfyllnadslera (av naturlig bentonit) samt förläggas till ett område med relativt liten grundvattengenomströmning. För en beskrivning av olika länders planer på förvar av använt kärnbränsle hänvisas till kapitel 8 i denna rapport.

Nedan följer ett urval av biosfärmodeller som används internationellt, i syfte att modellera utsläpp både från ett djupförvar och från ett akut utsläpp från en kärnteknisk anläggning (Tabell 1).

Nästan samtliga av dessa modeller är lådmodeller med varierande antal lådor och olika andel dynamiska lådor. Varje radionuklid behöver en separat uppsättning av parametrar på grund av de olika grundämnenas skilda egenskaper. Många biosfärmodeller som utnyttjas för konsekvensbedömning av läckage från djupförvar kan ha liknande egenskaper som modeller för akuta atmosfäriska utsläpp på kort sikt, t.ex. överföringen från betesmark via ko till människa. De radionuklider som är aktuella vid ett djupförvar, och som hunnit ta sig upp till biosfären, har emellertid så lång fysikalisk halveringstid att modeller för akuta utsläpp inte alltid är användbara. Den kanadensiska biosfär-modellen (BIOTRAC-CBS) bygger helt på en stokastisk beskrivning av alla förlopp, medan andra modeller har möjlighet att utföra sådana beräkningar, även om de i första hand är anpassade för deterministiska beräkningar.

Tabell 1

Översikt över biosfärmodeller som används eller har använts för konsekvensbedömningar i samband med radioaktiva utsläpp. Detaljer kring några av de nedanstående programkoderna finns beskrivna av bl.a. OECDs kärnenergiorgan – Nuclear Energy Agency, NEA⁽²⁾.

Modell	Ursprung – Användare	Tillämpning
AIRDOSE/EPA	USA, DOE - Department of Energy ⁽³⁾	Luftburen aktivitet
BIOPATH (BIO42 – paketet)*	Sverige, SKB ⁽⁴⁾	Underjordiska utsläpp (BIO42) + Atmosfäriska nedfall (BIOPATH)
BIOSPHERE-CBS*	Belgien, SCK.CEN ⁽⁵⁾	Underjordiskt utsläpp
BIOTRAC-CBS*	Canada, AECL - Atomic Energy of Canada ⁽⁶⁾	Underjordiskt utsläpp
CRRIS	Internationellt, OECD, NEA – Nuclear Agency ⁽²⁾	Atmosfäriska nedfall
DETRA	Finland, VTT ⁽⁷⁾	Atmosfäriskt nedfall + Underjordiskt utsläpp
ECOSYS	Tyskland	Atmosfäriska utsläpp
MELODIE*	Frankrike, ANDRA ⁽⁸⁾ respektive ISPN ⁽⁹⁾	ABRICOT beskriver biosfär – ingår i paketet MELODIE
NRPB MiniBIOS-CSB*	UK, NRPB ⁽¹⁰⁾	Underjordiskt utsläpp
SACO + AMBER-CSB*	Spanien, CIEMAT ⁽¹¹⁾	Underjordiskt utsläpp (Deterministisk resp. stokastisk modell)
SS57-ORNL (NUTRAN - paketet)	USA, ORNL - Oak Ridge National Laboratory ⁽¹²⁾	Atmosfäriska utsläpp + Underjordiskt utsläpp
TERFOC	Japan, Tokaimaru Atomic Research Institute	Atmosfäriska utsläpp

*Dessa modeller ingick i en jämförelsestudie i mitten 1990-talet – BIOMOVS-studien fas II. Förteckning över kontaktpersoner och detaljerad beskrivning av dessa modeller finns bl.a. i BIOMOVS II⁽¹³⁾.

7.2.1 Scenarier - olyckstyper, spridningsförlopp och klimatperioder

I modellberäkningen utgår man från ett basscenario för att kunna jämföra konsekvenserna för olika olycksscenarier (Tabell 2). Basscenarioet förutsätter oftast en långsam försämring av funktionen hos kapsel och barriärsystem, vilket gör att det efter något tio- till hundratusental år börjar läcka grundvatten genom det använda bränslet. Ett sådant basscenario kan sedan kombineras med ett scenario i vilket platsen är täckt med inlandsis under ett antal tiotusen år, vilket påverkar grundvattenflödenas riktning och hastighet och inte minst biosfären. Denna typ av scenario är numera legio i säkerhetsanalyserna i t.ex. Sverige, Finland och Storbritannien där stora klimatförändringar kan förväntas uppträda med viss regelbundenhet under den aktuella tidsperioden. För att en kontinuerlig radionuklidtransport enligt ovan ska kunna ske inom en period av 10 000 år måste dock minst en av de tusentals bränslekapslarna i förvaret ha varit skadad redan vid tillverkningen.

En viktig förenkling som ofta görs i dessa modeller är att biosfären antas vara oföränderlig under en längre tidsperiod (ca 10 000 år i de svenska beräkningarna). Med tanke på de stora klimatförändringar som sker, även under geologiskt sett mycket korta perioder, så borde biosfärmodellerna ta dessa variationer i beräkning. I praktiken har det visat sig lättare att istället anta konstant biosfär under den givna beräkningsperioden och jämföra de beräknade koncentrations- och dosvärdena med de värden som erhålls ur andra biosfärmodeller, som representerar klimattyper som sannolikt kan råda i området, beroende på vilken fas i klimatväxlingen som är av intresse. I Storbritannien har man t.ex. valt att jämföra en biosfärmodell där det råder ett nordiskt klimat med en modell med ett typiskt medelhavsklimat och separerat dessa som två olika klimatscenarier. Alltför stora skillnader i

grundvattenflöde, isfria perioder, växtsäsonger m.m. tycks föreligga för att en dynamisk eller probabilistisk lådmodell ska kunna innefatta dessa två extremer på ett meningsfullt sätt.

Tabell 2

Exempel på olika scenarier som kan kombineras i en säkerhetsanalys för förvaret. Pilarnas riktning anger exempel på hur olika scenarier kan kombineras till ett specifikt scenario.

Källterm (förvarets tillstånd)	Beskrivning / karakteristik av flödesparametrar*	Klimatscenario
Basscenario (långsam nedbrytning av kapslar)	Rimlig	Oförändrad biosfär
	Pessimistisk	Förändrad biosfär
Initial kapselskada	Rimlig	Oförändrad biosfär
	Pessimistisk	Förändrad biosfär
Oavsiktligt intrång	Rimlig	Oförändrad biosfär
	Pessimistisk	Förändrad biosfär
Jordbävning, vulkanutbrott m.m.	Rimlig	Oförändrad biosfär
	Pessimistisk	Förändrad biosfär

*Dessa parametrar avgör dels hur snabbt läckaget av radionuklider transporteras genom berget upp till ytan, dels i vilken grad radionuklidtransporten når människan i biosfären.

7.3 Modellutveckling

7.3.1 Strategi för modellutveckling

En översiktlig beskrivning av hur biosfärmodeller för konsekvensbedömning och säkerhetsanalys av ett djupförvar av använt kärnbränsle görs, ges i Figur 2 som är hämtad från det amerikanska beslutstödssystemet SEDSS⁽¹⁴⁾. Här visas strategin för ett

modellbygge som kan tjäna som ett beslutstöd och en konsekvensbedömning för en metod att förvara avfallet. Denna strategi påminner om den som ges i finska VTT:s^(7,15) och brittiska Nirex:s⁽¹⁶⁾ beskrivning av modellutvecklingen. Utgångspunkten i flödesschemat utgörs av ett acceptanskriterium i form av t.ex. en högsta tolererbar risk eller effekt för en enskild individ (individdos inom en kritisk grupp – se avsnitt 7.3.3) eller en befolkning i helhet (kollektivdos – se Faktaruta) som kan bli följden av ett utsläpp från ett djupförvar.

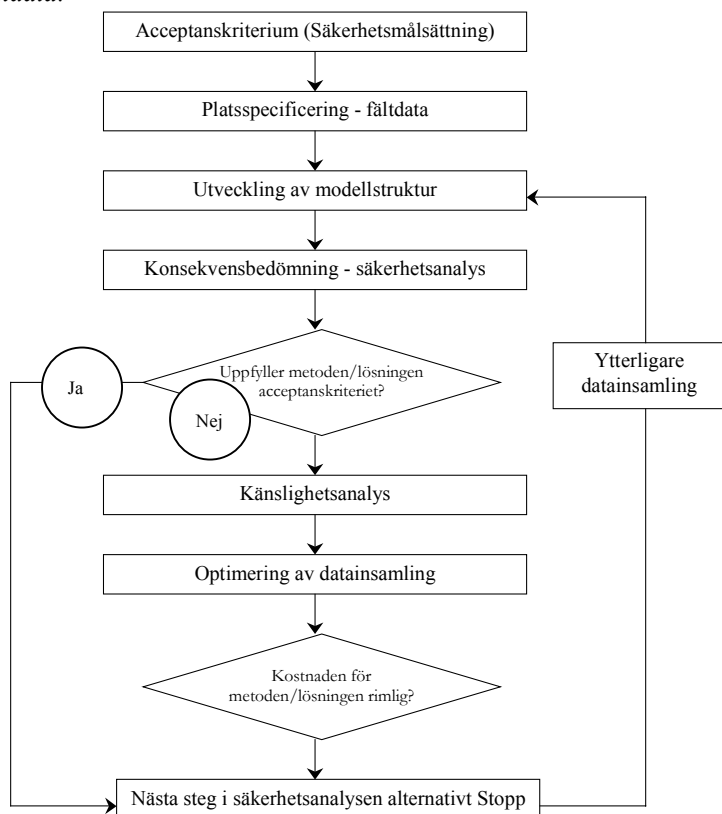
Nästa fas i modellutvecklingen är insamling av en mängd platsspecifika data som ska tjäna som underlag för nästa steg - en begreppsmodell för hur transporten av de radioaktiva ämnena sker genom ekosystemet. Efter att en första konsekvensbedömning gjorts måste ett beslut fattas om modellen behöver utvecklas ytterligare eller om det erhållna resultatet från konsekvensbedömningen är tillräckligt pålitligt för att tjäna som ett beslutsunderlag.

Både Nirex⁽¹⁶⁾ och SKB visar i sina beskrivningar av hur deras biosfärmodeller utvecklats ett gemensamt mönster i enlighet med den strategi som beskrivs i Figur 2. Man har först utgått från enkla statistiska lådmodeller där grova förenklingar gjorts med principen att man inte försöker underskatta eller förbise en viktig transportväg – s.k. konservativ beräkning. Detta görs för att i en första utvecklingsfas kunna göra en grov konsekvensbedömning av ett läckage. Modellerna har sedan utvecklats genom att inbegripa dynamiska förlopp. En annan viktig utvecklingslinje är att man både i Nirex:s⁽¹⁶⁾ och SKB:s fall gjort skillnad på rimliga och pessimistiska antaganden. Med dessa antaganden avses de värden som man tilldelar de olika parametrar, som beskriver transportförloppen. I ett relativt tidigt skede började Studsvik AB för SKB:s räkning göra en modell för gränsskiktet mellan geosfär och biosfär, eftersom man tidigare inte tagit hänsyn till grundvattentäkternas fördröjande effekt på radionuklidtransporten till biosfären⁽³⁸⁾. I ett senare skede har SKB gjort omfattande förfiningar av sina modeller allteftersom man erhållit en tillräcklig

mängd data för att uppskatta många av sina modellparametrar. T.ex. har man kunnat ta hänsyn till erosion av jordbruksmark och till transportprocesser i jord. Däremot har man ännu inte tagit fram en modell för något skogsekosystem eftersom man anser att det saknas experimentella data för hur radionuklider sprids och tas upp i växter och djur i skogen (se även avsnitt 7.10).

Figur 2

Figur över möjlig strategi för säkerhetsanalysen. Figuren är tagen från Sandia Environmental Decision Support System⁽¹⁴⁾. Ytterligare en återkoppling utöver kostnadsaspekten föreligger om säkerhetskriteriet skärps genom opinionsbildning m.m., vilket således innebär att modellkonstruktören vid den första skiljestationen "Uppfyller metoden/lösningen acceptanskriteriet?", måste ompröva modellen och samla in ytterligare fältdata.



7.3.2 Insamling av fältdata

Både i Sverige och i Storbritannien har man kombinerat generella modeller med platsspecifika data för biosfären som hämtats från undersökningar på en särskild förundersökningsplats eller från andra platser inom landet. Detta har gjorts för att så väl som möjligt kunna representera de lokala förhållandena vid de platser som är tänkta att kunna fungera som djupförvar. I det svenska fallet utgick man från modellen BIODOSE med parametervärden framtagna för USA-förhållanden. S.k. typområdesundersökningar har gjorts på ett antal orter (bl.a. Äspö i Småland, Finnsjön i norra Uppland, Gideå i Västernorrland). Undersökningarna har innefattat provtagning av både berggrund och bestämning av radioaktiva ämnens omsättning i lokala vattenkosystem. Allteftersom de omfattande fältstudierna på de olika platserna kommit igång har man ersatt de ursprungliga amerikanska värdena med platsspecifika data. Där data saknas har man använt de riktvärden som IAEA ger⁽¹⁷⁾.

Ett problem som nämnts tidigare har varit att de flesta experimentella data över radionuklidens överföring från jord till växter m.m., bygger på studier av atmosfäriskt nedfall där de radioaktiva ämnena kommer från luften istället för från grundvattnet, som skulle bli fallet för ett läckande djupförvar. Även alternativa transportvägar kan tänkas, t.ex. bevattning från brunnar och vattendrag.

Nirex⁽¹⁶⁾ påpekar att åtskilliga värden på transportprocesser från jord till växter bygger på s.k. lysimeterdata, d.v.s. man har i avgränsade jordkolonner studerat hur mycket vatten och andra ämnen som växter tar upp under varierande klimatbetingelser. Det är viktigt att komma ihåg att förhållandena kan vara annorlunda för växter i odlingsjord där grundvattentransporten sker fritt i markerna.

7.3.3 Kriterier för konsekvens

Nyckelparametern i konsekvensbedömningen utgörs av den effektiva stråldosen till en enskild individ som ingår i en kritisk grupp, definierad enligt Internationella strålskyddskommissionen, ICRP⁽³⁷⁾. I SKB:s fall har man i sin senaste säkerhetsanalys SR 97⁽¹⁸⁾ använt sig av måtten intecknad stråldos under 50 år till den mest exponerade individen (med givna antaganden om livsstil) för att beskriva konsekvensen av ett utsläpp för en enskild individ. Nirex⁽¹⁶⁾ och VTT⁽⁷⁾ använder sig dock av den årliga effektiva dosen till den mest exponerade individen. Ett annat mått som finska VTT⁽⁷⁾ använt är kollektivdosen på regional och global nivå. Även SKB beräknade kollektivdoser till olika befolkningsgrupper i de första faserna av säkerhetsanalysen, KBS1-3.

Den effektiva stråldosen kan översättas till en *risk*. I samband med låga nivåer av joniserande strålning talar man enbart om risken för sena skador, vilka kan uppträda inom ett typiskt tidsintervall av 5 till 50 år. Med sena skador avses framför allt cancersjukdomar som strålningen kan ge upphov till. Sambandet mellan risk att avlida i strålningsinducerad cancer och effektiv stråldos bygger till stor del på omfattande undersökningar av överlevande från atombomberna i Japan 1945. Matematiskt kan detta samband förenklat beskrivas enligt följande;

$$\text{Risk} = \text{summan av sannolika stråldoser (i sievert)} \\ \text{som en individ kan erhålla} \times 0,073 \quad (1.)$$

Siffran 0,073 ska tolkas som att en individ löper 7,3% risk att avlida i strålningsinducerad cancer efter att ha erhållit stråldosen 1 sievert (=1000 mSv; Se Faktaruta). Som jämförelse kan nämnas att en svensk årligen erhåller en dos av 1 mSv till följd av naturlig bakgrundsstrålning (i form av kosmisk strålning, strålning från mark och byggnadsmaterial samt kalium i kroppen;

radondotterbidraget främst till lungor och luftvägar dock inte medräknat), vilket motsvarar en årlig risk på ca 0,01% eller 10^{-4} .

SSI har i sin författningssamling från 1998 (FS 1998:1⁽¹⁹⁾) angett att den årliga risken för sena skador efter förlutning av kärnavfall får bli högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den högsta risken, den *kritiska gruppen*. Acceptansnivån är således mer än 100 ggr lägre än bidraget från ovannämnda naturliga strålningskomponenter. I kommentarerna till föreskrifterna diskuterar SSI (liksom ICRP i sin dokumentation om kritisk grupp) att ett toleransintervall måste anges runt acceptansvärdet, där ICRP föreslår faktorn 10 resp. tre för hela intervallet, beroende på omständigheterna. SSI har angett ett toleransintervall på en faktor 100 som ett rimligt värde för ett mera regionalt intervall, dvs. från risken 10^{-5} till 10^{-7} , vilket då innebär att en extrem individ skulle kunna löpa risken 10^{-5} (1 per 100 000) per år. SKB har i SR 97 på ett korrekt sätt tolkat SSI FS 1998:1, men inte motiverat (i de fall man använt 10^{-5}) att detta värde fortfarande faller inom SSI:s acceptanskriterium.

Enligt ICRP:s definition på kritisk grupp⁽³⁷⁾ skall man ange en relativt homogen grupp med avseende på ålder, diet och livsstil och som är representativ för de mest exponerade individerna. Dessa individer kan vara en hypotesisk grupp människor som förutsätts leva under sådana förhållanden som visat sig mest känsliga för kontaminering med radionuklider. En sådan livsstil innebär bl.a. att människorna lever på lokalt producerade livsmedel, odlar utan konstgödsel och har vilt, bär, svamp och insjöfisk som en viktig del av dieten. Färskvatten och vatten för bevattning antas komma från lokala brunnar eller vattendrag. Både SKB och Nirex⁽¹⁶⁾ har räknat med dessa transportvägar till en tänkt mänsklig bosättning i direkt anslutning till förvaret. Nirex⁽¹⁵⁾ påpekar att definition av en kritisk grupp ska bygga på allmänna observationer av idag existerande samhällsstrukturer (men med förbehållet att det i regionen kan råda antingen medelhavs- eller nordiskt klimat) och inte på extrema ytterligheter.

Även miljön i övrigt behandlas i SSI:s författningssamling 1998:1. ICRP gör f.n. en översyn av sina existerande rekommendationer bl.a. inom miljöområdet med målet att presentera nya sådana någon gång 2004 – 2005. SKB har i SR 97 inte berört miljöfrågor, men presenterar i materialet till SAFE (den nya säkerhetsredovisningen för SFR, förvaret för låg- och medelaktivt avfall under havsbotten utanför Forsmark) nya metoder med målsättning att ta hänsyn till miljön i stort. SSI leder också ett projekt inom EU:s femte ramprogram under akronymen FASSET – Framework for ASSESSment of Environmental impacT⁽²⁰⁾. Här är avsikten att bygga upp ett system för hantering av konsekvenser i hela miljön. Från svensk sida deltar också SKB (se även avsnitt 7.10.3).

7.3.4 Tidsfönster för riskuppskattning

Nirex⁽¹⁶⁾ betonar att konsekvensuppskattningar längre fram än 10 000 år är av begränsat värde, och brittiska strålskyddsinstitutet (NRPB) menar att prognoser som sträcker sig längre fram än 1 000 000 år i tiden ej är meningsfulla. I SKB:s fall är förutsättningarna något annorlunda, eftersom sannolikheten för en nedisning av jordytan ovanför förvarsplatserna är betydligt större än i det brittiska fallet. Därför har också klimatscenarier, där upprepade nedisningar äger rum, införlivats i ett av säkerhetsanalysens olika scenarier och tidsfönstret för meningsfulla riskuppskattningar har utökats till minst 100 000 år. SKB bedömer att nedisningar kommer att leda till minskade konsekvenser jämfört med ett scenario utan nedisning. En nedisning innebär att platsen blir avfolkad under långa perioder och förhindrar dessutom transport av radionuklider genom akvatiska ekosystem.

7.4 Historik - Sverige

7.4.1 KBS-1 och KBS-2 (1977)

I april 1977 fattade riksdagen beslut om att de svenska kärnkraftsproducenterna skulle presentera en helt säker lösning på djupförvarsproblemet för använt kärnbränsle, innan nya tillstånd för reaktorbyggen kunde utfärdas. Två säkerhetsanalyser inleddes samma år (KBS-1, 1977 och KBS-2, 1978). I KBS-2 analysen tog man även hänsyn till att ingen upparbetning och återanvändning av svenskt kärnbränsle fick ske, vilket ändrade förutsättningen för förvarets källterm med avseende på dess storlek och dess sammansättning. I övrigt gällde att det långlivade högaktiva kärnbränslet skulle förvaras under jord i stabil berggrund på ca 500 m djup.

I KBS-1 analysen ingick tre olika basscenarier; *i.*) läckage av radionuklider från grundvatten till brunn i dalgång, *ii.*) läckage till insjö samt *iii.*) läckage av radionuklider till Östersjön. I likhet med andra konsekvensbedömningar av läckage från djupförvar var man medveten om att den avgörande faktorn för stråldosen till den exponerade befolkningen var de utspädningsvolymerna som var aktuella för de olika vattensystem som grundvattnet hade förbindelse med. De beräknade dosvärdena avsåg "effektiv dos" till de mest exponerade individerna (kritisk grupp), bosatt inom ett område i anslutning till brunn, insjö eller kustremsa intill Östersjön. Som beräkningsmodell användes en lådmodell, bestående av 17 lådor⁽²¹⁾, och nuklidspecifika dosvärden för 16 radionuklider beräknades med hjälp av programkoden BIOPATH⁽²²⁾ som utvecklades av Studsvik i mitten av 1970-talet. Resultaten av analysen antydde att den viktigaste transportvägen var dricksvatten från den kontaminerade brunnen; därefter kom konsumtion av fisk. Fördröjningen av radionuklidtransporten i gränzonen mellan geosfär och biosfär diskuterades inte vid detta tillfälle. En slutsats var att den maximala individdosen ej skulle överstiga 4 mSv under

en 30-års period och att utsläpp från förvaret därmed inte skulle åsamka några betydande stråldoser till människor.

Skillnaden mellan KBS-1 och KBS-2 var, förutom att källtermen i KBS-2 bestod av använt kärnbränsle, att man utökade modellen till att även innefatta den globala omsättningen av kol och jod, samt att 22 radionuklidens specifika dosvärden per utsläpp beräknades.

Huvudscenariot var att utsläppet skulle påbörjas efter 100 000 år och pågå under 50 000 år. Här delade man också för första gången upp ingångsparametrarna till beräkningsmodellen i två kategorier; *i.)* rimliga värden samt *ii.)* pessimistiska värden på vattenflödes hastigheter hos grundvattnet och kvarhållningen i berggrunden, som antogs porös. Dessa två kategorier av parametrar kombinerades med de tre olika basscenarier som användes i KBS-1 och därmed hade man sex olika scenarier att beräkna och jämföra konsekvenserna för. Generellt drog man slutsatsen att dricksvatten via brunn var den viktigaste transportvägen för radionuklider till människa samt att fiskkonsumtionen var den viktigaste transportvägen för den i sammanhanget rikligt förekommande radionukliden ^{135}Cs . I det ”rimliga” basscenariot uppskattades den årliga dosen till den kritiska gruppen att inte överstiga 0,11 mSv, medan dosen till den kritiska gruppen via brunnsvatten beräknades till 0,70 mSv/år. Kollektivdosen summerad över 500 år uppgick som högst till 85 manSv. I KBS-2 analysen gjordes också en mer sofistikerad analys av sönderfallskedjornas inverkan på dosvärdena, där kedjan

$^{234}\text{U} - ^{230}\text{Th} - ^{226}\text{Ra}$ bedömdes vara av särskilt intresse.

7.4.2 KBS-3 (1983)

År 1983 genomfördes ytterligare en analys, KBS-3⁽²³⁾, där sedimenten i havsekosystemen nu representerades med ytterligare en låda. Liksom tidigare delade man in biosfären i en lokal, en regional

och en global zon för att uppskatta kollektivdoser. Här användes också en beskrivning av jämviktsrelationen mellan koncentrationen av radionukliden löst i det fasta materialet (Bq/kg) och i vattenlösning (Bq/l), K_d . Samma år presenterades i en rapport⁽²⁴⁾ från Studsvik en metod för att bestämma effekterna av osäkerheterna i de parametervärden som beskriver överföring och koncentration i BIOPATH-modellen (se avsnitt 7.7). Fördröjningen i kedjan mellan grundvatten och biosfär var ytterligare en stor osäkerhet som rapporten inte behandlade, men som bl.a. granskades i slutet av 1980-talet⁽¹⁾ i samband med en internationell modellvalideringsstudie. För ¹²⁹I beräknades det i det skisserade scenariot ta mellan 100 och 1000 år innan en jämviktsnivå för koncentrationen i rot-zonen uppnåts till följd av ett kontinuerligt utsläpp i grundvattnet.

Brittiska strålskyddsinstitutet NRPB (National Radiological Protection Board) fick i uppgift att granska SKB:s säkerhetsanalys KBS-3. SKB fick överlag bra betyg och NRPB ansåg att SKB:s beskrivning av säkerhetsanalysen var ett föredöme i överskådlighet och begriplighet som andra kärnkraftsländer på sikt borde ta efter. Däremot kritiserade man att *i.)* ingen hänsyn hade tagits till en föränderlig biosfär; *ii.)* det saknades ett scenario med oavsiktligt intrång i djupförvaret samt att *iii.)* ingen känslighetsanalys hade gjorts för biosfärmodellernas parametervärden. SSI hade en mer avvaktande syn på SKB:s biosfärsarbete än vad NRPB hade.

7.4.3 SKB-91 (1991)

Huvudsyftet med biosfärmodellutvecklingen i detta steg i säkerhetsanalysen var att bestämma dosöverföringsfaktorer (=effektiv stråldos per enhet utsläppt aktivitet till biosfären). Man arbetade med tre olika scenarier för radionuklidtransport från geosfär via grundvatten till biosfär; *i.)* utflöde av grundvatten där 99% går till en insjö och 1% går ut i en brunn (Se Figur 1), *ii.)* 100% av allt grundvattenflöde med radionuklider går till brunnen, *iii.)*

grundvattenutflödet sker i Östersjön. Flera viktiga förutsättningar gällde, som t.ex. konstanta levnadsförhållanden för människor samt ingen fördröjning mellan grundvattentransporten i gränzonen mellan geosfär och biosfär. Här infördes begreppet ekosystemspecifik dosöverföringsfaktor, EDF, som avser den intecknade effektiva dos som en individ i en kritisk grupp erhåller under 50 år av en given radionuklid, och beräknas utifrån ett simulerat utsläpp på 1 Bq/år under 500 års tid med oförändrad biosfär. För varje radionuklid som kan vara aktuell i samband med ett läckage från förvaret finns således ett EDF-värde för ett givet ekosystem (detta begrepp användes första gången 1987 i en säkerhetsanalys av ett förvar för låg- och medelaktivt avfall, SFR-1 (1987)). BIOPATH-koden utnyttjades även här. Brunnarnas utspädningsvolym beräknades utifrån observerade data tagna från det svenska brunnregistret. Återigen visade det sig att dricksvatten från brunnar var den viktigaste transportvägen för radionuklider till människa. Osäkerhetsanalys utfördes med hjälp av datorprogrammet PRISM^(24, 25) och man drog slutsatsen att osäkerheten i dosen till människa var mer beroende av nuklidens beteende i biosfären generellt än av variationen i olika transportvägar till människa.

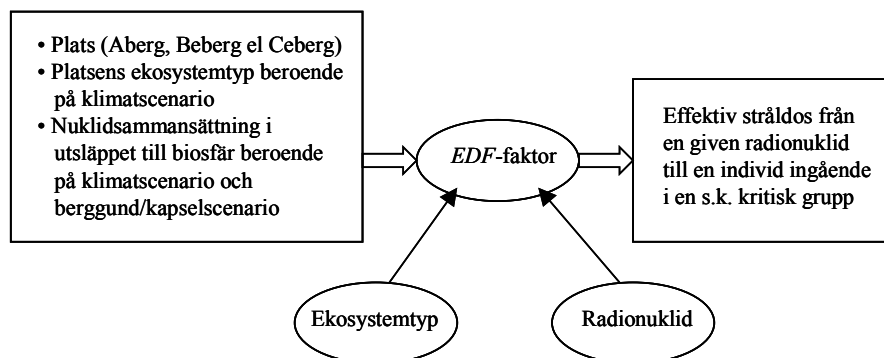
7.4.4 SR 97 (1999)

I den av SKB senast utförda säkerhetsanalysen, SR 97⁽¹⁸⁾, har biosfärmodellerna samlats i ett programpaket, BIO42-paketet. I denna övergripande säkerhetsanalys ingår BIO42 i ett trestegsprogram för att beräkna transportvägar för radionuklider från källtermen i förvaret via geosfären (fjärrzonen) ut till biosfären. Nuklidsammansättningen av läckaget till de olika ekosystemen räknas fram genom modeller för hur grundvattenströmmarna rör sig i fjärrzonen (FARF31). Man har även inkluderat ett intrångs-

scenario och uppskattat konsekvenserna till de personer och deras familjer som oavsiktligt borrar i berget genom förvaret. Av principiella skäl tar man inte med avsiktliga intrång eller terrorhandlingar i dessa säkerhetsanalyser, eftersom den risken betraktas som generell för industriverksamhet av olika slag (se diskussion i SR 97⁽¹⁸⁾). Omfattande kartläggning av de lokala ekosystemen på tre provplatser har genomförts och har möjliggjort de hittills mest avancerade scenariobeskrivningarna och detaljerade konsekvensbedömningarna. Varje plats har indelats i kvadratiska zoner om 250x250 m², s.k. moduler, och beroende på vilken vegetations- och terrängtyp som dominerar i modulen har en av flera möjliga ekosystemtyper tilldelats⁽²⁶⁾. Följande ekosystemtyper har definierats; *i.*) insjövatten; *ii.*) brunn; *iii.*) vattendrag; *iv.*) kuststräcka/vatten; *v.*) jordbruksmark samt *vi.*) myr- och våtmark. Vissa detaljtillägg har gjorts i lådmodellerna, som bygger på de ursprungliga BIOPATH-modellerna, t.ex. erosion och biologisk transport av radionuklider i jord. Ekosystemspecifika dosöverföringsfaktorer, EDF, har bestämts för samtliga fem typer av ekosystem och 44 olika radionuklider. EDF-värdena beräknas denna gång utifrån ett simulerat kontinuerligt enhetsutsläpp (1 Bq/år) under 10 000 års tid, istället för 500 år i SKB-91. Man har även tagit med mer avancerade klimatscenarier med omväxlande istid och tidsdynamisk radionuklidtransport mellan olika lådor. Resultatet av säkerhetsanalyserna finns publicerade i SR 97 – Säkerheten efter förslutning (huvudrapport del I och II samt Sammanfattning).

Figur 3

Principer för hur konsekvensbedömning för en given ort, ekosystemtyp och radionuklid uppskattats enligt SR 97. EDF står för ekosystems-specifik dosöverföringsfaktor.



7.5 Internationell modellvalidering

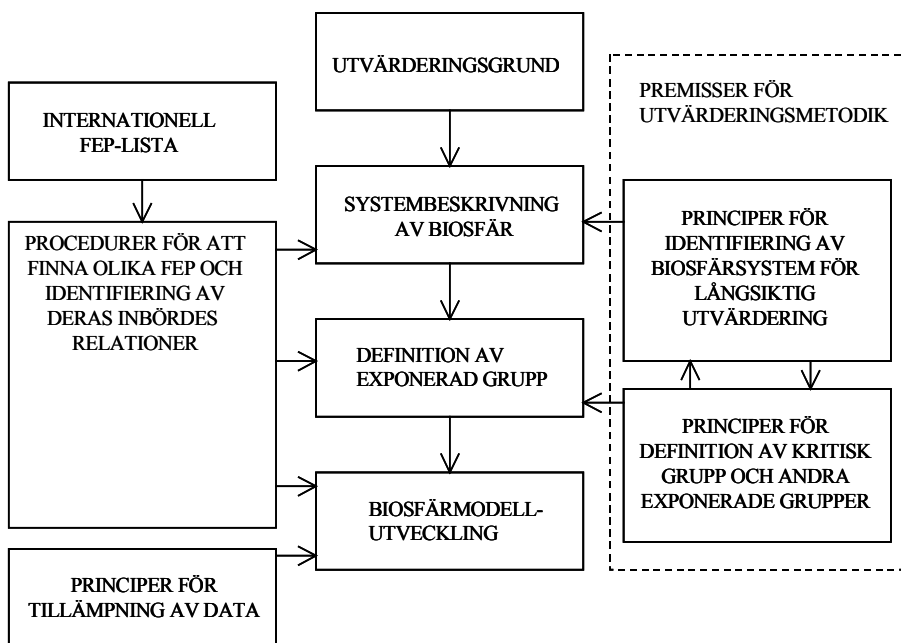
År 1985 startade ett omfattande projekt i samarbete med ca 20 andra länder med syftet att göra en validering av befintliga biosfärmodeller samt att kartlägga överensstämmelserna och identifiera områden, där fortsatta forskningsinsatser behövdes. Projektet gick under beteckningen BIOMOVs (BIOSpheric MOdel Validation Study)⁽²⁷⁾. Modellerna avsåg spridningsförlopp av både långtidsutsläpp från djupförvar och akuta utsläpp från kärntekniska anläggningar. I studien framgick bl.a. att resultaten av olika modellberäkningar för relativt väldokumenterade kretslopp kunde skilja sig med upp till en faktor 5 - 6.

BIOMOVs bedömdes som en framgång och projektet fick en fortsättning i form av BIOMOVs II⁽²⁸⁾ med målsättning att testa

noggrannheten i de olika biosfärmodellerna samt att förklara de avvikelser mellan de olika modeller som uppdagades i det första projektet. Man syftade även till att rekommendera prioriteringar för framtida forskning för att förbättra noggrannheten i modellernas möjlighet till förutsägelse av effektiv dos till människa. Man arbetade med att utveckla en uppsättning av s.k. referensbiosfärer för långlivat avfall, vilket skulle göra det lättare att jämföra olika modellers resultat. En slutsats från BIOMOVS II⁽²⁸⁾ var att modellerna för radionuklidtransport genom biosfären ska ses som en illustration av en möjlig konsekvens och alltså enbart vara ett steg i den process som den totala säkerhetsanalysen utgör. En annan viktig slutsats beträffande långlivat radioaktivt avfall är att modeller för spridning ej går att validera på samma sätt som t.ex. modeller för den atmosfäriska spridningen av radioaktiva ämnen från Tjernobylylyckan. I det senare fallet rör det sig om akuta utsläpp under en relativt kort tidsperiod som vi under vår livstid har möjlighet att använda som valideringsunderlag för spridningsmodeller. Förutsägelseerna beträffande läckage från ett djupförvar måste däremot kunna gälla över en tidsperiod på flera hundra tusen år. Lärdomarna från de atmosfäriska globala nedfallen från kärnvapenprov och utsläppet från Tjernobylylyckan gav oss viktig kunskap om t.ex. vilka ekosystem som är känsligare än andra med avseende på överföringen av radionuklider via ekosystemen till människa (UNSCEAR 1977, 1982, 1993^(29, 30, 31)). Endast begränsade delar av denna kunskap kan dock tillämpas på överföringen av grundvattenburna utsläpp till växter (och senare till djur och människor). BIOMOVS II⁽²⁸⁾ betonar därför att modeller för transport av radionuklider från djupförvar för använt kärnbränsle måste utvärderas noggrant och systematiskt.

Figur 4

Figur över hur strategin för modellbygge och utvärdering görs med hjälp av bl.a. egenskaper, händelser och processer (FEPs) taget från BIOMASS-dokumentet⁽³²⁾. I skissen finns grovt illustrerade sambanden mellan utformning och definition av kritisk grupp, procedurer för identifiering och urval av FEP och utarbetande av referensbiosfär.



IAEA satte 1996 igång ytterligare ett internationellt projekt, Programme on BIOSphere Modelling and ASSessment – BIOMASS⁽³²⁾, med bl.a. syftet att utarbeta referensbiosfärer som skulle tillämpas i samband med säkerhetsanalyser för förvaring av använt kärnbränsle. Med referensbiosfärer skulle det vara möjligt att utarbeta internationella riktlinjer för säkerheten för ett

djupförvar över lång tid. Man betonade att det också finns behov av att utfärda riktlinjer för detaljerade och platsspecifika förlopp i biosfärmodelleringen. En illustration av metodologin för utarbetandet av referensbiosfärer har hämtats från ett arbetsdokument och anges i Figur 4. Man kan säga att BIOMASS är en fortsättning på BIOMOVS II vars syfte var bl.a. att påvisa och utveckla en logisk metod för att bygga upp biosfärmodeller med hjälp av s.k. FEP-listor (se även Faktaruta). FEP står för Features, Events and Processes och kan på svenska översätta som egenskaper, händelser och processer inom geologi, kemi, ekologi och fysik. BIOMASS-projektet syftar främst till att utveckla praktiska exempel på referensbiosfärer som byggts upp med FEP-metodiken. Det är delvis genom dessa arbeten som det framförts kritik och påvisats svagheter i SKB:s säkerhetsanalys (se avsnitt 7.9).

7.6 Jämförelse med andra länders modellutveckling

7.6.1 Storbritannien

I Storbritannien valdes 1991 ett område ut utanför Sellafield för närmare undersökningar av ett djupförvar för låg- och medelaktivt avfall. En säkerhetsanalys gjordes, vars principer Nirex⁽³⁴⁾ beskrivit. En övergripande redovisning av det brittiska kunskapsläget när det gäller avfallsförvaring och med särskild hänsyn till säkerhetsanalyser finns också beskriven av Nirex⁽³⁴⁾. Där framgår att britererna har haft samma etappvisa modellutveckling som SKB, där t.ex. klimatscenarier, tidsvarierande överföringskoefficienter och hänsyn till fördröjning i gränzonen geo/ biosfär tillkommit först under säkerhetsanalysens senare skeden.

7.6.2 Finland

I Finland har man genom att delvis utgå från SKB:s förslag till lösning på djupförvaret arbetat med säkerhetsanalyser sedan början av 1980-talet⁽¹⁵⁾. Man utgick också från en referensplats (Olkiluoto – belägen vid kusten) som man sedan bedömde som relativt representativ för möjliga framtida kandidatplatser inom landet. Man använde tre scenarier för förvarets utveckling; *i.*) ett basscenario med en kontinuerlig nedbrytning av kapseln med ett efterföljande läckage som påbörjas efter en miljon år. Jämförelsescenarierna var *ii.*) initial kapseldefekt på en (1) kapsel med läckage som påbörjas efter 100 års förvar (det sistnämnda värdet är f.ö. en mycket pessimistisk beräkning enligt vad som framgår i SR 97⁽³⁵⁾); *iii.*) samma som basscenario fast med en oxiderande miljö i geosfären. För samtliga scenarier beräknas transporttiden genom geosfären vara ca 5000 år. Även här kom man fram till att dricksvatten från brunnar utgör den huvudsakliga transportvägen av radionuklider till människa. För scenario *i.*) och *iii.*) togs också hänsyn till att det inom en avlägsen framtid kommer ske omfattande klimatologiska förändringar med åtföljande förändringar i grundvattenflöde och biosfär.

Den senaste säkerhetsanalysen för förvar av använt kärnbränsle går under benämningen TILA-99⁽³⁶⁾ och har utförts av POSIVA (den finska motsvarigheten till SKB). Här har man arbetat med fyra olika platser (varav bl.a. en vid Olkiluoto). Modellerna för radionuklidtransporten beskrivs som ”icke-komplexa”, medan man dock påpekar att man genomgående varit konservativ i sina antaganden och begagnat konservativa modeller och beräkningar. Biosfärmodellerna har varit deterministiska, och liksom för modellerna för förvarets läckage och transport av radionuklider genom geosfären, har man använt sig av metodiken med FEP-listor för att utarbeta relevanta scenarier och referensbiosfärer som sedan kan jämföras med internationella studier. I basscenario har man med rimliga antaganden räknat med att förvaret inte kommer läcka. För de två scenarietyper som innefattar läckage antas att det finns

i.) initialt defekt behållare (en eller flera) samt *ii.*) behållare som "försvinner" efter 10 000 års förvar (dvs. hela kärnbränsleförvarets inre barriär i form av kopparkapseln upphör att existera, ett matematiskt grepp för att täcka in en värsta tänkbara utsläppssituation).

Liksom i Sverige har man använt sig av dosöverföringsfaktorer för att beskriva konsekvensen i effektiv dos från en enskild radionuklid till en kritisk grupp om nukliden når biosfären från ett läckande förvar. Faktorerna gäller för en referensbiosfär, WELL-97, där den huvudsakliga kontaminationsvägen är dricksvatten via djupborrade brunnar. Denna modell har man sedan jämfört med den svenska biosfärmodell som togs fram i SKB 91⁽²⁵⁾ för ett jordbruksekosystem (kombinerat läckage till brunn och insjö). Man har även utfört känslighetsanalys och tillämpat extremt pessimistiska antaganden för att se vilka konsekvenser det får för dosvärdena till kritisk grupp. Inte i något fall överskrider acceptanskriteriet. Acceptanskriteriet i Finland är 0,1 mSv/år och person, vilket är sju gånger högre än det som SSI tillämpar (0,015 mSv/år och person), och 3 ggr lägre än den nivå rekommenderas av den internationella strålskyddskommissionen ICRP (ICRP 81⁽³⁷⁾). En viktig detalj är att man i rapporten⁽³⁶⁾ också sätter förvarets aktivitetsinnehåll i proportion till vad som förekommer naturligt i typisk finsk berggrund. Man anger bl.a. att förekomsten av ²³⁸U och dess dotternuklider (t.ex. ²²⁶Ra) i en avfallsbehållare, motsvarar den mängd uran som naturligt förekommer i en 72x72x50 m³ volym typisk berggrund.

En nyutkommen rapport från finska strålsäkerhetscentralen⁽³⁸⁾ uppskattar konsekvensen för människor av en kontaminering av olika simulerade brunnar i ett av referensområdena. Man utgår från scenariot med en initial skada på en enskild kapsel i förvaret och beräknar fram dosvärden till en person som dagligen dricker 2 liter brunsvatten (ej medräknat vatten för bevattning och matlagning). I rapporten beräknas att dosraten som högst kan bli ca 2×10^{-9} mSv/år. Skulle samtliga behållare vara skadade ska detta värde multipliceras med 860 (= antalet behållare i djupförvaret). Även då understiger

det årliga dosvärdet det finska acceptanskriteriet. Det ska nämnas att den finska undersökningen använt betydligt större spädningsvolym för brunnsvattnet än vad SR 97 gjort (90 000 m³/år jämfört med 2 600 m³/år i SR 97). Rapporten bygger sitt antagna värde på de nya simuleringar som också beskrivs i arbetet, där man kommit fram till spädningsvolym i intervallet mellan 30 000 till 460 000 m³/år.

7.6.3 USA

I USA har djupförvar av låg- och medelaktivt radioaktivt avfall med militärt ursprung redan inletts (1999). Förvaret är lokaliserat till New Mexico i ett djupförvar i en stabil ca 225 miljoner år gammal saltformation. Förvaret ligger i anslutning till ett laboratorium där geologiska undersökningar utförs⁽³⁹⁾. Även om förvaret i salttäkterna avser driftsavfall innehållande transuraner, och kärnbränsle inte nämns, bedrivs forskning kring processer som styr radionuklidtransport genom geosfären (löslighet, gasbildning, vattenströmning, kolloidbildning m.m.). Forskningen utförs av Sandia National Laboratory⁽⁴⁰⁾ som dessutom har ett övergripande forskningsprogram för flera typer av riskavfall – även icke-radioaktivt. Säkerhetsanalyser har gjorts för spridning av radionuklider till ytan samt för ett oavsiktligt intrång. Man har betraktat vilka mängder som kan tänkas läcka ut i grundvattnet i ett 10 000 års perspektiv och konstaterat att nivåerna inte var i närheten av de värden som skulle motivera ytterligare analyser i sådan detalj som SKB har genomfört⁽⁴¹⁾. Acceptanskriteriet för lösningen på det amerikanska förvaret har satts till 0,15 mSv/år och person. En provisorisk transportmodell för radionuklider i biosfären med konservativa uppskattningar användes dock endast som en försäkring om att kriteriet uppfylldes. Någon särskild detaljerad

biosfärmodellering för området har således inte gjorts inför säkerhetsanalysen.

För använt kärnbränsle finns än så länge ingen liknande säkerhetsanalys utförd eftersom man stött på mycket svåra juridiska problem med hur detta arbete ska påbörjas. Ansvarig för att lösa frågan om slutförvaret är USA:s energidepartement, DOE. Yucca Mountain i Nevada har pekats ut som möjlig plats för ett slutförvar och undersökningar pågår för att utvärdera platsens lämplighet för detta.

7.6.4 Frankrike

I Frankrike bedriver ANDRA⁽⁸⁾ forskning kring djupförvar under mark. Liksom i Sverige har man studerat geologi, geomekanik, hydrologi och kemi i berggrunden. En intensiv forskning inom dessa områden bedrivs. Scenariobeskrivning görs för geologin vid förvaret och dess omgivning. Även om ANDRA och den franska expertgruppen inom strålningsfrågor, ISPN⁽⁹⁾, har biosfärmodeller för spridning av radionuklider från djupförvar, verkar det som om fransmännen ännu inte sammanställt sina resultat som grund för en bedömning av den totala riskbilden⁽⁴²⁾.

7.6.5 Japan

Japans motsvarighet till SKB (Japan Nuclear Fuel Limited – JNC) presenterade år 2000 en omfattande säkerhetsanalys av förvaret av högaktivt kärnavfall (i detta fall avfall från upparbetning av använt kärnbränsle) i rapporten H12⁽⁴³⁾. Man påpekar att denna analys gjorts i frånvaro av något direkt gällande regelverk för verksamheten i Japan. Man har dock utgått från de rekommendationer och riktlinjer som den japanska energikommissionen utarbetat. Här finns en sammanställning på engelska över en rad olika detaljer i den föreslagna lösningen till

vilka inte bara JNC⁽⁴³⁾ bidragit med forskning och kunnande. Man har bl.a. för avsikt att demonstrera för den mycket kärnkraftsfientliga japanska allmänheten att man, trots de tektoniskt och seismologiskt mycket oroliga förhållandena i landet, kan erbjuda en säker lösning på ett slutförvar liknande de övriga kärnkraftsländernas lösning, med geologiskt förvar i flerbarriärsystem. Man har här tillämpat en strategi för utarbetning av scenarier enligt rekommendationer från NEA/OECD⁽²⁾, och indelat scenarierna i tre klasser: *i.*) bas-scenario med oförändrad biosfär och frånvaro av mänsklig påverkan, *ii.*) störd omgivning – här inbegrips ett antal olika scenarier där brunnborrning och läckage av förvar samverkar så att en transportväg av radionuklider uppstår till människa samt *iii.*) scenarier innehållande bl.a. störda förhållanden i förvarets närhet, vilket t.ex. innebär vulkanisk aktivitet och mänskligt intrång.

I scenariobeskrivningen har man liksom SKB delat upp transportmodellerna i olika segment. Biosfären motsvaras i den japanska rapporten av topografispecifikation (kulle, slättland m.m.) samt specifikation av olika geosfär/biosfärövergångar (ytvatten, brunn). Man har också använt sig av referensbiosfärbegreppet (jfr. BIOMOVs-projektet⁽¹³⁾) och tagit hänsyn till de senaste rönen från BIOMASS-projektet⁽³²⁾. I en äldre säkerhetsanalys hade man endast beräknat grundvattenkoncentrationer av olika radionuklider från ett läckage och jämfört dessa beräknade värden med rekommenderade säkerhetsnivåer för vatten. Man har ej beräknat scenarier med förändrad mänsklig aktivitet eller radikalt ändrade klimatförhållanden. Grundvattenflödena är tagna från experimentella data från en bestämd ort i Japan. Den hypotetiska gruppen av exponerade individer antas leva enligt dagens japanska förhållanden med avseende på fiske, jordbruk m.m. Strategin har varit att identifiera de mest effektiva exponeringsvägarna innan man definierade den kritiska gruppen. Referensfallet valdes som ett läckage av radionuklider till ett vattendrag i en kustslätt (80% av

den japanska befolkningen lever i de kustnära slätterna), där merparten av dricksvattnet hämtas från vattendrag och dammar. Intressanta skillnader mellan den japanska och svenska biosfärmodellen är att man i Japan inte tagit hänsyn till fördröjningen i överföringen mellan grundvatten och ytvatten. Här illustreras också mycket detaljerat, om än något svåröverskådligt, i form av en s.k. interaktionsmatris vilka olika samband som antagits mellan samtliga betraktade processer och lådor. Den matematiska modellen i form av programkoden AMBER har använts med lådmodeller av första ordningens kinetik. Trots ansträngningar har man fått använda icke-japanska data för de flesta parametervärden utom konsumtionsdata. T.ex. har man ansatt samma upptagsvärden från jord till risplantor som från jord till grödor av traditionellt västerländsk typ. Effektiv dos per enhetsutsläpp har beräknats liknande de ekosystemspecifika faktorerna som SKB använt för ett trettiotal relevanta radionuklider. De exponeringsvägar till människan som dominerar per enhetsutsläpp är intag via dricksvatten och jordbruksprodukter. När dessa tabeller sedan kombineras med själva källtermen från det läckande förvaret erhålls beräknade dosvärden. Liksom för de svenska förhållanden beräknas det vara ^{135}Cs , ^{63}Nb , ^{79}Se och ^{237}Np som dominerar i utsläppet. Det är också intressant att man bl.a. tittat på hur närvaron av stabila isotoper av samma element som radionukliden påverkar doskalkylen, t.ex. i fallet för ^{79}Se . Dosberäkningar för kritisk grupp presenteras och dosnivåerna befinner sig som högst ca 0,01 mSv/år.

7.6.6 Kanada

Den kanadensiska regeringen satte 1978 igång ett program för lösning av kärnavfallsfrågan, The Canadian Nuclear Fuel Waste Management Program (NFWMP). AECL⁽⁶⁾ fick då i uppgift att finna en teknisk lösning på slutförvaret av kärnbränslet. AECL har utarbetat en mycket detaljerad beskrivning av sin biosfärmodell som ingår som en del av den totala säkerhetsanalysen för

förvaret⁽⁴⁴⁾. Modellen går under benämningen BIOTRAC, och togs ursprungligen fram 1978, men har sedan dess successivt vidareutvecklats. Kärnbränslet är tänkt att slutförvaras i ett geologiskt förvar 500 meter under mark, liknande den lösning som SKB arbetar med. BIOTRAC har således utvecklats speciellt för modellering av radionuklidtransport från djupförvaret.

BIOTRAC består av fyra submodeller som beskriver jord/mark, ytvatten, atmosfär samt näringskedja och dosberäkning till människa. Våtmarker av både temporär och permanent karaktär har betraktats som en undergrupp under submodellen för ytvatten och för jordmodeller. BIOTRAC ingår i sin tur i en sammanhållen modell över radionuklidtransporten som omfattar förvaret, geosfären och biosfären (även här i likhet med SKB:s och finska VTT:s⁽⁷⁾ uppdelning). Utvecklingsarbetet med BIOTRAC har bl.a. drivits fram av en forskningskommitté som samlat in experimentella data och presenterat årliga rapporter på uppdateringar. På så sätt har man kunnat förbättra modellen och fokuserat på och identifierat kritiska exponeringsvägar. År 1993 presenterades en rapport⁽⁴⁴⁾ som detaljerat beskriver modellens egenskaper och hur den utvecklats. En intressant aspekt är att man även här, i likhet med Japan, försökt att integrera strålningsaspekten med de olika radioaktiva ämnens kemiska toxicitet i säkerhetsanalysen. För dosberäkning till människa har man följt ICRP 26:s rekommendationer, vilket också innebär att man ännu inte har utfört en detaljerad säkerhetsanalys för andra organismer än människa. Man har dock, i likhet med japanska JNC⁽⁴³⁾, försökt att med BIOTRAC beräkna koncentrationerna av de radioaktiva ämnena med de nivåer som förekommer naturligt för att på så sätt få en uppfattning om vilken konsekvens ett läckage skulle kunna få till övriga miljön.

Biosfärmodellernas karakteristik med avseende på lokala geografiska förhållanden har, något ospecificerat, hämtats från förhållanden från högplatån utanför Ontario, där man hypotetiskt tänkt

sig slutförvaret lokaliserat. Liksom SKB utförde man i de tidigare säkerhetsanalyserna kollektivdosberäkningar, men eftersom man enligt ICRP:s riktlinjer främst ska sätta acceptanskriteriet för förvarets säkerhet utifrån doserna till en särskilt kritisk grupp har man istället koncentrerat sig på definitionen av en sådan och utfört doskalkyler enligt övriga aktuella länders mönster. Man har samma nivå på acceptanskriteriet som i Sverige, en risk motsvarande 10^{-6} per år (se avsnitt 7.3.3). Även här har man valt den strategi som rekommenderats i bl.a. BIOMASS-projektet⁽³²⁾, som går ut på att först utarbeta en fullständig lista över olika egenskaper, händelser och processer (FEPs), och utifrån dessa sammanställa olika scenarier. I detta fallet har man arbetat med ett s.k. centralscenario, med en långsam degradering av förvaret och dess barriär, och som utarbetades när man bedömde att man hade en så fullständig FEP-lista som möjligt.

Man har använt sig av stokastiska lådmodeller i BIOTRAC, där varje parameter tilldelas en sannolikhetsfördelning. Spridningen i dessa sannolikhetsfördelningar återspeglar inte bara parameterosäkerheten (som när det gäller t.ex. fiskbeståndet i en insjö) utan tar även i beräkningen såväl temporära som lokala variationer i biosfärförhållanden (t.ex. variationen av fiskkoncentrationen i olika delar av sjön, samt dess variation över årstiderna). Man uttrycker alltså klart att dessa fördelningar ska ta hänsyn till både osäkerheten i parametrarnas värde och deras variation i tid och rum. Eftersom man i Kanada inte lyckats specificera plats för djupförvar har det funnits principiella svårigheter med att välja representativa parametrar i modellen. Särskilt grundvattenflödena är mycket specifika för en given geografisk ort och man fick därför göra en kompromiss genom att använda fältspecifika data över hydrologi och geologi från en viss plats där forskning pågår (Whiteshell Research Area, Pinawa, Manitoba). Även lokala topografiska förhållanden användes som grund i biosfärmodelleringen i BIOTRAC vid säkerhetsanalysen. Trots detta hade man som målsättning att erhålla en "allmän" biosfärmodell som kunde användas i säkerhetsanalysen före beslut om lokalisering av

förvaret. Den kritiska gruppens sammansättning i BIOTRAC har definieras enligt ICRP:s riktlinjer⁽³⁷⁾ där man använt nutida livsvanor och beteendemönster hos människorna och där man också har specificerat storlek på gårdar och markområden.

Tidsramen i förutsägelseerna har enligt kanadensiska riktlinjer satts till 10 000 år, men man har också gjort en prognos 100 000 år fram i tiden, dock utan att ta hänsyn till istider. I rapporten diskuteras också begreppet konservatism, dvs. hur säkert i överkant man egentligen ska räkna på flödena av radionuklider till människa. Vad beträffar definition av kritisk grupp, modellkonstruktion och värden på inmatade parametervärden, har man tillämpat konservatism. I rapporten framhålls också att, om man räknar alltför konservativt, finns det en risk att man förkastar en lösning som egentligen är bättre än den man till sist väljer.

Sammanfattningsvis spänner BIOTRAC över en rad olika förhållanden trots att man enbart arbetat med ett central-scenario, vilket hör samman med att man inte i någon större utsträckning kunnat specificera biosfärens karakteristik.

7.7 Dataosäkerheter och probabilistiska analyser

7.7.1 Varians inom modellen och känslighetsanalys

SKB skiljer på tre typer av modellberäkningar; två typer där man tilldelar varje enskild parameter som ingår i modellen ett entydigt värde och en tredje där man istället ansätter en sannolikhetsfördelning för varje parameter och där fördelningens mitt motsvarar det uppskattade medianvärdet för parametern, samt dess bredd motsvarar variansen (stokastisk modell – se Faktaruta). De två förstnämnda beräkningarna baseras på en uppsättning

rimliga respektive pessimistiska antaganden på parametervärdena. En jämförelse mellan det pessimistiska och det rimliga scenariot ger en uppfattning om vilka marginaler som man har i sin säkerhetsanalys för att klara acceptansnivån. Genom att istället använda en uppsättning av sannolikhetsfördelade parametervärden kan man utföra en s.k. probabilistisk analys av konsekvensen. Det finns två fördelar med en sådan analys av biosfärmodellberäkningarna. En fördel är att slutsvaret – den konsekvens man avser att uppskatta i form av dos till de mest exponerade individerna - faller ut i form av ett medianvärde och en sannolikhetsfördelning. Detta medger i sin tur en tydligare uppfattning om hur stora osäkerhetsintervall som gäller för de slutliga konsekvenserna utifrån ett givet scenario. En andra fördel är att man genom en statistisk analys (kovariansanalys och regressionsanalys) kan spåra s.k. kovarianser, eller inre samband mellan olika förlopp som modellen beskriver. Detta innebär också att man kan identifiera de processer, vars osäkerheter kommer att bidra mest till den totala osäkerheten i form av stråldos till kritisk grupp. Man kan också spåra förlopp eller händelser i radionuklidtransporten som är betingade av andra förlopp, vilket i så fall betyder att vissa processer inom radionuklidtransporten genom ekosystemen kan motverka eller stimulera varandra så att den totala överföringen till människa påverkas. En god illustration över hur sådana kovarianser påverkar känsligheten i biosfärmodellen gjordes vid Studsvik i början av 1980-talet⁽²⁴⁾.

SR 97⁽¹⁸⁾ presenterar hur stora variationer det kan finnas i slutlig dos till den kritiska gruppen. Den ekosystemspecifika dosöverföringsfaktorns varians ger upphov till minst en faktor tio i skillnad i dos (beroende på både parametervärden och antagna platsval och scenarier). Osäkerheten i varje nuklids dosbidrag till människa har delats upp i sektordiagram i tre kategorier: Osäkerheter härrörande från *i.*) biologiska parametrar, *ii.*) parametrar som beskriver mänskligt beteende (konsumtion av vatten, fisk, kött, etc.); *iii.*) fysikalisk-kemikaliska parametrar. Dessa har räknats ut för varje ekosystemtyp. Genom detta

förfarande har man delvis också fått med hur variationen i lokala förhållanden påverkar riskuppskattningarna. Här kan nämnas att kanadensiska BIOTRAC-modellen från början har integrerat osäkerheter i överföringskonstanter med variationer i olika lokala förhållanden och variationer i tiden för en given plats, eftersom man inte som SKB kunnat arbeta med förundersökningsområden och med mer välpreciserade ekosystemförhållanden.

Brittiska Nirex nämner att probabilistiska beräkningar även varit en målsättning för dem⁽³⁴⁾. Det finns dock en svårighet associerad med den typen av sannolikhetsberäkningar. SKB klargör tydligt i SR 97⁽¹⁸⁾ att en fullständig probabilistisk analys av modellen inte är möjlig om man enbart vill basera varje parameters osäkerheter på empiriska data, eftersom det inte finns tillräckligt med mätunderlag. Följaktligen måste en rad sannolikheter bygga på hypoteser och på generella standardfördelningar, t.ex. sådana som har rekommenderats från IAEA^(17, 25).

7.7.2 Variansen mellan olika modeller

Den sammanfattning av BIOMOV⁽²⁷⁾ (1985-90) som presenterades 1993 angav en rad orsaker till osäkerheter och felaktigheter i biosfärmodellerna.

- Giltigheten i modellens struktur: Kan t.ex. sedimentationshastigheten hos radionuklider i vattenfas beskrivas som en förstgrads ekvation?
- Noggrannheten i den matematiska beskrivningen av förloppen: Hur korrekta är de parametervärden som anger hur snabbt en radionuklid tar sig från en låda till en annan, t.ex. för ackumulering av ¹³⁵Cs i insjö- och havsvattensfisk?
- Mänskliga faktorer – felaktig programmering (d.v.s. felaktiga inmatade värden, felaktiga beräkningsrutiner, m.m.), utvärderingsfel och feltolkning av operatörerna.

Man konstaterade också att ökad komplexitet i modellen inte ger någon garanti för att slutresultatet i form av beräknad dos till kritisk grupp blir noggrannare. Detta beror på att en utökad modell måste bygga på än mer experimentella och teoretiska antaganden (databaserna är mycket knappa i många fall). I studien framgick också att variansen (se Faktaruta) i den beräknade slutliga dosen till människa mellan olika modeller uppgick till nästan faktor 1 000 000 för långlivade nuklider (aktuella vid läckage från djupförvar). Det var anmärkningsvärt att så väldokumenterade processer som överföring via betesmark – ko – mjölk kunde ge så olika slutresultat beroende på vilken beräkningsmodell som användes. Sedan dess har stora förbättringar gjorts för modellering av åkermark och betesbruk, men fortfarande är dock radionuklidens spridning genom naturliga ekosystem relativt dåligt kartlagt.

7.8 Naturliga analoger

I Sverige utfördes i början av 1980-talet experimentella studier på naturligt förekommande radium, torium och uran i insjö och kustvattensystem. Man bestämde bl.a. fördelningen mellan koncentrationen av ^{226}Ra i olika ”lådor” som insjövatten och dess bottensediment och motsvarande för kustvatten.

I Nirexrapporten⁽³⁴⁾ nämns värdet av att jämföra spridningsmodellen med de processer som styr omsättningen av naturligt förekommande radionuklider i grundvatten och vattentäkter. Förvaret kommer att innehålla långlivade transuraner och uran-isotoper med samma halveringstider som de naturligt förekommande isotoperna av uran och dess döttrar. En databas över förekomsten av naturligt torium och radium i brunnar, vattendrag, havs- och insjövatten i regionen kring Sellafield har gjorts, och har använts för att beräkna motsvarande överföringsförlopp för de kortlivade artificiella nukliderna.

I den internationella modellvalideringsstudien BIOMOVS II⁽²⁸⁾ kunde man konstatera att få grupper prioriterade studier av naturliga

analoger. Fokus låg främst på artificiella nuklidens omsättning från akuta utsläpp.

7.9 Granskning av SKB:s säkerhetsanalys

7.9.1 SSI:s och SKI:s granskning av SR 97

I en gemensam granskning av SSI och SKI⁽⁴⁹⁾ ansågs det bl.a. att SKB bör tydliggöra argumenten för val av viktiga data och modeller och varför man inte behandlar vissa ogynnsamma förhållanden i riskanalysen. Beträffande biosfärmodeller anser SSI att SKB tydligare borde ha angivit systemet för att bygga upp biosfärmodeller på ett systematiskt sätt utgående från olika egenskaper, processer och händelser, s.k. FEPs som mera fullständigt beskriver en situation som innebär risk (se avsnitt 7.2.1). Valet av scenarier måste kopplas till riskbedömningen, dvs. det måste finnas ett system för urval av FEPs för de viktigaste scenarierna och SSI påpekar att detta inte gjorts i tillräcklig grad i SR 97.

Vidare påpekas liksom i bl.a. NEA:s⁽⁴⁵⁾ granskning att bedömningen av det totala miljöskyddet är bristfälligt. Man kritiserar alltså att SKB enbart betraktat strålningens effekter i form av cancerrisk hos människor och inte sett på den totala effekten. En arbetsgrupp inom den internationella strålskyddskommissionen arbetar f.n. med att utarbeta en filosofisk ram för hur strålningens effekter i miljö och natur ska integreras i riskbilden och konsekvensbedömning av den typ som SKB gör i SR 97.

7.9.2 OECD:s organ för kärnenergifrågor (NEA) granskning av SR 97

Överlag får SKB god kritik för sitt gedigna arbete med SR 97 i NEA:s granskning⁽⁴⁵⁾. Däremot ger man bl.a. förslag på förbättringar som behöver göras inom ramen för SKB:s säkerhetsanalys. NEA påpekar att en mer spårbar och tydlig känslighetsanalys och utredning om modellosäkerheter behövs. Bl.a. framför man kritik mot hur SKB tillämpat uppdelningen av pessimistiska och rimliga parametervärden i deras modell i den

probabilistiska analysen där man anser att SKB inte är tydlig eller saknar underlag för vissa av sina antaganden. Detta är nödvändigt för att man i en snar framtid ska kunna göra ett definitivt platsval. Dessutom efterlyser man liksom SSI och SKI en allmän konsekvensbedömning för natur och miljö, vilket ytterligare indikerar en opinionsmässig press på att utvidga begreppet risk till att inte enbart gälla risk för människor. En annan punkt är att man inte bedömer att det räcker med att räkna konservativt för att vara ”på den säkra sidan” i sina riskanalyser, utan mer realistiska modeller måste användas (se avsnitt 7.6.6). Man har också påtalat att SKB behöver förbättra eller tydliggöra strategin bakom valet av de scenarier man arbetat med, vilket också är i linje med de målsättningar som finns inom BIOMASS-projektet⁽³²⁾. Man kan inte validera modeller, men man kan ”invalidera” modeller, vilket även NEA påpekar.

7.10 Behovet av framtida forskning

7.10.1 Generellt

Generellt sett är biosfärmodelleringen i SKB:s säkerhetsanalys troligen den mest komplexa och detaljerade analysen hittills, även internationellt sett, trots den kritik som riktats mot att man inte haft en klart uttalad strategi vid sina scenariobeskrivningar (se avsnitt 7.9). Man har flest antal ekosystem som betraktats i biosfärmodelleringen och man har dessutom uppsättningar av platsspecifika data från tre olika orter i landet. Efter mer än 20 år av förfiningar pekar SKB:s modeller på att de mest känsliga transportvägarna till människa består i färskvattenintag via kontaminerade brunnar och uppodling av myr- och torvmark med högt innehåll av radionuklider och samtidigt höga rotupptag. Mot bakgrund av detta kan man ifrågasätta nyttan av att ytterligare

förfina modeller för mindre känsliga transportvägar med avseende på stråldos till människor, t.ex. via saltvattenekosystem, där man med säkerhet kan anta att utspädningen kommer att mildra effekterna av ett utsläpp via grundvatten, eller t.ex. via åkerjord i högkultur där rotupptagen är låga jämfört med torvmark. Man får heller inte glömma bort att den naturliga förekomsten av radium och torium ständigt ger årliga dosbidrag till människor via utsatta vattentäkter, med strålnivåer och motsvarande risker som vida överstiger myndigheternas acceptanskriterium för förvar av kärnavfall. Det naturliga dosbidraget via dricksvatten anses f.ö. vara ett betydande strålskyddsproblem (SSI). En brist som också SKB är medveten om är att man inte lyckats införliva skogsekosystem i sina biosfärmodeller på grund av dåligt mätunderlag. Den typ av naturahushållning som associeras till definitionen av kritisk grupp, innefattar en stor del produkter från skog, t.ex. svamp, bär, vilt m.m. Med erfarenhet från Tjernobylolyckan vet man att dessa produkter är känsliga led i överföringskedjan av radionuklider till människa, d.v.s. stora aktivitetsmängder av vissa radionuklider tenderar att hamna i dessa produkter per given koncentration i marken. Det är dock återigen svårt att dra alltför stora paralleller med Tjernobylolyckan, eftersom ett framtida läckage från djupförvaret till övervägande del kommer från markens djupare lager och transporteras uppåt via rotupptag och kapillär rörelse. I viss mån anser SKB att man kompenserar frånvaron av skogsmark i biosfärmodellen genom att man har räknat mycket konservativt på våt- och torvmarkens totala överföring av radionuklider.

F.n. bedrivs ett forskningsprojekt som bl.a. syftar till att validera en modell för hur radioaktivt cesium från en geologisk formation omsätts i skogsekosystemen⁽⁴⁶⁾. Man försöker koppla cesiumets beteende till omsättningen av kol i naturen, eftersom det i ett längre perspektiv är närings- och energibalansen som avgör hur ett ämne överförs från olika trofiska nivåer till människa. En önskan vore att man sedan kunde utvidga en sådan modell till att även innefatta andra radionuklider än cesium och på så sätt få in skogsekosystemet i säkerhetsanalysen för geologiskt djupförvar. Man borde sätta in

utsläppsbidragen i sin proportion genom att också räkna på vilka doser vattentäkterna skulle ge naturligt genom att berggrunden kan innehålla mycket radon.

Vid en detaljgranskning av de olika modulerna i SKB:s BIO42-paket är det slående hur konservativt man beräknat eller valt nivåer, t.ex. beträffande årlig vattenkonsumtion, årlig mjölkkonsumtion, m.m. Har acceptanskriteriet på en risk understigande 10^{-6} uppfyllts enligt beräkningsmodellen trots alla konservativt satta parametervärden, bör man också ifrågasätta värdet av förfinade modeller för framtida populationer. Det finns givetvis stora kunskapsvinster att göra med forskningsinsatser beträffande överföringskedjan av radionuklider från olika ekosystem till människa, men detta snarare tillämpat på dagens levnadsförhållanden och för situationer av akut karaktär, t.ex. vid omfattande okontrollerade utsläpp av typ Tjernobylolyckan, där det relativt snabba spridningsförloppet i nedre atmosfären kan ge höga koncentrationer av nedfall lokalt.

7.10.2 Skogsekosystem

Skogsekosystemet bör snarast beskrivas i modellform.

7.10.3 Miljöskydd

SSI och SKB ingår båda bland de kontrakterade partner inom EU:s femte ramprogram, FASSET⁽²⁰⁾, som syftar till att utarbeta en ram för strålskydd av den totala miljön, med fokus på växter och djur. Man vill identifiera organismer av särskilt intresse (target organisms) i olika europeiska ekosystem och utveckla motsvarande dosimetriska modeller som gjorts för människan. Man vill också studera vilka biologiska effekter och skador som strålning kan ge

icke-mänsklig vävnad, s.k. end-points. Tidigare har sådana studier gjorts på människor, eller på försöksdjur (främst möss) dock med syftet i förlängningen att uppskatta människans respons mot strålning. Med detta projekts målsättning ska säkerhetsanalyser och konsekvensbedömningar för den totala miljön möjliggöras och inte enbart begränsas till att gälla människor. I samband med Riodeklarationen 1992 (UNCED⁽⁴⁷⁾) fastlades ett antal allmänna miljöskyddsprinciper. Utifrån dessa vill man i FASSET bygga upp riktlinjer för konsekvensbedömning. Liknande projekt pågår också inom internationella strålskyddskommissionen, ICRP, där man vill utvidga och utveckla de riktlinjer som gjordes 1990 för människor. Viss diskussion kring denna problematik har även förts i bl.a. UNSCEAR⁽³¹⁾ och IAEA⁽⁴⁸⁾.

Appendix 1 - Lådmodeller

Sambandet mellan två lådor

I Figur 5 finns ett enkelt system av två lådor (kompartiment) illustrerade. Transporten av radionukliden D mellan de båda lådorna beskrivs matematiskt med en första ordningens differentialekvation (statiskt eller tidsvarierande) enligt följande (Ekv. 2.);

N_i = aktivitetskoncentration av radionuklid D i låda i (t.ex. ett vattendrag) [Bq m^{-3}]

N_j = aktivitetskoncentration av radionuklid D i låda j (t.ex. vattendragets bottensediment) [Bq m^{-3}]

M_i = aktivitetskoncentrationen av radionukliden D :s modernuklid M i låda i

$F_{i,j} = f_{i,j} \times N_i$ = överföringstakten av radionuklid D från låda i till låda j (t.ex. sedimentation av radionuklider i vattendraget till bottensediment) [år^{-1}]

$F_{j,i} = f_{j,i} \times N_j$ = överföringstakten i motsatt riktning från låda j till låda i (t.ex. resuspension av sedimenterade radionuklider till vattendraget) [år^{-1}]

Överföringstakten från en låda till en annan är produkten mellan överföringskoefficienten, $f_{i,j}$, och innehållet av radionukliden D i lådan från vilken en given process överför ämnet. I detta fall blir för låda j förändringen i innehållet av radionuklid D per tidsenhet följande (Ekv. 3.):

$$(dN_j/dt) = F_{i,j} - F_{j,i} = f_{i,j} \times N_i - f_{j,i} \times N_j \quad (3.)$$

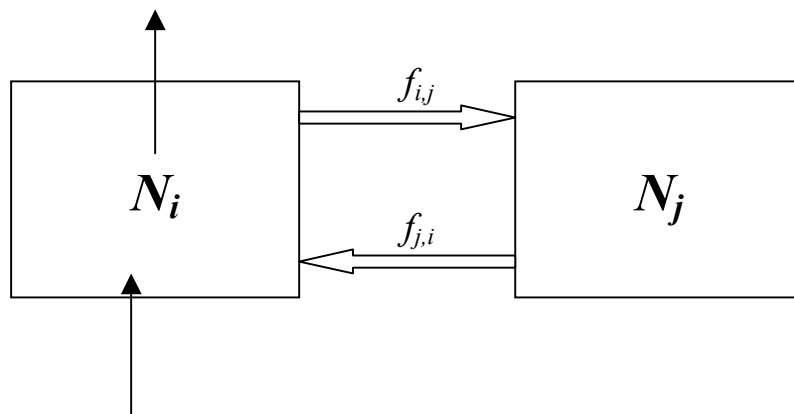
Om radionuklid D :s fysikaliska halveringstid är i samma storleksordning som dess uppehållstid i lådan/systemet eller kortare, måste man också ta hänsyn till förluster via sönderfall. Det kan även vara så att radionukliden genereras fortlöpande genom fysikaliskt sönderfall av dess modernuklid, M . Tar vi dessa två faktorer med i beräkningen får vi följande (Ekv. 4.);

$$(dN_j/dt) = F_{i,j} - F_{j,i} = f_{i,j} \times N_i - f_{j,i} \times N_j - \lambda_D \times N_i + \lambda_M \times NM_i \quad (4.)$$

där λ är sönderfallskonstanten för resp. radionuklid. Sönderfallkonstanten anger sannolikheten för hur stor del av en population radionuklider som per tidsenhet sönderfaller. NM_i motsvarar radionuklid innehållet av modernukliden M i låda i .

Figur 5

Principskiss över sambandet mellan innehåll och överföring av en radionuklid mellan två olika lådor (kompartiment) i en biosfärmodell. $f_{i,j}$ och $f_{j,i}$ är s.k. överföringskoefficienter som beskriver takten med vilket ett ämne transporteras från en låda till en annan. Värdena på f utgör parametervärden som modellkonstruktören tilldelar utifrån experimentella data eller antaganden. De lodräta pilarna beskriver nettotransportflöden till låda i från andra lådor/system.



Sambandet mellan ett system av n lådor

I ett fullständigt system av n st. lådor kan man generalisera sambanden mellan innehållet av radionuklid D i låda i och samtliga övriga lådor med följande matematiska uttryck (Ekv. 5.);

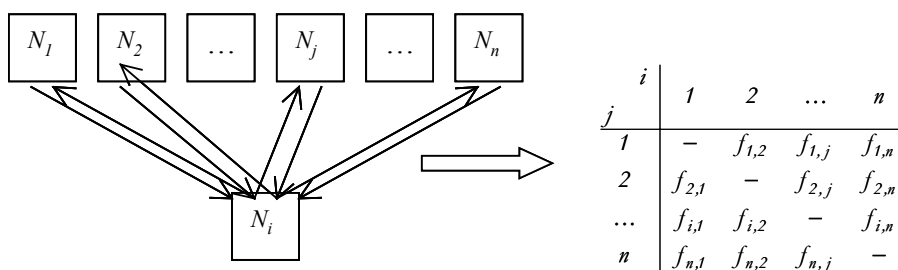
$$\frac{dN_i}{dt} = \left[\sum_{j \neq i}^n f_{j,i} N_j + \lambda_M N M_i + S_i(t) \right] - \left[\sum_{j \neq i}^n f_{i,j} N_i + \lambda_D N_i \right] \quad (5.)$$

Om det är innehållet av radionuklid D i låda i som är av intresse, måste man teckna alla överföringskoefficienter ($f_{i,j}$) med de $n-1$ övriga lådorna. Bidrag från alla lådor utom låda i självt summeras

ihop (index j varierar från 1 till n). I många fall finns ingen direkt koppling mellan vissa lådor, t.ex. är radionuklidinnehållet i ett vattendrags sedimentlager inte beroende av radionuklid-koncentrationen i betesgräs i en intilliggande hage. Överföringskoefficienterna dem emellan skulle därmed sättas till 0 i matrisen i Figur 6.

Figur 6

Principskiss över sambandet mellan ett system av n olika lådor och hur dessa lådor inklusive deras inbördes överföringar kan representeras i en matris av olika överföringskoefficienter.



Å andra sidan kan en indirekt koppling föreligga om hagen med betesgräs bevattnas med vatten från vattendraget. Det är delvis upp till modellkonstruktören att sortera och avgöra vilka samband som anses som tillräckligt betydande för att tas med i lådmodellen. Ytterligare en aspekt är uppdelningen av lådor och antalet lådor (modellstrukturen), men av beräkningstekniska skäl kan man inte ha ett obegränsat antal lådor för att komplett beskriva ett ekosystem eller en biosfär, och vissa förenklingar blir därmed oundvikliga.

I det matematiska uttrycket ovan ingår även effekten av att ämnet sönderfaller fysikaliskt under transporten och uppehållstiden i olika lådor (eller reservoarer, t.ex. vattendrag, insjö o.d.). Även den

kontinuerliga nytillkomsten av radionukliden från fysikaliskt sönderfall av modernukliden M kan vara av den storleksordningen att denna måste tas med i beräkningarna. Konstanterna λ_M är omvänt proportionell mot modernuklidens fysikaliska halveringstid.

Termen $S_i(t)$ i (5.) tar med effekten av att den betraktade radionukliden D kan överföras till en av lådorna i modellen från en "källa" eller ett system som inte har någon låda representerad i modellen. Av skäl som nämndes innan kan man inte alltid ta med hur många "lådor" som helst för att komplett beskriva ett ekosystem eller en biosfär, varför denna källterm är ett sätt att kompensera för detta.

Tidsvarierande lådmodeller

Om man med överföringskoefficienterna $f_{i,j}$ vill beskriva ett dynamiskt förlopp, dvs. ett förlopp som varierar i tiden, måste koefficienterna f också variera i tiden, d.v.s. $f_{i,j} = f_{i,j}(t)$. Med andra ord har man en *dynamisk* lådmodell. Det är också upp till modellkonstruktören att avgöra i vilka fall man kan tjäna på att teckna ett tidsvarierande samband mellan olika lådor. Om vi tar sambandet mellan överföringstakten hos en viss process som leder från låda i till j : $F_{i,j} = f_{i,j} \times N_i$ och istället skriver $F_{i,j} = f_{i,j}(t) \times N_i$ får vi ett system där överföringskoefficienterna blir tidsberoende. Detta leder till att lösningen på det system av differentialekvationer som beskriver överföringsprocesserna måste lösas med andra metoder än vad som gäller i det stationära fallet och kräver längre beräkningstider för datorprogrammen.

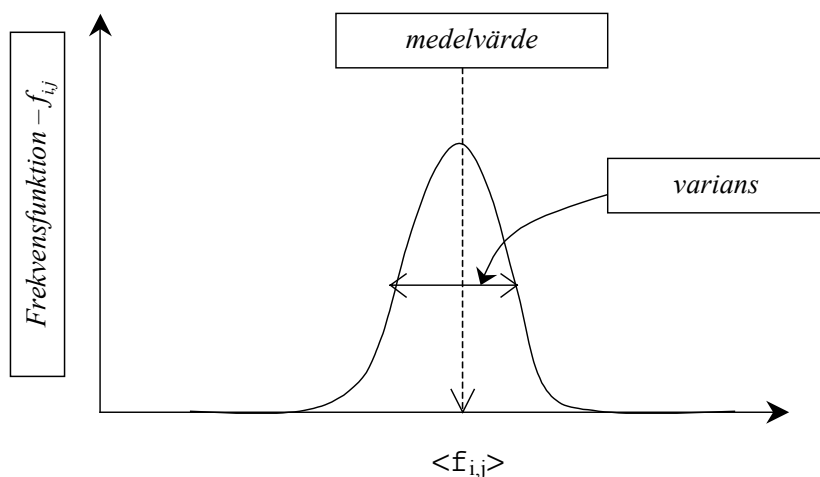
Stokastisk lådmodell

Vid stokastiska lådmodeller antar man att varje värde på överföringskoefficienterna kan variera mellan olika värden enligt t.ex. mönstret i Figur 7. Variationsmönstret betecknas som en s.k.

sannolikhetsfördelning och tar hänsyn till osäkerheten och variansen lokalt och i tiden för den betraktade överföringskoefficienten. Sannolikhetsfördelningen karakteriseras av ett medianvärde och en varians som är ett mått på spridningen eller osäkerheten i värdet på $f_{i,j}$. Med hjälp av datorprogram kan man ta med dessa osäkerheter i beräkningen och därmed också få en uppfattning om hur stor variationen kan bli i den slutligt beräknade dosen till den kritiska gruppen.

Figur 7

Exempel på en typisk sannolikhetsfördelning för en parameter – överföringskoefficient som kan användas vid stokastiska lådmodeller. Frekvensfunktionen är ett mått på sannolikheten för att parametern $f_{i,j}$ antar ett givet värde.



Faktaruta

bioturbation	Process associerad med den transport av ämnen som följer av t.ex. maskars och insekters rörelse i jordlagren.
deterministisk	Deterministisk – förutbestämd; när man talar om deterministiska strålskador avser man strålnings-effekter som man på förhand kan säga inträffar om den exponerade personen utsätts för en viss dosnivå. Erhåller en person en stråldos till ögonlinsen på mer än ca 2 gray (se Faktaruta) vet man att bestående linsgrumling kommer att uppstå. Skadan är med andra ord förutbestämd, – deterministisk.
diffusion	Slumpvis process styrd av termiska och andra fysikaliska drivkrafter som resulterar i att alla ämnen strävar efter att fördela sin koncentration jämnt över ett så stort område som möjligt.
FEP, FEP-lista	Features, Events and Possibilities, FEP, på svenska översatt till egenskaper, händelser och processer. Avser egenskaper, händelser och processer inom ett givet system som med viss sannolikhet kan förekomma. Varje enskild FEP-komponent (händelse, egenskap eller process), t.ex. att en förkastning i berggrunden uppstår efter att en glaciär drafit sig tillbaka över ett landområde, kan tillsammans med andra FEP-komponenter sättas ihop till ett scenario. T.ex. kan antas att denna förkastning sker precis i anslutning till djupförvaret, kombinerat med ogynnsamma flödesörhållanden i berggrunden som leder till snabb transport och spridning av läckande radionuklider från förvaret till biosfären. Många säkerhetsanalyser internationellt sett har utnyttjat metoden med att sätta upp listor över olika FEP-komponenter, som efter bedömning och viss utgallring p.g.a. låg

Fortsättning på
nästa sida
Fortsättning från

föregående sida	sannolikhet, kombineras till olika scenarier. Därefter beräknas konsekvensen till kritisk grupp i form av effektiv dos utifrån de sammanställda scenarierna.
gray (Gy)	Grundläggande enhet som beskriver stråldosen i joule per kg till ett medium. Oftast uttrycker man stråldosen till enskilda organ i kroppen i milligray (0.001 gray).
kollektivdos	Summan av alla individdoser inom en grupp. Gruppens storlek kan vara allt från samtliga anställda vid en kärnteknisk anläggning, till ett helt folk inom en nation, eller globalt, samtliga människor. När man talar om kollektivdos till en definierad grupp är man ute efter att få en konsekvensbedömning över vilka sena skador som man totalt kan förvänta sig för gruppen i fråga, givet att varje stråldos ger en viss men liten risk för sena skador (cancersjukdomar). Summan av de varierande individdoserna är således proportionell mot den statistiskt förväntade antal cancerfall som uppträder.
kovarians	Beskriver hur en parameter/variabel beror av en annan parameter. Exempel: Man mäter regelbundet vattenståndet i en insjö och ser hur den varierar i tiden, både över året och från år till år. Man kan då få en beskrivning över vattenståndets varians. Samtidigt mäter man nederbörden i regionen, och följer dess variation, år för år. Det kan då visa sig att variationen i insjöns vattenstånd har samma mönster som variationen i nederbörden, med viss tidsfördröjning. Man kan då tala om att vattenståndet och nederbörden är kovarianta parametrar (inbördes relaterade).

masstransport	Transport av radionuklider som sitter fästade på större partiklar som i sin tur rör sig på grund av gravitation och tryck, t.ex. i ett sedimentlager.
migration	Riktad transport av radionuklider på grund av regnvatten/nederbörd som tränger ner genom marken och medför en aktiv transport av nukliderna i djupled.
probabilistisk analys	Samlingsnamn för de typer av lådmodeller där parametrarna tillåts vara stokastiska, dvs. datorprogrammen kan simulera fram olika sannolika värden på överföringskoefficienterna utifrån de sannolikhetsfördelningar man ansatt. I en probabilistisk analys tar man också hänsyn till vilken sannolikhet det ansatta scenariot har, och väger eventuellt väger samman olika scenarier till ett viktat medelvärde för konsekvensen i form av effektiv dos till kritisk grupp.
resuspension	Frigörelse av ämnen från en beläggning i fast tillstånd till ett annat medium i gas- eller vätsketillstånd, t.ex. från mark och vegetation till luft, eller från bottensediment till havsvatten.
sievert (Sv)	Enhet för <i>effektiv</i> stråldos Det är den effektiva stråldosen som som antas vara proportionell mot risken för sena skador enligt Ekv. 1 (avsnitt 7.3.3).
stokastisk	Stokastisk – slumpmässig; en stokastisk process är en process där man inte i ett enskilt fall med säkerhet kan säga utfallet, utan där slumpen till viss del avgör. Stråldoser och risk Man kan inte med 100% säkerhet säga att t.ex. att en given stråldos kommer att resultera i sena effekter i form av t.ex. tjocktarmscancer 30 år efter exponeringstillfället. Däremot kan man säga att det
Fortsättning på nästa sida	

Fortsättning från föregående sida	<p>finns en viss sannolikhet att detta uppträder. För helkroppsbestrålning ligger denna sannolikhet på ca 7% per erhållen Sv stråldos (därav faktorn 0,073 i ekvation 1. för risk). För ett underlag om 100 exponerade individer, som vardera erhållit en dos på 1 sievert (skillnad mellan sievert och gray – se dito), ska man alltså tolka det som att cirka sju personer kan komma att drabbas av cancer med dödlig utgång på grund av exponeringen.</p> <p>Parametrar i lådmodeller</p> <p>När man talar om stokastiskt fördelade parametervärden för en biosfärmodell avses den slumpmässighet som spelar in då man vill fysikaliskt/kemisk/biologiskt bestämma en parameter. T.ex. kan man inte helt exakt bestämma fiskbeståndet i en insjö, mätmetoden är förenat med mätosäkerheter som gör att vi erhåller ett utfall med viss sannolikhet. Känner vi den sannolikhetsfördelning som styr osäkerheterna i mätprocessen (vilket man sällan gör, men som oftast kan uppskattas), samt att vi känner det medelvärde kring vilket denna fördelning är centrerad, kan man med datorprogram simulera fram olika sannolika värden på fiskbeståndet i sjön. Genom att simulera uppsättning efter uppättning av stokastiskt fördelade parametervärden i lådmodellen, kan man sedan i sin tur få en uppfattning om hur stora slumpmässiga variationer som varje parameter ger upphov till i slutresultatet (stråldos till kritisk grupp).</p>
-----------------------------------	--

Varians	Avser storheten/parameterns variation i sitt numeriska värde. Det finns olika typer av varianser; variationer av en storhet över ett geografiskt område eller i tiden, samt varians som behäftas med den mätosäkerhet som föreligger när man ska försöka bestämma värdet på storheten.
----------------	--

Referenser

En översikt över olika webbadresser till organ, myndigheter och företag relaterade till kärnenergiindustrin finns sammanställda på webbadress: <http://www.uilondon.org/sites.htm>. Det s.k. Uraniuminstitutet håller i denna förteckning (webbadress: <http://www.uilondon.org/index.htm>). Uraniuminstitutet är en internationell sammanslutning mellan olika kärnkraftsproducenter och har sitt säte i London (12th Floor, Bowater House West, 114 Knightsbridge, London SW1X 7LJ, UK).

¹ Argärde, A.C., Ericsson, A-M., Bergström, U., Sundblad, B., Comparison of two model approaches for the geosphere/ biosphere interface, In: *Reliability of radioactive transfer models*, Desmet, G. (ed.), ISBN 1-85166-266-9, Elsevier, London, 268-275 (1988).

² OECD:s organ för kärnenergifrågor, (Nuclear Energy Agency), Webbadress: <http://www.nea.fr/>, (2000).

³ Mjukvaruprogram som används av Amerikanska energidepartementet DOE, CAP88-PC, Webbadress (2000) <http://www.er.doe.gov/production/er-80/cap88/>, (2000).

⁴ Svensk kärnbränslehantering AB, Webbadress: <http://www.skb.se>, (2000).

- ⁵ SCK.CEN, Belgiens centrum för kärnenergiforskning, Mol, Webbadress: <http://www.sckcen.be/>, (2000).
- ⁶ AECL, Kanadensiska institutet för kärnenergi, (Atomic Energy Control Board), Webbadress: <http://www.aecl.ca>, (2000).
- ⁷ VTT, Statens tekniska forskningscentral i Finland, Webbadress: <http://www.vtt.fi>, (2000).
- ⁸ ANDRA, (Agence Nationale pour la gestion des Déchets RAdioactifs), Franska organet för kärnavfallshantering, Webbadress: <http://www.andra.fr>, (2000).
- ⁹ SPN, (Institut de Protection et de Sureté Nucléaire), franskt statligt expertråd för strålningsfrågor, Webbadress: <http://www.ipsn.fr/presentation.html>, (2000).
- ¹⁰ NRPB, National Radiological Protection Board, Brittiska strålskyddsinstitutet, Webbadress: <http://www.nrpb.org.uk>, (2000).
- ¹¹ CIEMAT, Spanska forskningsinstitutet för energi, omgivning och teknologi, Webbadress: <http://www.ciemat.es/>, (2000).
- ¹² ORNL, Oak Ridge National Laboratory, Amerikanskt nationellt laboratorium, Webbadress: <http://www.ornl.gov/ornlhome/about.htm> , (2000).
- ¹³ BIOMOVS II, Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories, Technical Report No. 12 , SSI, Stockholm, Sweden, (1996).
- ¹⁴ SEDSS, Sandia Environmental Decicison Support System, Sandia National Laboratories, Kontaktperson: D. P. Gallegos,

Sandia National Laboratories, P.O. Box 5800, MS-1345,
Albuquerque, NM 87185, US (2000).

¹⁵ Korhonen, R., VTT Publication 81, *Model studies of the transfer of radionuclides in the Finnish environment*, Technical Research Centre of Finland, ESPOO 1991, Thesis, (1991).

¹⁶ Nirex Ltd, Brittisk motsvarighet till svenska SKB,
Webbadress: <http://www.nirex.co.uk/>

¹⁷ International Atomic Energy Agency, *Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Exposure of critical groups*. IAEA Safety Series, No. 57, IAEA, Wien (1982).

¹⁸ SKB, SR 97 – *Djupförvar för använt kärnbränsle – Säkerheten efter förslutning*, Huvudrapport/Sammanfattning, SKB, Stockholm, (1999).

¹⁹ SSI:s författningssamling 1998:1, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, (1998).

²⁰ FASSET, Framework for Assessment of Environmental Impact, Arbetsdokument, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, (2000).

²¹ Edlund, O., Bergström, U., Hallberg, B., Karlsson, S., *A summary of biospheric research 1975-1997*, SKB Technical Report/TR-99-40, (1999).

²² Bergström, U., Edlund, O., Evans, S., Røjder, B., BIOPATH – A computer code for calculation of the turnover of nuclides in the biosphere and the resulting doses to man, Studsvik AB, Sweden, Studsvik report, STUDSVIK/NW/82-261, (1982).

²³ Bergström, U., *Dose and dose commitment calculations from groundwaterborne radioactive elements released from a repository for spent nuclear fuel*, KBS-SKBF Technical Report 83-49 (1983).

²⁴ Gardner, R.H., Røjder, B., Bergström, U., PRISM – A systematic Method for Determining the Effect of Parameter Uncertainties on Model Predictions, Studsvik report, STUDSVIK/NW-83/555, Studsvik, Sweden, (1983).

²⁵ Bergström, U., Nordlinder, S., *Uncertainties related to dose assessments for high level waste disposal*, Waste and Spent Fuel Management 32(3), 391-402 (1991).

²⁶ Bergström, U., Nordlinder, S., Aggeryd, I., *Models for dose assessments – Modules for various biosphere types*, SKB Technical Report/TR-99-14, (1999).

²⁷ BIOMOVs, *Final report 1993*, Technical Report #15, SSI, Stockholm, (1993).

²⁸ BIOMOVs II, *An overview of the BIOMOVs II study and its findings*, SSI, Stockholm, Technical Report #17, (1996).

²⁹ UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation, 1977 report to the General Assembly New York. (1977).

³⁰ UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation, 1982 report to the General Assembly New York. (1982).

³¹ UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionising radiation, 1993 report to the General Assembly New York. (1993).

³² BIOMASS, Long-term releases from solid waste disposal facilities: The Reference Biosphere Concept, BIOMASS/T1/WD01, IAEA, Vienna, (1998).

³³ NIREX Science Report, Post-Closure performance assessment – Treatment of the biosphere, Report no: S/95/002, United Kingdom Nirex Ltd, (1995).

³⁴ NIREX Science Report, Nirex Safety Assessment Research Programme - Nirex Biosphere Research: Report on current status in 1994, Report no: S/95/003, United Kingdom Nirex Ltd, (1995).

³⁵ Andersson, J., Golder Grundteknik, SR 97 - *Data and data uncertainties – Compilation of data and data uncertainties for radionuclide transport calculations*, SKB/Technical Report/TR-99-09, (1999).

³⁶ Vieno, T., Nordman, H., VTT Energy, *Safety assessment of spent nuclear fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara – TILA-99*, Posiva Oy, Helsinki, Finland, (1999).

³⁷ International Commission on Radiological Protection., ICRP 81, *Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste*, Vol. 28(4), ISSN 0146-6453, (1998).

³⁸ Kattilakoski, E., Suolanen, V., VTT Energy, *Groundwater flow analysis and dose rate estimates from releases to wells at a coastal site*, STUK-YTO-TR 169 ISBN 951-712-417-1, Helsingfors, (2000).

³⁹ U.S. Department of Energy's Carlsbad Area Office,
Webbadress: <http://www.nsc.org/ehc/wipp/facil.htm>

⁴⁰ SANDIA, Sandia National Laboratories, Statligt amerikanskt forskningsinstitut,
Webbadress: <http://www.sandia.gov/About.htm>, (2000).

⁴¹ Jong Hong-Nian, personlig kontakt, Subsystem Performance Assessment Department, Sandia National Laboratories, P.O. Box 5800, MS 0776, Albuquerque, NM 87185-0776, USA, (2000).

⁴² Hayet, M.C., personlig kontakt, ANDRA/DAI, Parc de la croix blanche, 1-7 rue J. Monnet, 92298 Chatenay-Malabry cedex, Frankrike, (2000).

⁴³ Japan Nuclear Cycle Development Institute, JNC, H12:
Project to establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, CD-ROM, Webbadress:
<http://www.jnc.go.jp/jncweb/index.htm>, (2000).

- ⁴⁴ Davis, P.A., Zach, R., Stephens, M.E., Amiro, B.D., Bird, G.A., Reid, J.A.K., Sheppard, M.I., Sheppard, S.C., Stephenson, M., *The disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: The Biosphere Model, BIORAC, for Postclosure Assessment*, AECL-10720, COG-93-10 (1993).
- ⁴⁵ NEA – SR97: *Post-closure Safety of Deep Repository for Spent Nuclear Fuel in Sweden – An International Peer Review*,
- ⁴⁶ Bergman, R., personlig kontakt, FOI, Umeå (2000).
- ⁴⁷ UNCED, United Nations Conference on Environment and Development, Agenda 21 & Other UNCED Agreements, dokumentet kan laddas ner från webbadress:
<http://www.igc.apc.org/habitat/agenda21/index.html>, (2000).
- ⁴⁸ International Atomic Energy Agency, *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*, TecDoc 332, IAEA, Wien, (1992).
- ⁴⁹ SKI:s och SSI:s gemensamma granskning av SKB:s Säkerhetsrapport 97, Granskningsrapport, SSI-rapport 2000:17, Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, (2000).

8 Kärnavfallshantering i några andra länder¹

8.1 Inledning

Detta kapitel ger en kort översikt över hur frågan om avfallshantering behandlas i ett antal utvalda länder. Tyngdpunkten ligger på högaktivt avfall och använt bränsle, men viss information rörande lågaktivt avfall (LLW) och kortlivat medelaktivt avfall (ILW) har också tagits med, eftersom ett antal frågor rörande platsval etc. i många avseenden gäller för alla typer av avfall.

Dessutom ges en översikt av aktuella aktiviteter rörande avfallshantering inom några av de stora internationella organisationerna (IAEA, OECD/NEA, EU).

För att ge tillräcklig bredd på informationen innefattar kapitlet länder med mycket olika kärnkraftpolicy och med mycket olika avfallshanteringsprogram. I presentationen ingår ett antal europeiska länder samt Kanada, Japan och USA. Några av länderna (t ex Frankrike och Japan) har ett starkt och växande kärnkraftsprogram, medan de flesta övriga har ett mer statiskt eller avtagande program, som i Sverige.

Materialet baseras på "National Profiles", en uppsättning informationsblad som framtagits av Phil Richardson, EnviroQuantSci (UK), för ett antal länder över hela världen och som uppdateras regelbundet. Därtill har många av våra kollegor utomlands hjälpt oss med material.

¹ Kapitlet har sammanställts av Phil Richardson, EnviroQuantSci, Storbritannien och Tor Leif Andersson, sekreterare i KASAM, samt översatts till svenska av Eric Hellstrand.

8.2 Kanada

8.2.1 Kärnkraftsprogram

Vid slutet av 1999 fanns 22 licensierade kraftreaktorer i Kanada, varav 14 för närvarande är i drift. En av dem ligger i Quebec, en i New Brunswick och resten i Ontario. Reaktorerna ägs och drivs av de delstatliga kraftföretagen Hydro Quebec, New Brunswick Power och Ontario Power Generation Inc. (OPG), men längre fram kommer British Energy att svara för driften av några av dem. Åtta andra reaktorer är avstängda.

8.2.2 Organisationer

Kärnkraften i Kanada regleras av Kärnsäkerhetskommisionen (Canadian Nuclear Safety Commission, CNSC), som ersatte Atomenergistyrelsen (Atomic Energy Control Board, AECB) i juni år 2000 enligt en ny kärnsäkerhetslag. CNSC är en federal myndighet, som godkänner platser för lagring av radioaktivt avfall och utfärdar riktlinjer för deponering. Atomic Energy of Canada Ltd (AECL) är ett statligt bolag med uppgift att utveckla och främja användningen av kärnkraft och att sälja CANDU-reaktorerna utomlands. CANDU är en speciell reaktortyp, som utvecklats i Kanada och som baseras på bränsle av naturligt uran och med tungt vatten som moderator och kylmedel.

Det direkta ansvaret för hanteringen av radioaktivt avfall i Kanada åvilar dem, som producerar avfallet. Delstaternas regeringar är ansvariga för en långsiktigt säker hantering av avfall från urangruvor och malmhantering, medan den federala regeringen finansierar utvecklingen av metoder för slutförvar av kärnbränsle. Kanada avser inte att upparbeta något av sitt utbrända kraftreaktorbränsle men en viss mängd högaktivt avfall kommer att genereras från upparbetning av bränsle från forskningsprojekt. Under de senaste 25 åren har kommersiellt använt bränsle lagrats i bassänger vid reaktorstationerna. Dessutom har betongbehållare för

torrförvaring av använt bränsle utnyttjats vid alla kärnkraftverken sedan 1988.

8.2.3 Hantering av kärnavfall

8.2.3.1 LLW och kortlivat ILW

I Kanada gör man åtskillnad på avfall som produceras löpande och "historiskt" sådant. Det senare härrör från tidigare gruvhantering, som till största delen har bedrivits vid Lake Ontario.

Studier av olika alternativ för ett slutförvar för det icke historiska LLW utförs av OPG med sikte på driftstart 2015. Det finns för närvarande en lagringsanläggning i drift vid en av kraftstationerna.

För att kunna identifiera en lämplig plats för deponering av "historiskt" avfall etablerades 1986 en särskild process ("Co-operative Siting Process"). En arbetsgrupp hade omfattande rådslag med allmänheten, och intresserade kommuner inbjöds att ställa upp för platsstudier. 1994 identifierades till slut två kommuner, men en av dessa drog sig strax efteråt ur projektet. Efter en positiv folkomröstning 1995 undertecknade den enda kvarvarande kommunen en principöverenskommelse, enligt vilken fortsatta insatser godkändes. Dessa stoppades dock 1996, då den federala regeringen vägrade godkänna villkoren i överenskommelsen. Förslag finns nu på ett kommersiellt projekt med deltagande av kommunen.

8.2.3.2 Använt bränsle och/eller HLW

AECLs koncept för slutförvar för Kanada innebar att använt bränsle skulle förvaras på ett djup av 500 till 1000 meter i kristalliniskt berg inom den kanadensiska skölden. (se även kapitel 3) Slutförvaret skulle enligt de ursprungliga planerna vara klart att tas i bruk 2025 och vara fyllt efter 40 år, varefter det skulle förseglas och överges. Inget platsrelaterat arbete tilläts dock förrän konceptet godkännts. Deponeringsmetoden granskades 1996-97 vid en serie offentliga utfrågningar inför en panel av experter utsedda av staten. I mars 1998 konstaterade panelen, att den tekniska utformningen av konceptet verkade tillfredsställande men att allmänhetens svaga acceptans ännu inte tillät att platsvalsprocessen startade. (se även kapitel 2 i denna rapport)

Panelen framhöll bl.a. att staten måste vidta ett antal åtgärder för att nå ett brett stöd från allmänheten. Åtgärderna gällde:

- Att utfärda ett policydokument rörande avfallshantering;
- Att starta en process som leder till att urbefolkningen kan engageras i arbetet;
 - Att bilda en ny federal enhet(NFWMA) för hantering av kärnbränsleavfall;
 - Att genomföra en offentlig granskning av AECEBs (nu CNSC) föreskrifter;
 - Att utveckla en plan för ett allsidigt deltagande av allmänheten;
 - Att utveckla en struktur för etisk och social värdering;
 - Att utveckla och jämföra olika alternativa metoder att ta hand om kärnbränsleavfall.

Det framhölls också att NFWMA skulle bildas så fort som möjligt, att det skulle finansieras enbart av dem som producerar avfallet och ha en styrelse med representanter från alla huvudintressenter. Dessutom skulle det bildas ett starkt och aktivt rådgivande organ, med representation från alla intressegrupper.

Panelen framhöll slutligen, att sökandet efter en bestämd plats för ett avfallsförvar inte skulle fortsätta, förrän åtgärderna enligt ovan givna rekommendationer genomförts och en bredare allmän acceptans erhållits för det föreslagna sättet att gå vidare.

Naturrensursdepartementet (The Ministry of Natural Resources, NRCan) avgav i december 1998 ett officiellt utlåtande på panelens rapport. Man samtyckte till att en delvis oberoende enhet skapades ("semi-independent agency", dvs. en organisation formellt knuten till regeringens departement men med stor frihet att agera självständigt i de flesta frågor), som skulle vara ansvarig för det framtida arbetet gällande hantering och förvaring av avfall. Men förslaget att allt platsarbete för ett förvar skulle skjutas på framtiden förkastades. NRCan överlät också allt ansvar för etableringen av den nya enheten till dem, som producerar och äger avfallet. De senare skall också ha full kontroll över styrelsens sammansättning.

I utlåtandet formulerades tre policymål som skulle uppfyllas:

- Kärnkraftverkens ägare inrättar en särskild fond för hantering av använt bränsle;
- Den nya enheten (NFWMA) skall regelbundet redovisa sin verksamhet för den federala regeringen;
- Ett system för federal granskning och tillsyn inrättas, som skall svara för överblick och för hanteringen av de fonderade medlen.

I NRCans utlåtande föreslogs också samråd med allmänheten under en icke specificerad period för att belysa alternativa tillvägagångssätt för att nå dessa tre mål. Man krävde också att NFWMA skulle ge sina rekommendationer inom 12 månader och i dessa inkludera sina förslag om hur allmänheten skall kunna delta i och uppmuntras att engagera sig i arbetet. Speciellt gäller detta urbefolkningen. Ett förbättrat koncept av AECL-typ skall tas fram och andra avfallshanteringsmetoder skall granskas, såsom förlängd mellanlagring, antingen vid varje reaktorstation eller vid någon central anläggning, ovan eller under jord.

Inga uppgifter finns för närvarande (november 2000) om detaljer i den nya organisationen för avfallshantering. Tidtabellen för dess

etablering kommer troligen att klarna som en följd av det nyligen avhållna federala valet. Man siktar på att ha ett förvar i drift omkring år 2035.

8.3 Finland

8.3.1 Kärnkraftprogram

Det finns två kommersiella kärnkraftverk i Finland, vart och ett med två kraftreaktorer. Det ena ligger i Lovisa och drivs av Fortum (tidigare IVO) och har två ryska 440MW VVER-reaktorer. Det andra, som har två svenskbyggda kokarreaktorer (BWR) på ca 700MW, ligger i Olkiluoto och drivs av TVO. En ansökan har nyligen lämnats till regeringen med begäran om ett Principbeslut att bygga ett femte reaktoraggregat vid något av de båda befintliga kärnkraftverken.

8.3.2 Organisationer

Det åligger de två kraftföretagen att svara för att avfallet hanteras på ett säkert sätt. De skall också ta fram ett forsknings- och utvecklingsprogram för avfallshantering och finansiera hela operationen. Målen och programmet för avfallshanteringsarbetet ställdes upp i ett regeringsbeslut 1983 och regelverket har fastställts i 1988 års kärnenergilag och förordning. Handels- och Industriministeriet (HIM) övervakar arbetena inom området liksom forsknings- och utvecklingsprogrammet. Det finansierar också forskning för att bibehålla oberoende expertis. Strålsäkerhetscentralen (STUK) svarar för föreskrifter för och övervakning av säkerheten vid kärnkraftanläggningarna. STUK svarar också för granskning och värdering av planer och arbeten gällande avfallshantering. Anläggningar måste licensieras av regeringen. HIM fastlägger varje år de avgifter, som kraftföretagen

måste betala till en regeringskontrollerad kärnavfallsfond, som skapats för att täcka framtida kostnader för avfallshantering.

Tidigare hade de två företagen olika strategier för hanteringen av använt bränsle. Bränsle från Lovisa sändes tillbaka till Ryssland för lagring och upparbetning, medan det i Olkiluoto mellanlagras i en bassänganläggning. Efter Sovjetunionens upplösning har tillvägagångssättet för Lovisa-bränslets del ändrats. En ändring i kärnenergilagen gjordes år 1994, enligt vilket inget använt bränsle skulle kunna exporteras efter 1996. IVO och TVO bildade ett gemensamt bolag, Posiva, med uppgift att svara för allt arbete med slutförvaring av använt kärnbränsle.

8.3.3 Hantering av kärnavfall

Avfallsklassificeringen i Finland skiljer mellan låg- och medelaktivt avfall och använt bränsle. Det senare skall inte upparbetas.

8.3.3.1 LLW och kortlivat ILW

Båda kraftföretagen har - vid reaktorstationerna - byggt berg-rumsförvar med vertikala silos och horisontella tunnlar. Dessa togs i bruk 1992 respektive 1998.

8.3.3.2 Använt bränsle och långlivat ILW

Som en följd av ett Principbeslut 1983 i regeringen, som bekräftades formellt 1988 då kärnenergilagen och förordningen antogs, beslöt HIM 1991 att djupförvar är den metod, som skall väljas för använt bränsle.

Enligt det senaste förslaget i ”TILA-99 Säkerhetsanalys”, som publicerades 1999, förordas ett förvar enligt ett deponeringskoncept som liknar KBS-3 i Sverige. Förvaret skall förläggas på ett djup av 400 till 700 meter. Slutligt djup bestäms av förhållandena på den valda platsen.

Posiva föreslår, att den slutgiltiga utformningen av förvaret vid den valda platsen inte fastställs före byggstarten. Detta skulle ge en viss möjlighet att i konstruktionsarbetet ta hänsyn till de verkliga geologiska förhållandena, samtidigt som man accepterar att vissa förvaringshål kan komma att hamna där förhållandena är mindre lämpliga.

Kostnaden för slutförvaringen av det använda kärnbränslet uppskattas till ca 5000 miljoner finska mark (ca 7500 miljoner svenska kronor).

En lista på 85 möjliga förläggningsplatser gjordes upp mellan åren 1983 och 1985. Från denna lista har fem platser valts ut för fortsatta studier. Ytbaserade undersökningar gjordes under 1987-92 på alla fem platserna och omfattade fem djupa borrhål (500-1000 meter) samt geofysiska undersökningar vid var och en av dem. Målet för undersökningsfasen skulle enligt regeringen vara att avsluta preliminära platsundersökningar vid slutet av 1992 och att välja två eller tre platser för fortsatta undersökningar. De tekniska planerna skulle vidare uppdateras vid slutet av 1992. Som en följd därav valdes i december 1992 följande tre platser för fortsatta undersökningar: Olkiluoto (nära kärnkraftverket) i Euraåminne, Romuvaara i Kuhmo och Kivetty i Äänekoski.

Förutom på dessa platser utförde Posiva 1997 noggranna undersökningar på ön Hästholmen nära kärnkraftverket vid Lovisa. Fyra borrhål, vart och ett 1000 meter djupt, borrades. Vidare genomfördes ett omfattande hydrogeologiskt provprogram.

I januari 1998 inkom Posiva med ett miljökonsekvensbeskrivningsprogram till HIM, och det publicerades samtidigt för granskning och kommentar. Det sändes också till svenska, estniska och ryska myndigheter enligt kraven i Esbo-konventionen.

Efter offentlig granskning vid ett antal tillfällen under våren 1998 redovisade HIM sina kommentarer rörande programmet till Posiva i juni 1998. HIM krävde kompletterande insatser för att uppskatta den radiologiska säkerhetsrisken för ett nollalternativ. Dessutom krävdes att återtagbarhet skulle undersökas liksom ett antal alternativa deponeringsmetoder, bl.a. horisontell deponering, hydraulisk bur och djupa borrhål. Posiva publicerade den slutgiltiga miljökonsekvensbeskrivningen den 26 maj 1999 och har därefter hos regeringen ansökt om ett Principbeslut.

En internationell panel utsågs av STUK att granska säkerhetsanalysen i Posivas ansökan om Principbeslut. Panelen avgav sin rapport hösten 1999, och enligt denna rekommenderas STUK bl.a. att genomföra ytterligare ett antal granskningsprojekt efter det att regeringen fattat sitt Principbeslut. Rekommendationen omfattade:

- Granskning av Posivas platsundersökningsprogram, innan schaktningsarbeten påbörjas;
- Granskning av Posivas föreslagna program för experimentella underjordsundersökningar
- Regelbunden granskning (vart 3-4 år) av Posivas FoU-program och de däri uppnådda resultaten (så som även sker i Sverige);
- Granskning av Posivas preliminära säkerhetsanalyser;
- Tillämpning av viktiga delar av rekommendationerna från oberoende granskningar för att öka allmänhetens förtroende för verksamheten.

STUK utfärdade i januari 2000 en egen rapport baserad på panelens granskning och i denna stöddes Posivas önskan att fortsätta med sina förslag för Olkiluoto. Enligt lagen krävs kommunens medgivande för att man skall få bygga ett slutförvar. Därför hölls en omröstning i kommunfullmäktige i januari 2000. Utfallet blev 20 röster för och 7 emot en anläggning där.

Allt granskningsmaterial och ministeriets sammanfattning blev tillgängligt för allmänheten våren 2000.

Principbeslutet har fördröjts flera månader på grund av att två personer anfört juridiska besvär. Frågan gällde i båda fallen om den process, genom vilken området förklarats lämpligt, varit lagligt korrekt. Besvären underkändes tidigt i juni och senare, i november, också i förvaltningsdomstolen i Åbo, dit frågan förts vidare.

Principbeslut angående slutförvaret togs av regeringen sent i december 2000 och man räknar nu med att riksdagen fattar sitt beslut på under våren 2001.

8.4 Frankrike

8.4.1 Kärnkraftprogram

Vid slutet av 1999 fanns 58 kraftreaktorer vid 29 platser i Frankrike och en kommersiell upparbetningsanläggning vid den norra kusten av Cap de la Hague.

8.4.2 Organisationer

Enligt en lag, som antogs 1975, måste den, som producerar radioaktivt avfall, på egen bekostnad svara för dess omhändertagande med hjälp av en organisation, som godkänts av myndigheterna. För detta ändamål skapade regeringen 1979 en särskild organisation, ANDRA inom Atomenergikommissionen (CEA). Denna ansvarar för konstruktion, uppförande och drift av förvarsanläggningar liksom för alla undersökningar, som krävs för detta. Byrån skall också verka för att de, som producerar avfallet, följer uppställda specifikationer för hantering av avfall före deponering.

ANDRA finansieras av de företag, som producerar avfallet, speciellt Electricité de France (EdF), CEA och bränslecykelföretag som COGEMA, som driver upparbetningsanläggningen. Deras

verksamhet granskas av säkerhetsmyndigheter, som rapporterar till industri- och hälsodepartementen samt några andra departement. I synnerhet Kärnkraftinspektionen (CSNI) spelar därvid en viktig roll. ANDRA har för närvarande inte ansvar för att ta hand om allt radioaktivt avfall, speciellt inte det som härrör från uppberedningsanläggningar eller material från försvarsrelaterat arbete. I en rapport 1999 från en parlamentarisk rådgivande grupp framförde dock en medlem, att ANDRA skulle ges sådant ansvar så snart som möjligt.

CSNI får tekniskt stöd från en särskild expertgrupp liksom från "Institutet för Kärnkraftsäkerhet och Skydd" (IPSN). Berörda departement överlämnar regelbundet rapporter om studier inom avfallshanteringsområdet till "Rådet för Kärnsäkerhet och Information", som består av ledande forskare, representanter från industri och fackföreningar liksom från miljöskyddsrelser och media. Man planerar att skapa en mer oberoende myndighet, men det lagförslag, som krävs för detta, har ännu inte lagts fram i parlamentet.

8.4.3 Hantering av kärnavfall

Radioaktivt avfall uppdelas i Frankrike i två kategorier – kortlivat (A-avfall) och långlivat - beroende på hur lång tid, som det innebär en risk. Långlivat avfall benämns också B-avfall (motsvarande långlivat ILW i andra länder) resp. C-avfall (motsvarande HLW) och använt bränsle. Det senare upparbetas till största delen.

8.4.3.1 LLW och kortlivat ILW(A-avfall)

Dessa avfallskategorier deponeras i en ytnära anläggning i drift i nordöstra Frankrike.

8.4.3.2 Använt bränsle och/eller HLW (B- och C-avfall)

För närvarande avser man att upparbeta allt använt bränsle. Det erhållna låg- och medelaktiva avfallet (B-avfall), högaktivt förglasat avfall och fissionsproduktsavfall (C-avfall) samt använt bränsle som ej upparbetats skall deponeras i ett djupförvar efter mellanlagring på plats. Emellertid framhölls 1998 i en opublicerad rapport till regeringen, att den framtida strategin måste ta hänsyn till att så mycket som en tredjedel av i Frankrike producerat använt bränsle sannolikt inte, som tidigare förutsatts, kommer att upparbetas. Det föreslås också, att Frankrike omedelbart skall försöka återsända till ursprungsländerna en del av det förråd av plutonium, som erhållits vid upparbetning av deras bränsle.

Man har ännu inte valt någon plats för en anläggning - ICE (Installation Centrale d'Entreposage) - för långtidsmellanlagring av använt bränsle. Det är troligt att anläggningen blir av bassängtyp, liknande CLAB.

För utvecklingen av ett djupförvar valdes först fyra områden för studier med lera, granit, skiffer respektive salt som geologiskt medium. Fyra års studier, mellan 1987 och 1990, planerades. En plats skulle sedan väljas, ett underjordiskt laboratorium byggas och fortsatt arbete bedrivs 1991-1995. Byggandet av djupförvaret skulle därefter börja 1997. Allt arbete stoppades emellertid på samtliga fyra platser på grund av ett intensivt motstånd från allmänheten. Avfallslagen kompletterades i december 1991 och ANDRA blev under denna ett publicserviceföretag underställt miljö- och industridepartementen och frikopplades organisationsmässigt från Atomenergikommissionen. Denna åtgärd vidtog för att påvisa organisationens oberoende och nå ökad klarhet och öppenhet.

Lagen No. 91-1381 definierade klart de huvudområden, inom vilka ANDRA skulle bedriva forskning. Dessa är:

- Separation och transmutation;
- Avfallsinneslutning och effekter av långtidslagring av avfall ovan jord;

- Utveckling av åtminstone två underjordslaboratorier på platser med olika geologi. Platsval skall ske först efter konsultation lokalt och med deltagande från allmänheten.

Lagen specificerade, att utpekandet av en plats för ett laboratorium, krävde offentlig utfrågning och ett godkännande från regeringens sida. Platsen skulle vidare inte kunna föreslås för ett potentiellt slutförvar inom 15 år efter det att lagen trätt i kraft, och även då skulle det krävas en offentlig granskning och en tillståndsprocess. Vidare stipulerades, att ministrarna skulle hålla parlamentet löpande informerat om framstegen, och att ANDRA skulle framlägga en slutlig statusrapport 2005. Ett förslag till lokalisering av ett förvar skulle sedan följa 2006.

Ett ytterligare tillägg till lagen offentliggjordes tidigt 1998 för att möjliggöra finansiering av en fjärde forskningslinje. Denna insats gäller undersökning av möjligheten att långtidslagra avfall.

För att följa framstegen inom forskningen på dessa områden och för att kunna rapportera till parlamentet föreskrev lagen etablering av en nationell utvärderingskommission (CNE). Denna håller regelbundna utfrågningar inom de viktigaste ämnesområdena. ANDRA m.fl. kompletterar med föredragningar enligt önskemål. Rapporter ges årligen till regeringen, och de granskas av en parlamentarisk kommission för utvärdering av vetenskapliga och tekniska alternativ (OPECST). CNE är också ansvarigt för uppläggning och leverans av den kompletta rapporten över slutförvarsprojektet. Denna skall vara färdig år 2005.

CNE består av 12 personer, varav sex är kvalificerade experter, utsedda av OPECST. Av dessa skall åtminstone två skall vara från utlandet (för närvarande från Sverige och Spanien). Två experter utses av regeringen och fyra av den franska vetenskapsakademien.

CNE gav 1998 ut en rapport, vari stora ändringar föreslogs i den franska deponeringsstrategin, innebärande bl.a. separering av stora volymer icke värmealstrande B-avfall från HLW. Detta B-avfall skulle placeras i djupförvar, eftersom det betraktas som ett avfall som sannolikt aldrig kommer att användas till något. Värmeproduktionen i HLW avtar efter lång tids lagring. Sådant

avfall, möjligen i vätskeform (alltså ej förglasat), skulle efter cirka 50 års ytlagring, kunna placeras i förråd strax under markytan med kontinuerlig övervakning med mätinstrument och med garanterad återtagbarhet. Båda dessa lagringsperioder skulle kunna möjliggöra återanvändning av avfallet, om framtida ny teknik skulle möjliggöra detta. Använt bränsle skulle kunna förvaras på återtagbart sätt i ytnära förråd eller på marknivå.

CEA började 1998 arbetet på projekt ETLD (långtidsmellanlagring). Avsikten är att undersöka ett antal olika koncept, från marknära som vid CLAB, till djupare förlagda men via tunnlar tillgängliga anläggningar, så som föreslagits i Schweiz. Torr-förvaring på marknivå vid reaktorstationerna utesluts inte heller.

Tio koncept skall bli föremål för detaljerade tekniska och ekonomiska studier mellan åren 2002 och 2006 för att möjliggöra en fullständig jämförelse mellan dem och det ursprungliga djupdeponeringskonceptet. Tidplanen, som fastställdes i 1991 års lag, skall följas. Det föreläggs också CEA att undersöka möjligheten att placera en lagringsläggning i underjordiska berggrum av märtelsten i Garddepartementet, trots att detta område tidigare uteslutits för lokalisering av ett djupförlagt laboratorium (jmf nedan).

Genom 1991 års lag skapades en ny befattning, "Medlare", för att förenkla val av plats för och utvecklingen av underjordiska laboratorier. Parlamentsledamoten Christian Bataille förordnades till innehavare av befattningen 1992. Han fick fullmakt att använda upp till 60 millioner francs (ca 80 miljoner kronor) per år för stöd till kommuner, som ställde sig positiva till fortsatta undersökningar. Han skulle rådgöra med valda politiker, med allmänheten och med lokala miljöorganisationer. I december 1993 framlade han en rapport, vari fyra områden utpekades för fortsatta studier, därav tre med sedimentär berggrund och en med kristallinisk. Därefter meddelade ANDRA 1994, att ett antal platser hade identifierats som lämpliga och en av dem gränsade till två av de förut utpekade områdena. Detaljerade platsundersökningar påbörjades detta år och totalt 15 hål borrades till ett djup av upp till 1100m på tre olika platser.

Sedan borrhningarna avslutats, hölls möten med offentlig utfrågning mellan februari och maj 1997. Regeringen gav i december 1998 ANDRA tillstånd att bygga ett underjordiskt laboratorium i en lerformation under en av de valda platserna, den vid Bure i nordöstra Frankrike. Samtidigt föll av geologiska skäl två andra platser bort, en med mägersten-berggrund nära Marcoule i departementet Gard och en med granitberggrund i Vienne. Enligt ett utslag i augusti 1999 licensierades konstruktion och drift vid Bure fram till år 2006. Regeringen gav emellertid också ANDRA i uppdrag att söka fler platskandidater med granitberggrund före år 2002. Trots att man undersökte 20 sådana områden i Bretagne och Centralmassivet avslutades projektet i juni 2000, inte minst på grund av alltför stort motstånd från allmänhetens sida på samtliga platser.

Utgrävningen för det första schaktet började tidigt i september 2000. Ett antal borrhål för geotekniska, hydrogeologiska och andra undersökningar har borrats och instrumenterats, så att inverkan på berget på grund av arbetena med schaktet kan studeras. Ett antal geofysiska mätningar skall genomföras, allteftersom arbetet fortsätter, och korreleras till mätningar, som genomfördes sent 1999 vid markytan. Ett antal undersökningsutrymmen skall etableras på olika nivåer, allteftersom schaktet blir djupare. Några skall också placeras i leran vid botten av det potentiella djupförvaret.

8.5 Tyskland

8.5.1 Kärnkraftprogram

I april 2000 fanns 19 reaktorer i bruk i Tyskland. Ingen av dem ligger i det forna Östtyskland (DDR) efter stängningen av kärnkraftreaktorn i Rheinsberg 1990 och av de fyra reaktorerna som var i drift (och en femte under byggnad) i Greifswald.

Det socialdemokratiska partiet (SPD) och miljöpartiet i koalition kom i oktober 1998 överens om en utfasning av kärnkraften i Tyskland. Efter långa överläggningar signerades i juni 2000 en överenskommelse ("Juni 2000-överenskommelsen"), mellan regeringen och kraftföretagen om kärnkraftspolicyn. Enligt denna skall alla reaktorer stängas vid slutet av sin förväntade livslängd. Genererad elkraft från vart och ett av kraftföretagen skall maximeras, vilket innebär att nya, effektivare reaktorer kan tillåtas förlänga sin drifttid samtidigt som mindre effektiva stängs. Den elproduktion som man enats om motsvarar en drifttid på ca 32 år. Inga nya uppdragskontrakt får tecknas, och efter den 1 juli 2005 skall allt använt bränsle direktdeponeras. Endast uppdragskontrakt fram till den tidpunkten kommer att fullföljas.

8.5.2 Organisationer

När den federala strålskyddsmyndigheten (BfS) inrättades år 1989, tog den över ansvaret för en säker deponering av alla slag av radioaktivt avfall från det federala institutet för vetenskap och teknologi (PTB). Ett särskilt företag (Bolaget för byggande och drift av avfallsförvar, DBE), hade tidigare bildats med uppgift att vara den "tredje part" (entreprenör) som skulle verkställa de uppgifter som den åläggs av BfS. BfS sorterar under det federala departementet för miljö, naturskydd och reaktorsäkerhet" (BMU). Forskning bedrivs i samarbete med det federala departementet för

forskning och teknologi”(BMFT) och med det federala ekonomidepartementet (BMWi).

En ny förordning för strålskydd (StrlSchV) har tagits fram av BMU och granskas för närvarande. Avsikten är att få det tyska regelverket att bättre harmoniera med EU-direktiven. Tillåten dosrat för radiologiskt arbete sänks därmed från 50mSv/år till 20mSv/år med något undantag.

Enligt kärnenergilagen svarar delstatsregeringarna för all licensiering. Tidigare var avsikten att allt använt bränsle skulle upparbetas. Ett tillägg gjordes 1994, varigenom också direktdeponering av använt bränsle tillåts. Några kraftföretag har redan annullerat upparbetningsoptioner efter år 2000.

8.5.3 Hantering av kärnavfall

Eftersom allt avfall oberoende av kategori planeras bli deponerat i djupförvar, delas avfallet i huvudsak upp i endast två kategorier, nämligen värmealstrande och icke-värmealstrande. Enligt överenskommelsen mellan koalitionspartierna år 1998 räcker det med ett enda geologiskt förvar för att deponera alla slagen av radioaktivt avfall. Detta kommer att bli förlagt i berg av ännu inte definierat slag och på plats som ännu inte formellt identifierats. Detta påverkar naturligtvis allvarligt det utvecklingsprogram rörande förvar som redan pågår.

8.5.3.1 LLW och ILW(icke-värmealstrande)

Fram till nyligen togs icke-värmealstrande avfall (med alfaaktivitet upp till 4.0×10^8 Bq/m³) omhand vid ERAM-anläggningen (Endlager für Radioaktive Abfälle, Morsleben), vid Bartensleben-saltgruvan. Anläggningen togs i drift 1971 och fick sitt senaste drifttillstånd år 1986 av myndigheterna i det forna DDR. Tillståndet skulle ha gällt till den 30 juni 2000. Enligt ett domstolsutslag i delstaten Sachsen-Anhalt i september 1998 måste BfS omedelbart

avbryta vidare deponering av avfall i det s.k. östra förvarsområdet i Morsleben förvaret. För närvarande arbetar BfS med tillståndsansökan för att få försluta ERAM, med särskild tonvikt på vidareutveckling av återfyllnads- och förslutningstekniken.

En licensansökan för ett nytt djupförvar för icke-värmealstrande låg- och medelaktivt avfall (LLW/ILW) vid den nedlagda Schacht Konrad järngruvan nära Salzgitter i Niedersachsen togs fram redan 1982. Efter den längsta offentliga utfrågningen i tysk historia - mellan september 1992 och mars 1993 - fortsatte den niedersachsiska delstatsregeringen (som på den tiden leddes av den nuvarande förbundskanslern) att vägra ge tillstånd till en anläggning, tvärt emot de federala myndigheternas önskan. Enligt "Juni 2000-överenskommelsen" skall de ansvariga myndigheterna slutföra licensärendet för Schacht Konrad i enlighet med gällande författningar. BfS har dragit tillbaka sin ansökan om omedelbart ikraftträdande av tillståndet, för att därigenom ge en domstol möjlighet att granska frågan.

8.5.3.2 Använt bränsle och/eller HLW(värmealstrande)

Före 1994 års ändring i kärnenergilagen var upparbetning det enda alternativet att ta hand om använt bränsle. Upparbetningen skedde i Frankrike eller i England. Planerna på att etablera en upparbetningsanläggning i Wackersdorf skrinlades 1989 på grund av en intensiv, ibland våldsam, opposition.

Hemtransport från utlandet av befintligt förglasat högaktivt avfall (HLW) påbörjades i maj 1996, efter det att ett mellanlager i Gorleben i Niedersachsen tidigt i juni 1995 godkänkts för detta ändamål. En andra transport i mars 1997 involverade tusentals poliser i ett massivt säkerhetsuppååd. Ett mellanlager för använt bränsle har också byggts i Ahaus nära gränsen mot Holland. Även transporter dit från tyska reaktorer har mötts av våldsamma protester. Enligt Koalitionsöverenskommelsen 1998 och Juni 2000-överenskommelsen skall transporterna minskas drastiskt, vilket

klaras tack vare att det finns mellanlagringskapacitet på plats vid eller i närheten av kärnkraftverken.

Tills nyligen förutsattes, att Tyskland skulle utveckla ett djupförvar för HLW (och möjligen också för använt bränsle) i en lämplig saltformation. Enligt ”Juni 2000-överenskommelsen” kommer emellertid hela deponeringsproblemet att granskas på nytt. Man föredrar visserligen djupförvarsmetoden, men fler slags berg måste undersökas, innan något beslut om lokalisering tas.

Ursprungligen (1979) valdes saltdomen i Gorleben som enda kandidatplats för deponering av alla slag av radioaktivt avfall. Undersökningarna skulle ursprungligen vara avslutade under 1997, men – eftersom förseningar har inträffat – väntades de inte bli avslutade förrän 2003. I enlighet med ”Juni 2000-överenskommelsen” upphörde dock allt underjordsarbete i Gorleben i september 2000. Det i anläggningen installerade mätsystemet för övervakning kommer dock även fortsättningsvis att användas och underhållas. Någon ny verksamhet kommer inte att påbörjas förrän tidigast om 2-3 år; eventuellt kan det dröja ända upp till 10 år.

Allteftersom det blev klart att fler potentiella förvarsplatser med annan berggrund måste undersökas, bildade BMU i februari 1999 en ny kommitté, AKEND, med uppgift att ta fram en ny procedur för platsval. Tidsmässigt siktar kommittén på att kunna rapportera resultat och rekommendationer till regeringen år 2002. Man föreställer sig ett program i tre faser för att få till stånd en ny procedur för lokalisering. Programmet omfattar utveckling av en procedur för själva platsvalet med tillhörande kriterier, en politiskt och laglig etablering av tillvägagångssättet samt själva implementeringen.

Till en början försöker man att komma överens om ett antal kriterier för platsval och att tillämpa dessa, när man skall göra upp en lista på potentiellt lämpliga områden. Arbetet skall inom 12-18 månader leda till nominering av platser. Allmänhetens deltagande är avgörande för att AKEND-kommittén skall lyckas, och en särskild underkommitté har skapats för att ta hand om den frågan. Detaljer i kommitténs arbete skall göras tillgängliga för allmänheten via en särskild websida på Internet och genom en serie

årliga seminarier (workshops). Det första av dessa seminarier hölls i Kassel i september 2000.

8.6 Japan

8.6.1 Kärnkraftsprogram

Japan har för närvarande 51 reaktorer i drift och de ägs av Japan Atomic Power Company och nio andra oberoende elektricitetsföretag. Den enda bldreaktorn i landet, experimentreaktorn i Monju, är för närvarande avstängd på grund av en olycka i december 1995, som bl.a. ledde till kylmedelsförlust (natrium). Fyra andra reaktorer är under uppförande (november 2000), en av dem vid en plats utan tidigare kärnkraftverk. Därtill planeras för närvarande ytterligare fyra nya reaktorer byggas.

8.6.2 Organisationer

Atomenergikommissionen (AEC) och kärnkraftsäkerhetskommisionen (NSC) bestämmer riktlinjerna för hanteringen av radioaktivt avfall. AEC svarar för planering och för den grundläggande policyn, medan NSC är ansvarigt för säkerhetskriterier och föreskrifter.

Ministeriet för ekonomi, handel och industri (METI) och Ministeriet för utbildning, kultur, sport, vetenskap och teknologi (MEXT) utfärdar tillstånd för kärnavfallshantering och deponering enligt "Lag för reglering av hantering av kärnämne, kärnbränsle och reaktorer". För HLW har en ny lag nyligen (våren 2000) utfärdats: "Särskild lag för slutdeponering av radioaktivt avfall". Den senare inkluderar krav på att en plan för slutförvaring skall presenteras vart femte år, med en total revidering vart tionde år. *(Som en följd av en omfattande omorganisation av den japanska administrationen i januari 2001 har det tidigare Ministeriet för internationell handel och industri (MITI) och rådet för vetenskap och teknik (STA)*

upphört och dess funktioner finns nu med i METI och MEXT, respektive.)

Ett institut (JNC), ansvarar för insatserna på avancerade reaktorer och bränslecykelteknologi samt för forskning och utveckling rörande deponering av HLW. Denna organisation ersatte 1998 den större enheten, "Kärnkrafts- och Kärnbränsleutvecklingsbolaget" (PNC), som delades upp efter ett antal incidenter vid flera av dess anläggningar.

8.6.3 Hantering av kärnavfall

I det gällande japanska programmet ingår upparbetning av använt bränsle samt användning av plutonium och anriktat uran, inklusive utveckling av teknik för blandoxid- (MOX) bränsletillverkning. Tidigare har använt bränsle upparbetats utomlands, även om en experimentanläggning för upparbetning var igång vid PNC's Tokai-anläggningar fram till mars 1997, då det inträffade en explosion där och eld bröt ut. Anläggningen återstartades i november 2000.

En upparbetningsanläggning i kommersiell skala har varit under uppbyggnad sedan 1993 i Rokkasho, i Aomori-prefekturen, där det också finns ett LLW-förvar i drift och ett lager för återbekommet HLW (från upparbetning utomlands). Japansk Kärnbränsleservice Ltd. (JNFL) driver båda dessa anläggningar.

8.6.3.1 LLW och kortlivat ILW

Dessa typer av avfall deponeras i ett ytnära förvar i Rokkasho i Aomori-prefekturen. Anläggningen togs i bruk i december 1992. Förvaret samlokaliseras med den ovan nämnda upparbetningsanläggningen, som beräknas kunna starta under 2005.

8.6.3.2 Använt bränsle och/eller HLW

AEC angav i 1994 års långtidsplan ”någon gång under 2030-talet eller senast omkring 2045” som den tidpunkt, då en avfallsförvaringsanläggning skulle kunna få driftstillstånd och tas i bruk. Denna uppskattning baserades på utvecklingen av det japanska kärnenergiprogrammet under 1990-talet och de behov av hanteringssystem för använt kärnbränsle som man då kunde förutse. Samma tidsram upprepas i en nyligen genomförd säkerhetsgranskning och i utkastet till en ny långtidsplan, som för närvarande är under behandling.

I 1994 års långtidsplan upprepades en tidigare framförd plan på att omkring år 2000 skapa en särskild organisation, som skulle genomföra deponeringsprogrammet. I överensstämmelse med detta och med den nya avfallslagen ansökte de japanska kraftbolagen hos regeringen i oktober 2000 om tillstånd att bygga upp en sådan enhet. Regeringen godkände detta omgående och ”Organisationen för kärnavfallshantering” (NUMO) bildades i oktober 2000, med säte i Tokyo.

Man räknar med att ett antal lokaliseringalternativ kommer att undersökas med början år 2001. Ett antal platser för preliminära platsundersökningar kommer att väljas ut under 2004 och ett fåtal platser kommer sedan - ca år 2010 - att väljas ut för detaljundersökningar. Omkring år 2025 räknar man med att kunna bestämma den slutliga lokaliseringen

I augusti 1989 bestämdes att ett underjordiskt berglaboratorium skulle byggas vid den nedlagda Kamaishi-gruvan (järn/koppar) i Iwate-prefekturerna, trots en stark lokal opposition, som fördröjde projektstarten. Under fas 2 av projektet, som pågick till 1998, avsåg man att skaffa sig en förståelse för hur grundvattnet rör sig i området. Denna fas skulle också inkludera studier av effekten av jordbävningar på en underjordisk anläggning. Arbetena avslutades i mars 1998, när avtalet med den berörda kommunen gick ut.

Ett ca 150 meter djupt experimentschakt i en uranhaltig sandstensformation som täcker en kristallinisk berggrund har också

använts sedan 1986 i Tono-området i Gifu-prefekturen i centrala Japan.

Tillstånd att bygga en ny underjordisk anläggning i Mizunami inom samma område gavs i december 1995. Ytbaserade undersökningar började sent under 1997 och planeras pågå i upp till fem år. Själva byggnationen av underjordslaboratoriet skall börja i oktober 2002 och kommer att pågå i minst åtta år. Experimentutrymmen kommer att skapas i granit på ca 1000 meters djup, och anläggningen är avsedd att användas i upp till 20 år. Den kommer att ta över Kamaishis roll som den viktigaste platsen för forskning på kristalliniskt berg och liksom den anläggningen har den betecknats som en anläggning enbart för forskning.

Efter många års diskussioner mellan JNC, Hokkaido-prefekturen och Horonobe stad, träffade dessa tre parter i november 2000 en överenskommelse om ett underjordiskt laboratorium i Horonobe, under förutsättning att det inte skall användas för radioaktivt material. Ett detaljerat forskningsprogram håller på att utarbetas och undersökningsborrningar kommer att påbörjas inom kort. Det underjordiska laboratoriet i Honorobe är tänkt att bli ett centrum för forskning på sedimentärta bergarter, medan Mizunami har motsvarande roll vad gäller granit.

8.7 Ryssland

8.7.1 Kärnkraftprogram

Vid slutet av 1999 fanns 29 kraftreaktorer i drift i Ryssland, fördelade på nio kraftverk. 15 av dessa är av RBMK-typ, 13 är VVER-reaktorer och en är en bridreaktor. Fyra reaktorer har avvecklats. Vidare har man haft hela 75 forskningsreaktorer i drift, men några av dessa är nu avstängda. Förutom kärnkraftverken finns ett antal anläggningar för uranbrytning, bränsletillverkning, upparbetning, isotop-produktion osv. Till detta kommer den militära verksamheten, som innefattar plutoniumproduktion och kärnreaktordrivna fartyg för Nordflottan vid Kolahalvön och för

Stilla Havsflottan omkring Vladivostok. Det finns vidare en kommersiell upparbetningsanläggning vid Tjeljabinsk (nu Ozersk). Byggandet av en annan anläggning i Krasnojarsk (nu Zheleznogorsk) pågick fram till helt nyligen men har nu upphört. Det finns också ett antal upparbetningsanläggningar för använt bränsle från den militära verksamheten.

8.7.2 Organisationer

Tidigare var ansvaret för det radioaktiva avfallet delat på tre olika departement, nämligen

- Atomkraftministeriet (Minatom), som hade hand om avfallet från den civila verksamheten och från produktionen av kärnvapen. Det bildades 1992. Omkring 150 företag är underställda Minatom, varav 15 så kallade ”stängda städer”, där det funnits 13 plutoniumproducerande reaktorer. Några av dessa är fortfarande i drift. Rosenergoatom svarar under Minatom för driften av alla kärnkraftverk och omhändertagandet av där producerat avfall;
- Försvarsministeriet, som ansvarade för kärnavfallet från flottans fartyg;
- Ministeriet för marina transporter, som ansvarade för avfallet från kärnreaktor drivna isbrytare;
- Ministeriet för byggnads- och bostadspolitik, som driver anläggningen ”Radon” (som tar hand om låg- och medelaktivt avfall), och som ansvarade för hanteringen av det radioaktiva avfallet från industrin, sjukhusen, forskningen m.m.

Enligt ett beslut av presidenten år 1993 fick Minatom ansvaret att koordinera all avfallshantering inom de fyra ministerierna. I maj 1998 tillkännagav vidare Minatom, att det också skulle ta över ansvaret för hantering och behandling av avställda ubåtar och därmed sammanhängande marint avfall. I november 1998 tillkännagav man planer på att bilda ett nytt företag för att främja

kärnkraften och förbättra lönsamheten. Det kommer att kallas "Atomprom" och det skall ta hand om finansiella och drifttekniska frågor för alla reaktorer i Ryssland. Dessa planer har diskuterats på nytt under sommaren 2000.

"Gosatomnadzor" (GAN) är den myndighet, som reglerar verksamheten i Ryssland. Enligt kärnkraftslagen från november 1995 har denna myndighet ansvar för licensiering och inspektion av alla kärnkraftsanläggningar, även militära. Enligt lagen måste alla företag, som producerar och hanterar aktivt avfall, begära ny driftlicens. För vissa företag har dessa licenser ännu inte blivit klara.

8.7.3 Hantering av kärnavfall

8.7.3.1 LLW och kortlivat ILW

Förslag har förts fram att utveckla ett förvar för militärt LLW i ett område i norra Ryssland, där permafrost råder, och ett djupförvar för industriellt ("icke-kraftreaktor") avfall nära Moskva i salt- eller lerformationer. Man söker för närvarande inte någon plats för deponering av LLW och ILW från reaktordriften. Sådant avfall lagras för närvarande vid kraftstationerna.

8.7.3.2 Använt bränsle och/eller HLW

Ryssland planerade från början att endast upparbeta utbränt bränsle från vissa reaktortyper, nämligen VVER-440, VVER-1000, BN-350 och BN-600. Det finns inga planer på att upparbeta RBMK-bränsle. VVER-440-bränsle upparbetas i RT-1-anläggningen, som drivs av Majak-koncernen i Ozersk i södra Ural. Denna togs i drift 1948 och användes för militärt bränsle men modifierades 1976, så att också civilt bränsle kan upparbetas. Byggandet av RT-2-anläggningen i Zheleznogorsk för upparbetning av VVER-1000-bränsle avbröts 1989 och stoppades helt 1998, enligt uppgift av både tekniska och

ekonomiska skäl. Det finns nu förslag på att modifiera det första steget i anläggningarna i Ozersk för att möjliggöra behandling också av VVER-1000-bränsle. VVER-bränsle från kärnkraftverken började sändas till Zheleznogorsk i början på 1990-talet och förvaras där i bassänger. Förvaringskapaciteten beräknas vara helt utnyttjad 2005.

RBMK-bränsle förvaras tre till fem år i reaktorhallarnas bassänger och förs sedan över till särskilda mellanlagringsbassänger vid kärnkraftverken. Sådana mellanlager finns endast vid stationerna i Leningrad och Kursk, men nya byggs i Smolensk.

Vätskeformat avfall, inkluderande HLW av olika ursprung, har under många år injicerats in i djupa borrhål i Ozersk, Zheleznogorsk, Dimitrovgrad och Seversk.

IGEM (Ryska Institutet för Geologi, Malmfyndigheter, Petrografi, Mineralogi and Geokemi) har ansvaret för att ta fram en strategi för hantering och deponering av använt bränsle och HLW. Khlopin Radium Institutet i St. Petersburg har vidare fått till uppgift att utveckla ett förbättrat system för behandling av avfall från upparbetning i Zheleznogorsk (om RT-2 ev. börjar användas).

Flera olika djupdeponeringskoncept studeras för närvarande. Eftersom myndigheterna inte anser att återtågarhet är önskvärd, kan man tänka sig utnyttja såväl gruvschakt som djupa borrhål för deponeringen.

Då man liksom tidigare vill koncentrera verksamheten och lokalisera den geografiskt nära de platser, där avfallet produceras, har man fokuserat intresset på områdena kring Zheleznogorsk- och Ozersk-anläggningarna.

Khlopin Radium Institutet i St. Petersburg har utforskat platser runt Zheleznogorsk. Andra institut har studerat basalt- och granitberggrunden i den baltiska urbergsskolden. Av de åtta platser, som ursprungligen ansetts som lämpliga för vidare undersökningar, återstod 1996 två kandidatplatser. En av dessa har valts och kommer att studeras vidare under förutsättning att verksamheten kan finansieras. Detta arbete har stötts av IAEAs Expert Contact Group och medel har ställts till förfogande från PNC i Japan, DOE i USA och av myndigheter i Finland.

Arbetet vid Ozersk har finansierats av den tidigare Sovjetiska vetenskapsakademien. En plats inom anläggningsområdet valdes först och fyra hål borrades till ett djup av minst 900 meter. Avsikten är att bygga ett underjordslaboratorium för att göra experiment och in-situ karakterisering. Färiska studier visar dock, att det kan visa sig bli svårt att förlägga ett slutförvar på denna plats på grund av osäkerheter rörande tektoniska spänningsförhållanden. Arbetet på detta projekt utförs som del av ett EU-stött PHARE-program och innehåller tekniska bidrag från flera organisationer i väst. Hittills har IGEM-institutet identifierat tre möjliga deponeringszoner samtidigt som det ställt sig tveksam till den ursprungligen valda platsens lämplighet.

Hantering och deponering av använt bränsle och annat avfall från försvarsrelaterad industri, speciellt de stora mängderna från kärnreaktor drivna ubåtar, har också blivit ett stort och pressande problem. Mycket av detta avfall - i form av använt bränsle och olika sorters vätskor - förvaras under otillfredsställande förhållanden antingen vid baserna för den ryska Nordflottan på Kola-halvön runt Murmansk och Arkangelsk eller på Stilla Havsflottans baser nära Vladivostok. Vid Nordflottbaserna bedöms att upp till 48 000 bränsleelement med utbränt bränsle deponerats i lagringsanläggningar som läcker och är i dåligt skick.

Många kärnreaktor drivna ubåtar har lagts upp på land och nio av dem har intakta reaktorhärddar. Även om arbetet med att föra bort dessa återupptogs sommaren 1996, efter två års avbrott, tack vare anslag från Duman, börjar avfallsmängden växa igen. En del av avfallet förvaras öppet. Man uppskattar att ytterligare så många som 100 ubåtar behöver avvecklas inom en nära framtid.

En arbetsgrupp inom IAEA, "The Contact Expert Group", rapporterade i februari 1998, att avfallshantering i det ryska nordvästområdet var i så dåligt skick, att området borde prioriteras för globala samarbetsprojekt.

Tre alternativ har granskats: Ett nytt bassänklager, ett nytt torrlager eller renovering av de existerande bassänklagen. För ett torrlager skulle, enligt ett avtal i februari 1998, cirka 50 miljoner US dollar ställas till förfogande av Sverige, Norge, Frankrike och

Ryssland. Till detta kommer ett EU-stöd, som bekräftades i maj 1998.

USA meddelade i juli 1998, att man var beredd att betala kostnaderna för transport av använt bränsle från Vladivostok till Ozersk eftersom man var orolig för den bristande säkerheten vid de befintliga anläggningarna. Efter ett besök i Murmansk 1999 av Englands försvarsminister ställdes 5 miljoner brittiska pund omgående till förfogande för att lösa de svåraste och mest akuta problemen inom området. Efter olyckan med ubåten Kursk har denna summa ökats till 80 miljoner pund.

Gruvinstitutet på Kolahalvön har utfört ett antal studier rörande utveckling av underjordsförvar för ishavsfloTTans HLW. Ett förslag lades fram redan 1994, vari ett fyraårs program för ett djupförvar på Kola-halvön presenterades. Detta skulle vara av konventionell typ och förläggas i hårt kristalliniskt berg. En experimentanläggning skulle först byggas, men det verkar som om insatserna hittills varit små.

Det blev klart i april 1999 att ett amerikanskt företag, "Non-Proliferation Trust, Inc." (NPT) har bildats för att driva utvecklingen av ett internationellt mellanlager för använt bränsle vid Zheleznogorsk. Detta lager skulle ha en kapacitet på omkring 6000 ton uran och en livslängd på åtminstone 40 år. Vinsten från denna verksamhet skulle användas för att städa upp vid Rysslands försvarsanläggningar, för att säkra hanteringen av upp till 50 ton plutonium som finns och för att stödja de förvarsprojekt som pågår. För att detta projekt skall kunna förverkligas måste emellertid rysk lag ändras så att import av utländskt avfall kan tillåtas. Tre olika lagar, som syftar till att tillåta import av utländskt kärnavfall i framtiden, var uppe till behandling i första omgången i Duman i december 2000:

- Ang. införandet av ändringar i den federala miljöskyddslagen (Artikel 50);
- Ang. införandet av ändringar i den federala lagen om användning av kärnenergi (Artikel 64);

- Ang. särskilda ekologiska program för hjälp till radioaktivt kontaminerade områden i Ryska federationen, finansierade via inkomster från handel med utlandet vad gäller använt kärnbränsle.

Majoriteten av de deputerade röstade för dessa lagförslag.

8.8 Schweiz

8.8.1 Kärnkraftprogram

För närvarande finns det fem kärnkraftreaktorer i Schweiz, fördelade på fyra kraftstationer. Dessutom finns det sex forskningsreaktorer. Ett moratorium omöjliggör för närvarande att fler reaktorer byggs. Detta kan dock komma att ändras om en reviderad Atomlag antas någon gång under 2003.

8.8.2 Organisationer

Den som producerar kärnavfall i Schweiz är ansvarig för dess omhändertagande. Kraftföretagen och den schweiziska staten, som ansvarar för avfall från medicinsk, forsknings- och industriell verksamhet, bildade tillsammans år 1972 NAGRA, som är ansvarigt för slutdeponering av avfallet och därmed sammanhängande hanteringsinsatser. Särskilda bolag har bildats för att genomföra speciella projekt. ZWILAG Würenlingen har hand om den centrala mellanlagringen och GNW driver det projekt som syftar till att bygga ett slutförvar för LLW och ILW i Wellenberg (mer om detta nedan). Kraftföretagen svarar själva för transporter, upparbetning av använt bränsle samt för avfallsberedning och mellanlagring vid verken.

Den federala regeringen får, när det gäller beslut i avfallsfrågor, stöd av Federala samarbetsgruppen för kärnavfallshantering (AGNEB), av Federala kommissionen för kärnsäkerhet (KSA) och av Federala kommissionen för kärnavfallshantering (KNE), som i

sin tur är en underkommitté till Federala geologikommissionen(EKG).

Ansvarig myndighet i Schweiz är den Schweiziska Federala Kärnkraftinspektionen (HSK), som lyder under det Federala Energikontoret (BEW). BEW ingår i sin tur i det Federala Departementet för Transport, Kommunikation och Energi (UVEK).

På grund av att det gått trögt med att få allmänhetens acceptans för plastvalsarbetet – i synnerhet vad gäller det tilltänkta förvaret i Wellenberg – har den federala regeringen tillsatt flera arbetsgrupper under de senaste fem åren. Förutom att diskutera hur arbetet i Wellenberg skall bedrivas, har dessa grupper även tittat på olika alternativa avfallshanteringskoncept. Vad gäller Wellenberg har alla grupperna varit överens om att rekommendera fortsatt arbete med en undersökningstunnel. Dock har man inte lyckas nå samförstånd vad gäller dilemmat mellan ”övervakad mellanlagring på obestämd tid” och ”geologisk förvaring med passiv säkerhet”. Av denna anledning beslöt den federala regeringen i juni 1999 att tillsätta en expertgrupp (EKRA) som skulle arbeta med olika förvaringskoncept för radioaktivt avfall. Denna grupp utvecklade sedan ett koncept som bygger på övervakad långtidslagring med återtagbarhet.

EKRA drog slutsatsen att geologiskt förvar är den enda metod att isolera avfallet som uppfyller kraven på långsiktig säkerhet. Emellertid måste man även ta hänsyn till allmänhetens krav på att avfallet måste vara åtkomligt (återtagbart). Därför föreslår EKRA en stegvis process, som inkluderar en fas med övervakning och en högre grad av åtkomlighet, innan man försluter det geologiska förvaret. Förutom det fullstora förvaret, inkluderar konceptet även en s.k. pilotanläggning, i vilken en mindre del av avfallet placeras i en liten men representativ ”kopia” av den fullstora anläggningen. Anläggningen utformas så att man har möjlighet till ett återtag av avfallet från pilotanläggningen om dess funktion inte visar sig leva upp till förväntningarna. Givetvis måste denna idé med ett övervakat långsiktigt geologiskt förvar anpassas till geologin på platsen och till de avfallstyper som är aktuella i ett visst förvar.

8.8.3 Hantering av kärnavfall

Till dess att slutförvar för olika sorters avfall har byggts, kommer huvuddelen av avfallet att förvaras i ZWILAG-anläggningen i Würenlingen, Aargau-kantonen, i norra Schweiz. ZWILAG togs i bruk i april 2000.

8.8.3.1 LLW och kortlivat ILW

På grund av den höga befolkningstätheten i Schweiz har man inga planer på att bygga ytnära förvar ens för kortlivat LLW eller ILW. Enligt gällande planer skall man deponera denna typ av avfall i berggrum i lämplig bergformation på ett djup av flera hundra meter och med tillfartsmöjlighet till förvaret via en horisontell tunnel. NAGRA fann en lämplig plats 1993, nämligen Wellenberg i kanton Nidwalden i centrala Schweiz. Kommunen accepterade projektet i två olika omröstningar år 1994 med 63% och 70% ja-röster. Trots detta ledde en folkomröstning i kantonen – angående den gruvkoncession som krävdes enligt lagen i den aktuella kantonen – till ett avslag. De tyngst vägande argumenten mot projektet var

- att man hade ansökt om både gruvkoncession och byggtillstånd för förvaret på en och samma gång;
- att man hade tänkt sig ett ”klassiskt” geologiskt förvar utan särskilda arrangemang för återtagbarhet och övervakningsutrustning efter förslutningen.

Sedan dess har man återigen utvärderat platsens geologiska lämplighet, som också bekräftats av den federala säkerhetsinspektionen. GNW har också beslutat att begränsa sin ansökan i första steget, att inkludera en förlängd period med övervakning och att tillämpa en stegvis process mot förslutning av förvaret. Med hänsyn tagen till detta tog den federala regeringen upp en ny diskussion med den kantonala regeringen, som ledde till en överenskommelse i juni 2000 enligt följande:

- GNW skall modifiera sitt försvarskoncept så att det svarar mot EKRA:s rekommendationer;
- GNW skall klart deklarerat att inget HLW, använt kärnbränsle eller transuranavfall skall placeras i Wellenberg;
- GNW måste acceptera att på förhand ange vilka kriterier som gör platsen geologiskt olämplig.

En expertgrupp från kantonen (KFW) har etablerats för att förbereda och senare övervaka projektet.

KFW-gruppen började sitt arbete i juli 2000. Efter en rad överläggningar med GNW, med NAGRA (som fungerar som vetenskapligt och teknologiskt kompetenscentrum för GNW) och med säkerhetsinspektionen (HSK), har man enats om vilka modifieringar som skulle göras i projektet. Dessa har redovisats av GNW i en rapport som lämnades in i november 2000. I december 2000 meddelade KFW att man bedömde rapporten vara tillfyllest och den kantonala regeringen förklarade sig villig att ta emot en ny ansökan från GNW om en gruvlicens, begränsad till forskningstunneln. Denna ansökan kommer att lämnas in i början av år 2001 och den kommer att bli föremål för en ny kantonalfolkomröstning under hösten 2001.

8.8.3.2 Använt bränsle och/eller HLW

För omkring en tredjedel av det använda kärnbränslet har kraftbolagen kontrakt med uppberetningsanläggningar i Frankrike och Storbritannien. För de återstående två tredjedelarna vill man ännu hålla olika möjligheter öppna. Den nya versionen av Atomenergilaggen, som väntas träda i kraft efter en folkomröstning omkring 2003, tillåter dock inte uppberetning utöver de kontrakt som redan finns. Förglasat HLW kommer att skickas tillbaks till Schweiz för mellanlagring i ZWILAG och ZWIBEZ (lagringsanläggning som ligger intill Beznareaktorn). Den första transporten från Frankrike väntas anlända under 2001. Även använt bränsle kommer att mellanlagras vid de båda nyss nämnda anläggningarna, i väntan på slutförvaring.

Schweizisk lag kräver att radioaktivt avfall skall slutförvaras permanent i geologiska förvar. I samband med att regeringen år 1979 tog ställning till fortsatt drift av existerande kärnkraftverk och byggandet av nya sådana ställde den krav på att man i ett särskilt projekt skulle demonstrera säkert slutförvar för alla slags radioaktivt avfall. Resultatet av projektet – som kallades ”Project Gewähr” (Gewähr står för garanti, borgen, säkerhet) – redovisades av NAGRA år 1985.

I juni 1988 godkändes projektet, som byggde på användning av kristalliniskt berg, av regeringen. Både säkerhetsanalysen och den tekniska byggbarheten accepterades av säkerhetsmyndigheterna. Dessa ansåg det däremot inte visat att det fanns tillräcklig med berg med de angivna egenskaperna, så att den angivna säkerheten kunde uppnås. Eftersom Project Gewähr hade baserats på enbart kristalliniskt berg, begärde nu säkerhetsmyndigheten att arbetet framöver även skulle inkludera andra alternativ.

NAGRA följer en strategi med tre faser. Fas 1 innehåller regionala studier som baseras på en serie djupa borrhål med tillhörande geologiska översiktstudier. Fas 2 omfattar en detaljerad karakterisering (från markytan) av mindre områden. Fas 3 inkluderar undersökningar under jord.

Alternativet kristallinisk berggrund

Det regionala fältarbetet i fas 1 avslutades, vad beträffar kristalliniskt berg, under 1989 och rapporten presenterades 1994. De viktigaste rapportdelarna omfattar bl.a. en sammanställning av geologisk information och en funktionsanalys (performance assessment). Dessa dokument granskas fortfarande av säkerhetsmyndigheterna, som väntas avge sitt yttrande någon gång under 2001.

Mot slutet av 1994 ansökte NAGRA om federalt tillstånd för två platsundersökningsprogram, en för opalinsk lera i Zürcher Weinland och en för kristalliniskt berg i Böttstein/Leuggern området. Programförslagen granskades av de federala myndigheterna och deras experter. För det kristalliniska alternativet modifierades programmet efter diskussioner i en arbetsgrupp, där även säkerhetsmyndigheterna och deras experter deltog. Rekommendationen var att man i fortsättningen skulle koncentrera sig på ett annat område väster om Leugger, nämligen Mettau-dalen. En tvådimensionell seismisk kurva togs fram, som en del i fas 2 programmet, i det nya området under vintern 1996-97. Den undersökningen utgör för tillfället en slutpunkt för fältarbetena inom det kristalliniska programmet.

Det underjordiska berglaboratoriet i kristalliniskt berg – Grimsel-anläggningen i centrala Schweiz – har varit i drift sedan 1983. När detta laboratorium byggdes, tog man upp ett horisontellt tunnelsystem från en befintlig vattenkraftanläggning vid Grimselpasset. Ett omfattande provprogram, som inkluderar geologi, bergmekanik etc., har pågått sedan 1984, med stort deltagande även av utländska intressenter.

Alternativet opalinsk lera

Lera från juratiden - opalinsk lera, OPA - hade betraktats som en tänkbar geologisk värdformation redan 1979, före Project Gewähr. Baserat på skrivbordsstudier under 1986-87 hade sex andra

sedimentära formationer utvärderats, vilket resulterat i ett val av två slutkandidater. Den ena var OPA och den andra var ”Undre sötvattenmolassen(USM), som kan vara upp till 4km tjock och innehålla områden med hög halt av lera och med låg genomtränglighet. (*Molass kallas en typ av lösa avlagringar som uppstår genom erosion av uppveckade berg under eller omedelbart efter en bergkedjeveckning.*)

Två områden för studier valdes ut för OPA. Dessa liksom de kristalliniska områdena ligger i de norra delarna av Schweiz. Som en del av fas 1 programmet gjordes 1991-92 en regional två-dimensionell seismisk studie över en sträcka på 230 km. Seismiska data kalibrerades med hjälp av befintliga borrhål (NAGRAs) och oljeprospekteringshål. Dessa arbeten har bekräftat, att lerskiktet i regionen har en tjocklek på 100 till 120 meter. Vidare studier utfördes också för molassen (USM). Utifrån dessa undersökningar gjordes 1994 en preliminär utvärdering av de sedimentära alternativen i samarbete med myndigheterna. USM tilldelades prioritet 2 och betraktas sedan dess som ett reservalternativ. Prioritet 1 tilldelades det östra OPA-området. Efter ytterligare urval i den regionen pekade man ut området vid Zürcher Weinland i kantonen Zürich för vidare undersökningar.

Dessa vidare undersökningar (fas 2) bestod av en tredimensionell seismisk studie över ett område på ca 50 km² och ett djupt borrhål vid Benken. I Zürcher Weinland är de sedimentära bergarterna nästan horisontellt inneslutna och den opaliska leran har en tillräcklig tjocklek (på 100 – 120 meter) på ett lämpligt djup (400 – 900 meter under marken). Sedan dessa sediment kom på plats har regionen nästan inte utsatts för någon tektonisk rörelse alls och de ursprungliga lagren är fortfarande ostörda, vilket gör att platsen verkar vara idealisk som kandidatplats.

En annan viktig informationskälla vad gäller egenskaperna ”på plats” hos den opaliska leran och leror i allmänhet är de arbeten som bedrivs vid Mont Terri berglaboratoriet i kanton Jura inom ramen för ett internationellt projekt under ledning av Schweiz’ hydrologiska och geologiska undersökningar. Denna anläggning

ligger nära en undersökningstunnel (för en motorväg) som skär igenom leran på ett djup av ca 300 meter.

Nästa milstolpe i det schweiziska HLW-programmet

Nästa milstolpe i det schweiziska HLW-programmet blir avslutningen av Project Entsorgungsnachweis. Detta projekt skall demonstrera genomförbarheten av slutförvaring av HLW i Schweiz. Det kommer bl.a. att visa att det finns tillräckligt stora bergvolymmer med lämpliga egenskaper för att man skall kunna bygga ett säkert förvar, liksom att kraven på säkerhet och byggbarhet kan uppfyllas. Tack vare att man kommer åt så bra från markytan och de positiva resultaten man fått hittills kommer detta projekt att genomföras enbart för den opalinska leran. Detta betyder dock inte att man vid det slutliga byggandet av ett slutförvar för HLW har räknat bort kristalliniskt berg.

De viktigaste rapporterna från Project Entsorgungsnachweis kommer tillsammans med annan relevant information att tillställas säkerhetsmyndigheterna för granskning vid slutet av år 2002. Ett beslut från myndigheterna beträffande hur man får gå vidare väntas inte förrän tidigast omkring år 2005.

8.9 Storbritannien

8.9.1 Kärnkraftprogram

I Storbritannien finns för närvarande 19 magnox-reaktorer, 14 avancerade gaskylda reaktorer (AGR) och en tryckvattenreaktor (PWR). För driften av AGR- och PWR-reaktorerna svarar British Energy Generation, som omfattar de tidigare statsägda företagen Nuclear Electric och Scottish Nuclear Corporation. Dessa företag gick samman i januari 1999. Magnox-reaktorerna ägs fortfarande av staten och drivs av Magnox Electric, som i sin tur togs över av

British Nuclear Fuels Ltd (BNFL) år 1998. Det aviserades i juni 1999, att BNFL längre fram delvis kommer att privatiseras.

8.9.2 Organisationer

Myndighetsfunktionen i Storbritannien utövas av Kärnkraftinspektionen (The Nuclear Installations Inspectorate, NII) assisterat av Naturvårdsverket ("The Environment Agency", EA) och Jordbruks- och fiskeridepartementet ("The Ministry of Agriculture, Fisheries and Food"). Sedan juli 1997 har NII också ansvar för de regler och föreskrifter, som skall gälla för avfall på anläggningar tillhörande Försvarsdepartementet (The Ministry of Defence). I Skottland har EAs ansvar övertagits av det skotska naturvårdsverket (The Scottish Environmental Protection Agency, SEPA).

Regeringen får stöd i avfallshanteringsfrågor av Rådgivande kommittén för kärnavfallshantering (The Radioactive Waste Management Advisory Committee, RWMAC), vars medlemmar utnämns av en minister. Medlemmarna rekryteras från kärnkraftindustrin, från universiteten och från offentliga institutioner (hälsomyndigheter etc.). På senare tid har också ett antal oberoende experter utsetts.

En stor kommersiell uppberetningsanläggning drivs av BNFL vid Sellafield. En mindre anläggning finns i Dounreay i norra Skottland (där också den nu nedlagda experimentella bridreaktorn var förlagd). Driften av Dounreay-anläggningen ombesörjes av Atomenergimyndigheten (United Kingdom Atomic Energy Authority, UKAEA), och anläggningen används för att uppbereta specialbränsle och höganriktat uran (HEU) från forskningsreaktorer.

För närvarande placeras använt bränsle från AGR- och magnox-reaktorerna under en avklingningsperiod i bassänger vid kraftverken. Detta kommer också att gälla för bränslet från tryckvattenreaktorn vid Sizewell. Bränslet kommer sedan att transporteras till Sellafield för en längre tids mellanlagring och eventuell uppberetning. Torrförvaring av magnoxbränsle har

använts endast vid ett av verken. Konstruktionsproblem medförde att bränslebehållarna korroderade.

Upparbetningsanläggningen THORP (The Thermal Oxide Reprocessing Plant) togs i bruk 1994 och är avsedd för upparbetning av omkring 7000 ton utbränt oxidbränsle (från AGR, PWR, LWR m.fl.) fram till år 2005. De problem, som BNFL har mött i Japan och som orsakats av dålig kvalitetskontroll vid tillverkning av blandoxidbränsle, innebär möjligen att vissa kontrakt avseende upparbetning ej kommer att fullföljas.

8.9.3 Hantering av kärnavfall

8.9.3.1 LLW och ILW

Medan ansvaret för kortlivat LLW och, för närvarande, också för HLW ligger hos den som producerar avfallet, svarar sedan 1982 Nuclear Industry Radioactive Waste Management Executive, känt som UK Nirex, för slutförvaringen av långlivat ILW, liksom av framtida LLW och kortlivat ILW. Enheten bildades 1981 av alla företagen inom kärnkraftindustrin och vart och ett av dem är representerat i styrelsen. Nirex har aldrig haft något ansvar för HLW.

Ett kommersiellt ytnära förvar för LLW och kortlivat ILW har sedan 1960-talet drivits i BNFLs regi i Drigg, nära Sellafield. Nirex föreslog ursprungligen att, när detta förvar var fullt, man skulle fortsätta med ytnära deponering för dessa typer av avfall på en annan plats och att utnyttja en nedlagd anhydritgruva för ett djupförvar för långlivat ILW. På grund av opposition från lokalbefolkningen övergavs emellertid gruvprojektet 1985.

När tre andra platser föreslogs – år 1986 - för ytnära LLW-förvar som komplement till den ursprungligen enda kandidaten, blev det igen en häftig lokal opposition med omfattande civil olydnad. Dessa platsförslag övergavs i maj 1987, just före de allmänna valen, varefter djupdeponering föreslogs för allt LLW och ILW. Detta förslag modifierades i sin tur snart, och man gick tillbaka till

alternativet djupdeponering för långlivat ILW, medan LLW och kortlivat ILW skulle sändas till Drigg.

Efter två års kartläggning omfattande hela landet valdes 1991 två platser ut för fortsatta undersökningar, båda nära de existerande kärntekniska anläggningarna vid Sellafield och Dounreay. En lista över ytterligare tio platser gjordes upp, men den listan är ej offentlig.

Arbetet koncentrerades till Sellafield 1993 och över 250 miljoner pund användes för karakterisering från markytan. Konceptet växte fram från ett enkelt förvar, och Nirex meddelade 1992 sin avsikt att bygga en anläggning för bergkarakterisering (RCF). Vid denna skulle man bedriva en begränsad utvecklings- och experimentverksamhet, innan ett fullstort förvar byggdes. Nirex begärde tillstånd att börja konstruktionen av RCF 1994, men detta vägrades efter en utfrågning 1995. Den tillståndsgivande inspektorn meddelade, att Nirex inte kunnat övertyga honom om att deras geologiska tolkningar var korrekta. Han ansåg vidare, att konstruktionen var dålig och illa genomtänkt. Nirex meddelade omgående, att de skulle dra sig tillbaka från Sellafield, men att de förbehöll sig rätten att komma tillbaka i framtiden.

I november 1997 meddelade överhusets urvalskommitté för vetenskap och teknik (UK House of Lords Select Committee on Science and Technology, HoL) att en omfattande, oberoende utfrågning skulle genomföras rörande alla frågeställningar med anknytning till hantering av kärnavfall, även inkluderande Nirex framtida roll. Den muntliga utfrågningen började i februari 1998 och slutrapporten publicerades i mars 1999. Den koncentrerade sig på utvecklingen av en s.k. fasindelad avfallshantering, speciellt för LLW och ILW och kulminerade i förslag om att utveckla åtminstone ett djupförvar för långlivat ILW. Rapporten framhöll också behovet inom 15 till 25 år av en ytbaserad anläggning som ersättning för Drigg.

I rapporten rekommenderades, att en oberoende kärnavfallskommission (Nuclear Waste Management Commission) skulle utses. Denna skulle ta fram en strategi för deponering av alla slag av kärnavfall, med hjälp av bl.a. omfattande samråd med allmän-

heten. Den skulle sedan etablera en ny och tydlig platsvalsprocess, där man skulle utnyttja en lokalt positiv inställning och lägga in för berörd kommun attraktiva projekt. När väl en eller fler platser hade identifierats, skulle kommissionen ge det nyligen bildade företaget ”Radioactive Waste Disposal Company” (som ersätter Nirex) uppdraget att planlägga anläggningen och sedan fortsätta med platskaraktärisering och konstruktion av förvar samt slutligen ombesörja drift av anläggningen. Allt avfall skulle förvaras på återtagbart sätt.

Kommissionen, som även skulle överta RWMAC's roll, skulle utses av regeringen och ha en egen professionell stab och egen finansiering.

Rapporten betonade vikten av ett snabbt svar från regeringen på framförda förslag för att den långa processen att nå ett godtagande från allmänheten skulle kunna börja. Miljödepartementet (Department of Environment, Transport and the Regions, DETR) utfärdade till slut ett svar i oktober 1999. I detta välkomnades HoL-rapporten och man instämde i den i rapporten framförda åsikten att en omfattande konsultationsperiod måste föregå fastställandet av en långtidsstrategi för avfallshantering i Storbritannien.

Ett lagförslag väntas inom kort. När detta kommit, kommer DETR att i stor omfattning anlita konsulter i frågor, som rör behovet av djupförvar för långlivat LLW och ILW, den tid mätutrustning för övervakning av förvaret är nödvändig, och återtagbarhet av deponerat avfall. Hit hör också hela platsvalsfrågan. En möjlig klassificering av plutonium (som nu finns i förråd i Sellafield) som avfall är ytterligare en fråga, som måste tas upp liksom alternativ till möjlig efterföljare till LLW-deponeringsplatsen i Drigg. Även nya frågeställningar kan tas upp, t.ex. hantering av försvarsrelaterat avfall.

8.9.3.2 Använt bränsle och/eller HLW

Enligt gällande planer skall inhemskt HLW lagras vid Sellafield för avklingning i mellan 50 och 100 år, varefter regeringen skall bestämma, hur det skall deponeras. Tidigare har det enda säkra gällande deponeringen varit, att det skulle vara ett djupförvar i en bergtyp, som senare skulle bestämmas och på en plats, som också skulle väljas senare.

Fram till 1981 bedrevs en verksamhet rörande deponering, omfattande borrhål och annan forskning. En viss begränsad utforskning av kristalliniskt och sedimentärt berg ägde rum i slutet av 1970-talet, inkluderande detaljerade studier nära Dounreay. Denna verksamhet övergavs på grund av en vittomfattande opposition från allmänhetens sida och numera bedrivs endast allmän forskning. Koncept rörande deponering på stort djup fanns åter med i en lagtext från regeringen gällande avfallshantering som övervägdes 1995, men inget speciellt program fördes fram. Ett tidsschema för utvecklingsarbetet för förvaret presenterades för regeringen 1999, men inget nämnvärt arbete har hittills utförts.

8.10 USA

8.10.1 Kärnkraftprogram

I USA finns för närvarande 103 kraftreaktorer i drift, fördelade på mer än 80 platser.

Eftersom kommersiell upparbetning av använt bränsle stoppades 1977, utgör HLW från icke-militära källor endast en liten bråkdel av den mängd, för vilken man måste hitta en hanteringslösning. Mer än 95 volymprocent kommer från militärrelaterad upparbetning under DOE's jurisdiktion och förvaras i förrådstankar på olika platser under DOE i avvaktan på förglasning. Två anläggningar togs i drift 1996, varav en i South Carolina och en i New York State.

8.10.2 Organisationer

I USA är det kärnkraftproducenterna som betalar för omhändertagandet av kärnavfallet. Ansvaret för genomförandet av slutförvaringen av använt kärnbränsle och HLW ligger dock hos Energidepartementet (Department of Energy, DOE), närmare bestämt hos dess kontor för hantering av civilt kärnavfall (Office of Civilian Nuclear Waste Management, OCRWM). Enligt kontrakt som ingåtts med kärnkraftsföretagen som en följd av 1982 års lag om kärnkraftspolicy (Nuclear Waste Policy Act, NWPA) skulle OCRWM ha tagit sig an kärnkraftsföretagens använda bränsle för slutförvar i januari 1998.

Kärnenergikommissionen (Nuclear Regulatory Commission, NRC) har huvudtillsynsmyndighet vad gäller slutförvaringen av HLW. Då det gäller transporter av HLW, delar NRC ansvaret med transportdepartementet (Department of Transportation, DOT). Det amerikanska naturvårdsverket (Environmental Protection Agency, EPA) har en viktig roll genom att det utfärdar allmänna regler som blir vägledande även för slutförvaringen av HLW.

8.10.3 Hantering av kärnavfall

I USA kallas avfall som innehåller små mängder av plutonium och andra långlivade radionuklider för transuran- eller TRU-avfall. Avfallet måste innehålla mer än 100 nanocurie per gram (motsvarande 3700 Bq/g) av transuraner (dvs. ämnen med atomvikter högre än urans) med halveringstider längre än 20 år för att klassas som TRU-avfall. Allt annat avfall, använt bränsle inbegripet, är antingen LLW eller HLW.

8.10.3.1 LLW

Avfallsproducenten är i USA ansvarig för hanteringen av LLW, och de inbegripna delstaterna svarar för avfallsdeponeringen. Samarbeten mellan individuella stater har etablerats på sina håll, och i många stater har försök gjorts att finna lämpliga platser för deponeringsanläggningar. Ännu har inga platser hittats för de anläggningar, som skulle kunna ersätta de två, som nu är igång, trots att flera hundra miljoner dollar använts för detta arbete. Det senaste utvecklingssteget är att en kommersiell anläggning för giftigt avfall i Utah nyligen fått licens. Envirocaire i Utah accepterar endast naturligt förekommande och klass A LLW. En ansökan om licens att även ta emot klass B och C avfall har ännu inte beviljats (december 2000).

8.10.3.2 TRU-avfall

DOE lokaliserade och anlade Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) i New Mexico på 1980-talet. Där har man nyligen börjat deponera TRU-avfall från kärnvapenproduktion på ett djup av ca 650 meter i en saltformation. DOE är enligt lag skyldigt att deponera detta avfall i ett djupförvar.

Efter en försening på nästan tio år inlämnades 1996 en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) till Naturvårdsverket i USA. Efter ett beslut i maj 1998 kunde DOE starta begränsade deponeringsaktiviteter. En separat licens behövdes dock från delstaten New Mexico enligt Lagen om hushållning och återvinning av resurser (RCRA), eftersom en stor del av avfallet innehöll okända kvantiteter av olika gifter och metaller. En preliminär licens utfärdades av delstaten, också det i maj 1998. På grund av rättsliga överklaganden kunde dock inget avfall tas om hand, förrän en federal domare fastställde, att 36 tunnor med avfall från Los Alamos kunde sändas till WIPP även utan fullständig licens. Den första sändningen anlände den 26 mars 1999 och den följdes under april av avfall från Idaho National Laboratory (INEL).

Delstaten New Mexico tog i maj 1999 tillbaka ett antal av sina rättsliga bestridanden, och tillstånd enligt RCRA utfärdades den 26 november 1999. Ett villkor för tillståndet var dock, att DOE måste göra en formell och detaljerad redovisning av avfallet på alla platser, varifrån man skall sända material till anläggningen.

8.10.3.3 Använt bränsle och/eller HLW

Använt bränsle från civila kraftreaktorer lagras för närvarande vid kraftverken. De tillgängliga bassängutrymmena är inte tillräckliga för att ta hand om de volymer, som sannolikt kommer att genereras i alla i drift varande och planerade reaktorer (uppskattad mängd ca 87 000 ton). Om man antar att inget slutförvar finns i drift, kommer ytterligare ca 80 000 ton lagringskapacitet att behövas på 2030-talet. För närvarande finns ca 40 000 ton lagrat vid de olika kärnkraftverken och den mängden ökar med ca 2000 ton per år.

År 1993, när delstaterna och kraftföretagen insåg att de mål som fanns angivna i deras kontrakt med DOE inte skulle komma att bli verklighet i tid, startades en serie rättsliga processer. Syftet med dessa var att tvinga DOE att ta sitt ansvar och börja ta emot använt kärnbränsle för slutförvaring under 1998 och att försöka hitta vägar att få skadestånd om inte DOE tog sitt ansvar.

I fallet *Indiana Michigan Power Co. mot U.S.*, 88 f.3d 1272 (D.C. Cir. 1996) bestämde domstolen att DOE faktiskt har en lagstadgad skyldighet att börja ta emot använt kärnbränsle för slutförvaring senast den 31 januari 1998. Som en följd av domstolens beslut informerade DOE i december 1996 kraftbolagen om att man räknade med en försening vad gäller starten för slutdeponering av använt kärnbränsle. DOE begärde också att få kraftbolagens syn på vad man skulle kunna göra för att underlätta för kraftbolagen, om en försening var oundviklig.

Efter DOE's utspel skickade kraftbolagen och delstaterna ett antal skrivelser, vari man krävde att Lagen om kärnavfallspolicy (NWPA) skulle efterlevas i fallet *Indiana Michigan Power Co. I fallet Northern Sates Power Co. v. U.S.D.O.E.*, 128F.3d 754 (D.C.

Cir. 1997) beordrades DOE att fortsätta med kontraktsevenliga ersättningar på samma sätt som i fallet Indiana Michigan. DOE förbjöds att hävda att det inte ännu hade förberett något slutförvar eller att det inte hade någon rätt att hålla med mellanlager. Med andra ord förbjöds DOE att hävda att förseningen av "ofrånkomlig". Ett överklagande från DOE till Högsta Domstolen avslogs.

Några andra rättsfall därefter (*Atomic Yankee Electric Company 1998 och Northern States Power 1999*) ägnades åt att göra klart om kraftbolagen måste följa administrativa rutiner för att lösa tvister som uppstått på grund av deras kontrakt eller om de kan få gå direkt till domstolen för att framställa sina anspråk på skadestånd. Eftersom utslagen blev olika överklagades båda besluten. I fallen *Atomic Yankee Electric Company 1999 och Northern States Power 2000* bestämde domstolen att kraftbolagen kan gå direkt till domstol med sina problem. Således har det fastslagits att, om inte kraftbolagen kan träffa en överenskommelse med DOE, måste DOE processa i tjugovis med olika fall för att få fastställt vilka skadestånd man måste betala. Nyligen gjorda uppskattningar betr. hur stora dessa skadestånd sammanlagt kan komma att bli, om något slutförvar aldrig kommer till stånd, ligger i området 39 – 61 miljarder US dollar.

Under år 1998, 1999 och tidigare delen av 2000 gjordes försök att få Senaten att införa en ny lagstiftning, som skulle innebära en ändring av den ursprungliga Kärnavfallspolicylagen (NWPA) från 1982. I olika former har förslag förts fram att någon typ av mellanlager skulle byggas, dit använt bränsle kunde skickas. Trycket på kraftföretagen att bygga lager vid reaktorstationerna skulle då minska. I lagförslagen ville man också ta bort den övre gränsen på 70 000 ton för kapaciteten hos det föreslagna slutförvaret.

Hittills har inget av förslagen antagits som lag, eftersom USAs president antingen lagt in sitt veto eller hotat med att göra så. President Clinton har angett en rad skäl för sitt motstånd mot lagförslagen. Det viktigaste är hans motstånd mot att man skulle bygga ett mellanlager i Nevada innan man fattat beslutet om att

bygga eller inte bygga ett slutförvar där. Alla försök att övertrumfa presidentens veto – vilket skulle kräva 2/3 majoritet – har hittills misslyckats. Förespråkarna för det senaste lagförslaget har dock lovat att återkomma i frågan.

Det enda tillägget till NWPA, som man lyckats få igenom, infördes 1987. Genom detta försvann den instruktion för platsvalsförfarande, som innebar att ett antal platser måste undersökas, innan en slutlig kandidatplats kunde utses. DOE kunde därigenom välja en plats i Yucca Mountain, Nevada, nära DOE's Nevada-provplats, som enda kandidat.

Genom 1987 års tillägg (NWPAA) till NWPA inrättades också "Avfallsförhandlarens kontor" (Office of Waste Negotiator) med uppgift att finna en plats, som berörda parter frivilligt skulle ställa till förfogande för lokalisering av ett övervakat mellanlager för använt bränsle (MRS). Dessutom inrättades Tekniska granskningsnämnden för kärnavfall (Nuclear Waste Technical Review Board, NWTRB), för att formellt granska de vetenskapliga och tekniska insatser som DOE ägnar slutförvaringen av använt kärnbränsle och HLW, inklusive transportfrågor och utformning av avfallskapslarna.

Det senaste idéutkastet för ett underjordiskt förvar i Yucca Mountain gäller ett område, vilka genomlöps av parallella deponeringstunnlar, som skall är tänkta att användas för slutförvaring. Man tänker sig bygga förvaret i en bergsformation bestående av vulkanisk tuff och förlägga det på en höjd av ca 300 meter över grundvattennivån.

Genom ytundersökningar har de flesta egenskaperna i markstrukturen kunnat identifieras och karakteriseras. Omfattande forskning pågår i en experimentanläggning (Exploratory Studies Facility, ESF), som är en spiralformad tunnelkonstruktion, färdigställd 1997. Huvudprojektet för närvarande är värmeprov i driftskala i vilka man planerar värma berget upp till 200C. Försöket väntas inte vara avslutat förrän tidigast 2004.

Andra insatser koncentreras på tester, analyser, modeller och konstruktioner, som behövs som underlag för att styrka platsens lämplighet. Som ett första steg på vägen mot en rekommendation av

plats, kommer DOE att redovisa materialet i en rapport (Site Recommendation Consideration Report, SRCR) någon gång under 2001. När väl detta dokument blivit tillgängligt, kommer DOE att anordna en serie utfrågningar i Nevada samt en lagstadgad offentlig behandling med tillfälle för allmänheten att komma till tals. En formell rekommendation kommer sedan att läggas fram för presidenten, och denna rekommendation skall även innehålla kommentarer m.m. från utfrågningarna och åtföljas av en omfattande miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Om staten Nevada, som förväntat, vägrar att stödja rekommendationen till presidenten, måste frågan tas upp i kongressen. Nu gällande tidplan förutsätter godkännande under 2001, en licensieringsfas 2002-2005, byggande 2005-2008 och idrifttagning 2010.

Nu aktuell konstruktion skiljer sig något från den, som fördes fram som underlag för en preliminär utvärdering 1998 (Viability Assessment). Där presenterades en strategi, baserad på en medeltemperaturbelastning, enligt vilken avfallsbehållarna placerades nära varandra. Värmeavgivningen från det använda bränslet skulle höja temperaturen i det omgivande berget till över 100C. Vatten, som annars skulle kunna korrodera behållarna och exponera avfall på kort sikt, skulle därigenom koka bort. DOE planerar nu att studera en strategi, baserad på lågtemperaturbelastning, som rekommenderats av NWTRB. Värmeproduktionen blir i detta fall ungefär 25% av den i det tidigare konceptet (ca 40kW/hektar).

Det föreslås, att förvaret skall hållas öppet och tillgängligt under 100 år från den tidpunkt, då avfall börjar placeras där. Det skulle då bli framtida generationer, som fattar besluten om återfyllning och försegling. Förvaret benämns därför "övervakat geologiskt förvar".

Misslyckandet med att finna en platskandidat för MRS-anläggningen ledde till att man försökte få till stånd ett frivilligt engagemang med hjälp av ekonomiska paket, som skulle hjälpa intresserade kommuner och "First Nation-grupper" att delta i utvärderingsprocessen. På grund av den politiska utvecklingen i de stater, där det fanns frivilliga (19 stycken, huvudsakligen "First Nation-grupper"), stannade emellertid processen av och övergavs

slutligen år 1995, utan att någon lämplig plats identifierats. Metoden utnyttjas fortfarande i viss utsträckning för förslag om olika kommersiella anläggningar, nu senast i Utah och i Wyoming, med den ekonomiska vinningen som den väsentligaste pådrivande faktorn.

DOE utvärderar för närvarande fyra möjliga platser för att bygga tre anläggningar för behandling och mellanlagring av återcyklat överskottsplutonium från avvecklade kärnvapen.

8.11 Internationella organisationer

8.11.1 Nuclear Energy Agency

Inom OECD/NEA är det Kommittén för hantering av radioaktivt avfall (Radioactive Waste Management Committee, RWMC) som övervakar arbetet inom kärnavfallsområdet. Arbetet är väsentligen uppdelat på tre områden, som vart och ett leds av en arbetsgrupp (Working Party):

- Integreringsgruppen för säkerhetsfrågor (Integration Group for the Safety Case, IGSC);
- Forum för förtroendefrågor (Forum on Stakeholder Confidence, FSC);
- Arbetsgruppen för avställning och nedmontering (Working Party on Decommissioning and Dismantling, WPDD).

Utöver dessa grupper finns även ett program för samarbete beträffande skrotning av kärntekniska anläggningar (Co-operative Programme on Decommissioning Projects, CPD) samt en grupp för kontakter på myndighetsnivå (Regulators Forum).

RWMC har själv tagit initiativ för att diskutera ett gemensamt synsätt vad gäller frågor som återtagbarhet, nyttan av underjordiska laboratorier, stegvis beslutsfattande m.m. RWMC har också organiserat internationella granskningsgrupper (peer reviews) som har yttrat sig över olika nationella program. Bl.a. har en sådan

grupp på SKIs uppdrag under våren 2000 granskat SKBs säkerhetsanalys SR-97.

Integreringsgruppen för säkerhetsfrågor IGSC arbetar disciplinorienterat inom området teknisk säkerhet i avfallsförvar med frågor som t.ex. utveckling av funktionsanalysen och hur denna kan användas för att förmedla teknisk information och utveckla förtroende mellan berörda intressenter, användning av säkerhetsanalyser som beslutsunderlag, scenarioutveckling m.m. IGSC stöder även olika medlemsländer i deras arbete bl.a. genom att anordna seminarier inom olika tekniska delområden. Inom IGSC finns också en särskild samarbetsgrupp mellan länder som har lera som det geologiska huvudalternativet för ett förvar av radioaktivt avfall.

Forum för förtroendefrågor FSC är relativt nystartat. Det höll sin första workshop i augusti 2000. Mötet behandlade ett antal ämnesområden, alltifrån den framväxande deltagardemokratin, inklusive intressentgruppers identitet och tilliten till institutionella ramverk, till den öppna dialogens roll i alla frågor gällande hantering och deponering av radioaktivt avfall. Mötet sammanförde både deltagare utnämnda av regeringen och företrädare för intressentgrupper, inkluderande akademiker, sociologer, representanter för gransknings- och medlargrupper och valda politiska representanter. I inbjudna presentationer beskrevs erfarenheterna från nationella program inom avfallshanteringen vad gäller allmänhetens förmåga att förstå och intressentgruppers förtroende för verksamheten.

Avsikten med FSC är att utveckla frågor kring beslutsprocessen och dess struktur, kring organisation och förtroende samt kring principer för hur olika intressenter (stakeholders) kan involveras.

WPDD ser som sin uppgift att arbeta med policyfrågor kring nedläggning och skrotning. Man ställer samman erfarenheter från samarbetsprogrammet beträffande skrotning av anläggningar (CPD) och från annat håll.

Inom CPD har man samlat 20 års erfarenhet från nedläggningar i olika länder av kärntekniska anläggningar av skiftande slag. Totalt omfattas ett fyrtiotal projekt. Förutom att man medverkar till

erfarenhetsutbyte och tekniskt samarbete ger CPD även ut rapporter över radiologiska mätningar i samband med skrotning av reaktorer.

Baserat på information från konsulter och experter i medlemsländerna har NEA under 1999 och 2000 givit ut ett antal nulägesrapporter om kunskapsläget rörande djup geologisk deponering. Materialet baseras på resultat av arbeten i olika länder under de senaste tio åren.

I "Progress Towards Geological Disposal of Radioactive Waste: Where Do We Stand?", publicerad 1999 (ref.2, även översatt till svenska år 2000, se referenslistan sist i detta avsnitt), formuleras till exempel ett antal påståenden, som specialisterna inom området verkar vara överens om. Dessa innefattar:

- Av de olika möjligheter till slutförvaring som har övervägts utgör geologisk djupförvaring det lämpligaste sättet för att långsiktigt ta hand om avfallet;
- Under de senaste tio åren har betydande framsteg gjorts när det gäller både relevant vetenskaplig kunskap och nödvändig teknik för geologisk slutförvaring;
- Tekniken för att bygga och driva förvaringsanläggningar är tillräckligt mogen för praktisk tillämpning;
- De tidsplaner som tidigare gjordes upp för att genomföra geologisk slutförvaring var alltför optimistiska;
- Inom de vetenskapliga och tekniska kretsar som arbetar med avfallsfrågan hyser man ett starkt förtroende för att geologisk slutförvaring är söker i tekniskt hänseende;
- Emellertid finns inom den bredare allmänheten inte nödvändigtvis samma starka förtroende som inom vetenskapliga och tekniska kretsar;
- Det behövs fortsatt vetenskapligt och tekniskt arbete med hög kvalitet;
- Det behövs en konsekvent politik och en stram process för tillståndsprövning, med tydliga beslutspunkter som också ger utrymme för offentlig debatt.

Rapporten pekar ut ett antal specifika områden, inom vilka väsentliga framsteg har gjorts under de senaste tio åren. Dessa för tillämpningen av deponeringsmetoden nödvändiga framstegen är:

- Utveckling och uppförande av anläggningar för behandling och mellanlagring av avfall;
- Erfarenheter från försök i laboratorier och i fält, inklusive studiet av naturliga analogier;
- Uppförande och drift av underjordiska berglaboratorier;
- Erfarenhet av karakterisering av förläggningsplatser;
- Utveckling av de tekniska barriärernas utformning;
- Förbättring av metoder för säkerhetsanalys;
- Förbättrad samordning mellan platskarakterisering, konstruktion och säkerhetsanalys;
- Utveckling av myndigheternas regelsystem, inkluderande krav på redovisning av säkerhet och strålskydd.

I en annan rapport från 1999 (ref. 3), "Strategic Areas in Radioactive Waste Management" har sex omfattande strategiska områden identifierats, som RWMC (och dess reviderade undergrupper) planerar att ägna sig åt under kommande år. Dessa är:

I Övergripande angreppssätt

- Miljöengagemang, säker och varaktig utveckling;
- Jämförelse mellan principerna för hantering av radioaktivt respektive icke-radioaktivt avfall;
- Ekonomiska frågeställningar, utvärdering av effekten av ekonomiskt tryck på avfallshanteringsprogrammen.

II Utvecklingsprocessen vad gäller förvar för långlivat radioaktivt avfall

- Hjälpa till att lösa tekniska problem rörande säkerhets-höjande åtgärder och ta fram underlag för beslutsprocessen;
- Utveckla ett samförstånd rörande ansvarsfördelning och mål mellan oberoende instanser, som t.ex. användare, de ansvariga för regler och föreskrifter och de som fastlägger målsättningen (policy makers).

III Hantering av material från rivning och skrotning mycket lågaktivt material(VLLW)

IV Allmänhetens insikt och förtroende

- Att förstå intressentgruppers farhågor, att kommunicera effektivt, att dela med sig av praktisk erfarenhet från breda konsultationer och från allmänhetens beslutsprocess (FSC är ett försök att ta sig an denna fråga)

V Effekt av och deltagande i internationell styrning och internationella överenskommelser

- Att förstå effekten på avfallshanteringsprogrammen t.ex. av ICRP's nya radiologiska riktlinjer, tillämpade på avfallsdeponering, och av en förestående uppdatering av ICRP 46, liksom av konventionen om säkerhet för hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall.

VI Systemanalys och teknologiska framsteg

- Att följa med den tekniska utvecklingen inom området avfallshantering och deponering för att möjliggöra utbyte av information och bedöma utvecklingens effekt på systemnivå.

Referenser:

1. NEA Press Release NEA/COM(2000)13
2. NEA 1999a; ”Progress Towards Geological Disposal of Radioactive Waste: Where do we stand?”. Published by OECD, Paris.
Denna rapport finns även översatt till svenska: På väg mot geologisk slutförvaring av radioaktivt avfall: Var står vi idag? Utgiven av Regeringskansliet och Kommentus Förlag år 2000 (ISBN 91-7345-094-4)
3. NEA 1999b; ”Strategic Areas in Radioactive Waste Management”. Published by OECD.

**8.11.2 International Atomic Energy Agency,
IAEA**

År 1995 utgav IAEA skriften ”Principer för hantering av radioaktivt avfall” (Principles of Radioactive Waste Management). Detta är IAEAs huvuddokument i den dokumentserie som omfattar säkerhetsstandards (Safety Standards Series), och IAEA har sedan dess ägnat mycken kraft åt att vidareutveckla de principer som förs fram i dokumentet. Bl.a. har man arbetat fram en samstämd uppfattning (consensus) bland medlemsstaterna vad gäller säkerhetsfrågor inom alla viktigare områden vad gäller hantering av radioaktivt avfall. Detta viktiga dokument utgör också en bas – vad gäller tekniska frågor – för den konvention om säkerheten vid hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall (Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management), som antogs vid en diplomatisk konferens år 1997.

En konferens, ”International Conference on the Safety of Radioactive Waste Management” ägde rum i Cordova, Spanien, i mars 2000 inom ramen för IAEAs säkerhetsprogram för år 2000. Det främsta syftet med konferensen var att möjliggöra en öppen dialog mellan olika intressenter - vetenskapsmän, representanter för

avfallsproducenter, för företag ansvariga för avfallshantering, för enheter med myndighetsfunktion och för allmänheten. Slutsatser och rekommendationer från konferensen sammanfattades i ett dokument som förelades IAEA's Board of Governors General Conference i september 2000. Dokumentet innehåller ett förslag att utveckla en form av rundabordssamtal om samförstånd mellan intressenter. Den följande texten är ett utdrag ur detta dokument.

”Framväxten under IAEAs beskydd av en ”de facto” internationell ordning på strålnings- och kärnkraftsäkerhetsområdet noterades. Inom området säkerhet för radioaktivt avfall består denna ordning av “Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management” (som man hoppas snart skall träda i kraft). Vidare ingår den samling av internationella avfallssäkerhetsnormer, som fastställts av IAEA och andra internationella organisationer, liksom IAEAs sätt att stödja tillämpningen av dessa normer.”

Man var vid konferensen medveten om att riksdag och regering har ansvar för att fastställa det legala regelverket och att fatta de politiska beslut, som är nödvändiga för att kunna få till stånd nationella riktlinjer inom avfallshanteringsområdet. Samtidigt konstaterade man, att sådana riktlinjer skulle återspegla följande överväganden:

- De som producerar radioaktivt avfall, har det direkta ansvaret för att avfallet hanteras på ett säkert sätt. De skall föreslå lämpliga handlings- alternativ och ställa erforderliga ekonomiska resurser till förfogande för att kunna befrias från detta ansvar;
- Vid hantering av radioaktivt avfall måste helhets- bilden hela tiden vara klar, dvs. lösningar av aktuella problem får inte begränsa senare beslutsfattande. Då säkerhetsskäl så kräver eller då fördelar ur långtidssäkerhetssynpunkt kan uppnås, kan dock avfallet hanteras med tanke på förbättrade mellanlagringsförhållanden;

- Inneboende i olika alternativa lösningar för säker avfallshandling finns osäkerheter - inte bara vetenskapliga och tekniska utan också juridiska och politiska. Det är därför nödvändigt att eftersträva breda lösningar, som kan anpassas till en rad alternativa framtida situationer;
- Säkerhetsfrågor måste behandlas oberoende för att säkerställa överensstämmelse med formellt definierade kriterier. Dessa kan behöva revideras regelbundet, så att hänsyn kan tas till den vetenskapliga och tekniska utvecklingen;
- Ett effektivt förverkligande av deponeringsalternativ kräver, på nationell nivå, ett väl definierat, stegvis och öppet angreppssätt, som möjliggör för olika intressenter, inklusive allmänheten och offentliga institutioner att delta i beslutsprocessen.

Goda framsteg har gjorts rörande utvecklingen på den tekniska sidan och skapandet av sunda deponeringsalternativ för det radioaktiva avfallet, men fortsatt forsknings- och utvecklingsarbete är alltid önskvärt. Oberoende av vilket alternativ, som ett land till slut utnyttjar för högaktivt och långlivat avfall, är det nödvändigt att fortsätta utvecklingen och bedömningen av geologisk djupdeponering. Sådana alternativ kommer med nödvändighet att utnyttjas i större eller mindre utsträckning i framtiden.

Internationellt samarbete är väsentligt för att nå samförstånd både bland tekniker och allmänhet som stöd för de nationella programmen. Följande verktyg är speciellt betydelsefulla i detta avseende:

- ”Joint Convention”, ett tongivande juridiskt instrument, som förutsätter ett engagemang på hög nivå av kontraktsparterna rörande säker hantering av radioaktivt avfall;
- Internationella normer, som redan tillämpas;
- Internationella system, som underlättar att säkerhetsnormerna tillämpas.

I nästan alla konferensens tekniska sessioner diskuterades behovet av att involvera alla intresserade parter i de beslutsprocesser, som

rör hanteringen av radioaktivt avfall. Mot denna bakgrund välkomnades IAEAs förslag till etableringen av ett Internationellt Forum, där frågor rörande säker hantering av radioaktivt avfall skulle kunna diskuteras på ett öppet sätt av alla berörda parter.

Samtidigt med Generalkonferensen hölls ett tvådagars möte på temat "Radioactive Waste Management: Turning Alternatives into Solutions" den 19-20 september 2000.

Referenser:

- 1 Paper to IAEA Board of Governors General Conference, September 2000. GOV/INF/2000/8-GC(44)/INF/5.

8.11.3 European Commission

Ansvar för kärnsäkerhetsfrågor inom EU-kommissionen (EC) flyttades i september 2000 i stor omfattning över från "Miljödirektoratet (DG-Env) till "Transport- och Energidirektoratet" (DG-Tren). Strålskyddsfrågorna berördes dock ej av denna förändring.

Forskning inom området hantering och deponering av kärnavfall har ingått som del av FoU-programmet inom "European Atomic Energy Community" (EURATOM) i mer än 25 år. Verksamheten övervakas av "Forskningsdirektoratet" och den ingår i EC's program för "Forsknings- och Teknologikutveckling" (RTD). Detta program täcker arbeten inom de viktigaste områdena inom vetenskap och teknologi och styrs av ramprogram omfattande perioder av fem år. Verksamheten utförs vid nationella laboratorier tillhörande medlemsstaterna i den europeiska unionen (EU) under "delad kostnads"-kontrakt. EC's bidrag till att täcka kostnaderna uppgår vanligen med upp till 50% av totalkostnaden. Projekten kan också genomföras vid eller i samarbete med gemensamma forskningscentra (JRC).

Efter det att KASAMs förra kunskapslägesrapport publicerades 1998, har det femte av ramprogrammen startats. I detta program (1998-2002) ligger tyngdpunkten på att ”röra sig från grundvetenskaplig forskning mot en integrerad ansats för att kunna demonstrera förmågan att lösa problem i verkligheten. Detta skall ske genom att ta fram praktiska lösningar såväl till viktiga vetenskapliga och tekniska problem som till sådana, som rör allmänhetens oro. Forskningen borde därför bidra till att demonstrera att geologisk deponering är möjlig och till att förbättra den vetenskapliga basen för säkerhetsbedömningen. Fler metoder att skapa förtroende och tillit hos allmänheten bör också utvecklas.” (ref.1)

Femte ramprogrammet kommer att innefatta forskning rörande ”Omhändertagande av radioaktivt avfall” inom delprogrammet ”Bränslecykelns säkerhet” och den tillgängliga totalbudgeten är 60 miljoner euro.

Efter en första begäran 1999 om projektförslag inom delområdet ”hantering och deponering av avfall och använt bränsle” har 23 projekt valts ut för vidare förhandling. Flera av dessa projekt berör svenska organisationer och anläggningar.

Verksamheten innefattar forskning ägnad åt:

- Förvarsteknologi
 - att vid Äspölaboratoriet testa olika steg gällande planläggning, konstruktion och drift av ett förvar i kristalliniskt berg med fokus inriktat på tillverkade barriärsystem;
 - att demonstrera effektiva förseglings- och åter- fyllningskoncept i olika underjordiska berglaboratorier, dvs. för schakt i HADES-laboratoriet i Belgien och nya återfyllnadskoncept i Iera (Opalinus Clay) i Mont Terri berglaboratoriet i Schweiz;
 - att fastställa den hydromekaniska störningen i bergmassan som orsakas av byggandet av ett under-jordslaboratorium i en djup lerformation i östra Frankrike.
- Utvärdering av förvarssystemens funktion (PA) (Performance Assessment)

- att vidareutveckla PA-metodiken och stärka den vetenskapliga basen för ingångsdata till de modeller, som används i PA-beräkningar, tillämpade på bentonitbarriärer i integrerad PA, samt att prova och inkorporera kopplade processer i PA-modellering;
 - att uppskatta möjliga långtidseffekter orsakade av klimatförändringar på säkerheten hos djupförvar med radioaktivt avfall och därigenom förbättra kunskapsläget gällande biosfärmodellering i PA-sammanhang;
 - att identifiera ett antal säkerhets- och funktionsindikatorer och att testa deras lämplighet i samband med utvärderingen av deponeringssystemets långtidseffekt.
- Djupförvars långtidsegenskaper
 - att testa och värdera olika tänkta barriärer såsom avfallsform, buffert- och återfyllnadsmaterial och den naturliga (geologiska) barriären i ett koncept med många barriärer. Dessa arbeten skall genomföras under förhållanden, som är så lika som möjligt de, som förväntas gälla i ett förvar, eller de, som används under kontrollerade förhållanden i laboratorierna.

Dessutom kommer ett nätverk(CROP) att skapas som ett forum för att samla och bedöma erfarenheter från olika underjordiska berglaboratorier i Europa, USA och Kanada. Särskilt intresse skall ägnas åt konstruktion och instrumentering samt till korrelering av teoretiska modeller och fältdata, speciellt vad gäller tillverkade barriärsystem.

En konferens sammanfattande resultaten av det nu avslutade fjärde ramprogrammet hölls i Luxemburg i november 1999 (ref. 2). De allmänna ämnen, som togs upp, och de väsentliga slutsatser, som drogs, citeras nedan:

”De av EU-kommissionen stödda R&D-arbetena rörande hantering och slutförvaring av radioaktivt avfall har bidragit till att ytterligare utveckla en gemensam förståelse och enighet inom unionen rörande nyckelfrågorna. Forskning tillsammans med

andra aktiviteter inom EU har främjat internationellt samarbete och skapat ett forum för utbyte av information och expertis på hög nivå mellan olika berörda grupper inom och utom den europeiska unionen.”

”Betydelsefulla framsteg och resultat inom området hantering och slutförvaring av radioaktivt avfall har nåtts genom stora fältexperiment i underjordiska laboratorier. Dessa gäller demonstration i praktiken av att deponeringskoncept tekniskt kan realiserats och bedömningen av långtidseffekter på komponenter i förvaret. Speciella undersökningar av tillverkade barriärer och den geologiska omgivningen har bidragit till att utöka den vetenskapliga kunskapen och databasen rörande processer av betydelse för bedömningen av förvarets förmåga att innesluta avfallet.”

”De uppnådda resultaten har också bidragit till att öka förtroendet för den använda metodiken, för verktygen, för tillförlitligheten i modelleringen och för PA-beräkningarnas förmåga att utvärdera förvarssystemens funktion.”

I de flesta europeiska länder, som utvecklar djupförvar för slutdeponering av sitt långlivade radioaktiva avfall, har diskussionerna rörande acceptabla lösningar för avfallshanteringsstrategier innefattat återtagbarhet.

För att kunna jämföra olika sätt att angripa denna fråga startade EU-kommissionen en gemensam studie (Concerted Action, CA) rörande återtagbarhet av långlivat radioaktivt avfall i djupa underjordiska förvar (se även kapitel 2). Kunskapsläget granskades, och en översikt gavs av olika syn på återtagbarhet.

Detta ledde till

- en sammanställning över hur olika länder ser på denna fråga;
- fastställande av en definition, tolknings- och arbetsmässigt, av återtagbarhetskonceptet;
- en metodik, varigenom man kan bedöma hur återtagsmöjligheten varierar mellan olika deponeringskoncept;
- identifiering av konsekvenserna för förvarets konstruktion och dess säkerhet på lång sikt.

Aspekter av sociopolitisk, övervaknings- och safeguards-natur togs också upp (ref. 3).

Internationellt samarbete och partnerskap i forskningsprojekt, som utförts vid underjordiska berglaboratorier, liksom utbyte av information har stimulerats genom bildandet av **CLub of Underground Storage, Testing and Research facilities (CLUSTER-URLs)**, som inkluderar berglaboratoriet i Äspö.

Förberedelser pågår nu att gå bortom det femte EURATOM ramprogrammet (1998-2002) genom att ta upp frågor, som skall behandlas i ett framtida europeiskt forskningsprogram, det sjätte ramprogrammet. EURATOMs Vetenskapliga och Tekniska Kommitté (STC) har utarbetat ett strategiskt diskussionsdokument.

Inom det nuvarande EU genereras mer än en tredjedel av elkraften i kärnkraftverk, och behovet av elkraft kan förväntas öka i framtiden. Framtida generationer skall ha ett reellt urval av tillgänglig teknologi att välja av, när de skall bestämma vilket energisystem, som bäst svarar mot deras behov och acceptanskriterier. För att säkerställa detta rekommenderar STC kraftfullt en ökning av den europeiska budgeten för kärnkraftsforskning för perioden efter det femte ramprogrammet. Vad avser forskningsfrågor relaterade till avfallshantering rekommenderar STC, att man försöker komma fram till en gemensam och vetenskapligt grundad uppfattning om vad som ryms inom begreppet ”rimlig garanti för säkerhet” (reasonable assurance of safety) för perioder långt efter det att förvaret stängts. Därigenom skulle man kunna försäkra sig om en någorlunda likartad

lagtolkning inom EU-länder vid licensieringsprocedurer. Det skulle också vara önskvärt att få fram en gemensam syn på frågeställningar relaterade till koncepten ”lagring för evigt” och ”återtagbar deponering”.

Referenser:

1. Von Maravic H, Haijtink B, Mc Menamin T: 2000; “European Commission R&D-activities on radioactive management and disposal towards the fifth EURATOM Framework Programme(1998-2002)”. Proceedings of Dis Tec 2000, an International Conference on Radio-active Waste Disposal, September 4-6, 2000, Berlin, Germany. Publ. By KONTEC
2. European Commission, EURADWASTE 1999 - “Radioactive waste management strategies and issues”, Fifth European Commission Conference on Radioactive Waste Management and Disposal and Decommissioning, Luxembourg, 15-18 November 1999, EUR 19143 EN, 2000
3. Grupa, JB, et al 2000: “Concerted action on retrievability of long-lived radioactive waste in deep underground laboratories”, EUR 19145 EN

KASAM

STATENS RÅD FÖR
KÄRNAV FALLSFRÅGOR
Swedish National Council for Nuclear Waste

KASAM, Statens råd för kärnavfallsfrågor, inrättades år 1985 och är en fristående kommitté under Miljödepartementet med uppgift att utreda frågor om kärnavfall och avställning av kärntekniska anläggningar och att lämna regeringen och vissa myndigheter råd i dessa frågor.

Ledamöterna - som består av kvalificerade vetenskapsmän från svenska och nordiska universitet och högskolor - representerar oberoende sakkunskap inom olika områden av betydelse för slutförvaringen av radioaktivt avfall, inte enbart inom teknik och naturvetenskap utan också inom områden som etik, psykologi, juridik och samhällsvetenskap.

I KASAMs uppgifter ingår att granska det program för forsknings- och utvecklingsverksamhet – om bl.a. slutförvaring av använt kärnbränsle – som de svenska kärnkraftföretagen upprättar vart tredje år.

En viktig del av KASAMs verksamhet är att erbjuda ett forum för oliktankande och för sakkunniga inom och utom landet att diskutera kärnavfall och därmed anknutna frågor. Ett antal seminarier på skilda teman har därför hållits.

Det åligger också KASAM att vart tredje år i ett särskilt betänkande redovisa sin självständiga bedömning av kunskapsläget på kärnavfallsområdet. Denna skrift utgör KASAMs redovisning till regeringen av ”Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2001”.

KASAM, Miljödepartementet, 103 33 Stockholm.

FRITZES OFFENTLIGA PUBLIKATIONER

POSTADRESS: 106 47 STOCKHOLM
FAX 08-690 91 91. TELEFON 08-690 91 90
E-POST: order.fritzes@liber.se
INTERNET: www.fritzes.se