

R-00-32

Systemanalys

Val av strategi och system för omhändertagande av använt kärnbränsle

Svensk Kärnbränslehantering AB

Oktober 2000

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 5864

SE-102 40 Stockholm Sweden

Tel 08-459 84 00

+46 8 459 84 00

Fax 08-661 57 19

+46 8 661 57 19



Systemanalys

Val av strategi och system för omhändertagande av använt kärnbränsle

Svensk Kärnbränslehantering AB

Oktober 2000

Förord

Arbetet med denna rapport inleddes i januari 2000. Rapporten är en del av det samlade underlag SKB enligt ett regeringsbeslut ska redovisa inför valet av platser för platsundersökningar. Rapporten redovisar olika alternativ till SKB:s huvudinriktning för omhändertagande av använt kärnbränsle – geologisk deponering enligt KBS-3-metoden. Den utgör en fördjupning av redovisningen av alternativa metoder för långsiktigt omhändertagande av kärnbränsleavfall som lämnades i samband med SKB FUD-program 98.

Projektet har genomförts av Lena Morén (SKB), Stig Ronaldson (Safetech) och Lennart Devell (MSE-konsult).



Lena Morén
Projektledare
Säkerhet och vetenskap, SKB

Sammanfattning

Bakgrund och definitioner

I beslutsunderlaget som behövs inför de platsundersökningar SKB önskar genomföra ingår en systemanalys. I en systemanalys jämförs alternativa sätt att lösa ett problem mot en definierad kravspecifikation. Syftet är att finna den bästa lösningen på problemet, i detta fall omhändertagande av använt kärnbränsle. SKB har i enlighet med myndigheternas rekommendationer /SKI, 1999/ valt att genomföra systemanalysen i flera steg.

I det första steget jämförs olika *strategier* att omhänderta det använda bränslet och den som bäst svarar mot uppställda krav väljs för vidare analys. En strategi har definierats som ett tekniskt tillvägagångssätt att genomföra en allmän principiell inriktning att lösa problemet. I det andra steget av systemanalysen jämförs alternativa *system* för att genomföra den valda strategin. Ett system har definierats som den uppsättning anläggningar mm som krävs för att genomföra en strategi. I tidigare arbete talar man om metod och metodval. Ordet metod används här i betydelsen förfaringssätt, t ex är KBS-3 och djupa borrhål olika metoder att förvara använt kärnbränsle i berggrunden. Den valda metoden påverkar systemutformningen, och bindning till en viss metod sker vid systemvalet. I det tredje steget av systemanalysen ges en detaljerad beskrivning av det system som bäst uppfyller ställda krav, och olika tänkbara systemvarianter jämförs. Denna rapport omfattar analys av strategier och system. Den detaljerade systemredovisningen och jämförelsen mellan systemvarianter redovisas i en separat rapport.

I systemanalysen utgår vi från dagens situation och det använda bränslet finns i mellanlagret, CLAB. Vi bortser från de planer som finns för det fortsatta omhändertagandet och frågar oss: Hur kan vi omhänderta det använda kärnbränslet? I praktiken har vi i Sverige redan valt strategi i samband med de lagstiftade, och andra redovisningar, SKB lämnat in för granskning under årens lopp. Vi har också en huvudlinje när det gäller val av system. Syftet med systemanalysen är att genom en systematisk genomgång samlat redovisa de överväganden och argument som lett fram till den föreslagna lösningen på problemet.

Analys av alternativa strategier

Den kravspecifikation som används i jämförelsen av alternativa strategier är hämtad från internationella överenskommelser och svensk lagstiftning med föreskrifter. Kraven, som har delats in i övergripande-, miljö-, säkerhets- och strålskydds krav samt krav på safeguards, sammanfattas nedan.

Övergripande krav

De övergripande kraven återfinns i internationella överenskommelser och svensk lagstiftning. Enligt dem ska:

- avfallet tas omhand så att otillbörliga bördor inte läggs på kommande generationer,
- avfallet tas omhand inom landet, om det kan ske på ett säkert sätt,
- havet och havsbotten utanför landets gränser inte utnyttjas,
- slutförvar inte kräva övervakning och underhåll,
- ägarna till kärnkraftverken ansvara för att omhändertagandet sker på ett säkert sätt.

Miljökrav

Enligt miljökraven ska kommande generationer tillförsäkras en god och hälsosam miljö, samt återanvändning och återvinning och annan hushållning med material, energi och andra resurser främjas.

Säkerhetskrav

Enligt säkerhetskraven ska säkerheten vila på flerfaldiga barriärer. Händelser och förhållanden som kan påverka barriärerna ska identifieras. Systemet ska vara tåligt mot felfunktioner och ha hög tillförlitlighet. I första hand ska beprövade konstruktionsprinciper användas. Slutförvar ska efter förslutning ge acceptabel säkerhet utan övervakning och underhåll.

Strålskyddskrav

Enligt strålskyddskraven ska den joniserande strålningens påverkan på människa och miljö beräknas och visas vara acceptabel, både vid hanteringen av det använda kärnbränslet och i framtiden. Biologisk mångfald och utnyttjande av biologiska resurser ska skyddas mot skadlig verkan av strålning. Stråldoser ska begränsas så långt möjligt med hänsyn till ekonomiska och samhällsliga faktorer. För att begränsa utsläpp ska effektivaste åtgärd som inte medför orimliga kostnader genomföras.

Safeguards – icke spridning av kärnämne och kärnavfall

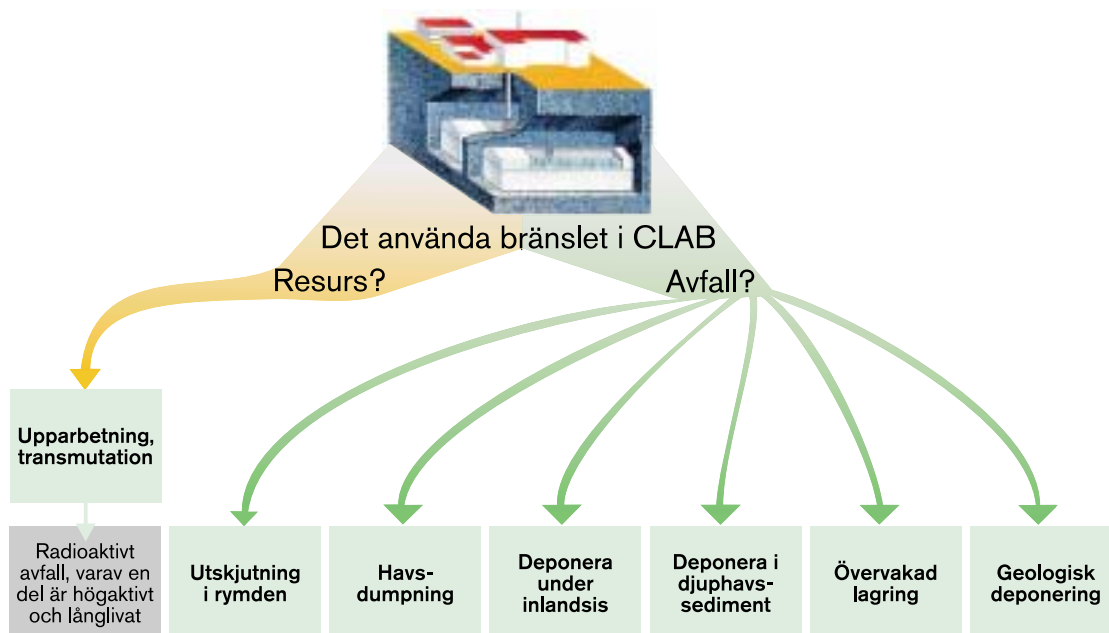
Systemet för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras.

Egenskaper hos använt kärnbränsle som påverkar strategi- och systemvalet är att det efter driften i reaktorn innehåller radioaktiva ämnen och avger värme. Innehållet av radioaktiva ämnen representerar en farlighet som överskrider den hos naturligt uranmalm i tidsperspektivet hundratusentals år. En del av det radioaktiva materialet är klyvbart och går att använda som råvara vid tillverkning av nytt kärnbränsle. En stor del av detta material är också långlivat, och utgör den största delen av radioaktiviteten på lång sikt.

Använt kärnbränsle kan betraktas som en resurs/råvara ur vilken klyvbart material, och även andra ämnen, kan utvinnas och bearbetas. På så sätt kan mer energi utvinnas ur bränslet samtidigt som en del av den långlivade radioaktiviteten omvandlas till kortlivad. Det använda kärnbränslet kan också betraktas som avfall. Mot bakgrund av det redovisas de studerade strategierna i figur 1.

För att kunna utvärdera strategierna mot de krav som ställts upp, krävs översiktliga systembeskrivningar. För varje alternativ redovisas principiell inriktning och systemutformning. För några strategier redovisas alternativa systemutformningar, det gäller uppärbetning och transmutation, övervakad lagring och geologisk deponering. I anslutning till redovisningen av varje alternativ utvärderas hur och om strategin svarar mot ställda krav. Slutligen jämförs alternativens förutsättningar att uppfylla kraven mot varandra, och det alternativ som bäst uppfyller kraven väljs för vidare analys.

Den strategi som bäst bedömdes uppfylla de ställda kraven är geologisk deponering. Strategin kan visas uppfylla samtliga krav. Andra strategier kan ha fördelar vad gäller enskilda krav. Till exempel kan deponering i djuphavssediment ha miljö-, säkerhets- och strålskyddsmässiga fördelar, men denna strategi uppfyller inte kravet på att havet och havsbotten inte får utnyttjas. Utskjutning i rymden har fördelar vad gäller safeguards men nackdelar t ex vad gäller miljö och resursutnyttjande. I en samlad utvärdering mot de uppställda kraven framstår geologisk deponering som det mest fördelaktiga alternativet, och det väljs för fortsatt analys.



Figur 1. De analyserade strategierna.

Analys av alternativa system för geologisk deponering

I analysen av olika system för geologisk deponering är huvudfrågan inte *om* uppställda krav uppfylls, utan snarare *hur väl* de uppfylls. För att underlätta en jämförelse har en mer detaljerad kravspecifikation formulerats. Kravspecifikationen är en tolkning av vad kraven i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter mer konkret kan innebära för geologisk deponering. Baserat på kravspecifikationen har ett antal frågor som bör belysas under platsval, byggande, drift samt efter förslutning formulerats. Frågorna diskuteras för varje alternativ. Utvärderingen gentemot kravspecifikationen görs samlat och tyngdpunkten ligger på en jämförelse av alternativen mot varandra.

Geologisk deponering innebär att det använda bränslet deponeras på djupet i en geologisk miljö som är stabil på mycket lång sikt. I Sverige utgör det kristallina urberget en lämplig geologisk miljö. Grundprincipen för geologisk deponering är att avfallet ska omges av flera passiva barriärer som stöder och kompletterar varandra. Ett system för geologisk deponering består av:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen,
- transportsystem,
- djupförvar med tunnlar, borrhål, bergrum etc där det använda bränslet deponeras.

Utförningen av djupförvaret styr konstruktionsförutsättningarna för inkapslingsanläggning och transportsystem, medan mellanlagret endast i mindre omfattning påverkas av övriga systemdelar. Analysen av alternativa system för geologisk deponering baseras därför på en jämförelse mellan olika metoder att konstruera ett djupförvar.

Olika tekniska lösningar för utformningen av ett djupförvar har studerats. De utgår alla från flerbarriärprincipen, att avfallet ska omges av flera passiva barriärer som stöder och kompletterar varandra. Säkerheten hos förvaret ska vara tillräcklig även om någon barriär skulle vara defekt eller inte fungera som avsett. Säkerheten bygger på en kombination av den *naturliga barriär* berget, det stora djupet och den geologiska miljön utgör, och tillverkade s k *tekniska barriärer*. De tekniska barriärerna bör vara konstruerade av naturliga material vars långsiktiga utveckling i den geologiska miljön går att visa. Temperatur och strålning från det använda bränslet ska ha begränsad inverkan på de tekniska barriärerna och berget.

Flera olika metoder att bygga djupförvar i kristallint berg är möjliga, de som studerats i Sverige och som ingår i denna jämförelse är:

- KBS-3
(avfallet deponeras i ett system av kortare tunnlar på ca 400–700 m djup).
- Mycket långa tunnlar
(avfallet deponeras i ett fåtal parallella flera kilometer långa tunnlar på ca 400–700 m djup).
- WP-Cave
(avfallet placeras tätt i en bergvolym inom vilken vattenomsättningen minskats genom olika ingenjörsmässiga ingrepp).
- Djupa borrhål
(avfallet deponeras i flera tusen meter djupa borrhål).

Eftersom KBS-3 är det mest utredda alternativet fungerar det som referens i jämförelsen. Viktiga punkter i jämförelsen har varit:

- Möjligheter att finna en lämplig plats för förvaret i berggrunden.
- Miljöpåverkan under byggande och drift.
- Restriktioner på markanvändning efter förslutning.
- Säkerhet och strålskydd under drift.
- Säkerhet och strålskydd efter förslutning.
- Möjligheter att återta deponerat bränsle under drift samt efter förslutning.
- Möjligheter att arrangera safeguards under drift och efter förslutning.

I en samlad utvärdering mot de krav av såväl etisk som teknisk karaktär som ställts upp bedömdes KBS-3 vara det mest fördelaktiga alternativet. Mycket långa tunnlar ger mindre miljöpåverkan under byggande än KBS-3, medan driftsäkerheten bedömdes vara bättre för KBS-3. Djupa borrhål kan ha vissa fördelar vad gäller miljöpåverkan under byggande och restriktioner på markanvändningen efter förvaret förslutits. En jämförelse av säkerhet och strålskydd, både under byggande och efter förslutning gentemot övriga alternativ utföll däremot till nackdel för djupa borrhål. De argument som talar för KBS-3 som det mest fördelaktiga alternativet är hanteringen i driftskedet som medger individuell kontroll av buffert och kapslar, samt fördelar vid eventuellt återtag av kapslar. Vidare ansågs flexibilitet i förvarsutformningen, som t ex medger en layout som kräver mindre uttag av berg om så skulle önskas, vara en fördel med KBS-3.

Innehåll

1	Inledning	13
1.1	Bakgrund	13
1.2	Radioaktivt avfall	13
1.3	Syfte och omfattning	16
2	Systemanalysens förutsättningar	19
2.1	Allmänna förutsättningar	19
2.2	Det använda kärnbränslets egenskaper	20
3	Krav på system för omhändertagande av använt kärnbränsle	23
3.1	Övergripande krav	24
3.2	Miljökrav	24
3.3	Säkerhetskrav	25
3.3.1	Säkerhetsfunktioner och barriärer	25
3.3.2	Konstruktionsprinciper	25
3.4	Strålskyddskrav	25
3.4.1	Strålskydd	25
3.4.2	Systemutformning	26
3.5	Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards	26
4	Analys av alternativa strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle	27
4.1	Inledning	27
4.2	Upparbetning och transmutation	30
4.2.1	Ämnen som är kandidater för transmutation	30
4.2.2	Olika typer av reaktorer för transmutation	32
4.2.3	System för upparbetning och transmutation	33
4.2.4	Upparbetning och återföring av uran och plutonium	35
4.2.5	Transmutation som komplement till återföring av uran och plutonium	38
4.2.6	Transmutation utan renframställning av plutonium	40
4.2.7	Säkerhet och avfall	42
4.2.8	Kravutvärdering	43
4.2.9	Bedömning	45
4.3	Havsdumpning	46
4.3.1	Övergripande systembeskrivning	46
4.3.2	Kravutvärdering	46
4.3.3	Bedömning	46
4.4	Utskjutning i rymden	47
4.4.1	Översiktlig systembeskrivning	47
4.4.2	Säkerhet vid utskjutning i rymden	48
4.4.3	Kravutvärdering	50
4.4.4	Bedömning	51
4.5	Deponering under vidsträckta inlandsisar	51
4.5.1	Översiktlig systembeskrivning	52
4.5.2	Kravutvärdering	52
4.5.3	Bedömning	52

4.6	Deponering i djuphavssediment	52
4.6.1	Systembeskrivning	53
4.6.2	Säkerhet	56
4.6.3	Kravutvärdering	56
4.6.4	Bedömning	57
4.7	Övervakad lagring	57
4.7.1	System för övervakad lagring	58
4.7.2	Våt lagring	58
4.7.3	Säkerhet vid våt lagring	59
4.7.4	Torr lagring	59
4.7.5	Dry Rock Deposit	61
4.7.6	Säkerhet vid torr lagring och Dry Rock Deposit	62
4.7.7	Kravutvärdering	62
4.7.8	Bedömning	64
4.8	Geologisk deponering	64
4.8.1	System för geologisk deponering	66
4.8.2	Djupförvar enligt KBS-3-metoden	66
4.8.3	Djupförvar enligt de andra studerade metoderna	67
4.8.4	Säkerhet för KBS-3	68
4.8.5	Säkerhet för de andra studerade metoderna	68
4.8.6	Kravutvärdering	68
4.8.7	Bedömning	69
5	Jämförelse och val av strategi	71
5.1	Alternativens förutsättningar att uppfylla ställda krav	72
5.1.1	Övergripande krav	72
5.1.2	Miljökrav	73
5.1.3	Säkerhetskrav	75
5.1.4	Strålskyddskrav	76
5.1.5	Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards	77
5.2	Samlad bedömning och val	78
6	Kravspecifikation för geologisk deponering i urberg	81
6.1	Övergripande krav	81
6.2	Miljökrav	82
6.2.1	Platsens geologi	82
6.2.2	Systemutformning	83
6.3	Säkerhetskrav	83
6.3.1	Platsens geologi	84
6.3.2	Systemutformning	84
6.4	Strålskyddskrav	84
6.5	Icke spridning av kärnämne och kärnavfall	85
6.6	Frågor som belyses i beskrivningarna av de alternativa systemen	86
7	Analys av alternativa system för geologisk deponering i kristallint urberg	89
7.1	Inledning	89
7.2	KBS-3	91
7.2.1	Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner	91
7.2.2	Platsundersökning	93
7.2.3	Byggande	94
7.2.4	Drift	96
7.2.5	Långsiktig säkerhet efter förslutning	97

7.3	Mycket långa tunnlar	99
7.3.1	Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner	99
7.3.2	Platsundersökning	101
7.3.3	Byggande	101
7.3.4	Drift	102
7.3.5	Långsiktig säkerhet efter förslutning	104
7.4	WP-Cave	104
7.4.1	Övergripande systemutformning och säkerhetsfunktioner	104
7.4.2	Platsundersökning	106
7.4.3	Byggande	106
7.4.4	Drift	107
7.4.5	Långsiktig säkerhet efter förslutning	108
7.5	Djupa borrhål	109
7.5.1	Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner	110
7.5.2	Platsundersökning	112
7.5.3	Byggande	112
7.5.4	Drift	113
7.5.5	Långsiktig säkerhet efter förslutning	115
8	Jämförelse och val av system för geologisk deponering	117
8.1	Jämförelse och utvärdering av alternativen	117
8.1.1	Övergripande krav	117
8.1.2	Miljökrav	118
8.1.3	Säkerhetskrav	121
8.1.4	Strålskyddskrav	125
8.1.5	Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards	126
8.2	Samlad bedömning och val	127
9	Referenser	129

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Omhändertagandet av det radioaktiva avfall som uppkommer vid driften av kärnkraftverk diskuterades redan tidigt i utbyggnaden av det svenska kärnkraftsprogrammet. Under 70- och 80-talet utreddes frågan och ansvarsfördelning och finansiering lagstodgades. Ägarna av kärnkraftverken är ansvariga för omhändertagandet av det radioaktiva avfallet, samt för att beräkna kostnaderna för hanteringen. De har bildat ett gemensamt bolag, SKB (Svensk Kärnbränslehantering), för att hantera avfallsfrågorna. Kostnadsberäkningar lämnas årligen till SKI (Statens kärnkraftinspektion) och regeringen för godkännande. Sedan 1986 redovisar SKB vart tredje år forsknings- och utvecklingsprogram, FUD-program, där beskrivs hur omhändertagandet planeras gå till, samt program för forskning och utredningar som behövs för att genomföra de beskrivna åtgärderna. FUD-programmen lämnas till SKI och regeringen för granskning och godkännande. Vid flera tillfällen har SKB ålagts att komplettera programmen.

Inom ramen för FUD-programmen har avfallsfrågan utretts, diskuterats och granskats. Tre grundläggande frågor behöver besvaras; *hur* respektive *när* ska avfallet tas omhand, och vilka blir *konsekvenserna*? En viktig fråga är också *var* de anläggningar som krävs kan byggas. Frågorna hänger ihop och måste behandlas parallellt på så vis att allt mer detaljerad kunskap tas fram, och beslut fattas i en stegvis process. Svaren på frågorna kan vara vetenskapliga, men handlar ofta om värderingar av fakta och sammanvägningar av olika etiska, moraliska och även rent vetenskapliga bedömningar. Några viktiga frågor är värdet av handlingsfrihet, nutida och kommande generationers ansvar, risk för samhällsförfall och bedömningar av framtida teknikutveckling. Systemanalysens uppgift är i första hand att svara på frågan *hur* avfallsfrågan ska lösas.

1.2 Radioaktivt avfall

Det svenska kärnkraftsprogrammet ger upphov till olika typer av radioaktivt avfall. Mindre volymer radioaktivt avfall uppkommer också inom industri, forskning och sjukvård. Radioaktivt avfall delas med avseende på radioaktivitet in i hög-, medel- och lågaktivt. Med avseende på innehållet av nuklider med lång halveringstid delas avfallet in i kort- och långlivat, se tabell 1-1.

Tabell 1-1. Klassificering av radioaktivt avfall

Radioaktivitet	Innehåll av långlivade ämnen				
	Högaktivt	Medelaktivt	Lågaktivt	Kortlivat	Långlivat
Kräver kylning och strålskärning.	Kräver strålskärning, men inte kylning.	Kräver varken kylning eller strålskärning.	Domineras av nuklider med en halveringstid kortare än ca 30 år.	–	Signifikant innehåll av nuklider med halveringstider över ca 30 år.
Värmeeffekt ~ 2 kW/m ³	Ytdosrat > 2 mSv/timme	Ytdosrat < 2 mSv/timme	–	–	$\alpha > 400$ Bq/g

Tabell 1-2. Det radioaktiva avfall SKB ansvarar för fördelat på olika kategorier

	Långlivat	Kortlivat
Högaktivt	Använt kärnbränsle	
Medelaktivt	Reaktordelar (styrstavar), Rivningsavfall från kärnkraft (hårdkomponenter), Rivningsavfall från mellanlager och inkapslingsanläggning (små mängder)	Driftavfall från kärnkraft, Driftavfall från mellanlager och inkapslingsanläggning, Rivningsavfall från kärnkraft, Rivningsavfall från mellanlager och inkapslingsanläggning (små mängder)
Lågaktivt	Avfall från forskning	Driftavfall från kärnkraft, övrig industri samt sjukvård, Driftavfall från mellanlager och inkapslingsanläggning, Rivningsavfall från kärnkraft, Rivningsavfall från mellanlager och inkapslingsanläggning

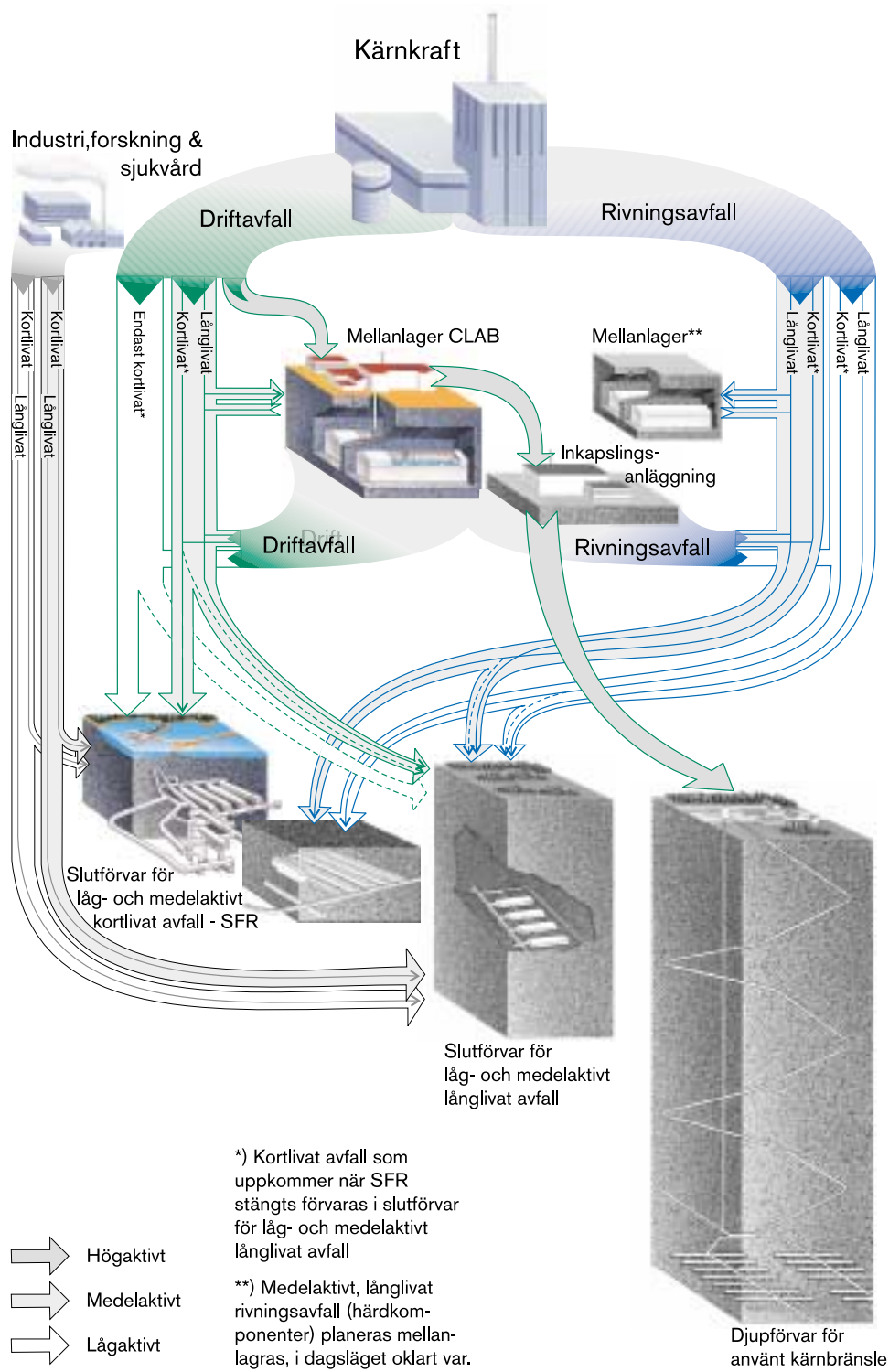
De olika typer av avfall SKB ska omhändertaga redovisas i tabell 1-2. Observera att använt kärnbränsle även kan betraktas som en resurs eller råvara.

De olika kategorierna avfall; hög-, medel- och lågaktivt respektive långlivat och kortlivat ställer olika krav på hantering och förvaring. I princip kräver därför varje avfallskategori i tabell 1-2 sitt system.

Avfallstypen avgör vilka krav som ställs på hantering och förvaring. I praktiken kan dock andra faktorer än aktivitetsinnehållet avgöra hur omhändertagandet faktiskt sker. Idag mellanlagras t ex en del medelaktivt avfall tillsammans med det högaktiva använda bränslet trots att det inte kräver kylning. Ekonomiska och drifttekniska överväganden motiverar en ur säkerhetssynpunkt överdimensionerad hantering.

Vissa – eller delar av – systemen finns i drift idag. Det gäller system för låg- och medelaktivt kortlivat avfall. För det använda kärnbränslet finns mellanlager (CLAB i Oskarshamn) och anläggningar m m för transport. Anläggningar, transportfordon m m kan utnyttjas av flera system. Ett exempel på det är hamnanläggningarna vid Oskarshamn och Forsmark samt fartyget Sigyn som utnyttjas av samtliga system som är i drift idag. Om möjligheterna till samutnyttjande är stora kan flera avfallstyper hanteras inom samma system. Avfallstyper samt de anläggningar som finns idag visas i figur 1-1.

Den systemanalys som redovisas i det följande omfattar enbart system för omhändertagande av använt kärnbränsle. Övriga avfallstyper och system för att hantera dem redovisas i andra sammanhang.



Figur 1-1. Det radioaktiva avfall SKB ansvarar för, samt de planerade systemen för omhändertagandet. Anläggningar som finns idag är återgivna i färg och planerade anläggningar i svart-vitt. Förutom de visade anläggningarna finns ett system för transporter av radioaktivt avfall och använt kärnbränsle.

1.3 Syfte och omfattning

SKB önskar inleda platsundersökningar i minst två kommuner. Syftet med undersökningarna är att utreda om berggrunden på platsen lämpar sig för ett djupförvar för använt kärnbränsle, och om platsen också i övrigt är lämplig för en etablering av ett djupförvar. För att de aktuella kommunerna ska kunna ta ställning till om de vill delta i platsundersökningar krävs ett genomarbetat beslutsunderlag, där bl a en systemanalys ska ingå. Myndigheterna har redovisat sin syn på vad en sådan systemanalys bör innehålla /SKI, 1999/. Myndigheternas redovisning, samt efterföljande diskussioner, utgör en utgångspunkt för den systemanalys som presenteras i det följande.

En systemanalys förutsätter att vissa allmänna förutsättningar och prestationsmått för systemet specificerats. Avsikten med en systemanalys är att fastställa hur systemet ska utformas för att uppnå de fastställda målen på bästa möjliga sätt. Nedan presenteras innehåll och omfattning av föreliggande systemanalys.

Systemanalysen *innebär*:

- jämförelse och val mellan alternativa sätt att lösa ett problem eller en uppgift.

Systemanalysen *innehåller*:

- beskrivning av problemet eller uppgiften,
- kravspecifikation och jämförelsegrunder,
- beskrivningar av alternativen,
- jämförelse och värdering av alternativen samt val med motiveringar.

Beskrivningarna av alternativen ska vara likvärdiga i detaljeringsgrad och möjliggöra en analys av hur alternativen svarar mot ställda krav och jämförelsegrunder. Följande begrepp har införts:

- Princip
en allmän principiell inriktning för att lösa det aktuella problemet eller uppgiften (t ex "att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö").
- Strategi
ett tekniskt tillvägagångssätt att genomföra en princip (t ex "övervakad lagring").
- System
en uppsättning samverkande anläggningar m m som krävs för att praktiskt tillämpa en strategi (t ex transportfordon, hamn och vått lager, transportfordon, hamn och torrt lager).
- Systemvariant
alternativa utformningar av de anläggningar m m som tillhör ett visst system.

Den presenterade systemanalysen – som är en del av kompletteringen till FUD-program 98 – avser enbart system för omhändertagande av använt kärnbränsle. Vi har valt att bryta ned den i följande delanalyser:

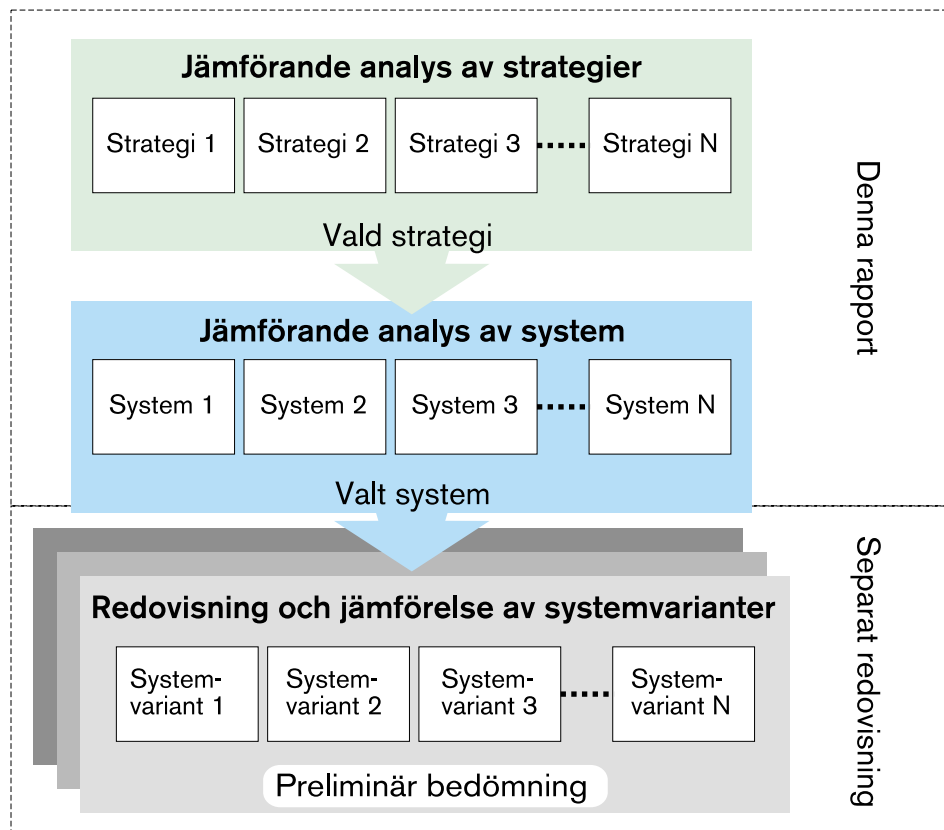
1. strategi
jämförelse och värdering av tänkbara alternativ, samt val med motiveringar,
2. system
jämförelse och värdering av tänkbara alternativ, samt val med motiveringar,
3. systemvarianter
presentation av alternativ, jämförelse och viss värdering.

I tidigare arbete talar man om *metod* och *metodval*. Ordet metod används här i betydelsen förfaringsätt. Vår lagring är t ex en lagringsmetod, och KBS-3 är en metod för förvaring av använt kärnbränsle i berggrunden. Vald metod för varje anläggning m m som ingår i ett system påverkar systemutformningen. I valet av strategi binder man sig inte till någon specifik metod. SKB uppfattar att en bindning till en viss metod sker vid systemvalet. Då definieras ett specifikt system för att realisera en den valda strategin. I samband med det redovisas också vilka systemvarianter valet omfattar.

I praktiken har vi i Sverige redan valt strategi (*geologisk deponering*). Vi har också en huvudlinje när det gäller val av system, där ett system som baserar sig på ett djupförvar enligt *KBS-3-metoden* – dvs deponering i kopparkapslar på ca 500 m djup i urberget – är huvudalternativet. Valet har skett stegvis inom ramen för redovisning och granskning av FUD-programmen och studier relaterade till dem /SKB, 1989a, Juhlin, Sandstedt, 1989, Sandstedt m fl, 1991, SKB, 1992, Juhlin m fl, 1998, Ekendahl, Papp, 1998/. I den följande systemanalysen används resultat från detta arbete. Resultaten redovisas samlat och jämförs mot specificerade krav. Syftet är att ge en samlad redovisning över de överväganden som lett fram till geologisk deponering enligt KBS-3-metoden som huvudalternativ för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Denna rapport omfattar analys, utvärdering och val av strategi och system för omhändertagande av använt kärnbränsle, dvs punkt 1 och 2 ovan. Syftet är att visa hur vårt samhälles värderingar, såsom de avspeglas i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter, i kombination med dagens tekniska kunnande lett fram till systemvalet.

Analys av systemvarianter, dvs punkt 3 ovan, presenteras i en separat rapport /Pettersson m fl, 2000/. Där ges en fullständig beskrivning av huvudalternativet för omhändertagande av använt kärnbränsle, KBS-3 systemet. Beskrivningen inkluderar säkerheten i alla delar av systemet, kopplingar mellan olika delar samt möjliga förändringar vad gäller teknik, tidsplan och lokalisering. Utbyggnaden av KBS-3 systemet planeras ske stegvis. I takt med att processen går framåt tas beslut om lokalisering och utförande. Analysen av systemvarianter kommer i samband med det successivt att uppdateras. Systemanalysen utgör en del av det beslutsunderlag som leder fram till byggandet av systemet, en illustration av systemanalysens olika delar ges i figur 1-2.



Figur 1-2. Systemanalysens olika delar: analys och val av strategi, analys och val av system samt analys av systemvarianter. I takt med att processen att bygga systemet stegvis går framåt uppdateras analysen av systemvarianter.

2 Systemanalysens förutsättningar

Denna del av systemanalysen omfattar som tidigare nämnts val av strategi och system för omhändertagande av använt kärnbränsle. För att kunna genomföra jämförelse och val måste allmänna förutsättningar som gäller för analysen fastställas. För att kunna bedöma hur det använda kärnbränslet bör tas omhand måste vi känna till något om dess egenskaper.

2.1 Allmänna förutsättningar

Sverige har planerat för utnyttjande av kärnkraft sedan mitten av 50-talet. El från kärnkraft har producerats i försöksskala sedan 1960-talet och kommersiellt sedan 1972. Idag finns ett politiskt beslut att kärnkraften successivt ska avvecklas.

Arbetet med att utveckla system för omhändertagande av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall har som nämnts i inledningskapitlet pågått under en längre tid. Frågan om radioaktiva restprodukter utreddes på 70-talet inom AKA-utredningen /SOU, 1976/. Den stod klar 1976 och lade grunden för hur avfallsfrågan skulle lösas och hanteras. 1977 kom den s k *villkorslagen* /1977:140 Lagen om särskilt tillstånd att tillföra kärnreaktorer kärnbränsle/. Enligt denna lag är producenterna av kärnkraft skyldiga att visa hur det använda bränslet ska omhändertas innan drifttillstånd för en reaktor kan ges. I finansieringslagen från 1981 /SFS 1981:669 Lag om finansiering av framtida utgifter för använt kärnbränsle m m/ lades ansvaret för avfallshanteringen entydigt på ägarna till kärnkraftverken, och formerna för finansieringen lades fast. 1984 slogs atomenergilagen från 1956 och den s k *villkorslagen* från 1977 ihop till en ny kärntekniklag /SFS 1984:3 Lag om kärnteknisk verksamhet/. Där infördes krav på fortlöpande rapportering vart tredje år om forskning, utveckling och övriga åtgärder för omhändertagande av använt kärnbränsle och annat radioaktivt avfall.

Kärnkraftbolagen arbetar gemensamt med avfallsfrågorna, i slutet av 1976 bildade de projektet KBS (Kärnbränslesäkerhet) inom dåvarande SKBF (Svensk Kärnbränsleförsörjning). Projektets uppgift var att visa hur det använda kärnbränslet skulle tas omhand på ett säkert sätt, detta för att uppfylla kraven i *villkorslagen* så att kärnkraftreaktorerna skulle få tas i drift. KBS presenterade KBS-1 /SKBF, 1977/, KBS-2 /SKBF, 1978/ och KBS-3 utredningen /SKBF, 1983/. KBS-1 behandlade deponering av förglasat avfall från uppberedning. KBS-2 och KBS-3 behandlade direkt deponering av använt kärnbränsle.

1984 presenterades ett första forsknings- och utvecklingsprogram, som framförallt anknöt till KBS-3 utredningen. Där redovisades forsknings- och utvecklingsarbete som behövdes för att gå vidare med systemutveckling och platsval. Sedan 1986 har SKB, i enlighet med kärntekniklagen, vart tredje år presenterat forsknings- och utvecklingsprogram, FUD-program /SKB, 1986, 1989b, 1992, 1995 samt 1998/. Inom ramen för detta arbete har planerna för omhändertagandet av det använda bränslet presenterats och granskats av myndigheter och regering.

I det tidiga arbetet utformades grunderna till ett svenskt förvarssystem /SKB, 1998/.

Vidare samlades data om den svenska berggrunden in. Arbetet fokuserades nästan helt på teknik- och säkerhetsfrågor. Under senare hälften av 80-talet fördjupades kunskaperna och alternativa lösningar studerades. Äspölaboratoriet byggdes. Riktlinjerna för en platsvalsprocess presenterades. Sedan början på 90-talet har kunskapsuppbyggnaden fortsatt och konkret arbete som syftar till att lokalisera och bygga ett djupförvar har påbörjats.

Som ett resultat av genomfört arbete finns idag ett system för omhändertagande av det använda kärnbränslet som består av transportsystem och mellanlager. Det finns också långt gående planer för den fortsatta hanteringen. Vägen fram till dagens situation sammanfattas i FUD 98 /SKB, 1998/ och redovisas fylligt i en separat rapport /Kjellman, 2000/.

I systemanalysen utgår vi från dagens situation med gällande energipolitiska beslut och det använda bränslet i mellanlagret CLAB. Tidigare överväganden och historik beaktas i den mån de finns uttryckta i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter. Vi bortser från de planer för den fortsatta hanteringen som finns och frågar oss: Hur ska det använda kärnbränslet tas omhand för att på bästa sätt uppfylla ställda krav? Syftet är att ge en systematisk och saklig redovisning av de olika överväganden som gjort geologisk deponering baserad på KBS-3-metoden till huvudalternativ för omhändertagande av använt kärnbränsle.

2.2 Det använda kärnbränslets egenskaper

Kärnbränsle består av urandioxid (UO_2), urandioxid finns i jordskorpan i form av uranmineral. Kärnbränsle är ett keramiskt material, kännetecknande för keramer är att de är hårda och spröda, samt att de tål höga temperaturer och svåra kemiska miljöer.

Uranet i oanvänt kärnbränsle har högre innehåll av den klyvbara uranisotopen uran-235 ($U-235$) än naturligt uran (0,7 procent i naturligt uran och 3,5 procent i uranbränsle). Man säger att uranet har *anrikats*. Av det anrikade uranet tillverkas små cylindrar, *kutsar*, de placeras i rör av zirkaloy (en legering av metallen zirkonium), *bränslestavar*. Bränslestavarna fogas samman till bränsleelement. Innan bränslet tas i drift kan det hanteras utan strålskyddsåtgärder. Oanvänt kärnbränsle visas i figur 2-1.

Under driften i reaktorn förändras kärnbränslet och använt kärnbränsle har följande viktiga egenskaper som påverkar omhändertagandet:

- det innehåller radioaktiva ämnen,
- det avger värme,
- det innehåller klyvbart material.

Vid driften i kärnreaktorn uppkommer radioaktiva ämnen genom *fission* (*kärnklyvning*) och *neutroninfångning*. Om en neutron tas upp av en atomkärna kan det leda till att atomen klyvs, s k fission eller kärnklyvning. $U-235$ är klyvbar. Fission, kärnklyvning karakteriseras av att mycket energi frigörs, neutroner som kan fortplanta klyvningen frigörs och radioaktiva ämnen bildas. Vid kärnklyvningen bildas nya atomkärnor, s k *klyvnings-* eller *fissionsprodukter*, som är radioaktiva. De flesta av de radioaktiva fissionsprodukterna är kortlivade. Några har så korta halveringstider att de i stort sett försvinner ögonblickligen, medan andra finns kvar långt efter bränslet tagits ur reaktorn. Exempel på radioaktiva fissionsprodukter är jod ($I-129$, $I-131$), cesium ($Cs-134$, $Cs-135$, $Cs-137$) och strontium ($Sr-90$).



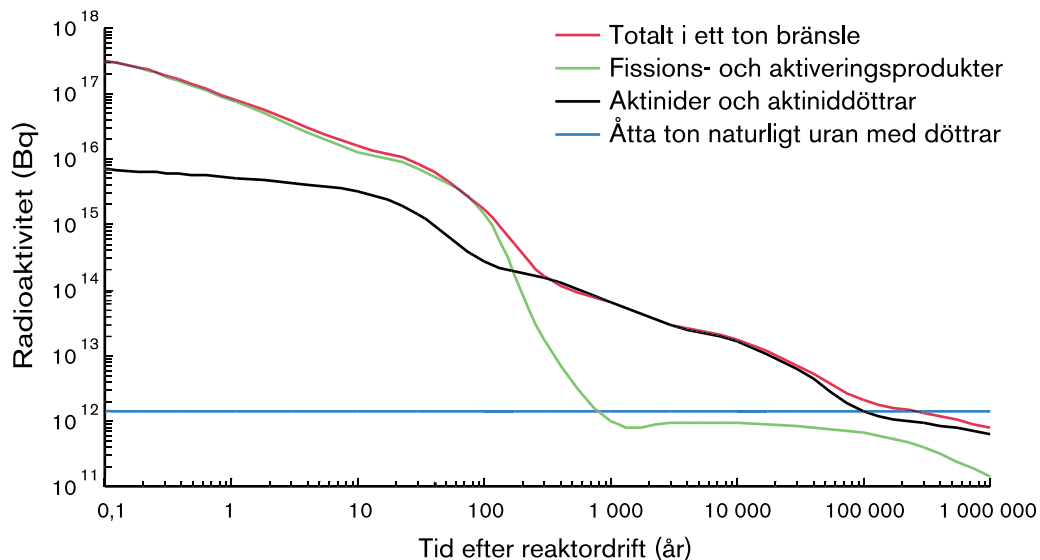
Figur 2-1. Till vänster: Kärnbränslekulsar av urandioxid. Bränslekulsarna placeras i rör av zirkaloy, bränslestavar. Till höger: Ett bränsleelement för en kokvattenreaktor (BWR).

En del av neutronerna som frigörs vid kärnklyvningarna kommer att fångas in av kärnor av uranisotopen U-238 (oanvänt uranbränsle består till ca 96,5 procent av U-238). U238-kärnorna klyvs inte, istället leder successiva neutroninfångningar till att allt tyngre ämnen, *transuraner*, bildas. Några exempel på transuraner är neptunium (Np-237), americium (Am-241, Am-243) och plutonium (Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Pu-242). De tunga ämnena som bildas vid reaktordriften tillhör en grupp av grundämnen i det periodiska systemet som kallas *aktinider*. Uran tillhör också aktiniderna. Alla aktinider är radioaktiva, flera är långlivade.

Radioaktiva ämnen kan också bildas genom att frigjorda neutroner tas upp av olika material i bränsleelementen. Ämnena kan därigenom bli radioaktiva. Dessa ämnen kallas *aktiveringsprodukter*, några exempel är kobolt (Co-60), nickel (Ni-59, Ni-63), niob (Nb-93, Nb-94) och zirkonium (Zr-93).

Det är innehållet av radioaktiva ämnen som gör använt kärnbränsle farligt /Hedin, 1997/. Allt eftersom de radioaktiva ämnena sönderfaller avtar radioaktiviteten och därmed även farligheten. Efter ca 100 000 år motsvarar radioaktiviteten i det använda kärnbränslet radioaktiviteten hos det uranmineral som en gång användes för att tillverka bränslet. Radioaktivitetens utveckling i tiden visas i figur 2-2. För att kunna överblicka ett långt tidsperspektiv används logaritmiska skalor.

Vid radioaktivt sönderfall genereras olika typer av strålning; alfa-, beta-, gamma- respektive neutronstrålning. Gamma- och neutronstrålning kan tränga igenom kroppen och skada vid *externbesträlning*. Alfa- och betastrålning orsakar skada om det radioaktiva ämnet kommer in i kroppen, *internbesträlning*. Människor skyddas från gamma- och neutronstrålning genom strålskärning och/eller att tiden man får befinna sig vid



Figur 2-2. Radioaktiviteten för ett ton typiskt svenskt kärnbränsle (typ SVEA 64 med utbränningsgrad 38 MWdygn/kg U) som funktion av tiden. Som jämförelse visas aktiviteten för motsvarande mängd uranmineral. Aktiviteten domineras av fissionsprodukter de inledande drygt 100 åren, därefter av aktinider. Då bränslet är ca 100 000 år gammalt är dess aktivitet jämförbar med aktiviteten hos den mängd uranmalm som brutits för att tillverka bränslet /Ur Hedin, 1997/.

strålkällan begränsas. Alfa- och betastrålning hindras att tränga in i kroppen. Det är framförallt de kortlivade fissionsprodukterna som avger gammastrålning. I takt med att de sönderfaller och försvinner kommer farligheten att domineras av mer långlivade ämnen. De har alltid funnits där, men deras andel av farligheten ökar med tiden. De långlivade ämnena tillhör framförallt gruppen aktinider, då de sönderfaller generas främst alfastrålning.

Då bränslet är i drift i reaktorn och just efter det tas ur drift är det mycket varmt, så varmt att det kan smälta om det inte kyls. Då bränslet tagits ur drift bildas värmen då radioaktiva ämnen sönderfaller. I takt med att ämnena sönderfaller och blir stabila avtar också värmen. Behovet av kylning kvarstår dock under lång tid och värmen är en viktig faktor vid utformningen av system för omhändertagande av använt kärnbränsle.

I kortare tidsperspektiv är det således viktigt att både kyla och strålskärma det använda bränslet, samt att hindra radioaktiva ämnen från att tränga in i kroppen. I ett långt tidsperspektiv avtar behovet av kylning och strålskärmning medan behovet av att hindra radioaktiva ämnen från kärnbränslet att tränga in i kroppen kvarstår.

De transuraner som bildas i kärnreaktorn är klyvbara. En del kräver speciellt utformade reaktorer för att kunna klyvas medan plutoniumisotoperna Pu-239 och Pu-241 är klyvbara i vanliga lättvattenreaktorer. De klyvbara ämnena kan utnyttjas för energiproduktion, det använda bränslet kan därmed användas som råvara för kärnbränsletillverkning och utgör således en resurs. Plutonium kan också användas för tillverkning av kärnladdningar. Särskild kontroll, *safeguards*, arrangeras för att verifiera att använt kärnbränsle inte används för vapentillverkning.

Som tidigare nämnts är kärnbränsle ett keramiskt material som tål höga temperaturer och svåra kemiska miljöer. Det förenklar hanteringen av det använda kärnbränslet vid transport, lagring och slutförvaring, och bidrar till att återanvändning av klyvbart material är en tekniskt komplicerad process. Använt kärnbränsle är varken flyktigt eller explosivt.

3 Krav på system för omhändertagande av använt kärnbränsle

För de analyser och utvärderingar som görs inom systemanalysen krävs på förhand definierade krav och jämförelsegrunder. Valet av strategi bör göras mot bakgrund av övergripande krav och målsättningar. I valet mellan system tillkommer jämförelsegrunder som är specifika för den valda strategin. Jämförelsen mellan olika systemvarianter kan göras mot detaljerade kravspecifikationer av såväl samhällelig, teknisk som ekonomisk karaktär. Allteftersom lokaliseringsprocessen och utbyggnaden av systemet går framåt är det möjligt att göra allt mer detaljerade analyser och utvärderingar.

Nedan följer en inventering av de krav gällande lagstiftning ställer på slutligt omhändertagande av svenskt använt kärnbränsle. En grund för inventeringen är internationella överenskommelser, Lagen om kärnteknisk verksamhet /SFS 1984:3/ och Strålskyddslagen /SFS 1988:220/ samt föreskrifter kopplade till dessa lagar från tillsynsmyndigheterna SKI och SSI. Dessutom har Miljöbalken /SFS 1998 Nr 808/ granskats vad gäller krav som kan ha betydelse för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Sverige har ratificerat (stadsfäst, bekräftat) den så kallade IAEA:s avfallskonvention /IAEA, 1997a/. IAEA är FN:s kärnenergiorgan, förkortning står för International Atomic Energy Agency. För närvarande (januari, 2000) har 40 länder undertecknat och 13 ratificerat konventionen. Den träder i kraft när 25 länder ratificerat konventionen, varav 15 länder ska ha kärnkraftreaktorer. De avsnitt i IAEA:s avfallskonvention som innehåller allmänna krav på ett system för omhändertagande av använt kärnbränsle och krav som kan ha betydelse för val av strategi beskrivs i avsnitt 3.1.

1972 års konvention om förhindrande av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall och annat material, den så kallade Londonkonventionen, innefattar dumpning av radioaktivt avfall /IMO, 1972/. År 1983 överenskom de undertecknande parterna till konventionen ett frivilligt moratorium med avseende på dumpning av radioaktivt avfall i havet.

Det har tidigare ifrågasatts om Londonkonventionen om havsdumpning är tillämplig för deponering i havsbottensediment samt av avfall förslutet i särskilda behållare. I ett protokoll från 1996 i Londonkonventionen görs ett antal förtydliganden vilka bland annat går ut på att "Sub-Seabed Disposal" ska klassas som dumpning i oceanerna och därför vara förbjudet i internationell lag /IMO, 1996/. Sverige har undertecknat protokollet och avser att ratificera det. Krav i 1996 års protokoll som kan ha betydelse för val av strategi att omhänderta svenskt använt kärnbränsle beskrivs i avsnitt 3.1.

3.1 Övergripande krav

Enligt IAEA:s avfallskonvention krävs¹⁾ att /IAEA, 1997a/:

- Radioaktivt avfall ska, om det kan ske på ett säkert sätt, omhändertas inom det land avfallet alstrats.
- Vid omhändertagande av radioaktivt avfall ska man sträva efter att inte lägga otillbörliga bördor på kommande generationer.

Enligt krav från 1996 års protokoll till 1972 års konvention om förhindrande av havsföroreningar till följd av dumpning av avfall och annat material, gäller¹⁾ /IMO, 1996/:

- Deponering av använt kärnbränsle får ej ske i havet eller på havsbotten utanför landets inre vatten.

Enligt kärntekniklagen /SFS 1984:3/ ska¹⁾:

- Den som har tillstånd att driva kärnteknisk verksamhet se till att uppkommet kärnavfall, eller kärnämne som inte används på nytt, hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt.

Kärntekniklagen förbjuder ”förberedande åtgärder i syfte att inom landet uppföra en kärnkraftsreaktor”. Det sistnämnda kravet, i kombination med kravet på omhändertagande inom landet, påverkar förutsättningarna för att återanvända klyvbart material samt att omvandla långlivad aktivitet i använt kärnbränsle.

3.2 Miljökrav

Miljökraven är hämtade ur miljöbalken /SFS 1998 Nr 808/. Eftersom all mänsklig verksamhet på något sätt påverkar miljön är det ofta svårt att säga om ett system som sådant uppfyller miljökraven. Utvärderingen av miljökraven blir meningsfull först när miljöpåverkan vid tillämpning av alternativa strategier jämförs med varandra.

Följande miljökrav har härletts¹⁾ ur miljöbalken:

- En hållbar utveckling ska främjas som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.
- Människors hälsa och miljön ska skyddas mot föroreningar och annan påverkan.
- Mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.
- Återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.

¹⁾ Kraven är hämtade ur texten i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter men återges inte ordagrant utan har ändrats för att få en mer lättläslig text.

3.3 Säkerhetskrav

De säkerhetskrav som ställs på ett system för omhändertagande av använt kärnbränsle är härledda¹⁾ ur lagen om kärnteknisk verksamhet och föreskrifter kopplade till den /SFS 1984:3, SKIFS 1998:1/.

3.3.1 Säkerhetsfunktioner och barriärer

- Säkerheten ska vila på flerfaldiga barriärer som är så utformade att genombrott av en barriär endast leder till mycket begränsade omgivningskonsekvenser.
- Händelser eller förhållanden som kan påverka systemets barriärer ska identifieras. Likaså ska händelser som kan påverka åtgärder eller förhållanden avsedda att förhindra och/eller mildra konsekvenserna av störningar eller haverier identifieras. Det ska visas att systemet har acceptabel tålighet om dessa händelser eller förhållanden skulle inträffa.
- Störningar och haverier ska i största möjliga utsträckning förebyggas.
- Det system som används för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara tåligt mot felfunktioner hos ingående delar och ha hög tillförlitlighet.

3.3.2 Konstruktionsprinciper

- En anläggning för slutförvar av använt kärnbränsle ska vara konstruerad så att efter förslutning av förvaret ska barriärerna ge den säkerhet som erfordras utan övervakning och underhåll.
- I första hand ska beprövade konstruktionsprinciper och konstruktionslösningar användas för utformning av ett system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Om detta inte är möjligt eller rimligt, ska en utprovning och utvärdering ske för att verifiera att funktion och beteende hos ingående system och komponenter är inom de antaganden som görs i säkerhetsanalysen.

3.4 Strålskydds krav

Strålskydds kraven är hämtade¹⁾ ur strålskyddslagen samt föreskrifter kopplade till den /SFS 1988:220, SSI FS 1998:1/. De kan ses som ett förtydligande av miljökraven vad gäller skadlig inverkan av strålning.

3.4.1 Strålskydd

- Den joniserande strålningens påverkan på människor och miljön ska beräknas och visa sig vara acceptabel, dels för de olika stegen i det slutliga omhändertagandet, dels i framtiden.
- Ett slutförvar för använt kärnbränsle och kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. Sannolikheten för skadeverkningar på grund av stråldos ska beräknas med de sannolikhetskoefficienter som redovisas i ICRP publikation Nr 60, 1990.

- Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska göras så att biologisk mångfald och hållbart utnyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.

3.4.2 Systemutformning

- Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik. Med ”optimering” och ”bästa möjliga teknik” menas följande:
 - Optimering
begränsning av stråldoser till människor så långt detta rimligen kan göras med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som samhällsliga faktorer.
 - Bästa möjliga teknik
den effektivaste åtgärden för att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen och utsläppens skadliga effekter på människors hälsa och miljön, och som inte medför orimliga kostnader.

3.5 Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards

Använt kärnbränsle innehåller ämnen (främst plutonium) som kan användas för tillverkning av kärnvapen. Det finns därför internationella överenskommelser för att förhindra och kontrollera att kärnämne och kärnavfall inte kommer på avvägar och eventuellt används för vapentillverkning /IAEA, 1968, UN, 1968/. Sådan kontroll brukar benämnas *safeguards*.

- Systemet för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras.

Kravet är härlett¹⁾ ur kärntekniklagens /SFS 1984:3/ krav på att Sverige ska uppfylla förpliktelserna i internationella överenskommelser. I en ny lag /SFS 2000:140/ fastslås att Internationella atomenergiorganet (IAEA) har rätt att inspektera svenska anläggningar i syfte att genomföra safeguardskontroll.

4 Analys av alternativa strategier för omhändertagande av använt kärnbränsle

4.1 Inledning

I den första delen av systemanalysen jämförs och utvärderas alternativa strategier att omhänderta använt kärnbränsle, och den som bäst uppfyller kraven i kapitel 3 väljs för fortsatt analys. En strategi har här definierats som ett tekniskt tillvägagångssätt att genomföra en princip. Några övergripande principer för hantering av farligt avfall kan formuleras som följer:

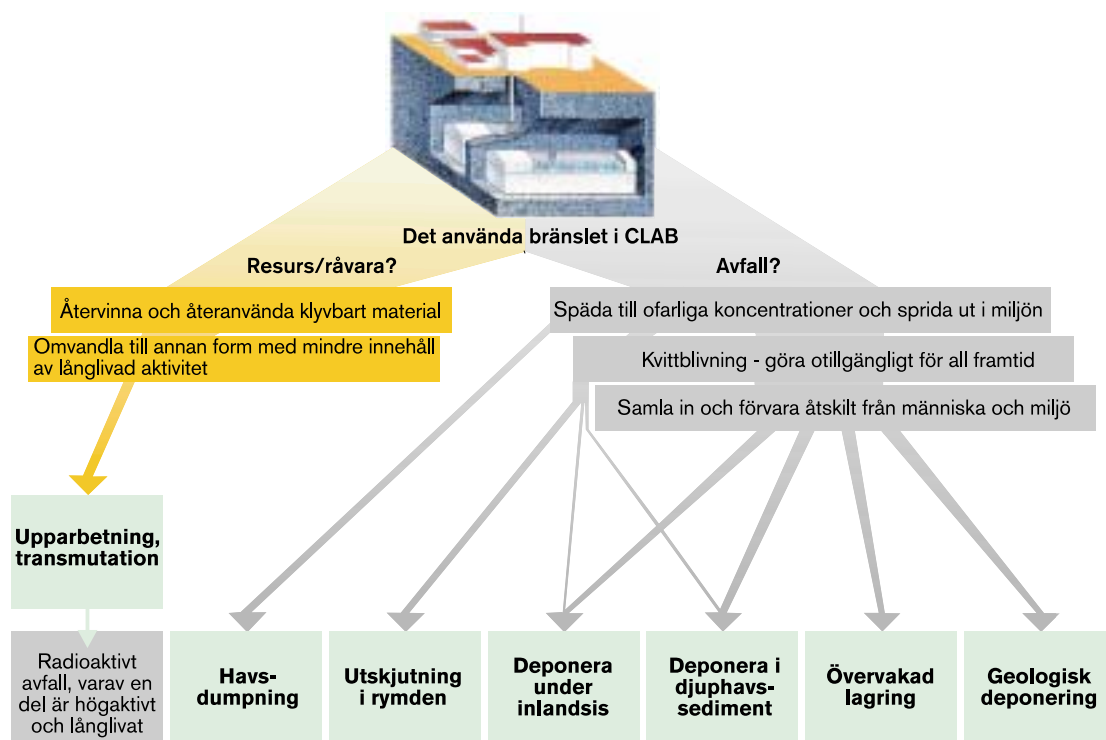
- återvinna och återanvända så att ett kretslopp uppnås,
- omvandla till ofarlig eller mindre farlig form,
- späda till ofarliga koncentrationer och sprida ut i miljön,
- kvittblivning – göra otillgängligt för all framtid,
- samla in och förvara åtskilt från människa och miljö.

De tre sistnämnda principerna är applicerbara på använt kärnbränsle. Återvinning och återanvändning så att ett kretslopp uppnås är inte praktiskt möjligt att uppnå. Tillgänglig teknik begränsar graden av återanvändning. Det man kan göra är att genom upparbetning återvinna klyvbart material och sedan återanvända det i nytt kärnbränsle. Återvinningen och återanvändningen kan inte göras fullständig, istället blir resultatet en kombination av återanvändning och omvandling av det använda kärnbränslet till annan form.

Inte heller omvandling till mindre farliga ämnen är möjligt för använt kärnbränsle. På sikt kan utveckling av separations- och transmutationstekniken innebära att man kan åstadkomma separation av långlivade ämnen och omvandla dem till stabila eller kortlivade. Varken separationen eller omvandlingen kan göras fullständig, utan en del av den långlivade aktiviteten finns alltid kvar. Vad gäller använt kärnbränsle finns således inga tekniska tillämpningar som medför att ett fullständigt kretslopp uppnås eller att de farliga ämnena i det använda bränslet överförs till mindre farlig form. Radioaktivt avfall, varav en del är långlivat, som måste tas omhand på något sätt kommer alltid att finnas kvar. För att poängtera detta har de två första principerna formuleras om, de lyder då:

- återvinna och återanvända klyvbart material,
- omvandla till annan form med mindre innehåll av långlivad radioaktivitet.

Det använda kärnbränslet i CLAB kan således antingen betraktas som en resurs/råvara som kan utnyttjas eller bearbetas vidare, eller som avfall. De tänkbara principerna och alternativa strategier att genomföra dem redovisas i figur 4-1. I praktiken är det diskutabelt vilken principiell inriktning en viss strategi är en tillämpning av, det gäller t ex principerna kvittblivning och samla in och förvara åtskilt från människa och miljö. Flera tolkningar är möjliga, i figur 4-1 redovisas en, den gör inte anspråk att vara den enda möjliga. Syftet är att presentera några av de bakomliggande tankarna till alternativa strategier att omhänderta använt kärnbränsle.

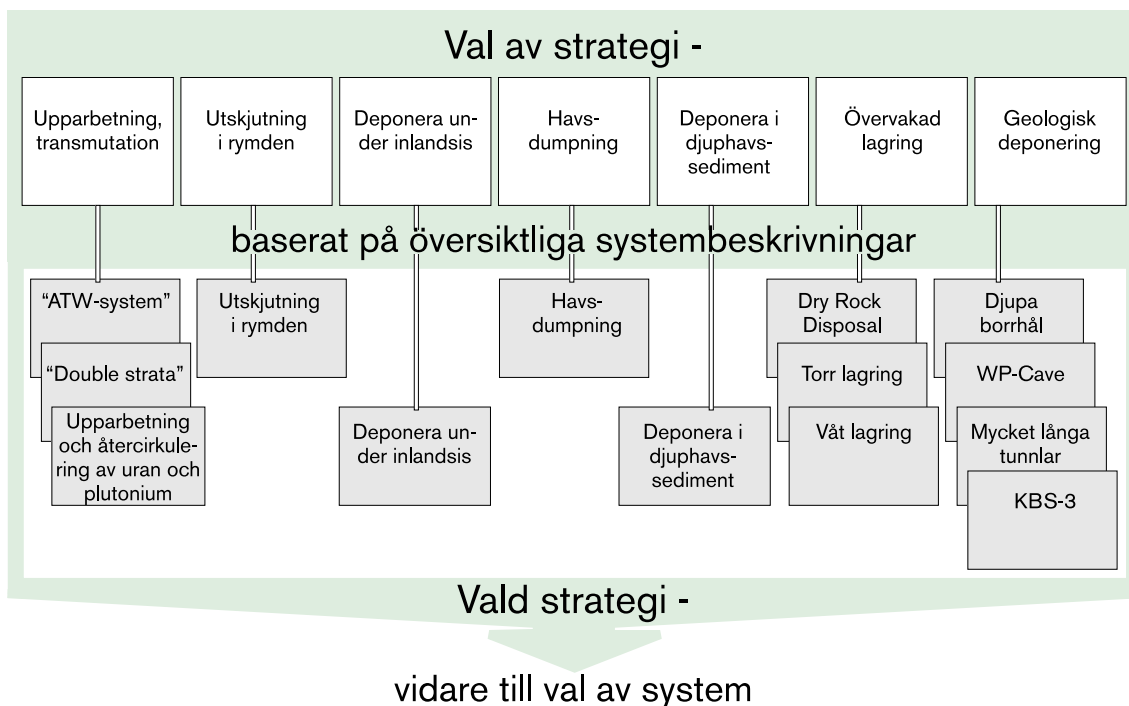


Figur 4-1. Tankbara strategier att omhänderta använt kärnbränsle, samt principer de kan sägas vara tillämpningar av.

I den här systemanalysen har vi valt att jämföra och utvärdera strategierna i figur 4-1 en och en parallellt. Man kan också tänka sig att först ta ställning till om de använda bränslet ska betraktas som resurs/råvara eller som avfall, och sedan jämföra olika strategier att hantera avfall. Det vore logiskt eftersom det även efter bearbetning av det använda kärnbränslet kommer att återstå högaktivt avfall som måste omhändertas på något sätt. Enbart upparbetning och transmutation kan egentligen inte väljas, utan denna strategi medför att även någon av strategierna under "avfallsvägen" i figur 4-1 måste väljas i ett senare skede. Upparbetning och transmutation borde då analyseras i kombination med var och en av de övriga strategierna. Mot bakgrund av systemanalysens syfte att sammanställa argument för och emot alternativa sätt att hantera det använda bränslet efter mellanlagringen i CLAB, bedöms parallell jämförelse av alternativen ett och ett ge en bättre överblick. Utvärderingen av upparbetning och transmutation påverkas inte av vilken strategi man sedan väljer för att ta hand om resterande radioaktiva avfall, och utvärderingen av "avfallsstrategierna" gäller i de flesta fall även för upparbetnings- och transmutationsavfall.

I en systemanalys där alternativ jämförs mot en på förhand uppställd kravspecifikation är det också svårt att ta ställning till övergripande frågor och principer. Vilka krav kan ställas på sådana? I praktiken måste principerna utvärderas mot bakgrund av de tillgängliga tekniska tillvägagångssätten för genomförandet – strategierna – och för att kunna utvärdera dem mot kraven i kapitel 3 krävs i sin tur översiktliga systembeskrivningar. Mot bakgrund av det illustreras de strategier och system som ingår i denna systemanalys samt genomförandet av strategivalet i figur 4-2.

Några av strategierna och systemen i figur 4-1 och figur 4-2 studeras aktivt i olika länder, hit hör geologisk deponering samt upparbetning och transmutation. Upparbetning och återcirkulering av uran och plutonium tillämpas i flera länder. Övervakad lagring ingår som ett led i samtliga system för omhändertagande av använt kärnbränsle, och erfarenheter finns från samtliga länder som har kärnkraft. Övervakad lagring under



Figur 4-2. Val av strategi för omhändertagande av använt kärnbränsle. De beskrivna systemen för geologisk deponering är avsedda för deponering i kristallin berggrund, dvs den geologiska formation som är aktuell i Sverige.

lång tid, flera tusen år, har i remissgranskningen av SKB:s forsknings och utvecklingsprogram föreslagits som en strategi att hantera det använda kärnbränslet, och ett system för att genomföra sådan lagring har föreslagits. Studier av system för deponering i djuphavssediment har genomförts bl a inom EU. Möjligheterna att skjuta ut radioaktivt avfall i rymden har studerats i USA. Havsdumpning och deponering under inlandsisar är strategier som lagts fram som idéer men aldrig studerats mer djupgående.

Återvinning och återanvändning av klyvbart material i det använda bränslet innebär att klyvbara ämnen separeras och används som råvara vid framställning av nytt kärnbränsle. Upparbetning och transmutation är därmed också en strategi för bränsleförsörjning. Återanvändningen innebär att mer energi utvinns ur det använda bränslet. Beroende på hur långt återanvändningen drivs krävs nyutveckling och nyinvesteringar inom kärnteknikområdet. Sådana investeringar påverkar inte bara omhändertagandet av det använda kärnbränslet utan även framtidens energisystem. Upparbetning och transmutation är därför också en energipolitisk fråga. Konsekvenser av återvinning och återanvändning av klyvbart material i använt kärnbränsle för energisystem, samhälle och miljö studeras i flera länder t ex USA, Frankrike och Japan. Denna rapport belyser enbart vad som händer med det använda kärnbränslet vid olika grader av återvinning och återanvändning och hur det påverkar avfallshanteringen.

Även om uppabetningen och transmutationen kan göras effektiv kommer man att få en viss mängd högaktivt, långlivat avfall. Även om avfallets form är en annan skiljer sig strategierna för att omhänderta avfallet inte från de som kan tillämpas vid direkt deponering av använt kärnbränsle. Nedan diskuteras först olika system för uppabetning och transmutation och hur de påverkar avfallets mängd och farlighet, sedan beskrivs olika strategier och system för deponering av använt kärnbränsle. I anslutning till systembeskrivningarna diskuteras de olika strategiernas förutsättningar att uppfylla kraven i kapitel 3. En samlad utvärdering av de behandlade strategierna och systemen redovisas sedan i kapitel 5 Jämförelse och val av strategi.

4.2 Upparbetning och transmutation

Upparbetning och transmutation är en tillämpning av principen att återvinna och återanvända klyvbart material som finns oförbrukat i det använda kärnbränslet. Vid upparbetning och transmutation omvandlas en del av den långlivade aktiviteten till kortlivad.

Upparbetning är en process för att återvinna klyvbart material ur använt kärnbränsle. Processen utvecklades ursprungligen (1942–45) för att få fram plutonium till kärnvapen. I civila tillämpningar ingår upparbetning i den *slutna kärnbränslecykeln*. I den slutna kärnbränslecykeln utgör det använda bränslet en resurs/råvara genom att uran och klyvbart material, främst plutonium, separeras (upparbetas) och används för tillverkning av nytt kärnbränsle. I den *öppna kärnbränslecykeln* upparbetas inte det använda kärnbränslet (nedan benämnt uranbränsle). Det hanteras istället som radioaktivt avfall, som efter en tids mellanlagring deponeras i slutförvar.

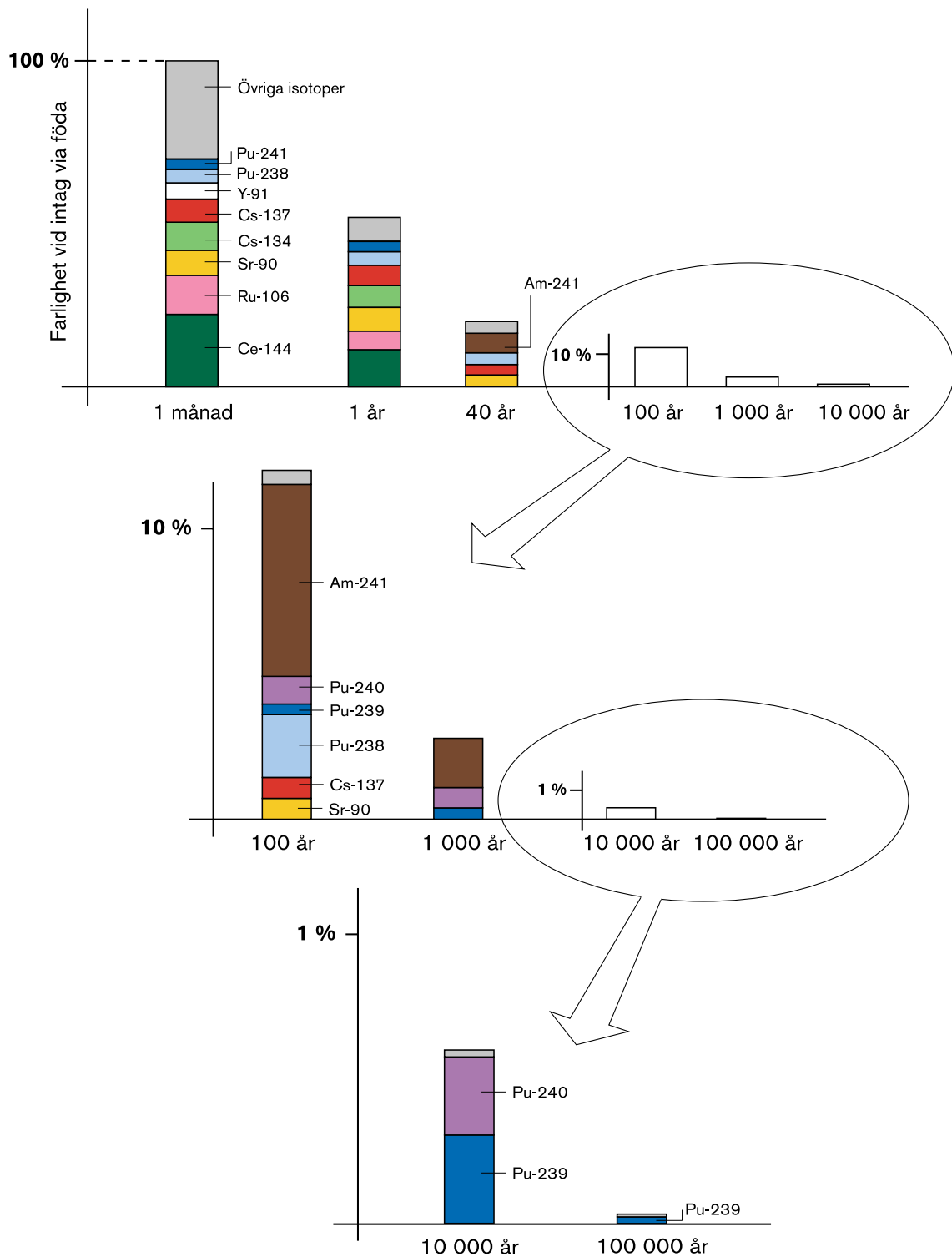
Transmutation av ett grundämne innebär att det genom en kärnreaktion – t ex kärnklyvning eller radioaktivt sönderfall – övergår till ett annat grundämne. Uranbränslet i en lättvattenreaktor transmutteras således. När man pratar om transmutation avser man dock i allmänhet transmutering av långlivade ämnen utöver uran i använt uranbränsle. Själva transmutationen sker via neutronbestrålning i olika typer av reaktorer. Reaktorerna utformas med hänsyn till de ämnen som ska transmutteras. Eftersom transmutationen bara blir partiell vid en bestrålning krävs ett större antal återcyklningar. Mellan återcyklningarna krävs någon form av upparbetning och tillverkning av nytt bränsle.

Återvinning och återanvändning av uran och klyvbart material i det använda uranbränslet kräver således dels upparbetning (separation) av de ämnen som ska återanvändas, dels reaktorer där det återcirkulerade materialet kan förbrännas (transmutteras). Man talar därför om *separation och transmutation* – förkortat *S&T* – som ett begrepp. Hur långt återanvändningen kan drivas beror både på effektiviteten i separationen av ämnena och på effektiviteten i transmuteringen. Återanvändningen kan aldrig göras fullständig, en del av aktiniderna kommer att bli kvar. Majoriteten av fissionsprodukterna är inte möjliga att separera och transmuttera, de kommer alltid att utgöra radioaktivt avfall. Vid transmutationen av de återcirkulerade ämnena bildas vidare nya typer av radioaktivt avfall.

4.2.1 Ämnen som är kandidater för transmutation

Syftet med upparbetning och transmutation är dels ett effektivare utnyttjande av råvaran uran, dels att omvandla långlivade radioaktiva ämnen i använt uranbränsle till kortlivade. De ämnen som ska transmutteras väljes med detta i åtanke.

Det använda uranbränslets farlighet vid intag via föda och dess utveckling i tiden visas i figur 4-3 /Hedin, 1997/. För korta tider dominerar kortlivade nuklider farligheten, de sönderfaller på kort tid, och radioaktiviteten under den korta livslängden är hög. De kortlivade ämnen som dominerar farligheten den inledande tiden tillhör fissionsprodukterna (klyvningsprodukterna). I takt med att de sönderfaller och försvinner kommer farligheten att domineras av mer långlivade ämnen. De har hela tiden funnits i avfallet. I takt med att de kortlivade isotoperna sönderfaller och den totala farligheten avtar, ökar de långlivade isotopernas relativa bidrag till farligheten. De långlivade ämnen som dominerar farligheten i ett långt tidsperspektiv tillhör gruppen aktinider. De flesta aktinider är svårslösliga och har begränsad rörlighet i geologiska miljöer. Flera av fissionsprodukterna är lättlösliga och relativt rörliga i geologiska miljöer.



Figur 4-3. Farlighet vid intag via födan för använt uranbränsle (typ SVEA 64, utbränningsgrad 38 MWd/kg uran). Farligheten är uttryckt som procent av farligheten en månad efter drift. Den första tiden då den totala farligheten är som störst dominerar kortlivade nuklider, efter några tiotals år och mer än 1 000 år framåt dominerar farligheten av americium-241 (Am-241) som bildas vid sönderfall av plutonium-241 (Pu-241), därefter dominerar de långlivade plutoniumisotoperna Pu-240 och Pu-239 det använda uranbränslets farlighet /Ur Hedin, 1997/.

Plutonium går att använda som råvara för tillverkning av kärnbränsle. Det är plutonium och dess döttrar, framförallt americium-241, som dominerar radiotoxiciteten i använt uranbränsle från ca 100 år och hundratusentals år framåt i tiden. På riktigt lång sikt dominerar radium-226 farligheten. En del av detta radium kommer till en början från Pu-238 via U-234. Plutonium är alltså viktig att separera och bränna upp både om man vill utnyttja uranråvaran effektivt och om man vill minska farligheten på lång sikt. Kan man återvinna och transmuttera allt plutonium minskar också mängderna americium och radium väsentligt längre fram. Ett ton använt uranbränsle innehåller ca 11 kg transuraner (ämnen som är tyngre än uran) varav ca 10 kg är plutonium.

Utöver aktiniderna finns även flera klyvningsprodukter som har lång halveringstid. Deras bidrag till den totala farligheten är visserligen mycket litet, men de kan på grund av sin relativa löslighet och rörlighet i geologiska miljöer ändå vara kandidater för transmutering. Exempel på sådana långlivade klyvningsprodukterna är zirkonium-93, teknetium-99 (Tc-99), jod-129 (I-129) och cesium-135 (Cs-135). Innehållet av fissionsprodukter är ca 35 kg per ton använt uranbränsle, de flesta fissionsprodukterna är inte radioaktiva.

4.2.2 Olika typer av reaktorer för transmutation

Transmutation eller omvandling av långlivade ämnen till stabila eller kortlivade ämnen sker med hjälp av neutroner i någon typ av kärnreaktor. Reaktionen kan ske som en kärnklyvning eller en neutroninfångning följt av radioaktivt sönderfall, i vissa fall kan reaktionerna ske parallellt. För aktiniderna är kärnklyvning (fission) – eller eventuellt neutroninfångning följt av kärnklyvning – enda möjligheten. Vid infångning av en neutron (capture) får man en annan aktinid, som även om den i sig inte är långlivad i sin sönderfallskedja alltid har långlivade nuklider. Även andra typer av partiklar eller strålning kan åstadkomma transmutation, men dessa är väsentligt mindre effektiva än neutroner.

Vid kärnklyvningarna utvecklas stora mängder energi som kan utnyttjas t ex för elproduktion. (Det är inte tekniskt nödvändigt att utnyttja energin, men kylning måste alltid ske.) De olika typerna av reaktorer benämns *termiska* reaktorer, *snabbreaktorer* och *accelerator drivna* reaktorer. Till de termiska reaktorerna hör lättvattenreaktorer, samt tungvatten- och grafitmodererade reaktorer. Antalet neutroner i rörelse och neutronernas rörelseenergi är olika i de olika reaktortyperna, de lämpar sig därför mer eller mindre väl för transmutation av olika ämnen.

Vid termiska energier, i lättvattenreaktorer eller andra termiska reaktorer (tungvatten eller grafit), är bara U-235, Pu-239 och Pu-241 klyvbara. I denna typ av reaktorer kan uranbränsle eller *MOX-bränsle* förbrännas. Benämningen MOX kommer från engelskans *mixed oxide*, och det klyvbara materialet består av en blandning av uran- och plutoniumoxid. Vid höga neutronenergi är alla aktinider klyvbara. För att transmuttera även övriga aktinider är det således bäst att använda system med snabba neutroner, dvs snabbreaktorer eller accelerator drivna reaktorer.

Storbritannien, Frankrike, USA och Ryssland har eller har haft snabba reaktorer. Japan har snabba prototypreaktorer och planerar vidareutveckling inom området. Reaktorerna är *kritiska*, dvs kärnklyvningarna sker med en självunderhållande kedjereaktion där det vid varje kärnklyvning bildas tillräckligt många neutroner för att en ny kärnklyvning ska inträffa. Bränslet utgörs av en blandning av uran och plutonium, där plutoniumkärnorna står för huvuddelen av energiproduktionen. Syftet är att utnyttja uranråvaran så effektivt

som möjligt. Systemen kan utformas så att det produceras mer plutonium genom neutroninfångning i uran-238 (U-238) än man förbrukar vid kärnklyvningarna, s k *brid-reaktorer*. På så sätt kan man omvandla en betydande del av det U-238 som tas upp ur gruvor till plutonium som är användbart för tillverkning av kärnbränsle. Det är också möjligt att använda uranfritt bränsle i snabba reaktorer, och utnyttja dem för förbränning/transmutation av plutonium och eventuellt även andra transuraner. Tekniken har studerats, men inga reaktorer har byggts. Transuranernas reaktor fysikaliska egenskaper medför säkerhetsmässiga begränsningar av hur långt förbränningen kan drivas.

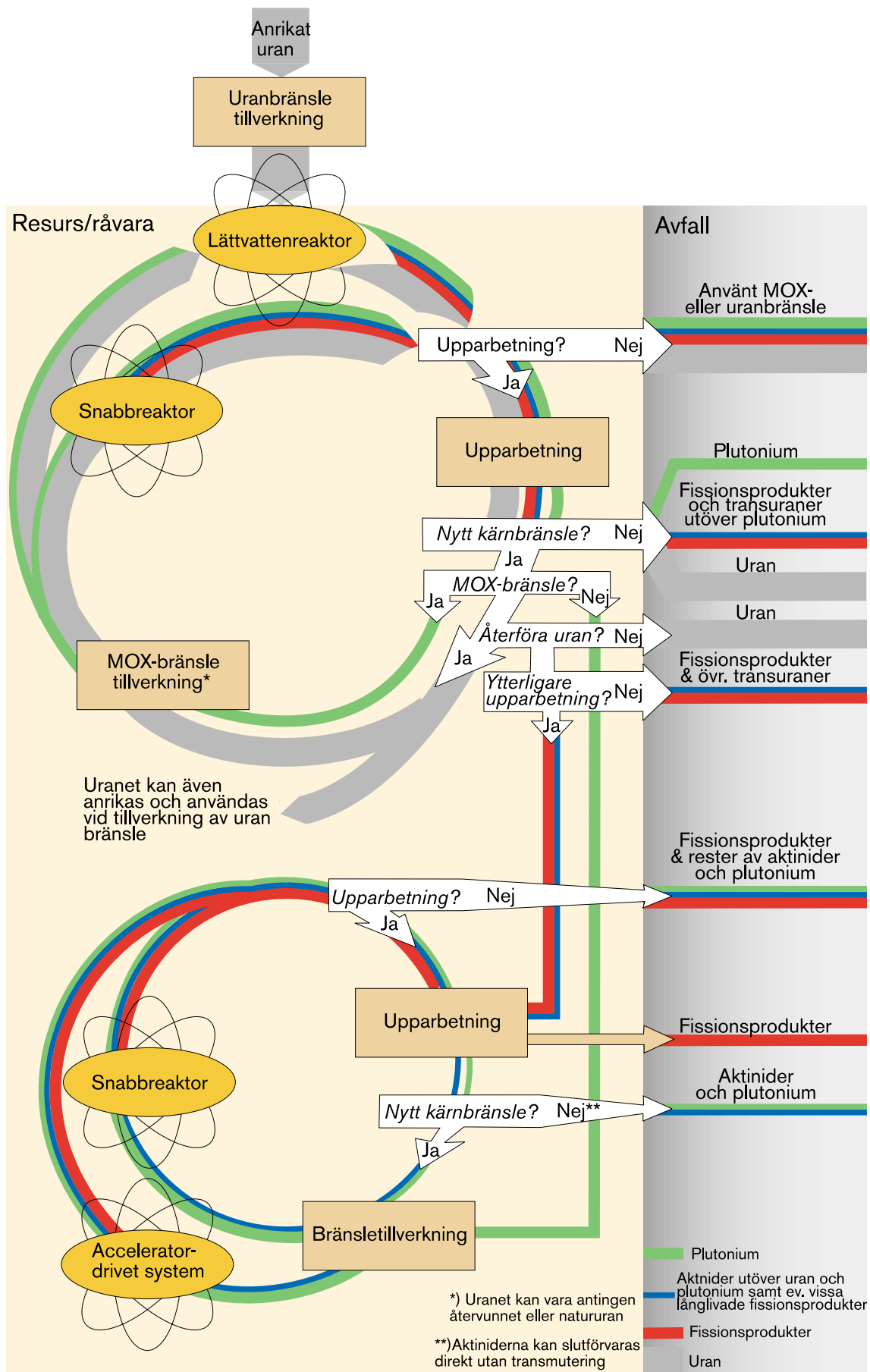
I acceleratordrivna system kan alla typer av aktinider förbrännas (transmuteras). I ett sådant system får en kraftig protonstråle med hög energi träffa ett mål bestående av någon tung metall, t ex bly. Då de tunga atomkärnorna träffas av protonstrålen splittras de och flera tiotal neutroner kastas ut, s k *spallation*. Om protonernas energi är tillräckligt hög kan varje proton ge flera tiotal neutroner i en sådan spallation. Neutronerna träffar bränslet i en underkritisk reaktor och en kedjereaktion uppstår när aktinider klyvs och nya neutroner kastas ut. Varje källneutron från spallationen ger på så sätt upphov till 10 à 30 kärnklyvningar. Vid varje kärnklyvning förstörs en aktinidatom och två klyvningsprodukter bildas. Att reaktorn är underkritisk innebär att kedjereaktionen inte är självunderhållande utan dör ut om flödet av källneutroner bryts. Acceleratordrivna reaktorer finns fortfarande bara på ritbordet.

4.2.3 System för upparbetning och transmutation

Flera olika system för upparbetning (separation) och transmutation, innehållande olika anläggningar för separation, bränsletillverkning och transmutation är möjliga, t ex:

- **Upparbetning och återföring av uran och plutonium**
Av uran och plutonium tillverkas MOX-bränsle som förbränns i lättvattenreaktorer. Syftet är att utnyttja uranråvaran effektivt, och systemet tillämpas i flera länder.
- **Transmutation som ett komplement till återföring av uran och plutonium**
Ytterligare upparbetning och transmutation kan tillämpas som ett komplement till återföring av uran och plutonium. Syftet är i första hand att minska mängden långlivade isotoper i avfallet från återföringen av uran och plutonium. Samtidigt utvinns energi. Systemet kräver avancerad upparbetning samt användning av snabbreaktorer och/eller acceleratordrivna system.
- **Transmutation utan renframställning av plutonium**
En annan variant är att separera uran från övriga aktinider. Aktiniderna transmuteras i acceleratordrivna system, medan uranet kan användas för tillverkning av nytt bränsle eller betraktas som avfall. Syftet är att reducera mängden långlivade ämnen i det radioaktiva avfall som ska slutförvaras. Samtidigt nyttiggörs kvarvarande energi i det använda bränslet.

Dessa tre system redovisas nedan. Ytterligare en principvariant – som inte redovisas här – är att man separerar plutonium som inte är användbart för återcykling i lättvattenreaktorer och andra långlivade ämnen och omvandlar dem till en speciellt svårslöslig form som sedan slutförvaras. Uranet och del av plutonet kan återanvändas. I figur 4-4 ges en översikt över tänkbara varianter och de avfallstyper de genererar.



Figur 4-4. Olika möjliga varianter för återvinning och återanvändning av klyvbart material i använt kärnbränsle, samt de avfallstyper som uppstår i de olika fallen.

Återanvändning av uran och plutonium i lättvattenreaktorer sker som tidigare nämnts i flera länder. Även Sverige har låtit uppjobba en mindre mängd använt kärnbränsle. Användning av MOX-bränsle i snabba reaktorer förekommer också, t ex i Ryssland och Frankrike. De största nationella programmen för en fortsatt utveckling av separations- och transmutationsteknik finns i Japan och Frankrike. Där studeras möjligheterna att utnyttja transmutation i snabbreaktorer och/eller acceleratordrivna system som ett komplement till återföring av uran och plutonium som MOX-bränsle. Ett sådant system med olika reaktortyper kallas ibland ”*double strata*”. I USA har man nyligen /DOE, 1999/ undersökt möjligheterna att separera uran från det använda bränslet för att sedan transmutera övriga aktinider i acceleratorbaserade system.

4.2.4 Upparbetning och återföring av uran och plutonium

Vid konventionell uppabetning separeras uran och plutonium ur använt kärnbränsle. De övriga radioaktiva ämnena bildar ett högaktivt avfall. Av uran och plutonium tillverkas MOX-bränsle, som kan förbrännas i konventionella lättvattenreaktorer och/eller snabbreaktorer. Genom uppabetning och återföring av uran och plutonium kan behovet av naturligt uran till bränsle minska med ca 10–30 procent om förbränningen sker i lättvattenreaktorer /Ekendahl, Papp/. Om snabba bredreaktorer utnyttjas kan energiuttaget från det naturliga uran som bryts i gruvor öka från mindre än 1 procent – som uppnås vid direkt deponering av använt uranbränslet – och upp till kanske 70 procent av teoretiskt värde. /Ahlström, 1999/. Det skulle i så fall innebära att natururanförbrukningen per producerad energienhet skulle minska med ca 99 procent.

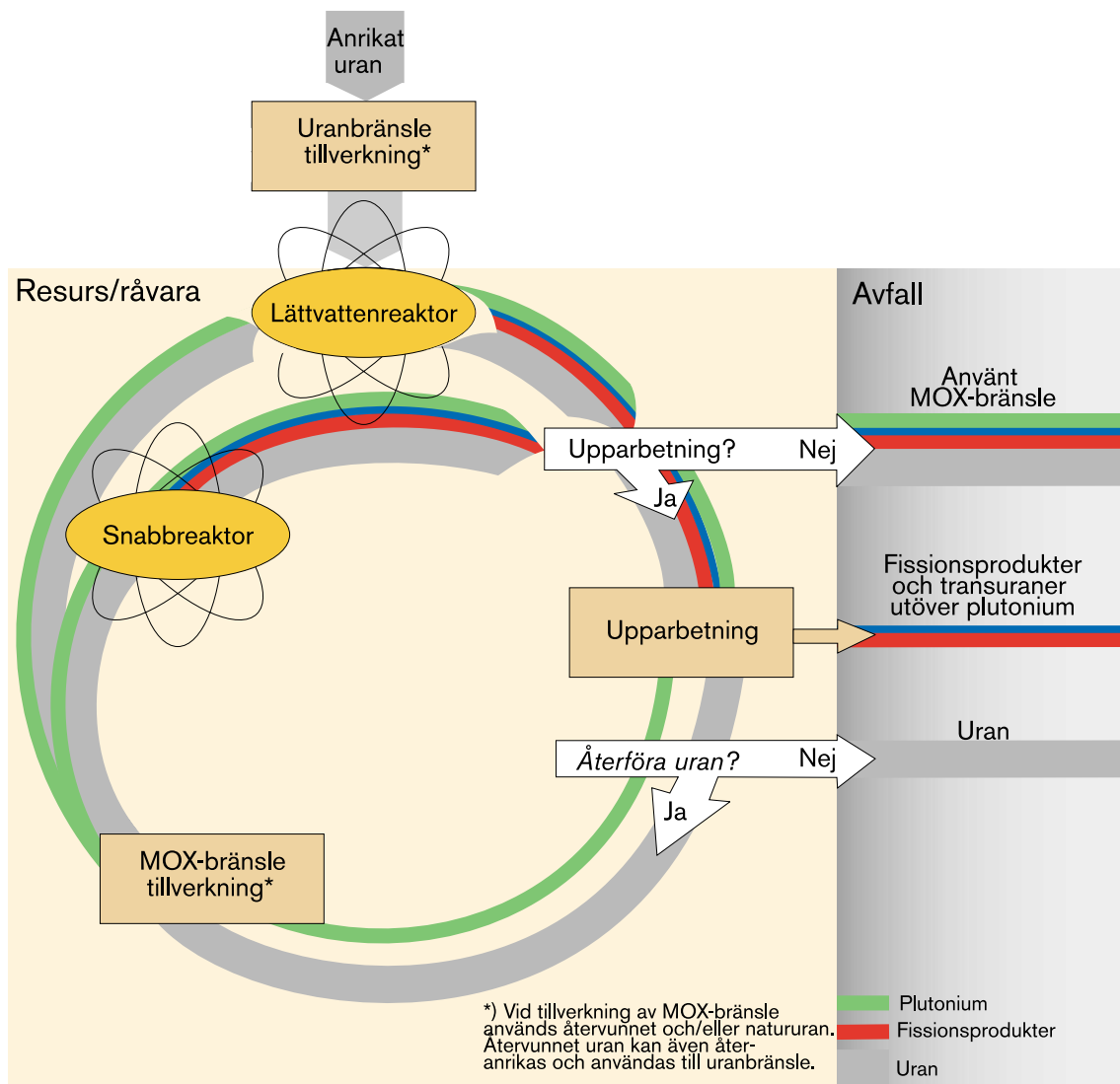
Ett system för uppabetning och återcyklning av uran och plutonium omfattar anläggningar för:

- Mellanlagring.
- Uppabetning.
- Tillverkning av MOX-bränsle.
- Förglasning/kondtionering av högaktivt avfall.
- Mellanlager för förglasat avfall.
- Slutförvar för förglasat avfall och annat långlivat avfall.

Dessutom krävs ett system för omhändertagande av det övriga radioaktiva avfall (låg- och medelaktivt) som uppkommer vid hanteringen. För att förbruka det tillverkade MOX-bränslet krävs reaktorer som kan utnyttja det.

En överblick över de anläggningar som ingår i ett system för uppabetning och återcyklning av uran och plutonium, samt de olika avfallstyper som genereras ges i figur 4-5.

För varje varv cykeln kan genomlöpas omvandlas använt kärnbränsle till högaktivt förglasat avfall samt råvaror för tillverkning av MOX-bränsle, som sedan kan användas istället för uranbränsle. Genomlöps cykeln ett varv får man högaktivt förglasat avfall från en uppabetning och en uppsättning använt MOX-bränsle, istället för två uppsättningar använt uranbränsle. Genomlöps cykeln två varv får man högaktivt förglasat avfall från två uppabetningar och en uppsättning använt MOX-bränsle istället för tre uppsättningar använt uranbränsle, osv. Förutom det högaktiva förglasade avfallet ger uppabetning och tillverkning av MOX-bränsle upphov till långlivat låg- och medelaktivt avfall.



Figur 4-5. Upparbetning och återcyklning av uran och plutonium.

Mellanlagring

För att resteffekt och radioaktivitet ska minska måste bränslet mellanlagras en tid efter det tagits ur drift ur reaktorn innan det kan upparbetas. Anläggningar för våt mellanlagring finns i anslutning till eller inom själva upparbetningsanläggningen.

Upparbetning

Upparbetning är en komplicerad process där uran och plutonium avskiljs från det använda bränslet. Transuranerna utöver plutonium (t ex neptunium, americium, curium) och de flesta klyvningsprodukterna (ett 40-tal olika grundämnen) bildar högaktivt avfall.

På grund av det använda bränslets starka radioaktivitet sker upparbetningen i anläggningar där hanteringen är fjärrstyrd och strålskärmd. Den helt förhärskande upparbetningsmetoden är den våtkemiska PUREX-processen (från eng. plutonium uranium redox extraction).

I PUREX-processen kapas kärnbränslet först i små bitar och löses sedan upp i salpetersyra. En del av de mer flyktiga klyvningsprodukterna (t ex krypton och jod) avgår härvid, för närvarande släpps de ut i havet. Syralösningen förs över till en vätskeextraktionsanläggning. Där separeras först uran och plutonium från klyvningsprodukter och övriga transuraner, och sedan från varandra. Uran och plutonium kan efter rening och kemisk bearbetning återanvändas som bränsleråvara i MOX-bränsle. Medan övriga aktinider och klyvningsprodukter bildar högaktivt avfall.

Små mängder uran och plutonium ingår i det radioaktiva avfallet. Hur stor denna andel är beror på hur fullständig den kemiska separationen kan göras. I detta avseende har skett ett omfattande utvecklingsarbete under många år. Dagens teknik uppges vara så effektiv att endast 0,12 procent av uran och plutonium från det använda bränslet återfinns i avfallet /OECD, 1999/.

Upparbetning ger nya avfallsformer, dels högaktivt avfall med inslag av aktinider, och dels låg- och medelaktivt avfall som även det kan innehålla aktinider. Man behöver anläggningar för att bearbeta detta avfall till en form som är lämplig för slutförvaring. Vidare krävs lager och slutförvar för de olika avfallstyperna.

Kommersiella anläggningar för upparbetning av använt kärnbränsle finns sedan många år i Frankrike (la Hague) och Storbritannien (Sellafield). USA har haft en kommersiell anläggning för upparbetning av kärnbränsle och har idag anläggningar för upparbetning av bränsle från forskningsreaktorer och från försvarsanläggningar. Ryssland och Kina har också upparbetningsanläggningar. Japan har en mindre anläggning i drift och bygger en fullstor anläggning som planeras tas i drift inom något år. Flera andra länder som har valt att upparbeta sitt använda kärnbränsle har tecknat avtal om upparbetningstjänster med länder som förfogar över upparbetningsanläggningar.

Förglasning av högaktivt avfall

Förglasning av det högaktiva avfallet sker för att omvandla de radioaktiva ämnena till en homogen svårslöslig massa. Det förglasade avfallet kan endast ytterst långsamt ge ifrån sig radioaktiva ämnen till omgivningen även om det kommer i kontakt med vatten. Det högaktiva förglasade avfallet och övrigt långlivat avfall från upparbetningen mellanlagras och slutförvaras sedan på lämpligt sätt.

Flera länder som tillämpar upparbetning har långt framskridna planer på hur det långlivade avfallet ska omhändertas. De planerar slutförvaring i långtidsstabla geologiska formationer. I USA finns ett slutförvar för låg- och medelaktivt långlivat avfall i drift. Forsknings- och utvecklingsarbete liksom lokalisering av förvar för det förglasade avfallet, och annat långlivat upparbetningsavfall, liknar arbetet med geologisk deponering av använt uranbränsle.

Bränsletillverkning

Anläggningar för tillverkning av MOX-bränsle finns i Storbritannien, Frankrike, Belgien och Japan. Tillverkning av MOX-bränsle ställer högre krav på strålskydd än tillverkning av uranbränsle. Tillverkningen måste ske i slutna system för att förhindra luftburen radioaktivitet i lokalerna. Vid tillverkningen av MOX uppkommer långlivat, högaktivt avfall som behöver konditionering.

Kapaciteten att tillverka MOX-bränsle är i dag något lägre än som motsvarar den mängd plutonium som separeras vid upparbetning.

Förbränning av MOX-bränsle

MOX-bränsle kan användas i lättvattenreaktorer som liknar de svenska, det sker bland annat i Frankrike, Schweiz och Tyskland. Återanvändning av plutonium i lättvattenreaktorer kan göras maximalt i två till tre cykler. Därefter får plutonium en olämplig isotopsammansättning (stor andel Pu-238 och Pu-242) som försämrar reaktorernas säkerhetsegenskaper. Eftersom bränslet innehåller uran bildas transuraner med långa halveringstider vid användningen. Använt MOX-bränsle blir efter ett antal återcyklningar i lättvattenreaktorer högaktivt, långlivat avfall. Använt MOX-bränsle från lättvattenreaktorer innehåller mer aktinider än använt uranbränsle. Sett per den energi som produceras innebär återcyklning och förbränning av plutonium att den totala mängden aktinider som ska slutförvaras minskar.

Plutonium i MOX-bränsle kan även användas i snabba reaktorer. Om dessa utformas på lämpligt sätt kan man undvika att plutonium med olämplig sammansättning bildas. Därmed kan flera återcyklningar ske och det brutna natururanet utnyttjas mycket effektivt.

4.2.5 Transmutation som komplement till återföring av uran och plutonium

Återföring av uran och plutonium innebär att energiinnehållet i uranråvaran utnyttjas effektivare. Då uran och plutonium återanvänds som MOX-bränsle bildas dock nya långlivade aktinider. Vill man bli av med långlivad aktivitet måste uran separeras från övriga aktinider som sedan transmutteras. Transmuteringen sker med snabba neutroner i acceleratordrivna system och/eller snabbreaktorer. Vid transmuteringen omvandlas aktiniderna till fissionsprodukter varav en del är radioaktiva, men flertalet är stabila.

Transmutation av långlivade ämnen kräver i princip samma anläggningar som återföring av uran och plutonium. Om man antar att samma konditioneringsanläggning, mellanlager och slutförvar kan utnyttjas, behövs utöver de anläggningar som räknats upp för återföring av uran och plutonium följande:

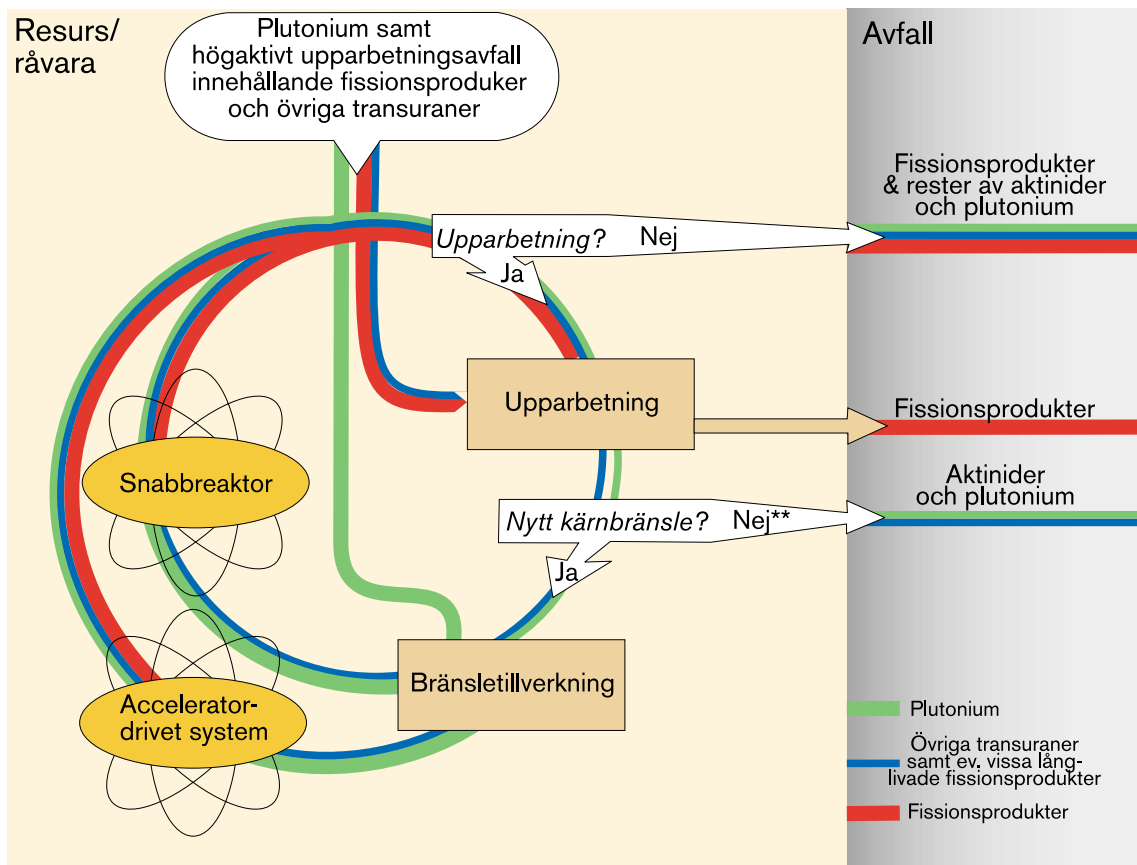
- Anläggning/processteg för upparbetning/separation av långlivade ämnen utöver uran och plutonium samt för upparbetning av använt transmutationsbränsle.
- Tillverkning av transmutationsbränsle.
- Reactorer där transmutationen sker.

Eventuellt tillkommer följande separata anläggningar för hantering av det använda transmutationsbränslet:

- Upparbetningsanläggning för använt transmutationsbränsle.
- Anläggning för konditionering av avfall från upparbetningen av transmutationsbränsle.

Liksom vid återföring av uran och plutonium krävs dessutom system för omhändertagande av det övriga radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Vid transmutation som komplement till återföring av uran och plutonium återförs klyvbart material på två nivåer, eller i två cykler, därav benämningen double strata. Först återförs uran och plutonium som MOX-bränsle, sedan upparbetas och transmutteras övriga transuraner. En överblick över de anläggningar som behövs utöver anläggningarna som redovisas i figur 4-5, samt det avfall som uppstår vid hanteringen ges i figur 4-6.



Figur 4-6. Överblick över kompletterande anläggningar för upparbetning och transmutation av ämnen utöver uran och plutonium i använt kärnbränsle.

Anläggningar för upparbetning

Ny separationsteknik krävs för separation av de ämnen som ska transmuteras ur de högaktiva avfallslösningarna som uppstår vid konventionell upparbetning med PUREX-processen. Separationen kan ske i separata anläggningar och/eller i ytterligare processteg i anslutning till upparbetningen av uran och plutonium.

Ny separationsteknik krävs eventuellt också för upparbetning av det använda transmutationsbränslet. Högaktivt avfall från det använda transmutationsbränslet tas om hand på likartat sätt som vid den konventionella upparbetningen. Det högaktiva avfallet som till största delen består av fissionsprodukter konditioneras – dvs överförs i en svärlöslig form.

Bränsletillverkning

Sedan avsedd separation erhållits av ämnen som ska transmuteras behöver dessa överföras i en form som lämpar sig för bestrålning. Olika material studeras för olika reaktortyper. Materialen måste tåla höga temperaturer, ha god värmeledningsförmåga samt god beständighet mot intensiv bestrålning.

Transmutation

Transmutationen kan ske i snabba- eller acceleratordrivna reaktorer, eller en kombination av dessa. Eftersom transmutationen bara blir partiell vid en bestrålning krävs ett större antal återcyklningar. Mellan återcyklningarna krävs någon form av uppberedning, dvs bränsleupplösning och separation samt tillverkning av nytt bränsle för nästa bestrålning.

4.2.6 Transmutation utan renframställning av plutonium

Möjligheterna att separera transuraner och andra långlivade isotoper i använt kärnbränsle från uran och transmuttera dem har nyligen undersökts i USA /DOE, 1999/. Tanken är att använda acceleratordriven transmutation. I studien används förkortningen ATW (Accelerator Transmutation of Waste) för att poängtera detta. Syftet är att reducera mängden långlivade ämnen som ska slutförvaras, reducera den långlivade radiotoxiciteten och samtidigt nyttiggöra kvarvarande energi i det använda bränslet. Redovisningen nedan grundar sig till stora delar på den amerikanska studien.

Systemuppläggningsen är likartad den vid transmutation som komplement till konventionell uppberedning enligt föregående avsnitt. De anläggningar som ingår i ATW-systemet är:

- Anläggning för uppberedning av det använda kärnbränslet.
- Fabrik för tillverkning av ATW-bränsle.
- Anläggning för uppberedning av använt ATW-bränsle.
- Acceleratorer och underkritiska transmutationshärdar.
- Anläggning för konditionering av högaktivt avfall.
- Mellanlager för högaktivt avfall.
- Slutförvar för högaktivt avfall.

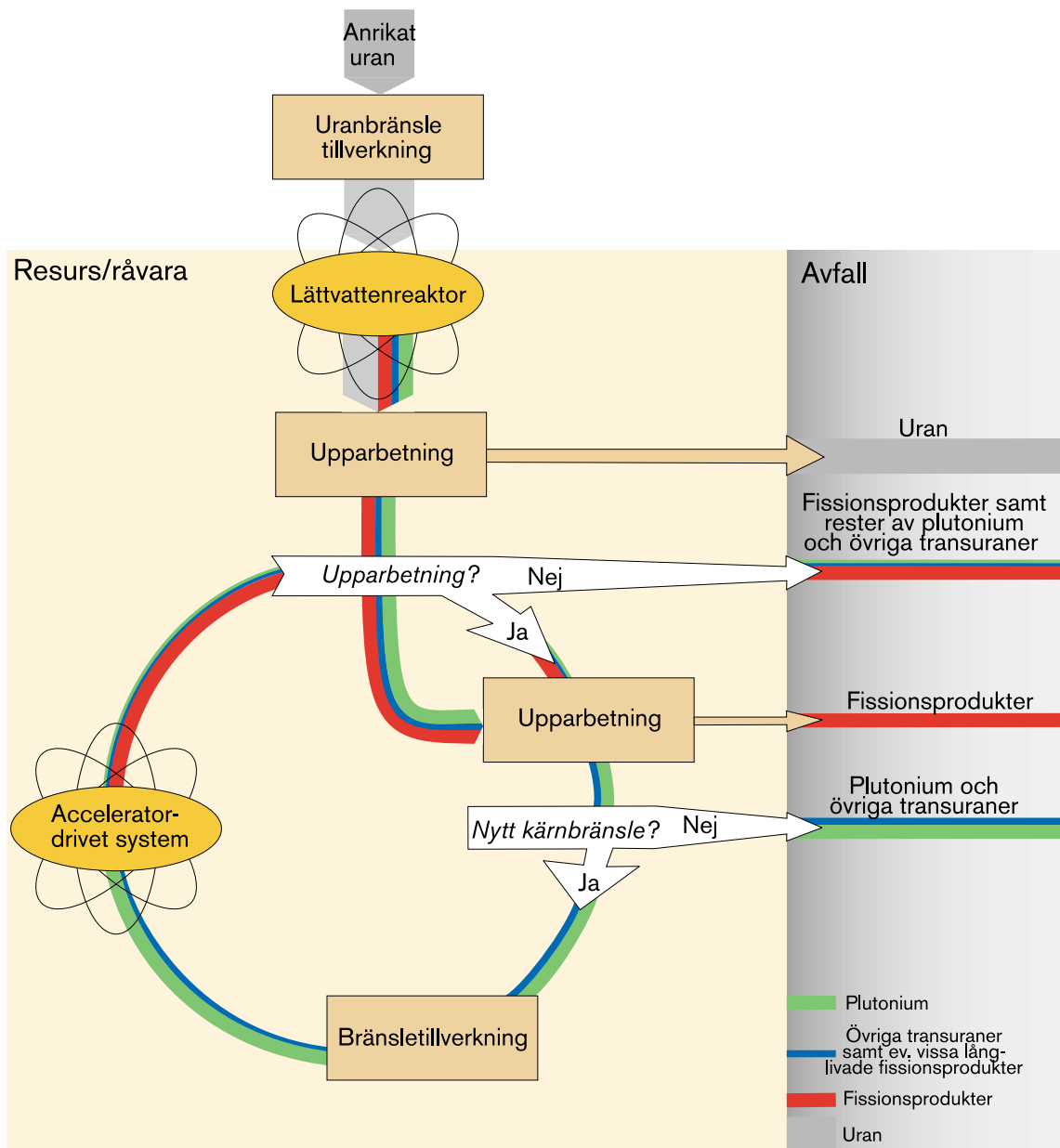
Dessutom krävs system för omhändertagande av det övriga radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen. En översikt över det amerikanska systemet visas i figur 4-7.

Anläggningar för uppberedning

I det amerikanska förslaget planeras uppberedningen av det använda kärnbränslet ske i två steg. I det första separeras uranet ut, och i det andra transuranerna plutonium, neptunium, americium och curium samt klyvningsprodukterna jod-129 (I-129) och teknetium-99 (Tc-99).

Separationen av uran planeras ske med en extraktionsprocess – UREX (från eng. uranium redox extraction) – som liknar den konventionella PUREX-processen. Uranet lagras för framtida behov eller slutförvaras som lågaktivt, långlivat avfall. För separationen av transuraner samt jod-129 och teknetium-99 planerar man utveckla ny teknik. Den nya tekniken är oprövad i industriell skala och inrymmer flera ej närmare utredda säkerhetsfrågor. Forskningsinsatser planeras för att undersöka om ny teknik kan användas även för separationen av uran.

Det högaktiva restavfall som uppstår vid dessa båda separationssteg överförs i en glasliknande form. Endast 0,1 procent av transuranerna och 5 procent av teknetium och jod från det använda bränslet förväntas ingå i avfallet. Jämfört med använt uranbränsle



Figur 4-7. Översikt över den amerikanska idéskissen för upparbetning och transmutation.

innehåller avfallet inget uran, samt små mängder plutonium och övriga transuraner. Det är därmed mindre radiotoxiskt än använt uranbränsle framförallt på lång sikt. Jämfört med det högaktiva avfall som uppstår vid återföring av uran och plutonium, är halterna av transuraner lägre. De separerade transuranerna och klyvningsprodukterna förs till anläggningen för framställning av ATW-bränsle.

Upparbetning av det bestrålade ATW-bränslet planeras även den ske med ny teknik. Vid upparbetningen bildas avfall som innehåller fissionsprodukter, om separationen och transmutationen kan göras effektiv kommer inslaget av aktinider att vara litet. Avfallet planeras kapslas med rostfritt stål. Närmare undersökningar behöver göras av såväl avfallet som kapslingsmaterialet.

Tillverkning av ATW-bränsle

Det bränsle som ska bestrålas i transmutationshärden planeras bestå av transuranerna samt klyvningsprodukterna jod och teknetium homogeniserat i en zirkoniummatris. Detta är ett helt nytt förfarande som måste utvecklas och testas.

Acceleratorer och transmutationshärddar

Stora linjära acceleratorer, med en längd på kanske 1 km, ska ge en kraftig protonstråle med hög energi. Protonstrålen får träffa ett mål bestående av någon tung metall, t ex bly. Då de tunga atomkärnorna träffas av protonstrålen splittras de, s k spallationer. Vid varje spallation kastas flera tiotal neutroner ut. Neutronerna får sedan – i en underkritisk reaktor – träffa ATW-bränslet som innehåller de aktinider och klyvningsprodukter som ska transmutteras. Som kylmedel planeras användas en legering av bly och vismut. Alternativt kan flytande natrium eller helium användas. Ryssland har använt bly/vismut legering i några av sina marina reaktorer. Erfarenheter av flytande natrium, som kylmedel har uppnåtts inom snabbreaktorprogrammen i flera länder.

För att kunna bygga anläggningar för transmutation återstår omfattande forsknings- och utvecklingsarbete. Det gäller både utveckling av tillräckligt kraftfulla och driftsäkra acceleratorer och konstruktion av transmutationshärddar. Eftersom tekniken är outvecklad är uppgifterna om hur effektiv transmutationen kan bli, och hur många cykler materialet ska genomlöpa osäkra. Att utreda detta ingår i det forskningsprogram som måste genomföras för att transmutation ska bli en realiserbar strategi.

4.2.7 Säkerhet och avfall

I de beskrivna systemen för upparbetning och transmutation ingår mellanlagring, dels av använt bränsle och dels av högaktivt avfall. Erfarenheter från mellanlagring av använt kärnbränsle finns från flera länder, och i samtliga fall är säkerheten mycket god. Det finns ingen anledning att tro att mellanlagring i samband med upparbetning och transmutation skulle innebära sämre säkerhet.

Upparbetning är en komplicerad process. Idag används endast PUREX-processen vid upparbetning i industriell skala. Upparbetning medför utsläpp av små mängder radiotoxiskt material, vidare exponeras driftpersonalen för radioaktivt material. De anläggningar som finns i drift uppfyller säkerhetskraven. Anläggningarnas säkerheten har successivt utvecklats och förbättras. Nya anläggningar bedöms kunna drivas med likvärdig eller bättre säkerhet än de befintliga.

Transmutationen sker i reaktorer av olika slag. Erfarenheter finns idag framförallt från drift av termiska reaktorer, men även från snabbreaktorer. Utsläppen av radioaktiva ämnen till miljön och doserna till driftpersonalen ligger under de accepterade med god marginal. Ingen praktisk erfarenhet finns av acceleratordrivna system, man får förutsätta att de vid normal drift kommer att uppfylla säkerhetskraven. I acceleratordrivna system är reaktorn underkritisk, vilket innebär att olyckor som den i Tjernobyl (grafitmodererad termisk reaktor) inte kan inträffa.

Upparbetning och transmutation innebär att både avfallstyper och aktivitetsinnehåll i det radioaktiva avfallet påverkas. Transmutering av långlivade ämnen i det använda uranbränslet innebär att långlivade atomkärnor förbränns och bildar klyvningsprodukter. Förenklat kan man säga att den långlivade radiotoxicitet aktiniderna representerar i det använda uranbränslet byts mot en högre kortlivad radiotoxicitet. Avfallsvolymer liksom

innehållet av radioaktiva isotoper bestäms av separationsprocesserna, transmuteringen och antalet återcyklingar.

Vid återcykling av uran och plutonium som MOX-bränsle består avfallet av högaktivt förglasat avfall samt låg- och medelaktivt avfall från upparbetningen, avfall innehållande transuraner från bränsletillverkningen samt använt MOX-bränsle. Jämfört med direktdeponering av använt uranbränsle är volymen högaktivt avfall mindre eftersom klyvningsprodukterna och vissa av aktiniderna koncentreras i det förglasade upparbetningsavfallet. Långlivat låg- och medelaktivt avfall från upparbetning och bränsletillverkning måste djupförvaras. Volymen förväntas vara stor, hur stor beror på hur avfallet konditioneras. Avfallet kan dock packas tätt eftersom det inte behöver kylas. Det totala innehållet av aktinider i avfallet är mindre räknat per den energi som producerats, och den totala plutoniummängd som måste tas omhand som avfall har reducerats lite. Såväl det högaktiva förglasade avfallet som det använda MOX-bränslet kräver en hantering som liknar den av använt uranbränsle.

Kompletteras återcyklingen av uran och plutonium med separation och transmutation av övriga aktinider i det högaktiva avfallet från upparbetningen med PUREX-processen minskar innehållet av aktinider i avfallet ytterligare, medan innehållet av klyvningsprodukter ökar. Trots att aktinidinnehållet minskat väsentligt är innehållet av långlivade isotoper i det konditionerade upparbetningsavfallet och använda transmutationsbränslet så stort att det måste hanteras som långlivat avfall.

I det föreslagna amerikanska systemet består avfallet av konditionerat högaktivt avfall med ett viss inslag av aktinider, samt använt transmutationsbränsle. Avfallet måste förvaras i djupförvar. Dessutom måste det separerade uranet och övrigt avfall som uppstår vid hanteringen tas omhand på något sätt.

4.2.8 Kravutvärdering

Övergripande krav

Enligt kärntekniklagen är ägarna av kärnkraftverken ansvariga för att kärnämne som inte används på nytt hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt. Lagen förbjuder vidare utbyggnad av nya reaktorer. Mot bakgrund av det är den enda återvinning och återanvändning som är möjlig i Sverige i dagsläget, återföring av uran och plutonium i MOX-bränsle som förbränns i de befintliga reaktorerna. Det planeras inte ske i industriell skala dels av kostnadsskäl, och dels på grund av att det finns ett starkt politiskt motstånd mot upparbetning och plutoniumåterföring. I ett tidigt skede av utbyggnaden av kärnkraften planerade man dock att upparbeta det använda uranbränslet. En del svenskt kärnbränsle har upparbetats och en mindre mängd MOX-bränsle ingår i det svenska programmet. Flera EU-länder tillämpar återföring av uran och plutonium som MOX-bränsle.

Transmutation kräver utveckling och byggande av nya reaktorer. Tillämpning av transmutation i Sverige kräver därför omprövning av nu gällande lag. Vid transmuteringen utvecklas en avsevärd energi och det synes orimligt att ej nyttiggöra denna energi. Strategiska studier av transmutation, som genomförts inom EU och i USA, visar att det tar åtminstone ett par tre decennier att utveckla ett system och därefter mycket lång tid – storleken 100 år eller mer – innan man transmuterat allt avfall från nuvarande reaktorer. Tillämpning av transmutation överför således ett ansvar på kommande generationer. Ansvar för både avfallshantering och energiproduktion. Ett tänkbart framtida alternativ är också att köpa upparbetning, separation och transmutation vid utländska anläggningar. Ansvar för energiproduktionen lämnas då till andra länder medan Sverige enbart får ta hand om det avfall som kvarstår.

Miljökrav

Miljöbalken säger att "återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi ska främjas så att ett kretslopp uppnås". Upparbetning och transmutation innebär återanvändning av klyvbart material i använt kärnbränsle och bidrar till att minska behovet av uranbrytning. Vad gäller kravet på hushållning med material är således upparbetning och transmutation ett gynnsamt alternativ. Miljöbalken säger också att "människors hälsa och miljön ska skyddas mot föroreningar och annan påverkan". Miljökonsekvenserna vid upparbetning och återföring av klyvbart material måste därför jämföras med miljökonsekvenserna vid uranbrytning och tillverkning av uranbränsle. Det återvunna klyvbara materialet används för att producera energi, i en fullständig analys bör även miljökonsekvenserna av att producera motsvarande mängd energi på annat sätt vägas in. Mot bakgrund av att system för upparbetning och transmutation under många år framöver ligger på forskningsplanet är det svårt att göra några sådana övergripande bedömningar.

Säkerhetskrav

Erfarenheter från andra länder visar att de anläggningar som krävs för upparbetning, tillverkning av MOX-bränsle samt reaktorer för användning av MOX-bränsle kan utformas så att säkerhetskraven uppfylls.

De system för transmutation av övriga aktinider i använt kärnbränsle som beskrivits finns än så länge enbart på forskningsstadiet eller på ritbordet. Enligt säkerhetskraven ska i första hand beprövade konstruktionsprinciper och konstruktionslösningar användas.

Enligt säkerhetskraven ska säkerheten vila på flerfaldiga barriärer, systemet ska vara tåligt mot felfunktioner och visas ha acceptabel tålighet mot händelser som kan påverka barriärerna. I jämförelse med övriga strategier för omhändertagande av använt kärnbränslet som beskrivits är upparbetning och transmutation komplicerat. Det återstår mycket arbete för att utveckla tekniken till driftsäkra anläggningar. Uppfyllda säkerhetskrav är en förutsättning för att anläggningarna ska få tas i drift, och även om mycket arbete återstår bedöms det vara troligt att säkerhetskraven kan uppfyllas om man bestämmer sig för att utveckla tekniken.

Strålskydds krav

Enligt strålskyddskraven ska optimering ske och bästa möjliga teknik användas vid omhändertagandet av använt kärnbränsle. Optimering innebär att stråldoserna ska minskas så långt möjligt. Bästa möjliga teknik innebär att den effektivaste åtgärd som inte medför orimliga kostnader ska användas för att minimera utsläpp och skadliga effekter av radioaktiva ämnen. Vid utvärdering av nyttan med upparbetning och transmutationen som strategi att minska radiotoxiciteten måste de stråldoser som uppstår i hanteringen vägas mot de doser som kan uppstå vid tillämpning av andra strategier att omhänderta det radioaktiva avfallet. I utvärderingen av strålskyddskraven måste också nyttan av den producerade elkraften vägas in.

Stråldoserna till den personal som är involverad i upparbetning, bränsletillverkning och transmutation förväntas bli högre än de stråldoser som de övriga beskrivna strategierna kan ge till driftpersonalen. Eftersom de beskrivna systemen för upparbetning och transmutation av långlivade ämnen endast finns på forskningsstadiet eller på ritbordet är jämförelsen vansklig. Baserat på erfarenheter från anläggningar i drift kan man dock anta att både antalet exponerade personer och de doser de utsätts för är större vid upparbetning och transmutation än i de övriga beskrivna strategierna. Upparbetning och trans-

mutation är komplexa och kostsamma processer. I dagsläget bedöms inte system baserade på dessa processer vara de effektivaste eller bästa för att optimera strålskyddet vid omhändertagandet av radioaktivt avfall.

Mot bakgrund av en utvärdering av OECD/NEA från 1991 som Baetsle /Baetsle, 1992/ citerar uppskattas att kollektivdosen till personalen blir ca 7 mmanSv per upparbetat ton uran. Utökas separationsinsatserna för att förbereda transmutation bedömer Baetsle att detta ger ett tillskott på 30 procent eller 0,2 mmanSv per ton uran. Som en jämförelse kan nämnas att dosen till personalen i ett djupförvar av KBS-3-typ har beräknats till 0,07 mmanSv per ton hanterat uran.

Kostnaderna för forskning och demonstration av det amerikanska systemet beräknades uppgå till drygt 10 miljarder dollar. Kostnaderna för att omhänderta det använda kärnbränslet – i USA ca 87 000 ton – beräknades till flera hundra miljarder dollar. Kostnaderna vägs upp av intäkter från försäljningen av producerad elkraft. Intäkternas storlek är osäker och beror av elpriserna på en avreglerad elmarknad.

För att de anläggningar som tillhör olika system för transmutation ska få byggas och drivas måste de visas ge doser under de acceptabla till personal och omgivning. I dagsläget bedöms nyttan med en utveckling av transmutationstekniken dock inte uppväga kostnaderna. För ett litet land som Sverige är kostnaderna för utveckling av transmutationsteknik orimligt höga att bära på egen hand.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Vid upparbetning och återföring av uran och plutonium framställs plutonium i ren form. Plutonium används för tillverkning av MOX-bränsle. Eftersom rent plutonium hanteras ställer upparbetning och MOX-tillverkning stora krav på materialkontroll och safeguards. I det amerikanska ATW-systemet renframställs inte plutonium utan plutonium blandas med de övriga transuranerna. Förespråkarna för ATW hävdar att förbränning av plutonium är den mest kompletta metod som finns att försäkra sig om att det inte används till kärnvapen. Å andra sidan bör påpekas att utvecklingen av accelerators innebär utveckling av teknik som relativt enkelt kan byggas om för att producera plutonium. Icke spridningsfrågan bedöms bli en viktig fråga i utvärderingen av ATW.

4.2.9 Bedömning

Upparbetning och återföring av uran och plutonium i MOX-bränsle innebär ett effektivare utnyttjande av brutet uran. Det radioaktiva avfall som uppstår vid upparbetning och plutoniumåterföring skiljer sig visserligen från använt uranbränsle, men jämför man aktivitetsinnehållet är skillnaderna inte väsentliga vad gäller kraven på hantering och slutförvaring. Att återföra uran och plutonium är förvisso ett möjligt sätt att omhänderta det använda kärnbränslet. Det kan dock snarare betraktas som en strategi för bränsleförsörjning än som en strategi att lösa avfallsfrågan.

Vid transmutation av övriga aktinider i använt kärnbränsle förändras aktivitetsinnehållet i avfallet radikalt. Innehållet av aktinider och några övriga långlivade ämnen minskar medan mängden kortlivade klyvningsprodukter ökar. Restinnehållet av långlivade isotoper är dock så stort att avfallet måste hanteras och slutförvaras som långlivat. Hanteringen vid upparbetning, bränsletillverkning och transmutation förväntas ge högre stråldoser till personalen än övriga beskrivna system för omhändertagande av det använda kärnbränslet. Vid utvärderingen av detta måste även nyttan med den producerade energin vägas in.

Upparbetning och transmutation innebär renframställning av plutonium, eller utveckling av teknik som kan användas för framställning av plutonium. Plutonium kan användas för vapentillverkning. Det ställer extra krav på safeguards så länge systemen är i drift. Transmuteras allt plutonium innebär det å andra sidan att inget finns kvar för vapentillverkning.

Den amerikanska vetenskapsakademien, gjorde 1991–1995 en studie av separation och transmutation. Några av slutsatserna från studien var att inget system för separation och transmutation är tillräckligt löftesrikt för att överge direkt slutförvaring av använt kärnbränsle i USA. Vidare konstaterades att ett slutförvar i en geologisk bergformation behövs även för det avfall som uppstår vid separation och transmutation. Denna uppfattning har också uttalats av flera internationella expertgrupper bl a inom OECD/NEA.

4.3 Havsdumpning

Havsdumpning kan sägas vara en tillämpning av principen att späda till ofarliga koncentrationer och sprida ut i miljön, eftersom den bakomliggande tanken är att utnyttja spädnings och spridning i havet. Det använda bränslets låga upplösningshastighet kan bidra till att utsläppen sker över en lång period, vilket också ger en form av spädnings och spridning. Säkerheten bygger främst på utspädningen i havsvattnet.

4.3.1 Övergripande systembeskrivning

Det använda kärnbränslet deponeras i världshaven /Birgersson, Larsson, 1996/. Varken några konkreta förslag till systemutformning eller några säkerhetsutvärderingar har gjorts av denna strategi. Man kan anta att bränslet placeras i någon form av kapslar som sedan deponeras i havet. Kapslarna kan vara utformade för att förbli täta under längre eller kortare perioder. När/om kapslarna är otäta och radioaktiva ämnen börjar att frigöras från bränslet sker en utspädning som är så stor att när aktiviteten når människan kan den betraktas som ofarlig.

4.3.2 Kravutvärdering

Strategin uppfyller inte 1996 års protokoll till Londonkonventionen om havsdumpning, som innebär att deponering av använt kärnbränsle ej får ske i havet eller på havsbotten utanför Sveriges inre vatten. Eftersom inga konkreta förslag till systemutformning finns går det inte att utvärdera om miljö-, säkerhets- och strålskydds krav kan uppfyllas. Beroende på hur en eventuell kapsel utformas, och hur deponeringen går till har systemet vissa likheter med deponering i djuphavssediment, som beskrivs nedan. Vad gäller icke spridning av kärnämne borde havsdumpning försvåra men inte omöjliggöra åtkomst av det använda bränslet.

4.3.3 Bedömning

Londonkonventionens förbud mot deponering i havet eller på havsbotten uppfylls ej. Förutsättningarna att uppfylla miljö-, säkerhets- och strålskydds krav är svårbedömbara. Systemet kräver någon form av safeguards även efter genomförd deponering.

Strategin är tillämbart både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

4.4 Utskjutning i rymden

Utskjutning i rymden är en tillämpning av principen kvittblivning och det använda kärnbränslet görs otillgängligt för all framtid.

Säkerheten bygger på att bränslet kan skjutas ut till en plats i universum och aldrig mer komma i kontakt med människan och miljön.

Strategin studerades i USA i slutet av 70-talet och början av 80-talet.

4.4.1 Översiktlig systembeskrivning

Ett system för utskjutning i rymden kräver:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet paketeras inför utskjutningen,
- rymdbas för utskjutning,
- transportsystem för transporter på mark,
- system för att skjuta ut det paketerade bränslet i rymden.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Utskjutning kan ske till obestämd plats utanför vårt solsystem, till stabila planetariska banor eller till något speciellt mål, t ex solen. I samtliga fall blir det använda bränslet otillgängligt för all framtid.

Det skulle gå åt enorma mängder bränsle för att transportera det använda kärnbränslet till en avlägsen plats i universum. I amerikanska utredningar av möjligheterna att sända människor till Mars /Musser, Alpert, 2000/ räknar man med att det krävs åtminstone ett ton raketbränsle per ton material som transporteras från en bana runt jorden till Mars. Kostnaderna för transporten ut till jordbanan bedöms efter utveckling kunna minska från dagens 20 till ca 2 miljoner dollar per ton. I 40 år gammalt kärnbränsle representerar de 10 farligaste ämnena 99,9 procent av farligheten och endast 0,8 procent, eller 8 kg per ton, av vikten (gäller typ Svea 64 med utbränningsgrad 38 MWdygn/kg U /Morén, 1998/). Det innebär att strategin i praktiken kräver någon form av upparbetning för att separera de högaktiva ämnena från uranet och begränsa vikten på avfallet. För att begränsa bränsleförbrukning och för att kunna använda transportfarkosterna för flera uppdrag får det valda målet i universum inte vara allt för avlägset.

I de amerikanska studierna från 70- och 80-talet beskrevs ett referenssystem för att man skulle kunna utvärdera strategins möjligheter /Rice m fl, 1980/. Förutom anläggningarna ovan ingår i detta system anläggningar för upparbetning och konditionering av avfallet.

Det avfall som i första hand avsågs skjutas ut var högaktivt upparbetnings avfall (även mildt avfall studerades). Ett problem är att koncentration av de radioaktiva ämnena för att minska volym och vikt samtidigt medför att temperatur och strålning ökar. Om den tillåtna temperaturen bestäms av villkoret att avfallet ska klara sig med passiv kylning i rymden, krävs aktiv kylning på jorden och under transporten. Det beror på att temperaturen är låg i rymden, och inga skyddssystem som kan hindra värmetransporten behövs när avfallet väl nått sitt mål.

Avfallens form blir ett optimeringsproblem där man strävar efter att transportera ut så mycket avfall som möjligt vid varje utskjutning från jorden. Ju färre transporter desto mindre kostnader och mindre sannolikhet för att en olycka någon gång ska inträffa. Men stora avfallspaket är svåra att kyla. Man strävar också efter att minimera omfattning och vikt på de kringsystem som krävs under transporten ut i rymden. I referenssystemet planerades det preparerade avfallet lagras under aktiv kylning i 10 år före utskjutningen. För att minska kostnaderna studerades även ett alternativ där de radionuklider som bidrar mest till de höga temperaturerna (cesium och strontium) separerades från det avfall som skulle skjutas ut i rymden.

De nuklider som skulle skjutas ut planerades att placeras i järn/nickel baserad *kermet* (eng. *cermet*), ett sintrat material med metalliskt utseende där keramiska partiklar är inneslutna i metall. Materialet valdes med hänsyn till att radionukliderna kan packas tätt och den goda förmågan att motstå påfrestningar i samband med olika tänkbara olyckor. För nuklider som inte skulle skjutas ut, samt avfall från upparbetningen planerades geologisk deponering.

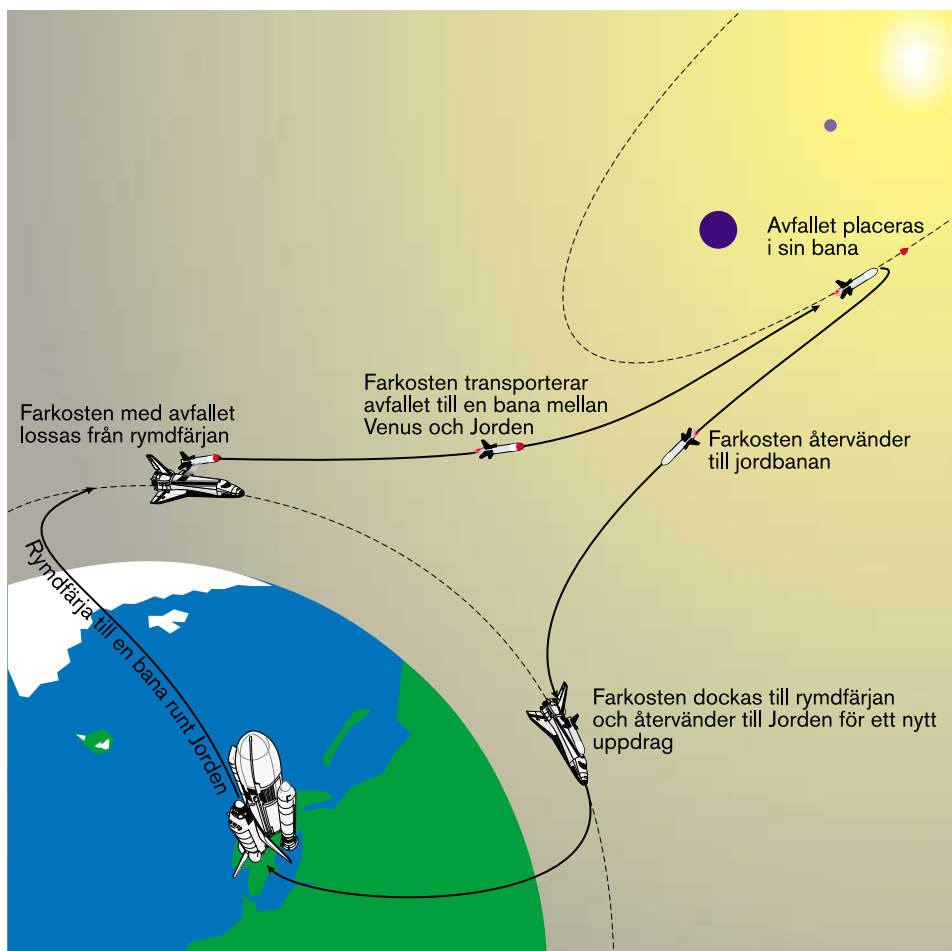
I det föreslagna systemet packas avfallet i form av kermetylindrar i en sfärisk stålkonstruktion, som sedan placeras i en behållare som skyddar och strålskärmar avfallet. Behållaren placeras i en farkost, som sedan förs ut till en bana runt jorden med en rymdfärja. När rymdfärjan nått banan runt jorden, lämnar farkosten färjan och avfallet förs vidare mot sitt mål, en bana runt solen mellan Venus och Jorden. Efter farkosten placerat avfallet i sin bana återvänder den till banan runt jorden, där dockas den till rymdfärjan och förs tillbaka till jorden för att lastas med en ny avfallsbehållare. En skiss över systemet visas i figur 4-8.

Systemet bedömdes till stora delar kunna utnyttja kunskap som finns i det amerikanska rymdprogrammet. Vad gäller transporten med rymdfärjan föreslogs tillgängliga system utnyttjas. För övriga komponenter som ingår i själva utskjutningen av avfallet krävdes nya konstruktioner och testning, men ingen utveckling av ny teknik. Utskjutning i rymden bedömdes i första hand vara ett ingenjörsmässigt problem, som till stora delar kunde baseras på befintlig teknologi. Forskning och teknikutveckling krävs dock inom vissa områden, det gäller upparbetning, kermetmaterialet och dess egenskaper samt konstruktion av utrustning för att korrigera/hämta tillbaka avfallet vid eventuella olyckor och missöden. Det bedömdes fullt möjligt att utveckla tekniken till ett genomförbart alternativ /Rice m fl, 1980/.

4.4.2 Säkerhet vid utskjutning i rymden

Säkerhetsutvärderingar ingick i utformningen av referenssystemet /Rice m fl, 1980/, syftet med dem var i första hand att ge konstruktionsförutsättningarna för systemet. Om inga olyckor sker förekommer visst utsläpp av radionuklider i samband med upparbetning och beredning av avfallet. Utöver det förväntas inga doser utöver dem till personalen. Vad gäller olyckor bedömdes de flesta potentiella utsläpp av radionuklider kunna undvikas genom en lämplig design. Risker för utsläpp delades in i kortsiktiga och långsiktiga.

På kort sikt skulle utsläpp kunna ske vid olyckor i samband med utskjutningen. Genom lämplig design kan dock utsläpp av radioaktiva ämnen till atmosfären undvikas. Inte ens vid allvarliga olyckor, som om rymdfärjan skulle fatta eld eller explodera, eller om avfallet av misstag skulle återvända till jorden förväntas någon spridning av radioaktiva ämnen



Figur 4-8. Skiss över det amerikanska referenssystemet för utskjutning av radioaktivt avfall i rymden.

till atmosfären. Ett undantag är om avfallsbehållaren skulle vara trasig och avfallet komma in i jordatmosfären i delar, vilket skulle kunna ske efter en kollision i rymden. När avfallet nått jordytan räknar man med att i de flesta fall kunna återta det. För att lokalisera och hämta upp avfallet från stora djup i havet krävs utveckling av ny teknik och utrustning. I vissa extremfall – t ex om det landar i en vulkan – kan avfallet inte återtas.

På lång sikt kan utsläpp förekomma från avfall som inte återtagits efter en olycka. Man kan också tänka sig att inplaceringen i banan mellan Venus och Jorden misslyckas, så att det finns risk att avfallet återvänder till jorden långt efter utskjutningen, och inte återtas då det nått jordytan. För att minimera denna risk krävs utveckling av nya rymdfarkoster som kan lokalisera och återhämta avfall som kommer på avvägar vid utskjutningen. Ytterligare en risk är att avfallet träffas av en meteorit då det ligger i sin slutliga bana, att det går i delar och vissa av dem når jorden. Denna risk bedöms dock vara försumbar. Sannolikheten för att avfallet träffas av en meteorit är liten, även om det skulle inträffa skulle de flesta delarna aldrig nå jorden, och de delar som eventuellt når fram spridas över ett långt tidsintervall.

Systemets säkerhetsmässiga fördelar och nackdelar gentemot geologisk deponering har utvärderats /Rice m fl, 1982/. I utvärderingen antogs att cesium och strontium till 90 procent separerats från avfallet som skjuts ut i rymden, och att den geologiska deponeringen sker i en saltformation. Slutsatserna från den studien var att riskerna i samband med utskjutning i rymden är små. De beräknade riskerna vid geologisk deponering är dock så små att utveckling och genomförande av utskjutning i rymden inte är berättigad.

4.4.3 Kravutvärdering

Övergripande krav

Vid färden ut från jorden passerar raketerna över andra länders territorium. Vid en olycka kan avfallet hamna var som helst på jorden. Om radioaktiva ämnen kommer ut i atmosfären blir konsekvenserna globala, detsamma gäller om avfallet hamnar i havet och inte återfinns. Även om en rymdbas kan placeras inom Sveriges gränser är det därför tveksamt om hanteringen kan sägas ske inom landet. Av de övriga krav som nämns i avsnitt 3.1 uppfylls samtliga.

Miljökrav

Utskjutning av tunga raketer medför luftföroreningar som åtminstone lokalt kan vara betydande. Utskjutning i rymden är mycket energikrävande och kan inte sägas främja hushållning med energi. I praktiken krävs uppärbetning för att minska avfallsvolymer. Uppärbetning innebär miljöpåverkan. Även efter minskning av volym och vikt medför utskjutningen avsevärd resursförbrukning. Vid utskjutning i rymden återanvänds inte det klyvbara material som finns i använt kärnbränsle.

Säkerhetskrav

Amerikanska studier visar att säkerhetskraven i avsnitt 3.3 kan uppfyllas. Teknik som tagits fram inom det amerikanska rymdprogrammet kan användas och anpassas för utskjutning av radioaktivt avfall, och den nyutveckling som krävs bedöms vara fullt genomförbar. Systemet ger acceptabel säkerhet även vid olika tänkbara allvarliga olyckor. Strategin uppfyller säkerhetskravet att efter utskjutningen är genomförd krävs ingen övervakning och underhåll.

Strålskyddskrav

Vid utskjutning av uppärbetningsavfall visar amerikanska studier att doser till följd av eventuella utsläpp ligger under de accepterade /Rice m fl, 1980/.

Möjligheterna att minska utsläppet av radioaktiva ämnen på jorden genom att skjuta ut avfallet i rymden begränsas av de utsläpp som sker i samband med uppärbetning och övrig beredning före utskjutningen. För vissa radionuklider (t ex jod-129) innebär utskjutning i rymden att utsläppen på jorden ökar, medan det för många nuklider (t ex teknetium-99 och aktiniderna) finns en potential att minska utsläppen på jorden. Det sistnämnda förutsatt att inga allvarliga olyckor sker vid utskjutningen. Vägs risker i samband med utskjutning i rymden ihop och jämförs med risker i samband med geologisk deponering visar en amerikansk studie /Rice m fl, 1982/ att utskjutning i rymden inte är berättigat.

Om ingen uppärbetning sker före utskjutningen minskar utsläppen av radioaktiva ämnen, samtidigt innebär det betydligt större antalet utskjutningar som då skulle krävas en motsvarande ökning av olycksrisken. Utan uppärbetning blir strategin enormt resurskrävande och kraven på optimering och bästa möjliga teknik uppfylls inte.

För transporter av radioaktivt avfall på jorden finns omfattande regelverk och föreskrifter. Något motsvarande finns inte för transporter till rymden. I den amerikanska studien /Rice m fl, 1980/ påpekas att någon form av nytt regelverk skulle krävas för att strategin skulle kunna godkännas och genomföras. Eftersom avfallet placeras i rymden, som ju inte tillhör någon nation, och på sin väg dit passerar flera länder torde en internationell överenskommelse som grund för nationell lagstiftning vara en förutsättning.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Efter genomförande förhindrar strategin effektivt framtida olovlig befatning med utskjutet kärnämne och kärnavfall.

4.4.4 Bedömning

Strategin kan inte strikt sägas uppfylla kravet på omhändertagande inom landet. Uppskjutning av flera tusen ton använt kärnbränsle i rymden bedöms vara mycket energikrävande och det är tveksamt om miljökravet på hushållning med energi kan uppfyllas. I praktiken krävs uppärbetning för att få ned avfallets volym och vikt. Ett system för utskjutning i rymden bedöms bli kostsamt och är sannolikt inte det effektivaste sättet att begränsa stråldoser. Om utskjutning i rymden kan genomföras och bränslet görs otillgängligt är risken för olovlig befatning i det närmaste obefintlig. Med hänsyn till de resurser som krävs bedöms strategin vara orealistisk.

Strategin är i praktiken inte tillämpbar på använt kärnbränsle, uppärbetning krävs för att minska avfallsvolymer. För de små volymer avfall som – om hanteringen kan göras effektiv – skulle återstå efter ett genomförande av avancerad uppärbetning och transmutation skulle utskjutning i rymden eventuellt kunna vara ett attraktivt alternativ.

4.5 Deponering under vidsträckta inlandsisar

Deponering under vidsträckta inlandsisar är en tillämpning av principen samla in och förvara åtskilt från människa och miljö. Strategin kan även sägas vara en tillämpning av principen kvittblivning eftersom tanken är att göra det använda bränslet otillgängligt för all framtid.

Säkerheten bygger på att det använda kärnbränslets egenskaper i kombination med inlandsisen ska göra avfallet otillgängligt under mycket lång tid. Då radioaktiva ämnen slutligen kan komma att frigöras förväntas utspädningen och spridningen vara stor.

Strategin har endast diskuterats på idéplanet.

4.5.1 Översiktlig systembeskrivning

Ett system för deponering under inlandsisar kräver:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet paketeras,
- transportsystem,
- system för deponering på/under inlandsisen.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Kapslar med använt kärnbränsle placeras på/i vidsträckta inlandsisar där de antas sakta smälta ned genom istäcket på grund av bränslets resteffekt. När kapslarna når gränsskiktet mellan is och mark antas de ligga stilla och ej följa med isens rörelser så länge resteffekten är tillräcklig för att omge kapslarna med en hålighet med smältvatten. Därefter antas de förflyttas med isen och så småningom nå havet där aktiviteten förväntas spädas ut kraftigt.

4.5.2 Kravutvärdering

Eftersom det idag inte finns några stora inlandsisar som mynnar i havet i Sverige, uppfylls inte kravet på omhändertagande inom Sverige. Det beskrivna händelseförloppet vid deponering i inlandsisar är mycket diskutabelt. Kunskaperna om inlandsisars dynamik och de klimatrelaterade förändringarna av den i ett långt tidsperspektiv är inte tillräckliga för att avgöra om deponeringen kommer att fungera enligt beskrivningen. Det är därför inte möjligt att avgöra om miljö- och strålskyddskraven kan uppfyllas. Av säkerhetskraven uppfylls inte kravet på beprövad teknik, huruvida övriga säkerhetskrav kan uppfyllas är i dagsläget inte möjligt att avgöra. Strategin kan sägas förhindra men inte omöjliggöra olovlig befattning med det använda bränslet.

4.5.3 Bedömning

Strategin går inte att genomföra inom Sverige. Osäkerheterna runt klimatutveckling och inlandsisars dynamik är stora, med dagens kunskaper är en utvärdering av säkerhet och strålskydd inte möjlig. Som helhet är denna strategi inte ett realistiskt alternativ.

Strategin är tillämpbar både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

4.6 Deponering i djuphavssediment

Deponering i sediment på djuphavsbotten kan sägas tillämpa principen att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö. Strategin brukar också sägas vara en tillämpning av principen kvittblivning, eftersom tanken är att göra det använda bränslet otillgängligt för all framtid.

Säkerheten bygger främst på djuphavssedimentens egenskaper men också på effektiv utspädning och spridning i oceanerna. Avfallet deponeras i kapslar som förväntas hålla de radioaktiva ämnena helt inneslutna i 500 till 1 000 år efter deponering. Långsiktigt

säkerhet fås tack vare sedimentens barriäregenskaper. Den enorma volymen vatten i havet och de kontinuerliga strömmarna ger en mycket effektiv utspädning och spridning. Radionuklidernas väg från sedimenten tillbaka till mänsklig miljö är lång.

Deponering under havsbotten föreslogs på 1950-talet. Under 1980-talet undersöktes djuphavsdeponering aktivt bl a av NEA /NEA, 1988/ och EU, inom ramen för PAGIS-studien /Mobbs m fl, 1988/. Studierna gäller förglasat uppberedningsavfall, men resultaten är tillämpbara även för använt kärnbränsle. I det internationella Ocean Drilling Project /Miller m fl, 1997/ studerades möjligheterna att borra djupa hål i havsbotten från ytfartyg. I USA fanns fram till 1996 "Office of Subseabed Disposal Research" /Ekendahl, Papp,1998/. Sedan dess har inga nationella eller internationella organisationer så vitt känt bedrivit forskning eller utveckling som syftar till deponering av radioaktivt avfall under havsbotten.

4.6.1 Systembeskrivning

Ett system för deponering i sediment på havsbotten kräver:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen,
- transportsystem,
- system för att deponera det inkapslade bränslet i sedimenten.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som uppkommer vid hanteringen.

Deponering under havsbotten innebär att inneslutet avfall placeras i havssediment på stort djup långt ut till havs.

De översta ca 100 m sediment består av tjockt visköst slam, av ungefär lika delar lera och/eller karbonatmineral och vatten. Därunder återfinns ett skikt med petrifierade (konsoliderade och förstenade) sediment, som i sin tur vilar på berggrunden. Djuphavs-sediment är lätt förutsägbara och exceptionellt stabila över tidsperioder på miljontals år. Det ideala sedimentet är finkornigt och lerhaltigt, med begränsad rörlighet för porvatten. Därmed hindras effektivt transport av de flesta radionuklider. Platsen skulle väljas i en djup del av oceanen (på 4 till 6 km djup), långt från tektoniskt eller vulkaniskt aktiva områden.

Primära geovetenskapliga kriterier för utvärdering av tänkbara platser är:

- geologisk stabilitet (och därmed förutsägbarhet),
- en effektiv sedimentbarriär för radionuklidföreningar.

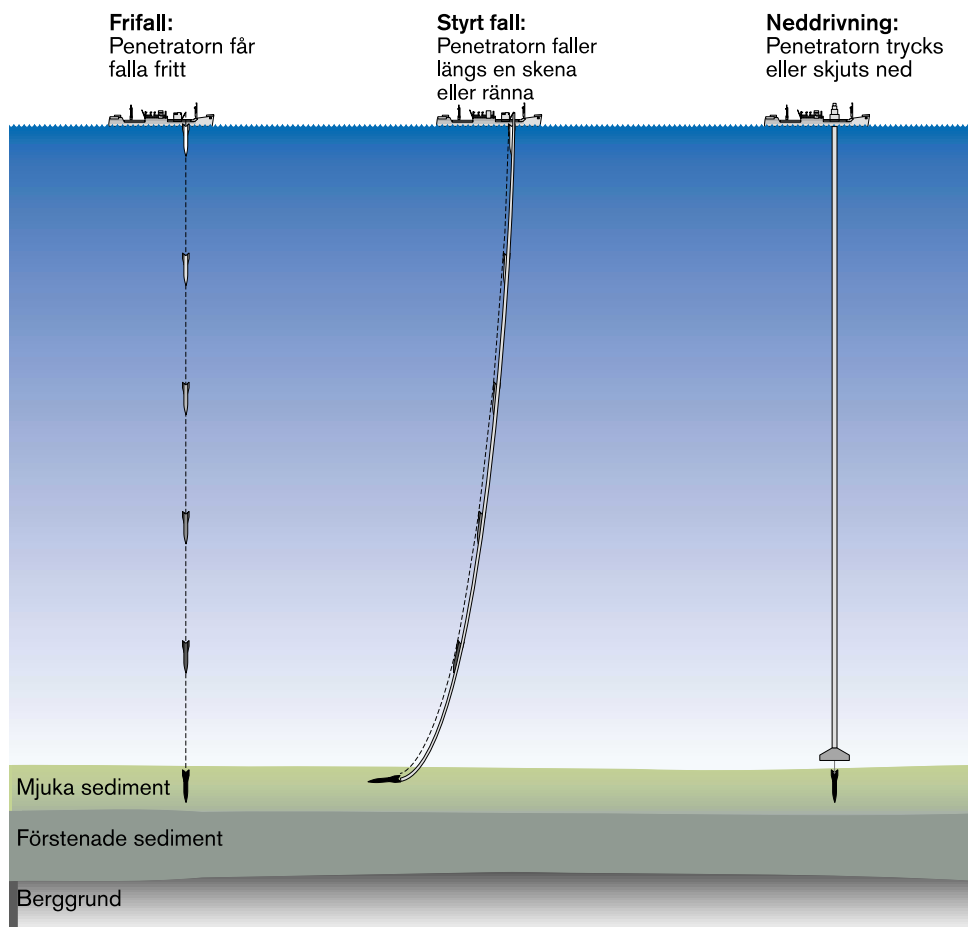
Både inom NEA- och PAGIS-studien genomfördes geovetenskapliga karakteriseringsstudier på olika platser i Nordatlanten och Stilla Havet (endast NEA).

Två principiellt olika deponeringsmetoder har föreslagits, deponering med frifalls-penetratorer i de viskösa sedimenten, samt deponering i borrhål i de petrifierade sedimenten. Tänkbara variationer /Beale m fl, 1989/ av det borrade systemet är deponering i den underliggande berggrunden eller i de övre mjuka sedimenten. Deponeringen sker från fartyg. Även deponering från en konstruktion på havsbotten tänkbar. De studier som genomförts avser förglasat högaktivt uppberedningsavfall, men samma tillvägagångssätt kan i princip användas för använt kärnbränsle.

Deponering med frifallspenetratorer

Systemet med frifallspenetratorer som diskuterades i NEA- och PAGIS-studierna bygger på en stor (8,50 m lång och 0,65 m i diameter) torpedliknande penetrator med en vikt på några ton. Inkapslat avfall placeras i penetratorn, och för att tåla de höga trycken på havsbotten fylls hålrummen med en blylegering. Vid deponeringen släpps penetratorn från ett fartyg. På sitt fall genom vattnet får penetratorn tillräcklig rörelsemängd för att tränga ner fullständigt i sedimentet. Vid nedträngningen i bottensedimentet uppstår en kavitationseffekt som garanterar att slammet sluter hålet efter den nedträngande penetratorn. Kapseln med avfallet hamnar helt omgiven av sediment på ca 50 m djup i det översta mjuka sedimentskiktet av havsbotten.

Innan deponering påbörjas har ett hjälpfartyg utfört en undersökning av havsbotten och identifierat eventuella hinder på botten. Deponeringen med frifallspenetratorer är sedan enkel. Flera systemvarianter för deponeringen har föreslagits, se figur 4-9. De förberedda penetratorerna hämtas från en anläggning på land. Vid platsen ovanför de förutsedda deponeringspunkterna släpps penetratorerna från lanseringsmekanismen i deponeringsfartyget. Deponeringsfartyget rör sig i ett regelbundet mönster på havsytan och släpper penetratorer med jämna mellanrum. Avståndet väljs så att de termiska fälten inte överlappar varandra. Hjälpfartyget är försett med spårningsutrustning som följer penetratorerna till botten och verifierar exakt deponeringsplats och nedträngningsdjup.



Figur 4-9. Olika systemvarianter för deponering i de mjuka sedimenten med penetrator.

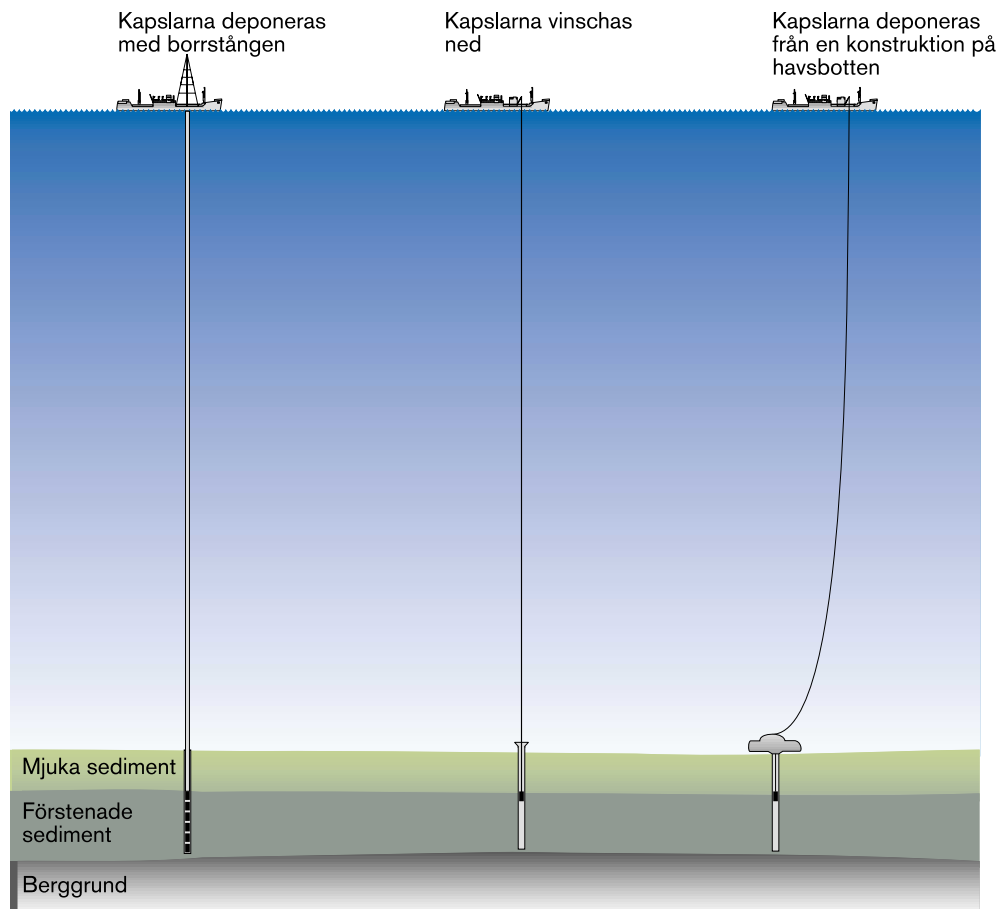
Deponering i borrhål

I alternativet med borrhål deponeras kapslarna i ca 800 m djupa vertikala borrhål i de undre petrifierade (konsoliderade) sedimenten. Det internationella Ocean Drilling Project har visat att det är möjligt att borra djupa hål i havsbotten från ytfartyg, att fodra hålen och att lokalisera tidigare borrhål.

Enligt förslaget skulle ett antal kapslar placeras tillsammans i ett långt stålrör, s k ”stringer”. De tomma utrymmena i stålröret fylls med betong och ändarna proppas. Flera sådana rör kopplas samman till ett paket och förs ner i borrhålet. Paketet deponeras på ca 400–800 m djup under havsbotten. Efter deponeringen återfylls borrhålet med cement. Borrhålets övre delar tätas med material med bättre barriäregenskaper än de omgivande marina sedimenten, t ex en blandning av cement, pulvriserad aska och bentonit.

Hålen borrar på ett inbördes avstånd av några hundra meter. Det mycket större antalet kapslar per deponeringsplats betyder att en mindre yta av havsbotten tas i anspråk än för penetratoralternativet.

Även för deponering i borrhål finns flera systemvarianter. Olika alternativ vad gäller deponeringsteknik har föreslagits, se figur 4-10. Även deponeringsdjupet kan varieras, och både deponering i de mjuka sedimenten och den underliggande berggrunden är möjlig. Kapslar och återfyllnadsmaterial kan vidareutvecklas och anpassas till den valda tekniken och deponeringsdjupet.



Figur 4-10. Olika systemvarianter för deponering i borrhål. Förutom deponeringstekniken kan deponeringsdjupet varieras.

4.6.2 Säkerhet

Avfallsbehållarna förväntas förbli intakta i flera hundra år, innan avfallet exponeras för porvatten i sedimentet. Frigörelsen av radionuklider är beroende av temperaturen, bränslematrisens löslighet och lösligheten hos radionukliderna i porvattnet. När radionukliderna väl har gått i lösning, kan de transporteras genom sedimentet och ut i havsvattnet via advektion eller diffusion. I ostörda havssediment rör sig porvattnet extremt långsamt. Porvattenrörelsen drivs av kompaktering på grund av nybildning av sediment på havsbottenytan. Värmen i närzonen kan accelerera porvattnets rörelse, advektionen. De upplösta radionukliderna sorberas av sedimenten och nedbrytningsprodukter från kapselmaterialet. Transporthastigheten för de flesta radionuklider kommer därmed att bli lägre än diffusionshastigheten hos porvattnet i sedimenten. Förr eller senare förväntas dock radionuklider att nå upp till havsbotten och börja spridas i havsvattnet.

Närzonerna i penetrationalternativet och borrhålsalternativet skiljer sig från varandra. Vid deponering i borrhålsalternativet tillkommer tekniska barriärer och deponeringsdjupet är större. Trots dessa skillnader är de flesta processer som kan frigöra och transportera radionuklider från avfallet gemensamma för båda alternativen /NEA, 1988, Mobbs m fl, 1988/.

Ett antal aspekter av betydelse för säkerheten vid deponering under havsbotten behandlades inom NEA- och PAGIS-studierna. Exempel på frågor som studerats är; Rörelse av den frifallsdeponerade penetratorerna uppåt i sedimenten, på grund av uppvärmningens inverkan på sediment och porvatten. Biologiska processer i de marina sedimenten med betydelse för radionuklidtransport och materialnedbrytning. Transporten av radionuklider från de stora havsdjupen till människan. Som en del av NEA-studien undersöktes också diffusions- och retentionsegenskaperna för radionuklider i marina sediment genom laboratorieexperiment. 1985 samarbetade NEA och EG i en forskningsexpedition till North Abyssal Plain i Atlanten, som bland annat studerade radionuklidens migrering i sediment på havsbotten /Ekendahl, Papp, 1998/.

Såväl NEA- som PAGIS-studierna genomförde omfattande radiologiska beräkningar för penetratorsystemet. Båda studierna inkluderade analyser av såväl ett normalt utvecklingsscenario (referensfall) som ett antal alternativa scenarier, samt utvärderingar av potentiella olyckor. För borrhålsalternativet beräknades stråldoserna för ett normalt utvecklingsscenario. Analyserna visade att deponering i sediment på havsbotten skulle innebära obetydliga risker för den marina och den mänskliga miljön. Doserna från borrhålsdeponering beräknades bli betydligt lägre än vid slutförvaringsalternativ på land. Även i penetrationalternativet blev doserna lägre än beräknade doser från slutförvar på land.

Studiernas slutsats var att deponering i sediment på havsbotten har potential att erbjuda ett säkert och kostnadseffektivt slutförvaringssystem. Lämpliga platser har identifierats i såväl Atlanten som i Stilla Havet och dagens teknik är adekvat för deponering antingen enligt penetrationalternativet eller enligt det borrhålsbaserade alternativet.

4.6.3 Kravutvärdering

Övergripande krav

Sverige har inom sitt territorialvatten ingen lämplig plats för deponering i djuphavssediment, strategin uppfyller därmed inte IAEA:s krav på omhändertagande inom landet. För att kunna genomföras förutsätter strategin en omprövning av gällande internationella överenskommelser beträffande deponering under havsbotten. Förutsättningar för en sådan omprövning finns inte och bedöms inte heller bli aktuell.

Miljökrav

Med undantag av önskemålet på återanvändning och återvinning har strategin goda förutsättningar att lösa problemet omhändertagande av använt kärnbränsle på ett sådant sätt att miljökraven uppfylls.

Säkerhets- och strålskyddskrav

De föreslagna systemen för deponering i djuphavssediment har goda förutsättningar att uppfylla säkerhets- och strålskyddskraven som anges i kapitel 3 Krav på system för omhändertagande av använt kärnbränsle. I den genomförda säkerhetsanalysen är de beräknade doserna mindre än för geologisk deponering under landområden.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Systemet kan sägas förhindra men inte omöjliggöra olovlig befattning med det använda bränslet.

4.6.4 Bedömning

Strategin uppfyller inte kravet på hantering inom landet, och inte heller konventionen om förhindrande av havsföroreningar. Strategin uppfyller miljö- och säkerhetskraven. Säkerhetsanalyser visar att den ger ett gott strålskydd, de beräknade doserna är t ex mindre än för djupförvar under landområden. Kravet på icke spridning av kärnämne uppfylls lika väl som vid flera av de övriga studerade strategierna.

Strategin är tillämplig både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

4.7 Övervakad lagring

Övervakad lagring kan sägas vara en tillämpning av principen att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö.

Säkerheten bygger på utformningen av lagringsutrymmena och den mänskliga närvaron och övervakningen. Avfallet placeras i behållare eller speciellt utformade utrymmen som svarar för strålskydd och kylning. Spridning av radioaktiva partiklar i miljön förhindras genom lagringsutrymmena, löpande drift och underhåll. Lagren kan utformas så att de är mer eller mindre beroende av mänsklig kontroll.

Övervakad lagring under en begränsad period ingår av tekniska skäl alltid i hanteringen av använt kärnbränsle. Under denna *mellanlagring* minskar radioaktiviteten och värmeutvecklingen i det använda bränslet, vilket underlättar den fortsatta hanteringen. Längden på den period bränslet mellanlagras kan variera och systemet kan utformas med hänsyn till detta.

4.7.1 System för övervakad lagring

Ett system för övervakad lagring kräver:

- en eller flera anläggningar där det använda bränslet lagras,
- behållare eller speciellt utformade utrymmen som svarar för strålskydd och kylning,
- transportsystem.

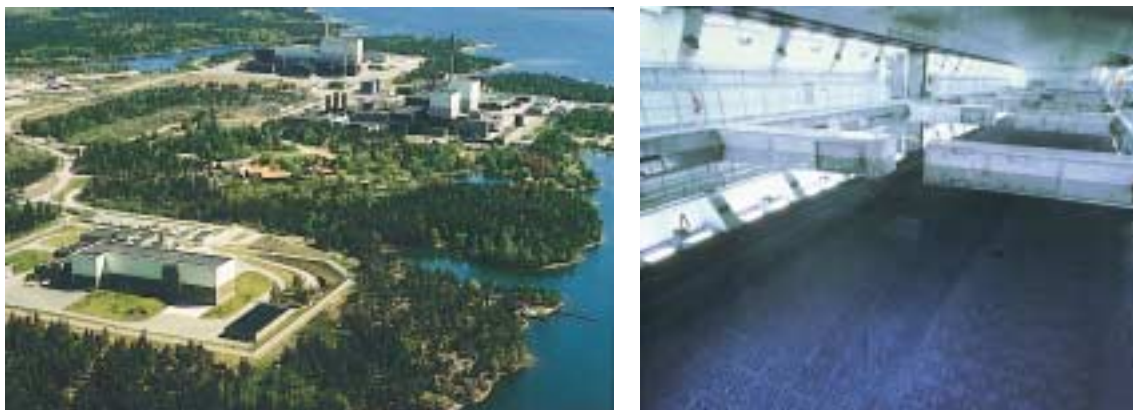
Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva avfall som kan uppkomma vid hanteringen.

Eftersom övervakad lagring – mellanlagring – alltid ingår som ett led i hanteringen av använt kärnbränsle finns erfarenheter från flera länder. Flera olika system för övervakad lagring finns i drift, de kan delas in i våt- respektive torr lagring. Vid våt lagring sker strålskärning och kylning med hjälp av vatten, och vid torr lagring svarar lagringsbehållaren eller lagringsutrymmet för strålskydd och kylning.

4.7.2 Våt lagring

Det använda bränslet förvaras i vattenfyllda bassänger, där vattnet utgör såväl kylmedel som strålskärning av bränslet. För att föra bort restvärmets kyls bassängvattnet, det cirkuleras i ett slutet system med värmeväxlare. Bränslekapslingsrören av zirkaloy utgör en barriär mot att radioaktiva ämnen från bränslet löses i vattnet. För att förhindra korrosion av bränslet, kapslingsrören och metallkonstruktioner är kraven på vattenkvalitet höga och bassängvattnet renas kontinuerligt. Vid reningen avskiljs också de radionuklider som kan ha lösts i vattnet. En del av vattnet avdunstar på grund av värmen från bränslet, och måste ersättas med nytt. Våt lagring kräver således system för värmeväxling, rening och vattenförsörjning. För att garantera säkerheten krävs kontinuerlig drift och underhåll av anläggningen.

Erfarenheter från våt lagring finns från flera länder. I det svenska mellanlagret CLAB sker lagringen under vatten i bassänger. SKB planerar att mellanlagra bränslet i CLAB i ca 30 år. Men bränslet kan lagras under längre perioder med kylning och rening av bassängvattnet och med bibehållen ventilation. Baserat på svenska och internationella erfarenheter bedöms CLAB, med rätt drift och underhåll, kunna drivas i minst hundra år, sannolikt betydligt längre /Söderman, 1998a/. Efter denna tid bedöms omfattande underhåll och renovering av bassängerna krävas för fortsatt säker drift. Även bergrummen, t ex takkonstruktion och bergförstärkningar, behöver då noggrann kontroll och underhåll.



Figur 4-11. Våt lagring vid CLAB. Till vänster lagerbyggnaden och till höger en bassäng med använt kärnbränsle.

4.7.3 Säkerhet vid våt lagring

Våt lagring innebär mycket små säkerhetsrisker så länge bränslekapslingen förblir intakt och drift och övervakning fungerar. Säkerhetsanalyser för våt lagring av använt kärnbränsle har redovisats i flera länder bl a i Sverige, samt granskats och godkänts av myndigheterna /SKB, 1995/. De genomsnittliga utsläppen från CLAB under de första tio driftåren motsvarar en dos till kritisk grupp på ca 0,02 $\mu\text{Sv}/\text{år}$ vilket kan jämföras med strålskyddskravet för anläggningar i drift som är mindre än 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}^2$. Stråldosen till personalen i CLAB beror i hög grad på vilka arbeten som utförs i anläggningen och är endast svagt beroende på den mängd bränsle som lagras. En pessimistisk uppskattning av kollektivdosen är 0,03 mmanSv per år och ton uran.

Korrosion av bränslekapslingen vid långtidslagring av kärnbränsle i vattenbassänger har studerats inom IAEA /IAEA, 1997b/. Slutsatsen från studierna är att det inte finns några tekniska begränsningar för långtidslagring i vatten. För bränslekapslingens beteende vid bassänglagring i mycket långa tider – många hundra år – finns emellertid inga säkra data. Om bränsleelement och kapslingsrör skulle korrodera sönder frigörs radioaktiva ämnen från bränslet. En missödesanalys där konsekvenserna av skadade bränsleelement har uppskattats har genomförts /Söderman, 1998a/. Analysen visar att konsekvenserna av skadade bränsleelement beror på när i tiden skadan sker, ju senare desto mindre blir konsekvenserna. Det beror på att radioaktiviteten avtar med tiden.

Om kontroll och övervakning av någon anledning skulle upphöra leder det till radioaktiva utsläpp. Omfattningen av utsläppen beror på när i tiden övervakningen upphör, ju senare desto mindre allvarliga blir konsekvenserna. Om övervakningen skulle upphöra kontamineras själva anläggningen, vilket medför att det kan bli svårt att vid en senare tidpunkt återupprätta drift och övervakning.

4.7.4 Torr lagring

Vid torr lagring placeras det använda bränslet, efter en tids våt lagring vid kärnkraftverken, i speciellt utformade behållare. Värmen leds bort genom själva behållaren som sedan luftkyls. Behållarna utgör strålskärm och förhindrar spridning av radioaktiva ämnen.

Utomlands har flera alternativ för torr lagring utvecklats. Det finns tre principiellt skilda varianter, nämligen lagring i:

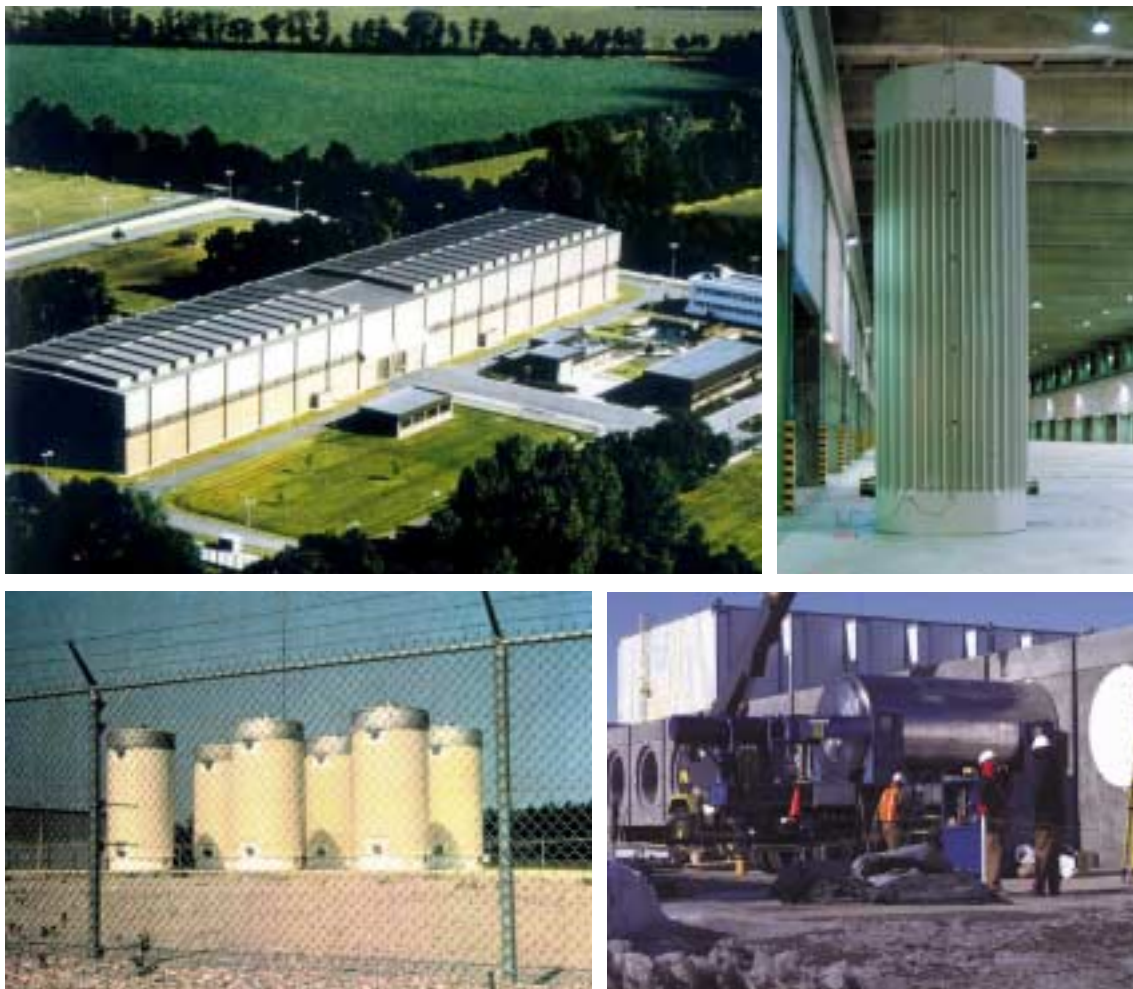
- metallbehållare av stål eller segjärn,
- betongbehållare eller
- betongmoduler.

Metallbehållarna tjänar även som transportbehållare. Metallbehållaren är helt tät och fungerar som barriär mot aktivitetsspridning i såväl gas- som fast form. Den utgör också strålskydd och skydd mot yttre påverkan. Vid lagring i betongbehållare och betongmoduler placeras bränslet i en tunn gastät metallbehållare. Den tunna metallbehållaren fungerar som barriär mot aktivitetsspridning. Strålskärmning och skydd mot yttre påverkan ges av det omgivande betongskalet.

²⁾ Om flera anläggningar finns inom samma område ska dosen från anläggningarna tillsammans vara mindre än 100 $\mu\text{Sv}/\text{år}$.

Den dåliga värmeledningen i luft jämfört med vatten, leder till att bränslets temperatur vid torr lagring är betydligt högre än vid våt. För att undvika korrosion byts luften i de gastäta behållarna ofta ut mot inert gas. Torrslagring i heliumatmosfär för lättvattenreaktorbränsle finns licensierad för temperaturer upp till 410 °C i Tyskland och 380 °C i USA. I luftatmosfär finns licensierade anläggningar i Kanada och Korea för temperaturer upp till 160 °C. Acceptabel kapslingstemperatur begränsas dels av risken för korrosion (i luft), dels av risken för krypning i kapslingsmaterialet, som påverkas av inre övertryck, temperatur och den tid belastningarna varar.

Behållarna av betong eller metall lagras utomhus eller i speciella lagerbyggnader. Lagerbyggnaderna ventileras för att leda bort värmen. Den kontinuerliga driften är enklare vid torr lagring än vid våt men behovet av övervakning är detsamma.



Figur 4-12. Exempel på anläggningar för torr lagring. Överst lagerbyggnad exteriört och interiört. Nederst till vänster lagring i kombinerade transport- och lagringsbehållare utomhus, till höger lagring i fasta betongkonstruktioner. /Det sistnämnda fotot taget av Energy's Idaho National Engineering and Environmental Laboratory./

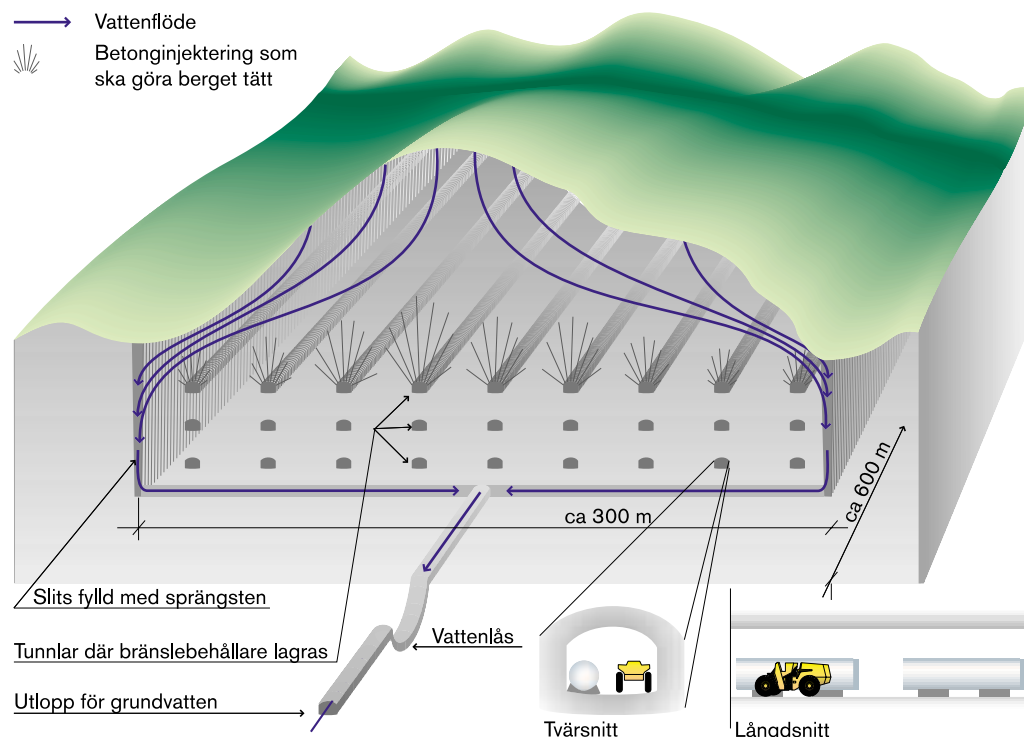
4.7.5 Dry Rock Deposit

Dry Rock Deposit (DRD) är ett system avsett för långvarig torr lagring. Långvarig övervakad lagring har i remissgranskningen av SKB:s forsknings och utvecklingsprogram lagts fram som ett alternativ till geologisk deponering /Mörner, 1995/. Man anser att mer forskning och utveckling behövs för att slutgiltigt omhänderta det använda kärnbränslet, och tills denna forskning givit resultat bör det använda bränslet förvaras på ett sådant sätt att det är lätt att övervaka.

Den huvudsakliga skillnaden mellan DRD och de system för torr lagring som finns i drift är det utrymme som omger lagringsbehållarna. I DRD-konceptet placeras bränslet i täta behållare i ett självdränerande bergrum /Eggert m fl, Mörner, 1995, Rustan, 2000/. Efter deponering stängs berggrummet. Inga insatser krävs för läns pumpning eller kylning. Utformningen av ett DRD-lager visas i figur 4-13. Tanken är att minimera behovet av underhåll och övervakning så att lagringen kan ske under lång tid.

Bränslet placeras i någon form av behållare, hur dessa ska utformas finns ej beskrivet. Man får anta att de utformas med hänsyn till temperaturen, och luftatmosfären i berggrummet så att bränsle och behållare förblir opåverkade under lagringstiden.

Det självdränerande berggrummet byggs i en bergformation som skjuter upp över en omgivande dalsänka. Bergformationen omgärdas av en vertikal krosszon som dräneras via en svagt lutande horisontell tunnel. Tunneln förses med en stofffälla där dräneringsvattnet kan kontrolleras. I det ursprungliga förslaget angavs att två spännarmerade plattor skulle gjutas över förvaret så att inget vatten kan tränga in ovanifrån. Senare har denna utformning reviderats och berget görs istället tätt genom injektering.



Figur 4-13. Dry Rock Deposit (DRD) systemet avsett för långvarig torr lagring.

Den vertikala krosszonen kan åstadkommas genom magasinsbrytning. Den horisontella dräneringstunneln drives från dalsänkan. Hållrum för förvaring av bränslekapslarna samt kanaler för luftkylning borras eller sprängs i bergvolymen. Kylningen av lagringsbehållarna sker genom naturlig cirkulation.

4.7.6 Säkerhet vid torr lagring och Dry Rock Deposit

Torr lagring innebär mycket små säkerhetsrisker /Söderman, 1998b/. Säkerhetsanalyser för torr lagring av använt kärnbränsle har redovisats i flera länder bl a i Tyskland, samt granskats och godkänts av myndigheterna /GNS, 1996/. Driften är enklare än vid våt lagring, förutom eventuell ventilation av lagerutrymmet behöver lagret endast övervakas. Så länge förvaringsbehållarna är täta kan inga utsläpp av radioaktiva ämnen ske. Höga temperaturer utsätter både det använda bränslet, kapslingsrören och behållarna för påfrestningar. I ett längre tidsperspektiv – flera hundra år – kan termiskt inducerade kemiska och mekaniska processer ge skador på både bränsleelement och behållare. Vid torr lagring är att visuell kontroll av bränsleelementen för att upptäcka och förebygga skador svårt att genomföra.

I DRD-konceptet antas behållarna lagras under lång tid, eventuellt flera tusen år, kylningen planeras ske genom naturlig cirkulation och förvaret vara självdränerande. Det kan bli svårt att visa att behållarna kan förbli täta och förvaret dränerat över flera hundratals till tusentals år. Troligtvis krävs någon form av löpande kontroll, och med jämna mellanrum underhåll av behållare, bergförstärkningar och dylikt. Det är inte säkert att naturlig cirkulation ger tillräcklig kylning den inledande perioden. En metod för geologisk deponering som SKB studerat – WP-Cave (se avsnitt 7.4 WP-Cave) – har vissa likheter med DRD. Där antas att förvaret hålls öppet och luftkyls under en inledande period. Enbart självdrag är med den föreslagna utformningen inte tillräckligt. WP-Cave-förvarets kapslar av stål kan i en säkerhetsanalys av konceptet inte förväntas förbli täta under flera tusen år /SKB, 1989/.

Med undantag av de varianter som kräver aktiv ventilation finns inte något behov av kontinuerlig drift, bristande kontroll leder därför inte till några direkta radiologiska konsekvenser. Om temperaturen under en längre tid är förhöjd kan bränsle och lagringsbehållare skadas, eventuellt kan radioaktivitet spridas till omgivningen. Det kan också vara svårt att inspektera eventuella skador om kontrollen återupprättas. Om lagret inte övervakas finns risk för olovlig befattning med det använda bränslet. Utformningen av lagringsutrymmena påverkar de personella insatser som krävs för kontroll och löpande underhåll. Förutsatt att DRD-förvaret kan visas fungera som tänkt, är det möjligen det minst resurskrävande alternativet vad gäller mänsklig närvaro, men någon form av övervakning behövs trots allt.

4.7.7 Kravutvärdering

Övergripande krav

I IAEA:s avfallskonvention ställs kravet att avfallsfrågan till alla väsentliga delar ska lösas av den generation som nyttjar elproduktionen från kärnkraftverken. Detta krav är ej uppfyllt vid långvarig övervakad lagring över flera generationer.

Miljökrav

Övervakad lagring uppfyller kravet på en god och hälsosam miljö för nuvarande generation. För att även kommande generationer ska tillförsäkras en god miljö krävs att drift och övervakning kan garanteras i ett långt tidsperspektiv. Vid övervakad lagring återanvänds inte klyvbart material i det använda kärnbränslet.

Säkerhetskrav

Säkerhetskraven uppfylls för de system för övervakad lagring som är i drift. Säkerheten vilar på väl genomarbetade rutiner för drift, underhåll och övervakning i kombination med fysiska barriärer. Bristande drift, underhåll och övervakning leder till bristande säkerhet. Behovet av drift och underhåll är större vid våt lagring än vid torr.

Vid våt lagring utgörs de fysiska barriärerna av förvaringslokalen (vid CLAB berg-rummen med bassängerna), bassängvattnet, bränslekapslingen och själva bränslet. Vid torr lagring kan förvaringslokalen bidra till det fysiska skyddet, men den viktigaste komponenten är lagringsbehållaren i kombination med bränslets egenskaper. De fysiska barriärerna är inte utformade för att förbli beständiga i ett långt tidsperspektiv, dvs flera hundra år. Utan underhållsinsatser, som kan vara omfattande, är de fysiska barriärerna inte tillförlitliga över långa tider. Det gäller t ex lagringsbehållarna vid torr lagring och förvaringsutrymmena vid våt /Söderman, 1998a/.

Ett säkerhetskrav är att en anläggning för slutförvar ska ge den säkerhet som erfordras utan övervakning och kontroll. Detta krav uppfylls inte vid övervakad lagring.

Strålskyddskrav

Så länge underhåll och drift sköts korrekt uppfylls strålskyddskraven med god marginal. De radiologiska konsekvenserna vid bristande övervakning bedöms inträffa snabbare vid våt lagring än vid torr.

Varken personella insatser eller fysiska barriärer går att garantera i ett långt tidsperspektiv. Övervakad lagring kan därför inte sägas uppfylla kravet på bästa möjliga teknik vad gäller den långsiktiga säkerheten. Vid våt lagring leder allvarliga brister i drift och underhåll till icke acceptabla doser /Söderman, 1998a/. Även vid torr lagring kan brister i drift och underhåll befaras ge icke acceptabla doser.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Vid de anläggningar för övervakad lagring som är i drift idag förhindras olovlig befattning med kärnämne genom en kombination av fysiska barriärer, redovisningssystem, övervakning, och oanmälda kontroller. De fysiska barriärerna är inte ensamma tillräckliga, vid eventuellt bortfall av redovisningssystem och/eller övervakning blir skyddet mot olovlig befattning med kärnämne svagt. Insatserna för att övervaka lagret bedöms vara i stort sett likvärdigt för de anläggningar för våt respektive torr lagring som finns i drift idag och för DRD-lager. Möjligen kan torr lagring i transportbehållare kräva större personella insatser för övervakning.

4.7.8 Bedömning

Alla system för övervakad lagring kräver just övervakning, de uppfyller därför inte kravet på att vid slutförvaring ska barriärerna ge den erforderliga säkerheten utan övervakning och underhåll. Vid övervakad lagring löses inte avfallsfrågan av den generation som utnyttjar kärnkraften.

Övervakad lagring uppfyller ställda krav i ett kort tidsperspektiv. I ett längre tidsperspektiv – flera hundratals till tusentals år – kan man inte förlita sig på att de personella insatser som behövs för att uppfylla miljö-, säkerhets- och strålskydds krav kan upprätthållas. Personella insatser krävs för kontroll och drift av lagret samt för att förhindra olovlig befattning med kärnämne. De olika systemen kräver olika storlek på de personella insatserna. Utan större insatser för reparation och underhåll är de fysiska barriärernas beständighet inte tillförlitlig i ett långt tidsperspektiv, det gäller både våt och torr lagring.

Strategin är tillämplig både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. För upparbetningsavfall tillämpas idag torr lagring. System och säkerhetsutvärderingar är väsentligen desamma som för använt kärnbränsle. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

4.8 Geologisk deponering

Geologisk deponering kan sägas vara en tillämpning av principen att samla in och förvara åtskilt från människa och miljö. Geologisk deponering innebär att det använda bränslet efter en period av mellanlagring deponeras i ett *djupförvar*, dvs på djupet i en geologisk miljö som är stabil på mycket lång sikt.

Grundprincipen för geologisk deponering är att avfallet ska omges av flera passiva barriärer som stöder och kompletterar varandra. Säkerheten hos förvaret ska vara tillräcklig även om någon barriär skulle vara defekt eller inte fungera som avsett. Det är innebörden i flerbarriärprincipen då den tillämpas på geologisk deponering av använt kärnbränsle.

Säkerheten bygger på en kombination av den *naturliga barriär* berget, det stora djupet och den geologiska miljön utgör, och tillverkade s k *tekniska barriärer*. De tekniska barriärerna anpassas till den geologiska miljön, och utformas så att de i denna miljö isolerar det använda bränslet och förhindrar spridning av radioaktiva ämnen under långa tidsperioder. Varken den naturliga, geologiska barriären eller de tekniska barriärerna kräver något underhåll efter deponeringen är klar och förvaret stängts.

De tekniska barriärerna anpassas till den geologiska miljön och till avfallets egenskaper. Även utformningen av berganläggningen anpassas till avfallets egenskaper. Vanligen utgörs förvaret av utsprängda salar och tunnlar/orter där avfallet placeras antingen direkt i tunnlar eller salarna eller i borrhål som utgår från dessa. Djup på mellan ca 200 m och ända ned till ca 4 000 m under markytan är föreslagna. På riktigt stora djup är det svårt och dyrt att bygga större bergrum och tunnlar, och deponeringen föreslås istället ske i borrhål.

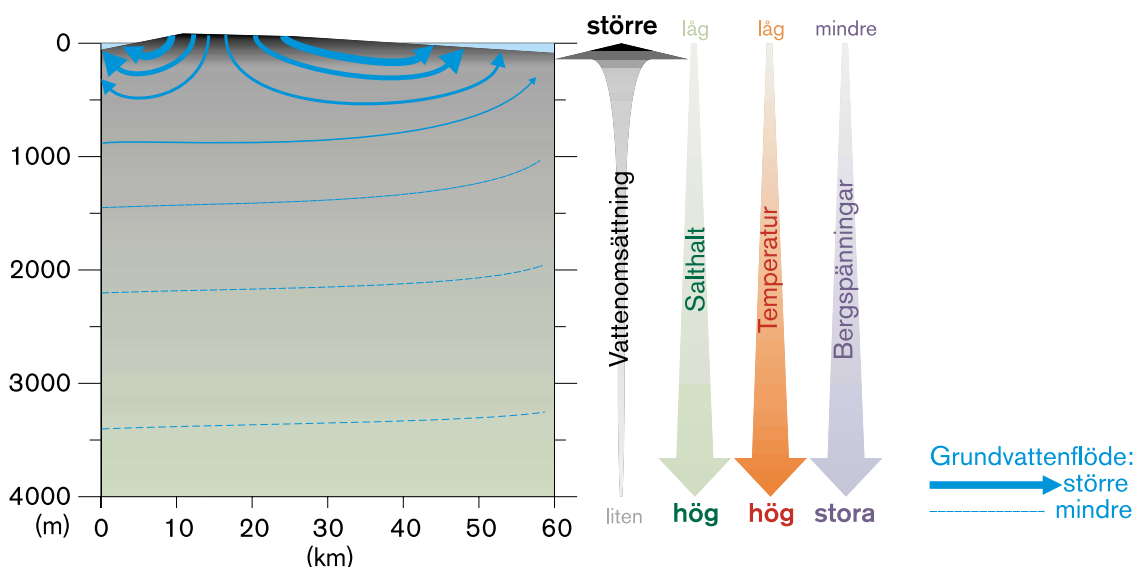
Använt kärnbränsle är ett keramiskt material med extremt låg löslighet i vatten och låg korrosionshastighet. De flesta radioaktiva ämnena sitter inbakade i det keramiska materialet, och bränslets egenskaper bidrar därför till att förhindra att de sprids. Gemensamt

för alla varianter av geologisk deponering är att denna egenskap hos det använda bränslet är en viktig del av säkerheten efter förslutning.

Geologisk deponering planeras ingå som någon del av avfallshanteringsystemet i samtliga länder som har kärnkraftverk. De geologiska miljöer som kan bli aktuella för ett djupförvar varierar, alltefter de geologiska förutsättningar som finns i olika länder. I Tyskland studeras bergsalt, i Finland, Kanada och Sverige kristallint berg, i Belgien lera och i USA tuff (en vulkanisk bergart). I Frankrike och Schweiz studeras både lera och kristallin berggrund. Alla dessa formationer är mycket gamla – tiotals miljoner år eller mer – och förändras mycket långsamt. Den berggrund som är aktuell i Sverige är kristallint berg som är mellan en och två miljarder år gammal.

Några egenskaper hos den svenska kristallina berggrunden som påverkar hur ett djupförvar kan utformas visas i figur 4-14. Om man bortser från mänskligt intrång är den enda möjligheten att miljö och människor ska utsättas för radioaktivitet från ett djupförvar att radioaktiva partiklar från bränslet transporteras upp till ytan med grundvattnet. I en beskrivning av den svenska berggrunden ned till 5 000 m djup, antas den övre kilometern av berggrunden innehålla betydligt fler öppna sprickor och vara mer permeabel än de djupare delarna /Juhlin m fl, 1998/. Vidare ökar salthalten med djupet. Det medför att vattenomsättningen och vattenutbytet med ytan avtar med djupet, den allra största delen av vattenomsättningen äger rum nära ytan. Ned till ca 200 m djup avtar sprickigheten väsentligt, och under detta djup är vattenomsättningen begränsad. Salthalten ökar med djupet, och på stort djup finner man alltid salt vatten. Det salta vattnet har högre densitet än det sötare som omsätts nära ytan. På grund av den högre densiteten rör sig salt vatten nedåt genom sötare, och hög salthalt motverkar transport till ytan. Djupet ned till salt vatten varierar mellan olika platser, några betydelsefulla faktorer är topografi, läge i förhållande till kusten och om platsen legat under havets yta.

Andra egenskaper som är betydelsefulla för möjligheterna att utforma och bygga ett djupförvar är att temperatur och bergspänningar ökar med djupet. Viktigt är också att syre som finns löst i nederbördsvatten konsumeras nära markytan, och nere i berget är förhållandena *reducerande*, dvs vattnet är fritt från löst syre. På några hundra meters djup förväntar man sig att förhållandena förblir reducerande även vid omfattande förändringar på ytan, t ex i samband med en glaciation /SKB, 1999/.



Figur 4-14. Egenskaper hos den svenska berggrunden som påverkar utformningen av ett djupförvar för använt kärnbränsle.

4.8.1 System för geologisk deponering

Ett system för geologisk deponering består av:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen,
- transportsystem,
- djupförvar med tunnlar, borrhål, bergrum etc där det använda bränslet deponeras.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta det radioaktiva drift- och rivningsavfall som uppkommer vid hanteringen.

Djupförvaret kan utformas på flera sätt. I Sverige har följande alternativ föreslagits:

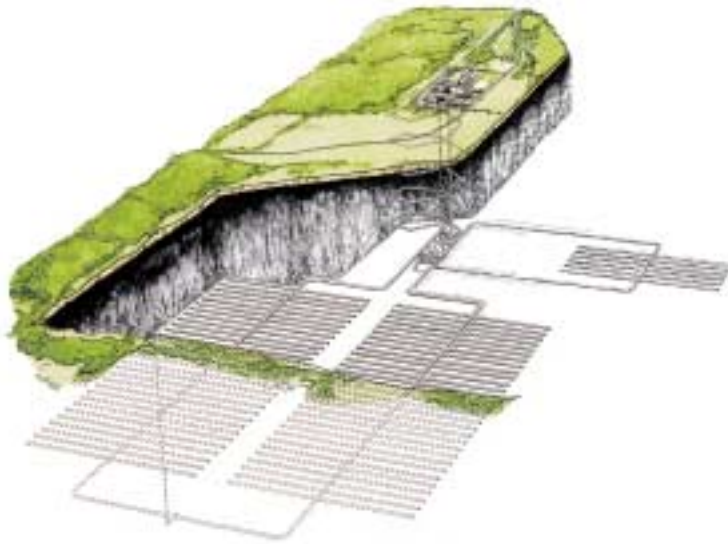
- Avfallet deponeras i ett system av kortare tunnlar på 400–700 m djup (KBS-3).
- Avfallet deponeras i ett fåtal parallella flera kilometer långa tunnlar på 400–700 m djup.
- Avfallet placeras tätt i en bergvolym inom vilken vattenomsättningen minskats genom olika ingenjörsmässiga ingrepp (WP-Cave).
- Avfallet deponeras i flera tusen meter djupa borrhål.

Inom var och en av metoderna ryms olika varianter, i detta kapitel diskuteras endast respektive metods huvudvariant, dvs metodernas *referensalternativ*. I de tre förstnämnda alternativen består förvaret av tunnlar, schakt och andra bergrum. Gemensamt för de två förstnämnda är att utformningen av förvaret baseras på kravet att temperaturen på kapselytan, med hänsyn till de tekniska barriärernas beständighet, inte får överskrida 100 °C. Det innebär att kapslarna, var och en omgivna av sin egen buffert, måste deponeras på avstånd från varandra. I alternativet WP-Cave placeras bränslet tätt i en begränsad bergvolym som i sin helhet omges av en buffert. Det medför dels att förvaret måste hållas öppet och luftkylas under en inledande period, och dels att kapseln och barriärerna närmast den utsätts för högre temperaturer. Alternativet djupa borrhål skiljer sig från de övriga både vad gäller teknik och säkerhet. Deponeringen sker i borrhål på flera tusen meters djup istället för i tunnelsystem på några hundratals meters djup. Den långsiktiga säkerheten bygger i huvudsak på den geologiska barriären och i ett långt tidsperspektiv har de tekniska barriärerna mindre betydelse än i tunnelalternativen.

De olika alternativen för geologisk deponering skiljer sig framförallt vad gäller djupförvardsdelen. Såväl mellanlager som inkapslingsanläggning och transportsystem bedöms kunna utformas så att ställda krav uppfylls, det gäller oberoende av utformningen av djupförvardsdelen. Utvärderingen av geologisk deponering som strategi fokuseras därför på djupförvaret. Eftersom djupförvar enligt KBS-3-metoden är det mest studerade alternativet används det som ett referensalternativ.

4.8.2 Djupförvar enligt KBS-3-metoden

Ett djupförvar av KBS-3-typ omfattar ett system av horisontella tunnlar på ca 400–700 m djup, se figur 4-15. Från en transporttunnel utgår deponeringstunnlar, i deponeringstunnlarnas botten borrar deponeringshål. Minsta avstånd mellan tunnlar och deponeringshål bestäms av värmeutvecklingen från det använda bränslet och maximalt tillåten temperatur på kapselytan. Bränslet placeras i täta kopparkapslar med en hållfast insats



Figur 4-15. Djupförvar enligt KBS-3-metoden.

av gjutjärn. Kapslarna deponeras i deponeringshålen omgivna av en buffert av bentonitlera. Då deponeringen är klar fylls tunnlar och schakt med en blandning av bergkross och bentonitlera.

Den täta kopparkapseln håller det använda bränslet helt inneslutet. Bufferten av bentonitlera skyddar kapseln mot korrosionsangrepp och mindre berg rörelser. Om det finns otäta kapslar hindrar bufferten tillsammans med oskadade delar av kapseln vatten att tränga in i kapseln, och försvårar uttransport av radioaktiva ämnen från kapseln. Berget bidrar med en miljö där de tekniska barriärernas funktion bevaras över mycket långa tider. Berget och förvarsdjupet håller det använda bränslet avskilt från människa och miljö. Om det finns otäta kapslar hålls radionuklider kvar och fördröjs i berget genom låg vattenomsättning, samt genom att de radioaktiva ämnena fastnar på sprickytor och porer i berget.

4.8.3 Djupförvar enligt de andra studerade metoderna

I ett djupförvar i mycket långa tunnlar är tekniska barriärer och material desamma som i ett KBS-3-förvar. Till skillnad från i KBS-3 finns inga deponeringshål utan kapslarna deponeras direkt i långa deponeringstunnlar i horisontellt läge efter varandra. Det innebär den volym berg som tas ut är betydligt mindre än i KBS-3, vilket är en resursmässig fördel. Deponering samt kontroll och återtag av deponerade kapslar är dock mer komplicerad än i ett KBS-3-förvar /Olsson, Sandstedt, 1992/.

I ett WP-Cave-förvar placeras det använda bränslet i kapslar som deponeras tätt i ett system av tunnlar. Tunnlarna är försedda med ventilationsschakt och förvaret kan luftkylas. Hela tunnelsystemet omges av en bentonitfylld slits. Utanför slitsen arrangeras en hydraulisk bur, dvs ett system av tunnlar och borrhål som leder grundvattnet runt deponeringsområdet. Genom den hydrauliska buren och slitsen arrangeras en bergvolym med gynnsamma hydrologiska, mekaniska och kemiska förhållanden där kapslarna med bränsle deponeras. Trots att kapslarna kan deponeras tätt är den totala volym berg som tas ut större än för ett KBS-3-förvar. Det beror på att slitsen och den hydrauliska buren upptar en stor volym.

I ett förvar i djupa borrhål deponeras kapslar med använt bränsle på ca 2 000–4 000 m djup i borrhål. Den bakomliggande tanken är att utnyttja en miljö med försumbart vattenutbyte med ytan. Det stora djupet medför förutom litet vattenutbyte med ytan att temperatur, salthalt och bergspänningar är höga. Det innebär byggnadstekniska svårigheter samt att det blir svårt att konstruera tekniska barriärer som kan förväntas bevara sin funktion över mycket lång tid, flera tusentals år.

4.8.4 Säkerhet för KBS-3

Säkerheten vid drift av ett djupförvar av KBS-3-typ har analyserats i /Lönnerberg och Pettersson, 1998/. Studien visar att säkerheten är god. Den långsiktiga säkerheten efter förslutning av ett KBS-3-förvar har utretts av SKB i flera säkerhetsrapporter /KBS-3, SKB 91, SR 97/. Även Finland planerar ett djupförvar av KBS-3-typ, och har vid flera tillfällen utrett säkerheten efter förslutning /TILA-96, TILA-99/. Samtliga de refererade säkerhetsanalyserna visar att säkerhetsriskerna vid geologisk deponering i ett förvar av KBS-3-typ är mycket små, både nu och mycket långt in i framtiden. De beräknade doserna (riskerna) ligger med god marginal under de accepterade.

4.8.5 Säkerhet för de andra studerade metoderna

Driftsäkerheten vid horisontell deponering – som i mycket långa tunnlar och WP-Cave – bedöms vara god men ha vissa nackdelar gentemot vertikal deponering enligt KBS-3-metodens referensvariant. Nackdelarna är sämre möjlighet till individuell kontroll, korrektion och återtag av kapslar. Deponering i djupa borrhål kräver teknikutveckling. Speciellt viktigt är att säkerställa att kapslarna kan placeras korrekt med god tillförlitlighet, eftersom möjligheterna till kontroll är begränsade på det stora djupet. Även om de övriga metoderna har vissa drifttekniska nackdelar gentemot KBS-3-metodens referensalternativ bedöms det vara fullt möjligt att åstadkomma system som uppfyller ställda krav.

Vad gäller långsiktig säkerhet bedöms förvar i tunnelsystem kunna utformas så att säkerhetskraven uppfylls. Skillnaderna mellan mycket långa tunnlar och KBS-3 bedöms inte vara så stora att någon av metoderna kan sägas vara klart bättre än den andra /Birgersson m fl, 1992/. Ett förvar enligt WP-Cave-metoden bedöms även det kunna utformas så att säkerhetskraven uppfylls /SKB, 1989a/. För att visa att ett förvar i djupa borrhål är säkert i ett långt tidsperspektiv behövs kunskapsuppbyggnad, bl a om de geologiska förhållandena på stort djup /SKB, 2000/.

4.8.6 Kravutvärdering

Övergripande krav

Geologisk deponering uppfyller de övergripande kraven. Avfallet kan tas omhand utan att lämna orimliga bördor på kommande generationer. Ett djupförvar kan byggas i Sverige under ansvar från ägarna av kärnkraftverken.

Miljökrav

System för geologisk deponering kan utformas så att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en god miljö och skyddas mot farliga ämnen i det använda kärnbränslet. Klyvbart material i det använda bränslet återanvänds inte vid geologisk deponering.

Säkerhetskrav

Kravet på flerfaldiga barriärer kan uppfyllas vid geologisk deponering. System för geologisk deponering kan utformas så de är tåliga mot felfunktioner. För djupförvar av KBS-3-typ har detta liksom konsekvenser av olika störningar utretts i flera säkerhetsrapporter. Även andra system för geologisk deponering bedöms kunna utformas så att säkerhetskraven uppfylls.

Då allt bränsle deponerats och förvaret förslutits är den långsiktiga säkerheten inte beroende av tillsyn eller underhåll.

I Sverige, och i andra länder, finns mångåriga erfarenheter från byggande i berg, framförallt från gruvindustrin. Material i de tekniska barriärerna är valt med tanke på att barriärernas beständighet och funktion i den geologiska miljön ska gå att visa över mycket långa tider. Geologisk deponering uppfyller därmed kravet på att beprövade konstruktionsprinciper ska användas.

Strålskyddskrav

System för geologisk deponering kan utformas så att de stråldoser som förekommer under byggande och drift, både till personal och omgivning, blir mycket små eller obefintliga. Flera oberoende analyser av säkerheten efter förslutning för djupförvar av KBS-3-typ visar att de radiologiska konsekvenser ett sådant förvar kan ge upphov till inte påverkar människan och miljön. Även andra typer av djupförvar bedöms kunna utformas så att strålskyddskraven kan uppfyllas.

Geologisk deponering har visats vara en effektiv åtgärd för att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen, och kostnaderna för att utveckla teknik samt att genomföra deponeringen täcks av intäkterna från den producerade kärnkraftselen. Det är således en strategi som uppfyller kravet på gott strålskydd till rimliga kostnader.

Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Ett djupförvar kommer att hållas öppet så länge som deponering av avfall pågår, dvs under flera decennier, och kommer då att övervakas. Någon form av övervakning planeras även efter förslutning. Att hämta upp använt kärnbränslet ur ett djupförvar innebär en stor ansträngning jämförbar med ett större industri- eller byggprojekt. Det är dock aldrig omöjligt att återta använt kärnbränsle ur ett djupförvar, det gäller oberoende av förvarsutformningen. Strategin innebär att klyvbart material samlats på en plats, framtida generationer med tillräckliga resurser kan alltid komma åt det använda kärnbränslet.

4.8.7 Bedömning

Geologisk deponering innebär att det använda bränslet omhändertas utan att lämna orimliga bördor på kommande generationer och inom landet. Geologisk deponering uppfyller ställda säkerhets och strålskyddskrav. Strategin innebär att material tas ur kretsloppet, det gäller både det använda bränslet och material i de tekniska barriärerna, den främjar således inte miljöbalkens önskemål på återanvändning och återvinning. Vad gäller möjligheterna att tillförsäkra kommande generationer en god och hälsosam miljö har strategin goda förutsättningar att uppfylla miljökraven.

Strategin är tillämplig både på använt kärnbränsle och avfall från upparbetning och transmutation. Kravutvärderingen och bedömningen gäller i båda fallen.

5 Jämförelse och val av strategi

För att kunna göra en utvärdering och ett val av strategi behöver de system som krävs för genomförandet beskrivas översiktligt. I tabell 5-1 redovisas tänkbara strategier samt de system som beskrivits för att möjliggöra en kravutvärdering och ett val av strategi.

Valet av strategi inleds med en sammanfattande beskrivning av de olika alternativens förutsättningar att uppfylla kraven från kapitel 3 Krav på system för omhändertagande av använt kärnbränsle. För varje grupp av krav förs först en allmän diskussion, sedan ges de olika alternativen ett omdöme. För att underlätta en jämförelse har följande tregradiga skala och symboler införts:

- + Kraven uppfylls väl – strategin är fördelaktig jämfört med de övriga.
- = Kraven uppfylls – strategin är varken bättre eller sämre än övriga i detta avseende.
- Kraven uppfylls mindre väl eller inte alls – strategin har nackdelar jämfört med de övriga.

Omdömena redovisas i tabellform för varje grupp av krav.

Tabell 5-1. Tänkbara strategier och system för omhändertagande av använt kärnbränsle

Strategi	System
Upparbetning och transmutation	Upparbetning och återföring av uran och plutonium. Transmutation som komplement till upparbetning och återföring av uran och plutonium – Double strata. Transmutation utan renframställning av plutonium – ATW-system.
Havsdumpning	Havsdumpning
Utskjutning i rymden	Utskjutning i rymden
Deponera under inlandsisar	Deponera under inlandsisar
Deponera i djuphavssediment	Deponering i djuphavssediment
Övervakad lagring	Våt lagring Torr lagring Dry Rock Deposit
Geologisk deponering	KBS-3 Mycket långa tunnlar Djupa borrhål Torrt varmt lager – WP-Cave

5.1 Alternativens förutsättningar att uppfylla ställda krav

5.1.1 Övergripande krav

Enligt de övergripande kraven ska det använda bränslet tas omhand inom landet. Ansvaret för avfallsfrågan ligger på ägarna av kärnkraftverken och frågan ska till väsentliga delar lösas av den generation som utnyttjar elproduktionen från kärnkraften. Deponering får ej ske i havet eller på havsbotten utanför Sveriges gränser.

Samtliga övergripande krav uppfylls av geologisk deponering. Deponering under inlandsisar och deponering i djuphavssediment uppfyller inte kravet på omhändertagande inom landet, och det är tveksamt om utskjutning i rymden kan sägas uppfylla detta krav. Deponering i djuphavssediment och havsdumpning uppfyller inte överenskommelser mot deponering på havsbotten och i havet. Övervakad lagring uppfyller inte kravet på att avfallsfrågan ska lösas av nuvarande generation. I dagsläget kräver upparbetning och återföring av uran och plutonium som MOX-bränsle avtal med andra länder, eftersom det inte finns någon upparbetningsanläggning i Sverige. Det är möjligt att teckna upparbetningsavtal och återföra det radioaktiva avfallet för omhändertagande i Sverige. Upparbetning och transmutation av övriga aktinider i det använda kärnbränslet kräver omfattande utveckling samt nyinvesteringar inom kärnteknikområdet. Bara utvecklingen bedöms ta flera decennier, och hela hanteringen i storleksordningen 100 år. Vid ett eventuellt genomförande innebär transmutationen produktion av elkraft. Enligt gällande svensk lag är konstruktion och byggande av nya kärnkraftreaktorer förbjuden.

Tabell 5-2. Omdömen för övergripande krav

Strategi	Omdöme	Motivering
Upparbetning och transmutation	-	Kräver mycket tid och för över ansvar på kommande generationer. Kräver en omprövning av gällande energipolitiska beslut.
Havsdumpning	-	Uppfyller inte kravet på omhändertagande inom landet. Förbjuds av Londonkonventionen mot havsdumpning.
Utskjutning i rymden	-	Tveksamt om kravet på omhändertagande inom landet är uppfyllt.
Deponera under inlandsisar	-	Uppfyller inte kravet på omhändertagande inom landet.
Deponering i djuphavssediment	-	Uppfyller inte kravet på omhändertagande inom landet. Förbjuds i tillägg till Londonkonventionen mot havsdumpning.
Övervakad lagring	-	Uppfyller inte kravet på att avfallsfrågan till väsentliga delar ska lösas av nuvarande generation.
Geologisk deponering	+	Uppfyller samtliga övergripande krav.

5.1.2 Miljökrav

Alla de beskrivna strategierna för omhändertagande av använt kärnbränsle medför olika typer av miljöpåverkan. Genomförandet kommer också att innebära samhälleliga konsekvenser. Den strategi som på bästa sätt tillförsäkrar kommande generationer en god och hälsosam miljö, samt främjar återanvändning och återvinning och annan hushållning med material, råvaror och energi bör väljas.

Samtliga strategier utom upparbetning och transmutation medför att klyvbart material i det använda bränslet inte återanvänds. Vidare tas material, råvaror och energi som behövs för genomförandet ur kretsloppet. Strategierna är:

- Havsdumpning.
- Utskjutning i rymden.
- Deponera under inlandsisar.
- Deponering i djuphavssediment.
- Övervakad lagring.
- Geologisk deponering.

Av dessa strategier tillförsäkras inte övervakad lagring kommande generationer en god miljö. Övervakad lagring kräver just övervakning för att hindra spridning av föroreningar. Det är orimligt att förvänta sig att övervakning ska fungera i århundraden, än mindre i årtusenden och strategin uppfyller därmed inte miljökraven.

Miljökonsekvenserna av deponering under inlandsisar har inte analyserats. Osäkerheterna runt denna strategi är i dagsläget så stora att kommande generationer inte kan sägas tillförsäkras en god miljö.

Havsdumpning har, om man förutsätter att bränslet deponeras i en beständig kapsel, vissa likheter med deponering i djuphavssediment, miljökonsekvenserna är dock svårbedömbara.

Utskjutning i rymden, deponering i djuphavssediment och geologisk deponering har förutsättningar att tillförsäkra kommande generationer en god miljö. Genomförandet av dessa strategier kommer att innebära förbrukning av material, råvaror och energi. De förbrukade resurserna tas ur kretsloppet. Utskjutning i rymden är det alternativ som kräver mest resurser, medan deponering i djuphavssediment bedöms kräva minst. Geologisk deponering intar en mellanposition av de tre vad gäller resursförbrukning.

Upparbetning och transmutation innebär att klyvbart material i använt bränsle återvinns och återanvänds, samtidigt förändras innehållet av radioaktiva ämnen i avfallet. Faktorer som bör vägas in i en analys av miljöpåverkan vid upparbetning och transmutation är:

- hur mycket mer energi som kan utvinnas per ton bruten uran,
- förändringar av avfallsvolymer och egenskaper hos avfallet,
- miljöpåverkan vid upparbetning och övriga anläggningar som behövs för att åstadkomma transmutationen,
- jämförelser av miljöpåverkan från avfallssystemen vid upparbetning och transmutation kontra andra strategier att hantera det använda kärnbränslet,
- jämförelser av miljöpåverkan av elproduktionen kontra andra sätt att producera motsvarande mängd elkraft.

Sådana utvärderingar görs i *livscykelanalyser*. Här begränsar vi oss till att studera avfallsvolymer och avfallens egenskaper samt miljökonsekvenser i form av stråldosbelastning i de olika fallen. Stråldoser behandlas i avsnittet om strålskyddskrav.

Vid upparbetning och återföring av uran och plutonium återanvänds klyvbart plutonium och uran i MOX-bränsle. Övriga aktinider, klyvnings- och aktiveringsprodukter bildar högaktivt, långlivat avfall. Efter ett antal återcyklningar bildar även det använda MOX-bränslet högaktivt, långlivat avfall. Beroende på hur många återcyklningar som sker samt i vilken typ av reaktorer förbränningen sker kan behovet av natururan för bränsletillverkning minska väsentligt. I jämförelse med användning av uranbränsle och direktdeponering av det minskar det totala aktinidinnehållet i avfallet, behovet av ett slutförvar kvarstår.

Om konventionell upparbetning och återföring av uran och plutonium kompletteras med separation och transmutation av övriga aktinider, eller om samtliga transuraner separeras från uran och transmutteras, återvinns en större del av det använda bränslets aktinidinnehåll. För att åstadkomma detta krävs förutom ytterligare upparbetningsanläggningar och bränslefabriker speciella reaktorer där det tillverkade bränslet kan förbrännas. Alla dessa anläggningar kommer att innebära ingrepp i miljön. Upparbetning och transmutation av samtliga aktinider kan innebära ett effektivt utnyttjande av uranråvaran. Behovet av ett djupförvar elimineras inte men konstruktionsförutsättningarna förändras. På kort sikt – några hundratal år – är avfallens radiotoxicitet större än vid direktdeponering av använt uranbränsle, i ett långt tidsperspektiv – tusentals år och längre – är radiotoxiciteten mindre. Om man enbart ser till avfallshanteringen innebär upparbetning och transmutation större miljöingrepp än övriga strategier. I utvärderingen av miljökraven bör även nyttan av den producerade energin vägas in.

Tabell 5-3. Omdömen för miljökrav

Strategi	Omdöme	Motivering
Upparbetning och transmutation	=	Strategin innebär ett effektivt utnyttjande av uranråvaran, de anläggningar m m som krävs för genomförandet innebär dock ingrepp i miljön. Även om separationen och transmutteringen kan göras effektiv återstår avfall som måste tas om hand och slutförvaras.
Havsdumpning	-	Miljökonsekvenserna är osäkra.
Utskjutning i rymden	=	Kan tillförsäkra kommande generationer en god miljö, men bedöms vara mycket resurskrävande.
Deponera under inlandsisar	-	Miljökonsekvenserna är osäkra.
Deponering i djuphavssediment	+	Kan tillförsäkra kommande generationer en god miljö och innebär små ingrepp i miljön i jämförelse med de övriga strategierna.
Övervakad lagring	-	Är beroende av bibehållen samhällskontroll över flera tusentals år för att kunna tillförsäkra kommande generationer en god miljö.
Geologisk deponering	+	Kan tillförsäkra kommande generationer en god miljö och innebär små ingrepp i miljön i jämförelse med de övriga strategierna.

5.1.3 Säkerhetskrav

Enligt säkerhetskraven ska säkerheten vila på flerfaldiga barriärer, händelser och förhållanden som kan påverka barriärerna ska identifieras. Systemet ska visas ha acceptabel tålighet om händelserna skulle inträffa. Det ska vara tåligt mot felfunktioner och ha hög tillförlitlighet. Slutförvar ska efter förslutning ge acceptabel säkerhet utan övervakning och underhåll. I första hand ska beprövade konstruktionsprinciper användas.

Strategierna deponera under inlandsisar och övervakad lagring bedöms i inte uppfylla säkerhetskraven. Dagens kunskap om klimatförändringar och inlandsisars dynamik är inte tillräcklig för att identifiera händelser och förhållanden som kan påverka barriärerna vid deponering under inlandsisar. Systemets tillförlitlighet och tålighet mot felfunktioner går inte att visa. Övervakad lagring kan göras säker men uppfyller inte kravet att slutförvar ska ge acceptabel säkerhet utan övervakning och kontroll.

Några konkreta system för havsdumpning har inte föreslagits. Säkerheten vilar framförallt på den effektiva spridningen i havsvattnet. För att uppfylla kraven på flera barriärer krävs ytterligare någon barriär, förslagsvis en kapsel som utformas så att den kan förväntas förbli tät under längre tid. Kan en sådan kapsel konstrueras bör havsdumpning kunna uppfylla säkerhetskraven.

Ett system för utskjutning i rymden som kan uppfylla säkerhetskraven bedöms vara dyrt, men inte omöjligt att konstruera. Beprövade konstruktionsprinciper kan till allra största delen användas.

Existerande system för upparbetning och återföring av uran och plutonium som MOX-bränsle uppfyller säkerhetskraven. Avfallsvolymer och aktivitetsinnehåll skiljer sig från de som uppstår vid direkt deponering av använt uranbränsle, men vad gäller kraven på omhändertagande och slutförvaring är skillnaderna inte väsentliga. System där aktinider utöver uran och plutonium upparbetas och transmutteras finns idag endast på forskningsstadiet och på ritbordet, de bygger således inte på beprövade konstruktionsprinciper. Det bedöms dock troligt att system som uppfyller säkerhetskraven går att konstruera.

Tabell 5-4. Omdömen för säkerhetskrav

Strategi	Omdöme	Motivering
Upparbetning och transmutation	=	System som kan uppfylla säkerhetskraven kan konstrueras, men kräver nyutveckling om upparbetningen och transmutationen väsentligen ska påverka avfallsets egenskaper.
Havsdumpning	=	Utveckling av ett system som kan uppfylla säkerhetskraven bedöms vara möjligt.
Utskjutning i rymden	=	Utveckling av ett system som kan uppfylla säkerhetskraven bedöms vara möjligt.
Deponera under inlandsisar	-	Kunskapsbrist medför att säkerheten inte kan visas.
Deponering i djuphavssediment	+	Uppfyller säkerhetskraven. Tillämpar beprövad teknik och har visats vara säkert.
Övervakad lagring	-	Uppfyller inte kravet att ett slutförvar ska ge acceptabel säkerhet utan övervakning och kontroll.
Geologisk deponering	+	Uppfyller säkerhetskraven. Tillämpar beprövad teknik och har visats vara säkert.

Upparbetning och transmutation kan aldrig göras fullständig, det kommer alltid att bildas avfall som inte kan återcirkuleras och som därmed måste slutförvaras. Konstruktionsförutsättningar för slutförvaringen kommer i detta fall att skilja sig från de vid direktdeponering av använt uranbränsle.

Deponering i djuphavssediment och geologisk deponering uppfyller säkerhetskraven. Säkerheten vilar på flera barriärer, händelser som kan påverka säkerheten kan identifieras och systemen kan visas ha acceptabel säkerhet även om de skulle inträffa. Beprövade konstruktionsprinciper tillämpas.

5.1.4 Strålskyddskrav

Enligt strålskyddskraven ska den joniserande strålningens påverkan på människa och miljö beräknas och visas vara acceptabel, både vid hanteringen av det använda kärnbränslet och i framtiden. Biologisk mångfald och utnyttjande av biologiska resurser ska skyddas mot skadlig verkan av strålning. Stråldoser ska begränsas så långt möjligt med hänsyn till ekonomiska och samhällseliga faktorer. För att begränsa utsläpp ska effektivaste åtgärd som inte medför orimliga kostnader genomföras.

Havsdumpning skulle eventuellt kunna visas uppfylla strålskyddskraven. Det finns dock inga konkreta förslag på system eller beräkningar som visar påverkan av joniserande strålning på människa och miljö.

Utskjutning i rymden bedöms vara mycket resurskrävande och inte den effektivaste åtgärden att begränsa stråldoser.

Vid deponering under inlandsisar är dagens kunskaper inte tillräckliga för att kunna beräkna framtida påverkan av joniserande strålning. Systemet kan därmed inte visas ge acceptabel säkerhet i framtiden.

Övervakad lagring ger inte acceptabelt skydd mot strålning om övervakning och kontroll faller bort. Mänsklig kontroll kan inte förväntas bestå över långa tider, dvs hundratals till flera tusentals år. De fysiska barriärerna kan under kortare perioder – från några dagar och kanske upp emot hundratals år beroende på systemutformning och när kontrollen faller bort – ge acceptabelt strålskydd, men i ett längre tidsperspektiv är de inte tillräckliga.

System för upparbetning och transmutation innebär att mer energi utvinns ur det använda kärnbränslet. De anläggningar som behövs bedöms kunna utformas så att strålskyddskraven vid hanteringen uppfylls. Hanteringen vid upparbetning och transmutation ger större doser till driftpersonalen än de övriga beskrivna strategierna. Vid upparbetning och transmutation omvandlas långlivade transuraner i använt uranbränsle till kortlivade eller stabila fissionsprodukter. Transuranernas relativt sett låga framtida radiotoxicitet ersätts med en kortlivad relativt sett hög radiotoxicitet. Vid direktdeponering innebär transuranerna hypotetiska stråldoser långt in i framtiden. Risken för hypotetiskt tänkbara framtida konsekvenser minskar vid transmutering. Samtidigt ökar risken för hypotetiskt tänkbara konsekvenser i nutiden och den nära framtiden. Ökade nutida risker måste sättas i relation till nyttan med den producerade energin.

System för geologisk deponering har visats ge acceptabelt strålskydd både nu och i framtiden. De åtgärder som vidtas för att begränsa skadlig påverkan av joniserande strålning bedöms vara effektiva med hänsyn till ekonomiska och samhällseliga faktorer. Deponering i djuphavssediment har också visats ge acceptabelt strålskydd, bättre än geologisk deponering på land. System för deponering i djuphavssediment kan också vara mer kostnadseffektivt än geologisk deponering.

Tabell 5-5. Omdömen för strålskyddskrav

Strategi	Omdöme	Motivering
Upparbetning och transmutation	=	System som kan uppfylla strålskyddshetskraven kan konstrueras. Stråldoser till driftpersonalen är högre än för övriga strategier. För att bedöma om detta är effektivaste strategin att begränsa utsläpp måste risker för nutida och framtida doser värderas och även sättas i relation till nyttan av producerad energi.
Havsdumpning	=	Kan beroende på systemutformning eventuellt visas vara en effektiv strategi att begränsa framtida stråldoser.
Utskjutning i rymden	-	Kostsamt och komplicerat och därmed inte effektivaste åtgärd att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen.
Deponera under inlandsisar	-	Det går ej att visa att säkerheten är acceptabel i framtiden.
Deponering i djuphavssediment	+	Uppfyller strålskyddskraven. Kanske den effektivaste strategin att begränsa framtida stråldoser.
Övervakad lagring	-	Uppfyller inte strålskyddskraven om övervakning och kontroll faller bort. De fysiska barriärerna är inte tillräckliga för att ge acceptabelt strålskydd långt in i framtiden.
Geologisk deponering	+	Uppfyller strålskyddskraven. Effektiv strategi för att begränsa framtida utsläpp av radioaktiva ämnen.

5.1.5 Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards

Av de studerade strategierna är det bedöms utskjutning i rymden vara det som bäst hindrar olovlig befattning med det använda kärnbränslet.

Vid konventionell upparbetning renframställs plutonium, vilket kan innebära en risk i detta sammanhang. Även om ingen renframställning av plutonium ingår i systemet innebär utveckling av upparbetnings- och transmutationsteknik också utveckling av teknik som kan användas för framställning av plutonium. Vid effektiv transmutation förbrukas i stort sett allt plutonium.

Samtliga övriga strategier innebär att plutonium finns kvar i det använda kärnbränslet eller i andra avfallsformer. Det är mer eller mindre svåråtkomligt men aldrig omöjligt att komma åt. De fysiska barriärerna ger ett visst skydd men för att försäkra sig om att bränslet inte återtas och används för vapenframställning krävs någon form av övervakning. Mänsklig övervakning kan inte förväntas bestå långt in i framtiden. Det använda bränslet bedöms vara mer lättillgängligt vid övervakad lagring eftersom de fysiska barriärerna är svagare. Skillnaderna mellan övriga strategier är i detta avseende att betrakta som gradskillnader. För att komma åt plutonet måste det separeras från det använda bränslet.

Tabell 5-6. Omdömen för olovlig befattning med kärnämne

Strategi	Omdöme	Motivering
Upparbetning och transmutation	=	Innebär renframställning av plutonium alt. utveckling av teknik för plutoniumframställning, å andra sidan kan allt plutonium komma att förbrukas och ingen safeguards krävs för slutförvaringen.
Havsdumpning	=	Klyvbart plutonium finns kvar och går att återta.
Utskjutning i rymden	+	Det klyvbara materialet går ej att komma åt.
Deponera under inlandsisar	=	Klyvbart plutonium finns kvar och går att återta.
Deponering i djuphavssediment	=	Klyvbart plutonium finns kvar och går att återta.
Övervakad lagring	-	Klyvbart plutonium finns kvar. Det använda bränslet är lättåtkomligt jämfört med andra strategier.
Geologisk deponering	=	Klyvbart plutonium finns kvar och går att återta.

5.2 Samlad bedömning och val

De omdömen som givits de olika strategierna redovisas samlat i tabell 5-7. Upparbetning och transmutation uppfyller inte de övergripande kraven eftersom strategin – åtminstone om avfallens egenskaper ska förändras väsentligen – för över ansvar på kommande generationer. Effektiv upparbetning och transmutation kräver nyutveckling och nyinvestering i kärnteknik, vilket i sin tur kräver en lagändring. Samtliga andra krav uppfylls, och strategin bedöms varken vara bättre eller sämre än de övriga för dem. Om tekniken utvecklas – vilket kräver internationellt samarbete och lång tid – kan nuvarande energipolitiska beslut komma att omprövas och strategin kan bli mer attraktiv.

Havsdumpning är förbjudet enligt Londonkonventionen, och kan därmed inte komma ifråga för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Utskjutning i rymden gör det använda kärnbränslet otillgängligt för all framtid, det är därför fördelaktigt vad gäller safeguardsfrågor. Ett system som kan uppfylla miljö- och säkerhetskrav kräver omfattande teknikutveckling men kan gå att konstruera. Det bedöms inte vara den mest effektiva åtgärden ur strålskyddssynpunkt. Det är tveksamt om strategin uppfyller kravet på omhändertagande inom landet.

Deponering under inlandsisar kan ej ske i Sverige. Stora osäkerheter gör att miljö-, säkerhets- och strålskydds krav uppfylls mindre väl eller inte alls. Strategin kan därmed inte komma ifråga för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Deponering i djuphavssediment kan ej ske inom landet och förbjuds vidare i tillägg till Londonkonventionen. Trots att strategin är miljö-, säkerhets- och strålskyddsmässigt tilltalande kan den därför inte komma ifråga för omhändertagande av använt kärnbränsle.

Samtliga krav uppfylls mindre väl eller inte alls av övervakad lagring. Strategin överför ansvar på kommande generationer. Om framtida generationer av någon anledning inte skulle förmå eller vilja bära ansvaret leder det till oacceptabla konsekvenser både vad gäller miljö, säkerhet och strålning.

Tabell 5-7. Sammanställning av omdömen

Strategi	Övergripande krav	Miljökrav	Säkerhetskrav	Strålskydds-krav	Safeguards
Upparbetning och transmutation	-	=	=	=	=
Havsdumpning	-	-	=	=	=
Utskjutning i rymden	-	=	=	-	+
Deponera under inlandsisar	-	-	-	-	=
Deponering i djuphavssediment	-	+	+	+	=
Övervakad lagring	-	-	-	-	-
Geologisk deponering	+	+	+	+	=

Geologisk deponering uppfyller övergripande-, miljö-, säkerhets- och strålskydds krav väl. Vad gäller olovlig befattning med kärnämne är strategin – med undantag av utskjutning i rymden och övervakad lagring – varken bättre eller sämre än övriga. Den geologiska barriären ger ett gott skydd mot intrång, men det är inte omöjligt att återta det använda bränslet. Strategin kan genomföras inom landet av den generation som använt kärnkraftselen. Ingreppen i miljön är begränsade. Säkerheten vilar på flerfaldiga barriärer, händelser som kan påverka säkerheten kan identifieras och deras konsekvenser kan visas vara acceptabla. Strategin ger ett effektivt strålskydd både nu och i framtiden.

Krav och jämförelsegrunder för val av strategi för omhändertagande av använt kärnbränsle har härletts ur gällande internationella och nationella lagar. Genomgång och analys av de olika strategier som föreslagits utmynnar i att geologisk deponering bäst uppfyller kraven. I systemanalysen väljs geologisk deponering därför som strategi att omhänderta använt kärnbränsle. Valet ligger till grund för den fortsatta systemanalysen.

6 Kravspecifikation för geologisk deponering i urberg

I det första steget av systemanalysen valdes strategi baserat på de krav som finns i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter. Den valda strategin, geologisk deponering, uppfyller de lagliga kraven. För att underlätta en jämförelse mellan olika system för geologisk deponering har en mer detaljerad kravspecifikation formulerats. Kravspecifikationen är en tolkning av vad kraven i internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter mer konkret kan innebära för geologisk deponering. Det finns idag inga speciella föreskrifter för geologisk deponering. SKI ämnar dock ge ut föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnavfall, som gäller för slutförvar i berg. SKB har fått en preliminär version av föreskriften för remiss, och den har beaktats i kravspecifikationen.

Utdragen ur överenskommelser, lagar och föreskrifter från kapitel 3 upprepas här. Baserat på lagtexterna har en mer konkret kravspecifikation formulerats av författarna till denna rapport. Kravspecifikationens syfte är att redovisa på vilka grunder de olika alternativen analyserats och utvärderats. Till skillnad från lagar och föreskrifter är naturligtvis inte kravspecifikationen formellt bindande.

Några viktiga dokument som utgjort ett underlag för kravspecifikationen har varit SKI:s remissutgåva av föreskrifter /SKI, 2000/, resultat från studier inom OECD/NEA / OECD/NEA, 1995/ samt de nordiska strålskydds- och kärnsäkerhetsmyndigheterna sammanställning av rekommendationer för utformningen av ett slutförvar för radioaktivt avfall (den s k flaggboken) /1993/. Vidare har FUD-programmen, synpunkter som kommit fram under granskningen av dem, samt utlåtanden från myndigheter och regering använts som underlag. Kravspecifikationen ger vid handen vilka aspekter av de studerade systemen som bör belysas för att jämförelse, utvärdering och val ska gå att genomföra.

6.1 Övergripande krav

Övergripande krav från kapitel 3:

- i. Radioaktivt avfall ska, om det kan ske på ett säkert sätt, omhändertas inom det land avfallet alstrats.
- ii. Vid omhändertagande av radioaktivt avfall ska man sträva efter att inte lägga otillbörliga bördor på kommande generationer.
- iii. Deponering av använt kärnbränsle får ej ske i havet eller på havsbotten utanför landets inre vatten.
- iv. Den som har tillstånd att driva kärnteknisk verksamhet ska se till att uppkommet kärnavfall, eller kärnämne som inte används på nytt, hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt.

Av dessa krav är det endast kravet på att inte lägga bördor på kommande generationer som kan ge mer precisa jämförelsegrunder för system för geologisk deponering. En rent praktisk tolkning av detta krav ger följande jämförelsegrund:

- Tiden det tar att utveckla och genomföra deponeringsmetoden bör inte vara alltför lång.

Frågan om ansvar mellan generationer har främst ett etiskt perspektiv. Etiska aspekter har bl a diskuterats av KASAM /referens/ och inom OCED/NEA /OECD/NEA, 1995/. Frågan har också utretts inom ett nationellt MKB-forum på kärnavfallsområdet /Alternativgruppen, 1998/. Man menar att nu levande människor inte ska lämna över bördor på kommande generationer, å andra sidan ska nuvarande generation inte begränsa handlingsfriheten för kommande generationer. För system för geologisk deponering av använt kärnbränsle innebär det att:

- Ett förslutet djupförvar inte ska kräva aktivt underhåll eller kontroll.
- Om kommande generationer så önskar ska det vara möjligt att återta det deponerade bränslet.

6.2 Miljökrav

Miljökrav från kapitel 3 Krav :

- i. En hållbar utveckling ska främjas som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.
- ii. Människors hälsa och miljön ska skyddas mot föroreningar och annan påverkan.
- iii. Mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så att en från ekologisk, social, kulturell och samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas.
- iv. Återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas så att ett kretslopp uppnås.

Miljöbalken innehåller också krav på en lämplig plats för verksamheter som tar i anspråk mark- eller vattenområden. Områden som innehåller värdelulla ämnen eller material och områden med speciella natur- och kulturvärden bör undvikas. Vidare bör platser som är speciellt lämpliga för olika verksamheter med betydelse för samhället, som t ex energiförsörjning eller totalförvar undvikas. Dessa krav beaktas vid lokaliseringen av de olika anläggningar som ingår i ett system för geologisk deponering, men påverkar också de krav som kan ställas på systemet i sig.

6.2.1 Platsens geologi

För att trygga en långsiktigt god hushållning bör de restriktioner som läggs på nyttjandet av förvarsplatsen vara så få som möjligt. Ett djupförvar medför att borrhning och byggande av berganläggningar inte är lämpligt på platsen. Kända mänskliga aktiviteter som innefattar sådan verksamhet är framförallt gruvdrift. Djupförvaret ska därför lokaliseras till plats där:

- Berggrunden ska vara fri från sådant som idag kan tänkas vara naturresurser.

Naturresurser kan vara brytvärda eller sällsynta mineral, malmer eller bergarter, det kan också vara olika, ej allmänt förekommande, egenskaper hos berget. Ett exempel på en sådan egenskap är speciellt god värmeledningsförmåga som kan göra platsen lämplig för bergvärmeanläggningar.

6.2.2 Systemutformning

Framtida generationer ska i princip kunna utnyttja platsen till vad som helst, därför ska:

- Försvarsdjupet vara tillräckligt för att tillåta tänkbara mänskliga aktiviteter på och nära ytan utan att förvarets säkerhet äventyras.

Med hänsyn till kraven på en god miljö och hushållning med material, råvaror och energi ska system för geologisk deponering utformas så att:

- Människa och miljö så långt möjligt skyddas mot föroreningar och annan påverkan, både nu och i framtiden.
- Ingreppen i den fysiska miljön blir små.
- Konsumtionen av material, råvaror och energi blir så liten som möjligt med hänsyn till vad som anses nödvändigt för att utforma förvaret på ett sådant sätt att kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö.

6.3 Säkerhetskrav

Säkerhetskrav från kapitel 3:

- i. Säkerheten ska vila på flerfaldiga barriärer som är så utformade att genombrott av en barriär endast leder till mycket begränsade omgivningskonsekvenser.
- ii. Händelser eller förhållanden som kan påverka systemets barriärer ska identifieras. Likaså ska händelser som kan påverka åtgärder eller förhållanden avsedda att förhindra och/eller mildra konsekvenserna av störningar eller haverier identifieras. Det ska visas att systemet har acceptabel tålighet om dessa händelser eller förhållanden skulle inträffa.
- iii. Störningar och haverier ska i största möjliga utsträckning förebyggas.
- iv. Det system som används för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara tåligt mot felfunktioner hos ingående delar och ha hög tillförlitlighet.
- v. En anläggning för slutförvar av använt kärnbränsle ska vara konstruerad så att efter förslutning av förvaret ska barriärerna ge den säkerhet som erfordras utan övervakning och underhåll.
- vi. I första hand ska beprövade konstruktionsprinciper och konstruktionslösningar användas för utformning av ett system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle. Om detta inte är möjligt eller rimligt, ska en utprovning och utvärdering ske för att verifiera att funktion och beteende hos ingående system och komponenter är inom de antaganden som görs i säkerhetsanalysen.

Ett system för geologisk deponering ska vara säkert under byggandet, i driftfasen och efter förslutning.

6.3.1 Platsens geologi

- Berggrunden bör vara lätt att karakterisera vad gäller egenskaper som är väsentliga för byggbarhet, driftsäkerhet och säkerheten efter förslutning.

6.3.2 Systemutformning

Den långsiktiga säkerheten hos slutförvaret ska baseras på flera säkerhetsfunktioner som ska upprätthållas av flera passiva barriärer. Barriärerna ska utformas så att:

- varken realistiska geologiska förändringar eller bristfälligheter i någon av barriärerna påtagligt försämrar förvarets säkerhet,
- barriärernas funktion ger tillräcklig säkerhet både nu och långt in i framtiden,
- beprövade material och konstruktionsprinciper ska användas så långt möjligt.

Det använda bränslets egenskaper ska beaktas så att:

- kriticitet inte uppstår,
- strålning och värme inte väsentligen påverkar barriärernas funktion.

Vid byggande och layout ska följande beaktas:

- Eventuell påverkan på berggrunden som sker under byggande och drift och som är väsentlig för säkerheten efter förslutning ska kunna identifieras.
- Återfyllnadsmaterial i tunnlar, schakt m m ska väljas med hänsyn till långsiktig säkerhet och så att de utgör ett gott skydd mot mänskliga intrång.
- Vid byggande och layout ska det vara möjligt att ta hänsyn till de rumsliga variationerna hos bergets egenskaper så att bästa möjliga säkerhet uppnås.

6.4 Strålskyddskrav

Strålskyddskrav från kapitel 3:

- i. Den joniserande strålningens påverkan på människor och miljön ska beräknas och visa sig vara acceptabel, dels för de olika stegen i det slutliga omhändertagandet, dels i framtiden.
- ii. Ett slutförvar för använt kärnbränsle och kärnavfall ska utformas så att den årliga risken för skadeverkningar efter förslutning blir högst 10^{-6} för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken.
- iii. Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska göras så att biologisk mångfald och hållbart utnyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.

iv. Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik. Med ”optimering” och ”bästa möjliga teknik” menas följande:

- Optimering
begränsning av stråldoser till människor så långt detta rimligen kan göras med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som samhällseliga faktorer.
- Bästa möjliga teknik
den effektivaste åtgärden för att begränsa utsläpp av radioaktiva ämnen och utsläppens skadliga effekter på människors hälsa och miljön, och som inte medför orimliga kostnader.

Kravet på att den joniserande strålningen ska beräknas och visas acceptabel både nu och i framtiden innebär att såväl belastningar under byggande och drift som efter förslutning ska beaktas.

- Begränsning av stråldoser ska göras så långt möjligt med avseende på teknik, ekonomi och samhälle – hela hanteringskedjan och doser som kan uppkomma i framtiden ska beaktas och vägas samman.

De stråldoser som uppstår under byggande och drift går att beräkna bl a baserat på erfarenheter från anläggningar som finns i drift idag. För att kunna beräkna eller gränssätta framtida stråldoser ett förslutet förvar ger upphov till krävs att:

- Förhållanden, händelser och processer som påverkar den geologiska- och de tekniska barriärerna måste kunna beskrivas och deras inverkan på förvarssystemets förmåga att förhindra utsläpp av radioaktiva ämnen till biosfären måste kunna uppskattas.
- Upplösning och korrosion av det använda bränslet, liksom de olika radioaktiva ämnens egenskaper, i den aktuella geologiska miljön måste kunna beskrivas och betydelsen för spridning av radioaktiva ämnen uppskattas.

6.5 Icke spridning av kärnämne och kärnavfall

Krav från kapitel 3:

- i. Systemet för omhändertagande av använt kärnbränsle ska vara utformat så att olovlig befattning med kärnämne eller kärnavfall förhindras.

Inom IAEA har frågor i anslutning till safeguards för djupförvar för radioaktivt avfall och använt bränsle diskuterats sedan slutet av 1980-talet. Ett första rådgivande möte hölls 1988 /IAEA, 1988/, man anser att använt bränsle i ett djupförvar går att återta och att safeguardskontrollen på det därför bör bestå även efter förslutning. För ett system för geologisk deponering betyder det att:

- Möjligheterna att på ett säkert sätt övervaka att klyvbart material inte kommer på avvägar ska övervägas vid lokalisering, drift och förvarsutformning.

Vid utbyggnaden av ett system för geologisk deponering förändras successivt den minsta enhet som kan kontrolleras. Fram till att det använda bränslet kapslats in är det möjligt att kontrollera enskilda element och detektera om enskilda stavar saknas. Efter att bränslet kapslats in är kapseln minsta kontrollerbara enhet. Då är det svårt att kontrollera enskilda element. Förslutna kapslar kan ges unika kännetecken, t ex strålningen eller svetsen av locket, som kan användas för kontroll av att kapseln inte öppnats. Då ett deponeringsområde förslutits försvinner möjligheten att kontrollera enskilda kapslar, man får då inrikta kontrollen på att kapslar inte förs ut ur djupförvaret.

För hanteringen före inkapslingen finns rutiner och tekniska hjälpmedel för att utföra safeguardskontroll idag. All hantering dokumenteras, vid inventeringar ska det vara möjligt att kontrollera att dokumenteringen är korrekt. Övervakning kan ske via TV och rörelsedetektorer av olika slag. För hantering efter inkapsling har en internationell studie – SAGOR – genomförts inom IAEA:s regi /IAEA, 1998/. Studien behandlar rutiner och tekniska hjälpmedel för safeguardskontroll efter inkapsling och i samband med att det inkapslade bränslet placeras i ett djupförvar.

6.6 Frågor som belyses i beskrivningarna av de alternativa systemen

För att kunna utvärdera olika system för geologisk deponering mot bakgrund av den kravspecifikation som formulerats i avsnitt 6.1–6.5 behöver följande frågor belysas under olika skeden i genomförandet:

- Platsundersökning
 - Möjligheter att karaktärisera berggrunden och avgöra om platsen uppfyller miljö-, säkerhets- och strålskydds krav.
- Byggande
 - Möjligheter att använda beprövade konstruktionsprinciper och konstruktionslösningar och, om detta inte är möjligt eller rimligt, utföra provning och värdering av ingående konstruktionslösningar för att verifiera säkerheten.
 - Flexibilitet i förvarslayouten för mer detaljerad information om geologiska förhållanden.
 - Möjligheter att verifiera om byggnationen påverkat egenskaper med betydelse för den långsiktiga säkerheten.
 - Markanvändning.
 - Materialval och materialåtgång samt energiförbrukning. Spridning av föroreningar.
- Drift
 - Möjligheter att förebygga och förhindra störningar och haverier, samt åtgärder som mildrar konsekvenserna om ett haveri skulle inträffa.
 - Tålighet mot felfunktioner.

- Spridning av radioaktiva ämnen och andra föroreningar.
- Stråldoser till personal och omgivning.
- Övrig säkerhet för personalen.
- Möjligheter att övervaka att klyvbart material ej kommer på avvägar – safeguardspekter.
- Långsiktig säkerhet efter förslutning
 - Barriärernas beständighet och säkerhetsfunktionernas utveckling under långa tidsperioder.
 - De stråldoser förvaret kan ge under olika tidsperioder.
 - Möjligheter att övervaka att klyvbart material ej kommer på avvägar – safeguardspekter.

7 Analys av alternativa system för geologisk deponering i kristallint urberg

7.1 Inledning

Ett system för geologisk deponering består som tidigare nämnts av:

- mellanlager,
- anläggning där det använda bränslet kapslas in inför deponeringen,
- transportsystem,
- djupförvar med tunnlar, bergrum, borrhål etc där det använda bränslet deponeras.

Dessutom krävs ett system för att omhänderta radioaktivt drift- och rivningsavfall som uppkommer vid anläggningarna.

Ett mellanlager – CLAB – finns redan i drift och påverkas inte nämnvärt av den övriga systemutformningen. Miljöpåverkan, säkerhet och stråldosbelastning från CLAB belyses därför ej i beskrivningarna av alternativa system för geologisk deponering.

Den systemdel som framförallt styr utformningen av ett system för geologisk deponering är djupförvaret. Metoden för geologisk deponering påverkar utformning av de tekniska barriärerna, som i sin tur påverkar inkapslingsanläggning och transporter. Även mark- och materialbehov, liksom övriga resurser som krävs för byggande och drift påverkas av metoden för deponering i berggrunden. Förutom av metoden påverkas resursåtgången av lokaliseringen av de olika anläggningarna. Beskrivningen av de olika alternativen belyser enbart skillnader som beror av metoden för geologisk deponering, faktorer som är relaterade till lokaliseringen behandlas inte här.

Genom att förvara det använda kärnbränslet på avsevärt djup i kristallint urberg kan man erhålla en naturlig barriär som skyddar de tekniska barriärerna samtidigt som den fördröjer transporten av eventuellt utläckt aktivitet till biosfären. En väl vald plats i det svenska urberget förväntas ha låg vattengenomsläpplighet och generellt sett låg vattenomsättning. De kemiska förhållandena förväntas vara reducerande, dvs grundvattnet är fritt från löst syre och obenäget att bidra till oxidation. Berget erbjuder också en mekaniskt stabil omgivning. De geologiska förhållandena ger förutsättningarna för utformningen av berganläggningar och de tekniska barriärerna. Vattenflöde och berg rörelser förväntas vara koncentrerade till sprickzoner och diskontinuiteter. Berggrundens egenskaper runt ett tänkt djupförvar, såsom termiska egenskaper, mineralogi, grundvattensammansättning och förekomst av, samt hydrologiska och mekaniska egenskaper hos, sprickzoner undersöks genom olika metoder och mätprogram varav flera kräver borrhål av provborrhål.

En fördel med kristallina bergarter är hög tryckhållfasthet, som tillåter stora bergrum och en flexibel konstruktion av förvaret. Generellt minskar vattengenomsläppligheten och vattenomsättningen med ökande djup, vilket är en säkerhetsmässig fördel. Samtidigt ökar salthalt, temperatur och bergspänningar, vilket är en konstruktionsnackdel och bidrar till ökade kostnader, se även avsnitt 4.8.

Temperaturen är en viktig faktor vid utformningen av ett förvar. Temperaturer under 100 °C innebär att de tekniska barriärernas utveckling och funktion blir lättare att visa. Temperatur och strålning runt och i en kapsel påverkas av hur mycket bränsle den innehåller, bränslets resteffekt, samt hur kapseln är utformad i övrigt. Temperaturen runt kapseln påverkas även av utformning och material i de övriga tekniska barriärerna, temperatur och värmeledningsförmåga i det omgivande berget samt av hur tätt kapslarna deponeras i bergvolymen.

Förutom av temperaturen påverkas utformningen av kapseln av möjligheterna att tillverka, kontrollera och hantera den. En viktig aspekt är möjligheterna att arrangera strålskydd. Drifttekniska överväganden är också viktiga vid utformningen av ett djupförvar.

Förvarsdjupet ska väljas med hänsyn till de förändringar, både naturliga och mänskligt orsakade, vi kan förvänta oss på ytan. Ett stort förvarsdjup innebär med stor sannolikhet mindre inverkan av förändringar på ytan, samtidigt ökar temperatur och bergspänningar och grundvattensammansättningen förändras, vilket påverkar konstruktionsförutsättningarna för djupförvaret. Ett önskemål är att grundvattnet ska vara reducerande även vid omfattande förändringar på ytan t ex under en glaciation. Detta för att förhindra/ begränsa kemisk nedbrytning av de tekniska barriärerna. Sådana förhållanden kan man förvänta sig på några hundra meters djup. På större djup ned mot ca 1 km kan spänningsförhållandena vara sådana att byggande av bergrum och tunnlar kan bli problematisk (kostsam).

Ett djupförvar har två säkerhetsfunktioner, det ska *isolera* det använda kärnbränslet och *fördröja* utsläppet av radionuklider. Isoleringen åstadkoms genom att det använda bränslet placeras i täta kapslar. Beroende på förvarsutformningen kan kapslarna förväntas förbli täta under kortare eller längre tidsperioder. Med fördröjning menas att tiden det tar för radionuklider att transporteras från förvaret till biosfären görs så lång att farligheten hinner avta väsentligt innan radionukliderna når människan eller hennes omgivning.

Olika tekniska lösningar för utformningen av ett djupförvar har studerats. De utgår alla från flerbarriärprincipen (se avsnitt 4.8). De tekniska barriärerna ska vara konstruerade av naturliga material vars långsiktiga utveckling i den geologiska miljön ska kunna visas. Temperatur och strålning från det använda bränslet ska ha begränsad inverkan på de tekniska barriärerna och berget. Som redan nämnts i avsnitt 4.8 är flera olika metoder att bygga djupförvar i kristallint berg möjliga, de som studerats i Sverige och som ingår i denna jämförelse är:

- KBS-3
(avfallet deponeras i ett system av kortare tunnlar på ca 400–700 m djup).
- Mycket långa tunnlar
(avfallet deponeras i ett fåtal parallella flera kilometer långa tunnlar på ca 400–700 m djup).
- WP-Cave
(avfallet placeras tätt i en bergvolym inom vilken vattenomsättningen minskats genom olika ingenjörsmässiga ingrepp).
- Djupa borrhål
(avfallet deponeras i flera tusen meter djupa borrhål).

I de två förstnämnda alternativen bestäms den geometriska utformningen av berganläggningen – förvarets *layout* – av kravet på att temperaturen på kapselytan inte får överskrida 100 °C. I det tredje alternativet (WP-Cave) deponeras kapslarna med använt bränsle tätt och temperaturen blir högre. Det medför att förvaret måste hållas öppet och luftkylas under en inledande period samt att vissa barriärer utsätts för högre temperaturer. I de tre förstnämnda alternativen sker deponeringen i ett system av tunnlar på några hundra meters djup i berggrunden. I alternativet djupa borrhål sker deponeringen på flera tusen meters djup i borrhål.

För var och en av de beskrivna metoderna finns ett huvudkoncept och olika varianter. Varianterna omfattar olika geometriska arrangemang av förvaret, materialval och detaljutformning av de tekniska barriärerna. I jämförelsen mellan olika system för geologisk deponering läggs tyngdpunkten på djupförvaret och dess utformning enligt respektive metods huvudkoncept. Alternativen och deras för- och nackdelar jämförs i relation till de krav som redovisas i kapitel 6 Kravspecifikation för geologisk deponering i urberg. Eftersom KBS-3-metoden är den mest utredda av de beskrivna alternativen, används den som en referens både i beskrivningen av alternativen och i jämförelsen mellan dem.

7.2 KBS-3

Förkortningen KBS står för Kärnbränslesäkerhet. Enligt villkorslagen /SFS 1977:140/ fick en reaktor inte tillföras bränsle om inte reaktorinnehavaren visat att det använda kärnbränslet slutgiltigt kan tas omhand. KBS var namnet på det projekt som hade till uppgift att visa detta inför drifttagningen av kärnkraftverken. Projektet tog fram tre huvudrapporter. KBS-1 /SKBE, 1977/ avsåg högaktivt förglasat avfall från upparbetning. KBS-2 /SKBE, 1978/ avsåg direkt deponering av använt kärnbränsle. KBS-3 /SKBE, 1983/ var en fördjupad och förbättrad analys av direktdeponering, och ingick i tillståndsansökan inför laddningen av reaktorerna Forsmark 3 och Oskarshamn 3. KBS-3 har givit namnet på den metod för direktdeponering av använt kärnbränsle som då föreslogs, och som sedan dess utgjort huvudalternativet för omhändertagande av svenskt använt kärnbränsle.

7.2.1 Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner

Ett KBS-3-förvar består av ett system av tunnlar på ca 400–700 m djup. Djupet har bedömts tillräckligt för att ge en kemiskt och mekanisk stabil miljö där de tekniska barriärerna kan förväntas bibehålla sin funktion under lång tid, och inte så stort att byggnationen försvåras. Från ytan leder schakt och/eller tunnlar ned till förvarsdjup och deponeringsområdet. Inom deponeringsområdet finns transporttunnlar, från dem utgår ett antal sinsemellan parallella deponeringstunnlar. Kapslar med använt kärnbränsle placeras i vertikala hål i botten av deponeringstunnlarna och omges av en buffert av bentonitlera.

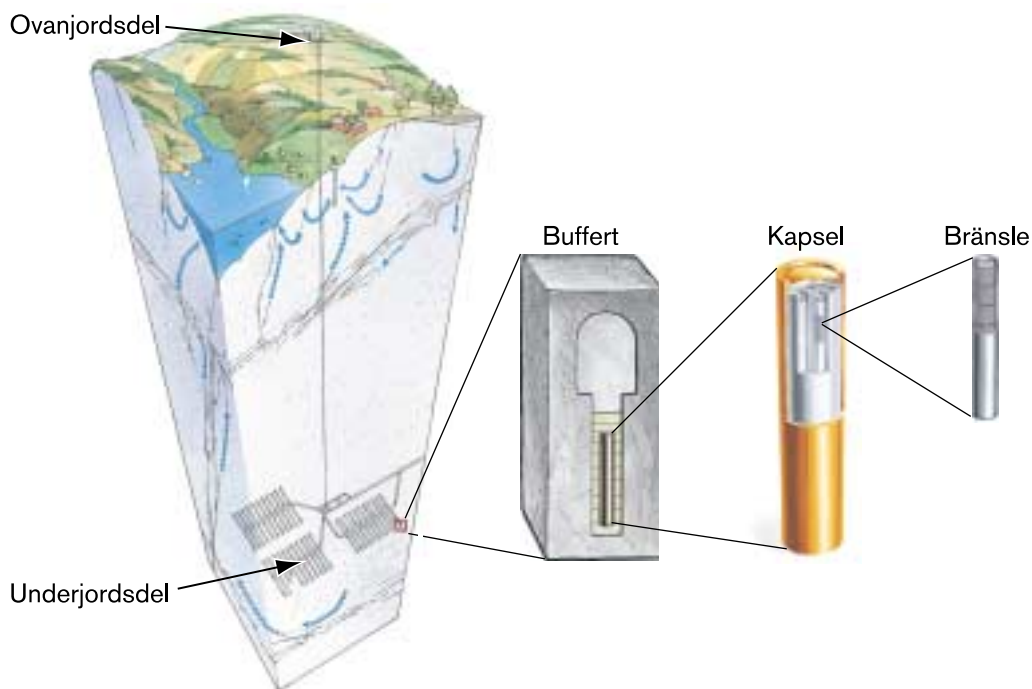
Resteffekten i det deponerade kärnbränslet kommer att leda till en uppvärmning av det omgivande berget. Höga temperaturer och kokning kan ge oönskade effekter på barriärerna. Placeringen av deponeringstunnlarna, liksom det inbördes avståndet mellan deponeringshålen, bestäms med hänsyn till kravet på att temperaturen på kapselytan inte får vara högre än 100 °C.

Den primära funktionen hos ett KBS-3-förvar är att isolera det använda kärnbränslet. I andra hand, om isoleringen av någon anledning till någon del skulle gå förlorad, ska förvaret fördröja utsläppet av radionuklider. Säkerheten åstadkoms genom ett system av barriärer (se även figur 7-1).

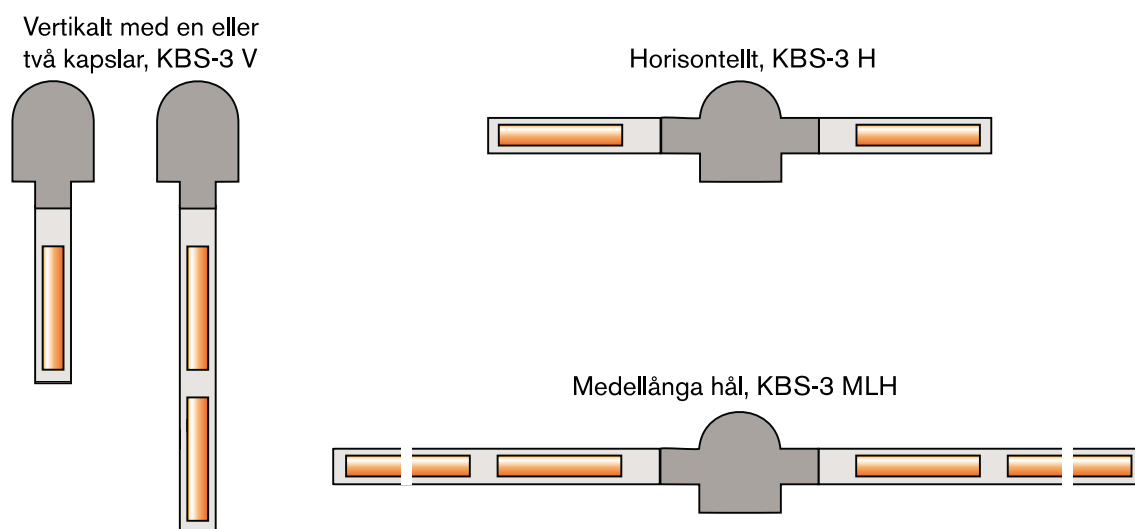
- **Kapsel**
Bränslet placeras i korrosionsbeständiga kopparkapslar. De fem meter långa kapslarna är försedda med en insats av järn som ger mekanisk hållfasthet.
- **Buffert**
Kapslarna omges av ett lager av bentonitlera som skyddar kapseln mekaniskt vid mindre bergrörelser och hindrar korroderande ämnen att komma in till kapseln. Leran adsorberar även effektivt radioaktiva ämnen som eventuellt frigörs om kapslarna skulle skadas.
- **Berg**
Kapslarna med omgivande bentonitlera placeras på ca 400–700 m djup i urberget. Här råder långsiktigt stabila mekaniska och kemiska förhållanden.

Om någon kapsel skulle skadas utgör vidare bränslets och de radioaktiva ämnenas kemiska egenskaper, t ex deras svårslöslighet i vatten, kraftiga begränsningar för transport av radioaktiva ämnen från förvaret till ytan. Detta gäller speciellt de långsiktigt farligaste ämnena som americium och plutonium.

Isoleringen åstadkoms direkt av kopparkapseln. Bufferten bidrar indirekt till isoleringsfunktionen genom att den håller kapseln på plats, skyddar den mot bergrörelser och hindrar korroderande ämnen att komma in till kapseln. Även berget bidrar till isoleringen genom att det erbjuder en stabil kemisk och mekanisk miljö för kapslarna och bufferten.



Figur 7-1. Djupförvar för använt kärnbränsle enligt KBS-3-metoden.



Figur 7-2. Systemvarianter inom KBS-3-metoden.

Samtliga barriärer bidrar till förvarets fördröjande funktion. Även en delvis skadad kopparkapsel kan effektivt bidra till fördröjningen genom att försvåra in- och utflöde av vatten. Bränslet, där huvuddelen av radionukliderna ligger inbäddade, består av ett beständigt material som ger ett viktigt bidrag till fördröjningen. Många av de långsiktigt farligaste radionukliderna är svårslösliga i vatten. Lerbufferten har en förmåga att hålla kvar många av de långsiktigt farligaste radionukliderna genom att dessa fastnar på lerpartiklarnas ytor. Berget bidrar genom låg vattenomsättning, dessutom fastnar radionuklider på sprickor och/eller tränger in i mikrosprickor med stillastående vatten.

Den redovisning av KBS-3-metoden som presenteras här utgör dagens referensalternativ. Flera olika systemvarianter är tänkbara både vad gäller detaljerad utformning av kapseln, återfyllnadsmaterial och förvarslayout. Godstjocklek, tillverkningsmetoder och kvaliteter på metallerna i kapseln kan ändras. Sammansättningen på återfyllnadsmaterialet kan ändras och anpassas till platsspecifika förhållanden. Flera alternativa förvarslayouter är möjliga inom ramen för KBS-3-metoden. Hit hör deponering av flera kapslar i ett deponeringshål, deponering i horisontella deponeringshål och deponering av flera kapslar i horisontella hål/tunnlar. Systemvarianterna vad gäller förvarslayout redovisas i figur 7-2. Analys av olika systemvarianter redovisas i systemanalysens andra del /SKB, 2000b/.

7.2.2 Platsundersökning

Det finns en rad olika egenskaper hos berget som påverkar förvarsutformningen, t ex termiska egenskaper, bergspänningars riktning samt egenskaper hos förkastningar, sprickor och andra diskontinuiteter. De krav ett djupförvar av KBS-3-typ ställer på berget har sammanställts i en rapport /Andersson m fl, 2000/, här anges också vilka parametrar som bör kartläggas vid en platsundersökning. Dessa underlag utgör en grund för att ta fram ett ändamålsenligt och tydligt platsundersökningsprogram.

Vid platsundersökningen genomförs relativt omfattande mätningar från luften och på marken samt i borrhål. Metoder för sådana ytbaserade undersökningar av berget har utvecklats inom Stripa-projektet /SKB, 1993/, vid Äspö-laboratoriet /SKB, 1998b, Rhen red, 1997, Rhen m fl, 1997, Stanfors m fl, 1997/, samt vid de typområdesundersökningar SKB genomfört /Ahlbom m fl, 1983, Almén m fl, 1983/.

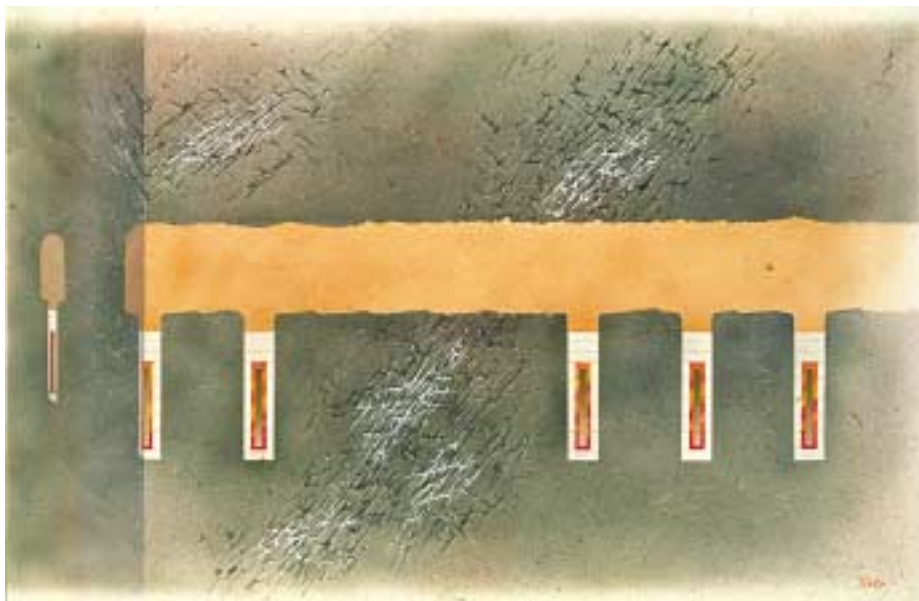
Ett program för undersökning och utvärdering av platser för ett djupförvar av KBS-3-typ har utarbetats /SKB, 2000, R-00-30/. I programmet anges bl a hur undersökningarna och utvärderingen ska gå till samt vilken miljöpåverkan undersökningarna kan leda till. Erfarenheter från bl a Aspö, visar att de undersökningar som kan genomföras från marken är tillräckliga för att utvärdera om en plats är lämplig för ett djupförvar, samt för att fastställa en preliminär detaljerad förvarsutformning. Platsundersökningarna kan anpassas till lokala förhållanden, t ex undvikande av lokaler med sällsynta växter eller djur, utan att undersökningsresultatets kvalitet äventyras.

7.2.3 Byggnade

Konstruktion, flexibilitet och säkerhet

Djupförvaret består av ett system av bergrum, tunnlar och schakt. De kan alla byggas genom tillämpningar av konventionell bergbyggnadsteknik. Tunnlarna kan antingen borraras eller sprängas, i referensutformningen är tunnlar sprängda. Bergförstärkningar utförs vid behov. Skrotning – dvs borttagande av löst berg (stenar) som annars kan falla ned – och andra säkerhetsåtgärder genomförs på liknande sätt som vid befintliga gruv- och berganläggningar. Säkerheten för byggpersonalen bedöms bli åtminstone likvärdig med den i gruvor. Den noggranna kartläggningen av svaghetszoner och det faktum att man bygger i gott berg är faktorer som talar för god säkerhet för byggpersonalen.

Från platsundersökningen erhålls information om spricksystem, bergspänningar och grundvattenrörelser. Informationen från platsundersökningarna möjliggör att en preliminär detaljerad layout – dvs riktning och längd av tunnlar, placering av deponeringshål, bergförstärkningar, tätningar etc – kan fastställas. När man driver tunnlar och schakt tillkommer ytterligare information om berggrunden. Layouten hos KBS-3-förvaret är flexibel och kan successivt anpassas till de rådande förhållandena. Ett exempel på sådan anpassning visas i figur 7-3. Efter att tunnlar drivits och deponeringshål borrats kan de inspekteras och påverkan på det omgivande berget kartläggas.



Figur 7-3. KBS-3-förvaret är flexibelt och kan successivt anpassas till rådande förhållanden i berggrunden.

Kapslarna är utformade i gjutjärn och koppar, båda materialen är väl kända konstruktionsmaterial. Konstruktionsförutsättningar för kapseln har sammanställts /Werme, 1998/. Konventionella metoder för tillverkning och kontroll kan vidareutvecklas och anpassas till de krav som förvaring av använt kärnbränsle i berggrunden ställer /Andersson, 1998/. Även för hanteringen i inkapslingsanläggningen kan konventionella metoder utnyttjas och anpassas till de speciella kraven hanteringen av använt kärnbränsle ställer. Metoder för hantering i inkapslingsanläggningen och kontroll av kapslar kan utvärderas och testas i det kapsellaboratorium som byggts i Oskarshamn.

Markanvändning, föroreningar och resursförbrukning

Djupförvarets ovanjordsanläggning påverkar landskapsbilden och markanvändningen vid den aktuella lokaliseringsplatsen. Totalt beräknas arealbehovet uppgå till maximalt ca 0,3 km² inkluderande upplag för bergmassor som beräknas uppta cirka hälften av denna yta. Djupförvaret kan också medföra ett behov av nyanlagda vägar och/eller järnvägar där nya markområden tas i anspråk.

Under byggnationen kommer sprängningsarbeten att ge upphov till markvibrationer och buller. Sprängningsarbetena leder också till påverkan på omgivande luft och vatten på grund av utsläpp av gödande och försurande kväveoxider. Omfattningen beror på vilka mängder och typer av sprängmedel som används. Bergmassor förs upp till ytan och placeras i upplag inom ovanjordsdelen. En del av bergmassorna kan komma att användas som återfyllnadsmaterial i förvaret, återstoden transporteras bort och används för andra ändamål. Transporter och bearbetning av material ger upphov till buller och luftföroreningar. Den totala volymen uttaget berg är ca 1 300 000 m³. Anläggningen utformas med hänsyn till lokala förhållanden och omkringliggande verksamheter.

Under byggande och drift sänks grundvattenytan i ett område runt djupförvaret. Denna sänkning kan medföra att vattentillgången i brunnar på någon eller några kilometers avstånd från förvaret påverkas. Inom området påverkas även vatteninnehållet i ovanliggande jordar vilket kan påverka känslig växtlighet.

I referensutformningen är kapseln tillverkad av koppar och gjutjärn. Totalt beräknas en förbrukning av ca 34 000 ton koppar och 63 000 ton gjutjärn till de ca 4 500 kapslarna (Plan 2000 /SKB, 2000c/, 40 års drift av kärnkraftverken). Både koppar och järnförbrukning utgör en liten andel av den årliga konsumtionen i Sverige. Bentonitlera kommer till användning som buffert- och återfyllnadsmaterial vid djupförvaret. Totalt förbrukas ca 470 000 ton bentonitlera. Bentonitlera är en kommersiell produkt, och leran kan importeras från USA eller medelhavsområdet. Samtliga material förs ut ur kretsloppet utan möjlighet till återvinning.

Hantering och transporter av bentonitlera är den verksamhet i samband med djupförvaret som förorsakar den största miljöpåverkan i form av utsläpp till luft. Själva byggandet av berganläggningarna ger, om tunnarna sprängs, upphov till ungefär lika stora utsläpp som bentonithanteringen /Setterwall, 2000/. Föroreningarna som bergarbetena ger upphov till beror av vald teknik.

7.2.4 Drift

Genomförande och driftsäkerhet

Det använda bränslet förs från mellanlagret, CLAB, till inkapslingsanläggningen. Dit transporteras också färdiga och kontrollerade kapslar. I inkapslingsanläggningen placeras bränslet i kapslarna och kapslarna förslutes och kontrolleras. Kapslarna måste strålskärmas, men kräver inga speciella åtgärder för kylning. De transporteras i speciella transportbehållare till djupförvaret.

Vid djupförvaret mottas transportbehållare i ovanjordsdelen. Transportbehållarna lyfts över till ett buffertförråd för att sedan lastas på ett fordon som sköter transporten ned till en omlastningshall i förvarets underjordsdel. Där lyfts kapseln ur transportbehållaren och placeras i en strålskärmsstub. Strålskärmsstuben hämtas av en tubvagn som för den till deponeringstunneln där den placeras på en deponeringsmaskin. Deponeringsmaskinen för ut kapseln till deponeringshålet och deponerar den. Bentonit har placerats i deponeringshålet innan deponeringen sker, dels en platta i botten, och dels ringar med hål för kapseln upp till kapselns höjd. Då kapseln deponerats kontrolleras deponeringen. Deponeringshålet ovanför kapseln fylls med bentonit. Den översta delen, närmast deponeringstunnelns golv, fylls med återfyllnadsmaterial (en blandning av bentonit och bergkross). Under driftskedet fungerar bentonit och återfyllnadsmaterialet även som strålskärm.

Rutiner vid hanteringen samt den fysiska utformningen av transport- och deponeringsutrustningen utformas i syfte att hålla sannolikheten för störningar och missöden på en låg nivå /SKB, 1998c/. Utrustning och hantering kan hela tiden övervakas, och utrustningen är lätt åtkomlig för underhåll och reparation.

Störningar och missöden kan inträffa, och en missödesanalys har genomförts. De händelser som analyserats har delats in *störningar* som avviker från normal drift och som kan förväntas inträffa någon gång under drifttiden, och *missöden* som är mer eller mindre osannolika. Exempel på störningar är fel i utrustning och försörjningssystem samt yttre påverkan t ex i samband med åska och häftiga skyfall, exempel på missöden är större bränder, kollisioner och tappad last. Konsekvenserna av händelserna har analyserats vad gäller strålskydd, icke strårelaterade skador samt konsekvenser för den fortsatta driften. Slutsatsen är att störningar och missöden inte leder till utsläpp av radioaktivitet till omgivningen. Även om möjligheterna att ordna strålskydd är goda förväntas stråldoserna till personalen bli förhöjda i samband med störningar och missöden. Generellt är de icke strårelaterade konsekvenserna av en händelse allvarligare än de strårelaterade.

Vid behov är det fullt möjligt att återta en deponerad kapsel. Beroende på om deponeringstunneln fyllts, och om bufferten hunnit vattenmättas blir insatserna för att återta kapseln olika stora. Största delen av hanteringen blir densamma som vid deponering men i omvänd ordning. Avlägsnandet av bentoniten runt kapseln kräver dock utveckling av speciell teknik, denna hantering måste också ske bakom strålskydd, alternativt fjärrstyrt. För att lyfta upp kapseln kan samma utrustning som användes vid deponeringen användas. Det är vidare fullt möjligt att i inkapslingsanläggningen öppna kapseln och lyfta ut bränsleelementen om så önskas, hanteringen kan ske i de strålskärmade hanteringsceller som finns där.

Föroreningar, radioaktiva ämnen och stråldoser

Djupförvaret ger inte upphov till någon spridning av aktivitet, och därmed inte heller till några stråldoser, som härrör från avfallet. Däremot kommer radon från berget att gå ut med ventilationsluft och dräneringsvatten. Radon kommer från bergets ytor, från krossat berg och från grundvattnet. Mängden radon beror på uranhalten i berget på den aktuella platsen (radon ingår i uranets sönderfallskedja). Ventilationsanläggningen dimensioneras och justeras så att halterna hålls under de accepterade.

Vid normal drift utsätts personal för yttre strålning i samband med olika moment i hanteringskedjan, doserna förväntas bli mycket låga. De arbetsmoment som förväntas bidra till personalens kollektivdosbelastning är hanteringen i samband med omlastningen ovan jord, samt deponeringen under jord. Transporter mellan ovanjords- och underjordsanläggningarna, omlastning under jord, samt transporter till deponeringsmaskinen förväntas inte ge något bidrag till personaldosen. Personalen under jord utsätts för radon som avges från berget. Förhöjda kollektivdoser kan uppstå vid störningar och incidenter, samt eventuellt vid underhåll och reparationer. Liksom i annan industriell verksamhet finns risker för personalen, utrustning och rutiner utformas för att minimera dem.

Till driften hör även återfyllnad och stängning av deponeringstunnlar, driftgator och slutligen övriga berggrum, tunnlar och schakt. Föroreningar under drifttiden härrör från transporter, från tillverkning av bentonitblock, hantering av återfyllnadsmaterial samt återfyllnad av tunnlar, berggrum och schakt. Mängden föroreningar är ungefär proportionell mot den ursprängda bergvolymen, som för ett KBS-3-förvar är ca 1 300 000 m³.

Safeguards

Innan bränsleelementen placeras i kapseln kontrolleras de, därefter kontrolleras kapseln. Genom registrering av t ex svets eller strålning ges den förslutna kapseln ett unikt kännetecken. Förflyttningar registreras med strålningsmätare och hanteringen TV-övervakas. Transportbehållare förses med sigill. Utformning och användning av berggrum i djupförvaret anges på ritningar. Vid kontroller verifieras att förvaret är byggt enligt ritningar så det inte finns vägar ut som inte angivits, eller att t ex schakt används på annat sätt än vad som angivits. Flödet av kapslar ned, och eventuellt upp ur förvaret registreras. Hanteringen kan TV-övervakas.

7.2.5 Långsiktig säkerhet efter förslutning

Den långsiktiga säkerheten efter förslutning är fundamental för ett förvar av använt kärnbränsle. För att kunna analysera och utvärdera förvarets säkerhet måste barriärernas beständighet och säkerhetsfunktionernas utveckling under mycket långa tider beskrivas. De processer som kan påverka barriärerna och säkerheten måste identifieras och beskrivas, metoder för att kvantifiera deras betydelse för säkerheten måste tas fram. Möjligheterna att visa den långsiktiga säkerheten är fundamental vid utformningen av ett förvarskoncept. De är tillsammans med krav på teknisk genomförbarhet samt säkerhet under byggande och drift grunden för förvarsutformningen. Sedan KBS-3 rapporten presenterades 1983 har mycket arbete lagts ned på forskning runt den långsiktiga utvecklingen och säkerheten.

I slutet av 1999 presenterade SKB säkerhetsanalysen SR 97 – Säkerheten efter förslutning /SKB, 1999a/. Ett viktigt underlag till säkerhetsanalysen är en identifiering av de processer som kan påverka barriärerna och säkerhetsfunktionerna samt deras beroenden. Inför SR 97 genomfördes en inventering och sammanställning av kunskaperna om sådana processer /SKB, 1999b/. För varje process gjordes en utvärdering av processförståelse, samt möjligheter att modellera och kvantifiera processens inverkan på säkerheten.

I SR 97 beskrivs förvarets utveckling på tre olika platser med olika geologiska förutsättningar för fem olika scenarier. Scenarierna benämns bas-, kapseldefekt-, klimat- och jordskalvsscenario, samt scenarier baserade på mänskliga handlingar. I basscenariot antas att de yttre förhållandena förblir som idag och förvarets förmåga att upprätthålla isoleringen analyseras. Slutsatsen från basscenariot är att kopparkapslarna förblir täta under mycket lång tid, flera hundratusentals år. Även i kapseldefektscenariot antas förhållandena i förvarets omgivning förbli som idag, men till skillnad från i basscenariot antas några kapslar vara otäta vid deponeringen och förvarets förmåga att fördröja radionuklidtransport analyseras. De beräknade stråldoserna ligger under de accepterade på samtliga tre platser.

I klimat- och jordskalvsscenario analyseras hur yttre förändringar i form jordskalv och klimatförändringar med bl a permafrost och istid påverkar den utveckling som beskrivits i bas- och kapseldefektscenariot. Slutsatserna från dessa scenarier är att jordskalv och klimatförändringar inte hotar kapselns integritet. Under vissa skeden av en istid förväntas förvarets förmåga att fördröja radionuklidtransport att försämrats i relation till dagens förhållanden. Det beror framförallt på att vattenomsättningen i berget förväntas öka. Mycket vatten i berget betyder också mycket vatten på ytan och utspädningen i biosfären blir stor. Tack vare det minskar de beräknade stråldoserna relativt dagens förhållanden, trots att förvarets fördröjande förmåga försämrats.

Analysen av scenarier baserade på mänskliga handlingar visar att framtida generationer kan utnyttja förvarsplatsen till i princip vad som helst. Borrning av djupa borrhål eller byggande av stora berganläggningar är dock inte lämpligt. Sannolikheten för att så ska ske bedöms dock vara liten eftersom platsen – med undantag av att den lämpar sig för ett djupförvar – inte har några speciella egenskaper som skulle föranleda sådana aktiviteter.

Säkerhetsanalyser som SR 97 innehåller inte bara en analys av förvarets utveckling och säkerhet, de utgör också ett underlag för att identifiera brister i systemet och/eller kunskapsluckor. Ett exempel på det från SR 97 är att återfyllnadsmaterialets långsiktiga utveckling, t ex hur dess funktion påverkas av salthaltsförändringar, måste utredas närmare.

Förutom SR 97 har flera analyser av säkerheten efter förslutning för KBS-3-förvar genomförts: SKB har genomfört KBS-3 /SKBF/KBS, 1983/ och SKB 91 /SKB,1992/. Finland planerar ett djupförvar av KBS-3-typ de har genomfört TILA 96 /Veino, Nordman, 1996/ och TILA 99 /Vieno, Nordman, 1999/. Slutsatsen från samtliga dessa analyser är att ett djupförvar utformat enligt KBS-3-metoden uppfyller säkerhetskraven. Även myndigheten SKI har genomfört studier av ett KBS-3-förvars långsiktiga säkerhet. 1991 presenterade de Projekt 90 /SKI, 1991/ och senare genomfördes Site 94 /SKI, 1996/. Resultaten från myndigheternas analyser visar många likheter med SKB:s och Posivas resultat.

Safeguards

Den tidigare nämnda SAGOR-utredningen behandlar även safeguardssystem för ett förslutet förvar. Efter förslutning övervakas förvaret från ytan, av intresse är olika tänkbara avledningsvägar. För ett KBS-3-förvar kan de vara ursprungliga eller nya schakt och tunnlar samt utgrävningar från närliggande underjordanläggningar. SAGOR-utredningen föreslår att förvaret övervakas via satellit- och/eller flygfotografering, geofysiska metoder samt icke föranmälda inspektioner.

7.3 Mycket långa tunnlar

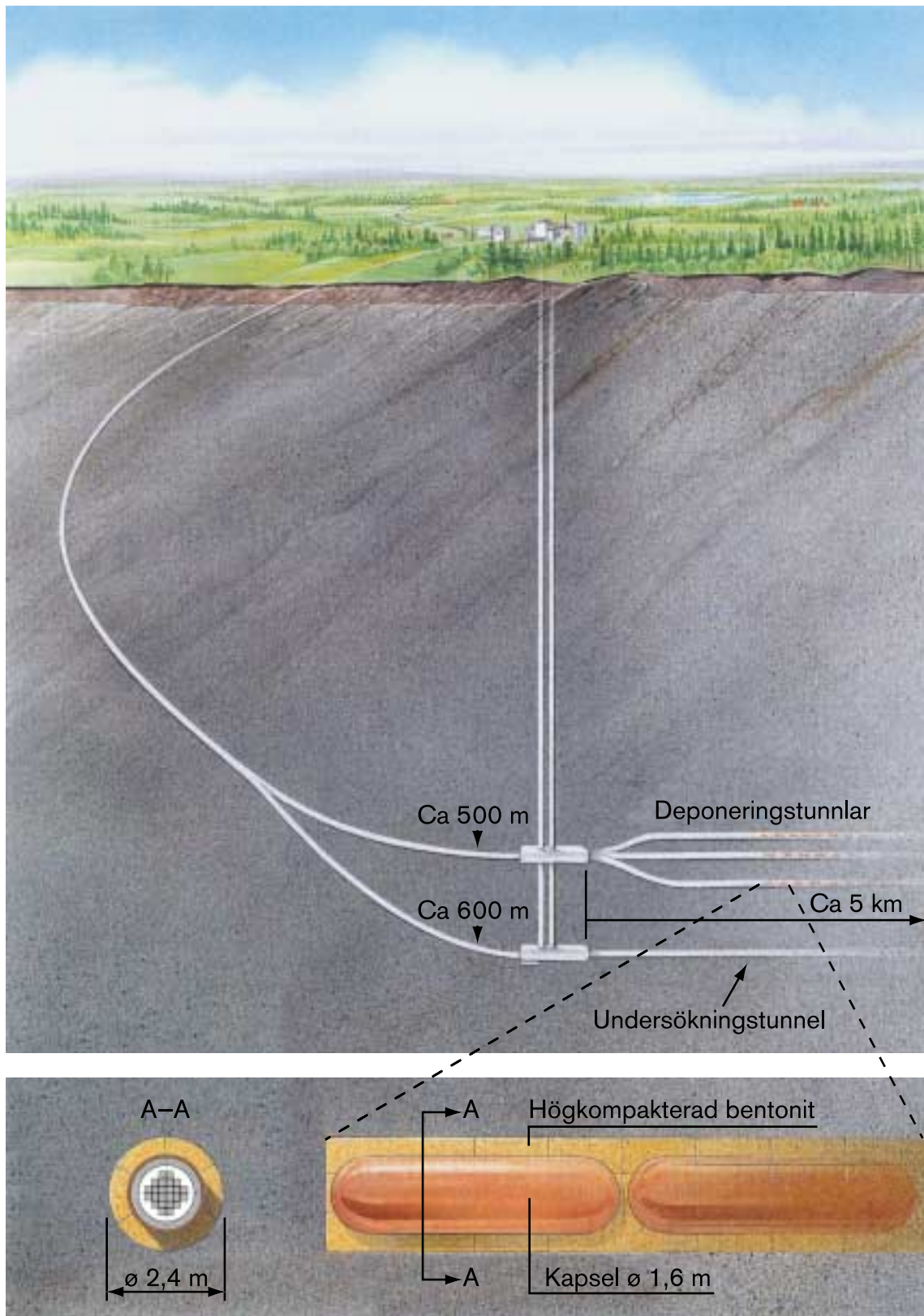
Långa tunnlar har en geografisk utbredning som underlättar en placering av förvaret långt från den plats man går ned i berget. Konceptet utformades och utreddes i början av 1990-talet som ett alternativ till KBS-3 /Sandstedt m fl, 1991/. Den bakomliggande tanken var att förvaret skulle kunna placeras en sträcka ut från land under havsytan. Man kan då utnyttja de stabila grundvattenförhållanden som råder under havets botten. En annan tanke med långa tunnlar är att minska volymen uttaget berg och därmed både kostnader och miljöpåverkan. Metoden brukar benämnas VLH efter engelskans Very Long Holes.

7.3.1 Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner

Den föreslagna förvarsutformningen är gjord med tanke på en lokalisering under havsbotten. Förvaret består av tre ca 5 km långa tunnlar³⁾ som löper bredvid varandra på ca 500 m djup. Tunnlarna är borrarade med tunnelborrningsmaskin, *TBM-teknik*. Från ytan leder en brant ramp ned till förvarsnivå. Där finns ett bergrum som fungerar som omlastningscentral för hantering av bergmassor och kapslar. Där finns också utrymmen för personal och servicefunktioner. Som en fortsättning på nedfartsrampen borraras en undersökningstunnel ca 100 m under deponeringstunnlarna. Tunneldiametern på nedfarts- och undersökningstunnlarna är ca 5 m, medan tunneldiametern i deponeringstunnlarna är ca 2,4 m. Kapslar med använt kärnbränsle placeras horisontellt i deponeringstunnlarna och omges av en buffert av bentonitlera, se figur 7-4.

Avståndet mellan deponeringstunnlarna ska vara så stort att värmeutvecklingen från en tunnel inte påverkar värmeutvecklingen i de andra tunnlar. Det innebär ett avstånd på ca 100 m. Tunneldimensioner, samt kapselstorlek och avstånd mellan kapslar bestäms av avfallens värmeutveckling, värmeledning i kapsel och buffert samt villkoret att temperaturen inte får överskrida 100 °C. Flera olika varianter har studerats. I huvudkonceptet föreslås en kapsel med diametern 1,6 m och längden 5,65 m /SKB, 1992b/. Antalet bränsleelement per kapsel³⁾ är 24 och centrumavståndet mellan kapslarna är 6 m /Birgersson m fl, 1992/, vilket ger ett minsta avstånd på 0,35 m mellan kapslarna.

³⁾ Referensutformningen togs fram i början av 90-talet, då räknade man med ett annat antal bränsleelement, samt lägre utbränningsgrad och resteffekt än idag. För att kunna jämföra olika metoder har antalet kapslar och även krävd tunnellängd räknats om till bränslemängd och utbränningsgrad enligt Plan 2000. Hänsyn har tagits till den högre resteffekten, så att den lagrade effekten i varje kapsel blir oförändrad. Det betyder att endast 20–22 element ryms i varje kapsel. Det gäller element från kokvattenreaktor (BWR) som utgör den största delen av det svenska programmet. De element från tryckvattenreaktor (PWR) som ingår i programmet är större och färre element, men motsvarande resteffekt lagras i varje kapsel.



Figur 7-4. Djupförvar i mycket långa tunnlar.

En så stor kapsel skulle kunna rymma flera bränsleelement om temperaturen kunde tillåtas överskrida 100 °C under kortare perioder, alternativt om bufferten kunde blandas upp med material som ökar dess värmeledningsförmåga.

Säkerhetsfunktionerna för ett förvar i mycket långa tunnlar är desamma som för ett KBS-3-förvar, nämligen att i första hand isolera bränslet och i andra hand om isoleringen skulle brytas fördröja transport av radionuklider till ytan. Även barriärerna och deras funktion är desamma som i KBS-3-konceptet.

7.3.2 Platsundersökning

Ett djupförvar i mycket långa tunnlar har samma säkerhetsfunktioner som ett förvar av KBS-3-typ. Det ställer i princip samma krav på berggrunden som ett KBS-3-förvar och samma egenskaper och parametrar behöver registreras vid platsundersökningen. Den kravsammanställning som utarbetats för ett KBS-3-förvar bör – eventuellt med vissa förändringar – även kunna användas för ett förvar i mycket långa tunnlar.

Det föreslagna konceptet för långa tunnlar utgår från en lokalisering under havsytan, för att underlätta platsundersökningen ingår en undersökningstunnel /Sandstedt m fl, 1991/. Den detaljerade utformningen av förvaret baseras på undersökningar utförda från denna tunnel, och behovet av borrning och undersökning från ytan minimeras. Det är en fördel vid förläggning under havsytan, och kan också vara fördelaktigt om förvaret skulle placeras i känsliga områden där man ogärna vill genomföra borrhningar. Sandstedt m fl /1991/ föreslår ett stegvis förfarande. Först undersöks berget från ytan och layout för transporttunneln ned till förvarsdjup fastställs. Berget på förvarsdjup undersöks från transporttunneln och utformningen av undersökningstunneln fastställs. Från undersökningstunneln utförs undersökningar som ger utformningen av deponeringstunnlarna. Slutligen kan deponeringstunnlarna anpassas efter lokala förhållanden. Med detta förfarande är platsundersökning och byggande integrerade. Vid lokalisering under ett landområde kan samma undersökningsteknik som för KBS-3 användas.

7.3.3 Byggande

Konstruktion, flexibilitet och säkerhet

Förvarets tunnlar, bergrum och schakt kan alla byggas genom tillämpningar av beprövad teknik. I den föreslagna förvarsutformningen har man förutom temperaturvillkoren som anges ovan tagit hänsyn till byggtekniska frågor. För att underlätta ventilation och elförsörjning bör tunnarnas längd inte vara mer än 6 km. Tunnlarna borrar med tunnelborrningsmaskin, de föreslagna tunneldimensionerna samt lutningen på nedfartsrampen är baserade på teknik som fanns tillgänglig då konceptet togs fram (1991). Sedan dess har tekniken utvecklats och man kan idag borra både brantare och med mindre tunneldiameter, vilket skulle kunna innebära en resursmässigt mer optimal förvarsutformning. Säkerhetsåtgärder utförs på konventionellt sätt. Eftersom tunnlar borrar behövs inga sprängämnen, detta tillsammans med tunnelns cirkulära tvärsnitt gör att risken för olyckor i samband med byggnationen är låg. Skulle en olycka som kräver hastig utrymning inträffa är dock de långa tunnlar en nackdel.

Det föreslagna förvarsdjupet är ca 500 m. Tunnelbyggnadstekniken, tunnarnas cirkulära tvärsnitt och bergrummens förhållandevis lilla volym medger dock att förvaret kan placeras på större djup. Om de lokala bergspänningsförhållandena är gynnsamma bedöms förvarsdjup på ned till 1 500 m vara rimligt ur byggbarhetssynpunkt /Sandstedt m fl, 1991/.

Endast nedfartsrampens utformning fastställs baserat på platsundersökningar från ytan. De detaljerade platsundersökningarna utförs från djupet och förvarets layout anpassas successivt till den information som tillkommer. Deponeringstunnlarnas riktning anpassas till rådande bergspänningar samt sprickzonernas utbredning och riktning. Större sprickzoner som tunnarna passerar tätas. För att undvika vattenflöde längs deponeringstunnlarna görs en slits som fylls med bentonit i anslutning till sprickzonerna. Sådana slitsar utförs också med jämna mellanrum i partier med gott berg. Efter tunnarna borrar man de inspekteras och påverkan på berget kan kartläggas. I borrarade tunnlar är påverkan på det omgivande berget liten.

Markanvändning, föroreningar och resursförbrukning

Markbehovet för servicebyggnader och hantering av bentonit bedöms vara ungefär detsamma som för ett KBS-3-förvar. Den uttagna bergvolymen är betydligt mindre för detta alternativ, ca 350 000 m³ (uppgifter ur /Birgersson m fl, 1993/, omräknade till Plan 2000 /SKB, 2000c/, 40 års drift). Behovet av mark för upplag av bergmassor bedöms vara ungefär hälften av motsvarande yta för ett KBS-3-förvar /Olsson, Sandstedt, 1992/, vilket skulle ge ett markbehov på drygt 0,2 km².

Tunnelborrningsmaskinen drivs av el, den måste tillföras vatten för kylning. Behovet av ventilation är mindre vid borrning än vid sprängning av tunnarna. Det beror delvis på att de uttagna bergmassorna transporteras upp till ytan med eldrift, antingen med spårbundna lastvagnar eller transportband. Buller, markvibrationer och utsläpp av luftföroreningar är mindre än om tunnarna sprängs. I jämförelse med KBS-3 är de uttagna bergvolymerna mindre och borttransporten av sten och grus kräver mindre resurser. Eftersom den största delen av förvaret ligger under havets yta blir sänkningen av grundvattenytan av mindre betydelse än för ett KBS-3-förvar.

Kapseln har ett tätt hölje av koppar och en insats av stål som ger mekanisk hållfasthet. Den totala mängden koppar som går åt är ca 40 000 ton, och den totala mängden stål är ca 63 000 ton. Förbrukningen av bentonitlera är ca 190 000 ton, förutsatt att bergrummen – med undantag av deponeringstunnlarna – fylls en blandning av som består av 85 procent bergkross och 15 procent bentonit.

7.3.4 Drift

Genomförande och driftsäkerhet

Hanteringen i inkapslingsanläggningen liknar den i KBS-3-systemet. Kapslarna är större, vilket medför att fyllning, förslutning och kontroll tar längre tid men samma typ av utrustning som i KBS-3 kan användas. Kapseln är tillverkad av koppar och stål. Känd teknik kan vidareutvecklas och anpassas till de krav som hanteringen kräver. Provning kan ske på samma sätt som för KBS-3.

I /Sandstedt m fl, 1991/ antas inkapslingsanläggningen vara lokaliserad till samma plats som djupförvaret. Strålskydd och transportbehållare för de stora och tunga kapslarna kan då utformas med hänsyn till hanteringen inom djupförvarets driftområde. Nertransporten till den underjordiska omlastningscentralen utförs med en rälsbunden vagn, på så sätt kan utrusning som använts under byggnadstiden även användas vid driften. I omlastningscentralen lyfts kapseln över till en vagn som är byggd för att föra ut kapseln i deponeringstunneln. Vagnen är försedd med strålskydd, något strålskydd runt själva kapseln ryms inte i deponeringstunneln. Förutom denna vagn krävs speciella

maskiner för att placera kapseln i sin position, för att fylla på bentonit runt kapseln samt för att avlägsna utrustning som används under deponeringen och ta bort spår m m inför deponeringen av nästa kapsel. Fordonen/maskinerna förses med stålskärm, alternativt kan hanteringen fjärrmanövreras.

Bentonitblocket i kapseländan mot nästa kapsel utgör inte ett fullgott strålskydd. Det innebär att kontroll av deponering och inplacering av bentonitblock måste ske från strålskärmad utrymme, alternativt fjärrstyrt. Eventuellt kan spalter förekomma mellan bentonitblock och i utrymmet mellan bentonit och berg. För att fylla sådan utrymmen injekteras en bentonitslurry mellan bentonitblocken.

Utrustning och rutiner utformas så att sannolikheten för störningar hålls låg. Riskanalyser genomförs för störningar och missöden som kan komma att inträffa. Ett speciellt problem är vatteninflödet i tunneln. Inflödet i de ca 6 m långa tunnelavsnitt där kapslarna deponeras får inte vara för stort, eftersom befuktning av bentonitblock som placerats ut innan kapseln deponeras kan medföra praktiska svårigheter vid deponeringen. Inflödet bör vidare vara relativt jämnt fördelat över deponeringslängden, sker det i en punkt blir de praktiska svårigheterna större. Ett dröjsmål mellan det bentonitblock placerats ut och kapseln deponeras, alternativt efter kapseln deponerats och innan bentonit fyllts runt hela kapseln, kan också orsaka problem. Rutiner för att hantera denna typ av problem måste tas fram.

Vid driftavbrott i deponeringen måste tunneln pluggas. Pluggen utformas med hänsyn till hur långt driftavbrottet förväntas bli. För ett kortare avbrott – någon dag – kan det räcka med ett enkelt plastskydd för bentoniten, vid långa avbrott – mer än ett år – krävs betongplugg. Pluggen avlägsnas innan deponeringen påbörjas på nytt. När en tunnel är fylld, pluggas mynningen med en kombinerad betong- och bentonitplugg.

Återtag av en deponerad kapsel kräver speciell utrustning. Kapseln vilar i hela sin längd på bentonitbufferten, momenten att avlägsna buffertmaterialet och placera in utrustning som håller den befriade kapseln blir därför ganska komplicerat. När väl kapseln är frilagd krävs speciell utrustning för att lasta den på en vagn som kan föra ut den ur deponeringstunneln. Därefter kan samma utrustning som användes vid deponeringen utnyttjas men i omvänd ordning. Då kapseln är förd till ytan kan den öppnas på motsvarande sätt som KBS-3-kapseln, och bränslet kan lyftas ut.

Föroreningar, radioaktiva ämnen och stråldoser

Med undantag från radon från berggrunden ger ett djupförvar i mycket långa tunnlar inte upphov av någon spridning av radioaktivitet. Inga beräkningar av stråldoser till personal är genomförda, man kan dock förutsätta att utrustning och rutiner kan utformas så att doserna hålls låga. Transporter inom djupförvaret sker spårbundet med eldrift och ger därmed inte upphov till några luftföroreningar på förvarsplatsen. Övriga transporter och tillverkning av bentonitblock ger vissa luftföroreningar.

Safeguards

Vad gäller möjligheter att förhindra olovlig befattning med det använda kärnbränslet skiljer sig inte systemet från KBS-3.

7.3.5 Långsiktig säkerhet efter förslutning

Säkerhetsfunktioner och barriärer är de samma för ett förvar i mycket långa tunnlar som för ett KBS-3-förvar. De tekniska barriärernas beständighet förväntas vara jämförbara för de båda metoderna. Vad gäller förmågan att fördröja radionuklidtransport finns vissa skillnader mellan metoderna. Skillnaderna har inte bedömts vara så stora att något av koncepten kan sägas vara generellt säkrare än det andra /SKB, 1992b, Birgersson m fl, 1992/. En lokalisering under havsytan kan däremot innebära en signifikant säkerhetsmässig skillnad. Dels tack vare att grundvattenomsättningen under havsytan kan förväntas vara betydligt lägre än under landområden, och dels tack vare den större utspädning som kan förväntas i havet vid ett eventuellt utsläpp av radionuklider. Det är dock fullt möjligt att förlägga även ett KBS-3-förvar under havsytan, omvänt är det naturligtvis även möjligt att bygga ett förvar i mycket långa tunnlar under landområden.

Safeguards

Möjligheterna att övervaka att klyvbart material ej avleds från det förslutna förvaret är de samma som för KBS-3.

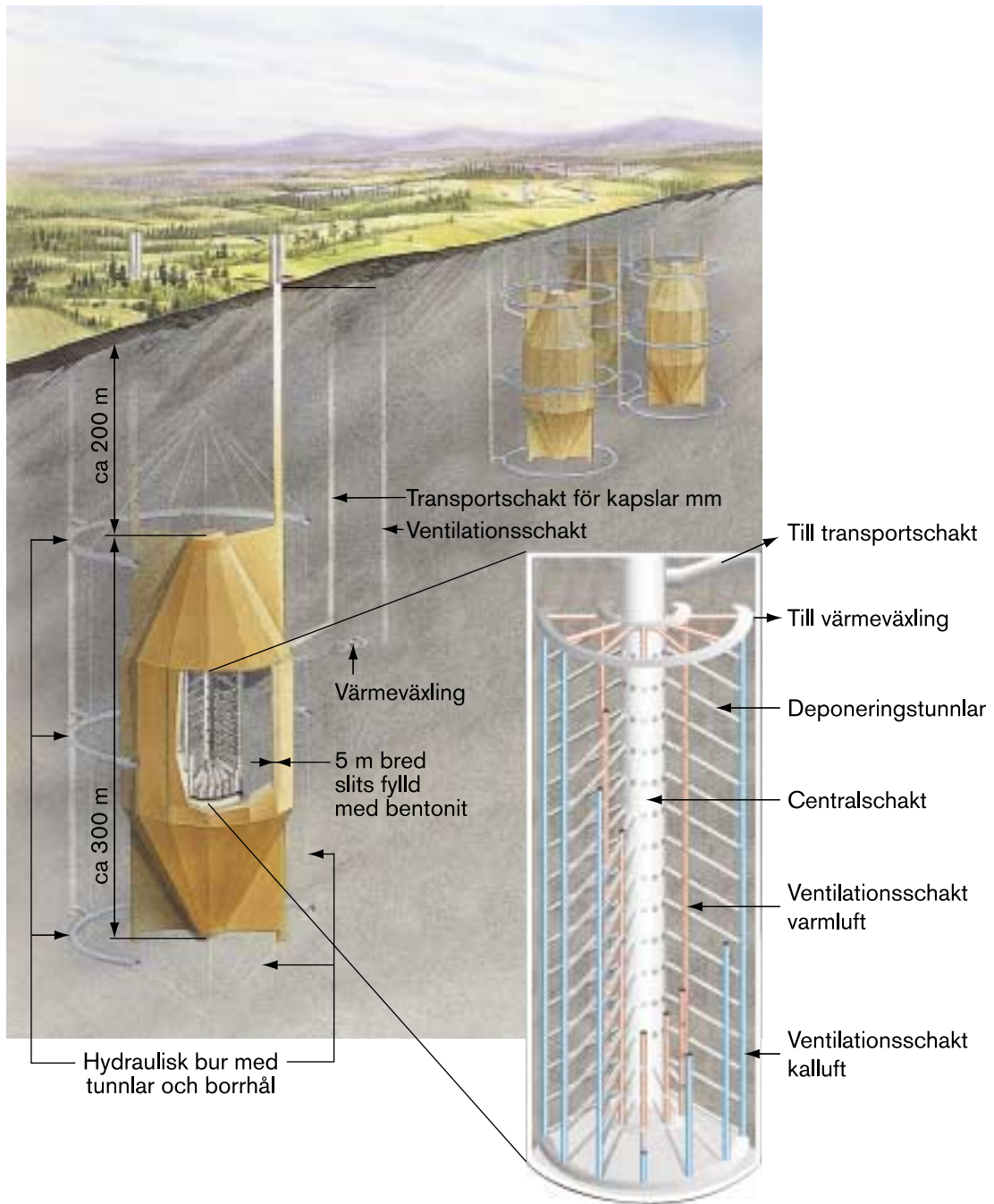
7.4 WP-Cave

När projektet kärnbränslesäkerhet (KBS) startade inom dåvarande Svensk Kärnbränsle Försörjning AB inbjöds olika grupper att föreslå hur djupförvar för högaktivt, långlivat radioaktivt avfall skulle kunna utformas. En av de presenterade idéerna var en variant av det system benämnt WP-Cave som presenteras nedan. Namnet WP-Cave kommer från det företag som föreslog förvarskonceptet – WP-system AB. Förvarsutformningen är en spin-off idé från de studier av underjordsförläggning av kärnkraftverk som pågick vid denna tid. SKB genomförde en studie av systemet 1989 /SKB, 1989a/, syftet var att bredda beslutsunderlaget för val av plats och metod för geologisk deponering så att ett säkert och kostnadseffektivt koncept kunde väljas.

7.4.1 Övergripande systemutformning och säkerhetsfunktioner

I ett WP-Cave-förvar deponeras inkapslat använt bränsle tätt i en begränsad bergvolym som i sin helhet omges av en buffert. Deponeringsområdet utgörs av flera våningar tunnlar som utgår från ett centralt schakt, ungefär som ekrarna i ett hjul. Det omges av en slits som fylls med buffertmaterial. Utanför bufferten arrangeras en hydraulisk bur. Arrangemanget visas schematiskt i figur 7-5. Ett WP-Cave-förvar består av flera sådana enheter som visas i figur 7-5. Syftet med den hydrauliska buren och bufferten som omsluter hela deponeringsområdet var att bli mindre beroende av det omgivande bergets egenskaper och därmed underlätta lokalisering av djupförvaret.

Koncentrationen av bränslet till en mindre bergvolym medför höga temperaturer närmast kapslarna. För att temperaturen inte ska bli för hög krävs kylning en inledande period. Den förvarsutformning som presenteras här baseras på den utredning av förvarskonceptet som gjordes 1989 /SKB, 1989a/. Kapseln utgörs i referensutformningen av en stålcylinder, och buffertmaterialet av en blandning av sand och bentonitlera. Den högsta tillåtna temperaturen på kapslarna har satts till 150 °C, och den högsta tillåtna temperaturen i bufferten till 80 °C. Med den givna utformningen av bergrummen innebär det att



Figur 7-5. Geologisk deponering av använt kärnbränsle enligt WP-Cave-metoden.

förvaret måste hållas öppet och luftkylas under ca 100 år. Därefter fylls deponeringstunnlar och schakt med en blandning av sand och vatten.

Djupet till den övre delen av bufferten ska vara tillräckligt för att förhållandena i dess omgivning ska vara reducerande. Det ska också vara tillräckligt för att tillåta olika tänkbara mänskliga aktiviteter på och nära markytan. Då konceptet togs fram ansågs ett djup av ca 200 m till buffertens övre del vara tillräckligt, men större förvarsdjup är fullt möjligt.

Temperaturvillkoren bestämmer förvarsutformningen och tiden förvaret behöver kylning. Ett mer kompakt förvar ger högre temperaturer och perioden med luftkylning måste göras längre. Så länge förvaret hålls öppet kan temperaturvillkoren alltid uppfyllas genom utformningen av kylsystemet. Förutom en balans mellan förvarsutformning och perioden för öppethållande innebär det att bränsle kan placeras i förvaret utan att först mellanlagras. Det kan fungera som ett kombinerat mellanlager och slutförvar.

Säkerhetsfunktionerna är desamma som för ett KBS-3-förvar, nämligen att isolera de radioaktiva ämnena och – om isoleringen bryts – fördröja transporten av radionuklider upp till ytan. Kapslarna står för isoleringen. Om isoleringen bryts utgör återfyllnads- materialet i deponeringstunnlarna och berget som omger kapslarna en första barriär mot radionuklidtransport. Bufferten hindrar transport av radionuklider ut från deponerings- volymen och den hydrauliska burens minskar vattenomsättningen runt bufferten och i deponeringsområdet. Genom den hydrauliska burens och bufferten skapas en lämplig miljö i berget. Säkerheten byggs främst på de tekniska barriärerna.

7.4.2 Platsundersökning

För ett förvar av WP-Cave-typ gäller det att finna ett antal homogena bergvolymen med en horisontell utbredning av minst 150 m och ett djup av ca 400 m (dvs ungefär buffertens utbredning). Djupet till den övre delen av den sökta volymen kan anpassas till lokala förhållanden. Bergvolymen får inte genomkorsas av större flackt lutande vattenförande zoner eftersom de kan kortsluta den hydrauliska burens. Kraven på berggrunden skiljer sig från ett KBS-3-förvar men i princip ska samma egenskaper och parametrar registreras vid platsundersökningen. Den kravsammanställning och det platsundersök- ningsprogram som utarbetats för ett KBS-3-förvar bör kunna modifieras för att kunna användas för ett WP-Cave-förvar. Samma mätmetoder som vid platsundersökningar för ett KBS-3-förvar kan användas. Eftersom layouten av förvaringsdelen är stel kan den vara svår att förändra efter bergarbetena har kommit igång. Det innebär att de geolo- giska undersökningarna från ytan måste vara tillförlitliga, så att man undviker risken att behöva överge ett helt deponeringsområde när mer detaljerad information tillkommer under byggandet. Som tidigare nämnts är det framförallt flackt lutande vattenförande zoner som bör undvikas. Möjligheterna att identifiera sådana vid en platsundersökning och att avgöra om en plats är lämplig bedöms vara goda.

7.4.3 Byggande

Konstruktion, flexibilitet och säkerhet

Liksom ett KBS-3-förvar kan ett WP-Cave-förvar och dess barriärer byggas genom att konventionella metoder anpassas till de speciella krav geologisk deponering av använt kärnbränsle ställer. Tunnlar och schakt kan antingen sprängas eller borras, och säker- heten för bygghandlarna bedöms bli likvärdig med den i ett KBS-3-förvar.

Varje förvarsenhet kan lokaliseras fritt. Utformningen av varje enhet är stel och går inte att anpassa till lokala variationer av bergets egenskaper. Under förutsättning att en tillräckligt stor, godkänd bergvolym har identifierats vid platsundersökningen krävs emellertid inte heller någon sådan anpassning. Eventuellt kan storleken på förvars- enheterna anpassas till de förhållanden som råder på en viss plats.

Markanvändning, föroreningar och resursförbrukning

För att rymma bränslet det svenska kärnkraftprogrammet ger upphov till krävs 9–10 förvarsenheter enligt den modell som föreslogs 1989⁴⁾ (Plan 2000 /SKB, 2000c/, 40 års drift). Sedan dess har förutsättningarna vad gäller förväntat antal bränsleelement och deras resteffekt förändrats. Kunskapen om berget och dess långsiktiga utveckling har fördjupats, detsamma gäller barriär- och återfyllnadsmaterialen. Ett WP-Cave-förvar designat idag skulle troligen se annorlunda ut. Det gäller såväl materialval, förvarsdjup, bergrummens utformning som tiden för öppethållande. För att möjliggöra en jämförelse antas ändå utformningen från 1989 gälla.

Enligt den föreslagna utformningen tar underjordsdelen till varje enhet upp en yta på ca 250 x 250 m. Något minsta avstånd mellan enheterna har inte diskuterats. Men om man antar att enheterna ligger i bergpartier som omges av större sprickzoner, och stora sprickzoner inte tillåts korsa flera hydrauliska burar kan avståndet mellan enheterna bli 100–300 m beroende på lokala förhållanden. Det betyder att underjordsdelen kan ta upp en yta på ca 1–3 km².

Varje enhet kräver sitt eget ventilationsschakt. I skissen från 1989 sker upptransporten av bergmassor via schakt från varje enhet. Mottagning av kapslar, liksom anläggningar för beredning av buffert och återfyllnadsmaterial och andra servicebyggnader, bör kunna arrangeras gemensamt för samtliga enheter. Markanvändning för ett WP-Cave-förvar bedöms dock bli större än för ett KBS-3-förvar. Den uttagna bergvolymen för bufferten och deponeringsdelen är ca 425 000 m³ per enhet, dvs totalt 3 825 000–4 250 000 m³ /SKN, 1985/. Därtill kommer schakt för transporter, samt den hydrauliska burens. Mängden bentonit blir också större för WP-Cave än för KBS-3. Därmed blir föroreningarna från bergarbeten och transporter också större. Kapseln utgörs av en stålcyllinder med vägg tjockleken 45 mm /SKN, 1985/. Med denna kapsel går det åt ca 8 000 ton stål till kapslarna.

7.4.4 Drift

Genomförande och driftsäkerhet

Hantering i inkapslingsanläggningen, liksom transporter till förvarsplatsen kan ske på motsvarande sätt som för KBS-3. I ovanjordsdelen placeras kapseln i en behållare och förs ned i förvaret via ett schakt till en omlastningsplats under jord. Nertransport via ramp är troligen också möjligt. Från en omlastningsplats kan man tänka sig att ett eller flera – eventuellt samtliga – deponeringsområden nås via tunnlar. Från omlastningsplatsen förs behållaren ut till deponeringsenheten. I centralschaktet finns en speciell hiss som för ned behållaren till rätt deponeringstunnel. Behållaren dockas vid deponeringstunneln, varpå kapseln sakta förs in i rätt position i tunneln. Hanteringen vid deponeringsenheten är fjärrstyrd /SKN, 1985/.

Deponeringen kräver specialutrustning. Befintlig teknik kan anpassas och testas på motsvarande sätt som för KBS-3. Kontroll av deponerade kapslar måste ske från strålskärmad utrymme, alternativt fjärrstyrt. Till skillnad från i övriga studerade system krävs driftinsatser även efter deponering. De deponerade kapslarna luftkyls via ett

⁴⁾ Sedan förvarsutformningen föreslogs 1989 har det förväntade antalet bränsleelement och deras utbränningsgrad och resteffekt förändrats. Om antalet element per kapsel hålls oförändrat gentemot förslaget från 1989 krävs 9 förvarsenheter. Om effekten i varje kapsel efter 40 år hålls konstant krävs 10 enheter.

ventilationssystem. I ett inledningsskede krävs mekanisk ventilation. Efter en tid kan ventilationen inom deponeringsenheterna ske via självdrag, medan fläktar krävs för att föra upp luften till ytan. Beroende på hur höga temperaturer som kan tillåtas kan reservsystem behövas för ventilationen. Liksom i övriga koncept utformas utrustning och rutiner så att sannolikheten för störningar hålls låg.

Deponeringsutrustningen kan även användas för återtag av kapslar. Så länge förvaret hålls öppet är det lätt att åstadkomma. Kapslar som förs upp till ytan kan öppnas och bränslet tas ur.

Föroreningar, radioaktiva ämnen och stråldoser

Med undantag av radon från berggrunden ger förvaret inte upphov till någon spridning av radioaktivitet. Även om någon utredning inte har gjorts kan stråldoserna till personalen förväntas bli låga. Ventilationen ger upphov till buller, samt eventuellt luftföroreningar. Den långa drifttiden innebär också att grundvattenytan hålls sänkt under en längre period. Erfarenheter från gruvsdrift visar dock att miljökonsekvenserna på grund av det blir mycket små, förutsatt att områden med speciellt känsliga arter undviks.

Safeguards

Möjligheterna att förhindra olovlig befattning med det använda kärnbränslet är likvärdiga med KBS-3. Den längre drifttiden innebär att kontrollen måste upprätthållas under en längre tid.

7.4.5 Långsiktig säkerhet efter förslutning

I den föreslagna förvarsutformningen är kapseln av stål. Kapseln antas inte förbli tät under den tid det finns ett grundvattenflöde orsakat av värmen från det använda bränslet. Detta i kombination med osäkerheter vad gäller radionuklidens löslighet vid höga temperaturer medför att förvaret inte uppfyller säkerhetskraven. Om en kapsel som kan förväntas förbli tät så länge värmepulsen varar kan konstrueras, bedöms dock säkerhetskraven kunna uppfyllas /SKB, 1989a/. De höga temperaturerna kan också ha positiva effekter vad gäller radionuklidernas sorption på bergmineral. Men osäkerheterna runt dessa processer är så stora att de inte går att tillgodoräkna sig i en säkerhetsanalys.

Om det finns otäta kapslar beror fördröjningen av radionuklider på den hydrauliska burens och bufferten. Radionukliderna antas också fördröjas av diffusion och sorption i återfyllnadsmaterialet i deponeringstunnlarna. Fram till bufferten sker radionuklidtransporten genom advektion. Bufferten har lägre hydraulisk konduktivitet än berget och fördröjer radionuklidtransporten. Den hydrauliska burens medför att vattenomsättningen runt bufferten är liten och radionuklidtransporten fördröjs ytterligare. Den sistnämnda fördröjningen är dock inte tillräckligt stor för att långlivade ämnen ska hinna avklinga, utan för dem är utsläppet oberoende av transporten mellan bufferten och den hydrauliska burens.

När radionukliderna når den hydrauliska burens står de också i kontakt med alla sprickzoner som skär burens. Om den skärs av en subhorisontell zon kan det innebära att samtliga radionuklider transporteras genom den potentiellt snabbaste flödesvägen och bergets förmåga att fördröja radionuklidtransport utnyttjas dåligt. Om en brunn borrar

genom någon av sprickzonerna som skär den hydrauliska buren kommer den att ta emot radionuklider från samtliga otäta kapslar inom ett deponeringsområde, å andra sidan späds radioaktiviteten ut i flödet från samtliga zoner som korsar buren.

Grundvattenflödet i deponeringsutrymmet beror på buffertens konduktivitet, och även – men i mindre grad – på utformningen av deponeringsområdet. Buffertens konduktivitet minskar med ökat bentonitnehåll. En högt bentonitnehåll ger både minskat vattenflöde i deponeringsområdet och god fördröjning i bufferten. Med en kapsel av stål förväntar man sig dock korrosion som ger produktion av vätgas. För att vätgasen ska slippa ut får bentonitnehållet i buffertens övre del inte vara för högt. Detta i kombination med temperaturgradienten ger en oacceptabel transport av radionuklider under de inledande tusentals åren. Detta problem kan undvikas med en kapsel av koppar.

WP-Cave-förvarets stora utbredning innebär att både den hydrauliska buren och bufferten kan korsas av sprickzoner där man kan befara stora bergörelser. Vid ett jordskalv kan deras barriärfunktion försämrats. Buffertens mäktighet, 5 m, skyddar dock deponeringsområdet från skador vid jordskalv.

Bufferten innesluter ett stort antal kapslar och därmed en stor mängd radionuklider. Buffertens långtidseffekt och osäkerheter förknippade med den har således stor betydelse i ett WP-Cave-förvar. Den hydrauliska burens funktion och möjligheterna att modellera den på ett korrekt sätt är kopplade till de osäkerheter som är relaterade till svårigheterna att beskriva grundvattenflöde och radionuklidtransport i sprickigt medium.

Safeguards

Möjligheterna att övervaka att klyvbart material ej avleds från det förslutna förvaret är de samma som för KBS-3.

7.5 Djupa borrhål

Bergets sprickighet är störst närmast ytan och vattengenomsläppligheten avtar med djupet, samtidigt ökar grundvattnets salthalt. Även bergspänningar och temperatur ökar med djupet. På stort djup – flera tusen meter – är vattnet mycket salt och vattenutbytet med ytan mycket begränsat. Dessa egenskaper hos berggrunden gör en placering av ett förvar för använt kärnbränsle på stort djup till ett både intressant och svår genomförbart alternativ. För att komma ned till flera tusen meters djup är byggande av tunnlar inte realistiskt, utan en förvarsutformning med djupa borrhål är det enda praktiskt genomförbara alternativet. Detta alternativ har utretts av SKB i flera studier sedan slutet av 80-talet /Juhlin, Sandstedt, 1989, SKB, 1992b, Juhlin m fl, 1998/. Metoden brukar benämnas VDH efter engelskans Very Deep Holes.

I granskningen av SKB:s FUD-program har flera remissinstanser (Göteborgs Universitet, Naturskyddsföreningen, Universitetet i Uppsala, Greenpeace, Avfallskedjan, Folkkampanjen mot kärnkraft/kärnvapen, KASAM) påpekat att djupa borrhål kan ha fördelar gentemot förvar på mindre djup tack vare bättre isolering från biosfären och försvårande av mänskligt intrång. I regeringens beslut om det samlade underlag SKB ska redovisa inför valet av platser för platsundersökningar efterfrågas ett program för de forsknings- och utvecklingsinsatser som skulle krävas för att djupa borrhål ska bli jämförbart med KBS-3 vad gäller förutsättningar för genomförande.

7.5.1 Övergripande förvarsutformning och säkerhetsfunktioner

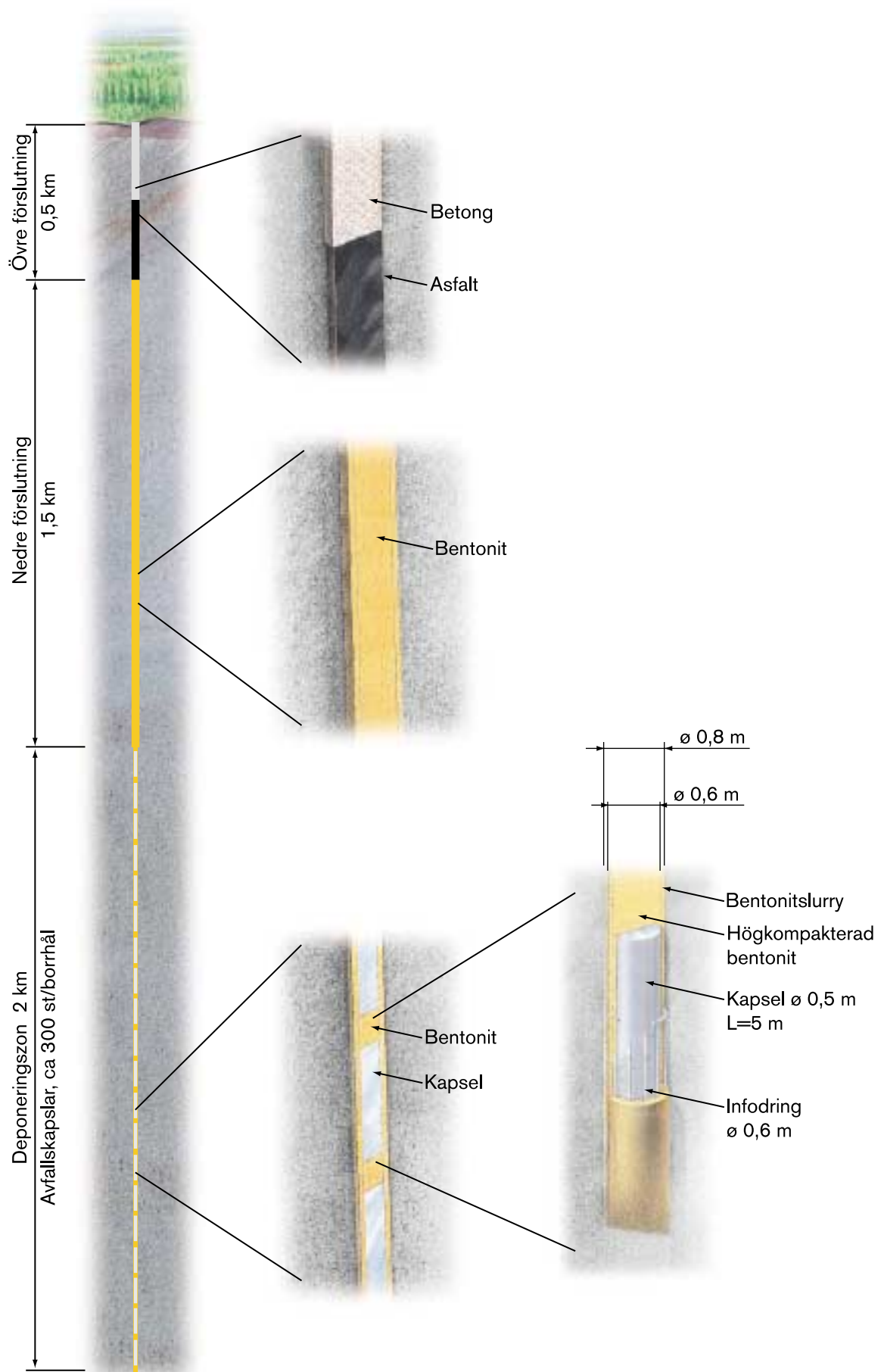
I referensutformningen består förvaret av ca 40 borrhål som är ca 4 000 m djupa. Borrhålen borraras med ett minsta avstånd av 500 m från varandra. Borrhålsdiametern är 1 400 mm ned till ca 2 000 m djup och därefter 800 mm /Olsson, Sandstedt, 1992/. Avståndet mellan borrhålen bestäms av bränslets värmeutveckling. Man har även tagit hänsyn till det faktum att borrhålen troligen inte kommer att kunna borraras helt vertikalt, utan förväntas avvika någon eller några grader från vertikalriktningen.

Det använda bränslet kapslas in i täta kapslar. Flera alternativa kapselutformningar kan tänkas, i PASS-studien /SKB, 1992b/ förordas en kapsel av titan med betongfyllning. Ett annat alternativ är en homogen kopparkapsel. Tack vare kunskapsuppbyggnad kan man idag även tänka sig en kapsel av stål. Kapslarna deponeras ovanpå varandra i borrhålet på ett djup mellan 2 000 och 4 000 meter. Kapslarna omges av en buffert vars primära syfte är att fixera kapseln visavi det omgivande berget. Det föreslagna utförandet visas i figur 7-6.

Liksom övriga koncept har metoden två säkerhetsfunktioner, isolering och fördröjning. Den viktigaste säkerhetsfunktionen är att fördröja utsläppet av radionuklider, fördröjningen sker framförallt i berget. Den inledande perioden ska förvaret även isolera det använda bränslet. Isoleringen åstadkoms genom en tät kapsel som är dimensionerad att förbli intakt i minst 1 000 år. Buffertens funktion är att hålla kapseln på plats. Förutom fördröjning i kapsel och berg, kan man räkna med utspädning i bergvolymen.

Fördröjningen åstadkoms primärt genom det stora djupet. Det medför att den tid som krävs för att frigjorda radionuklider från bränslet ska kunna förflytta sig upp till jordytan, är så lång att aktiviteten hinner avklinga till obetydliga nivåer innan den når människa och miljö. Den långa transportsträckan kommer även att innebära att radionukliderna späds ut tack vare olika flödesvägar och flödes hastigheter, och genom att radionuklider fastnar på bergytan och/eller diffunderar in i mikroporer i det massiva berget. Berget utgör den huvudsakliga barriären, kapslar och övriga tekniska barriärer har mindre betydelse.

Det finns två skäl att berget på flera kilometers djup i den fennoskandiska urbergs-skölden skulle lämpa sig för borrhålsdeponering: Dels tycks frekvensen av öppna sprickor i berget vara lägre på stort djup än i den översta kilometern. Dels förväntas grundvattnet ha en mycket hög salthalt på dessa djup. Det salta grundvattnet antas vara i princip stillastående – *stagnant* – under mycket långa tider, upp till miljontals år. Bergets låga sprickighet ger begränsade möjligheter till vattenrörelser. Det salta vattnet har högre densitet än det mindre salta eller söta vatten man finner närmare ytan. Det ger en stabil skiktning med det salta vattnet på större djup. Tyngdlagen driver salt vatten nedåt genom sötare och densitetsskillnaden motverkar transport upp mot ytan genom områden med sötare grundvatten.



Figur 7-6. Förvar i djupa borrhål.

7.5.2 Platsundersökning

Konceptet bygger på att man kan lokalisera områden i berget där vattenutbytet med ytan är obefintligt eller obetydligt under de relevanta tidsperioderna. Ett forskningsprogram krävs för att utreda vilka krav som ska ställas på berget för att detta ska uppfyllas. Det gäller i första hand att identifiera diskvalificerande faktorer men även övriga krav och önskemål /SKB, 2000a/. Vad gäller genomförande av platsundersökningar är det övergripande tillvägagångssättet med preliminära bedömningar utifrån berggrundskartor följt av kompletterande geologiska och geofysiska undersökningar och därefter provborrning i potentiellt lämpliga områden detsamma som för de mera ytnära förvarskoncepten. Metoder och utrustning för mätning och provtagning, och även för analys av erhållna data, måste dock utvecklas för att kunna tillämpas på stort djup. Ytgeofysiska metoder som seismiska, magnetiska och gravimetriska mätningar bedöms kunna vidareutvecklas till viktiga redskap.

7.5.3 Byggande

Konstruktion, flexibilitet och säkerhet

Erfarenheter från att borra djupt finns inom oljeindustrin och gäller framförallt sedimentära bergarter. Det finns dock exempel på djupa borrhål i kristallint berg i Sverige, Tyskland och Ryssland. Till riktigt stora djup har borrhål med så stor diameter som 800 mm dock aldrig borrats, och det krävs teknikutveckling för att genomföra sådan borring. För att få hålet rakt och för att möjliggöra kartläggning av berget föreslås en teknik där man först borrar ett pilothål med mindre diameter, som sedan utvidgas till slutlig diameter.

Borrhålets stabilitet bestäms av spänningstillståndet i berget. Metoder för att mäta och beräkna spänningar på stora djup måste utvecklas. För att borrhålet inte ska rasa in på grund av de stora bergspänningarna måste det fyllas med en borrhåtska. Borrhåtskans täthet måste vara tillräcklig för att stå emot trycket av bergspänningarna, men inte så stor att den trycks in i befintliga sprickor, vidgar dem och försvinner in i berget /SKB, 2000a/. Borrhåtsvatskan ska också kunna föra bort det utborrade berget. Dessutom ska den antingen gå att ersätta med annan vätska inför deponeringen eller vara användbar att deponera kapslar i. Utveckling och provning krävs för att finna en lämplig borrhåtska.

Borring av djupa borrhål inkluderar flera hanteringsmoment där olyckor kan inträffa, t ex upp- och nedhalning av borrkrona och borrstänger i borrhålet, hantering av foderrör och trycksatt borrhåtsvätska. Rutiner och utrustning utformas så att riskerna för personalen minimeras.

Flexibiliteten i ett förvar i djupa borrhål är begränsad, förvarsdjupet kan dock anpassas till regionala/lokala geologiska förhållanden. Tekniskt är det möjligt att undvika ogynnsamma partier inom ett borrhål genom att plugga dem. Det kräver dock att pluggens långtidsstabilitet kan visas vara tillräcklig, vilket bedöms vara svårt. Troligt är att man istället får godkänna eller förkasta hela borrhålet. Om en borrhålsposition är godkänd krävs ingen ytterligare anpassning till lokala variationer av de geologiska förhållandena. Möjligheterna att inspektera borrhålet och dess påverkan på det omgivande berget är mindre goda än för förvar i tunnlar.

Markanvändning, föroreningar och resursförbrukning

Borrhålen kan lokaliseras individuellt med ett minsta avstånd av 500 m från varandra. Beroende på hur hålen arrangeras sprids de ut över en yta på ca 7–10 km². Varje borrhålsplats kräver en yta på mellan 100 x 100 till 200 x 200 m, totalt betyder det ett markbehov av ca 1 km². Eftersom borrhålsplatserna är fördelade inom en stor yta är ingreppet i miljön omfattande, trots att det totala markbehovet inte är så stort. Dessutom krävs mark för vägar inom deponeringsområdet. Varje borrhål kräver sin egen elförsörjning mm, borrhålsutrustningen kan flyttas från hål till hål. Behovet av mark för bergupplag, servicebyggnader och bentonitberedning är mindre än för förvar i tunnelsystem.

Borrningen kommer att ge upphov till buller. Borrningen utförs med en bentonit-suspension som borrhålsvätska på djupet. Bentonit måste transporteras till förvarsplatsen och det utborrade berget måste transporteras bort. Den totala volymen utbortat berg är ca 160 000 m³.

Om vi antar en kapsel av titan med betongfyllnad, vilket är det alternativ som förordas i PASS-studien /SKB, 1992/, behövs drygt 3 000 ton titan och ca 24 000 ton betong till kapslarna. Bentonitlera används som buffertmaterial, när deponeringen är färdig pluggas borrhålen med bentonit från ca 2 km djup till ca 500 m. Däröver fylls hålet med asfalt toppat av en plugg av betong. Totalt behövs ca 190 000 ton bentonit. (Uppgiften är en skattning baserad på Plan 2000 /SKB, 2000c/ och /Juhlin, Sandstedt, 1989/.) Dimensionerna på asfaltfyllning och betongplugg är inte bestämda, här antas de dimensioner som anges av Sandstedt /Juhlin, Sandstedt, 1989/ nämligen asfalt mellan 250 och 500 m djup, och betong från 250 m djup och upp till ytan. Vilket betyder att det behövs ca 15 000 m³ varedera av asfalt och betong.

7.5.4 Drift

Genomförande och driftsäkerhet

Den betongfyllda kapseln med hölje av titan har diametern 500 mm och dess längd är 4 760 mm. Varje kapsel rymmer 4 bränsleelement⁵⁾. För att begränsa antalet kapslar har man även studerat möjligheten demontera bränsleelementen och frigöra bränslestavarna, för att sedan kunna packa dem tätare i kapseln. Här antas dock att hela bränsleelement kapslas in. Det innebär att det behövs ca 14 500 kapslar (Plan 2000 /SKB, 2000c/, 40 års drift).

På grund av det stora antalet kapslar måste inkapslingsanläggningen utformas så att flera kapslar kan hanteras parallellt. Det använda bränslet placeras i titankapseln, som fylls med betong. När betongen stelnat jämnas ytan av och titanlocket svetsas fast. Kapslarna placeras i transportbehållare för vidare transport till djupförvaret.

Innan deponeringen i ett borrhål påbörjas förses hålet med en infodring av mässing. Infodringen skyddar borrhålsväggarna, så det är möjligt att upprepade gånger föra ned och upp material och utrustning i deponeringshålet /Juhlin, Sandstedt, 1989/. I den övre delen av borrhålet, där diametern är större och ingen deponering sker, utgörs infodringen av ett rör med hål i väggarna. I deponeringsdelen består den av ett regelverk

⁵⁾ Det gäller element från kokvattenreaktor (BWR) som utgör den största delen av det svenska programmet. De element från tryckvattenreaktor (PWR) som ingår i programmet är större och endast ett element ryms i varje kapsel, på grund av PWR-elementets dimensioner utnyttjas då utrymmet i kapseln inte fullt ut. För att kunna lagra motsvarande resteffekt i varje kapsel kan ett PWR-element och 2 BWR-element som delats i 8 enheter placeras i en kapsel.

på vilket ett nät är fäst. Den beskrivna utformningen av infodringen är baserad på uppgifter i /Juhlin, Sandstedt, 1989/. Senare studier visar att infodringen kan utformas i stål, vilket troligen är mindre resurskrävande.

TVå alternativt fyra kapslar deponeras tillsammans /Juhlin, Sandstedt, 1989/. Block av kompakterad bentonit med en tjocklek av en meter placeras mellan kapslarna. Innan kapselpaketet deponeras byts borrhväska ut mot en deponeringsvätska som består av bentonit-slurry. Deponeringsväskans densitet bör vara så hög som möjligt för att den ska fungera som buffert. Det måste dock vara möjligt att trycka ned kapslar och bentonit-block genom den. Kapselpaketet fästs på borrhväsans plats på borrhväsningen och skjuts ner till sin position i hålet. Det är viktigt att kontrollera att kapslarna förs ned till rätt djup.

Liksom i de övriga koncepten utformas utrustningen så att sannolikheten för störningar hålls låg. Även om vissa erfarenheter finns från oljeindustrin är tekniken till stora delar oprövad och omfattande teknikutveckling krävs. Det gäller t ex utbyte av borrhväska mot deponerings-slurry. För själva deponeringen har följande kritiska moment identifierats /Olsson, Sandstedt, 1992/: kopplingen till borrhväsningen, förlust eller snedställning av borrhväsningen vid nedhalningen, övergången mellan den bredare och smalare delen av deponeringshålet, deponering på rätt djup samt svårigheter att lossa kapselpaketet från borrhväsningen. Säkerhet vid deponeringen är en förutsättning för att metoden ska kunna genomföras. Teknikutveckling och provning krävs för att åstadkomma det.

Vad gäller mindre sannolika missöden är den höga fallhöjden vid tappad kapsel under deponeringen, samt tappad borrhväsning specifika för denna metod. Borrhväs- och deponeringsvätskan har dock så hög densitet att en eventuellt tappad kapsel sjunker mycket långsamt och borrhväsningen flyter i deponeringsvätskan. Kapslar kan också snedställas och fastna under deponeringen. Det är inte sannolikt att denna typ av missöden leder till att kapseln skadas så att radioaktiva ämnen läcker ut, om det trots allt inträffar blir hanteringen svår. Visuellt kontroll av den tappade/snedställda kapseln är inte möjlig, och radioaktiva ämnen kan finnas i deponeringsvätskan. Skadade kapslar kan med stor sannolikhet greppas och föras upp till ytan för kontroll, eventuellt måste deponeringsvätskan bytas ut. Det kan vara svårt att arrangera ett gott strålskydd vid denna hantering /SKB, 2000a/.

När deponeringen i ett hål är klar, ska den översta delen av hålet (2 000 m) pluggas för att hindra vattentransport längs med eller i hålet. I en sektion närmast deponeringsdelen avlägsnas foderröret och hela deponeringshålet fylls med kompakterad bentonit /Juhlin, Sandstedt, 1989/. I den resterande delen upp till 500 m djup får foderröret sitta kvar och block av kompakterad bentonit trycks ned i en bentonit-slurry på motsvarande sätt som när kapslarna deponerades. På något eller några ställen görs urfräsningar som bryter den störda zonen omkring hålet. Mellan 250 och 500 m djup fylls borrhväsningen med asfalt, och den resterande delen av hålet fylls med betong. I såväl den inledande (djupaste) delen av asfalt och betongpluggen avlägsnas foderröret. Pluggningen med asfalt och betong kan utföras under motsvarande förhållanden som återfyllning av schakt i tunnelalternativen. Toppen på bentonitpluggen kan förses med ett betonggolvs, och inströmmade vatten kan pumpas upp så att personal och utrustning kan arbeta i hålet. På så sätt kan borrhväsningen föras vidare till nästa borrhål. För att deponeringen inte ska ta orimligt lång tid krävs minst 2 borrhväsningar.

Återtag av kapslar kräver speciell utrustning. Gripverktyg som används för att ta upp föremål som tappats i djupa borrhål vid oljeborring eller prospektering finns tillgängliga. Dessa bedöms kunna anpassas för att lyfta upp kapslar ur djupa borrhål. Den täta deponeringsvätskan kan dock vara ett problem, troligt är att densiteten måste minskas

för att man ska få ned utrustningen, vilket i sin tur kan innebära att borrhålets stabilitet äventyras. Med den föreslagna kapselutformningen med bränsleelementen ingjutna i betong är det inte möjligt att öppna kapseln och lyfta ut bränsleelementen. Skulle detta vara ett krav är dock alternativa kapselutformningar möjliga.

Föroreningar, radioaktiva ämnen och stråldoser

Inte heller denna djupförvarsmetod ger vid normal drift upphov till någon spridning av radioaktivitet. Vid allvarliga, mindre sannolika, missöden kan dock spridning av radioaktivitet via borrhålsvätskan förekomma. Personalen utsätts för strålning vid hanteringen. Även om inga beräkningar är genomförda kan man förutsätta att doserna även för detta koncept kan hållas mycket låga. Vid eventuella störningar och missöden kan man förvänta sig ökade doser till personalen. Radon från berggrunden är inget problem i detta koncept. Övriga föroreningar härrör från transporter samt bentonit-, asfalt- och betonghantering. Inslaget av eldrivna transporter kan förväntas vara mindre i detta alternativ än för de övriga.

Safeguards

Deponeringsområdet är i detta koncept betydligt större än för de övriga metoderna. Vid deponering i ett system av tunnlar är ovanjordssdelen begränsad och möjlig att inhägnas och bevaka. Transportbehållare och kapslar hanteras och förvaras i speciella byggnader eller under jord. Vid deponering i djupa borrhål måste mottagningsdelen av kapslar göras mobil, alternativt måste kapslarna transporteras från ett centralt område ut till borrhålen. Kapseln är betydligt lättare och mindre robust än i de övriga alternativen. Kapseln väger ca 3 ton att jämföra med KBS-3-kapselns ca 25 ton och VLH-kapselns 48 ton. Detta i kombination med omfattande hantering ovan jord ställer speciella krav på utformningen av övervakningssystem. Det stora deponeringsområdet och kapselns relativa sårbarhet kan också bidra till att öka både sannolikhet och konsekvenser av sabotage /Olsson, Sandstedt, 1992/.

7.5.5 Långsiktig säkerhet efter förslutning

Vi vet idag att bergets sprickighet och vattenomsättningen avtar med djupet, medan temperatur, salthalt, och bergspänningar ökar. Förhållandena på stort djup i kombination med krav på en tekniskt genomförbar deponeringsteknik medför att bentonitens buffertegenskaper blir betydligt sämre än för de mera yt nära koncepten. För att få goda buffertegenskaper under de rådande förhållandena krävs hög densitet, det är inte möjligt att åstadkomma om det ska gå att deponera kapslarna. I en säkerhetsanalys kan man därför inte räkna med någon barriärfunktion hos bufferten i ett längre tidsperspektiv.

Mot bakgrund av de rådande förhållandena på stort djup är det inte möjligt att konstruera en kapsel som kan förväntas vara beständig i 100 000 år. Ett rimligt konstruktionskrav är däremot en kapsel som förblir tät i 1 000 år. (Efter 1 000 år har en stor del av de fissionsprodukter som är relativt lätttrörliga i geologiska miljöer avklingat.) Det stora antalet kapslar medför att det sannolika antalet kapslar som deponeras med oupptäckta initiala skador blir betydande. Vid deponeringen utsätts kapslarna för stora påfrestningar. Varken under, eller efter deponering är visuell kontroll möjlig. I en säkerhetsanalys måste man således anta att ett relativt stort antal kapslar är deponerade med skador. Den inledande perioden då temperaturen är hög skapas en temperaturgradient som verkar mot ytan.

I ett långt tidsperspektiv utsätts kapsel och buffert för så stora påfrestningar att man inte kan räkna med att deras barriärfunktioner bibehålls. Säkerheten vilar då på en effektiv fördröjning i berget, denna i sin tur beror av den låga vattenomsättningen och den höga salthalten. I en analys av den långsiktiga säkerheten måste man således visa att detta är en tillräcklig barriär.

Safeguards

Möjligheten att förhindra olovlig befattning med det använda kärnbränslet efter förvaret förslutits är, med undantag av att ett större område måste övervakas, desamma som för de övriga alternativen. Det stora djupet och den högre sannolikheten att kapslarna är skadade medför dock att det bedöms vara både svårare och mer riskfyllt att hämta upp använt bränsle ur djupa borrhål än ur förvar i tunnelsystem.

8 Jämförelse och val av system för geologisk deponering

Samtliga metoder för geologisk deponering har förutsättningar att uppfylla kraven från kapitel 3 som är hämtade ur internationella överenskommelser, lagar och föreskrifter. I kapitel 6 formulerades mer konkreta krav för att möjliggöra en jämförelse mellan olika metoder för geologisk deponering. Dessa krav finns inte angivna i lagar och föreskrifter och är således inte formellt bindande, syftet med dem är att underlätta en jämförelse mellan de studerade alternativen. Eftersom samtliga alternativ bör ha förutsättningar att uppfylla de formella kraven är frågan nu vilken metod som bäst svarar mot kraven i kravspecifikationen. För att underlätta jämförelsen används en tregradig skala som liknar den som användes vid jämförelsen av strategier:

- + Bättre – metoden har fördelar med avseende på denna jämförelsegrund
- = Neutralt
- Sämre – metoden har nackdelar med avseende på denna jämförelsegrund

Omdömena redovisas i tabellform för varje grupp av krav.

8.1 Jämförelse och utvärdering av alternativen

8.1.1 Övergripande krav

Samtliga studerade metoder för geologisk deponering uppfyller de övergripande kraven som återfinns i lagtext och internationella överenskommelser. Mot bakgrund av kravet på att inte lämna otillbörliga bördor på kommande generationer kan de studerade alternativen jämföras vad gäller tid för utveckling och genomförande. En fråga relaterad till detta krav är ansvaret mellan generationer, och möjligheterna för kommande generationer att återta bränslet om så önskas.

För att jämföra hur lång tid metoderna tar att genomföra diskuteras dels den tekniska och kunskapsmässiga mognadsgraden, och dels tiden för genomförande av byggande och deponering. KBS-3-metoden har sedan 80-talet utgjort SKB:s huvudalternativ. Forskning och utveckling har fokuserats på denna metod. En jämförelse av de olika metodernas tekniska och kunskapsmässiga mognadsgrad utfaller därför till KBS-3-metodens fördel. Deponering i mycket långa tunnlar kan utnyttja resultat från arbetet med KBS-3-metoden. WP-Cave och djupa borrhål kräver mer tid eftersom betydligt mindre resurser satsats på utveckling av dessa alternativ. För att få en mer rättvis jämförelse kan vi i fantasin flytta oss tillbaka i tiden, anta att metoderna vore likvärdigt utredda och fråga oss hur stora insatser som då skulle krävas för att utveckla dem. KBS-3 och mycket långa tunnlar vore då ungefär jämförbara, WP-Cave bedöms på grund av de höga temperaturerna kräva större insatser, och djupa borrhål bedöms på grund av de ringa erfarenheterna av förhållandena på stort djup kräva störst insatser. Det gäller både utveckling av teknik för genomförande och kunskapsuppbyggnad för att visa den långsiktiga säkerheten.

Tabell 8-1. Jämförelse med avseende på övergripande krav

System	Omdöme	Motivering
KBS-3	+	Väl utvecklat och genomförbart inom den närmaste framtiden. Möjligt att återta bränslet efter förvaret förslutits. Fördelaktigt vad gäller återtag under driftskedet.
Mycket långa tunnlar	=	Väl utvecklat och genomförbart inom den närmaste framtiden. Möjligt att återta bränslet efter förvaret förslutits. Svårare att återta kapslar under driftskedet.
WP-Cave	-	Kräver tid för kunskaps- och teknik utveckling, samt lång drifttid. Möjligt att återta bränslet efter förvaret förslutits. Fördelaktigt vad gäller återtag under driftskedet.
Djupa borrhål	-	Kräver lång tid för kunskaps- och teknik utveckling. Svårt att återta bränslet efter förvaret förslutits. Svårare att återta kapslar under driftskedet.

Vad gäller drifttid bedöms tekniska, personella och ekonomiska insatser kunna anpassas så att såväl KBS-3, mycket långa tunnlar och djupa borrhål får den drifttid som önskas. WP-Cave kräver en viss tids öppethållande med aktiv kylning. Längden på denna period kan dock anpassas genom alternativa utformningar av förvaret.

För att erbjuda handlingsfrihet bör information om djupförvaret bevaras och det använda bränslet vara möjligt att återta. Efter förslutning bedöms återtag ur ett förvar i djupa borrhål vara svårare och mer riskfyllt att genomföra än för tunnelalternativen. Medan de tre tunnelalternativen bedöms vara likvärdiga i detta avseende.

Återtag av enstaka kapslar så länge förvaret är öppet är enklare för KBS-3 och WP-Cave eftersom kapslarna här deponerats en och en respektive två och två. För KBS-3 kan i stor utsträckning samma utrustning som användes vid deponeringen utnyttjas. I mycket långa tunnlar och djupa borrhål måste samtliga kapslar som deponerats efter den som önskas återtas lyftas ut innan man kan komma åt en speciell kapsel. Särskild utrustning för återtag av kapslar måste tas fram, för djupa borrhål kan återtag innebära tekniska svårigheter. Sannolikheten för att kapslar kan vara skadade är större för djupa borrhål, och ett återtag kan innebära strålskyddsmässiga svårigheter.

Utvärderingen med avseende på de övergripande kraven sammanställs i tabell 8-1.

8.1.2 Miljökrav

Enligt miljökraven ska en hållbar utveckling främjas och kommande generationer tillförsäkras en god miljö. Resursförbrukningen ska göras så låg som möjligt och en långsiktigt god hushållning ska tryggas. Baserat på miljökraven har metoderna för geologisk deponering jämförts vad gäller de restriktioner de innebär för den framtida användningen av förvarsplatsen. Vidare har miljöpåverkan i samband med byggandet av förvaret i form av markanvändning, grundvattenavsänkning, spridningar av föroreningar och förbrukning av material jämförts för de olika alternativen. Föroreningar avser enbart icke radioaktiva ämnen som kan spridas under byggande och drift. Radiologiska konsekvenser behandlas i avsnitt 8.1.3 Säkerhetskrav och 8.1.4 Strålskyddskrav.

Miljöpåverkan vid byggande av ett djupförvar är mycket liten sett i relation till den energiproduktion och farlighet det använda bränslet representerar. Det gäller oberoende av vald metod. Syftet med att bygga ett djupförvar är att hindra radioaktiva ämnen i det använda bränslet att nå biosfären, och att därigenom tillförsäkra kommande generationer en god miljö. Nedan jämförs miljöpåverkan vid själva byggandet av förvaret, man får inte glömma att miljökonsekvenserna av att inte alls bygga något förvar kan bli allvarliga. I jämförelsen av metodernas miljöpåverkan har KBS-3 använts som referens.

För att trygga en långsiktigt god hushållning bör djupförvaret inte lokaliseras till en plats med idag kända naturtillgångar, eftersom närvaron av ett djupförvar kan försvåra utnyttjandet av tillgångarna. För samtliga alternativ kan sådana platser väljas bort baserat på data som kommer fram vid platsundersökningar.

Närvaron av förvaret ska inte utgöra något hinder för mänskliga aktiviteter, utan platsen ska i princip kunna utnyttjas till vad som helst. För djupförvar på ca 400–700 m djup (KBS-3, VLH, WP-Cave) är borrhåll och byggande av stora berganläggningar till stort djup inte lämpligt på förvarsplatsen. Sådana aktiviteter är troligen inte heller lämpliga i närheten av ett förvar i djupa borrhåll eftersom de kan skada pluggningen av borrhålen. Skulle man i en säkerhetsanalys kunna visa att pluggen har liten betydelse för förvarets säkerhet, kan dock ett förvar i djupa borrhåll tillåta berganläggningar till större djup än de övriga metoderna.

I säkerhetsanalyser brukar oavsiktlig genomborrning av en kapsel ingå som ett scenario. Om man antar att borrning till 500 m djup är vanligare än borrning till 2 000 m djup, erbjuder ett förvar i djupa borrhåll ett bättre skydd mot oavsiktlig genomborrning. Baserat på dagens förhållanden är borrning till 500 m djup vanligare. Så djupa borrhåll borrar – med undantag av SKB:s undersökningar – i stort sett enbart i prospekterings syfte där naturresurser ska kartläggas. Eftersom platser med potentiella naturtillgångar ratats vid lokaliseringen är händelsen baserat på dagens erfarenheter mycket osannolik. Undersökningar för att finna en lämplig plats för ett djupförvar är det mest troliga syftet med borrning till stort djup i kristallint berg utan naturresurser. Om man antar att djupa borrhåll utvecklats till den metod som är att föredra för geologisk deponering, kan man befara att framtidens undersökningsborrningar kommer att ske till större djup än dagens. Fördelen djupa borrhåll har i detta avseende är således delvis spekulativ. Konsekvenserna av om ett öppet borrhåll genom en kapsel överges borde dock rimligen vara mindre för djupa borrhåll än för tunnelalternativen.

Markbehovet för djupförvarets ovanjordsdel är minst för ett förvar i mycket långa tunnlar (maximalt ca 0,2 km²) och inte mycket större för ett KBS-3-förvar (maximalt ca 0,3 km²). Ett WP-Cave-förvar kräver ett större markområde. Ett förvar i djupa borrhåll tar mest mark i anspråk på grund av att borrhålen måste spridas ut över en relativt stor yta.

Vad gäller avsänkning av grundvattenytan har ett WP-Cave-förvar störst inverkan, dels på grund av den större utbredningen av förvarets underjordsdel, dels på grund av det längre öppethållandet. Djupa borrhåll medför – med undantag av om den översta delen av pluggningen utförs torrt – ingen sänkning av grundvattenytan. Ett förvar i mycket långa tunnlar lokaliserat under havsytan innebär mycket liten påverkan på grundvattenytan. Detsamma gäller ett KBS-3-förvar som lokaliserats under havsytan. Avsikten är dock att lokalisera KBS-3-förvaret under landområden, och en sänkning av grundvattenytan sker under byggande och drift.

Tabell 8-2. Förbrukning av material i tekniska barriärer och återfyllnad samt volym uttaget berg

Material	KBS-3	VLH	VDH	WP-Cave
Koppar	34 000 ton	40 000 ton	43 000 ton	–
Gjutjärn/Stål	63 000 ton	63 000 ton	–	8 000 ton
Titan	–	–	3 000 ton	–
Bentonit	470 000 ton	190 000 ton	190 000 ton	>2 900 000 ton**
Betong*	–	–	60 000 ton	–
Asfalt*	–	–	15 000 m ³	–
Uttagna bergmassor	1 300 000 m ³	350 000 m ³	160 000 m ³	>3 800 000 m ^{3**}

*) I samtliga förvar i tunnelsystem används stora volymer betong till bergförstärkningar och temporära konstruktioner för att underlätta driften. Asfalt kan användas för körbanor m m. Det är inte medtaget i tabellen.

**) Bergvolymen omfattar enbart slits och deponeringsområde för 9 stycken enheter, bentoniten omfattar endast slitsen.

Förbrukningen av metaller, bentonit och andra material samt de uttagna bergmassorna har sammanställts i tabell 8-2. Vald byggmetod påverkar mängden luftföroreningar i samband med byggandet av berganläggningar, här har vi inte tagit hänsyn till detta istället används den totala uttagna bergvolymen som ett jämförelsemått för berganläggningens miljöpåverkan. Endast material i tekniska barriärer och återfyllnad har tagits med. För djupa borrhål inkluderas även metallen i borrhålsinfodringen. Mängden bentonit som går åt i WP-Cave är betydligt större än för KBS-3. Data i tabellen grundar sig på respektive metods referensalternativ omräknat till den bränslemängd som anges i Plan 2000. Tabellen visar att djupa borrhål kräver minst resurser⁶⁾ och WP-Cave mest. KBS-3 är med det mått som använts mer än dubbelt så resurskrävande som ett förvar i mycket långa tunnlar.

Utöver materialen i tabell 8-2 förbrukas diverse material – t ex betong, trä, plast och metaller – såväl under byggande som drift. Exempel på konstruktioner är bergförstärkningar samt temporära anläggningar och installationer för att underlätta byggande och drift. Här har antagits att förbrukningen av sådana material står i relation till den uttagna bergvolymen. För inbördes jämförelse mellan tunnelalternativen kan det vara rimligt, medan det kan vara ett väl grovt mått i jämförelsen mellan dem och djupa borrhål.

Djupa borrhål kräver med undantag av markbehovet, minst resurser vid byggande. Metoden kan också ha vissa fördelar vad gäller restriktioner för den framtida användningen av platsen. WP-Cave kräver mest resurser för byggande. Ventilation och sänkning av grundvattenytan under den långa drifttiden är också nackdelar med denna metod. KBS-3 kräver mer resurser än mycket långa tunnlar. Sammantaget bedöms djupa borrhål och mycket långa tunnlar ha fördelar relativt KBS-3 vad gäller miljökraven, medan WP-Cave bedöms vara sämre än de övriga metoderna i detta avseende. Utvärderingen med avseende på miljö sammanställs i tabell 8-3.

⁶⁾ Resurser avser här utsprängd bergvolym och material i tekniska barriärer och återfyllnad som redovisas i tabell 8-2. I PASS-studien jämfördes kostnaderna för KBS-3, VLH och VDH. VDH var det i särklass dyraste alternativet /SKB, 1992/.

Tabell 8-3. Jämförelse med avseende på miljökrav

System	Omdöme	Motivering
KBS-3	=	Har använts som referensalternativ.
Mycket långa tunnlar	+	Kräver mindre resurser* än KBS-3 både vad gäller material, energi och påverkan på mark.
WP-Cave	-	Kräver större resurser* än KBS-3 både vad gäller material, energi och påverkan på mark.
Djupa borrhål	+	Kräver mest mark men i övrigt minst resurser* av de studerade alternativen. Kan tack vare det stora djupet ha vissa fördelar vad gäller restriktioner på framtida utnyttjande av försvarsplatsen.

*) Avser utsprängd bergvolym och de material som redovisas i tabell 8-2.

8.1.3 Säkerhetskrav

Enligt kraven ska säkerheten vila på flerfaldiga barriärer, systemet ska var tillförlitligt och tåligt mot felfunktioner, efter förslutning av djupförvaret ska barriärerna ge den säkerhet som krävs utan övervakning och underhåll, i första hand ska beprövade konstruktionsprinciper utnyttjas. Säkerhetskraven ska vara uppfyllda både under byggande, drift och efter förslutning av förvaret. Baserat på säkerhetskraven har jämförelsegrunder vad gäller möjligheterna att karaktärisera platsen och dess egenskaper med betydelse för säkerheten, samt deras förändring i samband med byggnation formulerats. Vidare har barriärernas förmåga att komplettera varandra (flerbarriärsprincipen) och möjligheterna att utvärdera deras funktion både nu och i framtiden satts upp som en jämförelsegrund.

Platsundersökning

Möjligheterna att karakterisera berggrunden och de egenskaper som är väsentliga för byggbarhet, driftsäkerhet och långsiktig säkerhet är goda för förvar på ca 400–700 m djup. Erfarenheter av bergundersökningar till detta djup finns från gruvindustrin, och såväl platsundersökningsprogram som mätmetoder har tagits fram för KBS-3. Liknade program och samma metoder bör kunna användas för WP-Cave. WP-Cave-metoden ställer på grund av sin stela layout högre krav på tillförlitliga data från platsundersökningen, annars riskerar man att behöva överge ett helt deponeringsområde om ny ogynnsam information tillkommer under byggandet. Ett förvar i mycket långa tunnlar ställer i princip samma krav på berggrunden som ett KBS-3-förvar. Stora delar av platsundersökningen utförs från den undersökningstunnel som borrar under förvaret. Även i detta fall är möjligheterna att karakterisera berggrunden goda.

För djupa borrhål krävs undersökningar ned till ca 5 000 m djup. Undersökningsmetoder finns inte tillgängliga och måste utvecklas. Ett program för att fastställa vilka egenskaper som ska registreras och definition av diskvalificerande faktorer måste tas fram. Jämfört med de andra metoderna måste ett betydligt större område undersökas till ett betydligt större djup, underjordsdelen i VDH-konceptet upptar ca 7–10 km² mot 1–3 km² för tunnelalternativen.

Byggande

Samtliga förvar i tunnelsystem, dvs KBS-3, VLH och WP-Cave, kan utnyttja beprövade konstruktionsprinciper vid byggande av berganläggning och tekniska barriärer. Djupa borrhål kräver utveckling av ny teknik både vad gäller byggande och deponering av kapslar.

I KBS-3, mycket långa tunnlar och WP-Cave kan påverkan på berget i samband med byggnation registreras. Betydelsefulla egenskaper kan mätas både före och efter en viss bergvolym tagits ut, och visuell kontroll kan genomföras. För djupa borrhål är visuell kontroll inte möjlig och bergets egenskaper är svårare att registrera. KBS-3 och mycket långa tunnlar har en flexibel layout som successivt kan anpassas till information som tillkommer under byggandet. I WP-Cave kan varje deponeringsområde, och i djupa borrhål varje borrhål, lokaliseras separat. När väl byggandet påbörjats bedöms det inte möjligt att anpassa layouten till information som tillkommer. I värsta fall får deponeringsområdet/borrhålet överges.

För förvar i tunnelsystem bedöms borrning av tunnlar ge bättre säkerhet vid byggande än om tunnlar sprängs. Med modern teknik kan dock även sprängning utföras mycket säkert. Sannolikheten att en olycka inträffar någon gång under byggnationen kan antas vara proportionell mot den uttagna bergvolymen, den är störst för WP-Cave och minst för mycket långa tunnlar. Borrning av djupa borrhål innebär ett helt annat förfarande vid byggandet och går inte direkt att jämföra med tunnelalternativen. Data från gruv-, och oljeborrningsindustrin skulle kunna användas vid en jämförelse, men någon sådan har inte genomförts här.

Drift

I tillståndsansökan om drifttagande av ett djupförvar måste driftsäkerheten visas vara god. Man får därför förutsätta att rutiner, utrustning och hanteringsmoment är utformade så att sannolikheten för störningar och missöden är låg, och konsekvenserna – om de ändå skulle inträffa – begränsade. Det gäller oberoende av vald metod för geologisk deponering.

Störningar och missöden kan inträffa i samband med att kapseln flyttas, lyfts och hanteras på olika sätt. Om man antar att hanteringsmomenten kan göras lika säkra för alla metoder, kan antalet moment användas som ett mått på sannolikheten för att störningar och missöden någon gång kan inträffa. Antalet hanteringsmoment sammanställs i tabell 8-4 (data ur /Olsson, Sandstedt, 1992, SKN, 1985/).

Tabell 8-4. Antal moment i hanteringen av kapslar

Moment (per kapsel och totalt)	KBS-3	VLH	WP-Cave	VDH
Lyft	3	3	4	4
Transporter*	3	3	4	1
Nedsänkning i borrhål	–	–	–	1
Deponering	1	1	1	1
Antal kapslar	4 500	2 500	3 500 – 3 800	14 500
Totalt antal moment	31 500	17 500	31 500–34 200	101 500

?) Uppgift saknas.

*) För KBS-3 och VLH: från inkapslingsanläggning till mottagning ovan jord, ned till omlastning under jord, ut till deponering. För VDH från inkapslingsanläggning till borrhål.

Antalet hanteringsmoment i tabell 8-4 är endast ett grovt mått på sannolikheten att en störning inträffar någon gång under drifttiden. Troligen kan sannolikheten för fel i de olika hanteringsmomenten hållas så låg att de inte kan förväntas ske allvarliga missöden vare sig för KBS-3, VLH eller WP-Cave. Det stora antalet kapslar och den mer komplicerade deponeringen i djupa borrhål medför att sannolikheten att ett missöde någon gång inträffar är större, men även för detta koncept måste sannolikheten för allvarigare missöden betraktas som mycket liten.

Ovan har sannolikheten för störningar och missöden diskuterats, det säger ingenting om konsekvenserna om ett missöde skulle inträffa. För tunnelalternativen kan man konstatera att vid eventuella störningar eller missöden kan det vara svårare att arrangera ett gott strålskydd i VLH och WP-Cave. Strålskydd kan vara svåra att rymma på grund av den lilla diametern på deponeringstunnlarna. I djupa borrhål är det svårt att inspektera konsekvenserna av ett missöde, t ex om kapseln gått sönder eller ej. Det i sin tur medför att det blir svårare att vidta lämpliga åtgärder för att korrigera det inträffade. Kapseln utsätts för stora påfrestningar då den trycks ned i borrhålet vilket medför att sannolikheten att den skadas om någonting går fel är större än vid deponering i tunnelsystem. Närvaron av vatten innebär också en risk för att radioaktiva ämnen – utöver gasformiga – kan lämna en läckande kapsel.

I KBS-3 är kapseln försedd med strålskärm ända tills den placeras på deponeringsfordonet. Inplaceringen av bufferten kan inspekteras innan deponeringen påbörjas. I VLH kan kapseln inte strålskärmas under transporten fram till deponeringspositionen, detsamma gäller troligen i ett WP-Cave-förvar. Inplaceringen av bufferten sker efter att kapseln deponerats, och går inte att inspektera. Vid en brand eller olycka i de långa tunnlar är utrymning svårare än i ett KBS-3-förvar. Driften av ett KBS-3-förvar anses idag därför vara enklare och säkrare än för VLH. I djupa borrhål är visuell besiktning av deponeringen inte möjlig. Det bedöms överhuvudtaget svårt att konstruera utrustning för kontroll av att deponeringen gått rätt till, hanteringen sker minst 2 km under markytan i en trycksatt deponeringssvåtska.

Långsiktig säkerhet efter förslutning

Varje bedömning av långtidfunktionen för ett slutförvar – vilken utformning det än har – innehåller avsevärda osäkerheter. Dessa osäkerheter måste visas vara sådana att de inte påverkar slutsatsen att förvaret uppfyller säkerhetskraven. Det är ett grundläggande krav för att få tillstånd att bygga ett djupförvar.

Samtliga de studerade metoderna för geologisk deponering har flera säkerhetsfunktioner som upprätthålls av flera passiva barriärer. För KBS-3 har barriärernas och säkerhetsfunktionernas utveckling vid realistiska geologiska förändringar analyserats i flera säkerhetsanalyser /SKBF/KBS, 1983, SKB, 1992c, SKB, 1999a/. De tekniska barriärerna har visats vara beständiga långt in i framtiden. Tillsammans med berget bedöms de ge tillräcklig säkerhet både nu och långt in i framtiden. Det gäller även vid brister i någon av barriärerna. De osäkerheter som är förknippade med utvecklingen av varje enskild barriär och dess säkerhetsfunktioner kompenseras av att barriärerna kompletterar varandra så helhetsfunktionen kan visas vara tillräcklig. Mycket långa tunnlar är vad gäller säkerhetsfunktioner och barriärer likvärdigt med KBS-3.

I WP-Cave arrangeras genom den hydrauliska buren och bufferten ett bergområde med lämplig miljö att deponera det använda bränslet, i KBS-3 utnyttjas bergets naturliga egenskaper för att finna en lämplig miljö för de tekniska barriärerna. Den långsiktiga utvecklingen av de ingenjörsmässiga konstruktionerna i WP-Cave bedöms vara svårare att visa än utvecklingen av bergets naturliga egenskaper /SKB, 1989a/. KBS-3 systemets flexibla layout innebär att bergets naturliga egenskaper utnyttjas som en barriär.

I WP-Cave skapas en låg vattenomsättning runt bufferten genom den hydrauliska buren, och bergets naturliga egenskaper tas inte till vara. De höga temperaturerna i WP-Cave innebär ökade osäkerheter runt flera processer med betydelse för säkerheten, t ex radionuklidernas löslighet.

På stort djup i berggrunden är sprickigheten låg och salthalten hög. Det medför att vattnet är i princip stillastående och utbytet med ytan mycket litet. Den höga salthalten – i kombination med att kapslarna ska gå att deponera – medför att det inte är möjligt att konstruera en buffert vars funktion består under lång tid. På grund av miljön på stort djup går det inte heller att konstruera en kapsel som kan förväntas bli tät under längre tid än 1 000 år. Det stora antalet kapslar och de påfrestningar kapseln utsätts för under deponeringen innebär att man i en säkerhetsanalys måste anta att ett betydande antal har initiala skador. För de inledande 1 000 åren måste man visa att flödet orsakat av temperaturgradienten inte orsakar ett oacceptabelt flöde av radionuklider upp längs borrhålet. I ett långt tidsperspektiv måste berget och det stora djupet ensamt visas vara en tillräcklig barriär för att upprätthålla säkerheten. Det är inte möjligt baserat på dagens kunskap, och kan bli svårt även efter att ett nödvändigt forskningsprogram genomförts. Viktiga aspekter är svårigheten att konstruera tekniska barriärer som kan visas vara beständiga i den aktuella miljön, och vad som händer med pluggen av borrhålet i ett långt tidsperspektiv.

Ett djupförvar ska kunna visas vara säkert såväl under byggande och drift som efter förslutning, många aspekter måste vägas in. En samlad bedömning av de studerade alternativen ges i tabell 8-5.

Tabell 8-5. Jämförelse med avseende på säkerhetskrav

System	Omdöme	Motivering
KBS-3	+	Goda förutsättningar att finna en lämplig plats i den svenska berggrunden. God säkerhet under byggande. God säkerhet under drift, med möjligheter att kontrollera samtliga moment för varje enskild kapsel. Den långsiktiga säkerheten kan visas.
Mycket långa tunnlars	=	Goda förutsättningar att finna en lämplig plats i den svenska berggrunden. God säkerhet under byggande, bäst av tunnelalternativen tack vare minsta uttagna bergvolym. God säkerhet vid drift, men möjligheterna att kontrollera varje moment sämre än för KBS-3, konsekvenser vid störningar och missöden kan befaras bli större än för KBS-3. Den långsiktiga säkerheten likvärdig med KBS-3.
WP-Cave	-	Goda förutsättningar att finna en lämplig plats i den svenska berggrunden. God säkerhet under byggande, dock sämst av tunnelalternativen på grund av största uttagna bergvolym. Drift ej beskriven. Den långsiktiga säkerheten bedöms vara svårare att visa än för KBS-3.
Djupa borrhål	-	Diskvalificerande faktorer, liksom metoder att registrera dessa vid platsundersökningar måste tas fram. God säkerhet under byggande. Driften innehåller flera osäkerhetsmoment än tunnelalternativen, svårt att kontrollera deponeringen, dessutom kan konsekvenserna vid störningar och missöden bli allvarigare. Den långsiktiga säkerheten går inte att visa baserat på dagens kunskaper.

8.1.4 Strålskyddskrav

Enligt strålskyddskraven ska stråldoserna vid hanteringen hållas så låga som möjligt med hänsyn tagen till teknik, ekonomi och samhälle. Hela hanteringskedjan och doser som kan uppkomma i framtiden ska beaktas. För att kunna beräkna framtida doser från ett förslutet djupförvar måste förändringar i berget och de tekniska barriärerna i ett långt tidsperspektiv kunna beskrivas. Dessutom måste upplösning och korrosion av det använda bränslet, samt radionuklidernas egenskaper i de aktuella miljöerna kunna beskrivas.

Vid byggande av tunnelalternativen utsätts byggpersonalen för radon från berggrunden. Ventilationen utformas så att doserna blir låga. I djupa borrhål utsätts byggpersonalen inte för någon strålning utöver bakgrundsstrålningen.

Samtliga alternativ förutsätts utformas så att dosen till personalen hålls låg vid normal drift. Inget av alternativen ger vid normal drift upphov till någon spridning av aktivitet, och därmed inte heller till några stråldoser, som härrör från avfallet. Tunnelalternativen förväntas inte ge upphov till spridning av radioaktivitet ens vid allvarliga missöden, det kan dock tänkas förekomma vid djupa borrhål om radioaktiva ämnen kommer ut i deponeringsvätskan. För tunnelalternativen förs radon från berggrunden ut med ventilationsluften.

Vid störningar och missöden kan personalen förväntas utsättas för större doser än vid normal drift. Vid störningar kan det vara svårare att arrangera strålskydd för VLH och WP-Cave än för KBS-3. För djupa borrhål borde det inte vara något problem att arrangera strålskydd vid störningar och missöden förutsatt att kapseln inte går sönder.

För ett KBS-3-förvar kan de framtida förändringarna av berget och de tekniska barriärerna beskrivas, vidare kan upplösning och korrosion av det använda bränslet och de radioaktiva ämnenas egenskaper skattas. I SR 97 har de dosbelastningar ett KBS-3-förvar kan ge upphov till beräknats för olika scenarier. De beräknade doserna ligger med god marginal under de accepterade. Ett förvar i mycket långa tunnlar har många likheter med KBS-3. Fastän någon säkerhetsanalys inte genomförts kan man förvänta sig att även denna metod uppfyller strålskyddskraven.

För WP-Cave har en säkerhetsanalys genomförts /SKB, 1989a/. Med den givna förvarsutformningen uppfylls inte strålskyddskraven. Med en modifierad utformning, bl a en kapsel av koppar, bedöms dock metoden kunna ge acceptabelt strålskydd. Höga temperaturer innebär svårigheter att beräkna doserna. I ett långt tidsperspektiv och vid istider kan den hydrauliska burens funktion bli svår att visa. Den stora mängden bränsle som innesluts av en och samma buffert, innebär risk för hög dosbelastning om buffertens funktion är nedsatt och flera kapslar skulle vara otäta.

För djupa borrhål har ingen säkerhetsanalys genomförts. Kunskapen om bergets egenskaper på stort djup, och de tekniska barriärernas utveckling under lång tid är inte tillräckligt väl beskrivna. De höga temperaturerna och den höga salthalten innebär osäkerheter vad gäller bränsleupplösning och de radioaktiva ämnenas egenskaper. Det är möjligt att ett förvar i djupa borrhål efter kunskapsuppbyggnad skulle kunna visas uppfylla strålskyddskraven. Det skulle dock bli relativt kostsamt att utveckla konceptet till ett genomförbart alternativ och det finns inget som antyder att djupa borrhål skulle vara väsentligt bättre ur strålskyddssynpunkt än tunnelalternativen.

Metodernas förutsättningar att uppfylla strålskyddskraven sammanfattas i tabell 8-6.

Tabell 8-6. Jämförelse med avseende på strålskyddskrav

System	Omdöme	Motivering
KBS-3	=	Små doser vid genomförande och drift, även om allvarliga olyckor skulle inträffa. Doser under de acceptabla efter förslutning.
Mycket långa tunnlar	–	Små doser vid genomförande och drift, sämre möjligheter att arrangera ett gott strålskydd i samband med missöden och olyckor än KBS-3. Doser under de acceptabla efter förslutning.
WP-Cave	–	Små doser vid genomförande och drift, sämre möjligheter att arrangera ett gott strålskydd i samband med missöden och olyckor än KBS-3. Doser efter förslutning har inte visats vara acceptabla.
Djupa borrhål	–	Små doser vid genomförande och drift, viss sannolikhet för spridning av radioaktivitet i samband med allvarliga olyckor. Dagens kunskaper inte tillräckliga för att uppskatta eventuella doser efter förslutning.

8.1.5 Icke spridning av kärnämne och kärnavfall – safeguards

Vad gäller möjligheterna att arrangera safeguards i driftskedet bedöms de vara goda för samtliga metoder. I en jämförelse mellan alternativen kan möjligen den mera omfattande hanteringen ovan jord och den lättare kapseln vara en nackdel för djupa borrhål, och den längre drifttiden en nackdel för WP-Cave. Skillnaderna är dock inte så stora att någon metod kan sägas vara bättre än de andra i detta avseende.

Efter förslutning kan safeguardskontroll arrangeras på likartat sätt för samtliga metoder. För att komma åt bränslet krävs för samtliga metoder stora insatser. I tunnelalternativen måste de gamla tunnlar öppnas, alternativt nya tunnlar eller schakt drivas, kapslarna frigöras och föras upp till ytan. Att ta upp använt bränsle ur djupa borrhål bedöms vara både svårare och mer riskfyllt än i tunnelalternativen, det är dock inte helt omöjligt.

Vad gäller möjligheter att arrangera safeguards är alternativen svåra att skilja åt, djupa borrhål ges dock en viss fördel i detta avseende. Visserligen kan metoden ha vissa nackdelar under driftskedet, men efter förslutning av förvaret bedöms det stora djupet ge ett bättre skydd mot olovlig befattning med kärnbränslet.

8.2 Samlad bedömning och val

Resultaten av de jämförelser som gjorts mellan olika system för geologisk deponering redovisas samlat i tabell 8-7.

KBS-3-metoden är väl utvecklad och mogen att gå över i en genomförandefas. Deponeering av det använda bränslet bedöms kunna påbörjas inom några tiotals år. Det är möjligt att återta bränslet efter att förvaret förslutits, och under drift är det relativt enkelt att åstadkomma. Mycket långa tunnlar bör kunna genomföras inom ungefär samma tid som KBS-3. Metoden har dock nackdelar vad gäller återtag under drifttiden. Djupa borrhål kräver omfattande teknikutveckling och kunskapsuppbyggnad för att bli ett realiserbart alternativ, det bedöms kunna dra ut på tiden. Liksom VLH har metoden nackdelar vad gäller återtag under drifttiden. WP-Cave kräver både vidareutveckling och en driftperiod då bränslet kyls innan förvaret kan förslutas, och överför därmed visst ansvar på kommande generationer.

Vad gäller miljökrav har förvarets betydelse för framtida restriktioner på förvarsplatsen och byggnationens miljöpåverkan utöver de radiologiska konsekvenserna jämförts för de olika alternativen. Mycket långa tunnlar är det tunnelalternativ som bäst uppfyller miljökraven tack vare den relativt sett lilla volymen uttaget berg. Djupa borrhål bedömdes också ha miljömässiga fördelar, dels tack vare en liten volym uttaget berg, dels tack vare eventuellt mindre restriktioner på den framtida användningen av förvarsplatsen. Det bör påpekas att miljökonsekvenserna av om inget förvar alls byggs bedöms vara betydligt större miljökonsekvenserna av byggandet, oavsett vald metod.

Det är framförallt utvärderingen av säkerhetskraven som leder till att KBS-3 bedöms vara det mest fördelaktiga alternativet. Mycket långa tunnlar och KBS-3 har dock många likheter även i detta avseende. Mycket långa tunnlar erbjuder, tack vare mindre uttagen bergvolym och borrade tunnlar, troligen bättre säkerhet under byggperioden, och den långsiktiga säkerheten bedöms vara ungefär likvärdig för de båda alternativen. KBS-3 bedöms i dagsläget erbjuda bättre säkerhet under drift. Det är också enklare att kontrollera, och vid behov återta, enstaka kapslar i KBS-3 eftersom varje kapsel kan deponeras oberoende av de andra. För WP-Cave bedöms det vara svårare att visa den långsiktiga säkerheten, och djupa borrhål bedöms ha nackdelar relativt de övriga metoderna både vad gäller säkerhet under drift och den långsiktiga säkerheten efter förslutning.

Strålskyddskraven bedöms uppfyllas av både KBS-3 och mycket långa tunnlar. Idag uppfyller varken WP-Cave eller djupa borrhål strålskyddskraven. Efter nödvändig kunskapsuppbyggnad kan det bli möjligt att visa att även dessa alternativ uppfyller strålskyddskraven. WP-Cave kräver modifiering och viss kunskapsuppbyggnad, medan djupa borrhål kräver omfattande teknik- och kunskapsuppbyggnad. Det gör båda alternativen mer kostsamma än KBS-3 och VLH. Samtidigt har varken WP-Cave eller djupa borrhål några uppenbara strålskyddsmässiga fördelar gentemot KBS-3 och VLH.

Tabell 8-7. Samlad redovisning av jämförelser mellan olika system för geologisk deponering

	Övergripande krav	Miljökrav	Säkerhetskrav	Strålskyddskrav	Safeguards
KBS-3	+	=	+	=	=
VLH	=	+	=	=	=
WP-Cave	-	-	-	-	=
VDH	-	+	-	-	+

Vad gäller safeguardspekter bedöms alternativen vara likvärdiga under driftskedet, medan djupa borrhål bedöms vara fördelaktigt gentemot tunnelalternativen efter förslutning av förvaret.

I en sammantagen bedömning väger säkerhets- och strålskyddskraven tyngst. Resultatet av systemanalysen är därför att KBS-3 väljs som huvudalternativ för omhändertagande av använt kärnbränsle. Mycket långa tunnlar är till stora delar likvärdigt med KBS-3 och har även en del miljömässiga och säkerhetsmässiga fördelar gentemot KBS-3. Den mer robusta hanteringen under drift gör dock att vågskålen väger över till KBS-3:s fördel, men en övergång till ett mer VLH-liknande koncept, med horisontell deponering i kortare tunnlar, bedöms vara intressant att studera. Några sådana systemvarianter av KBS-3 redovisas inom systemanalysens andra del /SKB, 2000b/. För både WP-Cave och djupa borrhål bedöms det vara svårare att visa den långsiktiga säkerheten, båda alternativen bedöms vara mer kostsamma än både KBS-3 och VLH, och inget av alternativen har några uppenbara fördelar.

9 Referenser

- Ahlbom K, Carlsson L, Olsson O, 1983.** Final disposal of spent nuclear fuel – geological, hydrogeological and geophysical methods for site characterization. SKBF/KBS TR 83-43.
- Ahlström P-E, 1999.** Plutonium – data, egenskaper med mera. SKB Rapport R-99-58.
- Almén K, Hansson K, Johansson B-E, Nilsson G, Andersson O, Wikberg P, Åhagen H, 1983.** Final disposal of spent nuclear fuel – equipment for site characterization. SKBF/KBS TR 83-44.
- Andersson C-G, 1998.** Provtillverkning av kopparkapslar med gjutna insatser. Lägesrapport augusti 1998. SKB Rapport R-98-09.
- Andersson J, Ström A, Svemar C, Almén K-E, Ericsson L O, 2000.** Vilka krav ställer djupförvaret på berget? Geovetenskapliga lämplighetsindikatorer och kriterier för lokalisering och platsutvärdering. SKB Rapport R-00-15.
- Autio J, Saanio T, Tolppanen P, Raiko H, Vieno T, Salo J-P, 1996.** Assessment of alternative disposal concepts. Posiva-96-12. ISBN 951-652-011-1. ISSN 1239-3096.
- Beale H Sj, 1989.** Advances in Underwater Technology. *Ur*: Freeman T J (editor). Deep repository design – offshore concepts. Ocean Science and Offshore Engineering, Volume 18: Disposal of Radioactive Wastes in Seabed sediments, p. 305–316.
- Baetsle L H, 1992.** Role and influence of partitioning and transmutation on the management of nuclear waste streams. OECD/NEA P&T Report No 3.
- Birgersson L, Larsson A, 1995.** Prioriterat system för hantering och slutförvaring av Sveriges radioaktiva avfall. KEMAKTA AR 95-13.
- Birgersson L, Skagius K, Wiborgh M, Widén H, 1992.** Project Alternative Systems Study – PASS. Analysis of performance and long-term safety of repository concepts. SKB Technical Report TR 92-43.
- DOE, 1999.** A Roadmap for developing Accelerator Transmutation (ATW) Technology. A report to Congress. DOE/RW-0519 (<http://www.pnl.gov/atw/reporttocongress>).
- Eggert U, Johansson A, Kvamsdal O.** The DRD Method. Gnosjö sevice Tryckeri AB (Brochyr).
- Ekendahl A-M, Papp T, 1998.** Alternativa metoder. Långsiktigt omhändertagande av kärnbränsleavfall. SKB Rapport R-98-11.
- GNS, 1996.** Safety Analysis Report for the Transport Cask Storage Facility Ahaus, Germany ("Sicherheitsbericht Transportbehälterlager Ahaus"). Report No. GNS B 98/95 Rev. 1. Date of issue: January 1996.
- Hedin A, 1997.** Använt kärnbränsle – Hur farligt är det? En delrapport från projektet "Beskrivning av risk". SKB Rapport R-97-02.

- IAEA, 1968.** Treaty on the Non-Proliferation of Nuclear Weapons (NPT). U.N.T.S. No. 10485, vol. 729, pp. 169–175.
- IAEA, 1988.** Advisory Group meeting on Safeguards for Final disposal of Nuclear Material in Waste and Spent Fuel (AGM-660). STR-243 (Revised), IAEA, Vienna, December 1988.
- IAEA, 1997a.** Measures to Strengthen International Co-operation in Nuclear, Radiation and Waste Safety. (a) Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management. GOV/INF/821-GC(41)/INF/12.
- IAEA, 1997b.** Further analysis of extended storage of Spent Fuel. Final Report of a Co-ordinated research Programme on the Behaviour of Spent Fuel Assemblies during Extended storage (BEFAST III) IAEA–TECDOC-944.
- IAEA, 1998.** SAGOR. Reference Volume for Safeguards for the Final Disposal of Spent Fuel in Geologic Repositories (SAGOR Activities). Report K/NSP-659.
- IMO, 1972.** Londonkonventionen. The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter. IMO (International Maritime Organization), LC 72 (<http://www.londonconvention.org>).
- IMO, 1996.** 1996 Protocol to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972. IMO, Resolution LDC.43(13).
- Juhlin C, Sandstedt H, 1989.** Storage of nuclear waste in very deep boreholes: Feasibility study and assessment of economic potential. Part I Geological considerations. Part II Overall facility plan and cost analysis. SKB Technical Report TR 89-39.
- Juhlin C, Wallroth T, Smellie J, Eliasson T, Ljunggren C, Leijon B, Beswick J, 1998.** The Very Deep Hole Concept: Geoscientific appraisal of conditions at great depth. SKB Technical Report TR 98-05.
- KASAM, 1998.** Etik och kärnavfall. SKN Rapport 28, mars 1998.
- Lönerberg B, Pettersson S, 1998.** Säkerhet vid drift av djupföret. SKB Rapport R-98-13.
- Miljödepartementet, 1998.** Alternativ i kärnavfallsfrågan – ett etiskt perspektiv. Regeringskansliet – Särskilde rådgivaren inom kärnavfallsområdet. Rapport från alternativgruppen Dnr 44/97.
- Miljödepartementet, 1999.** Ansvar, rättvisa och trovärdighet – etiska dilemman kring kärnavfall. Nationelle samordnaren på kärnavfallsområdet. Kommentus förlag, ISBN 91-7345-080-4.
- Mobbs S E, Charles D, Delow C E, McColl N P, 1988.** Performance assessment of geological isolation systems for radioactive waste (PAGIS): Disposal into the sub-sea bed. Commission of the European Communities, Nuclear Science and Technology Report, EUR 11779, 1988.
- Morén L, 1998.** Använt kärnbränsle – Djupförets funktion och utveckling. En delrapport från projektet ”Beskrivning av risk”. SKB Rapport R-97-21.

- Musser G, Alpert M, 2000.** How to go to Mars. Scientific American, March 2000, s 26–33.
- Mörner N-A, 1995.** Remissutlåtande över SKB FUD-program 95 med Appendix 1–8. Stockholms Universitet Doss 50, Dnr 1688/95, Doknr 004.
- NEA, 1988.** Feasibility of disposal of high-level radioactive waste into the seabed. NEA Volyme 1-8.
- OECD, 1999.** OECD/NEA Actinide and fission product partitioning and transmutation. Status and assessment report (Page 34).
- OECD/NEA, 1995.** The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes. A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency. OECD/NEA Paris.
- Olsson L, Sandstedt H, 1992.** Project on Alternative Systems Study – PASS. Comparison of technology of KBS-3, MLH VLH and VDH concepts by using an expert group. SKB Technical Report TR 92-42.
- Rhén I (ed), Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P, 1997.** Äspö HRL – Geoscientific evaluation 1997/5. Models based on site characterization 1986–1995. SKB Technical Report TR 97-06.
- 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. Geohydrology, groundwater chemistry and transport of solutes. SKB Technical Report TR 97-05.
- Rice E E, Miller N E, Yates K R, Martin W E, Friedlander A L, 1980.** Analysis of nuclear waste disposal in space – Phase III. Battelle Columbus Laboratories, Columbus, Ohio. NASA CR 161418.
- Rice E E, Denning R S, Friedlander A L, Schamburg IL, Priest C C, 1982.** Preliminary risk benefit assessment for nuclear waste disposal in space. IAF'82 33rd Congress of the International Astronautical Federation. IAA-82-234.
- Rustan A, 2000.** Kärnbränsleavfallsfrågan. Nödvändiga strategi- och metodförändringar. Elbranchen 1/2000.
- Sandstedt H, Wichmann C, Pusch R, Börgesson L, Lönnerberg B, 1991.** Storage of nuclear waste in long boreholes. SKB Technical Report TR 91-35.
- Sandstedt H, Wichmann C, Pusch R, Börgesson L, Lönnerberg B, 1991.** Storage of nuclear waste in long boreholes. SKB Technical Report TR 91-35.
- Setterwall C, 2000.** Personlig kommunikation. Swede Power.
- SFS 1977:140.** Lag (1977:140) om särskilt tillstånd att tillföra kärnreaktor kärnbränsle m m.
- SFS 1984:3.** Lag (1984:3) om kärnteknisk verksamhet.
- SFS 1988:220.** Strålskyddslag.

SFS 1998 Nr 808. Miljöbalken.

SFS 2000:140. Lag om inspektioner enligt internationella avtal om förhindrande av spridning av kärnvapen.

SKB 1999b. SR 97. Processer i förvarets utveckling. Underlagsrapport till SR 97.

SKB, 1986. FoU-Program 86 ISSN 0348-7504. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling och övriga åtgärder. I – Allmän del, II – Val av slutförvaringssystem, III – Forskningsprogram 1987–1992, Sammanfattning. Underlagsrapport till FoU-program 86. Alternativa slutförvaringsmetoder. Underlagsrapport till FoU-program 86. Internationell och utländsk verksamhet.

SKB, 1989a. WP-Cave – assessment of feasibility, safety and development potential. SKB Technical Report TR-89-20.

SKB, 1989b. FoU-Program 89 ISSN 1100-7923. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling och övriga åtgärder. I – Allmän del, II – Program 1990–1995. Underlagsrapport till FoU-program 89. Sammanställning och SKB:s kommentarer. Underlagsrapport till FoU-program 89. Underjordiskt berglaboratorium.

SKB, 1992a. FUD-program 92 ISSN 1100-7923. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling, demonstration och övriga åtgärder. Underlagsrapport till FUD-program 92. Detaljerat FoU-program 1993–1998. Underlagsrapport till FUD-program 92. Lokalisering. Underlagsrapport till FUD-program 92. Äspölaboratoriet.

SKB, 1992b. PASS. Projekt AlternativStudier för Slutförvar (PASS). Slutrapport.

SKB, 1992c. SKB 91. Slutlig förvaring av använt kärnbränsle. Bergrundens betydelse för säkerheten.

SKB, 1993. Stripa Project Overview Report. Vol. I: Executive summary. Vol. II: Natural barriers. Vol. III: Engineered barriers.

SKB, 1994. FUD-program 92 – Kompletterande redovisning ISSN 1100-7923. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Komplettering till 1992 års program sammanställd med anledning av regeringsbeslut.

SKB, 1995a. FUD-program 95. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för inkapsling, geologisk djupförvaring samt forskning, utveckling och demonstration. ISSN 1104-8395.

SKB, 1995b. CLAB, Centralt mellanlager för använt bränsle. Slutlig säkerhetsrapport, allmän del. SKB PM 95-09, 1994, rev. 1995.

SKB, 1998a. FUD-program 98. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning samt utveckling och demonstration av inkapsling och geologisk djupförvaring. Underlagsrapport till FUD-program 98. Detaljerat program för forskning och utveckling 1999–2002. ISSN 1104-8395.

SKB, 1998b. Characterization and evaluation of sites for deep geological disposal of radioactive waste in fractured rocks. Proceedings from The 3rd Äspö International Seminar, Oskarshamn, June 10–12, 1998. SKB Technical Report TR-98-10.

- SKB, 1998c.** Systemredovisning av djupförvaring enligt KBS-3-metoden. SKB Rapport R-98-10.
- SKB, 1999a.** Djupförvar för använt kärnbränsle. SR 97 – Säkerheten efter förslutning. Huvudrapport Del I och II.
- SKB, 2000a.** Förvarialternativet djupa borrhål. Innehåll och omfattning av FoU-program som krävs för jämförelse med KBS-3-metoden. SKB Rapport R-00-28.
- SKB, 2000b.** Systemanalys – Omhändertagande av använt kärnbränsle enligt KBS-3-metoden. SKB Rapport R-00-29.
- SKB, 2000c.** Plan 2000. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter.
- SKBF/KBS, 1977.** Kärnbränslecykelns slutsteg. KBS 1 – Förglasat avfall från uppberedning. I Allmän del, II Geologi, III Anläggningar, IV Säkerhetsanalys, V Utländsk verksamhet. Kompletterande geologiska undersökningar.
- SKBF/KBS, 1983.** Kärnbränslecykelns slutsteg. Använt kärnbränsle – KBS-3. Sammanfattning, I Allmänt, II Geologi, III Barriärer, IV Säkerhet.
- SKI, 1991.** SKI Project -90. Volume I, Volume II, Summary. SKI Report TR 91:23.
- SKI, 1996.** SKI SITE-94. Deep repository performance assessment project. Volume I and II. SKI Report 96:36. ISSN 1104-1374, ISRN SKI-R-96/36-SE
- SKI, 1999.** SKI:s och SSI:s granskning av SKB:s systemredovisning i FUD-program 98. SKI Rapport 99:18. ISSN 1104-1374, ISRN SKI-R-99/18-SE.
- SKI, 2000.** Remiss: Förslag till föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnavfall. SKI 2000-07-20 ref.nr. 5.1-990760.
- SKIFS 1998:1.** Statens kärnkraftinspektions föreskrifter om säkerhet i vissa kärntekniska anläggningar.
- SKN, 1985.** NAK WP-cave project. Report on the research and development stage May 1984 to October 1985. Boliden WP-Contech AB. SKN Report 16.
- SOU 1976:30.** Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Betänkande av Aka-utredningen.
- SSI FS 1998:1.** Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall.
- 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 TR 97-04.
- Strålskydds- och kärnsäkerhetsmyndigheterna i Danmark, Finland, Island, Norge och Sverige, 1993.** Slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall. Några grundkriterier. "Flaggboken".
- Söderman E, 1998a.** Kontrollerad långtidslagring i CLAB. SKB Rapport R-98-17.

Söderman E, 1998b. Jämförelse mellan våt och torr lagring av använt kärnbränsle. SKB Rapport R-98-19.

UN Security Council Resolution 255, 1968. S/RES/255 (1968).

Werme L, 1998. Design premises for canister for spent nuclear fuel. SKB Technical Report TR-98-08.

Vieno T, Nordman H, 1996. Interim report on safety assessment of spent fuel disposal. TILA-96. Posiva-96-17.

Vieno T, Nordman H, 1996. Safety assessment of spent fuel disposal in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara. TILA-99. Posiva-99-07.