

Kärnbränslecykelns slutsteg

Förglasat avfall från upparbetning

I Allmän del

II Geologi

III Anläggningar

IV Säkerhetsanalys

V Utländsk verksamhet

**KÄRN -
BRÄNSLE -
SÄKERHET**

Kärnbränslecykelns slutsteg

Förglasat avfall från upparbetning

I Allmän del

**KÄRN-
BRÄNSLE-
SÄKERHET**

KÄRNBRÄNSLECYKELNS SLUTSTEG

FÖRGLASAT AVFALL FRÅN UPPARBETNING

SAMMANFATTNING

Den s k villkorslagen ställer som krav att nya kärnkraftaggregat inte får tas i drift, om inte innehavaren kan visa att avfallsfrågan lösts på ett helt säkert sätt. Uppgiften att utreda och klarlägga hur det radioaktiva avfallet från kärnkraftverken bör hanteras och förvaras låg tidigare på det statliga programrådet för radioaktivt avfall, PRAV. Det bildades i november 1975 på förslag av Aka-utredningen. Med anledning av propositionen för villkorslagen beslöt kraftindustrin i december 1976 att med för tur gripa sig an hithörande frågor och bildade därför projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS. En första rapport från KBS - "Kärnbränslecykelns slutsteg, förglasat avfall från upparbetning" - framläggs härmed.

Villkorslagens krav på helt säker förvaring

Enligt villkorslagen krävs att reaktorinnehavaren visar hur och var en helt säker slutlig förvaring av det vid upparbetning erhållna avfallet eller av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske. "Förvaringsplatsen skall kunna anordnas så att avfallet eller det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå". "Kraven innebär att sådana åtgärder bör vidtas, som under alla faser av hanteringen av det använda kärnbränslet, kan säkra att skador inte uppkommer på det ekologiska systemet".

I strikt mening kan ingen mänsklig verksamhet sägas vara helt säker. Att en sådan tolkning av villkorslagens uttryckssätt inte heller avses framgå av formuleringen i propositionens specialmotivering att avfallsförvaringen skall uppfylla "de krav som ställs från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålnings-skador". Frågor om skydd mot strålskador regleras enligt strålskyddslagen. Detta innebär, att de krav, som ställs på hantering och förvaring av högaktivt avfall, i princip är desamma som gäller för andra verksamheter som har med hantering av radioaktiva ämnen att göra.

Begreppet "helt säker" diskuteras även i Näringsutskottets betänkande om villkorslagen. Utskottets uttalande, som även blev riksdagens, överensstämmer med det synsätt som ovan redovisats. Utskottet finner således uttrycket helt säker vara adekvat för den mycket höga säkerhetsnivå som erfordras men finner att en "rent drakonisk tillämpning av säkerhetskravet" inte är åsyftad. Drakonisk betyder "övermåttan sträng, omänsklig".

Villkorslagens krav på redovisningens omfattning

I specialmotiveringen till villkorslagen anges: "I de beskrivningar, som reaktorns innehavare har att lämna, måste ingående och omfattande uppgifter ges för bedömningen av säkerheten. Det räcker således inte med att översiktliga planer och skisser presenteras. Det bör därutöver konkret anges, i vilken form avfallet eller det använda kärnbränslet avses bli förvarat, hur förvaringsplatsen avses bli ordnad, hur transportererna av det använda kärnbränslet eller avfallet avses ske och i övrigt vad som behövs för att bedöma om den föreslagna slutliga förvaringen kan anses helt säker och möjlig att utföra."

För att uppfylla dessa krav på redovisning presenteras i denna rapport utformningen av anläggningar och transportsystem i hanterings- och förvaringskedjan relativt detaljerat. Vissa delar av denna information är mindre väsentlig för bedömningen av avfallsförvaringens säkerhet, medan andra delar är vitala. En ingående utvärdering ur säkerhetssynpunkt av den föreslagna utformningen redovisas i en säkerhetsanalys. De delar av hanteringen, som genomförs utomlands, redovisas också fast mer översiktligt.

Villkorslagens alternativ

Villkorslagen kräver en redovisning för hantering och slutlig förvaring antingen av det vid upparbetning erhållna avfallet eller av använt ej upparbetat kärnbränsle. Föreliggande rapport utgör en redovisning av det första alternativet. Framställning till regeringen om tillstånd att tillföra en ny reaktor kärnbränsle baserad på detta alternativ kräver, förutom föreliggande rapport även redovisning av ett avtal, som på ett betryggande sätt tillgodoser behovet av upparbetning av använt kärnbränsle. Redovisning av sådant avtal lämnas inte i denna rapport.

En redovisning av alternativet för använt ej upparbetat bränsle planeras ske under första halvåret 1978.

Redovisningens utformning

Den nu lämnade redovisningen har uppdelats i fem delar med följande beteckningar

- I Allmän del
- II Geologi
- III Anläggningar
- IV Säkerhetsanalys
- V Utländsk verksamhet

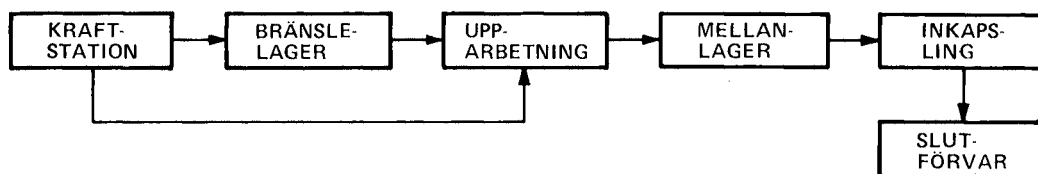
Som underlag för sin redovisning har KBS låtit genomföra ett stort antal tekniskt-vetenskapliga utredningar och undersökningar. Resultaten av dessa publiceras i KBS Tekniska rapporter, av vilka hittills 56 volymer utkommit (se del I, bilaga 3). Dessa tekniska rapporter finns tillgängliga men ingår ej i den föreliggande redovisningen.

Del I (Allmän del) kan läsas fristående från övriga delar. Den utgör i huvudsak en sammanfattning av den mera utförliga redovisningen i delarna II, III och IV.

Kapitel 3 i del I utgör en sammanfattning av redovisningens förslag till hantering och förvaring av kärnbränsle och högaktivt avfall från kärnkraftverkens bränslebassänger till och med den slutliga förvaringen i svensk berggrund.

Kapitel 13 i del I sammanfattar den mer djupgående behandling av säkerhetsanalysen, som lämnas i del IV. I kapitlet sammanfattas bedömningar av hela hanteringskedjans säkerhet ur radiologisk synpunkt. Strålningspåverkan har beräknats för normala förhållanden och för missöden. Speciell vikt har lagts vid de långsiktiga aspekterna på avfallsförvaringen.

Kärnbränslecykelns slutsteg



Hanteringskedjan för använt kärnbränsle och högaktivt avfall efter upparbetning illustreras av ovanstående schema.

Till en kärnkraftstation hör alltid förvaringsbassänger för använt kärnbränsle. Dessa behövs dels för att man vid behov skall kunna tömma reaktorn på bränsle, dels för att man skall kunna förvara det använda kärnbränslet innan det sänds till upparbetning eller förvaring på annat håll.

Tillgänglig upparbetningskapacitet är i dag begränsad och det är oklart, i vilken utsträckning upparbetning av använt kärnbränsle kommer att ske. På grund härav är det nödvändigt att bygga ut lagringskapaciteten för använt kärnbränsle. Av ekonomiska skäl och med hänsyn till planeringen av kärnbränslecykelns slutsteg i övrigt, bör utbyggnaden inte göras vid kärnkraftverken, utan ett centralt bränslelager bör uppföras. Behovet härav är oberoende av om det använda kärnbränslet skall upparbetas eller slutförvaras utan upparbetning. I bränslelagret kan bränslet förvaras omkring 10 år.

Radioaktivt avfall måste i regel slutförvaras i det land, där det produceras. Det vid upparbetning erhållna högaktiva avfallet kommer att återsändas till Sverige tidigast år 1990 i förglasad form. Det förglasade avfallet är inneslutet i cylindriska behållare av rostfritt stål med en diameter av 40 cm och en höjd av 1,5 m. Om allt bränsle upparbetas erhålles 9000 cylindrar från 30 års drift av 13 reaktorer.

Avfallscylindrarna avses till en början bli placerade i ett mellanlager för förvaring i minst 30 år innan de överförs till ett slutförvar. I mellanlagret förvaras cylindrarna i torrhet och radioaktiva ämnen kan inte spridas till omgivningen. Under lagringstiden minskar avfallets värmeavgivning till hälften, vilket förenklar slutförvaringen. Mellanlagringen förskjuter även den tidpunkt, då slutförvaringen måste påbörjas, vilket ger ökad handlingsfrihet och tid för optimering av den slutliga förvaringsmetoden. En lagringstid längre än 30 år är fullt möjlig. Detta

övervägs exempelvis i Frankrike. Mellanlagret kräver emellertid en viss övervakning, om än mycket begränsad.

Slutförvaret, som inte behöver tas i bruk förrän tidigast år 2020, förutses bli förlagt i berg ca 500 meter under markytan. Förvaret utformas på sådant sätt att det kan förseglas och till slut överges. I slutförvaret kommer avfallet att utsättas för påverkan av grundvattnet i berget. Efter mellanlagringen och innan avfallscyldrarna överförs till slutförvaret, förses de därför med en kapsel av titan och bly med god korrosionsbeständighet.

Anläggningarna för de olika hanteringsstegen kan grupperas på olika sätt med hänsyn till vad som kommer att bedömas vara mest lämpligt.

Utbränt bränsle har redan transporterats från Sverige till utlandet för upparbetning. Likartade transporter blir också nödvändiga mellan de olika leden i hanteringskedjan. Utformning och anskaffning av behållare och fordon för transporter ingår därför som ett led i avfallshanteringen.

Geologiska förutsättningar för ett slutförvar

Omfattande utredningar och undersökningar har genomförts för att bestämma svensk berggrunds förutsättningar för ett slutförvar. Intresset har därvid koncentrerats till urbergsformationer. I andra länder studeras även förläggning i salt, skiffer och lera beroende på respektive lands naturliga förutsättningar.

Fältundersökningar har utförts på fem platser, varav tre utvalts för närmare studier. Ett antal hål har borrats ner till 500 meters djup. Det bör understrykas att arbetet inte syftat till att finna en plats att nu föreslå för lokalisering av ett slutförvar. Arbetet har varit inriktat på att visa att lämplig berggrund finns att tillgå inom landet för utbyggnad av en sådan anläggning.

Avgörande faktorer för bedömning av en bergformations lämplighet för ett slutförvar är dess täthet och hållfasthet, grundvattnets sammansättning och rörelsemönster samt fördröjningseffekter på radioaktiva ämnen vid grundvattnets passage genom sprickor i berget. Av speciellt intresse är också risken för sådana rörelser i berget som skulle kunna påverka grundvattnets rörelser eller skada det kapslade avfallet.

Med hänsyn till dessa faktorer bedöms ca 500 meters djup vara en lämplig nivå. På detta djup är berggrunden mindre sprickig och vattengenomsläpplig än närmare ytan. Denna nivå ger också ett helt tillfredsställande skydd mot krigshandlingar och extrema händelser som meteoritnedslag och effekter av en kommande istid.

De utförda utredningarna och undersökningarna har visat, att de tre utvalda försöksområdena erbjuder de erforderliga grundläggande förutsättningar, som krävs för ett säkert slutförvar. Berggrunden uppbyggs inom dessa områden av Sveriges vanligaste bergarter - granit, gnejs och förgnejsad granit - varför man kan räkna med att bergformationer med motsvarande förutsättningar även finns att tillgå på ett flertal andra platser i landet.

Hanteringskedjans säkerhet

Den omfattande säkerhetsanalys som utförts har visat att den spridning av radioaktiva ämnen, som skulle kunna ske vid normal drift eller vid missöden i de olika stegen i hanteringskedjan inom Sverige, är obetydlig i jämförelse med motsvarande förhållanden vid ett kärnkraftverk. Detta sammanhänger med att det förglasade avfallet har låg temperatur och är inkapslat utan övertryck, varför förutsättningar saknas för en plötslig och kraftig frigörelse av radioaktivitet. Säkerheten i de led som genomförs utomlands (upparbetning och förglasning) bedöms av respektive lands myndigheter och i denna rapport behandlas dessa led mera översiktligt.

Spridning av radioaktiva ämnen från ett slutförvar kan endast ske med grundvattnet. Slutförvaret måste anordnas så att en sådan spridning inte kan förorsaka skador på det ekologiska systemet. Det är därvid av betydelse att aktiviteten hos de radioaktiva ämnen som ingår i avfallet avtar mycket långsamt. Slutförvaret utformas därför så att spridningen av dessa ämnen antingen förhindras eller fördröjs under avsevärd tid. Därigenom säkerställs att de halter som når biosfären är ofarliga. Av denna anledning är slutförvaret utformat med en rad successiva barriärer.

För att radioaktiva ämnen i avfallet skall kunna läcka ut till omgivningen måste grundvattnet först tränga igenom såväl kapseln av titan och bly som behållaren av rostfritt stål. Dessa material har utomordentligt god korrosionsbeständighet. Avfallscylindrarna placeras i hål borrarade i berg av god kvalitet och omges av ett fyllnadsmaterial (buffertmaterial) som består av kvartssand och bentonit. Genom att buffertmaterialet har låg vattengenomsläpplighet, kommer mycket små vattenmängder att kunna påverka det kapslade avfallet.

Vid genombrott av inkapslingen och den rostfria behållaren kan grundvattnet påverka det förglasade avfallet. Glaset har emellertid mycket låg utlakningshastighet vid de förhållanden som råder i slutförvaret.

Grundvattnets låga strömningshastighet, den långa väg vattnet måste tillryggalägga för att nå upp till biosfären och kemiska processer i bergets sprickssystem och i buffertmaterialet utgör effektiva barriärer som förhindrar och fördröjer spridningen av de radioaktiva ämnena. Före inflödet i biosfären sker dessutom en utspädning i stora grundvattenvolymer.

Säkerheten vid slutförvaring av högaktivt avfall är den dominerande säkerhetsfrågan. Analysen härav baseras i varje led, där osäkerhet förelegat, på förutsättningar och data som ger betryggande säkerhetsmarginal. Baserat härpå har möjliga spridningsvägar till biosfären studerats i säkerhetsanalysen och den grupp människor, som kan erhålla den största strålningspåverkan, har identifierats (kritisk grupp). Den kritiska gruppen utgörs av personer som tar sitt dricksvatten ur en djupborrad brunn i förvarets närhet. Denna grupp kan under ogynnsamma omständigheter komma att utsättas för en högsta tillkommande bestrålning, individuellt, på 13 millirem per år.

Det högsta tillkommande dostillskottet på 13 millirem per år inträffar först efter ca 200 000 år. Denna långa tid förorsakas av fördröjningsmekanismerna vid spridning genom buffertmaterial och berg av de radioaktiva ämnen, som ger de högsta dostillskotten. Med vissa i säkerhetsanalysen redovisade antaganden skulle radioaktiva ämnen, som inte fördröjs i förhållande till vattnets strömning i berggrunden, kunna komma i kontakt med biosfären redan efter några 100-tal år. Det dostillskott, som härvid uppkommer, är väsentligt lägre än ovan redovisade värde.

Individ dosen 13 millirem är betydligt lägre än vad den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) rekommenderar som övre gräns för tillåtliga dostillskott till enskilda individer nämligen 500 millirem/år. Denna begränsning avser att skydda individen mot sena strålskador som cancer och ärftliga förändringar.

För drift av kärnkraftverk tillämpar myndigheterna lägre gränsvärden. I Sverige kan krav på driftbegränsningar och andra åtgärder komma att ställas, om dostillskottet tenderar att överskrida 50 millirem per år till de människor, som bor nära kraftverket.

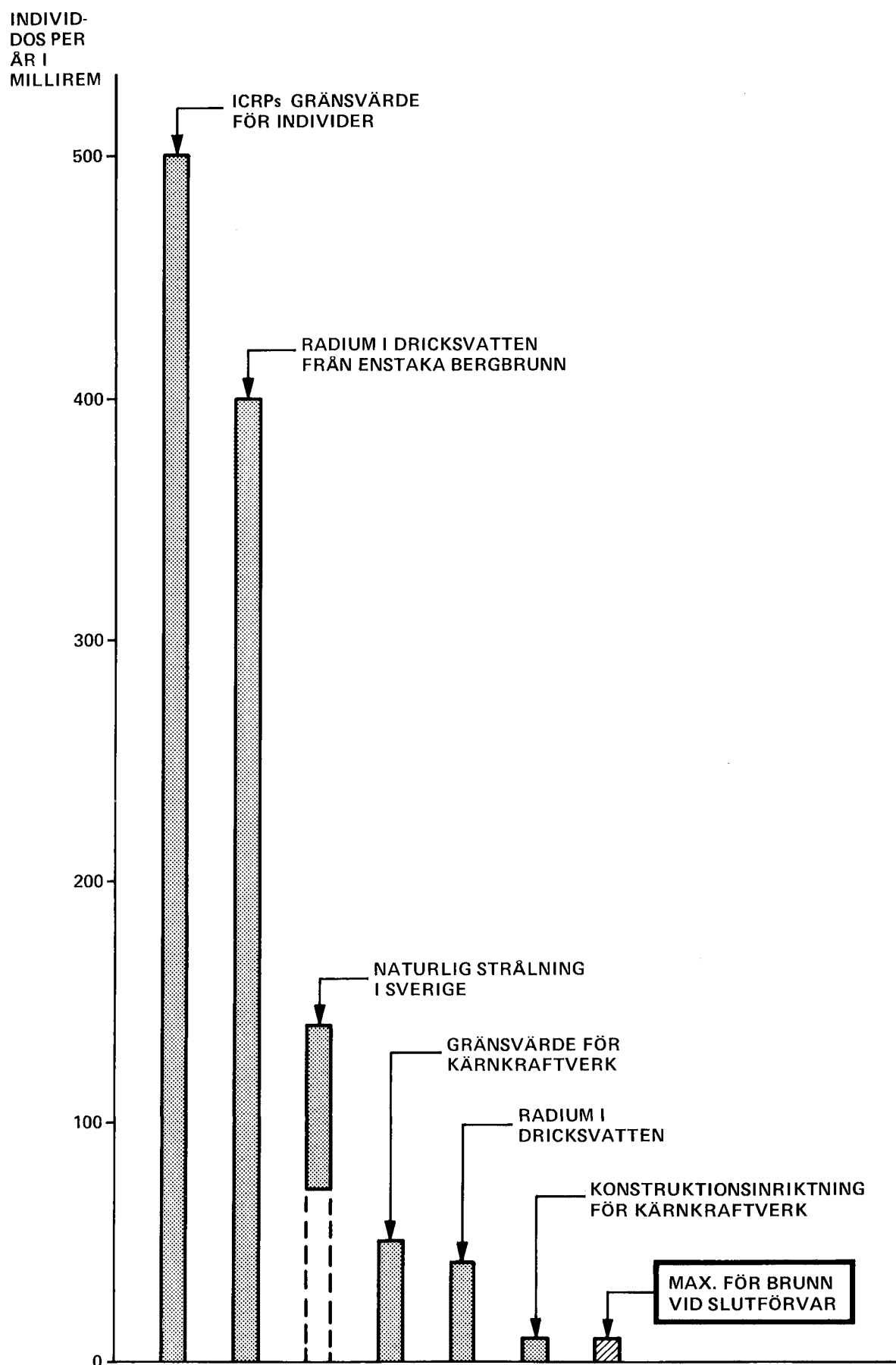
För att så långt det bedöms rimligt minska strålbeklagningar anger statens strålskyddsinstitut att kärnkraftstationer skall konstrueras så, att det förväntade dostillskottet till kritisk grupp i stationens omgivning understiger 10 millirem/år.

I säkerhetsanalysen använda förutsättningar och data är som nämnts valda med säkerhetsmarginaler. Det bedöms troligt att dosbelastningen blir omkring en hundradel av ovan angivna högsta värde, 13 millirem per år, bl a därför att de mycket låga vattenflödena i berggrunden inte medger en nedbrytning av avfallets inkapsling och en utlakning av glaskropparna i den takt som förutsatts i den redovisade säkerhetsanalysen. För att kunna verifiera detta lägre värde erfordras dock ytterligare utredningar, som ännu inte genomförts.

I följande diagram redovisas ovan nämnda dosvärden. I diagrammet anges även dosvärden från den naturliga strålningen i Sverige, varav framgår att lokala variationer är betydligt större än det högsta bidrag, som kan erhållas från ett slutförvar för högaktivt avfall från 30 års drift av 13 reaktorer. Av diagrammet framgår också att dosbelastningen från radium i naturligt dricksvatten i Sverige ofta ligger betydligt över vad som här redovisats för ett slutförvar.

Av säkerhetsanalysen framgår också att stråldoserna från ett slutförvar till större befolkningsgrupper blir ytterst obetydliga och de långsiktiga hälsoeffekterna försumbara.

Den utformning av kärnbränslecykelns slutsteg, som här redovisas, tillgodoser således de krav villkorlagen ställer på helt säker slutlig förvaring av det högaktiva avfall, som erhålles vid uppbyggnad av kärnbränsle.



Stapeldiagram som dels visar de beräknade högsta stråldoser som slutförvaret kan ge någon närboende, dels dosbelastningen till människa från några naturliga strålkällor samt några fastställda dosgränser. Dosen från dricksvatten kommer från radium-226.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING FÖR SAMTLIGA VOLYMER

DEL I	ALLMÄN DEL
1	Inledning
1.1	Bakgrund
1.2	Villkor och redovisningskrav för kärnkraftindustrin
1.3	KBS-projekt
2	Förutsättningar och hanteringsalternativ för använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall
2.1	Data för använt kärnbränsle
2.2	Alternativ för bränslehantering
2.3	Lagringstider och mängder förglasat avfall
3	Hantering och förvaring av förglasat avfall från svenska reaktorer
3.1	Svenska alternativ och kombinationer
3.2	Flexibilitet och utvecklingsmöjligheter
4	Centralt lager för använt bränsle
4.1	Behov av centralt lager för använt bränsle
4.2	Anläggningens utformning
4.3	Anläggningens drift
5	Upparbetning och solidifiering
5.1	Världsöversikt
5.2	Svenska upparbetningskontrakt
5.3	Processer
5.4	Egenskaper hos förglasat avfall
6	Mellanlager och inkapsling
6.1	Allmänt
6.2	Beskrivning av anläggningen
6.3	Inkapslingsmaterialets egenskaper
6.4	Drift av anläggningen
7	Geologi
7.1	Allmänt
7.2	Målsättning
7.3	Undersökningsområden och resultat
7.4	Grundvattenförhållanden
7.5	Avfallsämnenas fördröjning
7.6	Bergrörelser
7.7	Sammanfattande bedömning

- 8 Slutförvar
 - 8.1 Allmänt
 - 8.2 Beskrivning av slutförvaret
 - 8.3 Drift av slutförvaret
 - 8.4 Permanent tillslutning

- 9. Transportsystem
 - 9.1 Transportbehållare, allmänt
 - 9.2 Transportbehållarens konstruktion
 - 9.3 Utformning av ett svenskt transportsystem för använt kärnbränsle
 - 9.4 Transport av förglasat högaktivt avfall

- 10 Skyddsfrågor
 - 10.1 Arbetsmiljö
 - 10.2 Räddningstjänst
 - 10.3 Strålskydd
 - 10.4 Fysiskt skydd
 - 10.5 Krigsskydd

- 11 Synpunkter på anläggningarnas lokalisering
 - 11.1 Krav på förlägningsplatser
 - 11.2 Omgivningspåverkan
 - 11.3 Synpunkter på samlokalisering
 - 11.4 Eventuell samordning med anläggningar för andra typer av radioaktivt avfall

- 12 Lagar, normer och bedömningsgrunder
 - 12.1 Allmänt
 - 12.2 Lagar och föreskrifter
 - 12.3 Internationella rekommendationer
 - 12.4 Svenska strålskyddsnormer och kriterier
 - 12.5 Konstruktionsnormer
 - 12.6 Bedömningsgrunder avseende slutförvaring
 - 12.7 Människans nuvarande strålmiljö

- 13 Säkerhetsanalys
 - 13.1 Allmänt
 - 13.2 Säkerhet vid hantering, lagring och transporter
 - 13.3 Radioaktiva ämnen i högaktivt avfallsglas
 - 13.4 Säkerhet vid slutförvaring

- 14 Översiktlig plan för fortsatt arbete

Referenser

DEL II GEOLOGI

- 1 Bakgrund

- 2 Det geologiska undersökningsprogrammet
 - 2.1 Syfte
 - 2.2 Omfattning
 - 2.3 Försöksstation Stripa

- 3 Val av undersökningsområden

- 4 Undersökningsresultat
 - 4.1 Allmänt
 - 4.2 Karlshamnsområdet
 - 4.3 Kråkemålaområdet
 - 4.5 Övriga områden
- 5 Grundvattenförhållanden
 - 5.1 Grundvattenhydrologi
 - 5.2 Grundvattnets sammansättning
- 6 Avfallsämnenas fördröjning och kvarhållande
- 7 Framtida berggrunds rörelser
 - 7.1 Bergrörelser vid Karlshamn
 - 7.2 Förkastningsrörelser i undersökningsområdenas omgivning
 - 7.3 Förkastningar i Skåne
 - 7.4 Unga bergrörelser av förkastningstyp
 - 7.5 Bergmekaniska studier
 - 7.6 Sprickbildningsprognos
 - 7.7 Landhöjning och nedisningar
 - 7.8 Jordskalv i Sverige
- 8 Sammanfattning och bedömning
- 9 Försöksstation Stripa

Referenser

DEL III ANLÄGGNINGAR

- 1 Inledning
- 2 Transportsystem
 - 2.1 Normer och myndighetsföreskrifter
 - 2.2 Allmänna principer, flödesschema
 - 2.3 Befintliga utrustningar och system
 - 2.4 Utformning av ett svenskt transportsystem
 - 2.5 Transporter av förglasat högaktivt avfall
- 3 Centralt lager för använt bränsle
 - 3.1 Allmänt
 - 3.2 Förutsättningar och huvuddata
 - 3.3 Utformning av anläggningen
 - 3.4 Livslängd och nedläggning
 - 3.5 Anläggningens drift
- 4 Upparbetning och förglasning
 - 4.1 Upparbetning
 - 4.2 Förglasning
 - 4.3 Det förglasade avfallets löslighet
 - 4.4 Avfallsglasets beständighet
- 5 Mellanlagring och inkapsling
 - 5.1 Allmänt
 - 5.2 Anläggningsbeskrivning
 - 5.3 Inkapslingsmaterialens egenskaper

- 5.4 Drift av anläggningen
- 5.5 Kvalitetskontroll
- 5.6 Nedläggning av anläggningen
- 5.7 Ritningar

- 6 Slutförvar
- 6.1 Allmänt
- 6.2 Anläggningsbeskrivning
- 6.3 Sand/bentonit-fyllningens egenskaper
- 6.4 Drift av anläggningen
- 6.5 Kvalitetskontroll
- 6.6 Permanent tillslutning
- 6.7 Ritningar

- 7 Skyddsfrågor
- 7.1 Arbetsmiljö
- 7.2 Räddningstjänst
- 7.3 Strålskydd
- 7.4 Fysiskt skydd
- 7.5 Krigsskydd

Referenser

DEL IV SÄKERHETSANALYS

- 1 Inledning
- 1.1 Säkerhetsanalysens målsättning, omfattning och genomförande
- 1.2 Säkerhetskrav - allmänt

- 2 Lagar, normer och bedömningsgrunder
- 2.1 Allmänt
- 2.2 Lagar och föreskrifter
- 2.3 Internationella rekommendationer
- 2.4 Svenska strålskyddsnormer och kriterier
- 2.5 Konstruktionsnormer
- 2.6 Bedömningsgrunder avseende slutförvaring
- 2.7 Människans nuvarande strålmiljö

- 3 Radioaktiva ämnen, strålning och effektutveckling i utbränt bränsle och högaktivt avfall
- 3.1 Avfallsmängder
- 3.2 Radioaktiva ämnen i utbränt bränsle
- 3.3 Effektutveckling i utbränt bränsle
- 3.4 Fraktionering vid upparbetning
- 3.5 Radioaktiva ämnen i högaktivt avfall
- 3.6 Effektutveckling i högaktivt avfall
- 3.7 De radioaktiva ämnernas relativa giftighet

- 4 Säkerhet vid hantering, lagring och transporter
- 4.1 Inledning
- 4.2 Metodik för haverianalyser
- 4.3 Centralt lager för använt bränsle
- 4.4 Transport av utbränt bränsle och förglasat, högaktivt avfall
- 4.5 Mellanlagring, inkapsling och deponering av förglasat avfall

- 5 Säkerhetsmässiga principer för slutförvaring av förglasat hög-
aktivt avfall
 - 5.1 Barriärer
 - 5.2 Temperaturförhållanden
 - 5.3 Strålnivåer

- 6 Spridningsprocesser
 - 6.1 Allmänt om spridningsprocessen
 - 6.2 Kapselskada
 - 6.3 Utlakning av radioaktiva ämnen från förglasat avfall
 - 6.4 Vattenrörelser i berggrunden
 - 6.5 Nuklidtransport och fördröjning i berggrunden
 - 6.6 Modeller för transport i biosfären
 - 6.7 Transportvägar och exponeringssituationer
 - 6.8 Stråldoser och hälsoeffekter
 - 6.9 Konsekvensanalys av långsam spridning

- 7 Inverkan av extrema händelser
 - 7.1 Berggrundsrorelser
 - 7.2 Meteoritnedslag
 - 7.3 Krigshandlingar och sabotage
 - 7.4 Framtida mänskliga ingrepp

- 8 Sammanfattande säkerhetsbedömning
 - 8.1 Hantering, lagring och transport av använt bränsle och förglasat
avfall
 - 8.2 Långsiktiga effekter av slutförvaring av förglasat högaktivt
avfall

Referenser

DEL V UTLÄNDSK VERKSAMHET

- 1 Internationellt samarbete
 - 1.1 Några internationella organisationer
 - 1.2 Internationella strålskyddsorganisationer
 - 1.3 Nordiskt samarbete

- 2 Förenta Staterna
 - 2.1 President Carters Energiplan
 - 2.2 Organisation och ansvarsfördelning
 - 2.3 Befintliga anläggningar
 - 2.4 Framtida anläggningar för högaktivt avfall

- 3 Frankrike
 - 3.1 Den franska målsättningen
 - 3.2 Forskning och utveckling
 - 3.3 Befintliga anläggningar
 - 3.4 Planerade anläggningar

- 4 Storbritannien
 - 4.1 Lagar och myndigheter
 - 4.2 Brittisk policy om högaktivt avfall
 - 4.3 Befintliga anläggningar
 - 4.4 Planerade anläggningar
 - 4.5 Forskning och utveckling

- 5 Västtyskland
- 5.1 Upparbetning och slutlig förvaring av radioaktivt avfall
- 5.2 Forskning och utveckling

- 6 Övriga länder
- 6.1 Några västeuropeiska länder
- 6.2 Några östeuropeiska länder
- 6.3 Kanada
- 6.4 Japan

- 7 Säkerhetsanalyser och forskning
- 7.1 Allmänt
- 7.2 Förenta Staterna
- 7.3 Kanada
- 7.4 Europeiska Gemenskaperna (EG)
- 7.5 Storbritannien
- 7.6 Frankrike
- 7.7 Västtyskland
- 7.8 Slutanmärkning

Referenser

INNEHÅLLSFÖRTECKNING FÖR ALLMÄNNA DELEN

1	INLEDNING	11
1.1	Bakgrund	
1.1.1	Allmänt	
1.1.2	Aka-utredningen	
1.2	Villkor och redovisningskrav för kärnkraftindustrin	
1.2.1	Regeringsförklaringen	
1.2.2	Villkorslagen	
1.2.3	Kraven på redovisning från kärnkraftindustrin	
1.3	KBS-projektet	
1.3.1	Målsättning	
1.3.2	Organisation	
1.3.3	Förutsättningar för projektets inriktning	
2	FÖRUTSÄTTNINGAR OCH HANTERINGSLTERNATIV FÖR ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE OCH FÖRGLASAT HÖGAKTIVT AVFALL	19
2.1	Data för använt kärnbränsle	
2.1.1	Tekniska data	
2.1.2	Uttag av använt bränsle	
2.1.3	Uttag av använt bränsle i Sverige	
2.2	Alternativ för bränslehantering	
2.2.1	Allmänt	
2.2.2	Upparbetningsalternativet	
2.2.3	Direktdeponeringsalternativet	
2.3	Lagringstider och mängder förglasat avfall	
2.3.1	Lagringstider för använt kärnbränsle	
2.3.2	Mängder förglasat avfall	
3	HANTERING OCH FÖRVARING AV FÖRGLASAT AVFALL FRÅN SVENSKA REAKTORER	27
3.1	Svenska alternativ och kombinationer	
3.1.1	Allmänt	
3.1.2	Föreslaget alternativ	
3.1.3	Barriärer mot spridning av radioaktiva ämnen	
3.2	Flexibilitet och utvecklingsmöjligheter	

4	CENTRALT LAGER FÖR ANVÄNT BRÄNSLE	35
4.1	Behov av centralt lager för använt bränsle	
4.2	Anläggningens utformning	
4.2.1	Beskrivning av anläggningen	
4.2.2	Motiv för bergförläggning	
4.2.3	Utbyggnadsmöjligheter	
4.2.4	Livslängd och nedläggning	
4.3	Anläggningens drift	
5	UPPARBETNING OCH SOLIDIFIERING	41
5.1	Världsöversikt	
5.1.1	Aktuellt läge för upparbetning i Europa	
5.1.2	Aktuellt läge för upparbetning i andra länder	
5.2	Svenska upparbetningskontrakt	
5.3	Processer	
5.4	Egenskaper hos förglasat avfall	
5.4.1	Dimensioner och aktivitetsinnehåll	
5.4.2	Framställning av borsilikatglas	
5.4.3	Utlakning från borsilikatglas	
5.4.4	Termiska och mekaniska egenskaper hos borsilikatglas	
5.4.5	Strålningsbeständighet hos borsilikatglas	
6	MELLANLAGER OCH INKAPSLING	49
6.1	Allmänt	
6.2	Beskrivning av anläggningen	
6.3	Inkapslingsmaterialets egenskaper	
6.4	Drift av anläggningen	
7	GEOLOGI	57
7.1	Allmänt	
7.2	Målsättning	
7.3	Undersökningsområden och resultat	
7.3.1	Karlshamnsområdet	
7.3.2	Finnsjöområdet	
7.3.3	Kråkemålaområdet	
7.3.4	Övriga områden	
7.4	Grundvattenförhållanden	
7.4.1	Grundvattenmängder	
7.4.2	Strömningsvägar	
7.4.3	Grundvattnets ålder	
7.4.4	Grundvattenkemi	
7.5	Avfallsämnenas fördröjning	
7.5.1	Fördröjningseffekter	
7.5.2	Avfallsämnenas kvarhållande	
7.6	Bergrörelser	
7.6.1	Unga förkastningar	
7.6.2	Bergspänningar	
7.6.3	Effekter av en kommande istid	
7.6.4	Ebb och flod	
7.6.5	Jordskalv	
7.7	Sammanfattande bedömning	

		9
8	SLUTFÖRVAR	67
8.1	Allmänt	
8.2	Beskrivning av slutförvaret	
8.3	Drift av slutförvaret	
8.4	Permanent tillslutning	
9	TRANSPORTSYSTEM	73
9.1	Transportbehållare, allmänt	
9.2	Transportbehållarens konstruktion	
9.3	Utformning av ett svenskt transportsystem för använt kärnbränsle	
9.3.1	Förberedelsearbeten	
9.3.2	Transporternas omfattning	
9.3.3	Fartygstransporter	
9.4	Transport av förglasat högaktivt avfall	
9.4.1	Allmänt	
9.4.2	Transporternas omfattning	
10	SKYDDSFRÅGOR	79
10.1	Arbetsmiljö	
10.2	Räddningstjänst	
10.3	Strålskydd	
10.4	Fysiskt skydd	
10.5	Krigsskydd	
11	SYNPUNKTER PÅ ANLÄGGNINGARNAS LOKALISERING	81
11.1	Krav på förläggingsplatser	
11.2	Omgivningspåverkan	
11.3	Synpunkter på samlokalisering	
11.4	Eventuell samordning med anläggningar för andra typer av radioaktivt avfall	
12	LAGAR, NORMER OCH BEDÖMNINGSGRUNDER	87
12.1	Allmänt	
12.2	Lagar och föreskrifter	
12.3	Internationella rekommendationer	
12.4	Svenska strålskyddsnormer och kriterier	
12.5	Konstruktionsnormer	
12.6	Bedömningsgrunder avseende slutförvaring	
12.7	Människans nuvarande strålmiljö	
13	SÄKERHETSANALYS	93
13.1	Allmänt	
13.2	Säkerhet vid hantering, lagring och transporter	
13.2.1	Hanteringssteg och metodik	
13.2.2	Radioaktiva ämnen i använt bränsle	
13.2.3	Centralt lager för använt bränsle	
13.2.4	Transport av använt bränsle och förglasat, högaktivt avfall	
13.2.5	Mellanlagring, inkapsling och deponering av förglasat avfall	

13.3	Radioaktiva ämnen i högaktivt avfallsglas	
13.3.1	Allmänt	
13.3.2	Sammansättningen av högaktivt avfall	
13.3.3	Resteffekt i högaktivt avfall	
13.4	Säkerhet vid slutförvaring	
13.4.1	Allmän bakgrund	
13.4.2	Faktorer som inverkar vid långsam spridning av radioaktiva ämnen	
13.4.3	Konsekvenser av långsam spridning av radioaktiva ämnen	
13.4.4	Konsekvenser av extrema händelser	
13.4.5	Sammanfattande säkerhetsbedömning av slutförvaringen	
14	ÖVERSIKTLIG PLAN FÖR FORTSATT ARBETE	121
	Referenser	125
Bilaga 1	LÄGESREDOVISNING FÖR DIREKTDEPONERING AV ANVÄNT BRÄNSLE	127
Bilaga 2	AV KBS-PROJEKTET ENGAGERADE ELLER KONSULTERANDE FÖRETAG, INSTITUTIONER OCH EXPERTER	143
Bilaga 3	FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER	149

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

1.1.1 Allmänt

Vid slutet av 1976 var 187 kärnkraftreaktorer för civil energi-
produktion i drift i världen. Den sammanlagda installerade
effekten, 80 GW(e), motsvarar 80 reaktorer om vardera
1 000 MW(e).

Sveriges första kommersiella kärnkraftverk, en lättvattenreaktor
i Simpevarp utanför Oskarshamn, togs i drift för elproduktion
1972. Sedan dess har flera reaktorer färdigställts och inom lan-
det finns nu sex kärnkraftblock i drift.

Beteckning	Ägare	Drifftagning	Effekt
Oskarshamn 1	OKG	1972	450 MW
Oskarshamn 2	OKG	1974	580
Ringhals 1	Vattenfall	1976	760
Ringhals 2	Vattenfall	1975	820
Barsebäck 1	Sydskraft	1975	580
Barsebäck 2	Sydskraft	1977	580

Ytterligare sex reaktorblock är i olika stadier av uppförande och
projektering.

Beteckning	Ägare	Laddningsklar	Effekt
Ringhals 3	Vattenfall	1977	900 MW
Ringhals 4	Vattenfall	1979	900
Forsmark 1	FKA	1978	900
Forsmark 2	FKA	1980	900
Forsmark 3	FKA	?	1000
Oskarshamn 3	OKG	?	1000

Under hela 70-talet har en intensiv debatt förts om kärnkraftens
säkerhetsproblem och om kärnenergiproduktion är önskvärd över
huvudtaget. Från att de första åren ha gällt problemen kring
normaldrift och haverier har debatten under de senaste åren kon-
centrerats på frågor kring hanteringen av de radioaktiva restpro-
dukter som energiutvinningen ger upphov till. Problemen med dessa
restprodukter, det radioaktiva avfallet, studerades av en ar-
betsgrupp tillkallad av statens strålskyddsinstitut i juni 1971.
Arbetsgruppen gav i en rapport i maj 1972 förslag till riktlinjer

för omhändertagande av radioaktivt avfall /1-1/. I denna konstateras att hanteringen av högaktivt avfall från använt kärnbränsle "rymmer problem som ännu bara är delvist lösta".

I december 1972 beslöt Kungl Maj:t tillsätta en utredning om högaktivt avfall från kärnkraftverk kallad Aka-utredningen. Aka-utredningens betänkande redovisas närmare under 1.1.2 nedan.

Den regering, som tillträdde efter valet 1976, ställde upp vissa villkor för att tillstånd skulle få ges för laddning av nya kärnreaktorer med kärnbränsle. Villkoren stipulerade bl a att anläggningsinnehavaren måste visa var och hur en helt säker slutlig förvaring av det högaktiva avfallet kan ske. Dessa villkor preciserades i den sk villkorlagen ("Lag om särskilt tillstånd för att få ta kärnreaktorer i drift") som antogs av riksdagen i april 1977 /1-3/.

För att ta fram och sammanställa material för den redovisning som villkorlagen kräver, bildade kraftindustrin Projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS. Aka-utredningens betänkande har här utgjort en grundläggande utgångspunkt. Inom bl a geologiområdet har försöksverksamhet som påbörjats av Aka-utredningen drivits vidare inom KBS. Föreliggande KBS-rapport behandlar hantering och slutlig förvaring av förglasat högaktivt avfall från upparbetning av använt kärnbränsle.

1.1.2 Aka-utredningen

Den 1972 tillsatta utredningen om högaktivt avfall från kärnkraftverk utvidgades genom tilläggsdirektiv i maj 1974 till att även omfatta hantering och förvaring av låg- och medelaktivt avfall. Utredningen benämndes "Utredningen om radioaktivt avfall" förkortat Aka-utredningen.

Aka-utredningen överlämnade sitt betänkande till regeringen i april 1976 /1-2/. Dess slutsatser och förslag angående hantering och slutförvaring av högaktivt avfall sammanfattas i följande punkter.

- 1 Redan dagens teknik erbjuder tillfredsställande möjligheter att hantera och förvara använt kärnbränsle och radioaktivt avfall.
- 2 Det är nödvändigt att de svenska kraftföretagen snarast säkrar tillgång till ett transportsystem för använt kärnbränsle. Använt svenskt kärnbränsle och sådant radioaktivt avfall som kräver tunga, strålskyddande anordningar föreslås så långt som möjligt fraktas på järnväg eller båt.
- 3 En central anläggning för lagring av använt kärnbränsle behövs i landet.
- 4 Förprojektering av en svensk upparbetningsanläggning bör påbörjas snarast.
- 5 Ett beslut om en svensk upparbetningsanläggning bör även innefatta en anläggning för tillverkning av plutoniumberikat bränsle.

- 6 Insmältning av det högaktiva avfallet från uppberedningsprocessen i glas eller keramiska material är den bästa av de metoder som hittills utvecklats för att överföra flytande högaktivt avfall till fast form.
- 7 Studier påbörjas i syfte att närmare klarlägga förutsättningar för slutlig förvaring av icke uppberedat använt kärnbränsle.
- 8 Slutlig förvaring av radioaktivt avfall bör ske i urberg.
- 9 Geologiska detaljstudier av platser lämpliga för slutförvaring bör omgående påbörjas.
- 10 Kraftproducenten skall bära samtliga kostnader som är förknippade med hantering och förvaring av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall.
- 11 En särskild statlig organisation föreslås bli bildad för att svara för den långsiktiga hanteringen av radioaktivt avfall och därmed sammanhängande uppgifter.
- 12 De förslag som utredningen lagt fram om hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall kräver ett omfattande forsknings- och utvecklingsprogram.

Utredningen var enhällig i sina förslag. Särskilda yttranden avgavs av två ledamöter.

Remissvaren på Aka-utredningen är till stor del positiva till utredningens bedömningar och förslag. Mot de delar av utredningen som behandlar slutlig förvaring av högaktivt avfall har kritik framförts bl a avseende utredningens bedömning av korrosionshastigheten i kapslingsmaterial och sprickligheten i berg. Behovet av utökade forskningsinsatser framhålls av många remissinstanser, speciellt ifråga om urbergets egenskaper på stora djup. Många instanser varnar för alltför snabb lösning till en viss bestämd lösning för hanteringen av det använda bränslet och utformningen av den slutliga förvaringen. Även avsaknaden av en säkerhetsanalys påtalas.

Inom KBS-projektet har studier utförts inom de ovan uppräknade områden som Aka-utredningen utpekat som angelägna för vidare teknisk bearbetning utom förprojektering av en svensk uppberedningsanläggning. Frågor rörande organisation och finansiering ingår inte i KBS-projektet.

1.2 VILLKOR OCH REDOVISNINGSKRAV FÖR KÄRNKRAFTINDUSTRIN

1.2.1 Regeringsförklaringen

Regeringen har i regeringsförklaringen från 1976-10-08 formulerat sin syn på kärnkraften:

"Kärnkraften är förenad med stora problem och risker. Främst gäller detta hanteringen av det använda bränslet och det högaktiva avfallet. Satsning på kärnkraft kan inte ske om inte dessa risker bemästras på ett betryggande sätt. I nuvarande läge måste

ställas som villkor att kärnkraftsaggregat som för närvarande är under byggnad inte får tas i drift om inte det berörda kraftföretaget dels kan förete godtagbart avtal om upparbetning av utnyttjat kärnbränsle dels kan visa hur och var en helt säker slutlig deponering av det högaktiva avfallet kan ske. Barsebäck 2, som är färdigt, tas ur drift om avtal om upparbetning icke har företetts före den 1 oktober 1977. Regeringen avser att snarast ta initiativ till förhandlingar i hithörande frågor med Svensk Kärnbränsle-försörjning AB och de berörda kraftföretagen."

1.2.2 Villkorslagen

I "Lag om särskilt tillstånd att få ta kärnreaktorer i drift" /1-3/, preciseras de villkor som regeringsförklaringen innehåller.

I §2 i lagen stadgas för idrifttagning av kärnreaktorer:

"Har ansökan om slutligt godkännande för drifttagning beträffande kärnreaktorn ej ingivits till statens kärnkraftinspektion före den 8 oktober 1976, får reaktorn ej tillföras kärnbränsle utan särskilt tillstånd av regeringen. Tillstånd får meddelas endast om reaktorns innehavare

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

1.2.3 Kraven på redovisning från kärnkraftindustrin

Redovisningskravet för alternativet slutförvaring av avfall från upparbetat kärnbränsle preciseras av villkorslagen till "det vid upparbetningen erhållna högaktiva avfallet".

Olika definitioner har använts för begreppet högaktivt avfall. Aka-utredningen har exempelvis använt två definitioner.

- Högaktivt är sådant avfall som innehåller så hög aktivitet att det förutom effektiv strålskärning även behöver kylning för att kunna lagras på ett säkert sätt /1-4, sid 34/ och
- Högaktivt avfall - Det avfall innehållande klyvningsprodukter som avskiljs från det använda bränslet vid upparbetning /1-2, del II sid 201/.

En mer exakt definition baserad på avfallets ursprung tillämpas av Nuclear Regulatory Commission (NRC) i USA

- "high-level liquid radioactive wastes" means those aqueous wastes resulting from the operation of the first cycle solvent extraction system, or equivalent, and the concentrated wastes from subsequent extraction cycles, or equivalent, in a facility for reprocessing irradiated reactor fuels /1-5/.

Definitioner baserade på mängden aktivitet per volymenhet har också använts /1-6/.

I samband med hantering och långtidsförvaring av avfall förändras aktivitet och kylningsbehov med tiden, varför en definition av högaktivt avfall baserat på avfallets ursprung har bedömts lämpligast.

I KBS-projektet har "det vid upparbetningen erhållna högaktiva avfallet" definierats som

- det avfall med hög halt av klyvningsprodukter som erhålles som vattenfas vid extraktionsprocessen vid upparbetning av använt kärnbränsle.

Detta högaktiva avfall överföres till glasform, och förutses bli återsänt till Sverige.

I samband med upparbetningen erhålles även annat radioaktivt avfall, som kan innehålla små mängder uran och plutonium. Detta långlivade s k alfaavfall måste före slutförvaringen prepareras på särskilt sätt. Metoderna för detta behandlas ej i denna rapport. Slutförvaringen kan ske på ett sätt som är likartad med men enklare än vad som här föreslås för högaktivt avfall. I rapporten behandlas ej heller användning av det uran och plutonium som utvinnes vid upparbetningen och som inte kan betraktas som avfall. Det återvunna uranet användes på nytt vid tillverkning av kärnbränsle. Även plutoniet kan användas här för. Användning av plutonium som utvinnes ur svenskt kärnbränsle förutsätter godkännande av statsmakterna.

I specialmotiveringen till villkorslagen har redovisningskraven specificerats närmare. De angivna kraven har sammanfattats nedan.

- 1 Det åligger reaktorinnehavaren att visa på konkreta lösningar av kärnkraftens avfallsproblem.
- 2 För tillstånd att ta kärnreaktorer i drift ställs villkoret att hanteringen av använt kärnbränsle och det i detta ingående högaktiva avfallet skall utföras på så sätt att skador inte uppkommer på det ekologiska systemet. Reaktorägaren måste visa dels hur det använda kärnbränslet eller avfallet avses bli hanterat, dels att hanteringen medför trygghet mot skadlig inverkan.
- 3 Utgångspunkten måste vara att det högaktiva avfallet från upparbetning och det använda kärnbränsle som inte upparbetats skall hållas åtskilt från allt liv.
- 4 Ingående och omfattande uppgifter måste ges för bedömning av säkerheten. Det räcker således inte med att översiktliga planer och skisser presenteras. Det bör härutöver konkret anges:
 - I vilken form avfallet eller det använda kärnbränslet avses bli förvarat.
 - Hur förvaringsplatsen avses bli ordnad.
 - Hur transportererna av det använda kärnbränslet eller avfallet avses ske.

- I övrigt vad som behövs för att bedöma om den föreslagna slutliga förvaringen kan anses helt säker och möjlig att utföra. Härefter ligger i första hand att förvaringen kan uppfylla de krav som ställs från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador.
- 5 Förvaringsplatsen skall kunna anordnas så att avfallet eller det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå.
- Vid bedömningen måste även beaktas risken för att avfallet eller det använda kärnbränslet sprids till biosfären genom naturliga processer, olyckshändelser eller krigshandlingar.
- 6 Det fordras inte att en förvaringsplats är färdigställd när tillståndsfrågan prövas.

1.3 KBS-PROJEKTET

1.3.1 Målsättning

För att uppfylla de krav i villkorslagen som hänför sig till hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle eller högaktivt avfall, bildades KBS av de fyra kärnkraftbyggande kraftföretagen, Statens Vattenfallsverk, Oskarshamnsverkets Kraftgrupp AB (OKG), Sydkraft AB och Forsmark Kraftgrupp AB (FKA).

Målsättningen för KBS är - uttryckt i analogi med lagtextens formuleringar

- att visa hur en hantering och slutlig lagring av högaktivt avfall eller använt bränsle kan utformas
- att visa var en slutlig lagring av högaktivt avfall eller använt bränsle kan förläggas, och
- att redovisa säkerheten hos föreslagna anordningar för hantering och lagring.

1.3.2 Organisation

KBS är organiserat som ett fristående projekt inom Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, (SKBF). Arbetet genomföres i samråd och samverkan med organisationer, företag och institutioner som är verksamma inom området för radioaktivt avfall eller verkar inom tekniska områden som är av betydelse för KBS-projektet.

Styrelsen för KBS-projektet har följande medlemmar:

Göran Ekberg, Sydkraft, ordförande
 Bo Aler, Atomenergi
 Olle Gimstedt, OKG
 Lars Halle, Asea-Atom
 Jonas V Norrby, Vattenfall
 Erik Svenke, SKBF
 Ingvar Wivstad, KBS, projektchef

Av dessa är samtliga utom Lars Halle även medlemmar av SKBF:s styrelse.

Projektledningen svarar under styrelsen för projektets genomförande och består av följande personer som utlånats från berörda kraftföretag:

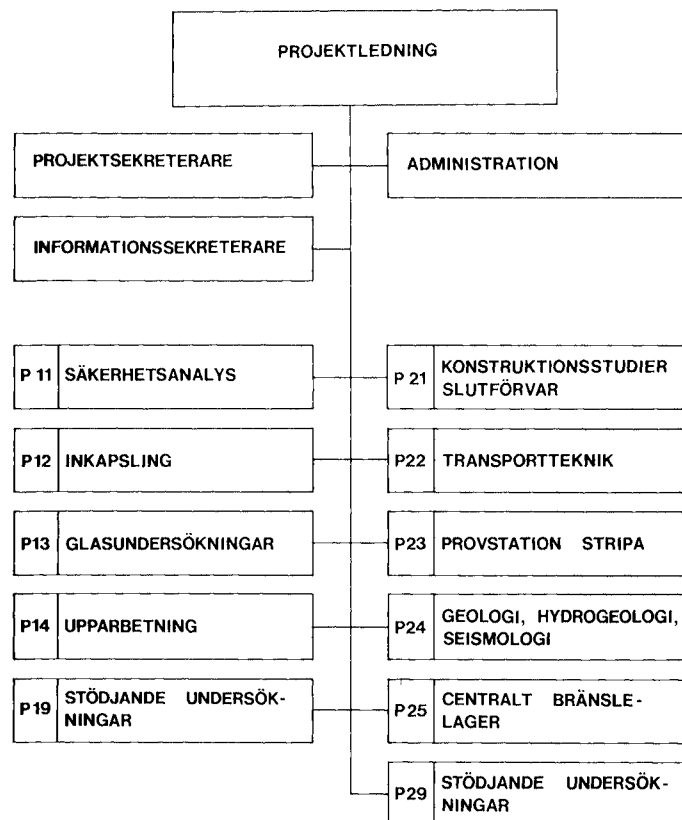
Ingvar Wivstad (från Vattenfall)
Per-Eric Ahlström (från Vattenfall)
Lars B Nilsson (från OKG)

Till projektledningen är knuten en teknisk delegation med rådgivande funktion. Dess medlemmar är:

Olle Gimstedt, OKG, ordförande
Tage Arnell, FKA
Lars Halle, Asea-Atom
Yngve Larsson, Sydkraft
Lars Åke Nöjd, Atomenergi
Erik Svenke, SKBF

KBS organisation visas i figur 1:1.

Arbetet har letts av en central grupp på ca 20 personer, som utgjorts av projektledning, programledare (för i organisationsplanen redovisade program, P11 etc) och stabsfunktioner. Därutöver har ca 450 personer engagerats genom uppdrag till konsulter, företag och forskningsinstitutioner vid högskolor och universi-



Figur 1-1. Organisationsplan för Projekt Kärnbränslesäkerhet.

tet. KBS har också samarbetat med organisationer i Frankrike, USA och Kanada verksamma inom samma område.

Arbetsinriktning, alternativval och resultat har diskuterats i referens- och arbetsgrupper utanför den egentliga organisationen. Genom dessa har KBS kunnat tillgodogöra sig erfarenheter från specialister och sakkunniga som inte varit direkt engagerade i KBS-arbetet.

I bilaga 2 till denna del redovisas av KBS-projektet engagerade eller konsulterade företag, institutioner och experter.

1.3.2 Förutsättningar för projektets inriktning

Enligt ingångna avtal med upparbetningsföretag kommer bestämda kvantiteter använt bränsle från fyra reaktorblock i Sverige, Oskarshamn block 1 och 2, Barsebäck 2 och Ringhals 3, att upparbetas. En del av avfallet från denna upparbetning förutsätts bli återsänt till Sverige för slutligt omhändertagande.

För övriga reaktorblock saknas för närvarande avtal om upparbetning. Det har inte tidigare varit möjligt att teckna avtal om upparbetning av det bränsle som tas ut från svenska reaktorer efter 1979 års utgång. Den ovissa internationella situationen och den begränsade upparbetningskapaciteten (kapitel I:5) gör det angeläget att planera även för en slutförvaring av använt kärnbränsle utan föregående upparbetning.

Av dessa skäl bearbetar KBS-projektet villkorlagens båda alternativ, d v s hantering och slutlig förvaring både av förglasat avfall från upparbetat använt kärnbränsle och av icke upparbetat använt kärnbränsle.

Utvecklingsinsatserna för slutlig förvaring av högaktivt avfall i övriga kärnkraftbyggande länder har hittills koncentrerats på förglasat avfall från upparbetning. Framför allt har länder med egna insatser inom upparbetningsområdet studerat problemen. Förvaringen har i regel planerats ske i saltformationer som bedömes vara mycket stabila och täta mot genomströmning av vatten. Glaset inneslutes i rostfria stålbehållare och placeras i direkt kontakt med saltet.

Under senare år har man dock börjat studera slutlig förvaring av högaktivt avfall i leror och kristallina bergarter. Aka-utredningen /1-2/ fann, att för Sveriges vidkommande erbjuder urberget förutsättningar för en säker slutförvaring av radioaktivt avfall. KBS har gjort samma bedömning och inriktat sitt arbete på slutförvaring i berg.

Föreliggande rapport utgör en redovisning för hantering och slutlig lagring av förglasat högaktivt avfall från upparbetning av använt kärnbränsle. En motsvarande redovisning för hantering och slutlig förvaring av ej upparbetat använt kärnbränsle planeras till våren 1978. En lägesredovisning för detta alternativ återfinns i bilaga 1 till denna del.

2 FÖRUTSÄTTNINGAR OCH HANTERINGSLTERNATIV FÖR ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE OCH FÖRGLASAT HÖGAKTIVT AVFALL

2.1 DATA FÖR ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

2.1.1 Tekniska data

För att utvinna energi i en kärnreaktor tillförs reaktorn uranbränsle som innehåller den klyvbara isotopen uran-235. Denna förbrukas då energi produceras. Samtidigt bildas klyvningsprodukter och ämnen tyngre än uran. Efter en tid måste nytt klyvbart material tillföras och det använda bränslet tas ur reaktorn. Normalt utbytes ca 1/3 av bränslet varje år i en tryckvattenreaktor (PWR) och ca 1/5 per år i en kokarreaktor (BWR).

En kokarreaktor som Forsmark 1 producerar ca 220 kWh elektrisk energi ur varje gram uran som tillförs. Motsvarande värde för en tryckvattenreaktor är ca 260 kWh per gram uran. Sammansättningen av bränslet ändras under reaktorns drift. Det använda bränslet som tas ur reaktorn består av:

	BWR	PWR
Uran-235	0,7 %	0,9 %
Uran-236	0,4 %	0,4 %
Uran-238	95,2 %	94,1 %
Klyvbart plutonium	0,5 %	0,8 %
Övrigt plutonium	0,2 %	0,3 %
Övriga transuraner	0,05%	0,08%
Klyvningsprodukter	2,9 %	3,4 %

De nybildade ämnena är i allmänhet instabila och sönderfaller till stabila atomer samtidigt som de utsänder strålning. Strålningen från det använda bränslet kommer huvudsakligen från klyvningsprodukterna och avtar i takt med de ingående ämnenas sönderfallshastighet. Halten av radioaktiva ämnen, deras halveringstider och den värme som utvecklas i det använda bränslet behandlas vidare i I:13.3.

2.1.2 Uttag av använt bränsle

Det förväntade uttaget av använt kärnbränsle från den civila kärnenergiproduktionen i världen är beroende av utbyggnaden av nya reaktorer.

Tabell 2-1 redovisar planerad utbyggnad av lättvattenreaktorer

(PWR och BWR) i några länder fram till 1990. De angivna länderna förväntas svara för drygt 85% av världens totala installerade effekt i form av lättvattenreaktorer 1980 (Östeuropa och Kina ej medräknade). Materialet är hämtat ur Nuclear Assurance Corporations sammanställning för juli 1977 /2-1/. För Sveriges del motsvarar 9,4 GW(e) att 12 reaktorer byggs ut till 1985.

Tabell 2-1

Förväntad utbyggnad av lättvattenreaktorer fram till 1990 i GW(e) för angivet land och år.

Land	1976	1980	1985	1990
Sverige	3,2	7,4	9,4	
Finland	0,4	2,2	3,2	4,2
Frankrike	0,3	14,9	39,9	58,1
Västtyskland	4,0	13,0	25,5	42,0
USA	40,1	76,0	158,0	225,0
Japan	6,9	14,6	30,1	59,0

I tabell 2-2 anges de mängder använt kärnbränsle som det förväntade utbyggnadsprogrammet ger upphov till. Bränsleuttaget är antaget till 28 ton uran per GW installerad elektrisk effekt.

Årtalsangivelsen gäller den tidpunkt vid vilken bränsle börjar användas i reaktorn. Uttaget sker ca 2 år därefter. I början av driften av en reaktor göres mindre bränsleuttag, vilket medför avvikelser från det i tabellen förutsatta jämviktstillståndet.

Tabell 2-2

Mängd använt bränsle vid jämviktstillstånd vid den i tabell 2-1 angivna utbyggnaden av lättvattenreaktorer (ton uran per år).

Land	1976	1980	1985	1990
Sverige	90	210	260	
Finland	11	62	90	120
Frankrike	8	420	1100	1600
Västtyskland	110	360	710	1200
USA	1100	2100	4400	6300
Japan	190	410	840	1700

1985 skulle mängden använt kärnbränsle i Sverige utgöra ca 4% av de nämnda ländernas mängd använt bränsle från lättvattenreaktorer.

2.1.3 Uttag av använt bränsle i Sverige

I tabell 2-3 redovisas den förväntade ackumulerade mängden använt bränsle som erhålles vid drift av de 13 reaktorblock, som angavs som ram för kärnkraftutbyggnaden fram till 1985 i Sverige av

1975 års riksdag. Tabellen visar även den ackumulerade mängden från de sex reaktorblock som är i drift 1977. Tidpunkterna för start av de ej drifttagna blocken har antagits vara:

-	Ringhals 3	1978
-	Forsmark 1	1978
-	Ringhals 4	1979
-	Forsmark 2	1980
-	Forsmark 3	1984
-	Oskarshamn 3	1984
-	Block 13	1986

Driften av Barsebäck 2 antas fortsätta och för samtliga block antas tillgänglighetsfaktorn vara 60% under de tre första åren och därefter 70%.

Tabell 2-3

Akkumulerade mängder uttaget använt bränsle i ton uran från drift av 6 respektive 13 reaktorer i Sverige.

Vid slutet av år	Reaktorer i drift	
	1-6	1-13
1977	28	28
1978	120	120
1979	270	280
1980	380	420
1981	470	600
1982	570	790
1983	670	980
1984	770	1200
1985	870	1400
1990	1400	2700
1995	1900	4000

Det årliga uttaget av använt kärnbränsle från de nu idrifttagna svenska reaktorblocken ges i tabell 2-4.

Tabell 2-4

Årligt uttag av använt bränsle från idrifttagna svenska reaktorer i ton uran. (R = Ringhals, O = Oskarshamn, B = Barsebäck)

Uttagsår	R1	R2	O1	O2	B1	B2
1977	-	-	13	15	-	-
1978	-	25	15	15	35	-
1979	42	29	15	17	18	32
1980	23	19	12	16	18	18
1981	21	18	12	16	17	16
1982	21	18	12	16	17	16
1983	21	18	12	16	16	16
1984	21	18	12	16	16	16
1985	etc.					

2.2 ALTERNATIV FÖR BRÄNSLEHANTERING

2.2.1 Allmänt

Vid energiproduktion i en reaktor förbrukas klyvbara ämnen samtidigt som avfallsprodukter bildas så att en del av bränslet måste bytas ut. Det använda bränslet som tas ur en kärnreaktor innehåller

- oförbrukat uran ur vilket ytterligare energi kan utvinna.
- bildat plutonium som också kan utnyttjas för ytterligare energiproduktion.
- ämnen som bildats vid kärnklyvningar (klyvningsprodukter) eller vid neutroninfångning i uran (transuraner) och vilka inte kan utnyttjas för energiproduktion i kärnreaktorer. Det är isotoper av dessa ämnen som ger huvuddelen av strålningen i det högaktiva avfallet.

För att kunna utvinna ytterligare energi ur använt kärnbränsle måste bildade klyvningsprodukter och transuraner avskiljas från uranet. Denna process kallas upparbetning. Efter upparbetning kan uran och plutonium åter användas för bränsletillverkning medan återstoden utgör avfall. Det högaktiva avfallet (som består av klyvningsprodukter och transuraner separerade vid extraktionscykeln i upparbetningsprocessen) överförs till fast form genom tillsats av glasbildande ämnen. Det förglasade avfallet måste förvaras på ett betryggande sätt under mycket lång tid.

Om det använda bränslet inte upparbetas utgör hela bränslemängden avfall som, efter lämplig behandling, skall förvaras. Denna form av hantering av använt kärnbränsle kallas direktdeponering och kräver likaledes en betryggande förvaring under lång tid.

För att inte tvingas binda sig för en viss hantering, som innebär kapitalkrävande investeringar och avtal är det möjligt att under längre tider lagra det använda bränslet i avvaktan på att något av alternativen visar klara företräden framför andra.

2.2.2 Upparbetningsalternativet

Efter det att bränslet tagits ut ur reaktorn får det avklinga en tid i anläggningens bränslebassäng och eventuellt även förvaras i en central förvaringsanläggning för använt kärnbränsle. Därefter transporteras det till en upparbetningsanläggning där bränslet efter ytterligare några års lagring upparbetas. Bränslestavarna kapas i korta stycken och behandlas med syra som löser upp bränslet. Bränslekapslingen förblir olöst och avskiljs. Genom extraktion med organiska lösningsmedel separeras uran och plutonium från övriga ämnen.

Det återvunna uranet kan anrikas på liknande sätt som naturligt uran och därefter på nytt användas som kärnbränsle.

Även plutonium kan i form av blandoxid användas som kärnbränsle där det ersätter en del av den annars erforderliga mängden uran-235. Genom denna sk återcyklning reduceras behovet av anrikning av uran med 15-20%. Genom återanvändning av plutonium och uran minskas behovet av natururan med 30-35%. Plutonium kan även

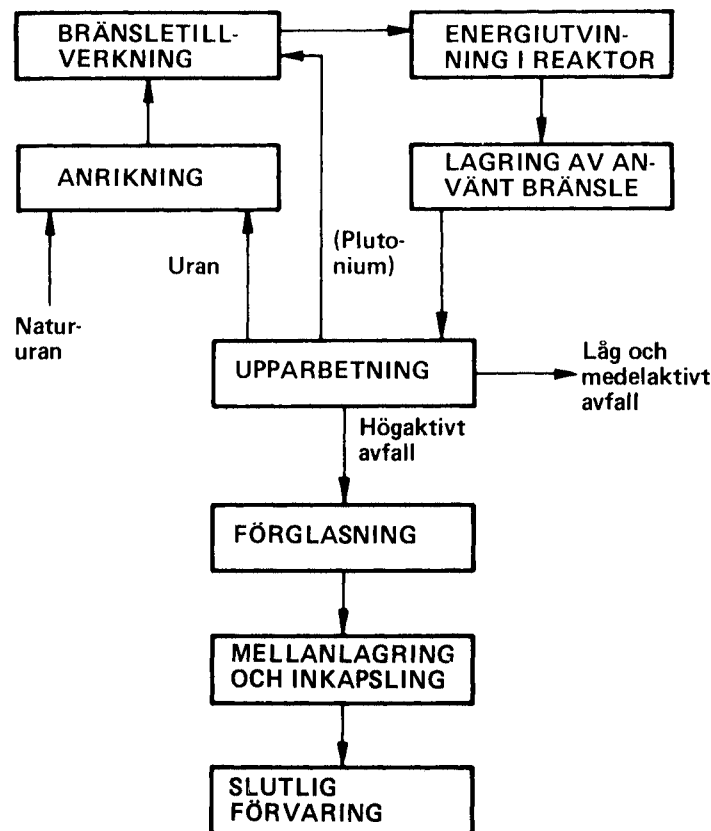
lagras för framtida användning som bränsle i s k bredreaktorer. Det avskilda högaktiva avfallet lagras under några år i flytande form i tankar, varefter det överförs till fast form genom tillsats av glasbildande ämnen. Glaset lagras sedan ett antal decennier för att värmeutvecklingen i avfallet skall sjunka, varefter det inkapslas för slutlig förvaring. Den principiella hanteringskedjan visas i fig 2-1.

I Västeuropa finns för närvarande fyra upparbetningsanläggningar i drift. Två av dessa, La Hague i Frankrike och WAK i Västtyskland kan upparbeta bränsle från lättvattenreaktorer medan Marcoule i Frankrike och Windscale i Storbritannien i huvudsak upparbetar bränsle från gas-grafit-reaktorer. Projekteringsarbete pågår för tre nya upparbetningsanläggningar. Kapaciteten för upparbetning av bränsle från lättvattenreaktorer för 1980-talet kommer inte att motsvara behovet. Detta har medfört att utökade anläggningar för lagring av använt bränsle planeras.

I USA har licensieringen av privatägda upparbetningsanläggningar för civilt ändamål uppskjutits på obestämd tid, liksom också tillstånd för återföring av plutonium till bränslecykeln. Upparbetning och solidifiering behandlas utförligare i kap I:5.

2.2.3 Direktdeponeringsalternativet

Risken för stöld av plutonium för användning vid terroraktioner eller för vapenändamål används som argument mot behandling av utbränt bränsle som i någon fas ger rent plutonium. Likaså har en



Figur 2-1. Upparbetningsalternativet. Flödesschema för bränslecykeln med upparbetning av använt bränsle och förglasning av det högaktiva avfallet.

spridning av upparbetningsteknologin ansetts öka risken för kärnvapenspridning.

USA har tagit initiativ till att genomföra en internationell utvärdering av kärnbränslecykeln med hänsyn till risken för kärnvapenspridning (International Nuclear Fuel Cycle Evaluation, INFCE). Ett hanteringsalternativ för använt kärnbränsle som bör reducera denna risk och som även övervägs i USA är att betrakta det använda bränslet som avfall, dvs att inte avskilja och återanvända uran och plutonium (direktdeponering).

Vid denna hantering lagras först bränslet för att strålningen skall avklinga. Före den slutliga förvaringen inkapslas bränslet i ett långtidsbeständigt material som utgör en barriär mot att de radioaktiva ämnena sprids till omgivningen. Slutligen deponeras avfallet i ett slutförvar. Den principiella hanteringskedjan vid direktdeponeringsalternativet visas på fig 2-2.

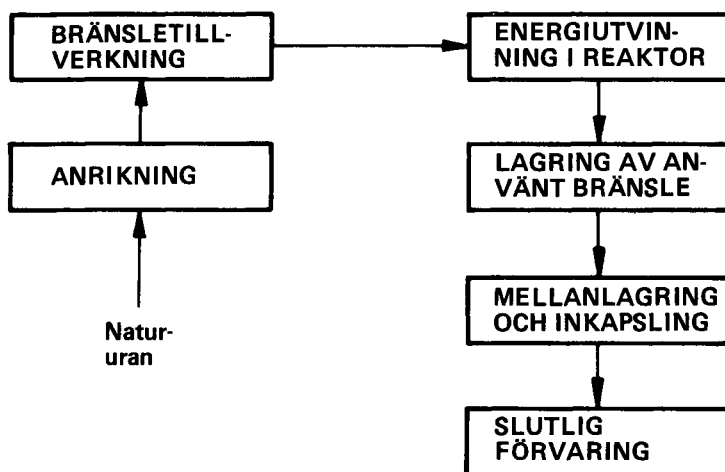
2.3 LAGRINGSTIDER OCH MÄNGDER FÖRGLASAT AVFALL

2.3.1 Lagringstider för använt kärnbränsle

Det förväntade uttaget av använt kärnbränsle vid svenska kärnkraftblock har redovisats i 2.1.3.

Avtal om upparbetning av använt bränsle har slutits mellan OKG och BNFL i Storbritannien för Oskarshamn 1 och 2 samt mellan SKBF och COGEMA i Frankrike för Barsebäck 2 och Ringhals 3. Avtalen gäller för det bränsle som tas ut under 1970-talet.

Vid kraftstationerna finns en viss lagringskapacitet i befintliga bränslebassänger. Denna kapacitet kan utökas genom anskaffning av nya bränsleställ som tillåter en tätare inplacering av bränsleelementen. Tabell 2-5 redovisar de tidpunkter vid vilka använt bränsle tidigast måste transporteras bort från angivna stationer vid en utbyggd lagringskapacitet i bassängerna och med bibehållen möjlighet att alltid ha utrymme för att tömma reaktorerna på bränsle.



Figur 2-2. Direktdeponeringsalternativet. Flödesschema för bränslecykeln med direkt förvaring av det använda bränslet utan upparbetning.

Tabell 2-5

Tidpunkter för första nödvändiga borttransport av använt bränsle.

Reaktorblock	Första borttransport År
Oskarshamn 1	1984
Oskarshamn 2	1983
Ringhals 1	1984
Ringhals 2	1983
Ringhals 3	1989
Ringhals 4	1990
Barsebäck 1	1984
Barsebäck 2	1985
Forsmark 1	1987
Forsmark 2	1989

(Ur: PRAV, Centralt lager för använt bränsle; En förstudie, 1977.)

För att tillgodose behovet av ytterligare lagringsutrymme för använt svenskt kärnbränsle i avvaktan på borttransport för antingen upparbetning eller slutförvaring av det icke upparbetade bränslet erfordras ett centralt lager för använt bränsle. En förstudie av en sådan anläggning har gjorts av programrådet för radioaktivt avfall, PRAV. Studien presenterades i juli 1977 /2-2/ och redovisas närmare i I:4. Bränslelagret bör enligt denna studie dimensioneras för 3 000 ton använt bränsle.

2.3.2 Mängder förglasat avfall

Vid bränslebyte i en reaktor placeras som tidigare nämnts de använda bränsleelementen i bassänger i stationen för att kortlivade radioaktiva ämnen skall avklinga. Efter lagring i minst ett halvår och eventuell lagring i ett centralt lager för använt bränsle transporteras bränslet till en upparbetningsanläggning. I anläggningens mottagningsbassänger lagras bränslet ca 1 år före upparbetningen. Mottagningsbassängerna utgör främst ett buffertlager för upparbetningsanläggningen, varför lagringstiden där kan variera. Under 80-talets första del kan bristen på upparbetningskapacitet ge längre lagringstider.

Uran och plutonium avskiljs och kan som nämnts återanvändas vid tillverkning av nytt bränsle eller lagras. Det avskilda högaktiva avfallet koncentreras och lagras i flytande form i kylta tankar. Vid överföringen till fast form tillsättes glasbildande ämnen varefter avfallsglasat gjuts in i stålcyndrar.

Avfallscyldrarna kommer enligt ingångna och planerade upparbetningskontrakt med COGEMA att återsändas till Sverige tidigast 1990. Om 13 reaktorer tas i drift och allt bränsle upparbetas kan högst följande mängder förglasat avfall ha blivit återsänt till Sverige. Siffrorna är baserade på 150 liter förglasat avfall per ton uran i använt bränsle.

År	Antal avfalls- cylindrar	Mängd avfall i m ³	Motsv bränsle- mängd i ton uran
1989	0	0	0
1990	280	42	280
1995	1 200	180	1 200
2000	2 700	400	2 700

3 HANTERING OCH FÖRVARING AV FÖRGLASAT AVFALL FRÅN SVENSKA REAKTORER

3.1 SVENSKA ALTERNATIV OCH KOMBINATIONER

3.1.1 Allmänt

Som inledningsvis påpekats inriktas det svenska arbetet på slutförvaring av radioaktivt avfall i kristallint urberg. Härvid måste man beakta att det vatten som finns i berggrunden så småningom kan ta sig igenom kapslingsmaterialen kring avfallet och komma i kontakt med själva avfallsglasat. Avfallet placeras på några hundra meters djup i berg med hög täthet där man kan räkna med att vattnet rör sig utomordentligt långsamt (se kap I:7). Jonbytesreaktioner och andra kemiska processer gör att spridningen av de flesta radioaktiva ämnen, som löses i vattnet, blir väsentligt långsammare än vattnets rörelse.

Kunskaperna om vattnets rörelse och om kemiska förhållanden i berg på några hundra meters djup var ytterst sparsam då KBS-projektet startade. KBS genomför därför omfattande undersökningar för att ta fram data härom. Under den tid som stått till förfogande har en databas av begränsad omfattning framtagits. I bedömningen av säkerheten vid avfallsförvaringen är det därför nödvändigt göra försiktiga antaganden ifråga om vattenrörelser och kemiska reaktioner på stora djup. För att idag kunna visa, hur man kan slutförvara det förglasade högaktiva avfallet utan risk för otillåtlig spridning av radioaktiva ämnen, tillämpas ett system med flera barriärer mot sådan spridning.

3.1.2 Föreslaget alternativ

Det alternativ för hantering av det använda kärnbränslet som presenteras i föreliggande rapport bygger på följande principer.

- 1 Slutlig förvaring av avfallet i urberg.
- 2 Flera barriärer mot spridning av de radioaktiva ämnena från den slutliga förvaringsplatsen.
- 3 Flexibilitet i hanteringskedjan för att bevara handlingsfriheten och göra det möjligt att utnyttja en fortsatt teknisk utveckling.

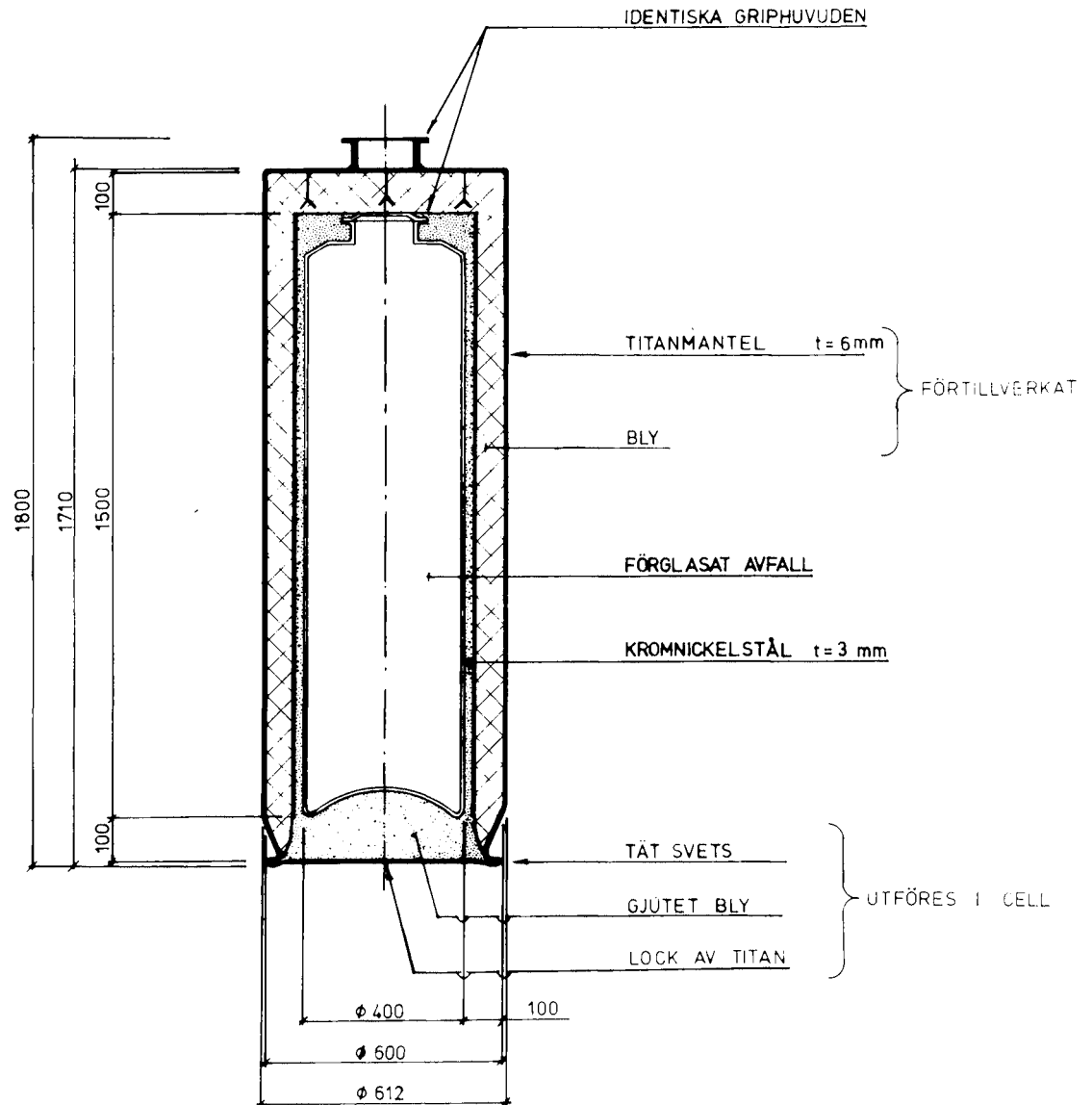
Någon teknisk-ekonomisk optimering av anläggningar, hanteringsmetoder och slutlig förvaringsmetod har inte genomförts.

För att uppnå en säker slutförvaring av det högaktiva avfallet och samtidigt bibehålla stor handlingsfrihet och anpassningsmöjligheter till framtida teknisk utveckling föreslås följande hanteringskedja.

- 1 Sedan det använda kärnbränslet fått svalna under minst sex månader vid kraftverken transporteras det till en uppberedningsanläggning eller till ett centralt lager för använt bränsle.
- 2 I det centrala bränslelagret kan bränslet förvaras upp till ca 10 år i vattenfyllda bassänger. Utformningen av det centrala bränslelagret beskrivs i kap I:4. Från det centrala bränslelagret transporteras bränslet till uppberedning.
- 3 Bränslet uppbereddas 2 - 10 år efter det att bränslet tagits ut ur reaktorn och det högaktiva avfallet från uppberedningen överföres till fast form, förglasas. (Se kap I:5.) Omvandlingen till glas genomföres med den franska s k AVM-processen, som nu tillämpas i industriell skala.
- 4 Förglasningen ger som produkt högaktiva cylindriska glas-kroppar inneslutna i kärl av rostfritt stål, avfallscylindrar. Varje cylinder innehåller avfall från ca 1 ton uran. Cylindrarna förvaras vid uppberedningsanläggningen till dess att minst 10 år förflutit från det att bränslet togs ut ur reaktorn. Enligt nu gällande avtal behöver Sverige återta högaktivt avfall från uppberedning tidigast år 1990. Glasets egenskaper beskrives närmare i kap I:5.
- 5 Från uppberedningsanläggningen fraktas avfallscylindrarna till ett mellanlager för högaktivt avfall. Detta utformas som ett luftkyllt torrt förråd placerat i berg med ca 30 m bergtäckning (se kap I:6). Avfallet kan förvaras på detta sätt under mycket lång tid. Mellanlagret tillsammans med det centrala bränslelagret dimensioneras för avfallet från 13 reaktorer. Lagringstiden i mellanlagret har valts till 30 år. Härigenom erhålles god tid för optimering av den slutliga förvaringsmetoden. Mellanlagringen kan också göras längre än 30 år. Under en 30-årsperiod minskar strålning och värmeutveckling i avfallet till ungefär hälften.

Mellanlagret tänkes i denna studie förlagt i anslutning till den slutliga förvaringsplatsen. Detta är inte någon nödvändig begränsning av möjligheterna att lokalisera ett mellanlager (se kap I:11).

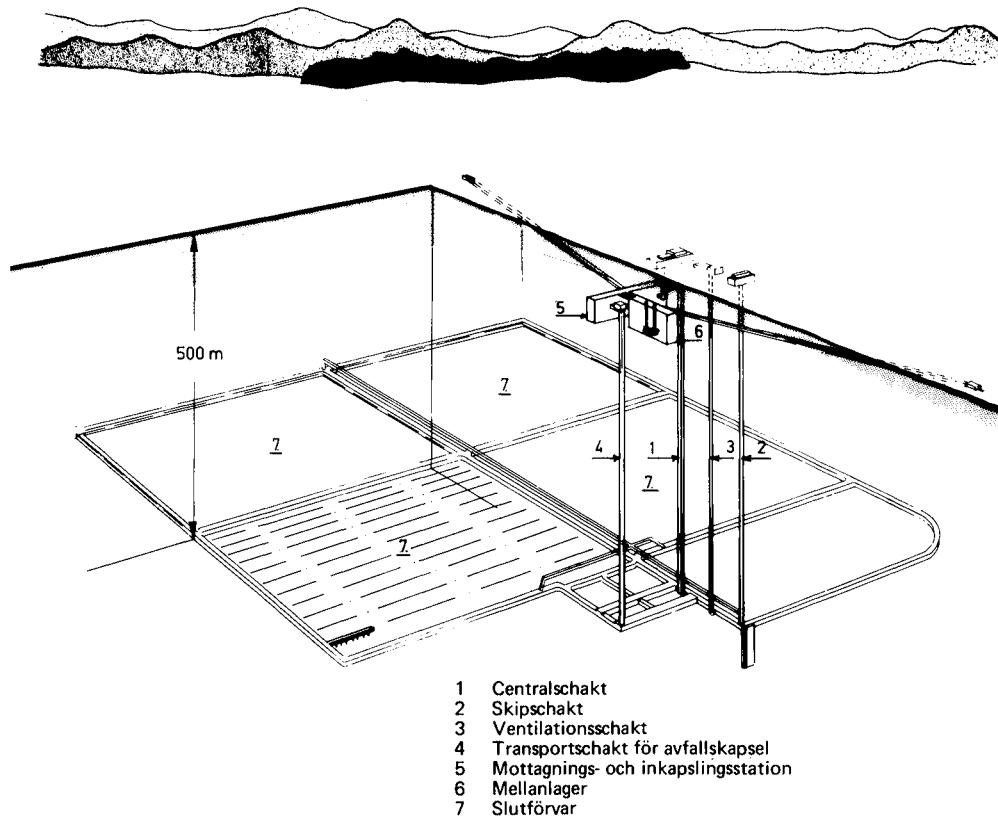
- 6 Efter 30 års förvaring i mellanlagret inkapslas avfallscylindrarna i ett långtidsbeständigt hölje. Detta utföres av titan med 6 mm tjocklek. För att begränsa strålningen på titanhöljet och därmed den radiolytiska sönderdelningen av grundvattnet i berget, införes ett 10 cm tjockt blyskikt mellan den rostfria behållaren närmast glaset och titanhöljet. Även bly har god långtidsbeständighet. Utformningen framgår av figur 3-1 och beskrivs utförligare i kap I:6. Den sammanlagda vikten av avfallscylinder och inkapsling är ca



Figur 3-1. Bly-titankapseln. Avfallscylinder med det förglasade högaktiva avfallet inneslutet i en kapsel av bly och titan. Totalvikten blir ca 3,9 ton.

3,9 ton. Ytterdimensionerna på kapseln är ca 0,6 m diameter och 1,8 m längd.

- 7 Det inkapslade avfallet förs slutligen till ett slutförvar ca 500 m ned i urberget. Förvaret utföres som ett system av tunnlar med ca 3,5 m bredd och höjd och på ca 25 m inbördes avstånd. I tunnlarnas golv borrar förvaringshål med ca 1 m diameter och ca 5 m djup. I varje hål förvaras en avfallskapsel. Centrumavståndet mellan hålen är ca 4 m. Utformningen av tunnelsystem och hål illustreras av figur 3-2 resp 3-3. Runt avfallskapseln packas ett buffertmaterial bestående av en blandning av kvarts-sand och bentonit. Bentonit är en lera som sväller då den tar upp vatten. Det primära ändamålet med buffertmassan är att fixera kapseln och utgöra ett mekaniskt skydd. Materialet har valts med tanke på mekanisk stabilitet och långtidsbeständighet. Det har även låg genomsläpplighet för vatten, samt en jonbytande förmåga

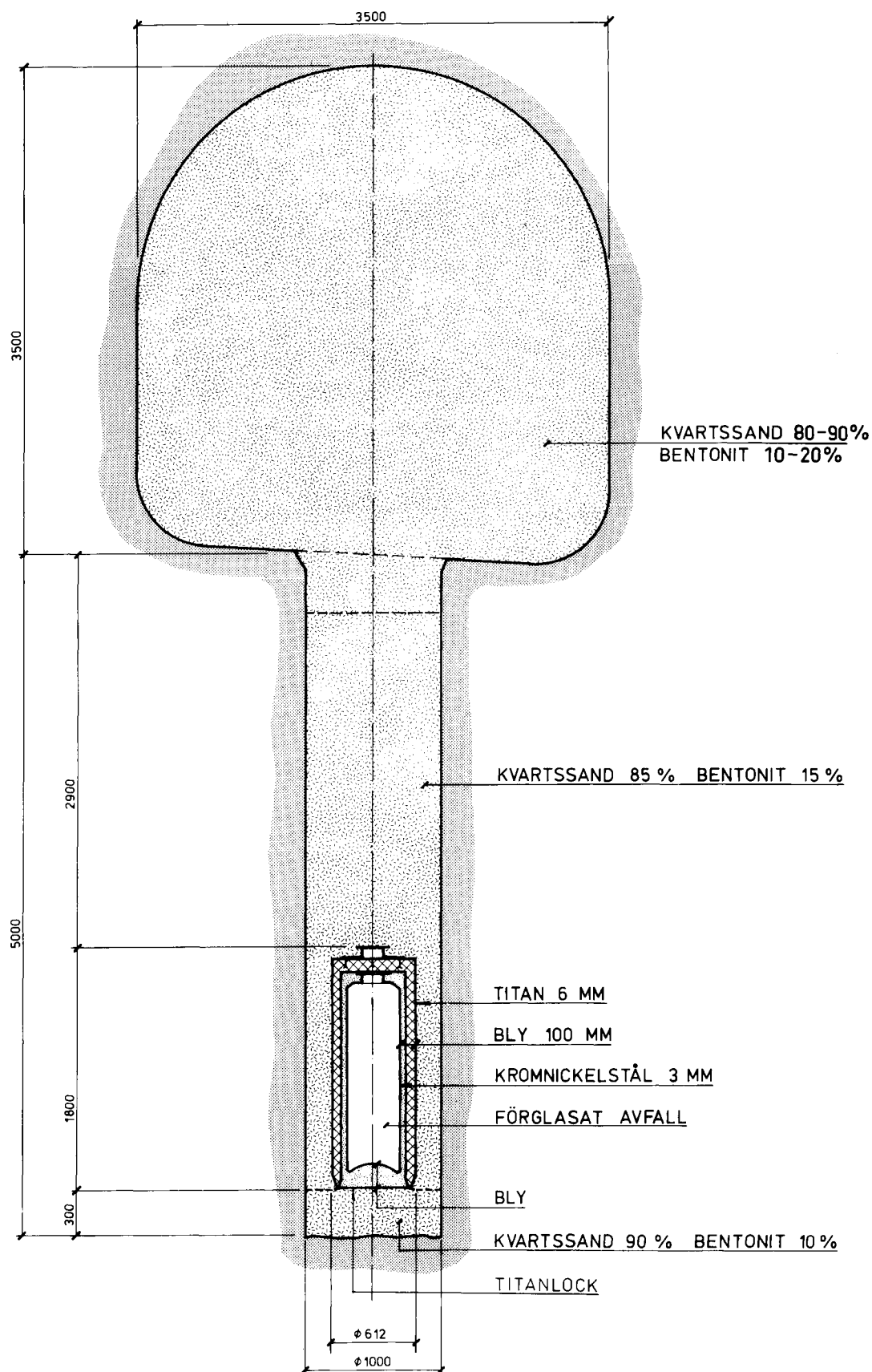


Figur 3-2. Perspektivskiss av slutförvar med anläggningen för mellanlager och inkapsling. Slutförvaret består av ett system av parallella förvaringstunnlar som är belägna 500 m under markytan.

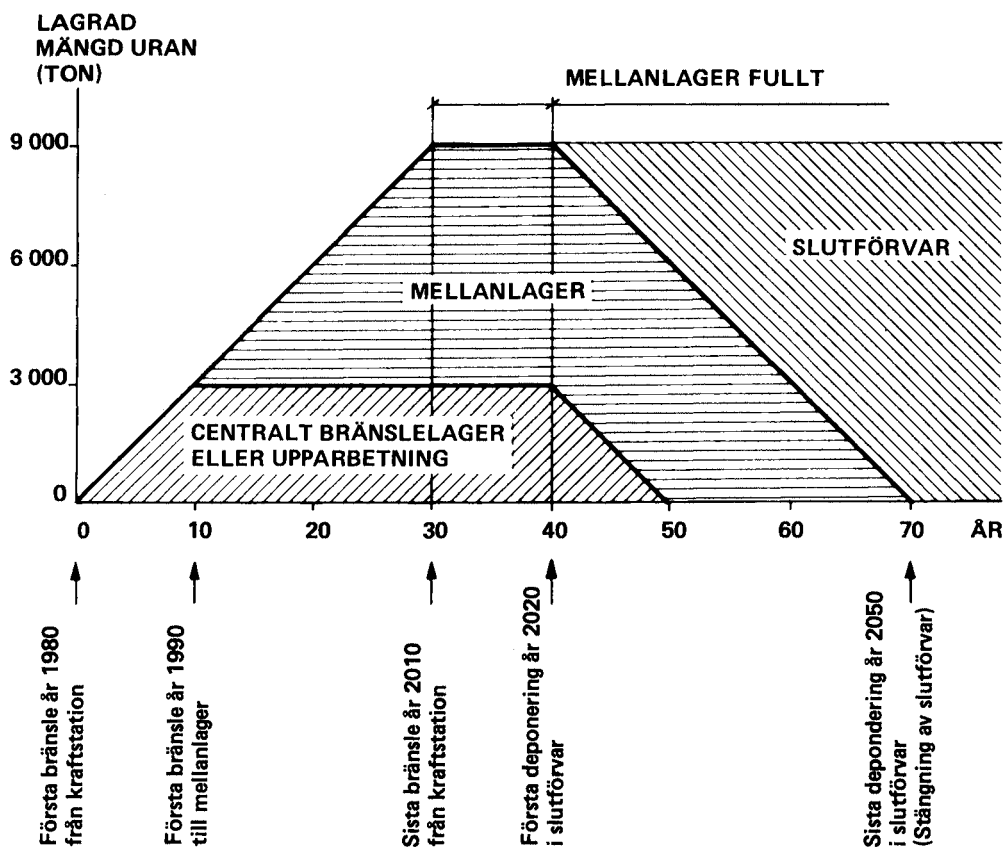
för flera radioaktiva ämnen i avfallet. Slutförvaret beskrivs i kap I:8.

- 8 Återfyllning av förvaringshålerna med buffertmassa sker i direkt anslutning till deponering. Ovanförliggande tunnel-system kan hållas öppet och ventilerat så länge som deponering pågår i anläggningen. Under denna tid är återvinning av det deponerade avfallet i princip ganska enkel. En sådan återvinning har ej närmare studerats eftersom det är lämpligare att utöka förvaringen i mellanlagret, om man är tveksam till att påbörja slutförvaringen. Sådan tveksamhet kan förorsakas av pågående teknisk utveckling för alternativ användning av avfallsprodukterna eller önskemål om att invänta praktiska erfarenheter från utländska anläggningar för slutförvaring.
- 9 Sedan deponeringen slutförts i alla borrhål i hela tunnel-systemet fylls tunnarna med en liknande blandning av kvarts-sand och bentonit som använts i förvaringshålerna. Tillfartstunnlar och schakt fylls på likartat sätt.
- 10 Transporter av använt kärnbränsle utföres med redan nu använd och beprövad teknik. Med en smärre anpassning kan samma transportbehållare användas för transport av förglasat högaktivt avfall. Säkerheten hos transporter av högaktivt avfall regleras av IAEA:s föreskrifter. Transportfrågor behandlas i kap I:9.

Den angivna hanteringskedjan illustreras av figur 3-4. Figuren



Figur 3-3. Det förseglade slutförvaret. Tunnlrar och förvaringshål är helt fyllda med ett buffertmaterial, som består av kvartssand och bentonit.



Figur 3-4. Diagram, som visar kapacitetskrav för det centrala bränslelagret, mellanlagret och slutförvaret vid olika tidpunkter.

anger inte verkliga tidpunkter och mängder utan illustrerar endast samspillet mellan olika typer av lager för ett kärnkraftprogram av den storlek som angavs i riksdagsbeslutet 1975, dvs med 13 lättvattenreaktorer i drift 1985. Om dessa reaktorer drivs i 30 år och om allt bränsle upparbetas erhålles sammanlagt ca 9 000 avfallskapslar som skall slutförvaras. Motsvarande schema för en annan omfattning av kärnkraftproduktion i Sverige innebär ändringar av de mängder som anges. Tidsschemat för att genomföra de olika leden påverkas dock endast i mindre grad.

3.1.3 Barriärer mot spridning av radioaktiva ämnen

Den föreslagna hanteringskedjan ger en säker hantering och slutförvaring av det högaktiva avfallet. Detta påvisas närmare i kapitel I:13. Vid den slutliga förvaringen hindras eller fördröjs spridningen av de radioaktiva ämnena på följande sätt.

- De radioaktiva ämnena binds kemiskt i ett glas med stor motståndskraft mot upplösning i vatten under de betingelser som råder i slutförvaret.
- Det högaktiva avfallsglasat innesluts i en kapsel med tre metalliska skikt utanför varandra
 - 3-4 mm rostfritt stål
 - 100 mm bly
 - 6 mm titan

I den aktuella miljön har såväl titan som bly utomordentligt god beständighet, varför det är osannolikt att vatten kommer i kontakt med själva avfallsglasat under flera tusen år efter deponeringen (se kap I:6).

- Buffertmaterialet som omger avfallskapseln har en god stabilitet och en mycket låg vattengenomsläpplighet. Vattenomsättningen runt kapseln blir därför ungefär densamma som i omgivande berg.
- Buffertmaterialet och berget har en jonbytande förmåga, varför många radioaktiva ämnen, om de skulle lösas i grundvattnet, sprids betydligt långsammare än vad som svarar mot vattnets rörelse.
- Det bergparti i vilket förvaringstunnlarna skall förläggas väljs med omsorg. Grundvattenrörelserna skall vara små och ha sådan riktning att det tar lång tid för vattnet att strömma från slutförvaret till områden, som har kontakt med de ekologiska systemen. De geologiska undersökningar, som Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, utfört för KBS, har visat att det i Sverige finns urbergsområden med önskade egenskaper (se kap I:7).

I denna rapport har Finnsjöområdet 16 km västsydväst om Forsmarks kärnkraftstation använts för att ge vissa studier geografisk anknytning. Detta innebär ej att området föreslås bli den plats, där ett blivande slutförvar skall byggas.

3.2 FLEXIBILITET OCH UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

Den här föreslagna hanteringskedjan medför att man behåller en avsevärd flexibilitet med avseende på framtida valmöjligheter och teknisk utveckling.

Ett centralt bränslelager med föreslagen kapacitet ger betydande handlingsfrihet ifråga om hur stora mängder använt kärnbränsle som bör upparbetas under de närmsta tio åren. I dagens läge med brist på upparbetningskapacitet och en monopolsituation på detta område är en sådan handlingsfrihet väsentlig. Den pågående diskussionen om framtida användning av plutonium bidrar också till önskvärdheten av en flexibel strategi.

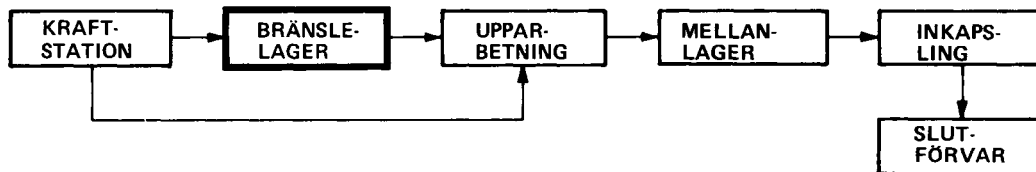
En fördel med att kunna avvakta med beslutet om upparbetning i större skala är att nya metoder för överföring av avfallet i fast form kan komma att utvecklas. Dessa kan medföra att slutförvaringen kan bli enklare och billigare.

Ett mellanlager för högaktivt avfall ger utrymme i tiden för en teknisk-ekonomisk optimering av slutförvaringsmetoden med bibehållen hög säkerhet. Val av tidpunkt för slutförvaring kan väljas, då man känner resultaten av de betydande utvecklingsarbeten som pågår i olika länder. Slutförvaringsplatsen kan väljas på basis av grundliga undersökningar av alla de ekologiska, tekniska, ekonomiska och sociala faktorer som är av betydelse. Platsens lämplighet kan verifieras och demonstreras för allmänheten genom mångåriga försök. Studier rörande metoder för att kunna utnyttja avfallsprodukterna kan genomföras.

Inkapslingen kan utföras i andra material än titan + bly som anges i denna redovisning. De material som diskuteras i lägesrapporten rörande direktdeponering (bilaga 1) d v s koppar eller aluminiumoxid (korund, Al_2O_3) kan komma ifråga även för inkapsling av förglasat avfall.

Framtida hydrogeologiska studier förutses minska nuvarande osäkerhet ifråga om vattenrörelser m m och detta kan leda till att enklare inkapslingar kan visa sig vara tillfyllest. Tunnel-systemet och avfallskapslarnas placering har valts på basis av konservativa överväganden. Ytterligare data om bergets egenskaper möjliggör sannolikt att kapslarna kan placeras tätare och att förvaring i flera våningar kan tillämpas. Även studier av slutförvarets utformning i andra avseenden kan vara påkallade för att åstadkomma enklare och billigare lösningar.

4 CENTRALT LAGER FÖR ANVÄNT BRÄNSLE



4.1 BEHOV AV CENTRALT LAGER FÖR ANVÄNT BRÄNSLE

Till ett kärnkraftverk hör alltid förvaringsbassänger för använt kärnbränsle. Dessa behövs dels för att man vid behov skall kunna tömma reaktorn på bränsle, dels för att man skall kunna förvara det använda kärnbränslet innan det sänds till upparbetning eller förvaring. Bränslebassängerna måste installeras i nära anslutning till reaktorn. Utrymmet där är begränsat och bassängerna har normalt plats för högst två till tre års bränsleuttag, utöver utrymme för tillfälligt uttag av reaktorhårdens bränsle. Detta är fullt tillräckligt under förutsättning att det finns god tillgång på upparbetningskapacitet eller lagringsutrymme. Så har hittills inte varit fallet. Sverige liksom andra länder med kärnkraft behöver därför bygga ut sin lagringskapacitet för använt kärnbränsle. Extra lagringskapacitet kan åstadkommas på tre sätt:

- Lagringskapaciteten kan ökas i befintliga bassänger om än i begränsad utsträckning.
- Nya bassänger kan byggas vid varje kärnkraftverk.
- Man kan bygga ett centralt bränslelager för flera kärnkraftverk.

För att på längre sikt säkerställa erforderlig lagringskapacitet av använt kärnbränsle har det sistnämnda alternativet valts. Jämfört med den sammanlagda kostnaden för lager vid varje kärnkraftverk blir ett centralt lager avsevärt billigare. De installationer, som inte alls eller endast obetydligt beror av lagrets storlek behöver bara byggas på en plats. Detta gäller exempelvis mottagningsstation för transportbehållare och huvuddelen av hjälpsystemen som båda utgör betydande kostnadsposter. Däremot blir transportutrustningen för ett centralt lager dyrare. Merkostnaden för transportutrustning är emellertid endast ca 10% av totalkostnaden för ett centralt bränslelager, varför en besparing på det området inte uppväger fördyringen i övrigt.

Hur mycket lagringskapaciteten behöver ökas beror naturligtvis av hur mycket bränsle som kan sändas till upparbetning och när detta kan göras. Regelbundna transporter av bränsle till upparbetning kan knappast påräknas förrän upparbetningskapaciteten i Europa byggts ut till jämvikt med den årliga produktionen av använt kärnbränsle. Detta inträffar förmodligen tidigast mot slutet av 80-talet. Transporterna kan även fördröjas av att övriga länder har avsevärda mängder bränsle som väntar på att bli upparbetat. Från såväl beredskaps- som förhandlingssynpunkt bör därför bräns-

lelagret dimensioneras så att det räcker till början av 1990-talet. Detta motsvarar en lagringskapacitet av 3 000 ton. Anläggningen förutsätts bli lokaliserad vid en hamn.

4.2 ANLÄGGNINGENS UTFORMNING

4.2.1 Beskrivning av anläggningen

När PRAV bildades på förslag av Aka-utredningen, ingick en förstudie av ett centralt lager för använt kärnbränsle i dess arbetsprogram. Denna förstudie har under PRAVs ledning genomförts under det gångna året av personal från SKBF och de svenska kärnkraftföretagen. Den beskrivning, som lämnas här bygger på PRAVs förstudie. PRAV har nu överlämnat materialet till SKBF som ansvarar för det fortsatta arbetet med projektering och lokaliseringsansökan för bränslelagret. Därvid kan vissa delar av anläggningen komma att modifieras.

Huvuddelen av anläggningen förläggs under jord med ca 30 meters bergtäckning för att ge skydd mot yttre påverkan som krigshandlingar och sabotage.

Mottagnings- och förvaringsdelen inryms i ett bergrum som är ca 280 m långt och ca 21 m brett. Höjden varierar mellan 25-35 m. Parallellt härmed byggs ett mindre bergrum där hjälpsystem, huvudsakligen elektriska system, placeras. Ett tvärskepp i vilket driftledningscentral och kommunikations- och omklädningsutrymmen förläggs sammanbinder de två bergrummen. Förbindelsen med ovanjordsbyggnaden utgörs av ett vertikalt schakt. Förutom persontransporter utnyttjas det vertikala schaktet även för ventilationskanaler, kablar och rör. Tunga transporter sker via en nedfartstunnel.

I ovanjordsbyggnaden inryms bl a kontor, personalutrymmen, hjälpkraftaggregat, ventilationsfläktar och havsvattenkylsystem.

I kapitel III:3 redogöres närmare för anläggningens uppbyggnad och funktion.

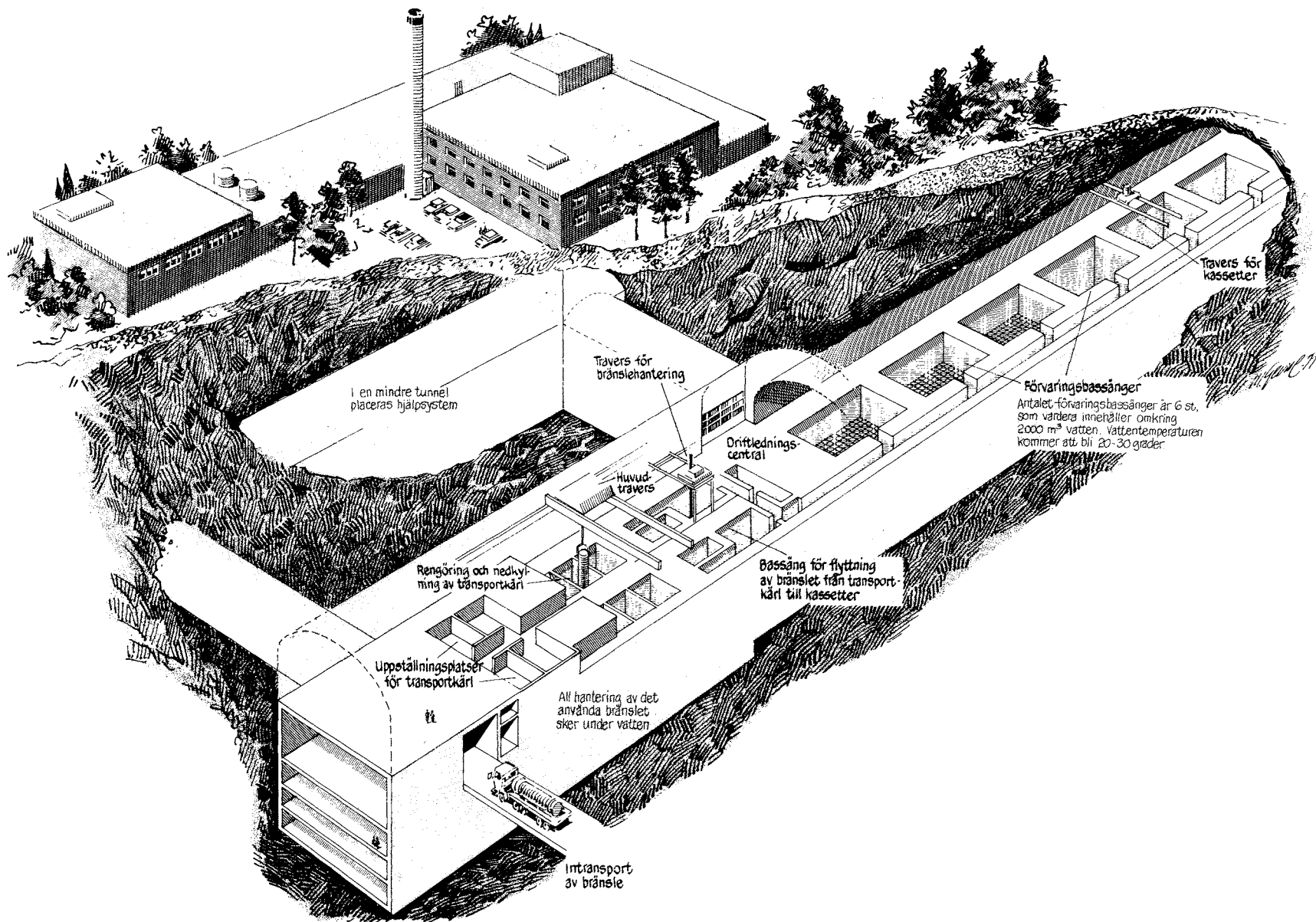
Anläggningen kan funktionsmässigt indelas i en mottagningsdel, en förvaringsdel och en hjälpsystemdel (se fig 4-1).

Mottagningsdelen innehåller utrymme för transportfordon, där den inkommande lasten kontrolleras utvändigt, varefter transportbehållaren lyfts av fordonet och placeras på en uppställningsplats. Transportbehållaren rengörs utvändigt, varefter den ansluts till ett slutet vatten- och reningssystem för invändig nedkylning och rening. Därefter flyttas transportbehållaren till ett urlastningsutrymme (mottagningsbassäng), där behållaren öppnas och bränsleelementen, ett och ett, lyfts med hjälp av en hanteringsmaskin. Elementen placeras därefter i speciella kassetter.

Mottagningsdelen innehåller därutöver utrymmen och utrustning för byte och rengöring av transportbehållarens insatser.

Kassetterna med bränsleelementen förflyttas till förvaringsdelen i en vattenfylld transportkanal med hjälp av en hanteringsmaskin.

Figur 4-1. Perspektivskiss av det centrala lagret för använt bränsle.



Förvaringsdelen består av 6 st vattenfyllda bassänger med ett vattendjup av 12 m.

I hjälpsystemdelen placeras kyl- och reningssystem för mottagnings- och förvaringsdelen samt system för att ta hand om radioaktivt avfall. Skilda från de aktiva systemen placeras elektriska kraftsystem, kontroll- samt ventilationsutrustning.

4.2.2 Motiv för bergförläggning

Miljömässiga och säkerhetsmässiga skäl motiverar bergförläggning. Ett bergrum med ca 30 m bergtäckning ger bra skydd mot skadegörelse genom krigs- och sabotagehandlingar. Eftersom god berggrund finns på de platser som överväges för ett centralt bränslelager blir kostnadsskillnaden mellan en anläggning i berg och en ovanjordsanläggning med en motsvarande skyddsnivå begränsad. Eftersom byggnadskropparna har ansenliga dimensioner skulle en ovanjordsanläggning innebära en inte oväsentlig påverkan på landskapsbildningen.

Angivna motiv för bergförläggning gäller särskilt förvaringsdelen medan mottagningsdelen skulle kunna placeras ovan mark. Ett sådant utförande studeras i den pågående projekteringen av ett centrallager.

4.2.3 Utbyggnadsmöjligheter

Anläggningens utförande med förvaringsbassängerna i rad efter varandra och konstruerade som fristående enheter ger goda möjligheter till etappvis utbyggnad. Utsprängning av bergrum och utformning av hjälpsystem utförs så att utbyggnadsmöjligheterna underlättas.

Skulle behov av utbyggnad av ytterligare lagringskapacitet uppkomma under 1990-talet kan en liknande anläggning byggas bredvid den nu projekterade. Möjligheterna till fortsatt utbyggnad beaktas vid bedömningen av alternativa förläggningsplatser.

4.2.4 Livslängd och nedläggning

Det centrala lagret beräknas ha en ekonomisk livslängd av ca 60 år. Detta innebär inte att anläggningen kommer att vara obrukbar för sitt ändamål efter denna tid. Kontinuerligt underhåll och ombyggnader av maskinell utrustning kan öka livstiden.

När centrallagret tjänat ut underlättas nedläggning av att anläggningen är placerad i berg. Nedläggningen kan utföras på följande sätt:

- Bränsle förs bort till annat lagringsutrymme, till upparbetning eller för direktdeponering.
- Aktiva komponenter, som inte utgörs av bränsle, bortförs till slutdeponering.
- Anläggningen dekontamineras omsorgsfullt. Skrot och byggnadsdelar som utgör låg- och medelaktivt avfall bortförs för deponering.

Därefter kan anläggningen åter användas för kärnteknisk eller annan verksamhet. Om bergrummen inte skall utnyttjas för annan verksamhet utan förslutas kan arbetet med demontering och kontaminering göras mindre omfattande.

Nedläggning av ett centralt bränslelager ger mindre problem än nedläggning av ett kärnkraftverk. Detta är främst beroende på att centrallagret inte innehåller tung utrustning eller fasta installationer som är starkt radioaktiva.

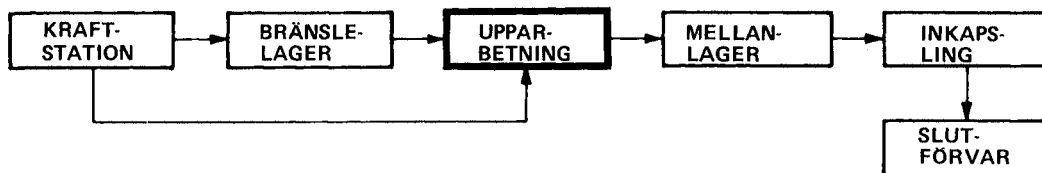
4.3 ANLÄGGNINGENS DRIFT

Det centrala lagret för använt kärnbränsle står under samma myndighetskontroll som ett kärnkraftverk, dvs statens kärnkraftinspektion, statens strålskyddsinstitut m fl myndigheter. Dessa myndigheter ger föreskrifter rörande såväl anläggningens utformning som dess drift.

Den administrativa kontrollen av bränslet kommer att genomföras under SKIs och internationella atomenergiorganets, IAEAs, överinseende.

Driftpersonalen, som beräknas uppgå till ett 100-tal personer, kommer att få såväl teoretisk som praktisk utbildning i frågor som strålskydd, kriticitet, system- och komponentkännedom samt drift- och underhållsteknik. Personalens praktiska utbildning skall bl a omfatta tjänstgöring med speciell inriktning på bränslehantering vid i drift varande kärnkraftverk.

5 UPPARBETNING OCH SOLIDIFIERING



5.1 VÄRLDSÖVERSIKT

5.1.1 Aktuellt läge för upparbetning i Europa

I Västeuropa finns för närvarande fyra upparbetningsanläggningar i drift. Vidare har konstruktionsarbetet inletts för tre nya upparbetningsanläggningar.

Den första franska upparbetningsanläggningen UP1 i Marcoule byggdes för att upparbeta bränsle från de gaskyllda grafitmodererade reaktorerna i Marcoule. Den blev färdig 1958 och har varit i drift sedan dess. Marcoule kommer nu gradvis att överta upparbetning även av bränsle från övriga franska reaktorer av denna typ, som tidigare skett i La Hague. Marcoule upparbetar även bränsle från en fransk tungvattenreaktor och en del bränsle från bredreaktorn Phenix. Upparbetningskapaciteten i Marcoule är ca 1 000 ton/år. I Marcoule finns PIVER-anläggningen, där man sedan 1969 satsvis tillverkat högaktivt glas. Det högaktiva glaset har gjutits i behållare av kromnickelstål. Förvaras förglasat avfall med en aktivitet av ca 5 miljoner curie i ett luftkylt lager av betong under markytan i Marcoule.

Den andra franska upparbetningsanläggningen UP2 i La Hague inledde rutinemässig drift 1967. Anläggningen var från början avsedd för upparbetning av bränsle till gas-grafitreaktorerna. 1971 påbörjades vid La Hague byggandet av så kallad "head end" för mottagning, sönderdelning och upplösning av lättvattenreaktorbränsle. Anläggningen för separation av uran, plutonium och högaktivt avfall är densamma för gas-grafitbränsle och lättvattenreaktorbränsle. Drift sker för närvarande alternativt med den ena eller andra typen av använt bränsle. Provdrift av denna del påbörjades 1976, då 15 ton bränsle upparbetades från den schweiziska kokarreaktorn i Mühleberg. Nästa driftperiod med lättvattenreaktorbränsle startar i slutet av 1977. Strejken vid La Hague hösten 1976 har försenat driftprogrammet.

I november 1976 tillsatte det helstatliga franska kärnbränslebolaget, COGEMA, och personalorganisationerna en utvidgad kommitté för hygien och säkerhet med uppdrag att föreslå förbättringar av arbetsmiljön. Denna kommitté avgav i juni 1977 en rapport med förslag till arbetsmiljöförbättringar på 47 punkter, som skulle genomföras till och med 1981. COGEMAs ledning har beslutat att genomföra detta program helt. En del av åtgärderna har redan genomförts.

Kapaciteten i La Hague är 1 000 ton gas-grafitreaktorbränsle/år. Från kommande årsskifte kommer anläggningen successivt att ändra produktionsinriktning till upparbetning av lättvattenreaktorbränsle. Anläggningens kapacitet för sådant bränsle är 400 ton uran per år. Denna kapacitet kommer att ökas till 800 ton/år fram till år 1981 genom kompletterande installationer.

Den brittiska upparbetningsanläggningen i Windscale som ägs av det helstatliga kärnbränslebolaget BNFL togs i drift 1964. Den byggdes för upparbetning av gas-grafitreaktorbränsle men byggdes sedan om för att även kunna upparbeta lättvattenreaktorbränsle. I början av 1970-talet upparbetades även lättvattenreaktorbränsle, men efter ett missöde 1973 stängdes den ombyggda delen.

Anläggningen i Windscale upparbetar nu bränsle från de brittiska gas-grafitreaktorerna. Kapaciteten är ca 1 000 ton/år. Det utbrända lättvattenreaktorbränslet förvaras f n i vattenbassänger för senare upparbetning. Efter ombyggnad av en "head-end" kommer upparbetning av lättvattenbränsle att återupptas.

Den första industriella demonstrationen av upparbetning av lättvattenreaktorbränsle skedde genom det västeuropeiska samarbetsprojektet Eurochemic som byggt och drivit en liten anläggning i Mol i Belgien. Anläggningen kördes i 7 år och upparbetade bl a 190 ton lättvattenreaktorbränsle. Efter inkörning och modifieringar gick anläggningen bra. Erfarenheterna visade dock att för en större industriell anläggning skulle processen behöva modifieras.

I upparbetningsanläggningen i Mol avslutades driften i januari 1976. Beslut härom fattades ett par år tidigare av de västeuropeiska delägarna som då bedömde att det skulle uppkomma en överkapacitet på upparbetning i Västeuropa och att det i ett sådant läge inte skulle vara ekonomiskt att driva en mindre anläggning som Eurochemic. Förutsättningarna har nu ändrats och de belgiska kraftföretagen utreder möjligheterna att ta anläggningen i drift igen för belgiska behov.

En andra demonstration av upparbetning av lättvattenreaktorbränsle sker i den västtyska upparbetningsanläggningen WAK nära Karlsruhe. Denna anläggning som har en kapacitet av 40 ton/år togs i drift i början av 1970-talet. Efter ett par år med olika driftproblem har den gått bra de senaste åren och är nu i drift med lättvattenreaktorbränsle.

I Västeuropa projekteras f n tre nya upparbetningsanläggningar som alla kommer att byggas speciellt för lättvattenreaktorbränsle. COGEMA kommer att bygga en ny anläggning i La Hague kallad UP3A med en kapacitet av 800 ton/år som planeras komma att tas i drift 1984/85. En likadan anläggning med samma kapacitet, UP3B, beräknas tas i drift ett par år senare.

BNFL planerar en ny anläggning i Windscale kallad THORP 1 med en kapacitet av 1 000 ton/år. Den avses tas i drift tidigast 1985. Brittiska miljöministern beslöt i december 1976 att en "public hearing" skall hållas om denna anläggning, varför det f n inte är möjligt att bedöma om och när anläggningen kan komma till stånd.

Både COGEMA och BNFL avser att nyttja sina anläggningar dels för det egna landets behov, dels för upparbetning av utbränt bränsle

från andra länder, främst från Västeuropa och Japan. Finansieringen av de nya anläggningarna avses ske genom att in- och utländska kunder tecknar långtidskontrakt för upparbetning och härvid binder sig för förskottslikvider.

I Västtyskland har kärnkraftbolagen bildat ett gemensamt bolag, DWK, som planerar att uppföra en stor upparbetningsanläggning. Diskussion om anläggningens lokalisering pågår f n. Enligt nuvarande planer skulle en sådan anläggning tas i drift 1988.

5.1.2 Aktuellt läge för upparbetning i andra länder

Sovjetunionen väntas komma igång i stor skala med upparbetning av lättvattenreaktorbränsle under första hälften av 1980-talet. Den sovjetiska kapaciteten beräknas täcka det östeuropeiska behovet.

Japan har byggt en upparbetningsanläggning med fransk teknik i Tokai-Mura med kapaciteten 200 ton/år. Under juli månad 1977 började anläggningen ta emot använt kärnbränsle. En överenskommelse har nu träffats mellan USA och Japan som innebär, att japanerna kan påbörja upparbetning av använt bränsle, vilket är nära förestående.

I USA, där upparbetningstekniken utvecklades under 1940-talet, finns statliga upparbetningsanläggningar i drift i Hanford och Savannah River. Dessa anläggningar upparbetar idag dels militärt bränsle, dels bränsle från forskningsreaktorer.

Upparbetning och återföring av plutonium, som bildas vid civila kärnkraftreaktorer i USA, skall uppskjutas på obestämd tid enligt president Carters energiprogram.

5.2 SVENSKA UPPARBETNINGSKONTRAKT

OKG har ett kontrakt med BNFL för upparbetning i England av använt kärnbränsle från reaktorerna Oskarshamn 1 och 2, vilket täcker behovet för dessa reaktorer fram till 1980. SKBF har tecknat kontrakt med COGEMA om upparbetning av använt kärnbränsle från reaktorerna Barsebäck 2 och Ringhals 3, vilket likaledes täcker behovet för bränsle som tas ut från dessa reaktorer fram till 1980.

I avvaktan på att den engelska situationen skall klarna förhandlar SKBF tillsvdare endast med COGEMA om upparbetning av kärnbränsle under 1980-talet. Sådan upparbetning skulle till stor del ske i den planerade anläggningen UP3A.

Redovisningen av avfallsglasets egenskaper i detta kapitel och i kapitel III:4 baseras på undersökningar och uppgifter från COGEMA. På vissa punkter föreligger svenska kontrollundersökningar av aktuellt avfallsglas från COGEMA.

SKBFs avtal om upparbetning specificerar en lägre halt av klyvningsprodukter i det förglasade avfallet än vad som motsvarar fransk praxis för närvarande. Detta har skett för att avfallets värmeproduktion skall bli mindre, vilket underlättar materialets

hantering och förvaring. Egenskaper som är beroende av denna ändring är lätt beräkningsbara.

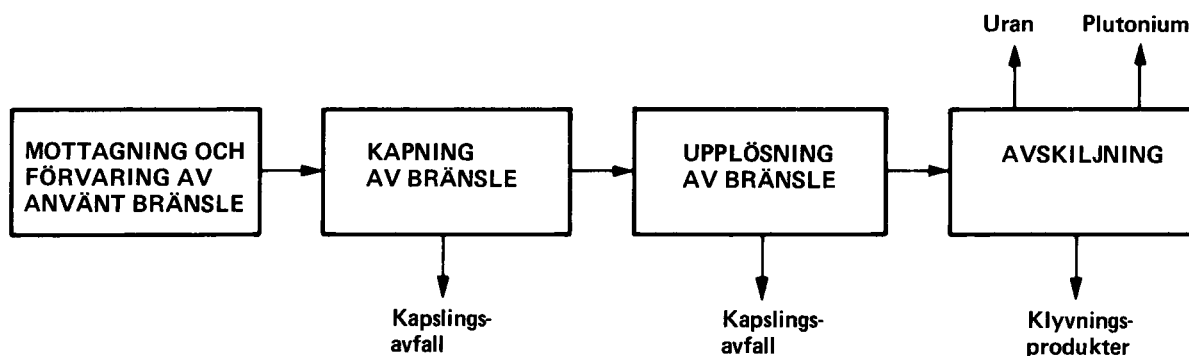
Enligt avtal om upparbetning skall SKBF och COGEMA först i början av 1980-talet träffa formell överenskommelse om kontraktspecifikationer för det avfallsglas som beräknas komma att återsändas till Sverige tidigast 1990. De produkttegenskaper som då kommer att specificeras kommer inte nämnvärt att avvika från de egenskaper som redovisas i denna rapport. Under alla förhållanden kommer eventuella avvikelser att vara oväsentliga för bedömningen av om det högaktiva avfallet i form av glas kan hanteras och förvaras på ett helt säkert sätt.

5.3 PROCESSER

De anläggningar för upparbetning av använt kärnbränsle som nu är uppförda, under byggnad eller i planeringsstadiet, bygger alla på varianter av den amerikanska sk Purexprocessen. I korthet omfattar huvudprocessen kapning av bränsleelementen, upplösning av bränslet i salpetersyra, separation av uran och plutonium från klyvningsprodukter genom extraktion med ett organiskt lösningsmedel, separation av uran och plutonium från varandra samt slutrening av uran och plutonium.

Genom upparbetning av det använda bränslet uppdelas detta i fyra fraktioner innehållande uran, plutonium, kapslingsavfall och högaktivt avfall i lösning. Figur 5-1 visar ett förenklat flödeschema över upparbetning av använt kärnbränsle från lättvattenreaktorer.

Den högaktiva avfallslösningen har beräknats innehålla ca 0,1% av den ursprungliga uranmängden och ca 0,5% av ursprunglig plutoniummängd samt den totala mängden av klyvningsprodukter och övriga transuraner. Lösningen indunstas och förvaras vanligen en tid som flytande koncentrat i kylda och övervakade rostfria tankar. Efter en tids förvaring överförs det flytande högaktiva avfallet till fast form. Upparbetningsanläggningen i La Hague kommer först att konvertera det högaktiva avfallet till ett kalcinat. Kalcinatet



Figur 5-1. Flödesschema över de olika momenten vid upparbetning av använt kärnbränsle från lättvattenreaktorer.

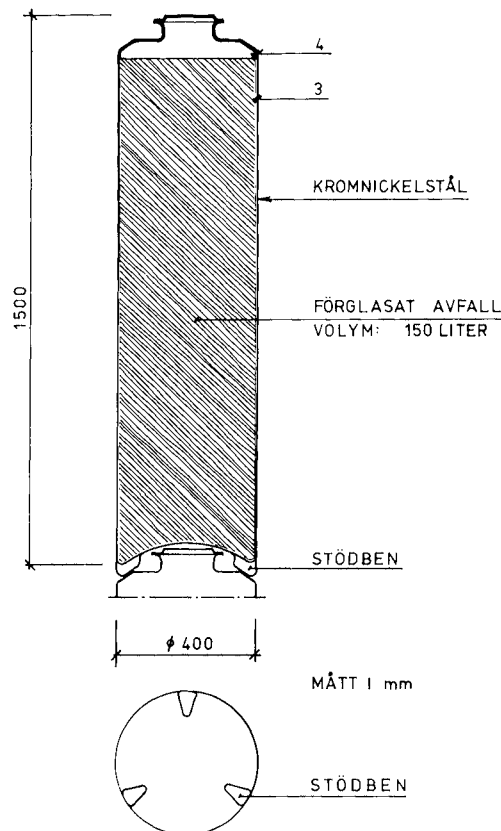
smälts därefter ihop med borsilikatglas och gjuts i behållare av kromnickelstål. När en behållare är fylld med avfallsglas tillslutes den hermetiskt genom påsvetsning av ett lock. Behållarens eller avfallscylinderns utsida rengörs från aktivitet genom tvättning med vatten under högt tryck, vilket förenklar avfallscylinderns senare hantering. Cylindern transporteras därefter till ett kylt lager vid uppberedningsanläggningen.

Tillverkningen av det högaktiva glaset sker avståndsmanövrerat i celler med tjocka betongväggar och med möjlighet att följa processen genom blyglasfönster. I Marcoule finns erfarenhet av icke-kontinuerlig glastillverkning i PIVER-anläggningen. En större industriell anläggning för glastillverkning med en kontinuerlig process, AVM (Atelier de Vitrification de Marcoule), är färdigbyggd och provas för närvarande med inaktivt glas. Produktion av högaktivt glas från Marcoule kommer att inledas i början av 1978. Konstruktion av en motsvarande förglasningsanläggning för uppberedningsanläggningen vid La Hague har inletts.

5.4 EGENSKAPER HOS FÖRGLASAT AVFALL

5.4.1 Dimensioner och aktivitetsinnehåll

Det förglasade avfallet anländer till Sverige i cylindrar av kromnickelstål. Varje cylinder har en diameter av 400 mm, en längd av 1 500 mm och rymmer 150 l glas, se fig 5-2. Glasets densitet är $2,8 \text{ g/cm}^3$. Varje cylinder, som väger 470 kg, innehåller



Figur 5-2. Avfallscylinder. Det förglasade avfallet gjuts in i en behållare av kromnickelstål. Denna tillsluts med ett påsvetsat lock. Stödbenen gör det möjligt att stapla avfallscylindrarna på varandra.

högaktivt avfall från upparbetning av 1 ton uran i använt bränsle. Detta innebär att halten fissionsprodukter i glaset sänkts från 20 till ca 9 viktsprocent, vilket föreskrives i SKBFs upparbetningskontrakt med COGEMA. Värmeutvecklingen från varje cylinder reduceras härigenom till värden, som är anpassade till av KBS föreslagna lösningar för hantering och förvaring av förglasat avfall.

Enligt gällande kontrakt skall avfallscylindrarna sändas till Sverige tidigast 10 år efter det att bränslet tagits ur reaktorn, varvid den totala aktivitetsmängden per cylinder är $4 \cdot 10^5$ curie. 30 år senare har aktivitetsmängden sjunkit till $2 \cdot 10^5$ curie. Värmeutvecklingen per cylinder är då maximalt 525 W.

5.4.2 Framställning av borsilikatglas

Forskare vid franska atomenergikommissariatet inledde laboratorieförsök för framställning av avfallsglas redan år 1957. En pilotanläggning för framställning av högaktivt glas, kallad PIVER, togs i drift 1969. I denna anläggning framställs högaktivt glas från upparbetning av gas-grafitbränsle i Marcoule. Från 1969 har högaktivt avfall med en aktivitet av 5 miljoner curie förglasats i PIVER-anläggningen, vilket resulterade i en produktion av 12 ton glas. Detta glas förvaras nu i ett torrt, luftkyllt lager i Marcoule.

PIVER-anläggningens kapacitet är dock för liten för industriell produktion av högaktivt glas. En ny anläggning har byggts för kontinuerlig glasframställning i större skala i Marcoule, där drift med aktivt material väntas starta i början av 1978.

De franska forskarna koncentrerade redan från början sitt intresse till borsilikatglas. Atomerna i glas sitter inte i ordnade mönster som i kristallina ämnen. I en kristallin struktur kan endast atomer med viss storlek byggas in. Glas har därigenom god förmåga att i sin struktur lösa de olika atomer av varierande storlek som förekommer i högaktivt avfall. Dessutom kan glasstrukturen anpassa sig vid de radioaktiva sönderfall som sker i ingående fissionsprodukter och aktinider och som resulterar i en omvandling till nya grundämnen.

Borsilikatglas är sammansatt av kiseldioxid, natriumoxid och borsoxid. Vid tillverkning av franskt högaktivt glas blandas ett förtillverkat inaktivt borsilikatglas med kalcinerat högaktivt avfall från upparbetningen. Fördelarna med borsilikatglas är

- god kemisk beständighet mot utlakning i vatten,
- god mekanisk hållfasthet vid snabba temperaturförändringar,
- låg kristallisationshastighet,
- liten förhöjning av utlakningshastigheten om glaset kristalliserar och
- god beständighet mot strålskador.

5.4.3 Utlakning från borsilikatglas

Om grundvatten kommer i direkt kontakt med glas sker en mycket långsam utlakning av joner från glaset till vattnet. I Marcoule har utlakningshastigheten för borsilikatglas med 20% fissionspro-

duktioner från lättvattenreaktorbränsle bestämts i strömmande vatten (dynamisk lakning). Lakningshastigheten har vid 25°C beräknats till $2 \cdot 10^{-7}$ g/cm² och dygn, vilket motsvarar en utlösning av 0,0003 mm glastjocklek per år, eller ca 1 mm på 3 000 år. Detta gäller utlakning med strömmande vatten. För stillastående vatten (statisk lakning), vilket bättre motsvarar förhållandena i ett slutförvar, har man i Marcoule uppmätt lakningshastigheter som är lägre än vid dynamisk lakning. Borsilikatglas med endast 9% fissionsprodukter kan förutses få något lägre utlakningshastighet än glas med 20% fissionsprodukter.

Försök i Marcoule med vattenkvalitet varierande från dricksvatten till havsvatten visar praktiskt taget samma utlakningshastighet. Däremot ökar utlakningshastigheten vid låga och höga pH-värden. Man har uppmätt en ökning av utlakningshastigheten med en faktor 10 vid pH 3 och en ökning med en faktor 20 vid pH 14 jämfört med förhållandena vid pH 8. Vid mindre extrema pH-värden är ökningen begränsad. Vid pH 11 exempelvis, som överstiger det pH-värde man har att räkna med i ett slutförvar, skiljer sig utlakningshastigheten oväsentligt från förhållandena vid pH 8.

En temperaturökning från 25°C till 70°C har i försök med franskt glas ökat utlakningshastigheten med en faktor 10. De temperaturer som kan bli aktuella i ett svenskt slutförvar ligger mellan 20°C och 70°C.

Prover av högaktivt borsilikatglas från gas-grafitreaktorer i Marcoule som tillverkades och undersöktes 1966 har på nytt provlakats under 1976. Utlakningshastigheten visade sig vara praktiskt taget oförändrad, 10^{-7} g/cm² och dygn, vid i övrigt lika förfarande. Någon nämnvärd ändring av utlakningshastigheten bedöms inte heller uppkomma under mycket långa tider.

I Studsvik görs försök med lakning av högaktivt glas från Marcoule och av högaktivt glas med extra hög plutoniumhalt. Lakningsförsöken utföres med vattenkvaliteter som motsvarar grundvattnet kring ett slutförvar. Hittills erhållna resultat överensstämmer i allt väsentligt med de franska försöken.

5.4.4 Termiska och mekaniska egenskaper hos borsilikatglas

När glaset gjutits i kromnickelstålbehållare kommer det på grund av behållarens krympning vid avsvälningen att utsättas för tryckpåkänningar. Glasets hållfasthet mot sådan påkänning är mycket god. Vid den snabba avkylning som uppkommer vid dekontaminering av behållarna kan emellertid sprickor uppkomma i glaset. Studier i Marcoule har visat att vid extremt snabb nedkylning uppstår en ytförstoring motsvarande en faktor 2-3. Högsta ytförstoring genom hantering och transporter har uppskattats till en faktor 10.

Inuti glaset utvecklas värme. Vid temperaturer över 550°C finns risk för att en del av glaset kristalliserar. Försök har utförts i Marcoule varvid högaktiva glasblock hållits vid 800°C i 100 timmar. Efter dessa försök har blocken ej spruckit och utlakningshastigheten efter värmningen visade endast liten ändring. Temperaturen i centrum av glascylindern hålls i slutförvaret under 100°C, dvs långt under de 550°C som kan vara kritiska. Även vid mellanlagringen ligger centrumtemperaturen under 550°C även i det fall att alla ventilationssystem skulle falla bort.

Bränslets klyvningsprodukter innehåller bl a inaktiv molybden. Denna molybden kan vid industriell glastillverkning ge upphov till bildning av s k molybdatfas i glaset om uppehållstiden vid ca 800°C är lång. Denna fas består väsentligen av natriummolybdat men innehåller också strontium, lantan och eventuellt något cesium och americium. Molybdatfasen är löslig i vatten. Under de mest ogynnsamma förhållandena skulle 0,5% av glaset kunna bestå av molybdatfas. Denna kan innehålla vissa mängder av strontium och cesium. Låg halt av fissionsprodukter motverkar tendensen till bildning av molybdatfas.

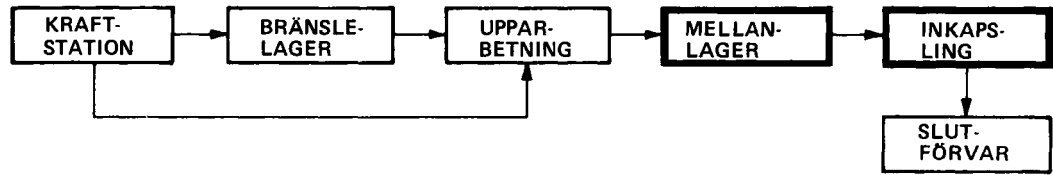
5.4.5 Strålningsbeständighet hos borsilikatglas

Strålningens inverkan på borsilikatglas har undersökts med höga doser betastrålning motsvarande $1,2 \cdot 10^{11}$ rad. En lagring i 1 000 år ger en total dos på ca $2,4 \cdot 10^{11}$ rad. Resultaten från bestrålade prover visar:

- ingen energiackumulering (Wignereffekt),
- ingen ändring av lagningshastighet,
- ingen ändring av struktur.

Den största risken med strålning föreligger vid alfastrålning (heliumpartiklar). För att undersöka detta har alfastrålande aktinider (americium-241, plutonium-238, curium-244) tillsatts glas i så stor mängd att en dos motsvarande vad som erhålles under upp till 1 000 år för högaktivt glas har getts på 1-2 år. Denna typ av accelererade försök innebär ett svårare prov än lägre doshastighet under lång tid. Detta beror på att heliumatomerna har mindre möjlighet att diffundera ut ur glaset och att glasstrukturen tvingas anpassa sig snabbare till att innehålla viss mängd helium. Denna typ av prov har visat, att ändringen i mekaniska egenskaper är liten. Som jämförelse kan nämnas att det finns naturliga vulkaniska glas som innehåller så mycket som 200 mm³ gas per gram glas utan att ha blivit spröda.

6 MELLANLAGER OCH INKAPSLING



6.1 ALLMÄNT

I anslutning till slutförvaret anläggs ett mellanlager och en inkapslingsstation för de avfallscylinrar som anländer från upp-
 arbetsanläggningen. Möjligheter till alternativ lokalisering
 belyses i kapitel I:11.

Huvudsyftet med mellanlagringen är att minska värmeavgivningen
 från avfallet och att därigenom förenkla slutförvaringen. En
 mellanlagringstid av 30 år är förutsedd under vilken värmeavgiv-
 ningen minskar till ungefär hälften. Denna tid kan emellertid
 förlängas och den enda begränsningen är hur länge en övervakad
 förvaring bedöms vara önskvärd och acceptabel.

Under den tid som avfallet förvaras i mellanlagret kommer det
 också att vara möjligt att vidareutveckla och optimera inkaps-
 lingsförfarandet och utformningen av slutförvaret.

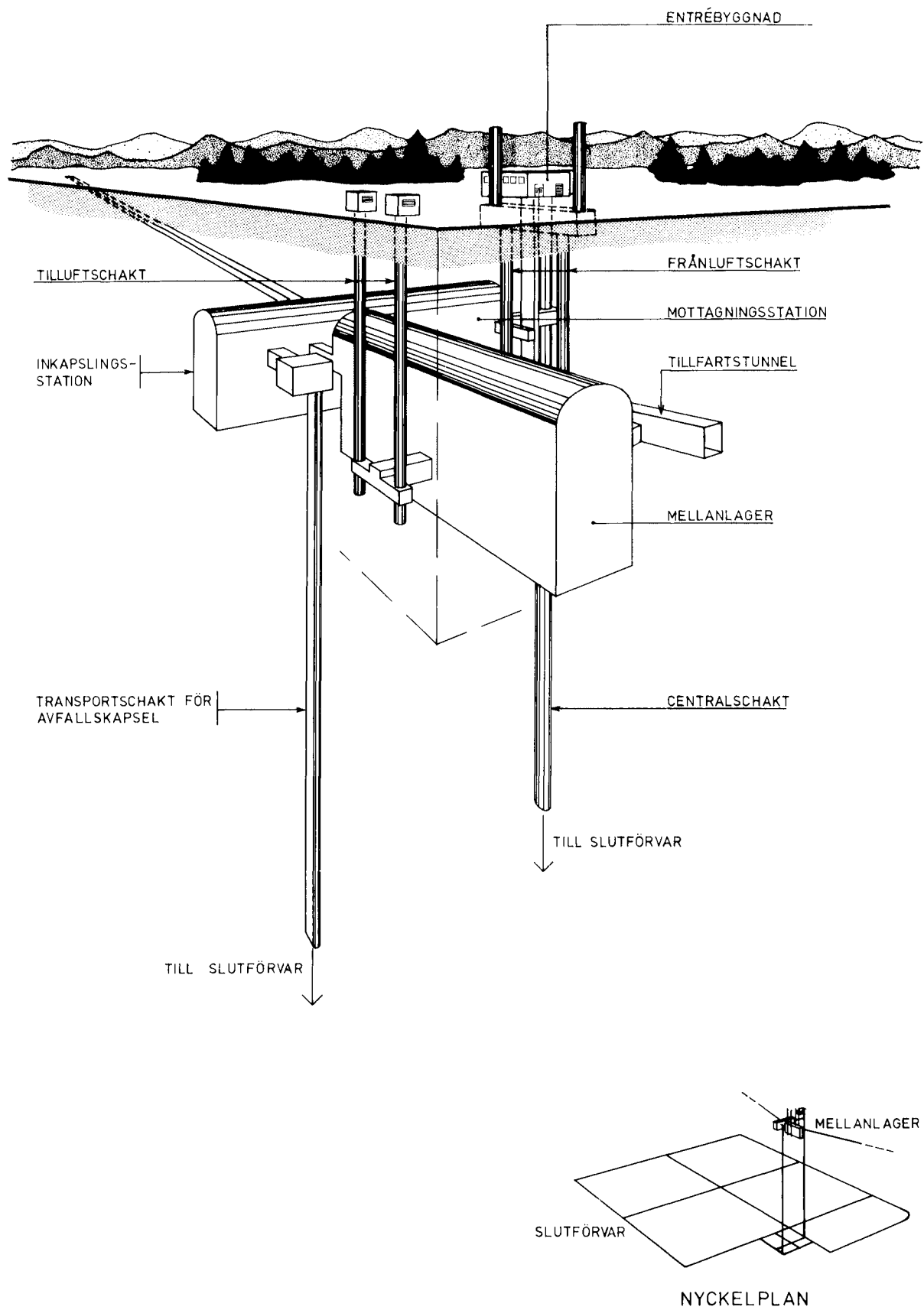
Syftet med inkapslingen, som följer efter förvaringen i mellan-
 lagret, är att förse det förglasade avfallet med en korrosions-
 beständig och tät inneslutning före deponering i slutförvaret.
 Utlakning av det förglasade avfallet kan ske först sedan kaps-
 lingsmaterialet genombrutits till följd av korrosion orsakad av
 grundvattnet. Inkapslingen skall också utgöra en strålskärm som
 minskar radiolysen av grundvattnet till en ur korrosionssynpunkt
 försumbart låg nivå och som dessutom förenklar avfallscylin-
 rarnas hantering.

Anläggningen har en lagringskapacitet av 6 000 avfallscylinrar
 och kan ta emot och kapsla in 300 cylindrar per år.

För en mer detaljerad redovisning av mellanlagret och inkaps-
 lingsförfarandet hänvisas till kapital III:5 med tillhörande rit-
 ningar.

6.2 BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN

Huvuddelen av anläggningen förläggs under jord med ca 30 meters
 bergtäckning för att ge skydd mot yttre påverkan såsom krigs-
 handlingar och sabotage. Endast en entrébyggnad, med administra-
 tions- och serviceutrymmen samt intag och utsläpp för ventilation
 är belägna ovan jord, se fig 6-1.



Figur 6-1. Perspektivskiss av anläggningen för mellanlagring och inkapsling. Den är belägen under jord med ca 30 meters bergtäckning. Anläggningen är placerad ovanför slutförvaret.

De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen av avfallscyldrarna i anläggningen visas på fig 6-2.

Avfallscyldrarna kommer till anläggningen i en speciell transportbehållare på en trailer (se I:9) genom en tillfartstunnel. I anläggningens mottagningsdel sker urlastning av avfallscyldrarna från transportbehållaren till en cell, urlastningscellen. Om avfallscyldrarna befinner sig vara skadade eller kontaminerade förses de med en ny ytterbehållare i en "recanning"-cell. De avfallsbehållare, som förvaras i mellanlagret, är därför inte radioaktivt förorenade på utsidan.

Från urlastningscellen överförs avfallscyldrarna omgivna av en strålskärmande transporthuv till mellanlagret där de placeras i stålrör i betongfack, som täcks av en betongplatta. Varje fack har 150 stålrör med utrymme för tio avfallscyldrar staplade ovanpå varandra, sålunda 1 500 per fack. Lagret har fyra fack i två grupper med en sammanlagd kapacitet av 6 000 avfallscyldrar.

För att avleda värmets som avges av avfallet cirkuleras luft i lagringsrören med ett ventilationssystem. Riklig reservkapacitet finnes inbyggd i ventilationssystemet. Men även i fall av totalt driftstopp för samtliga fläktar ger den naturliga luftkonvektionen tillräcklig kylning för att avfallsglasets temperatur skall kunna hållas på en nivå under den kritiska, dvs den temperatur, vid vilken en kristallisering av glaset kan äga rum. Eftersom avfallscyldrarna är rena på utsidan är den ventilationsluft som släpps ut i atmosfären via ett ventilationsschakt och en skorsten inte kontaminerad. Ventilationssystemet kan ändå som en extra säkerhetsåtgärd komma att förses med filter och utrustning för aktivitetsmätning.

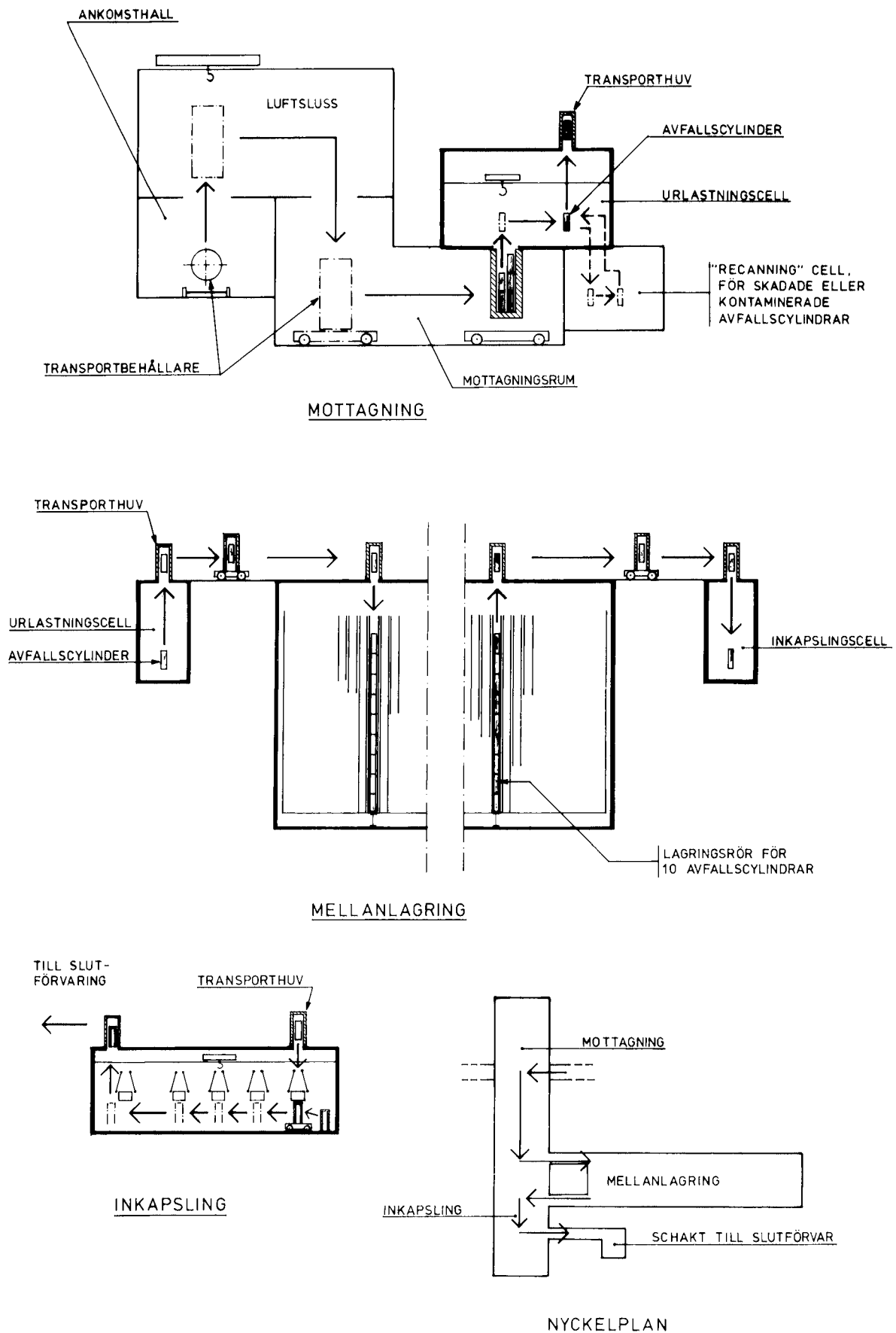
Betongplattan över lagringsfacken har en sådan tjocklek, och hålen i plattan ovanför stålrören är tillslutna på ett sådant sätt, att erforderlig strålskärmning erhålls för hallen ovanför lagret. Lufttrycket i hallen hålles dessutom något högre än i facken så att luft från facken inte kan tränga upp i hallen.

Efter avslutad förvaring i mellanlagret överförs avfallscyldrarna i den strålskärmande transporthuven till anläggningens inkapslingsdel. Där placeras de i en inkapslingscell i vilken de förses med en bly-titan-kapsel, se fig 6-3. Efter kvalitetskontroll överförs det inkapslade avfallet till slutförvaret.

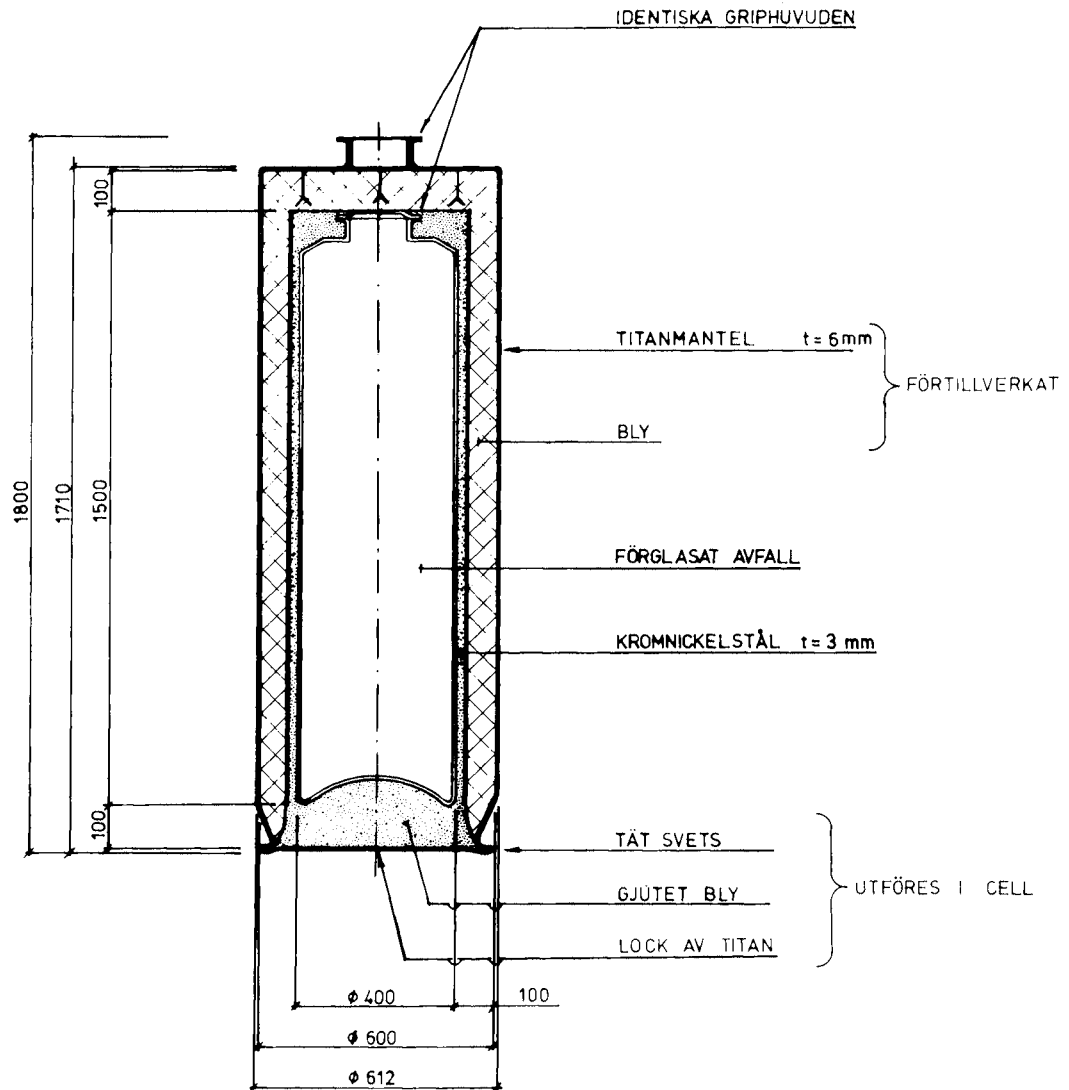
6.3 INKAPSLINGSMATERIALETS EGENSKAPER

I slutförvaret utsätts avfallskapslarna för påverkan av grundvattnet i berget. Det är därför angeläget att avfallsglasets skyddas mot utlakning under den tid avfallets farlighet, toxicitet, är mycket hög, se fig 6-4. Skyddet mot utlakning erhålls genom att avfallsglasets omges av en korrosionsbeständig kapsling.

Den behållare av kromnickelstål i vilken det förglasade avfallet levereras från uppberedningsanläggningen tillmäts försiktigtvis inte någon nämnvärd livslängd, utan det egentliga skyddet består av en inkapsling av bly och titan, som båda är material med en god korrosionsbeständighet. Blyet tjänstgör också som en strål-



Figur 6-2. Schema över mottagning och mellanlagring. I mottagningsdelen tar man emot transportbehållarna och lastar ur avfallscyldrarna. Skadade eller kontaminerade cylindrar förses med en ytterbehållare av kromnickelstål. När avfallscyldrarna överförs till mellanlagret är de försedda med en transporthuv. Efter minst 30 års lagring överförs cylindrarna till inkapslingscellen.



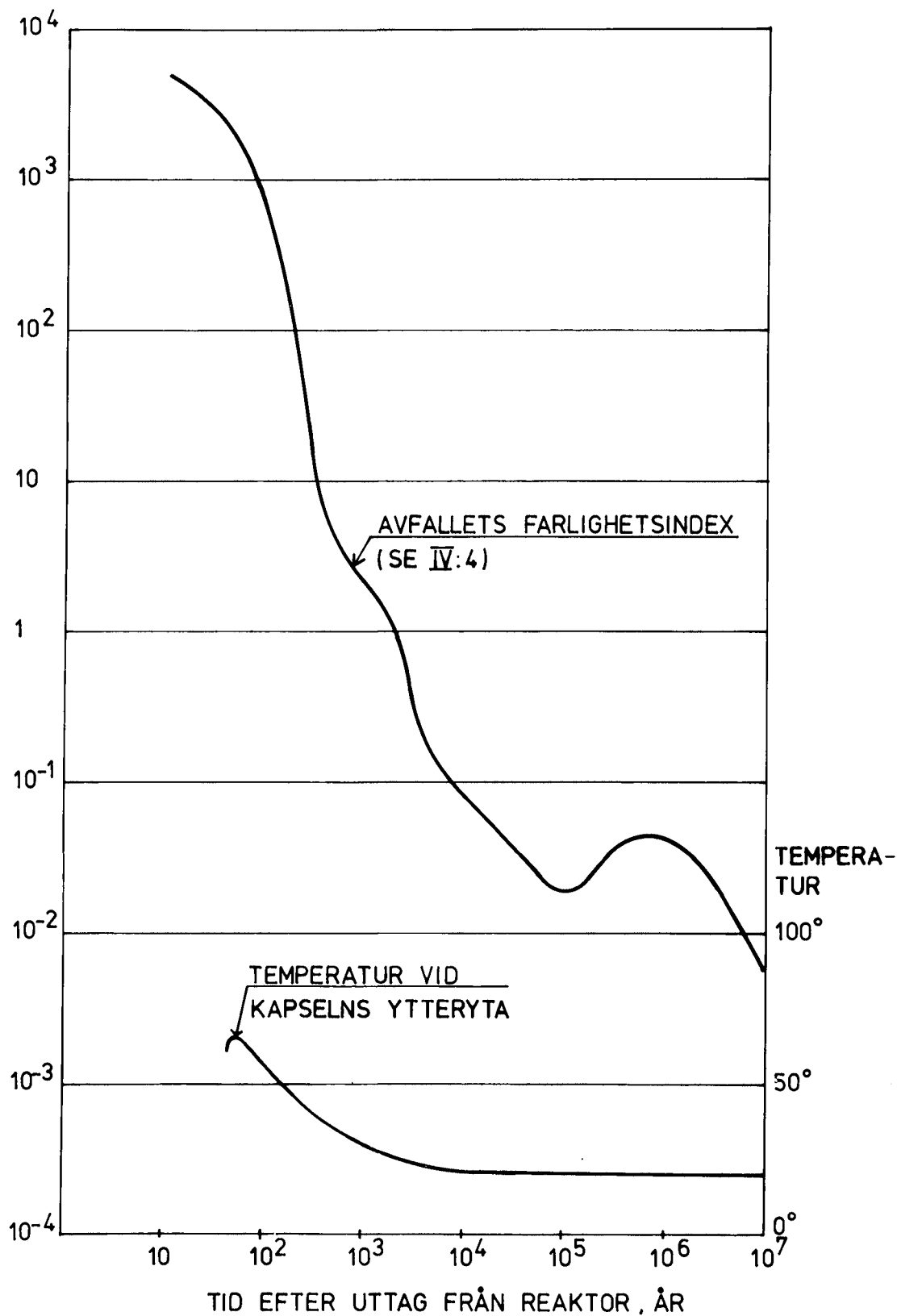
Figur 6-3. Bly-titankapseln. Avfallscylindern med det förglasade högaktiva avfallet inneslutet i en kapsel av bly och titan. Totalvikten blir ca 3,9 ton.

skärm som reducerar strålningsnivån och minskar radiolysen av grundvatten till en ur korrosionssynpunkt försumbar nivå.

Titanhöljets korrosionsbeständighet är helt grundad på uppkomsten av ett skyddande passiveringsskikt. Detta har under rådande förhållanden förmåga att självläka vid tillfälliga skador. Så länge detta skikt är intakt är materialets allmänkorrosion ytterst långsam. Vid de miljöbetingelser som förutsätts råda omkring kapslarna i slutförvaret har lokal korrosion av titan inte iakttagits. Man kan förvänta att titanhöljet kommer att förbli intakt under mycket lång tid.

För blyet kan man bortse från allmän korrosion eftersom det skyddas av titanhöljet. Om titanet penetreras får man emellertid räkna med en viss gropfrätning på den yta som frilägges. Den mängd bly som då kan gå i lösning uppskattas till drygt 2 kg på 1 000 år. Angreppet kommer att tränga ned i blyet med en avtagande hastighet. Preliminärt uppskattas att gropfrätningen genomtränger

FARLIGHETSINDEX



Figur 6-4. Diagram över hur det förglasade avfallets toxicitet, farlighetsindex, och kapselns yttemperatur varierar med tiden. Lägg märke till att farlighetsindex och tid är i logaritmisk skala.

blyinfodringen tidigast ca 500 år efter det att titanhöljet penetrerats men denna siffra är sannolikt kraftigt underskattad.

Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp av specialister inom korrosions- och materialområdet har, på uppdrag av KBS, granskat korrosionsbeständigheten hos de föreslagna inkapslingsmaterialen. I en lägesrapport 1977-09-27, som är återgiven i KBS tekniska rapport nr 31, har kapselns livslängd av vissa ledamöter bedömts till minst 1 000 år och av andra till minst 500 år. En slutlig bedömning kommer emellertid att ges först efter att resultat av pågående, fördjupade utredningar finns tillgängliga.

I ett av de kompletterande yttranden från medlemmar i referensgruppen, som fogats till lägesrapporten, framhålls att de redovisade bedömningarna är konservativa och representerar en lägsta gräns för kapslingsmaterialets hållfasthet. På grund av den kunskap som föreligger, sägs det i yttrandet, är sannolikheten stor för att en fortsatt utredning skall visa på betydligt längre livslängd hos kapslingsmaterialet. KBS delar denna uppfattning. Se vidare under III:5.3.

6.4 DRIFT AV ANLÄGGNINGEN

Driften av mottagningsdelen och inkapslingsdelen är baserad på fjärrmanövrerad hantering i slutna celler. Driftpersonalen som i huvudsak har en övervakande funktion är därvid skyddad mot strålning av tjocka betongväggar och strålskärmande fönster. Utrustningen kan vid behov förflyttas från cellerna till förberedda utrymmen där reparation och underhåll kan ske. Denna teknologi är beprövad och har använts sedan många år i ett liknande lager i Marcoule i Frankrike.

Anläggningen och verksamheten kommer att övervakas av statens kärnkraftsinspektion och statens strålskyddsinstitut på liknande sätt som en kärnkraftsstation. Anläggningen kommer att utformas i enlighet med de föreskrifter som dessa myndigheter och arbetarskyddsmyndigheterna utfärdar och efter samråd med berörda personalorganisationer. Beträffande arbetsmiljö och skyddsfrågor hänvisas till kap I:10.

När anläggningarna för mellanlagring och inkapsling tjänat ut underlättas nedläggningen av anläggningarna av deras förläggning i berg. Nedläggningen kan utföras på i princip samma sätt som angivits för centralt lager för använt bränsle i avsnitt I:4.2.4.

7 GEOLOGI

7.1 ALLMÄNT

Möjligheterna till säker slutförvaring av högaktivt avfall i geologiska formationer har sedan länge övervägts i olika länder. Då man som regel utgått från att avfallet skall slutförvaras i det land där det producerats har olika typer av formationer aktualiserats - salt, leror, skiffrar, kristallint berg - allt efter förekomst i olika länder. För Sveriges del har intresset varit inriktat på urbergsformationer (granit, gnejs).

KBS har träffat avtal med Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, om genomförande av ett omfattande program för geologiska fältundersökningar och teoretiska studier. Programmet avser bl a 10 st kärnborrhål till ca 500 m djup, undersökningar av kärnor och borrhål, vattenförlustmätningar, grundvattenanalyser, spårämnesförsök i berg samt teoretiska studier av grundvattenrörelser.

Jämsides med och i anknytning till SGUs undersökningar har olika forskare på KBS uppdrag genomfört utredningar och sammanställningar avseende berggrundens egenskaper och tänkbara rörelser i berggrunden i olika delar av landet, grundvattnets rörelsemönster och sammansättning samt olika fördröjningseffekter på utlöst material vid grundvattnets passage genom buffertmaterial och bergsprickor.

En provstation, där observationer och försök kan utföras i ett granitmassiv på 360 meters djup har etablerats i Stripa gruva.

Frågor rörande geologi och bergmekanik har fortlöpande behandlats inom en rådgivande expertgrupp.

Vid två tillfällen (februari och oktober 1977) har frågor av betydelse för ett slutförvar i svenskt urberg diskuterats på särskilda konferenser, vid vilka ett stort antal av Sveriges geovetare har deltagit.

En mer detaljerad redogörelse för de geologiska undersökningarna och erhållna resultat lämnas i del II.

7.2 MÅLSÄTTNING

Det geologiska undersökningsprogram som SGU genomfört för KBS räkning har syftat till att klarlägga de berggrunds- och grundvattenförhållanden, som är bestämmande för långtidssäkerheten hos

en förvaringsanläggning i svenskt urberg. Undersökningarna omspänner flera ämnesområden. Berggrunden på den plats som senare skall utväljas måste utgöras av en lämplig bergart, som har tillräcklig utsträckning såväl i plan som på djupet. Förekomsten av sprick- och krosszoner kan påverka bergförvarets utformning och dess säkerhet. Beträffande grundvattnet behövs uppgifter om dess kemiska sammansättning, hur mycket vatten som kan komma i beröring med avfallet, och hur lång tid vattnet uppehåller sig i berggrunden. Det är också viktigt att klarlägga på vilket sätt grundvattnet från förvaringsplatsen närmar sig markytan och hur utspädd det blir på vägen dit, samt vilken förmåga berggrunden har att fördröja och kvarhålla olika avfallsämnen om de skulle komma ut i grundvattnet.

Fältundersökningar har gjorts på fem platser, varav tre utvalts för närmare studier. Det bör understrykas att arbetet inte syftat till att nu finna en lämplig plats som föreslås för lokalisering av ett framtida bergförvar.

De geologiska undersökningarna utgör ett led i arbetet på att tillgodose villkorlagens krav att visa var en helt säker slutförvaring av högaktivt avfall kan ske. De valda områdena utgör exempel på platser där ett slutförvar skulle kunna tänkas bli förlagt och där de naturliga förhållandena undersökts både från ytan och på djupet. De undersökta områdena uppbyggs av våra vanligaste bergarter som inte kan förutses bli av intresse för gruvbrytning, nämligen gnejs, gnejs - granit och granit och är var för sig representativa för många andra delar av sydöstra Sverige. Områden med mindre vanliga bergarter, som lokalt kan tänkas erbjuda särskilda förutsättningar, har inte undersökts.

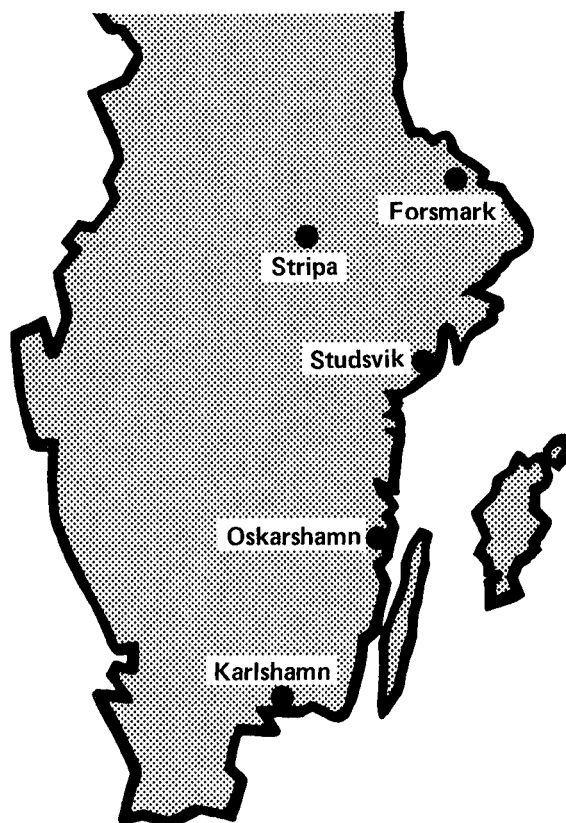
7.3 UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN OCH RESULTAT

Läget av de undersökta områdena och av provstationen i Stripa visas på fig 7-1. Även Studsvik, där vissa fältförsök utförts, har inlagts på figuren.

7.3.1 Karlshamnsområdet

Undersökningarna i karlshamnsområdet har gjorts inom verksamheten för oljekraftverket. Av de olika undersökningsområdena är detta det geologiskt bäst kända. Det ingår i den del av västra Blekinge, där de regionala sambanden mellan berggrundsstrukturer och grundvattenförhållanden blivit bäst undersökta i vårt land, och är det enda av KBS undersökningsområden, där man också har data från befintliga bergrum.

Undersökningsområdet uppbyggs av en grå gnejs, Blekinge kustgnejs. Den är fattig på sprickor och grundvatten. Sprickriktningarna växlar och har inga utpräglade huvudriktningar. Dessa förhållanden avspeglas också i statistiken för i gnejsen befintliga bergrum för oljelagring. Redovisade uppgifter på vatteninläckningen till bergrum på tillsammans över 700 000 m³ visar låga värden. Behovet av förstärkningsåtgärder vid utsprängningen har varit anmärkningsvärt lågt. Ur inläckningsdata kan man beräkna det omgivande bergets permeabilitet, som uttrycks i m/s och är ett mått på bergets vattengenomsläpplighet. Man finner värden



Figur 7-1. Karta över undersökningsplatser. Provboringar till ca 500 m djup har företagits vid Karlshamn (Sternö), norr om Oskarshamn (Kråkemåla och Åvrö) och Forsmark (Finnsjön och Forsmark). I Stripa gruva ligger KBS försöksstation. Fältförsök har också genomförts i Studsvik.

kring 10^{-9} m/s, vilket är lägre än normalt för berggrum på 30-50 m djup.

En kärnboring inom området till 500 m djup visar oförändrat goda bergförhållanden på större djup. Dessa förhållanden beror på att gnejsen, ända sedan sin plastiska veckning för mer än 1,3 miljarder år sedan i förhållande till omgivningen reagerat som en styv och motståndskraftig kropp.

Inom undersökningsområdet har en särskild studie visat att förskjutningarna utefter befintliga sprickor varit små under mycket lång tid. Den genomsnittliga förskjutningshastigheten ligger under 0,02 mm/milj år. Förekommande sprickor är i stor utsträckning mineralfyllda. En sprickzon fylld med svällande lermineral har påträffats norr om undersökningsområdet. Inga betydande krosszoner har påträffats.

Om man känner bergets permeabilitet och den fria grundvattenytans lutning kan man beräkna hur mycket vatten, som rör sig genom en given tvärsektion i berget på en viss tid. De stora höjdskillnaderna i terrängen i Karlshamnsområdet gör att grundvattenytans lutning blir ganska brant, ungefär 1:20. Ur erhållna data kan grundvattenflödet på 500 m djup beräknas till ca 0,2 liter per m² och år. Ett flackt område med motsvarande berggrund skulle visa ännu lägre flöden.

7.3.2 Finnsjöområdet

Finnsjöområdet ligger 16 km västsydväst om Forsmarks kärnkraftverk i norra Uppland. Här har geologiska och geofysiska undersökningar utförts. Bergförhållandena på djupet har studerats i tre kärnborrhål, ett vertikalt till 500 m, och två med 50° lutning, till mellan 500 och 550 m vertikalt djup. Området uppbyggs av skurgranit, som är en relativt enhetlig, svagt förgnejsad granitbergart. Dess inre uppsprickning är ganska kraftig. Sprickorna är emellertid i huvudsak oregelbundna, med växlande riktning, och i stor utsträckning fyllda av mineral. Ibland förekommer låga halter av svällande lermineral. Mot öster begränsas området av en förkastning som åtföljs av ett ca 300 m brett bälte med starkare uppsprickning. Områdets centrala delar utmärks däremot av stora sprickfattiga berggrundsblock med areor upp till 100 000 m². Mellan dessa förekommer sprickzoner, som kan vara fyllda med krossmaterial. I borrhålen uppträder sektioner på några hundra meter med permeabiliteten lägre än 10⁻⁹ m/s, avbrutna av ett fåtal zoner med förhöjda värden. Ur erhållna data kan grundvattenflödet i stora bergpartier på 500 m djup beräknas till ca 0,1 liter per m² och år eller mindre. Sprickzoner med större flöden förekommer. Bergmekaniska prov på borrhämnor visar mycket god hållfasthet. Finnsjöområdet representerar en vanlig berggrundstyp i Sveriges urberg, och har valts till referensområde i vissa av KBS studier.

7.3.3 Kråkemålaområdet

Kråkemålaområdet ligger 7,5 km nordnordväst om Oskarshamns kärnkraftverk vid Simpevarp, mellan Östersjön och sjön Göttemaren. Geologiska och geofysiska undersökningar har utförts här. Tre kärnborrhål har borrats, varav två vertikala till 500 resp 600 m djup, och ett med 50° lutning till ett vertikalt djup av 570 m. Området uppbyggs av en mycket enhetlig, odefornerad granit, götemarggraniten. Den kännetecknas i stor utsträckning av ett glest men regelbundet nät av rätvinkligt liggande, raka och långa sprickor. Sprickväggarna är klädda med granitens mineral och särskilda sprickfyllnadsmineral. Svavelkis förekommer också i sprickorna, ibland till och med rikligt, likaså flusspat. Smektit, ett svällande lermineral med god förmåga att fördröja utströmningen av vissa avfallsämnen, förekommer i mindre mängd. Borrhämnor från Kråkemåla visar påtagligt lägre hållfasthet än de från Finnsjön.

I borrhålen, mellan 300 och 500 meters djup, påträffas långa sektioner med en vattengenomsläpplighet mindre än 10⁻⁹ m/s. Dessa är emellertid omgivna av zoner med högre vattengenomsläpplighet och vattenföring. Grundvattenflödet i de tätare partierna beräknas till ca 0,15 liter per m² och år eller mindre. Betydligt större flöden finns i förekommande krosszoner vilket är anledningen till att bergbrunnar i denna granit ofta ger rikligt med vatten.

7.3.4 Övriga områden

De båda övriga områden, där borrhningar utförts är Ävrö, strax norr om Simpevarp, och Forsmark, ca 3,5 km väster om Forsmarks kraftverk. Efter inledande undersökningar har båda dessa områden

bedömts ha mindre gynnsamma bergförhållanden än de tre föregående, varför undersökningarna avbrutits.

7.4 GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN

7.4.1 Grundvattenmängder

För de tre undersökningsområdena har flödesuppgifter på 0,1-0,2 l/m² och år framräknats grundat på potentialteoretiskt beräknade typfall och tillgängliga permeabilitetsvärden. Dessa härrör från bergrum på ringa djup och från direkta mätningar i borrhål. Borrhålsutrustningen har inte medgivit bestämning av permeabiliteter under 10⁻⁹ m/s. I Stripa gruva har dock värden ned till 10⁻¹¹ m/s kunnat uppmätas i granit. Av dessa skäl bör de verkliga flödena vara betydligt mindre än angivna 0,1 - 0,2 l/m² och år. Vid en tänkt förvaring i något av undersökningsområdena kan det ringa vattenflödet därför förutses innebära en stark begränsning av såväl korrosion som glasutlakning. Erforderliga detaljundersökningar för att verifiera förhållandena har dock inte medhunnits, jfr IV:6.2.2 och 6.3.10.

Med kännedom om grundvattenflödena kan man beräkna utspädningen av utlösta ämnen från avfallet på vägen mot en recipient. Exempelvis skulle de under ett år utlösta ämnena från ett slutförvar på 500 m djup inom Finnsjö-området komma att spädas ut i minst en halv miljon m³ vatten i den förkastning som begränsar området österut. Den del av de utlösta ämnena som når Finnsjön skulle spädas ut i en ca 50 gånger större vattenvolym.

7.4.2 Strömningsvägar

Grundvattnets strömning bestäms av ett områdes nederbörd och landskapsformer samt markens och berggrundens beskaffenhet. Datorprogram har framtagits, med vars hjälp man kan beräkna strömningsbilden för vertikala snitt genom ett område. Därvid måste förutsättas bl a att sluttningar ligger vinkelrätt mot snittets plan och har stor utsträckning i denna riktning, samt att berggrundens permeabilitet är konstant eller ändrar sig på ett lagbundet sätt med djupet. Genom att variera förutsättningarna kan man, trots dessa begränsningar, belysa strömningsvägarna i ett givet område. Detta har gjorts med räknemodeller, som dels illustrerat några enklare typfall, dels anpassats till förhållandena i Finnsjöområdet.

Resultaten visar som väntat att grundvattnet strömmar ned i berggrunden i höjdområden, för att sedan vända och åter strömma upp mot angränsande större dalbottnar, där det kan nå ytan. Detta sker vid grundvattenutflöden i sjöar, vattendrag och källor. Inverkan av landskapsformerna sträcker sig ofta till flera tusen meters djup. Ju längre sluttningarna är, desto djupare når deras inverkan. De ytor där grundvatten från stora djup kommer upp är små, och uppströmningen åtföljs av en mycket stark utspädning med vatten från högre nivåer.

En följd av dessa allmänna förhållanden är att grundvattenrörelserna i ett område är uppdelade på mindre strömningsceller, och att grundvattentransporten helt övervägande är av lokal natur.

Detta förstärks när dalgångarna följer sprickzoner i berggrunden, där den vertikala vattengenomsläppligheten är hög. Modeller av Finnsjöområdet visar att strömningen där är riktad mot Finnsjön och mot förkastningsdalen i öster.

Beräkningarna har utvidgats till att innefatta den uppåtströmning över ett bergförvar, som under förvaringstidens inledande skede förorsakas av avfallets värmealstring. I överensstämmelse med tidigare amerikanska överslagsberäkningar visas att uppvärmningen endast ger en obetydlig störning av rådande strömbild i slutförvarets närhet. Effekten av dränering av bergformationen kring slutförvaret under anläggnings- och deponeringstiden har också undersökts.

7.4.3 Grundvattnets ålder

Den tid grundvattnet uppehåller sig i berggrunden är av vikt med hänsyn till de radioaktiva ämnas naturliga sönderfall och deras fördröjande och kvarhållande reaktioner med berget. I en och samma bergvolym är uppehållstiden för vattnet minst i de större, vattenförande sprickzonerna. I de mellanliggande berggrundsblocken med låg permeabilitet är uppehållstiden mångfalt större.

Åldersbestämning på vattenprov har utförts med kol-14-metoden, som anger hur lång tid som gått sedan vattnet trängt ned från markytan. Fyra vattenprov från borrhålen i Kråkemåla har hittills hunnit undersökas. Åldrar mellan 4 300 och 11 000 år har bestämts.

Osäkerheten i dessa bestämmingar är endast ± 100 år. Större osäkerhet hos åldersbestämningarna sammanhänger med provtagningen och borrhållningen. Under borrhållningen användes ytvatten för spolning och före provtagningen skedde kraftig läns-pumpning. Störningar, som lett till för låga åldersuppgifter kan därför ha uppkommit. Närmast synes skillnaderna i ålder mellan proven återspegla skillnader i de omgivande bergpartiernas permeabilitet.

Liknande åldersuppgifter har tidigare erhållits från en djup urbergsbrunn i Finland och en tunnel på ca 300 meters djup vid Storjuktan. Med stöd av angivna åldersbestämningar kan grundvattnets uppehållstid på aktuella djup bedömas vara över 10 000 år. Då denna uppgift används som underlag för bedömning av vattnets transporttid från ett slutförvar till biosfären, måste hänsyn tas till förvarets placering och till lokala topografiska och hydrologiska förhållanden, vilket närmare behandlas i del II.

7.4.4 Grundvattenkemi

Grundvattnets kemiska sammansättning är av betydelse bl a för livslängden hos de kapslar i vilka avfallet inneslutes. Även de fördröjningseffekter, som uppträder i buffertmaterial och bergsprickor, kan påverkas av grundvattnets sammansättning. Av särskild betydelse är grundvattnets halt av klorider och löst syre.

En sammanställning av data från egna och andras undersökningar visar att kloridhalter över 300 mg/l endast i sällsynta fall observerats i grundvatten. Förekomst av sk fossilt grundvatten kan i vissa områden tänkas ge högre värden. Vid de undersökning-

ar, som kommer att föregå ett slutligt platsval, utgör därför klarläggande av aktuell grundvattenkemi ett viktigt inslag.

Såväl den konstaterade förekomsten av tvåvärt järn i grundvattnet som direkta analyser har visat, att grundvatten på stora djup kan innehålla löst syre endast i ytterst små kvantiteter, som ligger under gränsen för vad som kan bestämmas med tillgängliga analysmetoder.

De pH-värden som uppmätts i grundvatten har endast i sällsynta fall understigit 7,2 eller överstigit 8,5. Det föreslagna buffertmaterialet av kvartssand och bentonit, se kap III:6, förutses leda till en stabilisering av pH-värdet till mellan 8 och 9. Buffertmaterialet påverkar inte grundvattnets halt av klorider och löst syre.

7.5 AVFALLSÄMNEAS FÖRDRÖJNING

7.5.1 Fördröjningseffekter

Laboratorieundersökningar av buffertmaterial och prov från svensk berggrund samt fältförsök har utförts för att belysa de radioaktiva avfallsämnenas fördröjning i berggrunden. Mätningarna visar, i överensstämmelse med omfattande litteraturuppgifter, att alla dessa ämnen, med undantag av jod och teknetium, fördröjs i olika grad i förhållande till grundvattnets rörelser.

Fördröjningsfaktorer har beräknats under antagande av att grundvattnet rör sig i slätväggiga, planparallella, helt sammanhängande sprickor. På detta sätt beräknade fördröjningsfaktorer överensstämmer väl med resultat från fältförsök som utförts i sprickrikt berg i Studsvik.

Fältförsöken i Studsvik har utförts på 70 m djup i sprickigt berg med riklig vattenföring och permeabiliteter kring 10^{-6} m/s. I en första serie har transporttiden för vissa nuklider i det opåverkade berget uppmätts och jämförts med grundvattnets transporttid på samma sträcka. Samma bergavsnitt har efteråt tätats genom injektering med bentonit, som är ett många miljoner år gammalt naturmaterial, huvudsakligen bestående av mineralet smektit. Detta mineral förekommer på många ställen som naturlig sprickfyllnad i svensk berggrund, och har också påträffats vid Kråkemåla och Karlshamn. Det är i kemisk jämvikt med grundvattnet och berggrundens andra mineral. Efter injektering har försöken upprepats och de pågår fortfarande. Det har bl a visat sig att tillfört strontium efter fyra månader inte kommit fram till mätpunkten femtio meter från det borrhål där det tillfördes.

Fördröjningseffekterna behandlas mera detaljerat i avsnitt I:13.4.2.

7.5.2 Avfallsämnenas kvarhållande

Under uppehållstiden i berggrunden hinner ämnena strontium-90, cesium-137 och americium-241 och -243 sönderfalla helt. Andra ämnen deltar i kemiska reaktioner så att de kvarhålls eller fördröjs i berget. En sådan fixering av cesium har påvisats i labo-

ratorieförsök. Andra experimentella studier har visat att svavelväte eller mineral med tvåvärt järn redan vid rumstemperatur genom reduktion kan fälla ut olöslig urandioxid ur lösningar av karbonatkomplex med sexvärt uran. Teoretiskt bör detsamma också inträffa med plutonium, neptunium och andra transuraner.

Samma reaktioner sker i naturen. Exempel finns på betydande uranmalmer, som bildats genom utfällning på detta sätt. I Sverige finns urandioxid som sprickfyllnad i urberget, bl a i norra Uppland och i Pleutajokk i Norrbotten. I båda dessa fall har mineralet kvarhållits i berget mer än 1 500 miljoner år. Vid uranfyndigheten Oklo i Gabon, har man också kunnat visa att transuraner, som bildats naturligt, icke utlösts av grundvattnet.

7.6 BERGRÖRELSER

7.6.1 Unga förkastningar

En rad undersökningar har utförts för att belysa om ett bergförvars säkerhet kan komma att försämrats i avgörande grad under den långa förvaringstiden på grund av framtida sprickbildning och berggrunds rörelser. Unga förkastningsrörelser har översiktligt studerats över hela landet och visats i hög grad följa äldre spricklinjer. Detta överensstämmer med en utförd teoretisk bergmekanisk studie av deformationsförlopp i sprucket berg. Den visar att även stora deformationsrörelser fördelas på befintliga sprickor i en granitisk bergart med normal uppsprickning, utan att nya sprickor uppstår eller enskilda sprickor ändras radikalt. Genom att lokalisera slutförvaret till områden som saknar större förkastningslinjer och undvika att placera avfallskapslar i befintliga rörelsezoner kan kapselskador till följd av bergrörelser undvikas. Sprickrörelserna i sydöstra Sverige under de senaste 570 miljoner åren kan dessutom visas ha varit obetydliga, även under de stora deformationer som ledde till de skandinaviska bergskedjornas bildning. Det nuvarande skedet i Europas geologiska historia kännetecknas, så vitt vi vet, av en avtagande deformation. Man kan därför räkna med att förskjutningshastigheterna under förvaringstiden ligger under de ur praktisk synpunkt betydelselösa medelhastigheter, som kunnat bestämmas.

7.6.2 Bergspänningar

Den nära horisontella skjuvspänningen i svensk berggrund under ytberget ligger enligt vissa mätningar nära bergets hållfasthet. Andra undersökningar ger lägre värden. Om hållfastheten överskrides skulle sprickbildning inträffa. Emellertid stiger skjuvhållfastheten med djupet på grund av tryckökningen. Risken för skjuvbrott minskar i själva verket snabbt med ökande djup, eftersom skjuvspänningen på djupet torde ha i huvudsak oförändrad storlek. Särskilda bergmekaniska beräkningar visar, att förändringarna i berget genom utsprängning och förhöjd temperatur är mycket lokala och att risken för att nya strömningsvägar skall uppstå till följd av nyuppsprickning är försumbar.

7.6.3 Effekter av en kommande istid

Sprickbildningen i samband med nu pågående landhöjning och berggrundsrörelser vid en kommande istid kan bedömas på grundval av den befintliga sprickfördelningen i berggrunden. Permeabilitetsvärden från utförda kärnborrhål visar, att uppsprickningen i huvudsak är begränsad till de översta 100 eller 200 m av berggrunden, medan djupare delar, efter tio till tjugo kvartära nedisningar fortfarande har god täthet. En ytterligare istid kan inte förutses ändra på dessa förhållanden.

7.6.4 Ebb och flod

En särskild utredning av solens och månens gravitationseffekt på Sveriges berggrund och andra effekter som påverkar grundvattnet i berggrunden har utförts. Inga störningseffekter för ett bergförvar har påvisats.

7.6.5 Jordskalv

En genomgång har gjorts av statistiken över jordskalv i Sverige tom 1975 och av vissa utredningar rörande jordskalvsbetingade markaccelerationer. Materialet visar att sydöstra Sverige har låg frekvens av jordskalv och att de markaccelerationer, som kan förväntas, inte kan ge upphov till skador på förvaret eller på avfallskapslarna.

7.7 SAMMANFATTANDE BEDÖMNING

Ovanstående ger, tillsammans med säkerhetsanalysen, grund för en bedömning av de tre undersökningsområdena Karlshamn, Finnsjön och Kråkemåla. Den visar att alla har de grundläggande förutsättningarna för ett säkert bergförvar för högaktivt avfall under förutsättning att detta utformas med hänsyn till de befintliga lågpermeabla bergpartiernas geometri.

Med dagens kunskapsnivå är Blekinge kustgnejsområde från geologisk synpunkt mest attraktivt för ett slutförvar.

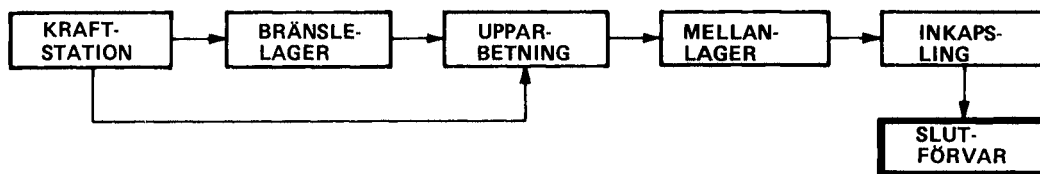
Även den något förgnejsade granitbergarten vid Finnsjön synes erbjuda stora volymer med god täthet. Förekommande interna sprick- och krosszoner kan dock ge vissa tekniska problem av för tunnel- och bergrumsbyggnad normal art. Till skillnad mot Blekinge kustgnejs ger denna bergartstyp större valfrihet vid lokaliseringen av ett framtida bergförvar, eftersom liknande bergartsförhållanden är vanliga i stora delar av sydöstra Sverige.

Götemarggraniten vid Kråkemåla visar, trots partier med mycket god täthet, flera drag, som kan kräva större förstärknings- och tätningståtgärder under anläggningsskedet. Hit hör den lägre hållfastheten, det regelbundna spricksystemet med utbredda horisontella sprickytor och den lokalt rikliga vattenföringen.

De tre undersökningsområdena ger en tydlig prioriteringsordning - Blekingegnejs, förgnejsad granit i Finnsjöområdet och odeformerad stockformig granit i Kråkemålaområdet. Detta bekräftar tidigare

erfarenheter av dessa bergartstypers vattenföring och struktur. Mot denna bakgrund kan också andra gnejsområden än i Blekinge vara av intresse.

8 SLUTFÖRVAR



8.1 ALLMÄNT

I slutförvaret tas det kapslade avfallet emot för slutlig deponering.

Slutförvaret är beläget i berg under anläggningen för mellanlagring och inkapsling på en nivå ungefär 500 meter under markytan.

Under det att avfallet i mellanlagret förvaras i torrhet, vilket kräver övervakning bl a av dräneringssystemet, så är slutförvaret avsett att förseglas och till slut överges. Det kapslade avfallet kommer därför att utsättas för påverkan av grundvattnet.

Som angivits i kapitel I:5 är utlakningshastigheten för det förseglade avfallet synnerligen låg. Dessutom förses avfallscyklindrarna i inkapslingsstationen med en bly-titan-kapsel med hög korrosionsbeständighet, kapitel I:6. Slutligen återfylls slutförvarets deponeringshål, tunnlar och schakt med ett buffertmaterial av kvarts-sand och bentonit med låg permeabilitet och med jonbytande egenskaper. Bentonit är ett i naturen förekommande lermaterial.

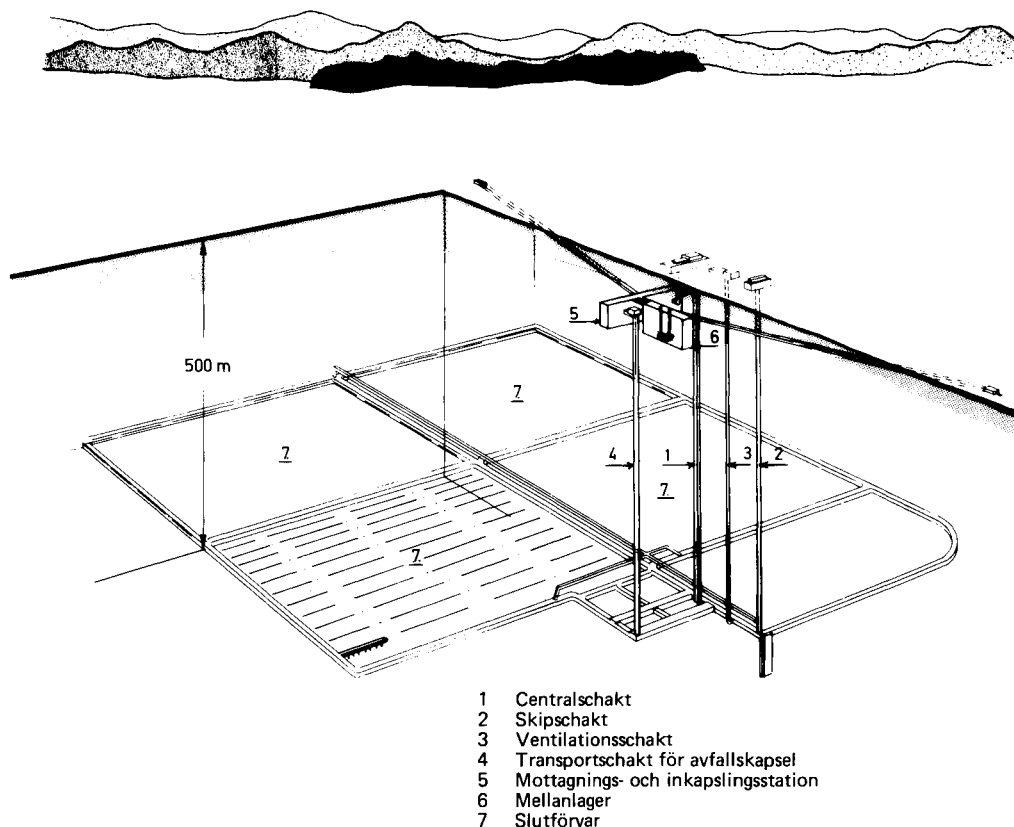
Förseglasningen av avfallet, inkapslingen, buffertmaterialet och berget utgör sålunda fyra barriärer som förhindrar eller starkt fördröjer vandring av radioaktiva ämnen via grundvattnet till biosfären.

Slutförvaret har utformats för en total kapacitet av 9 000 kapslar och en deponeringstakt av 300 kapslar/år.

För en mer detaljerad redovisning av slutförvaret hänvisas till kapitel III:6 med tillhörande ritningar.

8.2 BESKRIVNING AV SLUTFÖRVARET

Slutförvaret består i huvudsak av ett system av parallella förvaringstunnlar belägna ca 500 meter under markytan, med tillhörande transport- och servicetunnlar och schakt, se fig 8-1. Slutförvaret upptar en yta av ca 1 km². Tunnelsystemets geometriska form kommer att anpassas till de geologiska förhållandena på den utvalda platsen. Vertikala hål borrarade i förvaringstunnlarnas golv utgör den slutliga förvaringsplatsen för det kapslade avfal-



Figur 8-1. Perspektivskiss av slutförvar med anläggningen för mellanlager och inkapsling. Slutförvaret består av ett system av parallella förvaringstunnlar som är belägna 500 m under markytan.

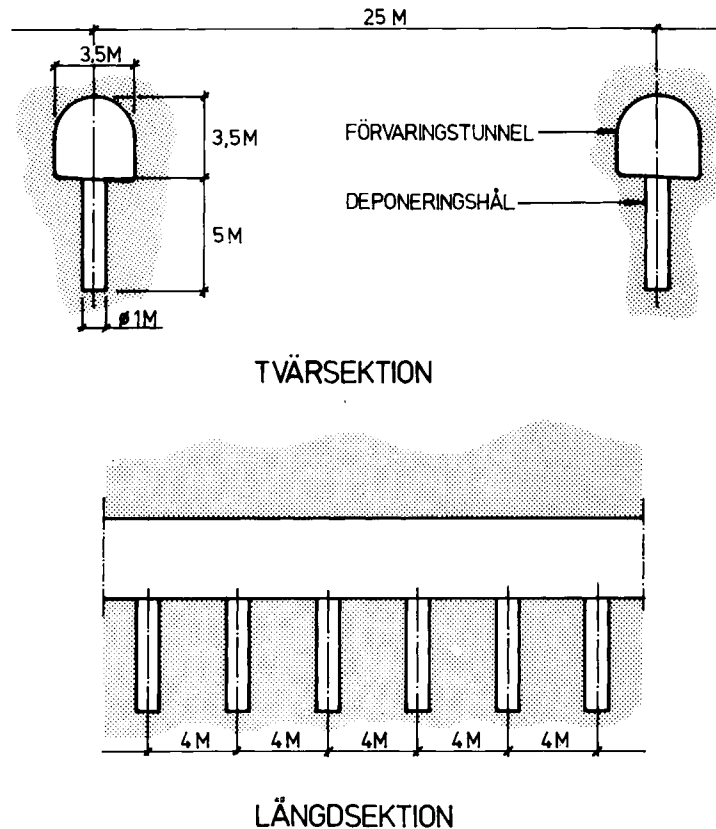
let. Tunnlar och schakt utförs i enlighet med de metoder som konventionellt tillämpas inom gruv- och anläggningsindustrin.

Centrumavståndet mellan förvaringstunnlarna (25 m) och mellan deponeringshålen (4 m) har bestämts på grundval av bergmekaniska hänsynstaganden och effekten av värmeavgivningen från kapslarna, se fig 8-2. Deponeringshålen har en diameter av 1 m och ett djup av 5 m. Med de valda avstånden blir temperaturökningen i berget maximalt 40°C. Utförda utredningar har visat att denna ökning inte ger upphov till nya sprickor eller nya strömningsvägar för grundvattnet, som skulle kunna påverka slutförvaringens säkerhet.

De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen av det kapslade avfallet i slutförvaret visas på fig 8-3.

Kapslarna överförs från inkapslingsstationen till slutförvaret i en strålskärmd transporthuv monterad på en rälsbunden vagn, som dras av en elektrisk traktor. Transport ner till förvaringstunnlarna sker med en hiss i ett vertikalt schakt. Hissen är försedd med sådana säkerhetsanordningar att lyftmissöden skall kunna praktiskt taget uteslutas.

Från hissen, när den befinner sig på förvarets nivå, förs transporthuven genom slutförvarets tunnelsystem och placeras i läge över det hål i vilket kapseln skall deponeras. Hålets öppning är försedd med en flyttbar strålskärm, som skyddar personalen vid kapselns nedsänkning i hålet.



Figur 8-2. Tvär- och längdsektion av förvaringstunnlar i slutförvaret. Varje deponeringshål är avsett för en kapsel.

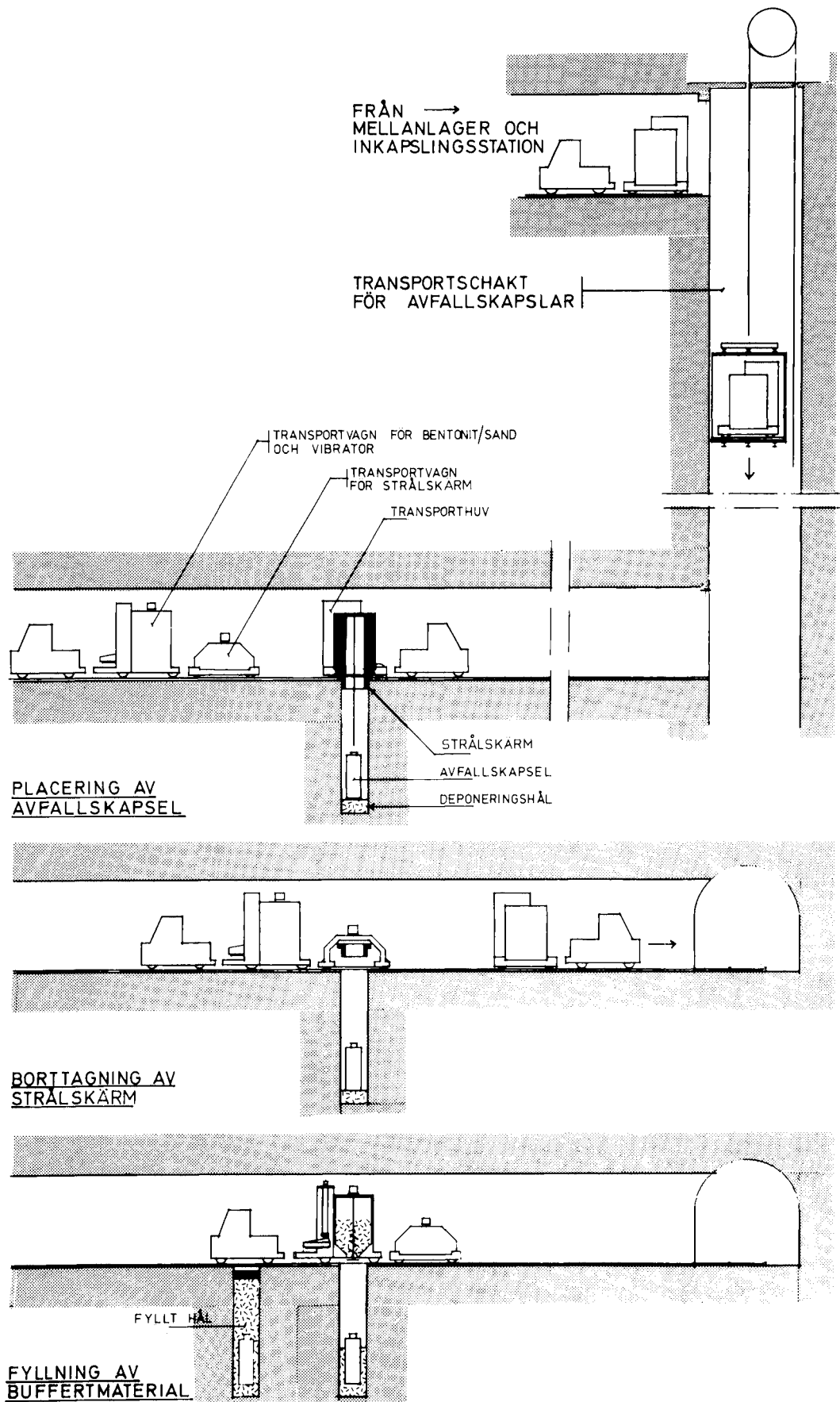
Kapseln sänks ned i hålet på en bädd av sand/bentonit. Transporthuven flyttas därefter, den flyttbara strålskärmen avlägsnas och hålet fylls med sand/bentonit. Fyllningen packas så att den får god bärighet och låg permeabilitet. Slutligen läggs ett lock på hålet. Fyllnadsmaterialet ger erforderlig strålskärmning för den personal som arbetar i förvaringstunnlarna. Kvantssand-bentonitblandningens egenskaper redovisas i avsnitt III:6.3.

8.3 DRIFT AV SLUTFÖRVARET

Deponeringen av det kapslade avfallet börjar när ungefär en fjärdedel av förvaringstunnlarna har färdigställts. Anläggningen har utformats för en fullständig fysisk separation av byggnadsarbeten och deponeringsarbeten.

Hanteringssystemet för kapslarna liknar det som tillämpas för mellanlagret och är baserat på känd teknik. Metodiken att applicera sand/bentonit-fyllningen bygger på den robotsprutningsteknik som har använts under många år för tunnelarbeten.

Anläggningen och verksamheten kommer att kontrolleras av myndigheter som statens kärnkraftinspektion och statens strålskyddsinstitut på liknande sätt som en kärnkraftstation. Den kommer att utformas i enlighet med de föreskrifter som dessa myndigheter utfärdar och i samråd med berörda personalorganisationer. Beträffande arbetsmiljö och skyddsfrågor hänvisas till kapitel I:10.



Figur 8-3. Hanteringsschema för deponering i slutförvaret.

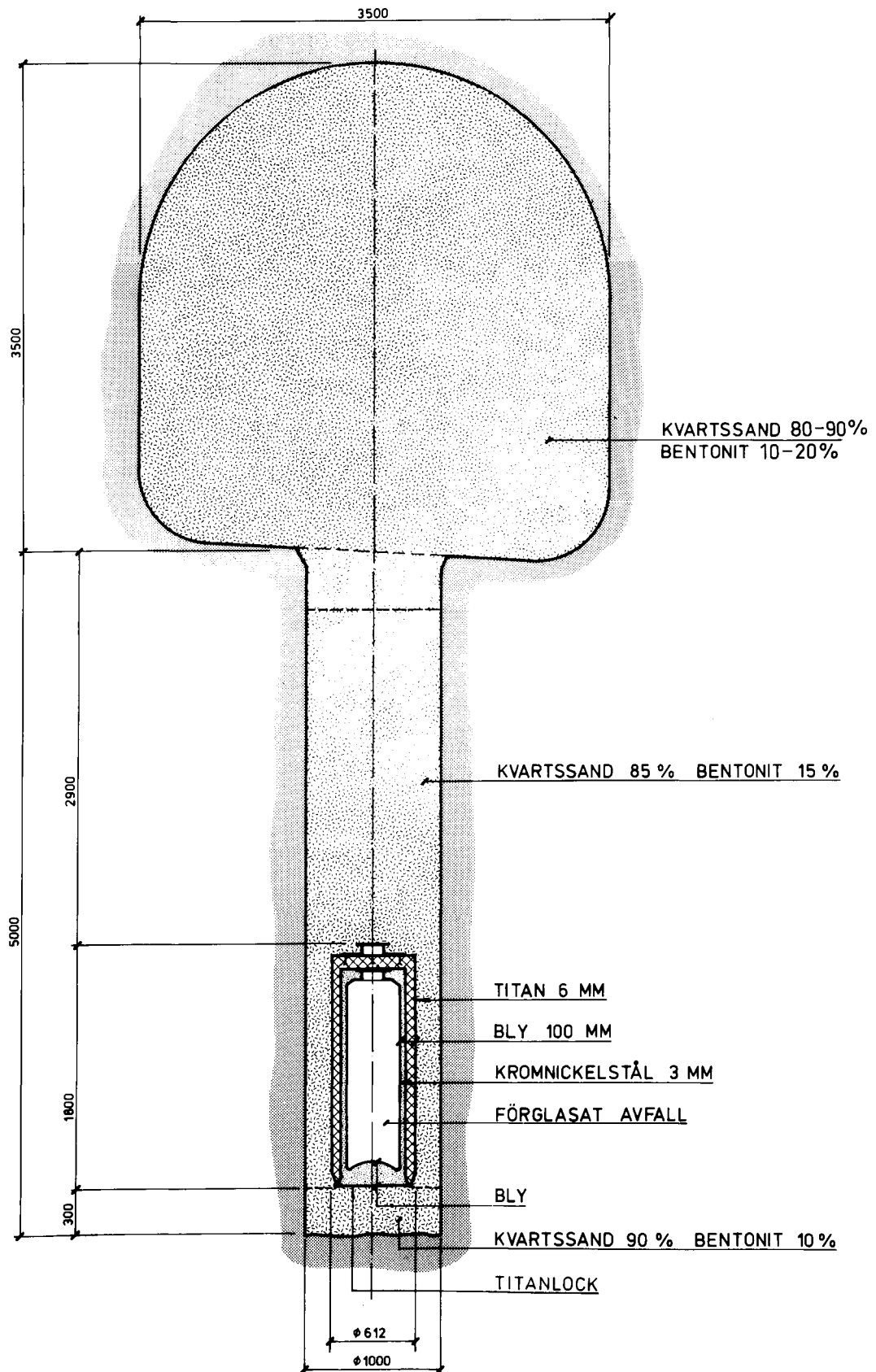
8.4 PERMANENT TILLSLUTNING

När alla kapslar för vilka slutförvaret dimensionerats, har blivit deponerade, kan anläggningen hållas öppen och kontrollerad så länge som övervakning samt underhåll av dränerings- och ventilationssystem och andra väsentliga hjälpsystem anses önskvärt. Anläggningen kan därefter förseglas och till slut överges.

Vid förseglingen fylls tunnelsystemet med en blandning av kvarts-sand och bentonit liknande den som använts för att fylla hålen runt kapslarna, se fig 8-4. Undre delen av denna fyllning utföres med konventionella jordförflyttnings- och packningsmetoder och övre delen genom sprutning. Appliceringstekniken och bentonitens svällning, när den tar upp vatten gör att tunnelsektionen kommer att fyllas helt. En blandning av sand och bentonit används också för fyllningen av vertikala schakt. Borrhål som upptagits för att undersöka berggrunden fylls med ren bentonit.

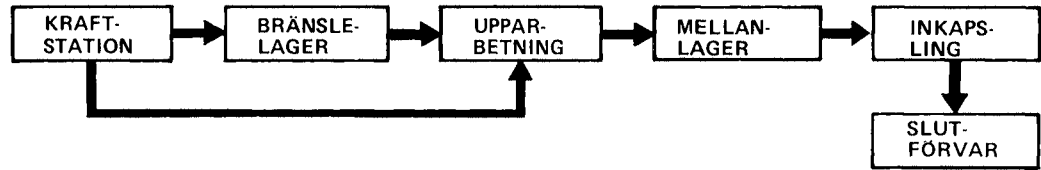
På detta sätt fylls alla hålrum i berget med ett material som har en minst lika låg permeabilitet som det omgivande berget. I förvaringshålet ger fyllnadsmaterialet ett skydd för kapseln för de mindre rörelser i det omgivande berget som kan tänkas ske.

Under en viss tid efter tillslutningen av slutförvaret förutses att observationer och mätningar av grundvattensystemet, bergspänningar, temperaturer etc kommer att utföras. Ett program för detta kommer att utarbetas i samarbete med berörda myndigheter.



Figur 8-4. Det förseglade slutförvaret. Tunnlar och förvaringshål är helt fyllda med ett buffertmaterial, som består av kvartssand och bentonit.

9 TRANSPORTSYSTEM



9.1 TRANSPORTBEHÅLLARE, ALLMÄNT

Vid transport av använt kärnbränsle och annat radioaktivt material skall tillämpliga delar av IAEAs transportbestämmelser iakttagas, se kapitel I:12.

Såväl det använda bränslet som det förglasade högaktiva avfallet innehåller så mycket radioaktiva ämnen att de skall transporteras i behållare som uppfyller internationella krav. Härvid gäller IAEAs föreskrifter för s k TYP B-emballage, vilka beskrivs närmare i kapitel III:2.

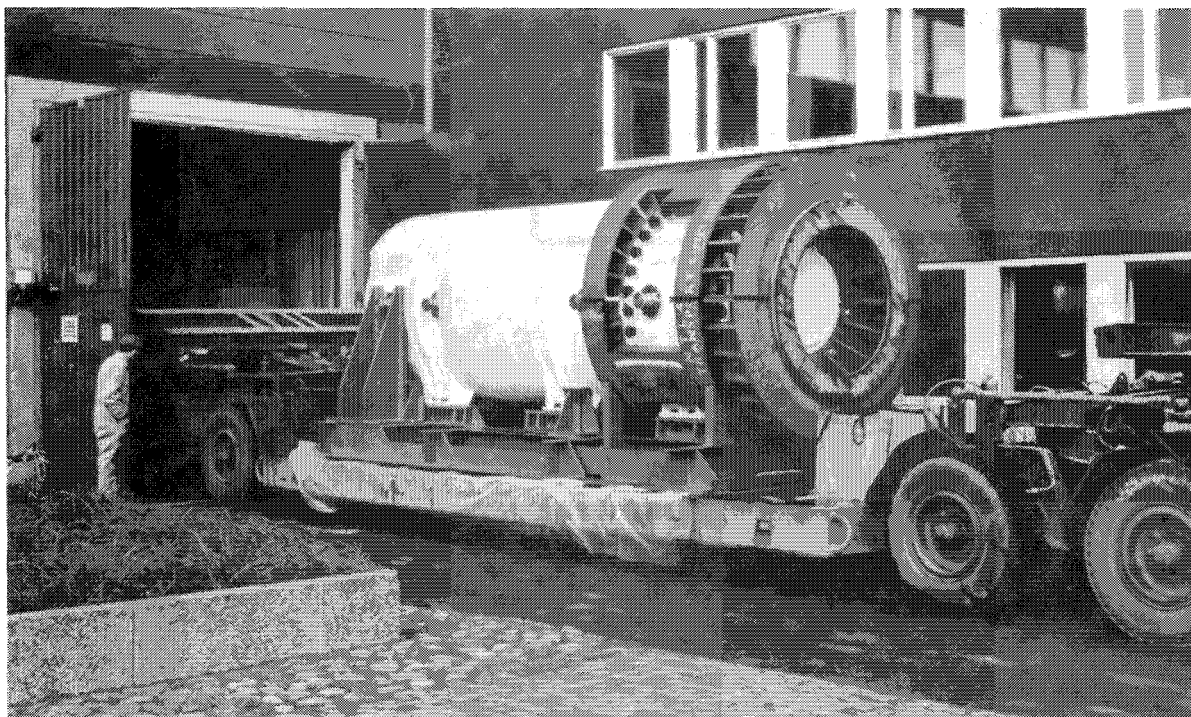
Varje planerad transport skall föränmälas till statens kärnkraftinspektion med angivande av bl a identifikationsdata för de utvalda bränsleelementen och preliminärt tidsschema för transporten. Administrativa rutiner för detta arbete förutses bli fastställda av kärnkraftinspektionen innan transportsystemet tas i drift. Fysiskt skydd av transportererna ordnas likaledes i enlighet med kärnkraftinspektionens föreskrifter.

De europeiska transportbehållare, som nu är i bruk, väger mellan 30 och 70 ton och kan transportera mellan 1 och 2,5 ton kärnbränsle. De är av fransk, tysk eller engelsk konstruktion. Dessa tre länder driver f n ett samägt företag, Nuclear Transport Limited (NTL), som i stort sett har monopol på den europeiska marknaden.

Figur 9-1 visar en av NTLs transportbehållare som använts för transport av använt bränsle från Oskarshamnsverket till upp-
arbetsanläggningen i Windscale, England.

Under perioden 1966-1977 har ca 700 ton använt kärnbränsle transporterats från lättvattenreaktorer till olika europeiska upp-
arbetsanläggningar. Till en början var det tämligen lågutbränt bränsle, medan under senare år transporter har utförts med högutbränt bränsle (30 000 MWd/t) efter endast 6-9 månaders avsvälning vid reaktorn.

Transportbehållare med en maximal vikt av 40 ton transporteras vanligtvis på det normala vägnätet, medan transportbehållare med högre vikt transporteras på järnväg. Transport av använt kärnbränsle från Italien, Spanien, Västtyskland, Holland och Sverige till den engelska upp-
arbetsanläggningen i Windscale har skett med båt.



Figur 9-1. Trailer och transportbehållare utanför Oskarshamnsverket. Transport av använt bränsle till hamnen för vidare befordran till upparbetningsanläggningen i Windscale har skett med denna utrustning.

Trenden går mot allt större transportbehållare. För framtiden planerar man nu för transportbehållare med en vikt av 100 ton och en kapacitet på max 6 ton kärnbränsle. En sådan transportbehållare beräknas vara i drift redan under 1978.

9.2 TRANSPORTBEHÅLLARENS KONSTRUKTION

En transportbehållare består av följande huvuddelar:

- En inre behållare utrustad med neutronabsorberande ämne of-tast tillverkad av ett värmeledande material.
- En kraftig gammastrålskärm av ett tungt material vanligtvis bly eller stål.
- En neutronstrålskärm för att dämpa neutronstrålningen.
- Värmeavledande flänsar på utsidan av transportbehållaren eller ett luftkylsystem.
- En stötdämpare för att skydda transportbehållarens lock samt dess anslutningar.

En transportbehållare för använt bränsle eller för högaktivt avfall måste uppfylla säkerhetskraven enligt IAEAs transportbestämmelser för TYP B-emballage. Dessa innebär att den skall klara:

- 9-meters fritt fall mot stumt underlag.
- Fritt fall från 1 meters höjd mot en massiv stålcyllinder med diametern 15 cm.

- Upphettning under 30 min till 800°C.
- Nedsänkning i vatten till 15 meters djup.

Därutöver skall transportbehållaren uppfylla de krav som ställs för ett TYP A-emballage enligt IAEAs bestämmelser.

9.3 **UTFORMNING AV ETT SVENSKT TRANSPORTSYSTEM FÖR ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE**

9.3.1 Förberedelsearbeten

Parallellt med förarbetet med det centrala bränslelagret utreder SKBF olika alternativ för att säkra tillgången på transportresurser inom Sverige.

Det svenska transportbehovet har utretts för perioden 1976-1991. De årliga uttagen av bränsleelement uttryckt i ton uran redovisas i kapitel I:2. Mängderna baseras på de sex aggregat som nu är i drift och på fortsatt utbyggnad till tretton aggregat.

Under 1976 påbörjades diskussioner med europeiska och amerikanska organisationer som arbetar med transporter av använt kärnbränsle i syfte att utreda möjligheterna att skaffa transportbehållare.

Nuclear Transport Limited (NTL-Europa) synes för närvarande vara ledande inom branschen. NTL har under senare år utfört 100-tals transporter inom Europa till bl a Windscale och La Hague. Under 1978 kommer NTL att ta i bruk den hittills största transportbehållaren på marknaden, NTL12, vilken kan transportera upp till 6 ton kärnbränsle. En något mindre version, kallad NTL17, är under konstruktion. Denna kan transportera upp till 3 ton kärnbränsle. Samma kapacitet har NTL11, vilken redan tagits i bruk. De typer av transportbehållare NTL förfogar över är väl anpassade till det svenska transportbehovet.

Det amerikanska konsultföretaget Nuclear Assurance Corporation (NAC) har konstruerat fyra transportbehållare under typbeteckningen NAC-1, vilka f n är i rutinmässig drift i USA. NAC förbereder f n konstruktion av en transportbehållare med en kapacitet på maximalt 3 ton kärnbränsle. Denna behållare är likaså väl anpassad till det svenska behovet.

SKBF avvaktar f n utvecklingen på transportsidan. En av anledningarna är att COGEMA i juli 1977 aviserat att man på sitt program kommer att ta upp transport av använt kärnbränsle. Vid utformningen av ett transportsystem synes det angeläget att detta anpassas till ett eventuellt europeiskt standardsystem.

9.3.2 Transporternas omfattning

Vid beräkning av den årliga transportvolymen till centrallagret har olika alternativ studerats. Erforderligt antal transportbehållare samt årligt antal båttransporter beror bl a på följande faktorer:

- Antal reaktorer i drift.
- Lokalisering av det centrala lagret för använt kärnbränsle.

- Mottagningskapacitet i det centrala lagret för använt kärnbränsle.

Det årliga uttaget i jämviktssläge efter utbyggnad till 13 reaktorer blir ca 1 400 bränsleelement per år motsvarande ca 300 ton uran/år. En transportbehållare av typ NTL11, NTL17 eller motsvarande kan transportera max. 3 ton kärnbränsle. Vid uppnådd jämvikt, dvs efter att den vid kärnkraftverken ackumulerade bränslemängden överförts till det centrala lagret, kommer antalet behållare som skall transporteras varje år att bli ca 100. För denna transportvolym erfordras 6-8 behållare.

9.3.3 Fartygstransporter

Transport av använt kärnbränsle till det centrala lagret förutses ske sjövägen. Nybyggnad av ett för ändamålet speciellt anpassat fartyg synes motiverat.

Lämplig fartygsstorlek är ca 1 000 ton dödvikt. Ett sådant fartyg kan ta upp till 8 stycken transportbehållare av förutsedd storlek, t ex NTL11 eller 17, i en last. Tillgången på svenskt tonnage i denna storleksklass är mycket begränsad. Befintliga fartyg kan dessutom endast med svårighet anpassas till de krav man vill ställa på ett fartyg som regelbundet används för transport av använt kärnbränsle. För enstaka transporter skulle befintliga fartyg kunna inhyras, men eftersom bränsletransporterna kommer att pågå under en stor del av året, skulle detta förfaringssätt ställa sig oekonomiskt.

Transportfartyget bör förses med särskilt effektiva manövrerings- och förtöjningsanordningar. Djupgåendet blir begränsat till 3-4 m, vilket innebär att befintliga farleder och hamnar kan utnyttjas. Fartyget utformas antingen för konventionell lasthantering eller för roll-on-roll-off. Konventionell hantering innebär att lasten lyfts direkt ner i lastrummen med landbaserade kranar. Denna metod tillämpas idag vid kärnkraftverken. Roll-on-roll-off innebär att transportfordonet, trailern, kan köra såväl ombord som iland utan att något lyft behöver utföras med hamnkran. Möjligheter att anpassa hamnarna vid kärnkraftverken till en sådan rationellare hantering föreligger vid samtliga kärnkraftverk.

Lasten förankras i transportfartyget på sådant sätt att den inte frigörs vid kollision eller grundstötning. Skrovet indelas i vattentäta skott för ökad flytsäkerhet. Skulle fartyget ändå gå till botten skall det lätt kunna lokaliseras. Därför kommer det att förses med t ex en undervattenssändare som automatiskt utlöses vid förlisning. Djupen i de aktuella farlederna medger bärgning av såväl fartyg som last.

Fartygsskrovet skall vara utfört för gång i is. Ett fartyg av aktuell storlek kan dock inte fungera som isbrytare, varför assistans av isbrytare erfordras vid svårare isförhållanden.

Leveranstiden från ett svenskt varv av ett fartyg av här beskriven typ är f n 1 1/2 à 2 år.

9.4 TRANSPORT AV FÖRGLASAT HÖGAKTIVT AVFALL

9.4.1 Allmänt

Transport av avfallscyldrarna med det högaktiva avfallet från europeiska uppberbningsanläggningar handhas av uppberbningsföretaget eller av detta anlitaa transportorganisation.

Avfallscyldrarna kommer att transporterats från aktuell uppberbningsanläggning till Sverige i transportbehållare som i stort sett är identiska med dem som utnyttjas för använt kärnbränsle. NTL12 är en av de behållare som kan komma ifråga. Den kan transportera upp till 6 ton kärnbränsle med en maximal tillåten värmeutveckling av 100 kW. Beräkningar, som genomförts för denna transportbehållare, visar att 15 avfallscyldrar kan transporteras. Värmeutvecklingen blir därvid 17 kW, vilket ligger långt under behållarens tillåtna värden. Gamma- och neutronstrålskyddet är fullt tillräckligt för att uppfylla IAEAs normer.

9.4.2 Transporternas omfattning

Efter utbyggnad till 13 reaktorer blir det årliga uttaget av kärnbränsle ca 300 ton uran vilket motsvarar 300 avfallscyldrar. De fartyg som idag används har en lastkapacitet motsvarande 6 transportbehållare av typ NTL12. Ett transportfartyg skulle således kunna frakta maximalt 90 avfallscyldrar vilket motsvarar 3 ä 4 båttransporter per år om allt kärnbränsle uppberbas.

10 SKYDDSFRÅGOR

Uttrycket skyddsfrågor användes som samlingsbegrepp för arbetsmiljö, räddningstjänst, strålskydd, fysiskt skydd och krigsskydd. Dessa frågor behandlas närmare i kapitel III:7. Vid redovisningen av utformning och funktion av anläggningar och transportsystem berörs även frågor av denna art. Arbetsmiljön vid anläggningar för upparbetning av kärnbränsle behandlas i avsnitt III:4.1.4.

10.1 ARBETSMILJÖ

Arbetarskyddslagen och olika förordningar reglerar arbetshygieniska frågor i anslutning till utformning, uppförande och drift av anläggningar. Dessa frågor skall behandlas av tillsynsmyndigheter och arbetstagarnas organisationer innan ifrågavarande anläggningar uppförs. Redovisningen i denna rapport ger information om arbetsmiljöfrågornas karaktär och om hur hänsynen härtill påverkar anläggningarnas utformning och drift.

10.2 RÄDDNINGSTJÄNST

Enligt brandlagen omfattar räddningstjänst verksamhet som syftar till att vid brand, översvämning eller annat nödläge begränsa skada på människor, egendom eller i miljön. Bränder kan leda till svåra skador i underjordsanläggningar, varför särskild hänsyn måste tas till brandrisken vid utformningen av sådana anläggningar. Myndighetsansvaret åvilar länsstyrelser och kommuner.

10.3 STRÅLSKYDD

Myndighetsfrågor rörande hantering av radioaktivt avfall och arbetshygieniska förhållanden vid arbeten i strålmiljö handlägges av statens strålskyddsinstitut med stöd av strålskyddslagen. Ett förslag till viss ändring av lagstiftningen föreligger. Den internationella strålskyddskommissionens (ICRP) rekommendationer utgör bas för bedömningen av tillåtlig exponering av radioaktiv strålning.

Principer och regler för hanteringen av strålskyddsfrågor skall granskas av strålskyddsinstitutet. Uppgifter om erhållna persondoser skall redovisas till institutet. De åtgärder som krävs för att åstadkomma goda strålskyddshygieniska förhållanden vid

transport, hantering eller förvaring av högaktivt avfall förutses inte innebära några speciella svårigheter.

10.4 FYSISKT SKYDD

Uttrycket fysiskt skydd utgör ett sammanfattande begrepp för en serie skyddsåtgärder mot tillgrepp, sabotage och andra typer av våldshandlingar. Statens kärnkraftinspektion är med stöd av atomenergilagen tillsynsmyndighet för bl a fysiskt skydd av klyvbart material och kärnenergianläggningar. Myndigheten meddelar föreskrifter och villkor samt övervakar och kontrollerar efterlevnaden härav. För den polisiära verksamhet som kan erfordras samverkar kärnkraftinspektionen med rikspolisstyrelsen, som det åligger att meddela föreskrifter till underställda organ.

Det fysiska skyddet vid idrifttagna kärnkraftanläggningar är under successiv utbyggnad enligt av kärnkraftinspektionen utfärdade preliminära föreskrifter. För anläggningar för behandling och förvaring av högaktivt avfall finns för närvarande inga motsvarande föreskrifter. Dessa anläggningar är väsentligt mindre tekniskt komplicerade än kärnkraftanläggningar och sannolikt också mindre intressanta för sabotörer, varför föreskrifterna om fysiskt skydd även torde bli enklare.

I KBS studie har dock förutsatts att skyddet skall utformas på i princip samma sätt som vid en kärnkraftanläggning. Detta innebär att skyddet uppdelas i tre huvuddelar nämligen områdesskydd eller perifert skydd, skalskydd som utgöres av motståndskraftiga byggnadskonstruktioner och särskilda skydd för utrustning som ingår i viktiga säkerhetssystem. Den sista typen kan utgöras av exempelvis dubblerade hjälpsystem eller administrativa föreskrifter för tillträde.

Det fysiska skyddet vid transporter av nukleärt material utformas enligt de riktlinjer som angivits av kärnkraftinspektionen och redan tillämpats vid transporter av använt bränsle.

10.5 KRIGSSKYDD

Kravet på krigsskydd motiveras i första hand av att man önskar ett skydd mot skadeverkan, som kan orsaka radioaktiva utsläpp. Det har därför av berörda myndigheter ansetts naturligt att kärnkraftinspektionen i samråd med ÖB och strålskyddsinstitutet ger de anvisningar och riktlinjer som kan anses påkallade ur krigsskyddssynpunkt. Denna fråga är dock ännu ej formellt reglerad.

Placeringen i berg av anläggningarna för hantering och förvaring av högaktivt avfall ger möjlighet till en utformning, som väl tillgodoser kravet på skydd mot konventionella vapen. Slutförvaret med en bergtäckning av 500 meter har ett fullgott skydd även mot kärnvapen.

11 SYNPUNKTER PÅ ANLÄGGNINGARNAS LOKALISERING

11.1 KRAV PÅ FÖRLÄGGNINGSPLATSER

Transportsystemet utgör ett viktigt led i hanteringskedjan. Då samtliga svenska kärnkraftverk liksom aktuella europeiska upp-
arbetsanläggningar är belägna vid vattenvägar, är alla långa transporter förutsedda att ske med fartyg. Endast transporterna mellan hamn och anläggningar kommer då att ske på land. Transportsystemet kräver sålunda tillgång till lämpliga farleder och hamnlägen. Från transportsynpunkt är det en fördel om de olika anläggningarna kan förläggas vid eller nära kusten.

Det centrala bränslelagret, beskrivet i kapitel I:4, bör med hänsyn till mängden av aktivt material ges ett gott skydd mot krigs- och sabotagehandlingar. I varje fall lagringsdelen bör därför placeras i bergrum. Platsvalet bestäms väsentligen av närhet till kusten, tillgång till lämplig berggrund, möjlighet till samordning av personalresurser och serviceanläggningar med befintliga anläggningar samt möjligheter till framtida utbyggnader.

I en av PRAV utförd förstudie har Forsmark, Oskarshamn och Studsvik aktualiserats som alternativa förläggningsorter.

Mellanlagret för avfallscylinrar, beskrivet i kapitel I:6, ställer i stort sett samma krav på förläggningsplatsen, som det centrala bränslelagret.

Inkapslingsstationen, beskriven i kapitel I:6, kan även den med fördel placeras i bergrum. Med hänsyn till de begränsade mängder radioaktivt material, som vid en given tidpunkt maximalt befinner sig där, bör detta dock inte uppställas som krav. De lokala förutsättningarna och anpassningen till övriga anläggningsdelar bör få avgöra frågan om förläggning i berg eller ovan jord. I den genomförda studien har inkapslingsstationen förlagts i bergrum i anslutning till mellanlagret.

Slutförvaret, beskrivet i kapitel I:8, ställer i första hand krav på att förläggningsplatsen skall ha en stabil berggrund med små och långsamma grundvattenrörelser. Med hänsyn till den tid och de resurser som stått till förfogande har KBS valt att begränsa sina undersökningar till tre områden, där berggrunden är av något olika karaktär, nämligen intill Forsmark, Oskarshamn och Karlshamn. De genomförda studierna av slutförvaret har i denna rapport applicerats på de geografiska och geologiska förhållandena vid Finnsjön nära Forsmark. Detta är endast en exemplifiering i avsikt att ge studien en geografisk förankring och innebär sålunda inte

att denna plats skulle vara fördelaktigare än andra tänkbara lokaliseringsplatser. Innan ett beslut tas om slutförvarets placering förutses omfattande undersökningar och studier under flera år inom tänkbara områden. Kunskaperna om berggrundens egenskaper i olika delar av Sverige talar för att det i de kustnära områdena från Uppland till Blekinge finns många bergpartier, som väl lämpar sig för ett slutförvar.

11.2 OMGIVNINGSPÅVERKAN

Omgivningspåverkan av radioaktiva utsläpp behandlas i kapitel I:13.

Under anläggnings- och driftskedena, som delvis går in i varandra, kan störande omgivningspåverkan tänkas ske i följande avseenden:

- Intrång i ortens bebyggelse-, kommunikations- och näringslivsstruktur.
- Ändring av landskapsbilden.
- Buller.
- Miljöstörande utsläpp.

Störningarnas betydelse kan begränsas genom att vid platsvalet ge företräde åt ett område som är av underordnat intresse för bebyggelse och näringsliv. Å andra sidan kommer under anläggningskedet krav att ställas på relativt närbelägna bostäder och viss samhällsservice för anläggningspersonalen, varför avståndet till en tätort inte bör vara för stort.

Landskapsbilden påverkas, förutom av själva arbetsplatsen av tillfartsvägar, kraftledningar, hamnanläggningar m m samt av upplag för överskottsmassor. Om överskottsmassor från bergarbetena används för återfyllning eller som betongballast eller vägmaterial kan upplagens storlek begränsas.

De bullerbegränsande åtgärder, som krävs för att göra arbetsplatsen acceptabel ur arbetarskyddssynpunkt kan förutsättas vara tillräckliga även ur omgivningssynpunkt. Detsamma gäller för dammning från stenkrossar och materialupplag.

Varm ventilationsluft kommer att släppas ut från mellanlager och slutförvar. Genom den snabba utspädningen av ventilationsluften förutses emellertid ingen påtaglig inverkan på omgivningen.

I inkapslingsstationen kan vissa kemikalier komma att användas för rengöring av transportbehållare och glascylindrar. Dessa kemikalier hanteras och omhändertas i enlighet med gällande bestämmelser och myndighetsföreskrifter. Metoder härför är kända och har tidigare tillämpats vid kärnkraftverk.

11.3 SYNPUNKTER PÅ SAMLOKALISERING

Frågan om hur de olika anläggningarna lämpligen skall samlokaliseras sammanhänger bl a med följande faktorer:

- Lokala förhållanden.
- Möjligheter till rationell samordning av verksamheterna.

- Tidpunkterna då anläggningarna behöver vara färdigställda.
- De utredningstider, som krävs för att ta fram erforderligt beslutsunderlag.

Inkapslingsstationen kan principiellt förläggas var som helst i kedjan upparbetningsanläggning - mellanlager för avfallscylinrar - slutförvar. Ett skäl som talar för att inkapslingen i såväl tid som rum skall ske i anslutning till slutförvaret är att den tekniska utvecklingen under mellanlagringsskedet kan utnyttjas vid den slutliga utformningen av inkapslingsprocessen.

Teoretiskt tänkbara lokaliseringalternativ visas på fig 11-1. På de olika alternativen kan följande synpunkter läggas.

Alternativ 1

De omfattande undersökningar och tillståndsprocedurer som måste föregå ett beslut om placering av slutförvaret kan inte vara slutförda, vid den tidpunkt, då bränslelagrets lokalisering måste fastställas. Någon anledning att förutse detta alternativ föreligger därför inte.

Alternativ 2 och 3

Dessa alternativ är möjliga att genomföra förutsatt att platsen för bränslelagret väljs så att utrymmen och lämplig berggrund finns tillgängliga även för övriga aktuella anläggningar. Alternativ 3 bör dock ges företräde, då de anläggnings- och drifttekniska sambanden är starkare mellan inkapsling och slutförvar än mellan mellanlager och inkapsling. Även de tidpunkter, då de olika anläggningarna behöver vara färdigställda, talar för alternativ 3.

Alternativ 4

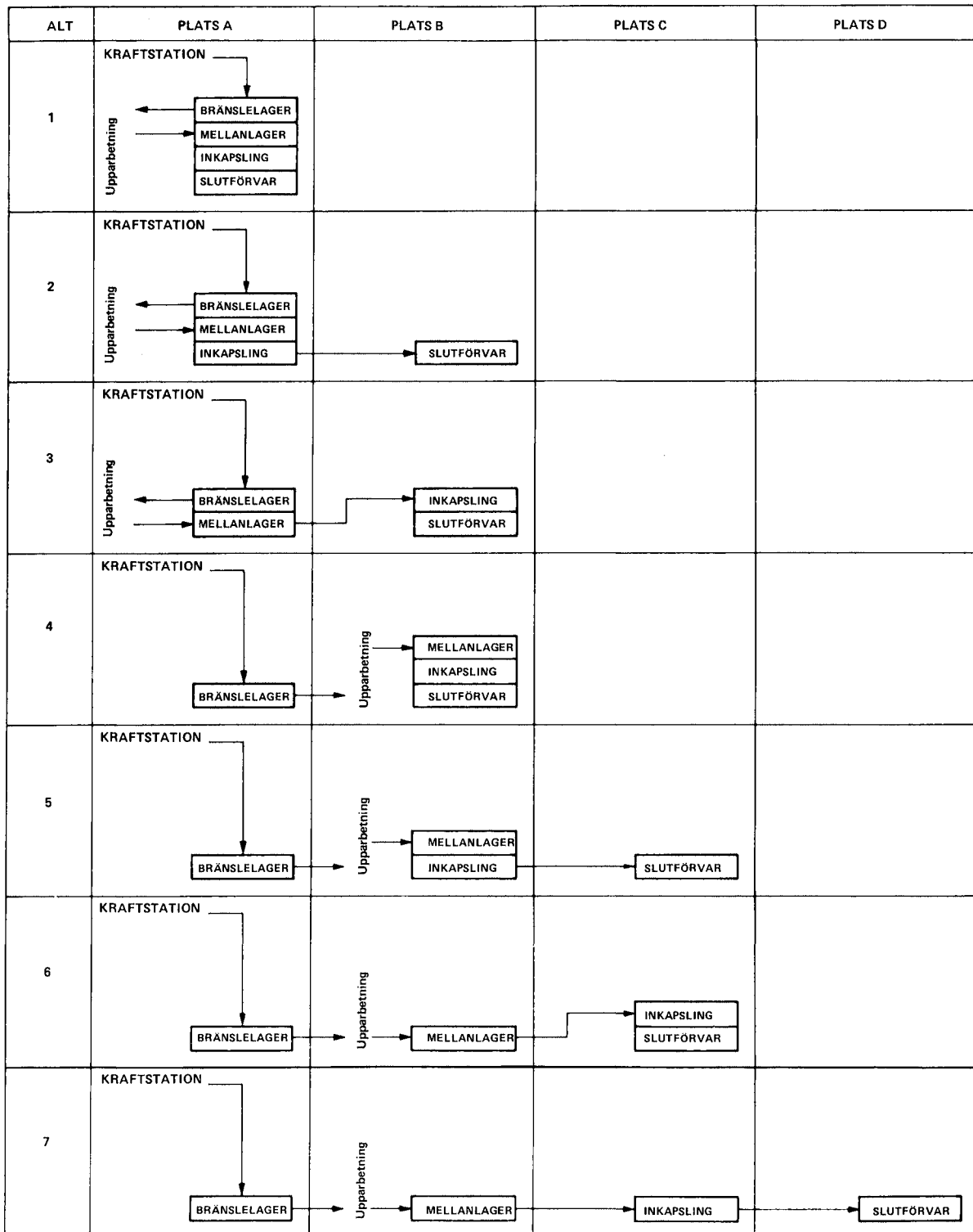
Den redovisade studien är baserad på detta alternativ av följande skäl:

- Goda förutsättningar för rationell samordning av service- och personalresurser.
- Endast tre externa transportmoment.
- Ingen bindning till lokaliseringen av bränslelagret.

En nackdel är att beslut om slutförvarets lokalisering måste fattas samtidigt som platsen för mellanlagret fastställs, dvs minst 15 à 20 år tidigare än vad som i och för sig skulle vara nödvändigt (se I:14).

Alternativ 5 och 6

Dessa alternativ ger sämre möjligheter till samordning av resurserna än tidigare behandlade, då de innebär etablering på ytterligare en plats. Av de två är alternativ 6 att föredra av samma skäl, som anförts för alternativen 2 och 3.



Figur 11-1. Tänkbara lokaliseringalternativ för de olika anläggningarna för lagring av använt bränsle och förglasat avfall.

Alternativ 7

Detta alternativ ger de sämsta samordningsmöjligheterna och de flesta externa transportmomenten, och bör därför ej komma ifråga.

Sammanfattning

Av de på fig 11-1 visade lokaliseringsalternativen har som nämnts alternativ 4 valts för den exemplifierande studie, som redovisas i denna rapport.

Det är emellertid möjligt att fortsatta studier kommer att visa att alternativ 3 är att föredra. Verksamheten vid det centrala bränslelagret och mellanlagret för avfallscylinrar är av samma karaktär och betydande besparingar kan göras redan i ett tidigt skede genom samordning av serviceanordningar och personal. Särskilt uppenbart blir detta, om den närmaste tidens upparbetning av svenskt kärnbränsle skulle bli av ringa omfattning. Då kommer under ett visst skede endast ett fåtal avfallscylinrar att behöva omhändertas i Sverige och en fristående etablering av ett mellanlager blir mindre tilltalande.

11.4 EVENTUELL SAMORDNING MED ANLÄGGNINGAR FÖR ANDRA TYPER AV AVFALL

KBS har mot bakgrund av villkorslagens bestämmelser endast behandlat sk högaktivt avfall från kärnbränsle. Metoder och anläggningar för att ta hand om medel- och lågaktivt avfall studeras f n av PRAV. Vid den slutliga utformningen av erforderliga anläggningar bör det undersökas vilken samordning som lämpligen bör ske avseende alla typer av aktivt avfall.

12 LAGER, NORMER OCH BEDÖMNINGSGRUNDER

12.1 ALLMÄNT

För kärnkraftteknisk verksamhet tillämpas generellt sett mycket stränga säkerhetsregler, vilket medför att kärnkraftens hälso- och miljörisker ligger på en mycket låg nivå. Grunden för detta har varit dels det omfattande kriterie- och normarbetet för att skapa säkra konstruktioner, dels de stränga strålskyddsrekommendationer för personal och befolkning som den internationella strålskyddskommissionen, ICRP, utfärdar och vars principer blivit accepterade i alla länder.

Även andra organs arbete, t ex världshälsoorganisationen (WHO) och den internationella atomenergikommissionen (IAEA) samt nationella myndigheter har på olika sätt bidragit till att det fredliga utnyttjandet av kärnkraften sker på ett säkert och miljövänligt sätt.

Skadeståndsansvaret på atomenergins område regleras i de flesta västeuropeiska länder av Pariskonventionen. Pariskonventionen och tilläggskonventionen till denna kompletteras av Brysselkonventionen som reglerar skadeståndsansvaret vid sjötransport av bl a kärnbränsle. I Sverige regleras ansvaret av atomansvarighetslagen från 1968 (SFS 1968:45), som lägger ansvaret för en atomolycka på anläggningsinnehavaren. Anläggningsinnehavarens ansvar är dock begränsat till 50 miljoner kronor per olycka. Överskjutande belopp ersättes av staten intill 350 miljoner kronor och därefter intill ca 600 miljoner kronor av de stater, som anslutit sig till den sk Brysselkonventionen.

Nukleär verksamhet i Skandinavien kommer dessutom att rätta sig efter Nordiska Miljöskyddskonventionen. Konventionen har av Sverige ratificerats 1976.

Dumpning av avfall, inklusive radioaktivt avfall, i havet regleras av Londonkonventionen. I Sverige har dock riksdagen förbjudit all dumpning i havet.

12.2 LAGAR OCH FÖRESKRIFTER

I Sverige och andra länder regleras kärnteknisk verksamhet av flera olika och varandra kompletterande lagar som avser att ge säkerhet och skydd för personal, befolkning och miljö. Den centrala lagen inom kärnkraftområdet är i Sverige atomenergilagen (SFS 1956:306), som bl a anger att tillstånd krävs av regeringen

eller av regeringen utsedd myndighet för uppförande och drift av kärnkraftverk eller anläggning för bearbetning av kärnbränsle.

Tillsynsmyndighet enligt atomenergilagen är statens kärnkraftinspektion, som bl a handhar granskning av kärntekniska anläggningars säkerhet och utformningen av olika säkerhetssystem. Kontroll av klyvbart material (safeguard) och tillståndsfrågor rörande transporter av klyvbart material behandlas också av inspektionen.

Strålskyddslagen innehåller bestämmelser för verksamhet med bl a joniserande strålning. Tillstånd för sådan verksamhet krävs från tillsynsmyndigheten, statens strålskyddsinstitut. Därvid ges också villkor och föreskrifter för verksamheten. Frågor rörande strålskydd i såväl arbetsmiljö som yttre miljö behandlas av institutet som ger föreskrifter om bl a

- Högsta tillåtna stråldoser för personal i radiologiskt arbete samt mätning och redovisning av dessa
- Högsta tillåtna utsläpp av radioaktiva ämnen och hur dessa skall mätas och redovisas
- Omgivningskontroll med provtagning och analys av olika typer av prover samt direkta mätningar

Andra lagar, som berör kärnteknisk verksamhet, är

- miljöskyddslagen
- arbetarskyddslagen
- byggnadslagen
- beredskapslagen

12.3 INTERNATIONELLA REKOMMENDATIONER

Internationella organisationer såsom internationella strålskyddskommissionen ICRP, Förenta nationernas atomenergiorgan IAEA, Världshälsoorganisationen WHO och OECD:s kärnenergiorgan NEA är eniga avseende följande grundläggande principer:

- Ingen verksamhet, som medför bestrålning av personal eller befolkning skall accepteras förrän den kan visas innebära större fördelar än nackdelar ur samhällets synpunkt
- Verksamheten måste vara försvarbar med hänsyn till strålriskerna
- Alla stråldoser skall hållas så låga som kan anses rimligt med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga överväganden
- Ingen individ skall erhålla stråldoser, som överskrider av ICRP rekommenderade dosgränser, vare sig nu eller i framtiden.

Den senaste uppdaterade utgåvan av ICRP:s rekommendationer /12-2/ utkom under september 1977. Intentionerna i denna och relevanta tidigare publikationer från ICRP har legat till grund för arbetet i projektet.

Rekommendationerna avseende högsta tillåtna stråldos har inte ändrats. Således gäller följande gränser:

- Stråldos till personal i radiologiskt arbete 5 rem per år
- Stråldos till individer av befolkningen 0.5 rem per år

Begreppet "viktad helkroppsdos" har införts. Syftet härmed är att sammanväga samtliga doser till olika organ till en representativ helkroppsdos.

Begreppet dosinteckning, dose commitment, har införts. Med dosinteckning avses summan av de årliga stråldoserna som är resultaten av ett års utsläpp. Det innebär att den årliga stråldosen i ett framtida tänkt jämviktsläge är lika med dosinteckningen från ett års utsläpp. Man kan med dosinteckning även redovisa den totala dosbelastningen från haveriutsläpp.

Begreppet kollektivdos avser summan av alla individers doser inom en viss befolkning. Syftet med att sätta en gräns för kollektivdosen är att begränsa den framtida medeldosen - och därmed antalet skadefall - med en fullt utbyggd kärnkraftindustri.

12.4 SVENSKA STRÅLSKYDDSNORMER OCH KRITERIER

Nya föreskrifter avseende utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftverk har under 1977 fastställts av regeringen efter förslag från statens strålskyddsinstitut /12-3/. De kommer att tillämpas från 1981. Till dess gäller övergångsbestämmelser.

I de nya föreskrifterna finns gränsvärden för helkroppsdos till närboende och kollektivdos till hela befolkningen upptagen. Värden som anges är:

- Summan av den viktade helkropps-dosen till närboende bör underskrida 10 mrem per år
- Den globala viktade kollektivdosinteckningen bör underskrida 0.5 manrem per år och MW installerad elektrisk effekt (MWe)

Dessa bestämmelser innebär en väsentlig skärpning i förhållande till tidigare. De har valts efter en bedömning av vad som i dag utgör den lägsta dos-belastning som är praktiskt rimlig att uppnå.

Om dessa krav uppfylls är akuta skador till någon individ helt uteslutna. Marginalen till direkt hälsopåverkan är flera tiopotenser.

Kraven i de nya normerna syftar till att begränsa risken för sena effekter, såväl somatiska som genetiska, till ytterst låga värden. Referensvärdet 10 mrem per år ger ett tillskott till den normala strålmiljön som är mindre än 10 %.

I bestämmelserna om utsläpp från kärnkraftverk finns också föreskrifter om bl a:

- Åtgärder vid förhöjda utsläpp
- Rutiner för kontroll och rapportering
- Omfattningen av omgivningsundersökningar

Vid transport av använt kärnbränsle och annat radioaktivt material tillämpas internationella atomenergiorganets transportbestämmelser, Regulation for the Safe Transport of Radioactive Materi-

als (IAEA Safety Series No 6). Dessutom finns svenska och internationella regler för transporter med olika transportmedel. Övervakande myndigheter är statens kärnkraftsinspektion och statens strålskyddsinstitut.

12.5 KONSTRUKTIONSNORMER

Särskilda regler för andra kärntekniska anläggningar än kärnkraftverk t ex centralt lager för använt bränsle och slutförvar, mellanlager för högaktivt avfall, inkapslat använt bränsle, finns ännu inte utarbetade i Sverige. För skyddsåtgärder och vid bedömningen av säkerhet och miljöfrågor torde emellertid de huvudprinciper kunna tillämpas som etablerats för kärnkraftverken. En del modifieringar kan behövas med anledning av karaktären på anläggningar och processer. För transporter av använt bränsle liksom för lagring och bearbetning av sådant material har allmänna skyddsprinciper redan etablerats.

En del konstruktionsstyrande normer rörande förvaring av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall finns i USA och även i Västtyskland. Dessa normer gäller för temporär förvaring. Det pågår för närvarande ett normarbete i dessa länder som berör den senare delen av kärnbränslecykeln, inklusive slutförvaring av högaktivt avfall.

I USA är det NRC (Nuclear Regulatory Commission) som i ett brett upplagt program håller på att utarbeta normer och licensieringskrav avseende placering, konstruktion och handhavande av anläggningar för radioaktivt avfall. Detta program innehåller bl a kriterier som skall trygga omgivningsmiljö och personalens säkerhet vid hantering, transport, lagring och slutlig förvaring av förglasat högaktivt avfall. De första resultaten från detta arbete väntas publiceras under 1978.

Arbete pågår även med konstruktionskriterier för förvaringsrum för högaktivt avfall. Dessa kriterier förväntas beröra bland annat följande synpunkter:

- Kvalitetsstyrningskrav under konstruktion och utförande
- Krav på de olika barriärernas förmåga att innesluta avfallet
- Krav på nukleär säkerhet
- Krav på att materialen i avfallet och kapslingen inte reagerar med varandra
- Skydd mot yttre påverkan
- Krav på tillträdesskydd

Dessa kommande licensieringskrav på avfallsområdet har fått arbetsnamnet 10 CFR 60 "Licensing of Radioactive Waste Management Facilities". Mera detaljerade konstruktionsanvisningar i anslutning härtill väntas bli presenterade av NRC i Regulatory Guides.

I en KBS-rapport /12-1/ lämnas en närmare redogörelse av läget beträffande normarbetet i USA.

12.6 BEDÖMNINGSGRUNDER AVSEENDE SLUTFÖRVARING

Säkerhetskriterier för slutlig förvaring har inte fastställts men i flera länder och i internationell samverkan pågår arbete inom

detta område. Däri ingår kravet att miljöbelastningen på mycket lång sikt inte blir oacceptabel.

För slutförvaret måste således särskilt beaktas ICRPs regel att ingen individ vare sig nu eller i framtiden skall erhålla stråldoser som överstiger de av ICRP rekommenderade dosgränserna. För närvarande gäller därvid för individer 500 mrem/år från all verksamhet som kan ge bestrålning med undantag av medicinsk användning av joniserande strålning. På basis av överväganden om tekniskt möjliga och kostnadsmässiga rimliga insatser å ena sidan och förbättrat skydd å den andra har nationella bestämmelser utfärdats för kärnkraftverken i storleksordningen 10 - 50 mrem/år för närboende.

En spridning av radioaktiva ämnen från ett slutförvar skall alltså för all framtid högst ge någon bråkdel av 500 mrem/år och person till närboende. Därutöver skall gälla den vanliga regeln att alla åtgärder som är socialt och ekonomiskt försvarbara skall vidtagas om de minskar dosbelastningen.

För att på lång sikt skydda stora befolkningsgrupper mot genetiska effekter bör även en regel om begränsning av kollektivdoser tillämpas, liknande den som nu gäller för kärnkraftverk.

Sverige och de övriga nordiska länderna har här gått i spetsen för en regel som för kärnkraften i sin helhet anger en dosbegränsning per effektenhet, nämligen 1 manrem/MWe år /12-4/. Efter som 0,5 manrem/MWe år avsatts för driften av kärnkraftstationer återstår 0,5 manrem/MWe år för övriga delar av bränslecykeln inklusive slutförvaret. Hänsyn skall tas till alla dosbelastningar under hela kärnkraftepoken, varvid långlivade ämnen summeras över 500 år. För extremt långlivade radioaktiva ämnen skall gälla att de årliga stråldoserna skall förbli låga i förhållande till den naturliga strålmiljön. Bakom valet av nivån 1 manrem/MWe år ligger målsättningen om maximalt 10 mrem/år och person samt antagandet om en genomsnittlig global kraftproduktion från kärnkraft av 10 kW per person. Detta överskrider vida även i-ländernas nuvarande totala kraftkonsumtion per invånare och innebär att en stor säkerhetsmarginal införts. Som jämförelse kan nämnas att elkraftkonsumtionen per invånare är högst i Norge med ett genomsnittligt effektuttag över året på 2 kW (1975). För Sverige är motsvarande värde 1.1 kW.

12.7 MÄNNISKANS NUVARANDE STRÅLMILJÖ

Radioaktiva ämnen förekommer i naturen och joniserande strålning från dessa ger en del av den naturliga bakgrundsstrålningen. En ökning av bestrålningen av människan erhålls på flera sätt t ex från byggnadsmaterial i bostäder och medicinsk användning av strålning.

Den i naturen förekommande bakgrundsstrålningen orsakas av kosmisk strålning, strålning från radioaktiva ämnen i berggrunden samt strålning från radioaktiva ämnen som tagits upp i kroppen. Den naturliga bakgrundsstrålningen i Sverige är mellan 70-140 mrem/år /12-5/. Det naturliga upptaget i kroppen av kalium-40, uran, torium och radium med dotterprodukter ger i Sverige en genomsnittlig dos av 20 mrem/år.

Stråldosen från byggnadsmaterial i byggnader varierar kraftigt. Stråldoser mellan 20 och 200 mrad*/år vid oavbruten vistelse inomhus hela året är vanliga /12-6/. Värden upp till 700 mrad/år har uppmätts som externdos /12-7/. Den viktade interna helkroppsdosen orsakad av radon i våra bostäder är mellan 10 och 1 000 mrem/år /12-8/. Den medicinska bestrålningen ger ett årligt genomsnittligt tillskott av ca 40 mrem per person.

De flesta, både naturliga och framställda, produkter i vår omgivning är svagt radioaktiva. Dricksvatten i Sverige innehåller t ex radium-226 med halter som varierar mellan 0.1 och 40 pCi/l /12-9/. Det ger med samma beräkningsgrunder som för slutförvaret doser mellan 1-400 mrem/år. Vatten i naturen innehåller även uran med halter normalt mellan 0,1-5 pCi/l, men extremvärden upp till 1 500 pCi/l har uppmätts /12-10/.

* Absorberad dos anges i rad, medan den biologiskt viktade anges i rem. Utom för alfastrålning är det numerisk ekvivalens mellan rad och rem.

13 SÄKERHETSANALYS

13.1 ALLMÄNT

Den i kapitel 3 till 9 beskrivna hanteringskedjan för använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall har ingående analyserats med avseende på säkerheten mot spridning av radioaktiva ämnen. Tonvikten har därvid lagts på de processer som avses bli utförda i Sverige. Upparbetning och förglasning kommer att ske utomlands och dessa led har ej detaljanalyserats av projektet. För övriga processer inklusive alla transportled har genomförts en analys i syfte att klarlägga dels de normala utsläpp av radioaktiva ämnen som kan tänkas förekomma och dels sannolikheten för och konsekvenserna av utsläpp i samband med eventuella missöden eller haverier.

Den slutliga förvaringen har analyserats med avseende på de olika fenomen som kan medverka till långsam spridning av de radioaktiva ämnena. Olika möjligheter till extrema händelser som kan beröra slutförvaringen har inventerats.

För att ge underlag för bedömningen av huruvida hantering och slutförvaring kan genomföras på ett helt säkert sätt göres en jämförelse med de bedömningsgrunder som redovisats i kapitel 12.

Detta kapitel sammanfattar den utförliga redovisning av säkerhetsanalysen som lämnas i del IV.

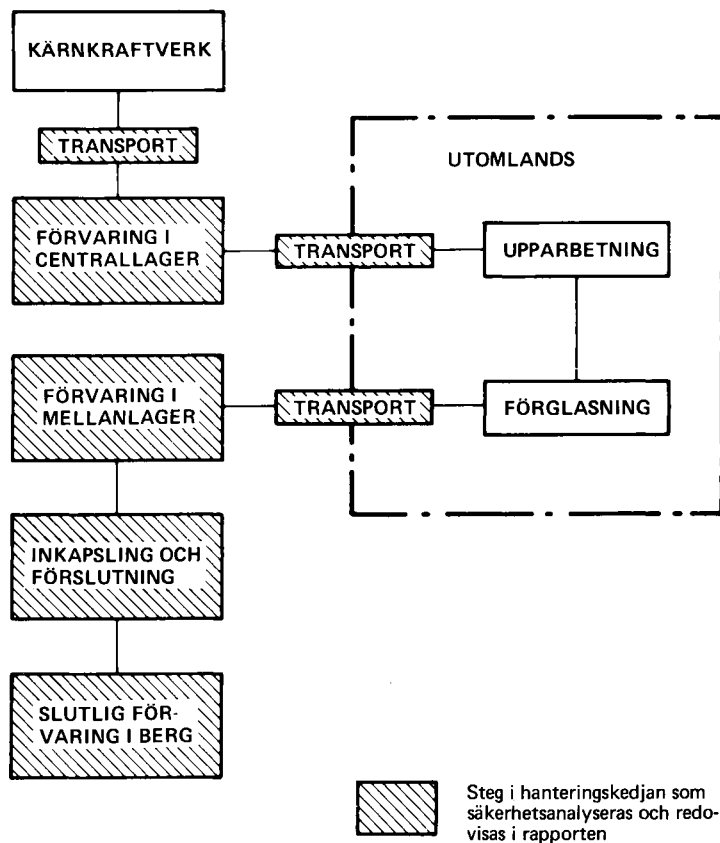
13.2 SÄKERHET VID HANTERING, LAGRING OCH TRANSPORTER

13.2.1 Hanteringssteg och metodik

Säkerheten vid hantering, lagring och transporter av använt bränsle och förglasat högaktivt avfall redovisas här i en kort sammanfattning. Utförligare behandling finns i kap IV:4.

Följande hanteringssteg behandlas (se figur 13-1):

- Transport av använda bränsleelement från reaktorstationens område till ett centrallager.
- Mottagning och lagring i centrallagret under ca 10 år.
- Uttag av använt bränsle från centrallagret och transport till utländsk anläggning för upparbetning, där förglasning av det högaktiva avfallet sker.
- Återtransport av förglasat avfall till inhemskt mellanlager.



Figur 13-1. Hanteringskedja för lagring av använt bränsle och förglasat avfall.

- Lagring av avfallet under ca 30 år i mellanlagret.
- Inkapsling av det förglasade avfallet i kapslar av titan och bly.
- Deponering av det kapslade avfallet i bergförvar ca 500 m ner i urberget.

Radiologisk påverkan på personal och omgivning kan ske dels vid normal drift, dels vid missöden. Skärmning och andra normala strålskyddsåtgärder införs och tillämpas för personalen i sådan omfattning att dosbelastningarna begränsas i enlighet med ICRP:s och Strålskyddsinstitutets rekommendationer och krav. Skyddsfrågor för personal engagerad i anläggningarnas drift och underhåll behandlas i kapitel III:7.

I säkerhetsanalysen har olika säkerhetsåtgärder gått igenom och en bedömning har skett av normalutsläppen. Vid analys av missöden eller haverier har en genomgång skett av sådana händelser som kan skada någon eller några av de barriärer som skyddar mot spridning av radioaktiva ämnen.

Haverianalysen redovisar utsläpp av radioaktiva ämnen vid olika haverier och missöden samt sannolikheten för att sådant utsläpp kommer till stånd.

De radiologiska konsekvenserna anges dels som individdos för den mest exponerade befolkningsgruppen dels som kollektivdosinteckning som utgör ett mått på dosbelastningen till befolkningen på lång sikt.

Omgivningspåverkan genom missöden vid anläggningar och transporter och från normalutsläpp bedöms vara väsentligt mindre allvarlig än för kärnkraftverken såväl med hänsyn till sannolikhet som till konsekvens. Orsaken härtill är att trycket och temperaturen är lägre och att de radioaktiva ämnena hela tiden är inneslutna och inte utsatta för någon bearbetning. Förutsättningar för plötslig och kraftig frigörelse av radioaktiva ämnen saknas eller är mycket små. Tidsförloppen är dessutom långsammare vilket ger större möjligheter för motåtgärder.

13.2.2 Radioaktiva ämnen i använt bränsle

Omedelbart efter reaktorns avstängning sjunker effektutvecklingen kraftigt i bränsleelementen men en viss resteffekt kvarstår till följd av sönderfallet av de bildade radioaktiva ämnena. En minut efter avstängningen har effekten sjunkit till 5% av drifteffekten och fortsätter sedan hastigt att minska. Efter en månad är den omkring 0,1%. Radioaktiviteten sjunker ungefär i samma takt.

Transporter av använt bränsle från reaktorn till ett centrallager sker tidigast ett halvår efter uttag och vanligen ännu senare. I säkerhetsanalysen har beräkningarna utförts för ett år gammalt bränsle vid transport till centrallager.

Vid analys av transportsäkerheten är det i första hand cesium-134 och cesium-137 som dominerar stråldoserna vid haveri. Det som är tillgängligt för läckage är emellertid endast den andel av totalaktiviteten som frigjorts ur det keramiska bränslet och samlats i hålrum innanför kapslingen. För cesium har antagits att denna andel är 1% vilket mot bakgrund av tillgänglig information är ett ogynnsamt valt genomsnittsvärde. Utbränningen har antagits vara 33 000 MWd/ton uran.

13.2.3 Centralt lager för använt bränsle

Säkerhetsanalysen har genomförts för den utformning av det centrala lagret för använt kärnbränsle som beskrivs i en av PRAV gjord förstudie. Vid den bearbetning som för närvarande pågår inom SKBF kan vissa modifieringar komma att göras.

Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att

- hålla dosbelastningen på personalen så låg som möjligt
- förhindra frigörelse av radioaktiva ämnen som skulle kunna spridas till omgivningen

Den radiologiska säkerheten för personalen är beaktad genom ett flertal åtgärder t ex

- Rikligt dimensionerade strålskärmar bl a i form av betongväggar och vatten.
- Mätutrustning för kontroll av direktstrålning och luftburen aktivitet.
- Avståndsmanövrering av aktiva komponenter och system.
- Doskontroll på personal.

Förvaringsbassängerna förläggs under marknivå med 30 m bergtäck-

ning vilket ger det lagrade bränslet ett effektivt skydd mot yttre påverkan.

Ventilationssystemen dimensioneras för att säkerställa acceptabel temperatur och fuktighet. Utrymmen för uttagning av bränsle och andra utrymmen med risk för luftburen aktivitet hålls vid undertryck gentemot omgivande byggnadsdelar. Radioaktiva ämnen avskiljs i filter innan ventilationsluften släpps ut.

Förvaringsbassängerna utformas som fristående, tjockväggiga enheter invändigt klädda med rostfri plåt. Betongkonstruktionens ytterväggar är tillgängliga för inspektion och ev läckage kan ledas bort via uppsamlingskanaler bakom den rostfria plåtens svetsfogar och samlas upp i ett dränagesystem. Detta möjliggör att läckage kan upptäckas tidigt.

Bassängerna saknar röranslutningar på låg nivå. Därigenom förhindras oavsiktligt tömning av bassängerna. Kylsystemet är utformat för att normalt kunna hålla vattentemperaturen vid 25 - 30°C och vid enstaka komponentfel under 50°C. Om yttre kylning skulle falla bort helt trots dubblerade komponenter och reservkraftsystem, stiger temperaturen i bassängvattnet. Om inga motåtgärder skulle vidtagas dröjer det mer än en vecka innan bassängerna kan uppnå kokpunkten. Kylning av bränslet kan dock upprätthållas genom spädmatning varför bränslet ej kommer att skadas på grund av friläggning.

Bränslegeometrin i bassängerna har kriticitetsberäknats. Beräkningarna visar en god marginal mot kriticitet även för obestrålat bränsle. Det är osannolikt att bränslet genom någon olyckshändelse skulle omfördelas till en geometri med högre reaktivitet än vid normal lagring. Då bränslet i centrallagret är utbränt behöver man ej räkna med risk för kritisk geometri.

För att minska brandrisken uppdelas anläggningen i brandceller och förses med automatiskt brandalarm, brandventilation och brandsläckningssystem anpassade till utrymmenas art. Brandbelastningen är genomgående låg.

Genom konventionella anläggningsåtgärder exempelvis bergförstärkningar kan risken för bergras elimineras.

Den 70 - 110 ton tunga behållaren för använt bränsle transporteras från hamnen till mottagningsdelen på trailer med dragfordon. För att reducera risken för transportolyckor har hastigheten begränsats till 10 km/h. Lutningen i tunneln är maximalt 1:10 och långa raksträckor har undvikits.

Horisontella förflyttningar av transportbehållaren inom mottagningsdelen sker med travers över ett förstärkt stråk av golvet. Vid vertikal förflyttning begränsas lyfthöjderna så långt möjligt och traverserna förses med långtgående säkerhetsanordningar.

Många års erfarenheter finns från lagring av använt bränsle i vattenbassänger. Ett mindre aktivitetläckage förekommer normalt från bränslet till bassängvattnet. Detta tas om hand av reningskretsar på samma sätt som i kärnkraftverken. Små mängder krypton-85 och tritium överförs till ventilationsluften och frigörs till atmosfären. Spår av jod och partikelformig aktivitet kan även

frigöras till luften. Det mesta stannar dock i vattnet och samlas upp i reningskretsarnas jonbytare.

Normalutsläppen till omgivningen blir mycket små och ger helt obetydliga stråldoser till närboende (i storleksordningen 0,0001 rem/år).

Centrallagret har utformats så att sannolikheten för större haverier nedbringats till mycket låga värden. De olyckshändelser som trots detta kan tänkas inträffa inskränker sig till missöden med måttlig frigörelse av aktivitet.

Följande missöden har analyserats med avseende på konsekvens och sannolikhet:

- Transportbehållare tappas
- Bränslekassett eller andra föremål tappas
- Bränsleelement tappas

Sammanfattningsvis innebär dessa en frigörelse av högst 4000 Ci krypton-85 vilket ger stråldoser som är mindre än 0,1 millirem. Sannolikheten för de största utsläppen har beräknats till ca 0,0004 per år.

Ett centralt lager för använt kärnbränsle medför således försumbara strålningsrisker i omgivningen.

13.2.4 Transport av använt bränsle och förglasat, högaktivt avfall

En beskrivning av transportsystemet återfinnes i kapitel I:9. Vid transporter användes bränslebehållare av sk typ B-behållare. Detta innebär att de uppfyller de av IAEA (International Atomic Energy Agency i Wien) utfärdade reglerna för konstruktion och provning. Grundtanken bakom dessa regler är att själva transportbehållaren för det radioaktiva materialet skall vara så utformad att den i sig ger tillräcklig säkerhet mot spridning av radioaktiva ämnen till följd av eventuella olyckor. Avsikten är att alla transporter skall kunna ske med konventionella, allmänt tillgängliga fordon och utan någon särskild strålskyddsövervakning. Reglerna föreskriver därför att följande typprov, som avser att efterlikna en svår olyckshändelse skall utföras:

- Fall från 9 m mot stumt plant underlag
- Fall från 1 m mot massiv stålcylander med 15 cm diameter
- Upphettning under 30 minuter till 800°C
- Nedsänkning i vatten till 15 m under 8 timmar

De tre första proven skall genomföras i följd på samma behållare. Behållarna skall klara dessa prov utan att läckage uppstår. Därutöver ställs specificerade krav på strålskärmning och kylning.

Hantering av behållaren utförs enligt detaljerade, i förväg uppgjorda föreskrifter. Transporter utanför respektive anläggningsområde måste anmälas och godkännas av myndigheter i de berörda länderna innan transportererna äger rum.

Genom att använda specialtillverkade fartyg kan säkerheten ytterligare ökas. Det fartyg som planerats för ändamålet skall förses med speciella säkerhetsbefrämjande anordningar:

- Förstärkning för gång i is
- Moniteringsutrustning för strålning
- Kolsyresystem för brandsläckning
- Automatiskt sprinklersystem
- Anordning för lokalisering efter förlisning
- Förstärkt kommunikationsutrustning

Iakttagelser från såväl inträffade transportolyckor som särskilda kollisionsprov i full skala visar att behållarna i verkligheten klarar ännu större påfrestningar än de som anges i provningsbestämmelserna. För att undersöka potentiella konsekvenser för omgivningen vid olika transporthaverier har emellertid antagits att behållarna i sällsynta fall kan skadas.

Tre skilda transporter mellan anläggningar förekommer:

- Transport av bränsleelement från reaktorstationen till centrallagret.
- Transport av bränsleelement från centrallagret till utländsk behandlingsanläggning.
- Transport av förglasat avfall från utländsk behandlingsanläggning till svenskt mellanlager.

De haverityper som behandlats är:

- 1 Transportbehållaren tappas vid lastning eller lossning
- 2 Grundstötning och förlisning
- 3 Fartygskollision
- 4 Långvarig brand ombord
- 5 Kollision och brand ombord
- 6 Trailerkollision med och utan brand

Det svåraste fallet är en fartygskollision med brand ombord. Sannolikheten för ett sådant haveri har beräknats till 3×10^{-6} per år (tre miljondelar per år). Härvid kan vissa utsläpp av cesium och krypton-85 inträffa. Kollektivdosen till befolkningen har för ett värsta fall beräknats till ca 30 000 manrem. Detta förutsätter att haveriet sker i närheten av en större stad. Sannolikheten för denna värsta konsekvens är således avsevärt lägre än det angivna genomsnittliga värdet för denna haverityp.

Säkerhetsanalysen visar att transporter av använt kärnbränsle innebär mycket små risker för utsläpp av radioaktiva ämnen. Även i extrema fall blir konsekvenserna av tänkbara utsläpp ringa.

13.2.5 Mellanlagring, inkapsling och deponering av förglasat avfall

Anläggningen för mellanlagring är konstruerad på basis av erfarenheter från Marcoule-anläggningen i Frankrike. Motsvarande konstruktionskriterier som för centrallagret för bränsle har använts. Säkerhetskraven har varit i hög grad styrande vid utformningen.

Förläggning av mellanlagret i berg ger ett gott skydd mot yttre påverkan, krigshandlingar m m.

Avfallscylindrarna är omsorgsfullt befriade från ytaktivitet men måste strålskärmas för att kunna hanteras. Halten av aktivt avfall i glaset är ca 9%. Avfallet har avklingat ca 10 år när det

skall överföras till mellanlagret. Därigenom har värmeutvecklingen avtagit till ca 1,2 kW/cylinder. Avfallscyldrarna anländer skyddade av transportbehållaren. Hanteringen av avfallscyldrarna sker i slutna rum med tjocka strålskärmande väggar, konstant undertryck och instrumentövervakning.

Vid förflyttning av avfallscyldrarna används transporthuvar med inbyggd strålskärning. Hanteringen sker med traverser och cylindrarna transporteras tätt över golven. Den viktigaste säkerhetsåtgärden är att upprätthålla kylning av lagringsdelen. Normalt sker kylningen med två parallellkopplade fläktar. En tredje fläkt kan kopplas in vid behov. Dessutom finns en fjärde fläkt ovan jord. Fläktarnas elförsörjning är säkrad med dieselaggregat. Normalt blir utgående lufttemperatur ca 80°C. Vid bortfall av en fläkt kopplas reservfläkt automatiskt in. Vid kylning med enbart en fläkt stiger temperaturen till ca 110°C efter 40 timmar. Skulle i ett extremfall samtliga fläktar falla bort tillåter en förbiledning med ett automatiskt spjäll luften att cirkulera med naturlig konvektion. Temperaturen stiger då till max ca 340°C, vilket uppnås efter 40 timmar. Detta leder ej till aktivitetsfrigörelse.

Glaskroppens stålhölje rengörs noggrant i samband med tillverkningen och all hantering av avfallscyldrarna utförs torrt varför risken för ytkontaminering är liten. Eftersom avfallet är hårt bundet i glaset som dessutom är inneslutet i tätsvetsade cylindrar förekommer inte aktivitetsfrigörelse under lagringsperioden. Vid Marcoule-anläggningen i Frankrike finns erfarenheter av 10 års lagring av högaktivt glas. Under denna tid har man inte kunnat detektera någon aktivitet i ventilationsfiltren.

Sannolikheten för haverier i anläggningen har begränsats genom konstruktiva åtgärder. Överhettning till så höga temperaturer att flyktiga nuklider förångas sker inte ens vid fullständigt kylningsbortfall i enlighet med vad som redovisats ovan. Sannolikheten för skador till följd av brand reduceras av en låg brandbelastning och ett väl utbyggt brandförsvar.

Mekaniska skador som leder till luftburen aktivitet bedöms inte kunna uppkomma.

Efter ca 30 års lagring lyfts avfallscyldrarna upp ur sina lagringspositioner och överförs i en transporthuv till en cell för inkapsling. Inkapslingsdelen omfattar en rad arbets- och kontrollstationer i en strålskärmad cell. En blymantel med titanhölje sätts över cylindern och bly insmälts i spalten mellan manteln och glasets stålhölje. Det hela tillslutes med ett titanlock som tätsvetsas. Inkapslingen utförs i sin helhet genom fjärrmanövrering. Det kapslade avfallet lyfts in i en transporthuv som på vagn förflyttas till bergförvarets hisschakt.

Den hiss som transporterar det inkapslade avfallet ned till slutförvaret är utrustad med minst två av varandra oberoende bromssystem och hisslinorna skall kunna bära 10 gånger den dimensionerande lasten. Skulle en hiss falla dämpas fallet av vattenbassängen i hisschaktets botten. Även om kapseln skulle skadas, kan glaset ej splittras i så små partiklar att de blir luftburna.

13.3 RADIOAKTIVA ÄMNEN I HÖGAKTIVT AVFALLSGLAS

13.3.1 Allmänt

Härden i en lättvattenreaktor innehåller uranbränsle i form av urandioxid inneslutet i kapslingsrör av en zirkoniumlegering (kärnbränsle). Mängden uran i en reaktorhård varierar med reaktorns storlek och typ. För de i Sverige aktuella reaktorerna är uranmängden i en hård mellan 70 ton och 126 ton. Kokarreaktorn (BWR) har lägre effekttäthet och större bränslemängd vid en given storlek än tryckvattenreaktorn (PWR). Kärnbränslet förnyas successivt vid de årliga avställningarna för bränslebyte och annat underhåll. Varje bränsleelement bestrålas mellan tre och fem år innan det når full utbränning. Denna är 25 000 - 28 000 megawattdygn per ton uran (MWd/tU) för BWR och 31 000 - 35 000 MWd/tU för PWR. Typisk sammansättning på det utbrända bränslet har angivits i avsnitt 2.1.1

Vid utbränningen av uranbränslet uppkommer radioaktivt avfall dels genom kärnklyvning som ger klyvningsprodukter dels genom neutroninfångning som ger aktiveringsprodukter. De viktigaste aktiveringsprodukterna i bränslet är ämnen som är tyngre än uran - de s k transuranerna - neptunium (Np), plutonium (Pu), americium (Am), curium (Cm) m fl. Andra aktiveringsprodukter bildas i kapslingsrör och konstruktionsdetaljer. Dessa senare aktiveringsprodukter ingår i s k medelaktivt avfall och behandlas ej vidare här.

Det vid upparbetning av det använda bränslet erhållna högaktiva avfallet innehåller merparten av alla klyvningsprodukter, vidare hela mängden transuraner utom plutonium samt små restmängder av uran och plutonium. Upparbetning och förglasning av det erhållna högaktiva avfallet har beskrivits i kapitel 5. Vid upparbetningen avskiljes vissa gasformiga klyvningsprodukter framför allt krypton-85 och jod-129, medan alla övriga finns i det högaktiva avfallet.

13.3.2 Sammansättningen av högaktivt avfall

Det förglasade högaktiva avfallet innehåller som redan nämnts nästan hela mängden klyvningsprodukter och transuraner utom plutonium. De restmängder uran och plutonium som återfinns i avfallsglasat kan variera beroende på bränslets typ och utbränning samt på upparbetningsprocessens detaljerade utformning. På samma sätt som i Aka-utredningen /13-1/ har antagits, att 0,1% av uran och 0,5% av plutonium i det använda bränslet kommer att återfinnas i det högaktiva avfallet.

Nyligen erhållna informationer från fransmännen antyder att uranhalten kan väntas motsvara ca 0,2% av ursprungligt uran och plutoniumhalten ca 0,15% av ursprungligt plutonium. Såsom framgår av kapitel IV:3 innebär en fördubbling av uranhalten en obetydlig ökning av beräknad aktivitetsspridning medan en minskning av plutoniumhalten till 30% medför en märkbar sänkning av denna.

Det bör noteras att separationen av plutonium från uran samt utfällningen och konverteringen av dessa ämnen medför ytterligare förluster av uran och plutonium. Dessa förluster återfinnes i

låg- och medelaktivt avfall och är normalt något större än de mängder som finns i det högaktiva avfallet. Enligt garantier från uppberedningsföretaget blir de sammanlagda förlusterna maximalt 3% plutonium och 2% uran. Erfarenhetsmässigt erhålles lägre förluster.

De viktigaste klyvningsprodukterna i det högaktiva avfallet med avseende på den slutliga förvaringen är de med långa och mycket långa halveringstider. Följande tabell ger halveringstiden för de nuklider som är av betydelse.

Nuklid	Halveringstid
väte-3 (tritium) ^{x)}	12,3 år
selen-79	65 000 år
krypton-85 ^{x)}	10,8 år
strontium-90	28,1 år
zirkonium-93	1,5 miljoner år
teknetium-99	210 000 år
antimon-126	100 000 år
jod-129 ^{x)}	17 miljoner år
cesium-135	3 miljoner år
cesium-137	30,0 år
prometium-147	2,62 år
samarium-151	87 år
europium-154	16 år

x) Tritium, krypton och jod avlägsnas vid uppberedningen. 1% av jod-129 har dock i säkerhetsanalysen förutsatts finnas i det förglasade avfallet.

Av de i tabellen angivna nukliderna är framför allt strontium-90 och cesium-137 viktiga för säkerhetsbedömningen under de första 500 à 1000 åren efter påbörjad slutförvaring. För den mycket långsiktiga bedömningen är särskilt teknetium-99, jod-129 och cesium-135 av intresse.

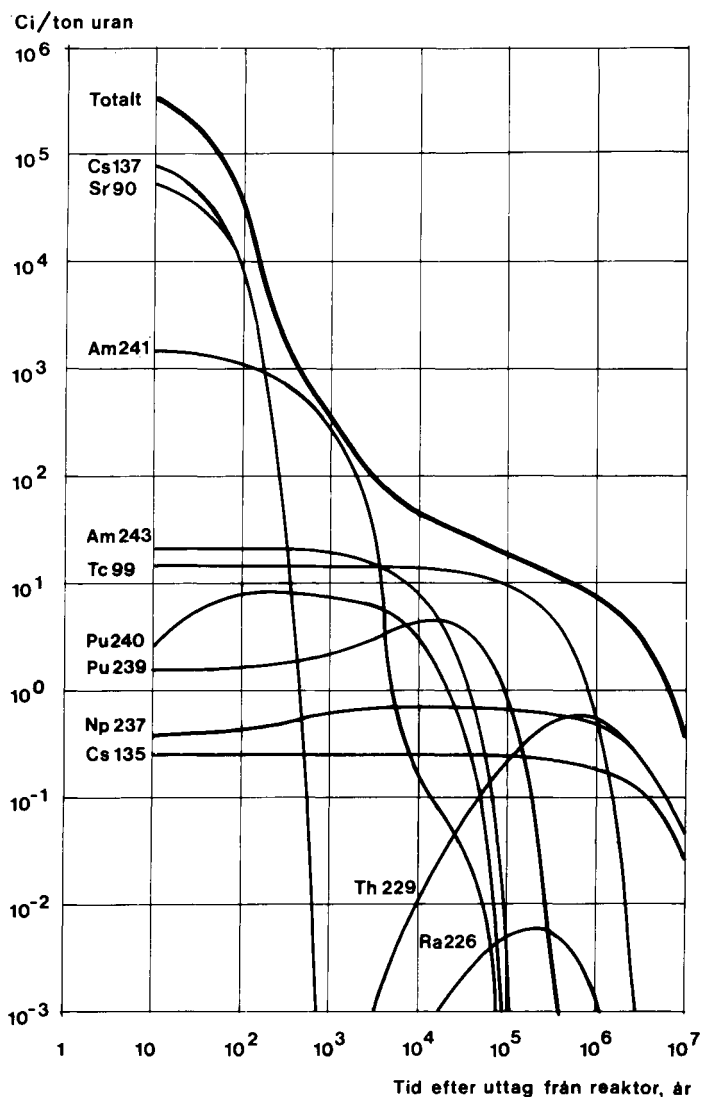
Restmängderna av uran och plutonium, de övriga transuranerna samt sönderfallsprodukter till dessa ämnen utgör de tunga nukliderna. Avfallet innehåller ett hundratal olika tunga nuklider. En detaljerad lista över dessa finns i del IV kapitel 3. Följande tabell upptar de tunga nuklider som är viktigast för bedömningen av säkerheten vid slutförvaring.

Nuklid	Halveringstid	Modernnuklid
americium-243	7650 år	
americium-241	433 år	plutonium-241
plutonium-241	14,6 år	
plutonium-240	6760 år	
plutonium-239	24 400 år	
plutonium-238	89 år	
neptunium-237	2,13 miljoner år	americium-241
uran-238	4510 miljoner år	
uran-235	710 miljoner år	
uran-234	247 000 år	plutonium-238, uran-238
uran-233	162 000 år	neptunium-237
torium-230	80 000 år	uran-234
torium-229	7300 år	uran-233
radium-226	1600 år	torium-230

I kolumnen "modernuklid" anges att nukliden ifråga bildas genom radioaktivt sönderfall av modernukliden. Av plutonium-241 bildas således genom successiva sönderfall americium-241, neptunium-237, uran-233 och torium-229.

Aktiviteten i curie per ton uran av radioaktiva ämnen som funktion av tiden anges i figur 13-2. Enheten curie per ton uran är i det aktuella fallet ungefär detsamma som curie per glaskropp.

Klyvningsprodukterna cesium-137 och strontium-90 dominerar kraftigt under de första hundra åren. Därefter dominerar bland de betastrålande klyvningsprodukterna teknitium-99 fram till över en miljon år och sedan cesium-135. Av de alfastrålande tunga nukliderna dominerar till en början americium-241 och -243, därefter under en period plutonium-239 och sedan torium-229. Eftersom alfastrålning per curie räknat är farligare än betastrålning så kommer efter ca 300 år giftigheten hos avfallet att i huvudsak bestämmas av de nyssnämnda tunga nukliderna.



Figur 13-2. Radioaktiva ämnen i högaktivt avfall. Upparbetningen har antagits ske tio år efter uttaget ur reaktorn.

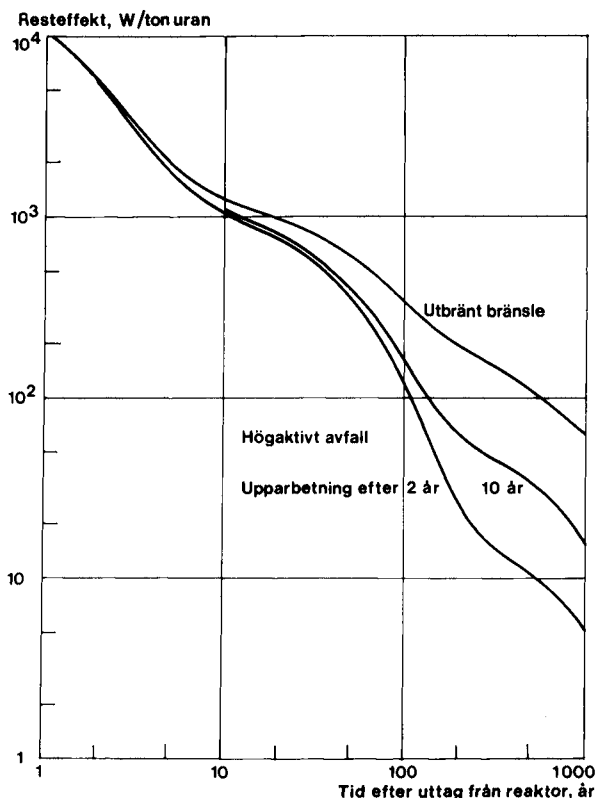
De i figur 13-2 angivna mängderna gäller för PWR-bränsle som upparbetas tio år efter det full utbränning uppnåtts och bränslet tagits ut ur reaktorn. Denna tid är av viss betydelse för aktiviteten hos det högaktiva avfallet. Plutonium-241 som är en betastrålnare sönderfaller med en halveringstid av 14,6 år till americium-241. Ju längre man väntar med upparbetningen desto mer av denna nuklid får man i avfallet. Om man väntar bara tre år med upparbetning minskar americium-241-mängden i figur 13-2 till ca 40%. Om man väntar mycket länge med upparbetningen så ökar americium-241-mängden till ungefär dubbla värdet i figuren. Dotternukliden neptunium-237 påverkas ej lika kraftigt relativt sett då en väsentlig del av denna bildas direkt i reaktorn via andra kärnreaktioner.

För BWR-bränsle är den bildade mängden plutonium något lägre än för PWR-bränsle och likaså är andelen tunga nuklider något lägre för samma andel klyvningsprodukter.

I säkerhetsanalysen har genomgående förutsatts att den högaktiva avfallet kommer från PWR-bränsle som upparbetats tio år efter uttag ur reaktorn och bestrålats till 33 000 MWd/tU.

13.3.3 Resteffekt i högaktivt avfall

Figur 13-3 visar resteffekten i använt bränsle och högaktivt avfall som erhållits vid upparbetning efter två respektive tio år. Resteffekten anges i watt per ton uran vilket motsvarar watt per avfallscylinder för det högaktiva avfallet. Kurvorna är räknade



Figur 13-3. Resteffekten i använt bränsle och högaktivt avfall från tryckvattenreaktor.

för en resthalt uran på 0,5% men i övrigt är förutsättningarna desamma som i föregående avsnitt.

13.4 SÄKERHET VID SLUTFÖRVARING

13.4.1 Allmän bakgrund

För att uppnå en säker slutförvaring av det högaktiva avfallet omges de radioaktiva ämnena med ett antal successiva barriärer:

- kemisk bindning till svårslösligt borsilikatglas
- inkapsling av glaset i flera metallhöljen
- förvaring av de inkapslade avfallscylindrarna i bra berg på 500 m djup

Var och en av dessa barriärer ger skydd mot spridning. De har emellertid olika skyddsegenskaper och därmed också skyddsfunktioner som både förstärker och kompletterar varandra.

Vid slutförvaringen placeras avfallscylindrarna i borrhål från botten av en tunnel. Ett buffertmaterial mellan kapsel och berg håller avfallscylindrarna fixerade. Spridningen av de radioaktiva ämnena fördröjs även genom sorptionseffekter i buffertmaterialet och i bergsprickor om de skulle komma ut genom de inre barriärerna.

Kraven på isolering av de radioaktiva ämnena avtar i takt med att aktiviteten avklingar. Endast en kombination av strömmande vatten och genombrutna barriärer kan ge en spridning av radioaktiva ämnen från slutförvaret.

Man kan i princip särskilja

- Långsamma förlopp
- Extrema händelser som medför plötslig spridning av radioaktiva ämnen

Långsam spridning av de radioaktiva ämnena diskuteras utförligt i del IV kapitel 6 och här lämnas en sammanfattande redogörelse. Sannolikheten för extrema händelser som kan bryta bergbarriären och orsaka snabb spridning av de radioaktiva ämnena är utomordentligt låg. De viktigaste fallen och konsekvenserna därav diskuteras i del IV kap 7 och sammanfattas här.

13.4.2 Faktorer som inverkar vid långsam spridning av radioaktiva ämnen

Analysen av den långsamma spridningen innefattar en kedja beräkningar avseende olika fenomen. För att det slutliga beräkningsresultatet skall avspegla den mest ogynnsamma situation, som kan tänkas bli aktuell, måste förutsättningar och data i flera led väljas med en betydande säkerhetsmarginal. Allteftersom säkrare kunskapsunderlag blir tillgängligt kan dessa marginaler minskas. I den här redovisade analysen har flera stora säkerhetsmarginaler staplats på varandra. Det beräknade slutresultatet ger därför en bild, som sannolikt är flera storleksordningar ogynnsammare än vad som kan komma att inträffa i verkligheten.

För att långsam spridning av de radioaktiva ämnena överhuvud taget skall vara möjlig krävs att den metalliska inkapslingen av glaskropparna skadas på något sätt så att vatten kommer i kontakt med avfallsglasets. Om detta sker börjar en långsam utlakning av glasets.

Kapselskada

Två fall av kapselskada har studerats i säkerhetsanalysen nämligen dels att en kapsel är skadad redan vid deponeringen och dels en långsam förstöring av kapseln genom korrosion.

Tillverkningen av de metalliska kapslarna avses genomföras under mycket noggrann kontroll. Kapslarna kontrolleras dessutom efter tillverkning med avseende på såväl täthet som defekter i svetsar.

Vid industriell tillverkning av metalliska komponenter med kvalificerade krav på kontroll har man uppnått felfrekvenser i storleken en på 10 000 till en på 100 000. Den aktuella kapseln utföres i tre metalliska skikt - rostfritt stål, bly och titan vilket bör ge möjlighet till ännu lägre frekvens av skador som helt penetrerar kapseln. Sannolikheten för initial kapselskada bedöms därför vara väsentligt lägre än en per 10 000 kapslar. Totala antalet kapslar blir som nämnts ca 10 000.

Som ett huvudfall studeras fallet med en skadad kapsel i slutförvaret. Denna enstaka avfallskropp behandlas i analysen som om den vore okapslad och hela glasytan vore tillgänglig för lakning. Detta fall motsvarar således även fel på ett flertal kapslar med en del av glasytan frilagd. Fall med fler än några enstaka initialt skadade kapslar bedöms som så osannolika att de ej behöver beaktas.

Materialen för inkapsling har valts med inriktning på att åstadkomma en mycket god beständighet och livslängd i den aktuella miljön. I avsnitt 6.3 behandlas kapselmaterialens egenskaper. Frågan om kapselns livslängd diskuteras även i en rapport som utarbetas av Korrosionsinstitutet (KI) och en särskilt utsedd referensgrupp. Vissa ledamöter i denna referensgrupp bedömer den tid som kapseln är helt tät till minst 1000 år medan andra bedömer livslängden till minst 500 år.

Det framgår klart av KI:s rapport att man vid bedömningen förutsatt att lokal korrosion skulle kunna vara gränssättande för den tid som en kapsel är helt tät. Punktvisa genombrott av kapseln efter 1000 (eller 500) år innebär emellertid inte att glaskropparna i sin helhet exponeras för grundvatten och utlakning till detta.

Det har inte varit möjligt att göra en systematisk analys av hur lång tid det kan väntas dröja innan hela glaskroppen friläggs efter det att kapseln blivit otät. Överväganden om tiden för allmänkorrosion av titan och om korrosionshastigheten för bly i förhållande till den totala blymängden per kapsel gör det sannolikt att det tar 10 000-tals eller 100 000-tals år. I brist på mera precist underlag tvingas man dock, för att vara på den säkra sidan, att göra en analys utifrån hypotetiska fall som kan bedömas vara mer ogynnsamma än verkliga fall.

Som standardfall har antagits att kapslarna bryts ner successivt under tiden 1000 till 6000 år efter påbörjad slutförvaring.

Beräkningar visar att det är relativt sett ganska betydelselöst för den totala riskbedömningen om kapselns livslängd sätts till minst 500 år eller minst 1000 år (se kapitel IV:6.9.4).

Glasutlakning

Om vatten kommer i kontakt med avfallsglas sker en mycket långsam utlakning av de ämnen som finns i glaset. Utlakningshastigheten beror av ett flertal faktorer av vilka de viktigaste är glasets sammansättning, temperaturen, den yta som vattnet kommer i kontakt med samt vattenomsättningen. Andra faktorer som kan vara av betydelse är de kemiska förhållandena och förändringar i glasets struktur på grund av joniserande strålning från radioaktiva ämnen eller på grund av variationer i tillverkningen av glaset. (Se vidare avsnitt 5.4 och IV:6.3).

Experimentella undersökningar i Frankrike har givit en lakningshastighet av 2×10^{-7} g per cm^2 och dygn vid temperaturen 25°C för typiska avfallsglas som framställts enligt den franska processen. Vid temperaturen 70°C ökar denna lakningshastighet ca 10 ggr och vid 100°C ökar den ca 35 ggr. Glasets temperatur är som högst ca 70°C och sjunker efter 2000 år till ca 30°C .

Den geometriska ytan på en avfallskropp är ca 2 m^2 . Vid framställningen av glaset och hanteringen kan det emellertid uppstå vissa sprickor i glaset. Härigenom blir den yta som åtminstone teoretiskt är åtkomlig för vatten större än den geometriska ytan. Normalt är ytförstoringen 2 à 3 ggr men i ogynnsamma fall anses den kunna bli 10 ggr. Som ett genomsnittligt värde på lakningsytan har i säkerhetsanalysen använts 10 m^2 per glaskropp d v s 5 ggr den geometriska ytan.

Med dessa värden på lakad yta och lakningshastighet erhålles en utlakad andel av $1,7 \times 10^{-5}$ (17 miljondelar) per år och glaskropp om ca 420 kg. Detta innebär en fullständig upplösning av glaset på ca 60 000 år om man antar att den upplösta viktmängden per år är oförändrad. I de beräkningar som utförts för det ena huvudfallet har använts en glaslakningstid på 30 000 år.

Under de första 150 à 200 åren efter påbörjad slutförvaring är glastemperaturen väsentligt högre än 25°C . För fallet initialt skadad kapsel används därför en glasutlakningstid på 3000 år.

Vid slutförvaringen placeras avfallsglasets omgivet av ett buffertmaterial i ett berg där vattengenomströmningen är mycket låg. De geologiska undersökningarna har visat att 0,1 à 0,2 liter per m^2 och år är troligt. I en sådan miljö kommer utlakningshastigheten att begränsas av tillgången på vatten. Underlaget för en noggrann analys av utlakningen av radioaktiva ämnen från glaset under dessa omständigheter är begränsat. Preliminära överväganden antyder 100 ggr lägre lakningshastigheter än de ovan angivna.

Transporttiden för utlösta ämnen

De radioaktiva ämnenas transporttid genom bergmassan från slut-

förvaret till biosfären beror av två faktorer. Den ena faktorn är den tid det tar för vattnet att strömma från slutförvaret till primärrecipienten. Denna tid varierar starkt beroende på lokala förhållanden och egenskaperna hos det aktuella berget. Utförda åldersbestämningar för grundvatten antyder strömningstider på flera tusen år från ett lämpligt placerat slutförvar. I de beräkningar som utförts för säkerhetsanalysen har försiktigtvis använts en transporttid för grundvattnet på 400 år i tätt berg. (Se avsnitt 7.4).

Den andra faktorn som bestämmer de radioaktiva ämnenas transporttid är den fördröjning som erhålles genom kemiska reaktioner mellan dessa ämnen och buffertmaterialet och bergmaterialet. Olika typer av kemiska reaktioner förekommer, framför allt jonbytesprocesser, jonadsorption, omvändbar (reversibel) utfällning och mineralisering. Gemensamt benämns dessa processer sorption.

Mineralisering och utfällning är de ur säkerhetssynpunkt gynnsammaste processerna. De ger mycket låga resthalter i grundvattnet och stor fördröjning av de radioaktiva ämnena. Flera ämnen i avfallet kan på goda grunder antas delta i mineraliserings- och utfällningsreaktioner t ex cesium (mineralisering), protaktinium och americium (utfällning).

Vid beräkningarna av transporttiden för radioaktiva ämnen har dock sorptionen behandlats som en ren jonbytesprocess. Härigenom underskattas fördröjningens storlek. Fördröjningen beskrivs i beräkningarna med en fördröjningsfaktor som definieras som förhållandet mellan vattnets strömningshastighet och det aktuella ämnets transporthastighet.

Fördröjningsfaktorerna kan beräknas ur kemiska jämviktskonstanter som har bestämts experimentellt. Inom projektet har sådana bestämningar utförts för olika ämnen i kontakt med grundvatten och buffertmassan (10% bentonit och 90% kvartssand) eller granit. Jämförelser har gjorts med motsvarande utländska mätningar. Följande tabell visar fördröjningsfaktorer för de viktigaste ämnena i avfallet dels för tätt berg med permeabiliteten 10^{-9} m/s och dels för ett otätt berg med permeabiliteten 10^{-5} m/s.

Fördröjningsfaktorer för vissa radioaktiva ämnen

Ämne	Tätt berg	Otätt berg
Strontium	57	7
Zirkonium	8400	450
Teknetium	1	1
Jod	1	1
Cesium	840	90
Radium	700	76
Torium	5200	280
Uran	43	3
Neptunium	260	15
Plutonium	1100	58
Americium	84 000	4500

Fördröjningsfaktorn 1 innebär att ämnet rör sig med samma hastighet som vatten medan t ex faktorn 700 innebär att det tar 700 ggr så lång tid för ämnet som för vattnet att förflyttas samma sträcka. De angivna fördröjningsfaktorerna är medelvärden. Delar

av den utlösta mängden av ett visst ämne har kortare eller längre fördröjning. Detta beaktas i beräkningarna.

Den i tabellen givna fördröjningsfaktorn för strontium i otätt berg (permeabilitet ca 10^{-5} m/s) har bekräftats genom fältförsök utförda i Studsvik.

Fördröjningen av ämnena radium, torium, uran, neptunium, plutonium och americium är av stor betydelse för den mycket långsiktiga säkerheten hos slutförvaret. De i beräkningarna använda värdena på fördröjningsfaktorerna för neptunium och plutonium är troligen för låga med minst en faktor 10. (Se kapitel IV:6.5).

Primärrecipient

Spridning av de radioaktiva ämnena genom de olika barriärerna (kapsel, buffertmaterial, berg) kan så småningom leda till kontakt med biosfären. Eftersom spridning sker med grundvattnet nås en sådan kontakt primärt i en vattenrecipient.

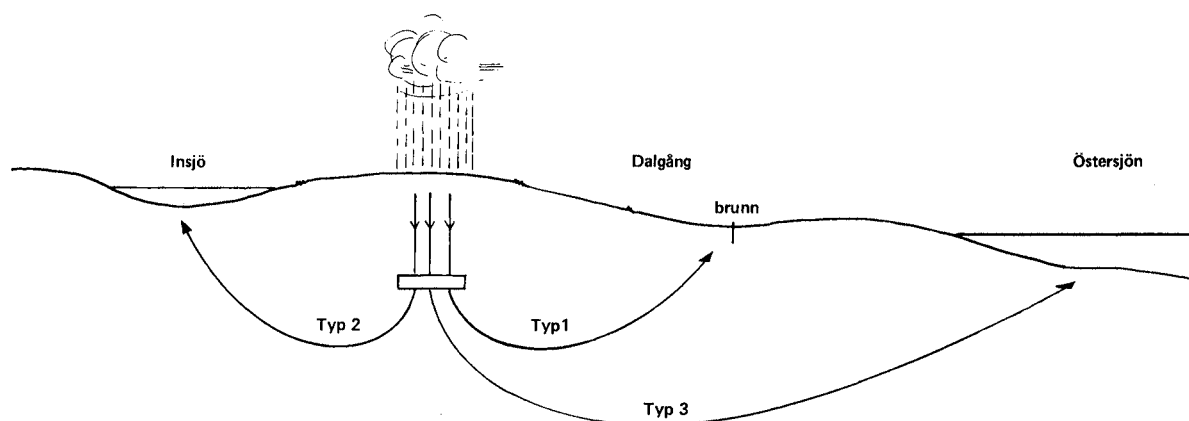
Tre huvudfall av primärrecipient har studerats:

- djupborrad brunn i närheten av slutförvaret
- insjö i närheten av slutförvaret
- Östersjön

Huvudfallen illustreras schematiskt av figur 13-4.

De årligen utlakade mängderna radioaktiva ämnen som når primärrecipienten kommer att spädas ut i en relativt stor volym vatten. För brunnsfallet har denna beräknats till 500 000 m³ och för insjöfallet till 25 miljoner m³. Beräkningen baseras på de lokala förhållandena vid Finnsjön nära Forsmark. Dessa bedöms vara tämligen ogynnsamma vad avser brunnsfallet men representativa för ett större antal lägen vad avser insjöfallet. (Se avsnitt 7.4.1).

När de radioaktiva ämnena kommit fram till biosfären via primärrecipienterna kan de nå människan på i huvudsak två olika vägar.



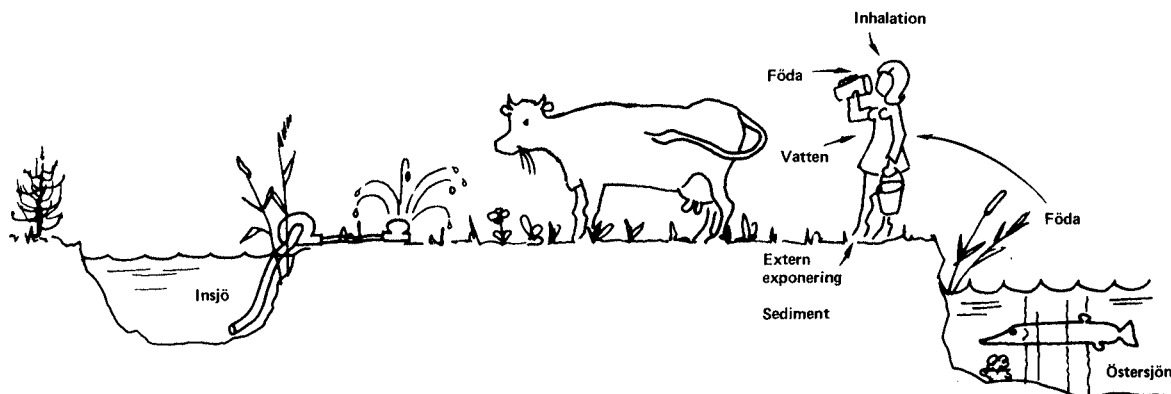
Figur 13-4. De tre huvudtyperna för transport av radioaktiva ämnen till biosfären.

Man kan få in ämnena i kroppen dels genom föda och vatten dels genom inandning. Så länge de sedan finns kvar i kroppen kan de förorsaka s k intern bestrålning. Kunskap om de radioaktiva ämnenas transport och anrikning i näringskedjorna är därför av stor betydelse för att kunna beräkna dosbelastningen på människan.

Människan kan också bestrålas av radioaktiva ämnen utanför kroppen, extern bestrålning. Figur 13-5 illustrerar några av de vägar som radioaktiva ämnen i vår omgivning kan nå människan. För att kartlägga dosbelastningen har stråldoserna från inandning samt konsumtion av vatten och föda beräknats. Man har också beräknat stråldoserna från hantering av fiskeredskap och från markbeläggning och vatten t ex vid bad.

Det är framför allt av intresse att kartlägga vilka individer som kan tänkas få de högsta stråldoserna. Dessa personer får man fram genom studier av deras yrkesverksamhet, deras diet, hur de bor och andra levnadsförhållanden. Kombinerat detta med var radioaktiva ämnen från slutförvaret kan uppträda får man fram de s k kritiska grupperna.

Från de tre inflödesvägarna brunn, insjö och Östersjön sprids de radioaktiva ämnena i det lokala ekosystemet. I den modell som använts i säkerhetsanalysen antas detta utgöras av 0,25 km² jordbruksmark samt en liten sjö av typ Finnsjön i närheten av Forsmark eller Götemaren norr om Oskarshamn. Bevattningen i området sker med brunnsvatten eller insjövatten. Mängden är ca 200 liter



Figur 13-5. Exponeringsvägar till människan i det lokala ekosystemet.

per dygn. Samma vattentäkter antas användas till både bevattning och dricksvatten.

De radioaktiva ämnen som tillförs det lokala ekosystemet samlas i ytskikt av marken. Ämnena transporteras successivt av grundvatten och genom avrinning av ytvatten. Hur snabbt ämnena kommer in i kretsloppet beror på markens sorptionsegenskaper. Exponeringen har beräknats med hänsyn till den aktivitet som når det lokala ekosystemet via bevattning och den aktivitetsnivå som erhålls genom långsiktig upplagring i markområdet.

I det fall där utflödet sker i Östersjön sker exponeringen av de kritiska grupperna i kustzonen genom havsvatten, sediment och fisk. Ekosystemet är ett 2 km brett och 30 km långt kustavsnitt där de radioaktiva ämnena från bergförvaret når ut i Östersjön. Från det lokala ekosystemet sker en vidare spridning till andra delar av biosfären. Hur denna sker beskrivs i del IV kapitel 6.7.

13.4.3 Konsekvenser av långsam spridning av radioaktiva ämnen

Konsekvenserna av en långsam spridning av de radioaktiva ämnena har analyserats för följande fall.

- kapslingen på avfallsbehållarna går sönder efter 1000 år och alla kroppar av avfallsglas är helt exponerade för grundvatten efter ytterligare 5000 år
- glaset lakas ut med en hastighet som innebär fullständig upplösning på 30 000 år
- vattnets transporttid i tätt berg från slutförvaret till inflöde i biosfären är 400 år
- vid de radioaktiva ämnens transport genom berget fördröjs de på det sätt som angivits tidigare.

Dessa förutsättningar inrymmer ett flertal försiktiga antaganden som leder till en överskattning av de beräknade stråldoserna.

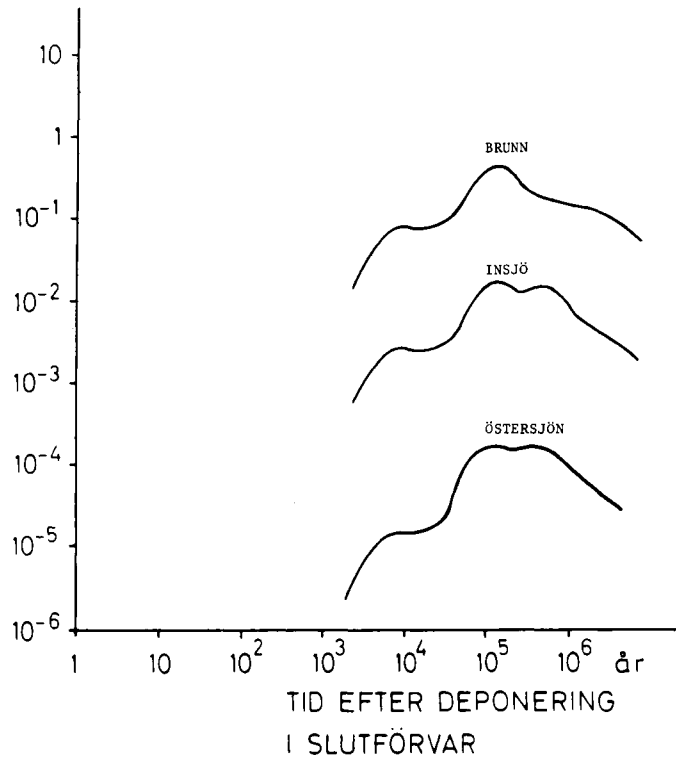
Högsta stråldosen i rem till en människa för en 30-årsperiod har beräknats som funktion av tiden efter slutförvaringens påbörjande. Perioden 30 år har valts enligt en vanligt förekommande praxis att räkna detta som en generation och eftersom endast relativt små stråldoser är aktuella.

Figur 13-6 visar en jämförelse mellan beräknade maximala individuella doser för fallen brunn, insjö och Östersjön som primär inflödeskälla i biosfären. Som synes ger brunnsfallet ca 15 ggr högre maximala doser än insjöfallet och ca 1500 ggr högre värden än östersjöfallet.

Figur 13-7 visar den beräknade maximala individdosen som funktion av tiden för olika nuklider för fallet brunn som primär inflödesrecipient.

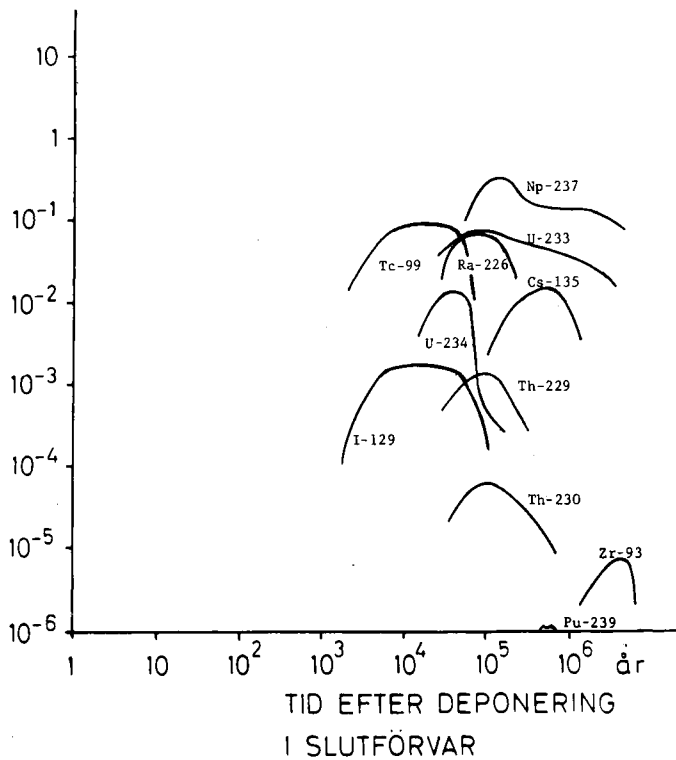
Resultaten visar att de dominanta nukliderna är neptunium-237, uran-233, radium-226 och teknetium-99. Man noterar att inga stråldoser uppträder förrän efter mer än 1000 år beroende på att inkapslingen i bly-titan är tät i minst 1000 år och att transporttiden för vatten är 400 år. Ämnena strontium-90 och cesium-137 hinner under denna tid avklinga fullständigt. Vidare fördröjs

STRÅLDOS (rem/30 år)



Figur 13-6. Beräknade maximala individdoser till kritisk grupp (närboende) för olika primära recipienter.

STRÅLDOS (rem/30 år)



Figur 13-7. Beräknade maximala individdoser till kritisk grupp (närboende) från olika nuklider. Beräkningarna gäller brunn som recipient.

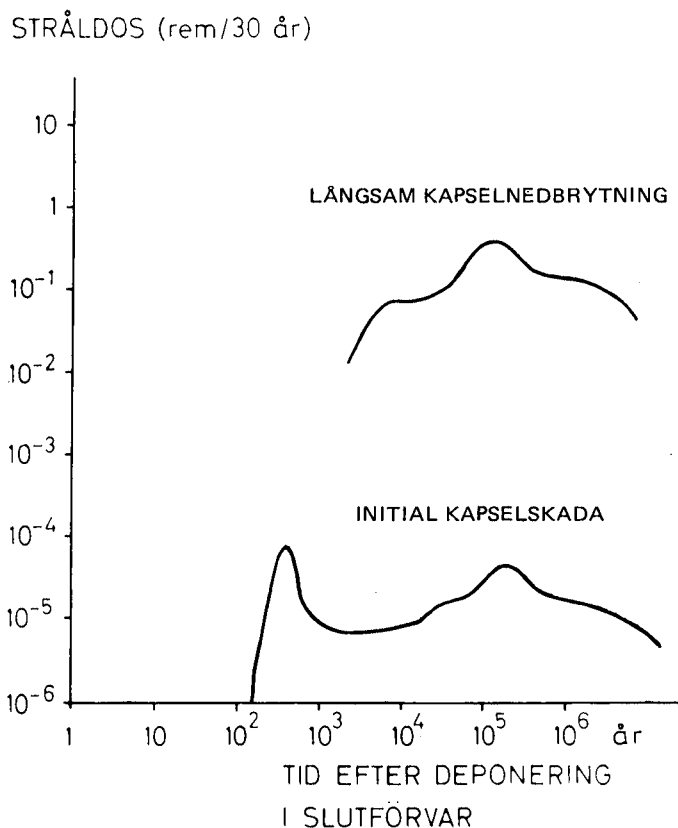
nuklider av ämnena americium och plutonium så länge att de ej ger signifikanta bidrag till de beräknade stråldoserna.

Dominerande nuklider för insjö- och östersjöfallen är cesium-135 och neptunium-237.

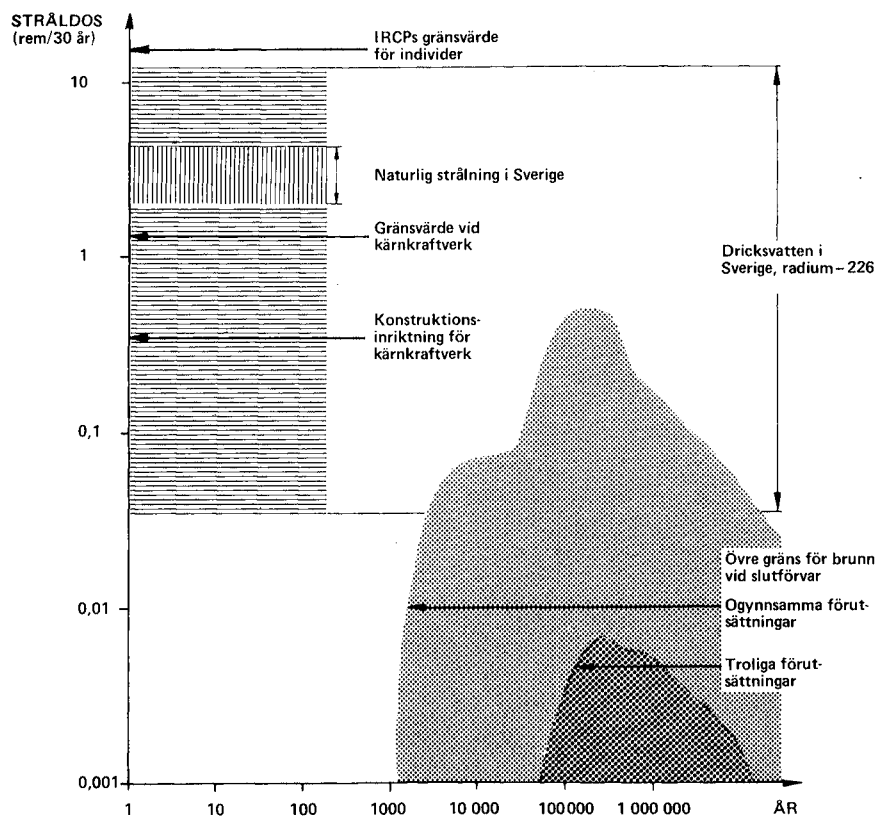
De dominerande exponeringsvägarna i brunnsfallet är via dricksvatten. För insjö- och östersjöfallen dominerar stråldoserna pga fiskkonsumtion.

En jämförelse mellan långsam nedbrytning av inkapslingen och en initialt skadad kapsel (beräknat som en glaskropp helt utan kapsel) visas för brunnsfallet på figur 13-8. Det senare fallet ger vissa låga stråldoser som uppträder efter ca 200 år men är i övrigt helt underordnat det förstnämnda fallet. Stråldoserna från en initialt skadad kapsel är maximalt ca 6000 ggr lägre än dem från långsam kapselnedbrytning.

Då det visats att alternativet med en brunn som primärrecipient ger de högsta stråldoserna blir övriga alternativ av mindre intresse vid diskussion av maximala konsekvenser för individer. Som tidigare nämnts har data och förutsättningar i beräkningskedjan valts med säkerhetsmarginaler, som i vissa fall är betydande. Detta leder till stråldoser som anges av den övre kurvan i figur 13-9. Om man i stället väljer förutsättningar och data som bedöms mer realistiska leder beräkningarna till stråldoser som ligger inom det område som begränsas av kurvan "troliga förutsättningar" i figur 13-9.



Figur 13-8. Beräknade maximala individdoser till kritisk grupp (närboende) för de två huvudfallen av kapselskada. Fallen är dels långsam nedbrytning av samtliga kapslar under 1000 – 6000 år, dels initial skada på en kapsel. Primär recipient är en brunn.



Figur 13-9. Beräknad övre gräns för stråldoser till människa som bor nära slutförvaret (kritisk grupp). Beräkningarna gäller långsam nedbrytning av kapslarna med en brunn som primär recipient. Som jämförelse har dosbelastningen från några naturliga strålkällor och några fastställda dosgränser lagts in i diagrammet.

I samma figur anges som jämförelse även de normvärden som gäller för kärnkraftverk (se kapitel 12). Vidare visas variationsområdet dels för naturlig joniserande strålning i Sverige och dels för de stråldoser som kan erhållas från naturliga dricksvatten i Sverige. De senare har beräknats på basis av uppmätta halter av radium-226 och med användande av samma dosomvandlingsfaktorer som i övriga beräkningar. Inom den övre delen av variationsområdet för dricksvatten finns endast ett fåtal mätvärden. Medianvärdet för alla mätvärden (61 st) motsvarar stråldosen 0,15 rem på 30 år.

Såsom framgår av figuren ligger de beräknade stråldoserna från radioaktiva ämnen som kan läcka ut från slutförvaret - även med stora säkerhetsmarginaler i beräkningarna - avsevärt under det gränsvärde som rekommenderas av den internationella strålskyddsorganisationen ICRP. De är också klart lägre än det värde som tillämpas för kärnkraftverk i Sverige men överstiger något det riktvärde som gäller för konstruktion av nya kärnkraftverk. Variationsområdena för naturlig joniserande strålning och för stråldoser från naturliga dricksvatten är avsevärt större än den beräknade stråldosen från slutförvaret.

Förutom maximala stråldosen till en människa har även beräknats kollektivdosen till jordens totala befolkning. Denna beräkning är ganska komplicerad och för närmare beskrivning hänvisas till del IV.

Kollektivdosen till jordens hela befolkning har beräknats dels för de mest belastade 500 åren och dels för de första 10 000 åren

efter påbörjad slutförvaring. Resultaten är i stort sett oberoende av inflödesväg till biosfären. Kollektivdosen från slutförvaringen för de mest belastade 500 åren har beräknats till ca 2000 manrem d v s 0,007 manrem per MWe och driftår för 13 reaktorer om tillsammans 10 000 MWe som drivs i 30 år. Dessa 500 år infaller efter flera 100 000 år. För de första 10 000 åren erhålles en kollektivdos på ca 30 000 manrem d v s 0,1 manrem per MWe och driftår. Dessa värden på kollektivdoser bygger på samma ogynnsamma förutsättningar som tidigare nämnts. Båda värdena ryms klart inom av strålskyddsmyndigheterna angiven ram på 1 manrem per MWe och driftår för hela kärnbränslecykeln.

13.4.4 Konsekvenser av extrema händelser

Vissa typer av extrema händelser kan tänkas påverka spridningen av radioaktiva ämnen från ett slutförvar. Sådana extrema händelser är t ex rörelser i berggrunden i samband med jordbävningar eller annan uppkomst av nya sprickor. Andra händelser inom denna kategori är meteoritnedslag, krigshandlingar, sabotage eller någon form av framtida mänskliga ingrepp.

Bergrörelser, jordbävningar

Berggrundrörelser skulle kunna skada ett slutförvar, dels genom att skapa nya vägar för grundvattenströmningen, dels genom att skada kapslarna. Begränsade skador på kapslarna ändrar dock inte förutsättningarna för säkerhetsanalysen nämnvärt eftersom ett fall med initial kapselskada har beaktats.

Ett flertal utredningar har genomförts i syfte att belysa sannolikheten för sådana berggrundrörelser, som kan påverka säkerheten hos ett slutförvar.

Den seismiska aktiviteten i Sverige är mycket låg och det är få jordbävningar, som givit upphov till skador på markytan.

De förkastningar som iakttagits i den svenska berggrunden är väsentligen resultatet av omkring 1800 miljoner års tektoniska och seismiska händelser, där rörelsen under perioder på 1000-tals år är av storleksordningen några mm. Inom områden med speciella rörelsezoner har dock större förkastningsrörelser iakttagits. Några fall av sentida och snabbare förkastningsrörelser har observerats och redovisats, exempelvis i nordvästra Skåne och Norrbotten. Den landhöjning som följde på inlandsisens avsmältning och fortfarande pågår torde vara den primära orsaken till dessa sentida berggrundrörelser.

Berggrundrörelserna behandlas närmare i kapitel II:7.

Utredningar rörande förekomsten av jordbävningar i Sverige visar att dessa har varit koncentrerade till vissa bälten. Utanför dessa bälten finns stora områden, där någon seismisk aktivitet inte observerats. Magnituder över 3,5 är sällsynta även inom de mest aktiva områdena.

Följande samband mellan magnitud och förskjutning har uppskattats:

Magnitud	Förskjutning
3,5	0,3 cm
4,0	0,6 cm
4,5	1,5 cm
5,0	3,6 cm

Den svenska berggrunden uppvisar ett mönster av sprickzoner av olika storleksordning. Geologiska observationer visar att nya sprickor och förkastningar kommer att lokaliseras till äldre befintliga svaghetszoner. Enkelt uttryckt motsvarar detta det självklara förhållandet att den svagaste länken i en kedja brister.

Sannolikheten att ett slutförvar av 1 km^2 storlek skall beröras av en förkastningsrörelse har bedömts vara mindre än 10^{-9} per år för landet i sin helhet.

Det har vidare visats att vertikala bergförskjutningar måste vara flera dm för att lermaterialets tätande förmåga skall äventyras. Påkänningarna i kapselmaterialet kan dock bli betydande redan vid förskjutningar på några cm.

Sammanfattningsvis har av KBS genomförda studier av berggrunds-rörelser som menligt kan påverka säkerheten visat att

- sannolikheten för sådana rörelser i den svenska berggrunden är synnerligen låg
- inom områden som omges men inte genomkorsas av sprickzoner är sannolikheten utomordentligt låg för att nya strömningsvägar (bergsprickor) skall öppnas
- bergpartier som vid utförandet av slutförvaret visar sig ha hög sprickfrekvens inte bör utnyttjas för förvaring
- varken föreslagna buffertskikt eller kapsel skadas även om för svenska förhållanden betydande berggrunds-rörelser skulle beröra slutförvaret.

Risken för en skada på en del av slutförvaret till följd av berggrunds-rörelser är sålunda utomordentligt låg. Om den trots allt inträffar så drabbas sannolikt endast några procent av kapslarna. Konsekvensen av detta bedöms bli av samma storlek som dem som beräknats för långsam kapselnedbrytning.

Meteoritnedslag

Om en meteorit skulle träffa jordytan mitt över ett slutförvar uppstår en krater som skulle kunna försvaga den geologiska barriären eller i värsta fall eliminera den helt.

Studier av meteoritnedslag som inträffat under två miljarder år visar att sannolikheten för meteoritnedslag som ger ca 100 m kraterdjup är omkring 10^{-13} per år och km^2 . Den historiska erfarenheten är även en bekräftelse på att meteoritnedslag inte är en risk som behöver beaktas i detta sammanhang.

Krigshandlingar och sabotage

I de långa tidsperspektiv som är aktuella för slutförvaringen kan

krigshandlingar ej hänföras till "extrema händelser". Däremot får det anses extremt att krigshandlingar skall leda till allvarliga konsekvenser för säkerheten hos ett slutgiltigt tillslutet slutförvar på ca 500 m djup i den svenska berggrunden.

Markdetonationer av kärnladdningar på 10-50 megaton ger upphov till kratrar i berget med djup av storleksordningen 110-180 m. Den geologiska barriären genombryts sålunda inte men kan väl försvagas. Detta får dock i en sådan situation anses vara av underordnad betydelse då eventuella utsläpp från slutförvaret endast motsvarar en bråkdel av den radioaktivitet, som bomben förorsakar och som under långa tider kommer att kvarligga inom området.

Krigsskador på slutförvaret och inkapslingsstationen under uppfyllnadsskedet är givetvis tänkbara. Sannolikheten är dock låg, då dessa anläggningar inte torde bli primära mål för militära aktioner. Konsekvenserna av bombträffar och liknande blir också begränsade jämfört med de situationer i övrigt som blir en följd av krigshandlingarna.

Under de skeden då mellanlagring, inkapsling och uppfyllnad av slutförvaret pågår förutses ett sabotageskydd i enlighet med avsnitt 10.4. Sedan slutförvaret blivit definitivt stängt är verkningsfulla sabotagehandlingar uteslutna.

Jämfört med andra objekt som erfarenhetsmässigt har varit aktuella för sabotage i utpressningssyfte är här behandlade anläggningar mindre attraktiva för potentiella sabotörer och närmast jämförförbara med annan industri där man hanterar miljöfarligt material.

Framtida mänskliga ingrepp

Det är tänkbart att vetskapen om var slutförvaret är beläget går förlorad i en avlägsen framtid och att människor då av någon anledning kommer att utföra borrhningar eller bergarbeten, som leder till kontakt med avfallet. Slutförvaret är beläget i någon av våra vanligaste bergarter, som inte innehåller värdefulla mineraler, som kan tänkas bli aktuella för utvinning. Djupet och den låga vattenföringen i det utvalda täta berget gör att sannolikheten för framtida djupbrunnsborrning efter vatten likaledes är osannolik. Någon anledning att söka sig till dessa stora djup vid anläggande av bergrumslager eller liknande synes ej föreligga. Att belägenheten av slutförvaret skulle bli okänd torde förutsätta att vår nuvarande civilisation gått förlorad genom någon katastrofartad händelse såsom ett globalt utrotningskrig eller en ny istid. Om landet därefter åter blir befolkat blir de här behandlade riskerna aktuella, dock endast om den nya befolkningen nått en teknisk utvecklingsnivå som möjliggör avancerade bergarbeten. I så fall är det troligt att man även har förmågan att detektera den aktivitet som finns i slutförvaret och agera på sådant sätt att skador därav förhindras. En ny nedisning av landet bedöms ej påverka slutförvarets integritet. (Se avsnitt II:7.7).

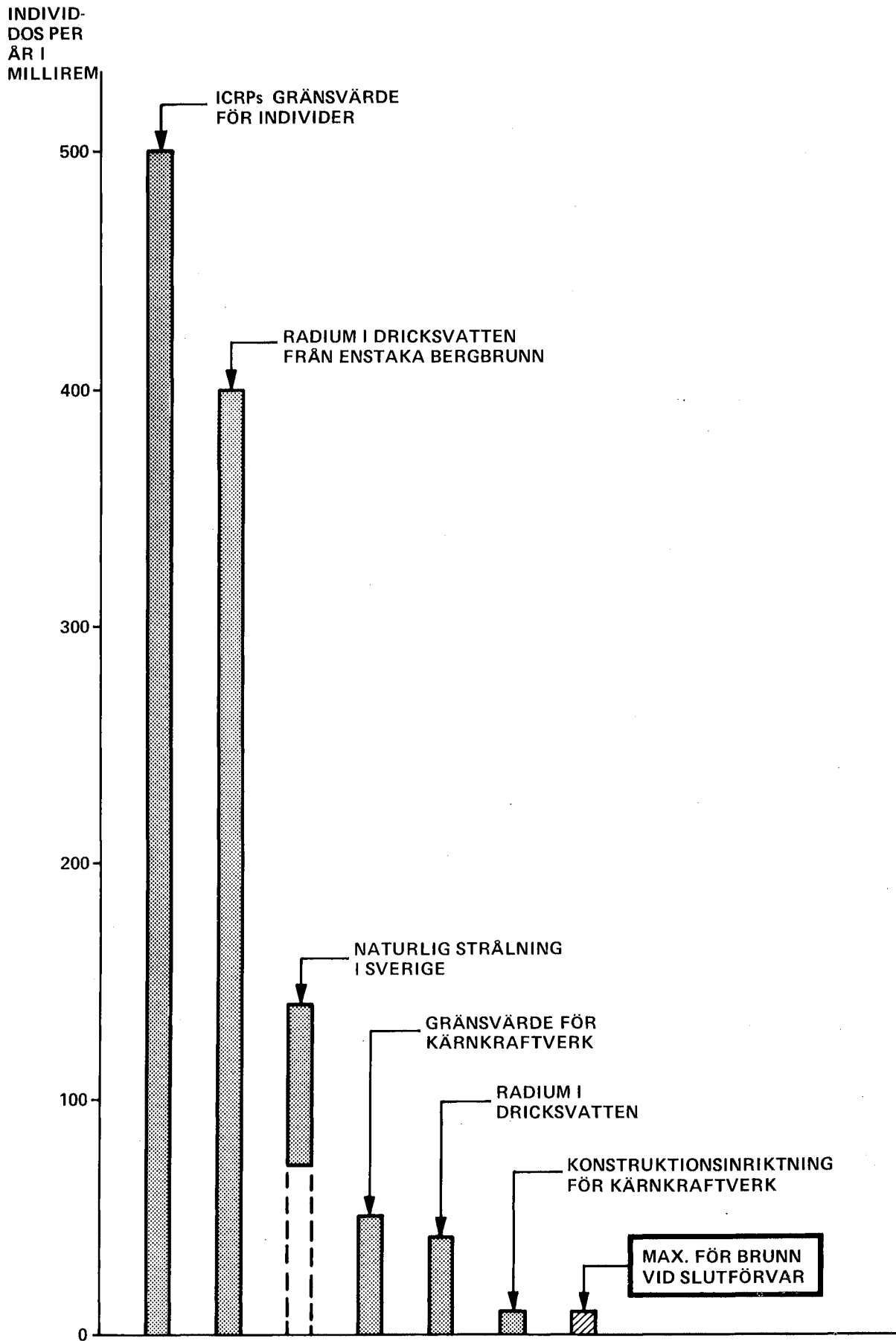
13.4.5 Sammanfattande säkerhetsbedömning av slutförvaringen

Det högaktiva avfallet efter upparbetning av använt kärnbränsle

förglasas och inkapslas i bly-titan-behållare varefter det placeras i bra berg på 500 m djup där det inpackas i en bädd av buffertmaterial (90% kvartssand och 10% bentonit). Säkerhetsanalysen av en sådan slutförvaring visar följande:

- 1 Under den tid av minst 1000 år som bly-titan-kapseln är helt tät avklingar ämnena strontium-90 och cesium-137 praktiskt taget helt.
- 2 En initial kapselskada som skulle kunna uppträda på några enstaka behållare innebär ingen mätbar ökning av strålningsnivån.
- 3 En långsam nedbrytning av kapslarna kan efter flera tusen år medföra en svag ökning av aktivitetsnivån i omgivningen. Ämnena plutonium och americium kvarhålls i bergsprickor m m. Den svaga ökningen kommer väsentligen från neptunium-237, teknetium-99, radium-226 och uran-233 samt cesium-135 och jod-129.
- 4 I det mest ogynnsamma fallet - en djupborrad dricksvattenbrunn i närheten av slutförvaret - beräknas stråldosen till en människa i framtiden kunna öka med högst 13 millirem per år. Denna ökning är mindre än de lokala variationer som förekommer i den naturliga strålningen på olika platser i Sverige. (Se figur 13-10).
- 5 De beräknade maximala stråldoserna är avsevärt lägre än av ICRP rekommenderade högsta tillåtliga stråldos för individer.
- 6 De beräknade maximala stråldoserna är klart lägre än den i Sverige tillämpade gränsen för kärnkraftverk men av ungefär samma storlek som det riktvärde som skall tillämpas för konstruktion av nya kärnkraftverk. (Se figur 13-10)
- 7 Det troliga tillskottet till stråldoserna är mindre än en hundradel av det i punkt 4 angivna maximivärdet. Detta beror bl a på att nedbrytningen av kapslar och utlakningen av glas vid de låga vattenflöden som förekommer på 500 m djup i tätt berg kan väntas ske avsevärt långsammare än vad som antagits i beräkningarna. Vidare har i dessa använts en fördröjningsfaktor för neptunium och en vattentransporttid som båda är försiktigt valda.
- 8 Den regionala och globala dosbelastningen på stora befolkningsgrupper har beräknats över den mest belastade 500-årsperioden i framtiden. På mycket lång sikt kan en maximal 500-års dos av omkring 2000 manrem erhållas vilket motsvarar 0,007 manrem per MWe och driftår.
- 9 Även för det ogynnsammaste fallet med mycket försiktigt valda data i beräkningarna är hälsoriskerna utomordentligt små om ens några.

De beräknade kollektivdoserna motsvarar 0,4 fall av cancer och 0,4 fall av genetiska defekter räknat för hela jordens befolkning under en tidrymd av 500 år. Det nuvarande antalet dödsfall i cancer i Sverige är ca 20 000 per år. Av alla födda drabbas omkring 3% av naturliga genetiskt betingade



Figur 13-10. Stapeldiagram som dels visar de beräknade högsta stråldoser som slutförvaret kan ge någon närboende, dels dosbelastningen till människa från några naturliga strålkällor samt några fastställda dosgränser. Dosen från dricksvatten kommer från radium-226.

defekter vilket innebär att ca 3000 sådana fall årligen inträffar i Sverige. De angivna värdena på hälsoeffekter är beräknade med hjälp av de internationellt accepterade sambanden mellan stråldos och maximala hälsoeffekter. Många tecken tyder på att dessa samband överskattar hälsoeffekterna vid de låga dosvärden och dosrater som här är aktuella.

- 10 Den beräknade ökningen av halten radioaktiva ämnen i de recipienter dit spridning av avfallsprodukterna kan tänkas ske är jämförbar med naturliga halter av sådana ämnen. Neptunium-237 kan jämföras med uran och cesium med kalium. Följande tabell visar variationsområdena för naturliga vattens halt av vissa ämnen och de halter som beräknats för de olika primärrecipienterna i det ogynnsammaste fallet.

Radioaktivt ämne	Halter i naturliga vatten i Sverige (pCi/l)		Maximal beräknad ökning av halten i primära recipienter nära slutförvaret ^{a)}	
	Dricks- vatten	Havs- vatten ^{b)}	Brunn	Insjö
Radium-226	0,1-40	0,3	0,1	0,002
Uran	0,1-1500 ^{c)}	3	30	0,6
Neptunium-237	-	-	90	2
Kalium-40 ^{d)}	ca 20	330	-	-
Cesium-135 ^{d)}	-	-	25	0,5

a) Förväntade högsta värden är omkring 100 gånger lägre

b) Med 3,5% salthalt

c) Avser naturliga vatten (ej nödvändigtvis dricksvatten)

d) Kalium-40 och cesium-135 är biologiskt jämförbara

Stråldosen från radium-226 i dricksvatten framgår av jämförelsen i figur 13-10.

- 11 Även i det fall där man valt en rad ogynnsamma förutsättningar blir de beräknade förändringarna av strålningsmiljön väsentligt mindre än förekommande normala naturliga variationer. Dessa naturliga variationer har ingen i dag påvisbar inverkan vare sig på människan eller de ekologiska systemen. Beräknade högsta värden på stråldoser orsakade av utläckning från ett slutförvar ligger under de gränsvärden för kärnenergianläggningar som angivits av strålskyddsmyndigheterna. Den föreslagna metoden för slutförvaring av högaktivt avfallsglas bedöms således som helt säker.

14 ÖVERSIKTLIG PLAN FÖR FORTSATT ARBETE

De utredningar, som utförts inom KBS-projektet, har till stor del avsett inventering och bearbetning av befintligt kunskapsmaterial men på många områden har insatserna även varit av utvecklingskaraktär. Inom flera områden är behovet av ytterligare forskningsinsatser och utredningar påtagligt för att erhålla underlag för en tekniskt-ekonomiskt optimal utformning av de olika faserna i hanterings- och förvaringskedjan.

Det arbete som utförts inom KBS bör sålunda fullföljas, dels med insatser av utvecklingskaraktär, dels med insatser för att successivt öka detaljeringsgraden för de anläggningar vars förverkligande ligger närmast i tiden. Det är av stor vikt att i det fortsatta arbetet följa motsvarande verksamhet i andra länder och tillvarata möjligheterna till samverkan.

De olika anläggningarna för hantering och förvaring av högaktivt avfall behöver vara färdigställda vid mycket skilda tidpunkter, vilket framgår av kap I:3. Transportsystemet och det centrala bränslelagret måste tas i drift redan om några år och ett mellanlager i början av 1990-talet under det att inkapslingsstation och slutförvar behövs tidigast omkring år 2020.

Den översiktliga tidplanen i fig 8-1 visar hur de olika insatserna kan fördelas på olika skeden. Verksamheten under angivna skeden beskrives nedan i sina huvuddrag.

Skede 1 (år 1977-1978)

Detta skede avser KBS verksamhetsperiod, som beräknas pågå fram till mitten av 1978. För att den av KBS påbörjade verksamheten skall kunna fullföljas på ett effektivt sätt måste frågan om ansvarsfördelning och organisation tas upp till beslut före utgången av detta skede.

Skede 2 (år 1978-1984)

Under detta skede förutsättes transportsystemet och det centrala bränslelagret bli utbyggda och tagna i drift.

Undersöknings- och utvecklingsinsatserna under detta skede genomföres enligt en flerårsplan med inriktning på en presentation av de samlade resultaten vid skedets slut. Planen förutses omfatta hydrogeologiska undersökningar, vidareutveckling av modeller för nuklidens spridning med grundvattnet, fortsatta studier av buffert- och kapslingsmaterial samt slutförvarets utformning.

Under detta skede bör också ett större inaktivt försök genomföras, där bl a funktionen hos olika barriärer kan studeras i relativt stor skala under förhållanden som motsvarar den verkliga miljön i slutförvaret. De värmeförsök som utföres i Stripa i samarbete mellan USA och KBS/SKBF kommer att avslutas under detta skede och resultaten kan utnyttjas i kommande försök.

Ett betydande internationellt utbyte av kunskaper och erfarenheter förutses äga rum under detta skede.

Skede 3 (år 1985-1999)

Under detta skede torde mellanlagret för förglasat avfall komma till utförande och driftsättas. Tidplanen härför blir beroende av när förglasat avfall kommer att återsändas till Sverige. Enligt avtal mellan SKBF och COGEMA kan detta inträffa tidigast år 1990. Frågan om inkapslingsstationens samlokalisering med mellanlagret eller slutförvaret, se kapitel I:11, måste vara klarställd innan konstruktionsarbetet för mellanlagret påbörjas.

Insatser avseende inkapslingsmetodik och slutförvarets utformning förutses i huvudsak bestå av en uppföljning av den tekniska utvecklingen och vissa kompletterande egna insatser.

Skede 4 (år 2000-2010)

Om ett slutförvar skall vara färdigt för att ta emot högaktivt avfall år 2020 bör det definitiva platsvalet göras i början av detta skede.

Full visshet om att de undersökningar, som utförts från markytan har givit en korrekt bild av de verkliga förhållandena erhålles först när vissa schakt och tunnlar utförts. En sista verifikation av att berget i det valda området har de erforderliga egenskaperna bör därför genomföras i tunnlar, som utföres i ett tidigt skede. Om man härvid skulle konstatera att området är olämpligt måste ett annat område väljas. Även om en sådan utveckling är högst osannolik efter de omfattande förundersökningar som utförts bör tidplanen dock t v utformas med hänsyn härtill.

Under 10-årsperioden från att det första schaktet utförts och arbetena med förvarets huvuddelar påbörjats finns utrymme för att anlägga och studera en sk pilotanläggning på rätt djup och i rätt omgivning. Det är dock tveksamt om en sådan pilotanläggning är motiverad.

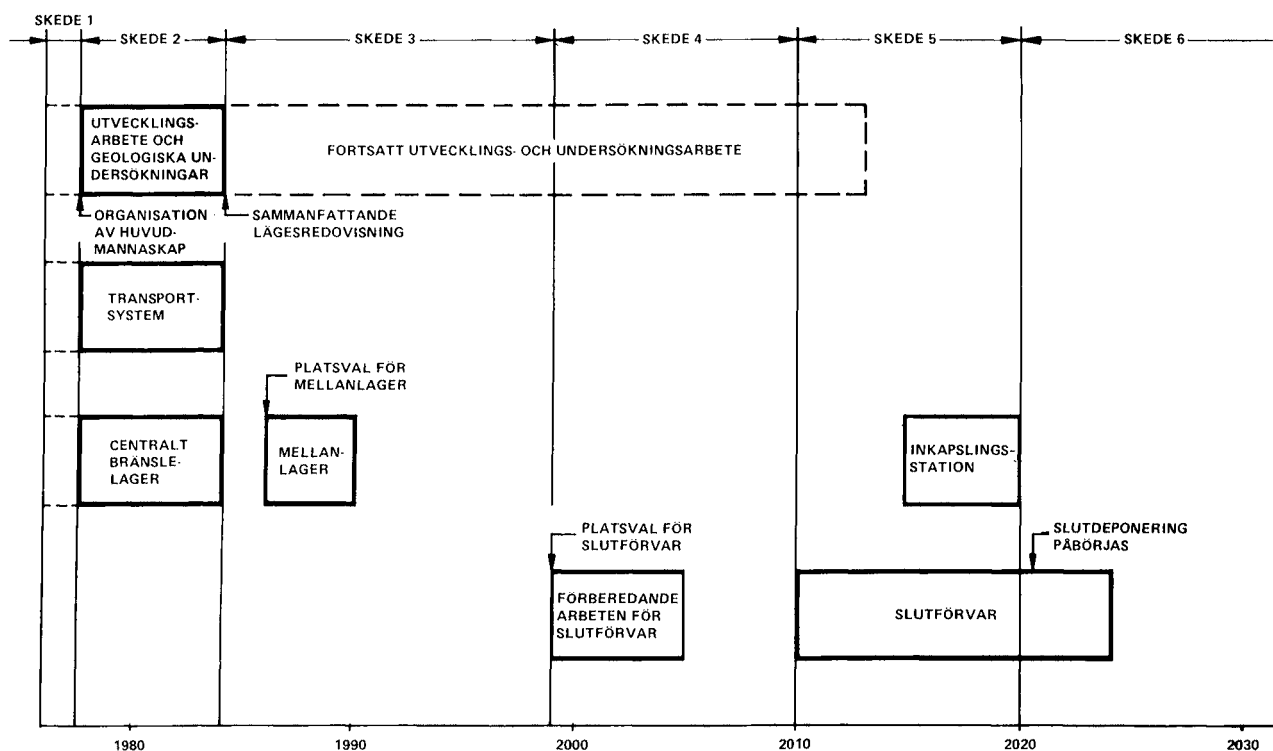
Skede 5 (år 2011-2020)

Under detta skede utföres slutlig projektering, detaljkonstruktion och utbyggnad av kapslingsstationen och delar av slutförvaret.

Skede 6 (år 2021-?)

Under detta skede är inkapslingsstationen i drift och slutförvaret fylls successivt med avfallskapslar. Parallellt härmed fullföljes utbyggnaden av slutförvaret under skedets första del.

Efter avslutad deponering sker tillslutning av tunnlar och schakt, rivning av ovanjordsanläggningar samt återställning av terrängen. Myndigheterna kan förutsättas komma att föreskriva vissa mätningar och andra kontrollåtgärder efter förvarets tillslutning.



Figur 14-1. Översiktlig tidplan för fortsatt arbete med kärnbränslecykelns slutsteg.

REFERENSER

KAPITEL 1

- 1-1 Förslag till riktlinjer för omhändertagande av radioaktivt avfall, SSI:1972-019, Statens strålskydds-institut, juni 1972
- 1-2 Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall, Betänkande av Aka-utredningen, SOU 1976:30, 31 och 41, 1976
- 1-3 Lag om särskilt tillstånd att tillföra kärnreaktor kärnbränsle m m, SFS 1977:140, 21 april 1977
- 1-4 Radioaktivt avfall, Lägesrapport om låg- och medelaktivt avfall från Aka-utredningen, Industridepartementet DsI 1975:8
- 1-5 Code of Federal Regulations, Title 10, part 50, appendix F, April 1977
- 1-6 Standardization of Radioactive Waste Categories, International Atomic Energy Agency, Vienna 1970

KAPITEL 2

- 2-1 Worldwide MW status report, Nuclear Assurance Corporation, Juli 1977
- 2-2 Centralt lager för använt bränsle, En förstudie. Programrådet för radioaktivt avfall, juli 1977

KAPITEL 12

- 12-1 GYLLANDER C, JOHNSON S F och ROLANDSON S
Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.
Lagar, normer och bedömningsgrunder.
KBS teknisk rapport 41
- 12-2 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publ 26.
Ann. ICRP Vol I:3 (1977)

- 12-3 Begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer. Statens strålskyddsinstitutets föreskrifter om begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer, 1977. (SSI FS 1977:2)
- 12-4 Report on the Applicability of International Radiation Protection Recommendations in the Nordic Countries (1976)
- 12-5 Kärnkraftens hälso- och miljöeffekter. Statens strålskyddsinstitut, rapport till Energi- och miljökommittén om kärnkraftens hälso- och miljörisker, 1977
- 12-6 Statens strålskyddsinstitut. Strålningen i våra bostäder (1976)
- 12-7 LINDELL B
Radiation and man. The 1973 Sievert lecture. Statens strålskyddsinstitut (SSI:1973-021)
- 12-8 ERIKSON B E et al
Ventilationskrav i en- och flerfamiljshus. Statens inst för byggnadsforskning SIB 17:1976
- 12-9 Statens strålskyddsinstitut. Sammanställning av radium-226 halter i vatten från olika platser i Sverige, okt 1977
- 12-10 ARMANDS G
Geochemical prospecting of a uraniferous bog deposit at Masugnsbyn, northern Sweden. AE-36 AB Atomenergi 1961

KAPITEL 13

- 13-1 Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall, Betänkande av Aka-utredningen SOU 1976:30, 31 och 41, 1976

BILAGA 1 LÄGESREDOVISNING FÖR DIREKTDEPONERING AV ANVÄNT BRÄNSLE

INNEHÅLL

1	Inledning
2	Grundläggande principer
3	Val av inkapslingsmaterial
3.1	Allmänt
3.2	Koppar
3.3	Aluminiumoxid
3.4	Sammanfattning
4	Anläggningsutformning
4.1	Mellanlagring
4.2	Inkapslingsstation
4.3	Slutförvar
5	Transportsystem
6	Säkerhetsanalys
6.1	Allmänt
6.2	Källstyrkor
6.3	Bränslet som barriär
6.4	Kapseln
6.5	Slutförvar

LÄGESREDOVISNING FÖR DIREKTDEPONERING AV ANVÄNT BRÄNSLE

1 INLEDNING

Parallellt med utformningen av föreliggande rapport avseende hantering och förvaring av förglasat avfall från upparbetning har alternativet med direktdeponering av använt bränsle studerats. I det följande redovisas läget av dessa studier, som kommer att redovisas i en senare rapport.

2 GRUNDLÄGGANDE PRINCIPER

Vid direktdeponeringen skall det använda bränslet omhändertagas för slutförvaring utan föregående upparbetning.

Liksom i glasalternativet, och av samma skäl, förutses en mellanlagring och en inkapsling före deponeringen i slutförvaret.

Mellanlagringen förutses ske i vattenfyllda bassänger i vilka bränsleelementen förvaras torrt i behållare av rostfritt stål. Lagringsmetoden liknar den som tillämpas för det centrala bränslelagret dock med den skillnaden att bränslet ej har kontakt med vatten. Det omgivande vattnet ger erforderlig kylning och strålskärning. Mellanlagringen kommer på detta sätt att bli en naturlig fortsättning av verksamheten i det centrala bränslelagret. Mellanlagret har därför förutsatts bli lokaliserat i direkt anslutning till det centrala bränslelagret.

För det använda bränslet är det tänkbart att en upparbetning kan bli aktuell under den tid bränslet förvaras i mellanlagret om man då skulle finna det önskvärt att tillvarataga energiinnehållet i bränslet i stället för att deponera det i ett slutförvar. Den rostfria behållaren utföres därför på ett sådant sätt att uttag av bränslet underlättas.

Liksom för glasalternativet förutses en lagringstid i mellanlagret av minst 30 år. Bränslet kan därefter deponeras i ett slutförvar vars utformning liknar det som föreslås för det förglasade avfallet. Innan deponeringen sker förses bränslet med en kapsel i en inkapslingsstation belägen i anslutning till slutförvaret.

Mellanlagret dimensioneras för bränsle motsvarande 6 000 ton uran och slutförvaret för 9 000 ton vilket är likvärdigt med glasalternativet. Då man i dag saknar grund för att ange en fördelning mellan de två alternativen har redovisningen baserats på den

schematiska förutsättningen "antingen eller". I verkligheten kan båda alternativen komma att tillämpas varvid anläggningarna får anpassas härtill.

3 VAL AV INKAPSLINGSMATERIAL

3.1 ALLMÄNT

Liksom för glasalternativet är syftet med inkapslingen att förse bränslet med ett korrosionsbeständigt hölje som skydd mot grundvattnet i slutförvaret. För metalliska kapslingsmaterial skall kapseln dessutom ge en strålskärning som minskar radiolysen av grundvattnet till en försumbart låg nivå.

Med hänsyn till att det använda bränslets toxicitet avtar långsammare med tiden än vad som gäller för avfallet efter upparbetning har en inventering av tänkbara inkapslingsmaterial utförts med sikte på att finna material med längre livslängd än den för glasalternativet valda kombinationen bly-titan. Tillgång, ekonomi och tillverkningsbarhet har därvid beaktats.

På grundval av resultatet av denna inventering har koppar och två keramiska material - alfa-aluminiumoxid och en glaskeram av beta-spodumentyp - utvalts för närmare studium.

Alfa-aluminiumoxid (korund) är ett av de mest beständiga keramiska materialen. Det har föreslagits av ASEA som förfogar över en potentiellt lämplig tillverkningsmetod som grundar sig på högtrycks-isostatkompaktering.

Glaskeram-alternativet bearbetas i samarbete med Corning Glass Works, USA. Arbetet har emellertid ännu inte nått så långt att några definitiva slutsatser kan redovisas.

3.2 KOPPAR

Koppar reagerar ej alls med syrefritt, rent vatten, vilket bekräftas av utförda termodynamiska beräkningar. Däremot kan koppar reagera med en del i grundvattnet närvarande oxiderande ämnen, vilkas koncentration förväntas uppgå till något tiondels milligram per liter. Främst rör det sig om syre, radiolysprodukter samt sulfat och/eller sulfid i kombination med bakterier.

Grundvattenexpertisen är enig om att mängden löst syre är mycket liten i grundvattnet på de stora djup som här är aktuella. Bildning av oxiderande ämnen till följd av vattenradiolys är ringa genom att kapseln utföres med tjocka väggar.

Frågan om sulfat och/eller sulfid under medverkan av bakterier kan ge korrosionsangrepp på koppar är under utredning.

Det maximala angreppet på kopparn begränsas till att motsvara mängden av oxiderande ämnen i det vatten, som kommer i beröring med kopparkapselns yta varvid diffusionseffekter måste beaktas. Genom att begränsa denna mängd kan man begränsa materialförlusterna till följd av korrosion på kopparn.

I avsnitt 4.3 nedan redovisas ett sätt att omge kapseln med samma blandning av kvartssand/bentonit som användes för glasalternativet. Genom att kapseln deponeras horisontellt i själva förvaringstunneln omges den med en tjock bädd av detta material, som har mycket låg permeabilitet. Under förutsättning av ett jämnt angrepp på kapseln och att endast små mängder vatten kan komma i kontakt med kapseln kan man visa att korrosionen är försumbar även under miljontals år.

Korrosionsangrepp på metaller kan emellertid vara av lokal natur och t ex få formen av gropfrätning. Detta innebär att förbrukningen av kopparmetall kan vara koncentrerad till en liten del av kopparytan, varigenom tiden för penetration minskas i motsvarande mån. Utgående från äldre korrosionsförsök utförda på koppar i olika ytjordar har tiden för penetration av 20 cm koppar beräknats bli minst 5 000 år. Fortsatt utredning av gropfrätningen i den miljö som omger kapseln kommer sannolikt att visa en avsevärt större livslängd.

Ingående undersökningar har visat att sprickor ej kan förväntas uppkomma i det buffert-material som omger kapseln. Om trots allt sådana sprickor skulle uppstå kan lokal intransport av oxiderande ämnen äga rum till den yta där en spricka är i kontakt med kapseln med lokalt angrepp som följd.

Utredning rörande andra buffertmaterial än kvartssand/bentonit pågår. Sålunda studeras egenskaperna hos kompakterad bentonit, hos asfalt och hos en blandning av MgO och SiO₂.

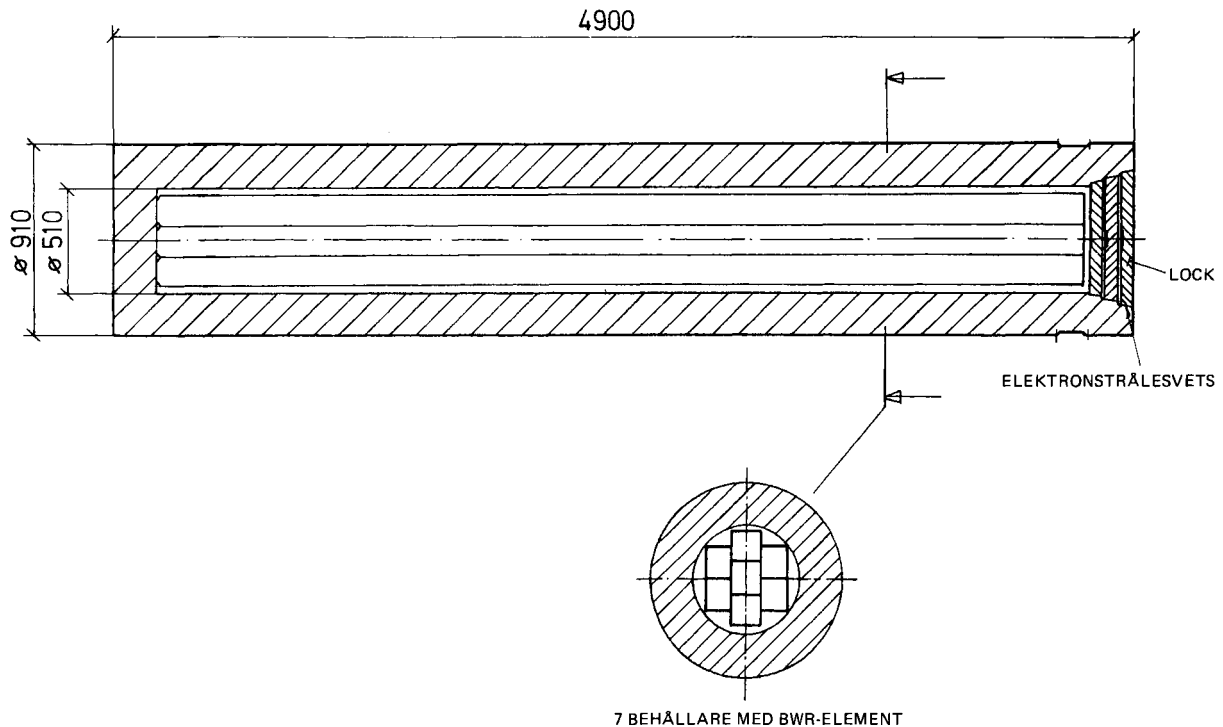
Ett förslag till utformning av en kopparkapsel redovisas på fig Bl-1. Kapseln tillverkas av ren koppar genom smidning av ett gjutet block som därefter rensvarvas till färdiga ytterdimensioner. Efter uppborrning av det inre hålrummet svarvas ingångsändan för lock. Locket är i tre delar som fästes med elektronstrålesvetsning åtföljd av heliumläcksökning för varje del.

3.3 ALUMINIUMOXID

I aluminiumoxid är aluminium i sitt stabila oxidationstillstånd, varför några redoxreaktioner inte sker i vattenmiljö. Mängden syre i grundvattnet är därför helt utan betydelse i detta fall till skillnad från koppar.

Oxiden är dock inte termodynamiskt stabil i vatten utan en hydratisering äger rum på ytan. Vid temperaturer lägre än 100°C erhålls därvid aluminiumhydroxid i amorf eller kristallin form. Kristallin aluminiumhydroxid förekommer i naturen som mineralet gibbsit och är mer stabil och mer svårlöslig än den amorfa formen.

I fritt strömmande vatten vid 90°C och pH7 har en korrosionshastighet av 0,2 µm/år uppmätts. Med ledning av andra resultat uppskattas korrosionshastigheten till 2 µm/år vid pH9. Under antagande av konstant korrosionshastighet skulle sistnämnda värde motsvara ett angrepp av 20 mm på 10 000 år. I det aktuella fallet bedöms angreppet bli betydligt mindre på grund av lägre temperatur, närvaron av joner i grundvattnet, som kan ge mer svårlösliga ytskikt, och det långsamma vattenflödet. Korrosionen under de aktuella förhållandena kan därför förväntas bli närmast försumbar.



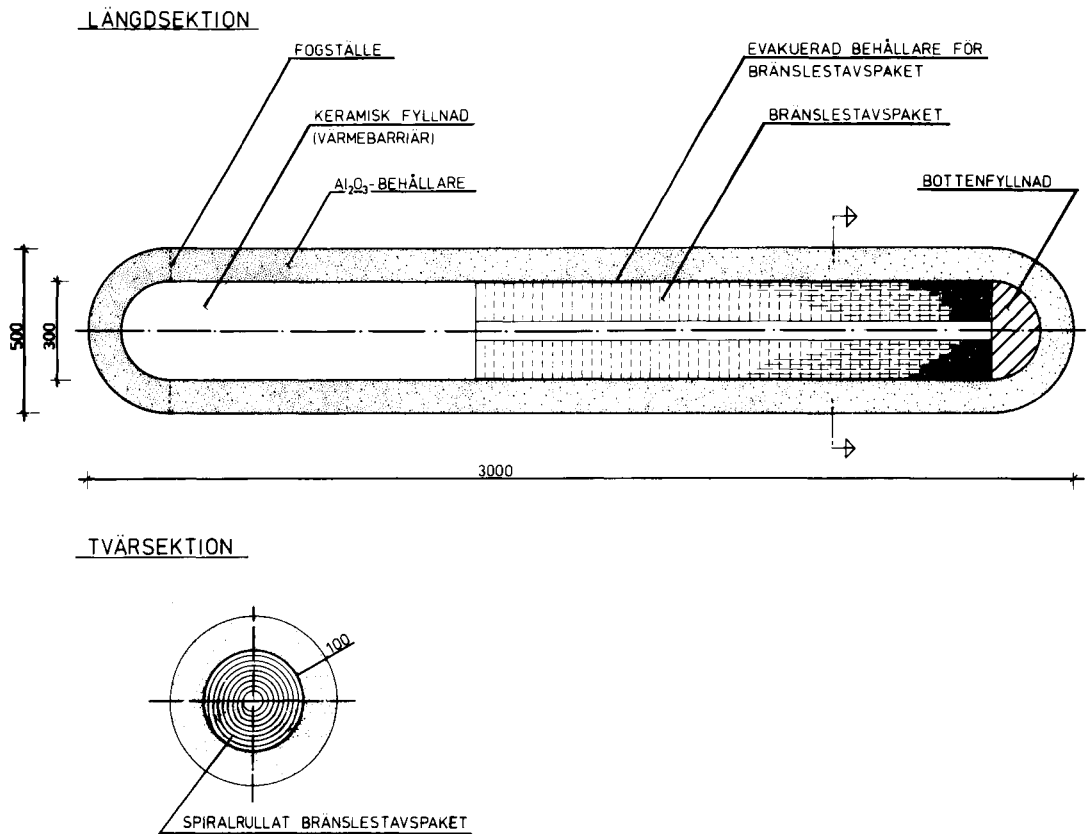
Figur B1-1. Kopparkapsel för direktdeponering av använt kärnbränsle. Kapseln rymmer sju behållare med bränsleelement från en kokarreaktor. Kapselns vikt utan bränsle är ca 20 ton.

Lokal korrosion i form av gropfrätning och spaltkorrosion förekommer ej hos keramiska material. Interkristallin korrosion torde även kunna uteslutas i aluminiumoxid om materialet har tillfredsställande renhet. Av betydelse är däremot en form av spänningskorrosion som kan leda till fördröjt brott. Denna form av spänningskorrosion är aktuell i vattenhaltig miljö för oxidbaserade keramer. Dragspänningar i materialet medför ökad korrosion i spetsen av sprickor, vilka efter hand växer och kan leda till brott.

För att fördröjt brott skall inträffa, fordras en defekt i materialet med tillräcklig anvisningsverkan med hänsyn till djup, utbredning och form. I ett enfasigt material, typ aluminiumoxid med liten kornstorlek, är det osannolikt att interkristallin korrosion kan åstadkomma defekter av kritisk storlek.

För att förenkla tillverkningen av kapslarna är det önskvärt att kapseln göres kortare än vad som erfordras om den skall kunna innesluta hellånga bränslestavar. En metod att rulla bränslestavar inneslutna i ett tätt plåthölje till spiralform har därför utvecklats. Rullarna placeras ovanpå varandra i kapseln vars längd därigenom blir bestämd av antalet rullar som den skall innehålla.

Ett förslag till keramkapselns utformning visas på fig B1-2. Tillverkning sker vid trycket 1 000 - 1 500 bar och temperaturen 1 350°C. Den keramiska värmebarriären inne i kapseln har till



Figur B1-2. Keramkapsel av aluminiumoxid. Bränslestavarna skall rullas till spiraler före inpackningen i kapseln.

uppgift att hålla nere bränslets temperatur när det halvsfäriska locket fogas till kapseln.

3.4

SAMMANFATTNING

Med hänsyn till att ytterligare utrednings- och utvecklingsarbete återstår för keramiska kapslar med avseende på korrosionsegenskaper, risken för fördröjt brott och tillverkningsteknik, inriktas arbetet i första hand på direktdeponering av det använda bränslet i kapslar av koppar. Arbetet med keramiska kapslar fortsätter. Valet av kapslingsmaterial och deponeringsteknik kan även komma att påverkas av att buffert-blandningen kring kapseln ersättes med ett annat fyllnadsmaterial.

Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp av specialister inom korrosions- och materialområdet har, på uppdrag av KBS, granskat korrosionsbeständigheten av de föreslagna inkapslingsmaterialen. I en lägesrapport 1977-09-27 som är återgiven i KBS tekniska rapport nr 31, har följande bedömning av livslängden för en kopparkapsel och för en aluminiumoxidkapsel redovisats:

"Koppar är en relativt ädel metall och är därför termodynamiskt stabil i syrefritt, rent vatten. Det grundvatten som kommer i kontakt med kapseln torde komma att innehålla oxidanter som kan orsaka viss lokal korrosion. Det bedöms dock realistiskt att förvänta en livslängd av minst 5 000 år, med hänsyn till vad som för närvarande är känt.

En viss osäkerhet råder dock om huruvida sulfat i det aktuella grundvattnet under medverkan av bakterier skulle kunna orsaka angrepp på kopparen. Ifrågavarande angrepp fordrar tillgång till organiskt bundet kol. För att minska risken för angrepp av detta slag, bör man eftersträva en låg halt av organisk substans i grundvatten och buffert.

Den lokala korrosionen till följd av inverkan av sulfat bör närmare utredas.

- - -

Aluminiumoxid är icke ett termodynamiskt stabilt material under de aktuella betingelserna, utan en hydratisering av ytskiktet och en viss upplösning äger rum vid kontakt med grundvattnet. Med ledning av den kunskap som för närvarande står till buds, synes såväl upplösningen som tillväxten av den hydratiserade zonen ske mycket långsamt.

Risken för fördröjt brott i detta material kan rent principiellt inte uteslutas men kapselns tillverkning och förläggning torde kunna utföras så att risken för fördröjt brott i den aktuella konstruktionen blir försumbar. Under förutsättning att man kan tillverka en kapsel i detta material med tillfredsställande renhet och kvalitet - med hänsyn till bl a sprickor och egenspanningar - synes detta alternativ ha goda förutsättningar att uppnå mycket lång livslängd. Innan en slutlig bedömning sker är det emellertid önskvärt med mera ingående undersökningar av korrosionen i aktuell miljö, särskilt med hänsyn till hydratisering och fördröjt brott."

Bakom Korrosionsinstitutets slutsatser står enhälligt de specialister som ingår i dess referensgrupp. Kompletterande yttranden från medlemmar i referensgruppen har även fogats till institutets lägesredovisning.

I ett av de kompletterande yttrandena framhålls, att de redovisade bedömningarna är konservativa och representerar en lägsta gräns för kapslingsmaterialets hållbarhet. På grund av den kunskap som föreligger, sägs i yttrandet, är sannolikheten stor för att en fortsatt utredning skall visa på betydligt längre livslängder hos kapslingsmaterialet. KBS delar denna uppfattning.

4 ANLÄGGNINGSAUTFORMNING

4.1 MELLANLAGRING

Anläggningen för mellanlagring förutses bli förlagd under jord i direkt anslutning till det centrala bränslelagret (se I:4).

I det centrala bränslelagret förvaras bränslet i direkt kontakt med vattnet i bränslebassängerna, vilket ger en god kylning. Efter 10 års förvaring har emellertid resteffekten sjunkit så mycket att en torr förvaring är möjlig utan att bränslets temperatur blir alltför hög.

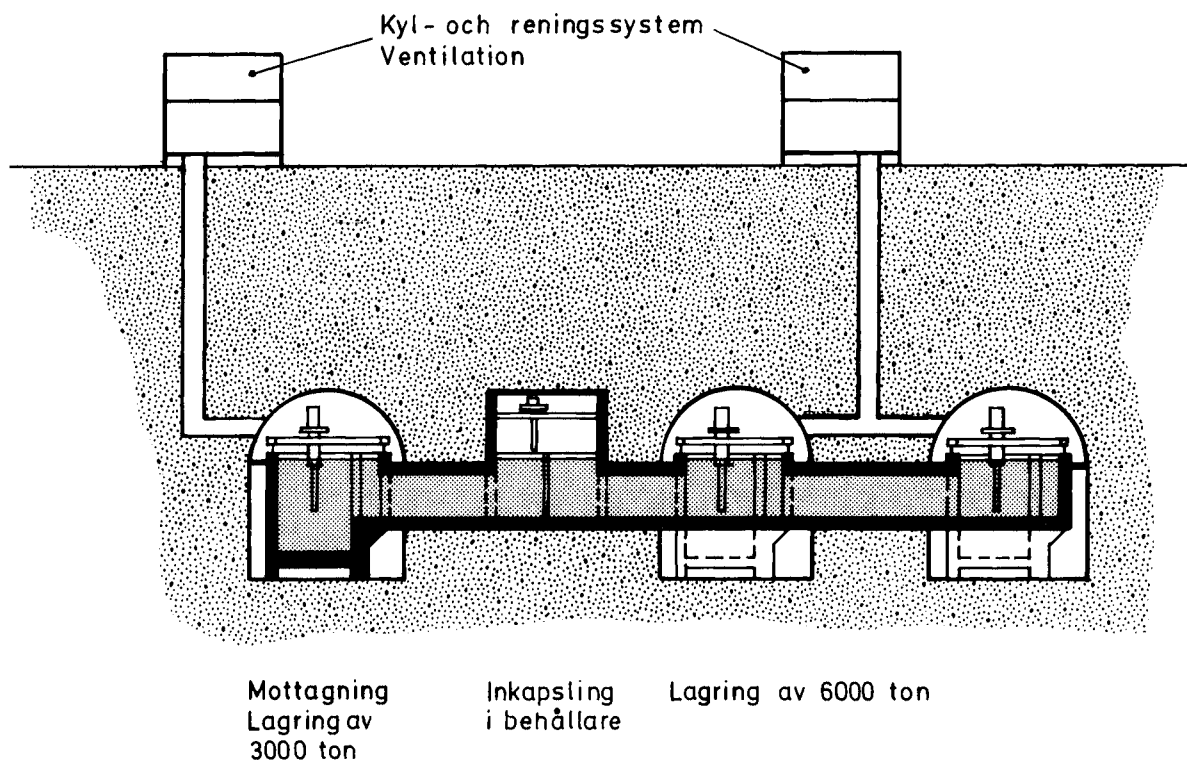
När bränslet skall överföras till mellanlagret förs det under vatten i en kanal från det centrala bränslelagret fram till ett

läge under en cell, se fig B1-3. Cellen är innesluten i betong med tillräcklig tjocklek för att ge strålskärning. Hanteringen i cellen utföres med fjärmanövrering. Bränsleelementen lyftes upp ur vattnet in i cellen och får torka. De sättes därefter ned i rostfria behållare med 2 mm godstjocklek, ett element i varje behållare. Behållaren förses med ett lock som tätsvetsas. Efter kvalitetskontroll nedsänkes behållaren med bränsleelementet i vatten i kanalen under cellen och placeras i en kassett med plats för ett antal behållare.

Kassetten med bränslebehållarna förs på en spårbunden vagn i en kanal fram till det bergrum där behållarna skall lagras. Bergrummet inrymmer lagringsbassänger liknande dem som finns i det centrala bränslelagret. Kassetten sättes på sin plats i en bassäng med en travers. Mellanlagret har två bergrum vardera med en lagringskapacitet motsvarande 3 000 ton uran. Totalkapaciteten är sålunda 6 000 ton.

Det centrala bränslelagret förutsättes ha en kapacitet av 3 000 ton. Om den totala bränslemängden som skall omhändertagas är 9 000 ton föreligger möjligheten att även använda dess bassänger för lagring av bränslebehållare varigenom en ytterligare utbyggnad av mellanlagret ej erfordras.

Bränslet förvaras sålunda torrt i hermetiskt tillslutna behållare. Vattnet i bassängerna, som omger behållarna, ger erforderlig kylning och strålskärning.



Figur B1-3. Mellanlager för använt bränsle.

Fördelen med den torra förvaringen är att bränslet ej utsätts för vattnets korroderande inverkan. Vattnet i bassängerna förorenas ej av skadat bränsle varigenom kraven på filtersystemen kan minskas.

Efter minst 30 års lagring överföres bränslebehållarna efter täthetskontroll till inkapslingsstationen vid slutförvaret. Samma transportbehållare som användes för transport av bränsle från kraftverk till det centrala bränslelagret kommer därvid till användning.

Om bränslet skall sändas till upparbetning finns möjlighet att öppna behållarna och ta ut bränsleelementen i samma cell som användes för att innesluta bränslet i behållarna.

4.2 INKAPSLINGSSTATION

I inkapslingsstationen, som är belägen ovan jord i anslutning till slutförvaret, förses bränslebehållarna med en kapsel av koppar innan de deponeras i slutförvaret.

Anledningen till att en ovanjordsförläggning valts i detta fall är att anläggningen fordrar en relativt stor byggnadsvolym. En underjordsförläggning innebär restriktioner bl a på maximala spännvidder, som gör det svårare att utforma anläggningen på ett rationellt sätt. Den mängd bränsle som samtidigt kan befinna sig i stationen är relativt liten. Bränslet är dessutom hela tiden inneslutet antingen i den behållare det försetts med i mellanlagret eller, i ett senare skede, även av kopparkapseln.

Anläggningens utformning framgår av fig B1-4.

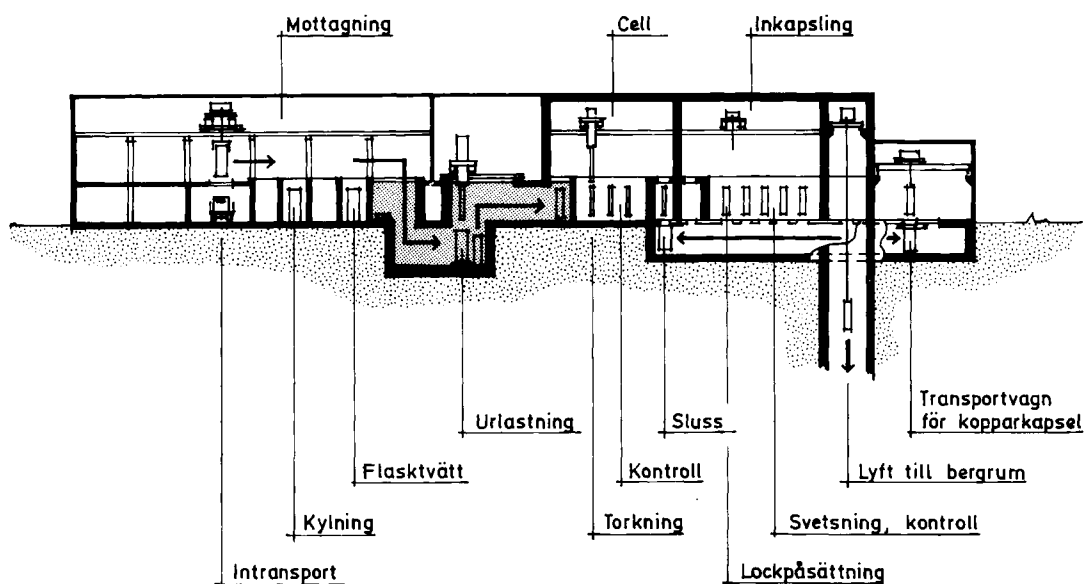
Transportbehållaren anländer från det centrala bränslelagret till stationens mottagningsdel, där den lyfts av från sin trailer, kyls och tvättas. Därefter lyfts den i två steg ner i en bassäng och placeras på en vagn som för den till en urlastningsposition. Härifrån lyfts bränslebehållarna upp ur vattnet in i en cell där de torkas, kontrolleras och placeras i en kopparkapsel. Den kapsel som visas på fig B1-1 rymmer 7 BWR-element. För PWR-element används en kapsel som har 100 mm större diameter. Den rymmer 4 PWR-element.

Den fyllda kapseln flyttas via en sluss, där den kan rengöras utvändigt med vatten till en inkapslingscell. I denna cell förses kapseln med lock, som fästes med elektronstrålesvetsning. Locket är i tre delar på grund av begränsningen i genomträngning för befintlig utrustning för denna typ av svetsning. I en framtid blir det sannolikt möjligt att svetsa grövre material varigenom locket kan utföras i två delar.

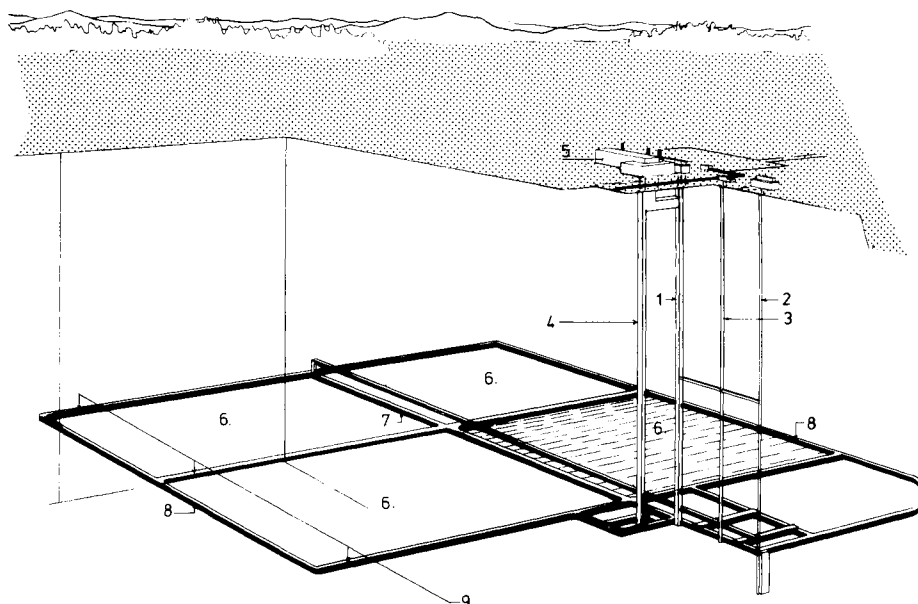
Svetsningen kontrolleras med ultraljud och med heliumläcksökning. Kapseln är därefter redo att överföras till slutförvaret.

4.3 SLUTFÖRVAR

Liksom i glasalternativet består slutförvaret i huvudsak av ett system av parallella förvaringstunnlar belägna ca 500 meter under markytan, med tillhörande transport- och servicetunnlar och

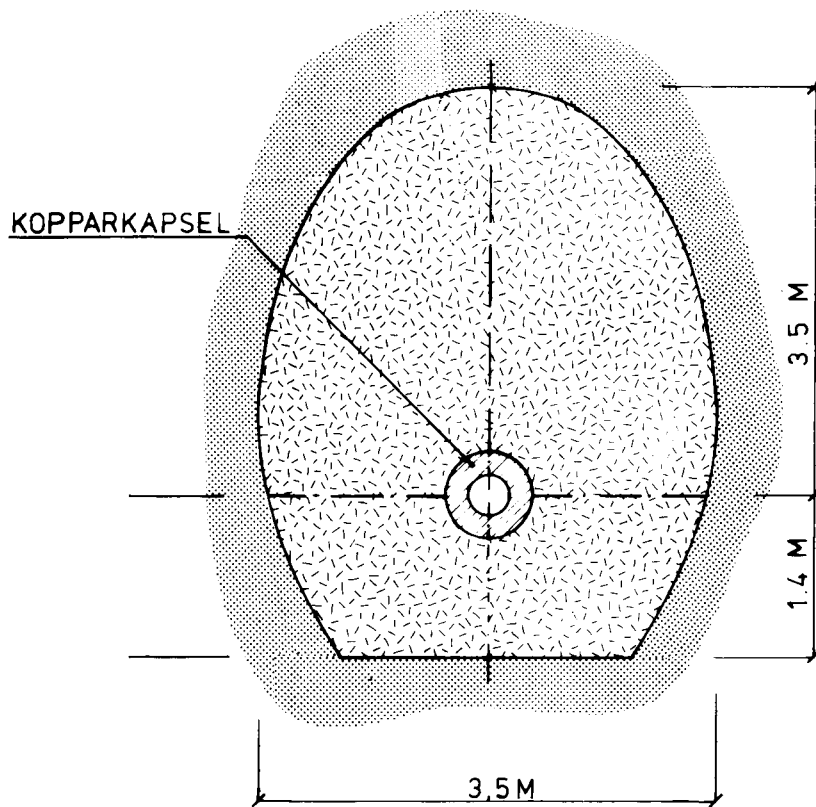


Figur B1-4. Inkapslingsstation för direktdeponering av använt bränsle.



- 1 CENTRALSCHAKT
- 2 SKIPSCHAKT
- 3 VENTILATIONSSCHAKT
- 4 TRANSPORTSCHAKT FÖR AVFALLSKAPSLAR
- 5 MOTTAGNINGS- OCH INKAPSLINGSSTATION
- 6 SLUTFÖRVAR
- 7 CENTRAL ANSLUTNINGSTUNNEL
- 8 YTTRE ANSLUTNINGSTUNNEL
- 9 ANSLUTNINGS- OCH FÖRVARINGSTUNNLAR

Figur B1-5. Slutförvar för direktdeponering av använt bränsle. Förvaringstunnlarna ligger på ca 500 meters djup.



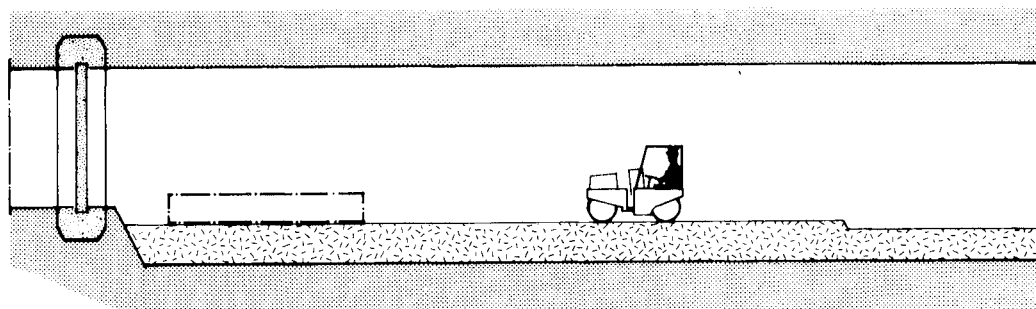
Figur B1-6. Förvaringstunnel för direktdeponering av använt bränsle. Kopparkapseln ligger horisontellt. Upp till 1,4 m i tunneln lägger man buffertmaterialet i skikt och packar det. Tunnelns övre del fylls genom sprutning av buffertmaterial. (Jämför med figur B1-7).

schakt, se fig. B1-5. Förvaringstunnlarna har emellertid större höjd, 4,9 m och förvaret upptar en något större yta, 1,2 km².

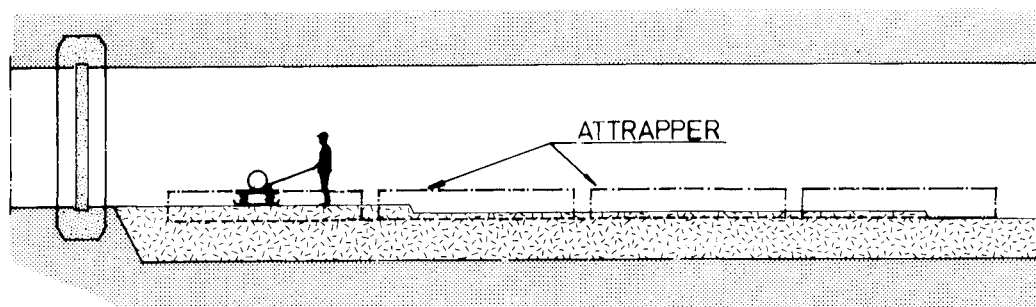
Förvaret har utformats för horisontell deponering, dvs kapslarna placeras liggande i tunnelns längdriktning, se fig B1-6 och B1-7. Kapselns längd på nära 5 m (4,9 m) gör att en deponering i vertikala hål, som i glasalternativet, blir mera otymplig och kräver betydligt större tunnelhöjd. Den horisontella deponeringen gör det också möjligt att ge det buffertmaterial av sand/bentonit som omger kapseln en betydligt större tjocklek än den som man rimligen kan åstadkomma i ett vertikalt, borrarat hål. Som redovisas i avsnitt III:6.3 har en kompakterad sand/bentonitfyllning så låg permeabilitet och i övrigt sådana egenskaper att endast mycket små mängder vatten kan få kontakt med kapseln.

Fyllningen med kvartssand/bentonit utförs på så sätt att en bädd först utläggs och kompakteras på liknande sätt som t ex tätkärnan i en jorddamm för en vattenkraftstation. Kopparkapseln, som transporteras från inkapslingsstationen till slutförvarets nivå med en hiss och vidare till deponeringsplatsen med ett specialfordon, utläggs därefter i en ränna i bädden, se fig B1-7. Rännan formas genom att den övre delen av bädden kompakteras kring en atrapp med samma dimensioner som kapseln. När alla kapslar på detta sätt har lagts ut i en förvaringstunnel, fylls tunneln helt med sand/bentonit, som därvid appliceras med sprutning. Förvaringstunnelns ändar tillsluts med betongväggar.

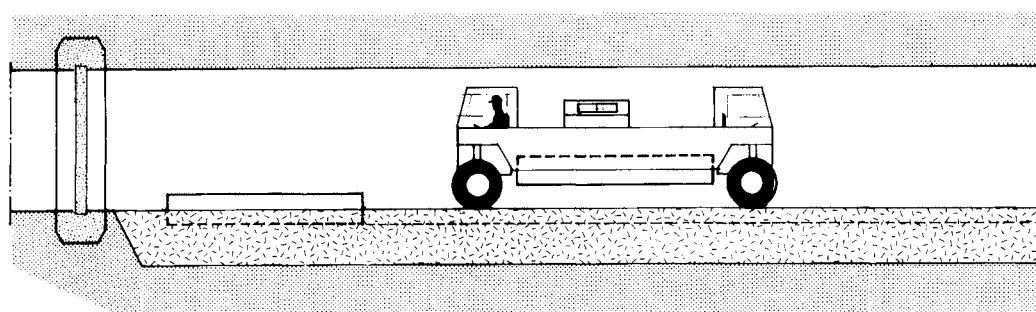
Allt arbete med deponering av kapslar och sprutning av buffertma-



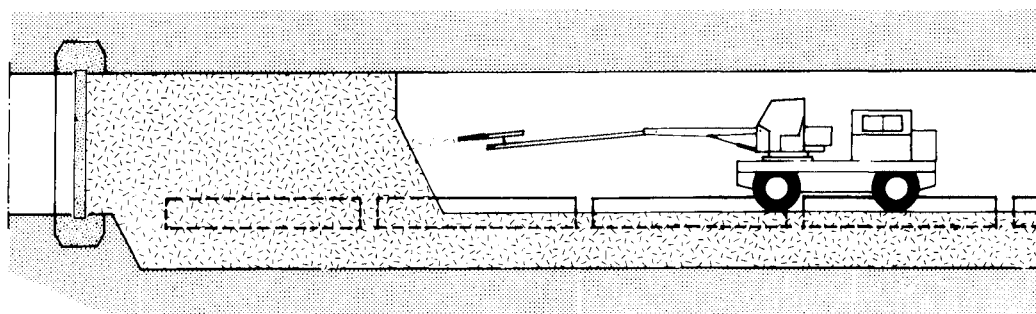
UTLÄGGNING AV UNDERBÄDD



UTLÄGGNING AV SIDOBÄDD



UTLÄGGNING AV AVFALLSKAPSLAR



SPRUTNING AV BUFFERTMATERIAL

Figur B1-7. Schema för fyllning av buffertmaterial i förvaringstunnlarna för kapslar med använt bränsle.

terial utförs med utrustning i vilken personalen är strålskyddad. Eventuellt kan en temporär strålskärm anbringas över kapslarna i samband med att de läggs ut för att möjliggöra tillträde till tunneln utan strålskydd. Detta temporära skydd avlägsnas sedan i anslutning till att kapslarna skall täckas över med buffertmaterial.

När hela förvaret har fyllts med kapslar förseglas transporttunnlar, schakt och övriga utrymmen i berget på liknande sätt som beskrivs för glasalternativet i avsnitt III:6.7.

5 TRANSPORTSYSTEM

Samma transportsystem som det som erfordras för transporter av använt bränsle från kärnkraftverken till centrallagret kan användas för transporter från mellanlagret till inkapslingsstationen vid slutförvaret. Även antalet erforderliga transportbehållare och fartygstransporter är likvärdigt.

6 SÄKERHETSANALYS

6.1 ALLMÄNT

De skillnader mellan direkt-deponering av använt bränsle och slutförvaring av förglasat högaktivt avfall som kan ha säkerhetsmässig betydelse är främst följande:

- Uran- och plutoniummängderna, som deponeras som avfall, är 200 gånger högre än i högaktivt förglasat avfall. Vidare medföljer en del andra radioaktiva produkter som annars avskiljes vid upparbetningen.
- Den första barriären utgöres av det svårlösliga bränslet och dess kapsling i stället för av borsilikatglaset.
- Kapseln tillverkas av koppar eller av ett keramiskt material.
- Kapseln deponeras horisontellt i förvaringstunnlarna och omges med ett buffertmaterial av betydligt större tjocklek än i glasalternativet.

6.2 KÄLLSTYRKOR

Direkt-deponering av använt bränsle innebär att uran och plutonium deponeras som avfall. En sekundär effekt av detta blir bl a att det bildas radium som är dotterprodukt till uran. Slutförvaring av använt bränsle innebär även att krypton-85 och de delar av tritium och kol-14 som finns i bränslet blir kvar där och får avklinga.

Källstyrkorna för de olika alternativen, redovisas i kapitel IV:3.

6.3 BRÄNSLET SOM BARRIÄR

Urändioxidbränslet är mycket svårlösligt i vatten. 90 - 99,9% av klyvningsprodukterna finns inneslutna i själva urändioxiden och

är därför inte tillgängliga för utläckage vid kapslingsbrott. Många års praktisk erfarenhet finns av förvaring av kapslings-skadat bränsle i vattenbassänger. Erfarenheten visar att en sådan lagring medför en endast ringa frigörelse av aktivitet.

Särskilda försök pågår vid Batelle Northwest Laboratories, Richland, USA, för att undersöka upplösningshastigheten för be-strålat bränsle. De preliminära resultaten innebär en upplös-ningshastighet som är jämförbar med den som gäller för borsili-katglas. I Studsvik pågår också en särskild experimentell under-sökning med modifierad teknik, vilket ger möjlighet till jämfö-relser.

6.4 KAPSELN

Inkapsling av bränslet i en 20 cm tjock kopparbehållare innebär ett långtidsskydd mot vatteninträning. Korrosion av kopparman-teln kan endast ske i kontakt med syrehaltigt vatten. Normalt förekommer endast ringa mängder syre på stora djup. Små halter oxiderande ämnen kan bildas genom radiolys. Betydelsen ur korro-sionssynpunkt av detta är under utredning. Jämviktshalterna blir väsentligt lägre än vad som motsvarar lösligheten för syre och väte. Någon gasutveckling sker således ej.

Den tjocka kapseln reducerar strålfältet på utsidan och ger gott mekaniskt skydd. Kapslarna tillslutes med flera lock vilket ökar säkerheten mot svetsfel. Sannolikheten för initial kapslingskada och för spridning av radiolysprodukter, som då kan ske till när-liggande kapslar, är under utredning.

Inneslutning i en aluminiumoxidkapsel innebär att en mycket korrosionsbeständig barriär erhålles. Av tillverkningstekniska skäl önskar man begränsa längden till omkring tre meter vilket resul-terar i att bränslet måste bearbetas till kortare enheter före inkapsling. Detta skall ske i en särskild hanteringsprocess. För att motverka risken för spridning och utsläpp av radioaktiva ämnen utförs denna hantering i betongceller med särskilda venti-lationssystem och filter. En särskild säkerhetsanalys för denna process kommer att genomföras.

6.5 SLUTFÖRVAR

Inplaceringen centralt i tunnelsektionen i en metertjock bädd av kvartssand/bentonit ger skydd mot tänkbara förkastningsrörelser och bidrar till sorption av utläckande nuklider.

BILAGA 2 AV KBS-PROJEKTET ENGAGERADE ELLER KONSULT- TERADE FÖRETAG, INSTITUTIONER OCH EXPERTER

INDUSTRI- OCH KONSULTFÖRETAG

AB Atomenergi
 Ahlsell & Ågren AB
 ASEA
 ASEA-ATOM AB
 ASEA-Hafo AB
 ASEA-Kabel
 Avesta Jernverks AB
 Forsgren Produktion AB
 Gruvornas Arbetsstudie- och Konsultverksamhet
 Hagby Bruk AB
 H Folke Sandelin AB
 Hagconsult AB
 Hydroconsult AB
 IFÖ Electric Högspänning AB
 IPA-Konsult
 Kemakta Konsult AB
 Orrje & Co AB, Ingenjörfirman
 Salénrederierna AB
 Stabilator AB
 Statens Provningsanstalt
 Ställbergs Grufveaktiebolag
 Ingenjörsvetenskapsakademien
 Teleplan AB
 Vattenbyggnadsbyrån
 WP-system AB

UNIVERSITET OCH HÖGSKOLOR

Lunds Universitet

Kvartärgeologiska avdelningen

Fil dr E Lagerlund

Göteborgs Universitet

Avdelningen för marin mikrobiologi

Prof K Gundersen

Stockholms Universitet

Institutionen för geologi	Doc N-A Mörner
	Fil lic T Flodén
Institutionen för mikrobiell geokemi	Doc R Hallberg
Statistiska institutionen	Doc T Thedéen

Uppsala Universitet

Seismologiska institutionen	Doc O Kulhánek
-----------------------------	----------------

Lunds Tekniska Högskola

Institutionen för oorganisk kemi	Doc Sten Andersson
----------------------------------	--------------------

Chalmers Tekniska Högskola

Institutionen för geologi	Fil dr L Bergström
Institutionen för kärnkemi	Prof J Rydberg
	Tekn dr B Allard
Institutionen för konstruktionsmaterial	Doc I Olefjord
Institutionen för oorganisk kemi	Prof N-G Vannerberg

Kungliga Tekniska Högskolan

Institutionen för bergteknik	Prof I Janelid
Institutionen för fysikalisk kemi	Doc C Leygraf
Geodetiska institutionen	Prof A Bjerhammar
Institutionen för kemisk apparat-teknik	Prof I Neretnieks
Institutionen för kulturteknik	Prof Y Gustafsson
	Prof I Larsson
Institutionen för kärnkemi	Doc T E Eriksen
Institutionen för oorganisk kemi	Prof I Grenthe
Institutionen för teknisk elektro-kemi och korrosionslära	Prof G Wranglén

Luleå Högskola

Avdelningen för bergmekanik	Prof O Stephansson
	Doc K Röshoff
Avdelningen för geoteknik	Prof R Pusch
	Fil dr A Jacobsson

ÖVRIGA INSTITUTIONER

Cement- och Betonginstitutet, Stockholm	Prof S G Bergström
Försvarets Forskningsanstalt, Stockholm	Laborator G Walinder
Glasforskningsinstitutet, Växjö	Tekn lic B Simmingsköld
	Fil dr T Lakatos
Institutet för Metallforskning	Tekn dr G Eklund

Korrosionsinstitutet, Stockholm	Prof E Mattsson
Lantbrukshögskolan, Uppsala	Tekn lic L Ekbohm
Svenska Silikatinstitutet, Göteborg	Prof L Fredriksson
Tandemacceleratorlaboratoriet i Uppsala	Tekn lic R Carlsson
Sveriges Geologiska Undersökning	Prof A Johansson
	Doc O Brotzen
	Fil lic U Thoregren

EXPERTER OCH FORSKARE

Doc Sten G A Bergman
Tekn dr Claes Helgesson

UTLÄNDSKA ORGANISATIONER OCH FÖRETAG

Försöksanläggningen Risö
ROSKILDE, Danmark

Royal Norwegian Council for
Scientific and Industrial Research
KJELLER, Norge

Frauenhofer-Gesellschaft
Institut für Silicatforschung
WÜRZBURG, Västtyskland

Lehrstuhl für Glas und Keramik
Institut für Steine und Erder
CALUSTHAL-ZELLEFELD, Västtyskland

Saint Gobain Techniques Nouvelles
PARIS, Frankrike

COGEMA
PARIS, Frankrike

University of Western Ontario
Prof W Fyfe
LONDON, Ontario, Canada

Corning Glass Works
CORNING, New York, USA

Electric Power Research Institute
PALO ALTO, California, USA

Department of Energi
WASHINGTON DC, USA

Dr Ralph E Grim
URBANA, Illinois, USA

Lawrence Berkeley Laboratory
University of California
BERKELEY, California, USA

Nuclear Regulatory Commission
WASHINGTON DC, USA

Office of Waste Isolation
Union Carbide Corp
OAK RIDGE, Tennessee

Inom KBS har även personal från Vattenfall, OKG, SKBF, CDL och PRAV medverkat. Projektet har organiserat referens- och arbetsgrupper inom följande områden:

GEOGRUPPEN

Doc Sten G A Bergman	Stocksund
Doc Otto Brotzen	Sveriges Geologiska Undersökning
Prof Y Gustafsson	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc Rudolf Hiltcher	Saltsjö-Boo
Prof Ingvar Janelid	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc U Lindblom	Hagconsult
Prof Roland Pusch	Högskolan i Luleå
Prof Ove Stephansson	Högskolan i Luleå

REFERENSGRUPP FÖR SÄKERHETSANALYS

Civ ing Stig Bergström	AB Atomenergi
Prof Arne Bjerhammar	Kungliga Tekniska Högskolan
Prof Lars Fredriksson	Ultuna Lantbrukshögskola
Civ ing Tore Nilsson	Statens Kärnkraft- inspektion
Prof Jan Rydberg	Chalmers Tekn Högskola
Tekn lic Bo Simmingsköld	Glasforskningsinstitutet
Fil lic Jan Olof Snihs	Statens Strålskydds- institut
Doc Thorbjörn Thedéen	Stockholms Universitet
Laborator Gunnar Walinder	FOA 2

REFERENSGRUPP FÖR KORROSION

Tekn lic Roger Carlsson	Svenska Silikatforskn institutet
Övering Thomas Eckered	Statens Kärnkraft- inspektion
Tekn lic Lars Ekbon	Korrosionsinstitutet
Tekn dr Göran Eklund	Institutet för Metallforskning
Prof Ingemar Grenthe	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc Rolf Hallberg	Stockholms Universitet
Fil mag Sture Henriksson	AB Atomenergi
Prof Einar Mattsson	Korrosionsinstitutet
Prof Nils-Gösta Vannerberg	Chalmers Tekn Högskola

Prof Gösta Wranglén

Kungliga Tekniska
Högskolan

BUFFERTGRUPPEN

Tekn dr Bert Allard

Chalmers Tekniska
Högskola

Tekn lic Kåre Hannerz

ASEA-ATOM

Fil dr Arvid Jacobsson

Högskolan i Luleå

Prof Ivars Neretnieks

Kungliga Tekniska
Högskolan

Prof Roland Pusch

Högskolan i Luleå

PROGRAMGRUPP P21/22

Civ ing Alf Engelbrektsson

Vattenbyggnadsbyrån

Civ ing A-M Eriksson

Kemakta Konsult AB

Civ ing Göran Fröman

Vattenbyggnadsbyrån

Ing Bo Gustafsson

SKBF

Ing Bertil Mandahl

OKG

BILAGA 3 FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

- 01 Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN
Nils Kjellbert
AB Atomenergi 77-04-05
- 02 PM angående värmeledningstal hos jordmaterial
Sven Knutsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-04-15
- 03 Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-05-27
- 04 Deponering av högaktivt avfall i tunnlar med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-01
- 05 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall, Rapport 1
Roland Blomqvist
AB Atomenergi 77-03-17
- 06 Groundwater movements around a repository, Phase 1, State of the art and detailed study plan
Ulf Lindblom
Hagconsult AB 77-02-28
- 07 Resteffekt studier för KBS
Del 1 Litteraturgenomgång
Del 2 Beräkningar
Kim Ekberg
Nils Kjellbert
Göran Olsson
AB Atomenergi 77-04-19
- 08 Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 77-05-20

- 09 Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium
Hans Häggblom
AB Atomenergi 77-03-24
- 10 Translation and development of the BNWL-Geosphere Model
Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB 77-02-05
- 11 Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshärdig kapsling för kärnbränsleavfall
Sture Henriksson
AB Atomenergi 77-04-18
- 12 Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg
Sven G Bergström
Göran Fagerlund
Lars Rombén
Cement- och Betonginstitutet 77-06-22
- 13 Urlakning av använt kärnbränsle (bestrålad uranoxid) vid direktdeponering
Ragnar Gelin
AB Atomenergi 77-06-08
- 14 Influence of cementation on the deformation properties of bentonite/quartz buffer substance
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-20
- 15 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall
Rapport 2
Roland Blomquist
AB Atomenergi 77-05-17
- 16 Översikt av utländska riskanalyser samt planer och projekt rörande slutförvaring
Åke Hultgren
AB Atomenergi augusti 1977
- 17 The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal movements
Arne Bjerhammar
Stockholm augusti 1977
- 18 Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden
Nils-Axel Mörner
Stockholms Universitet augusti 1977
- 19 Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av recenta förkastningar
Robert Lagerbäck
Herbert Henkel
Sveriges Geologiska Undersökning september 1977

- 20 Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra Skåne
Kennert Röshoff
Erik Lagerlund
Lunds Universitet och Högskolan Luleå september 1977
- 21 Earthquakes of Sweden 1891 - 1957, 1963 - 1972
Ota Kulhánek
Rutger Wahlström
Uppsala Universitet september 1977
- 22 The influence of rock movement on the stress/strain
situation in tunnels or bore holes with radioactive con-
sistors embedded in a bentonite/quartz buffer mass
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 23 Water uptake in a bentonite buffer mass
A model study
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 24 Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och akti-
nider från en cylinder av franskt glas
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 1977-07-27
- 25 Blekinge kustgnejs, Geologi och hydrogeologi
Ingemar Larsson KTH
Tom Lundgren SGI
Ulf Wiklander SGU
Stockholm, augusti 1977
- 26 Bedömning av risken för fördröjt brott i titan
Kjell Pettersson
AB Atomenergi 1977-08-25
- 27 A short review of the formation, stability and cementing
properties of natural zeolites
Arvid Jacobsson
Högskolan i Luleå 1977-10-03
- 28 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av bentonit/pitesilt
Sven Knutsson
Högskolan i Luleå 1977-09-20
- 29 Deformationer i sprickigt berg
Ove Stephansson
Högskolan i Luleå 1977-09-28
- 30 Retardation of escaping nuclides from a final depository
Ivars Neretnieks
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm 1977-09-14
- 31 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27
samt kompletterande yttranden.
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp

- 32 Long term mineralogical properties of bentonite/quartz
buffer substance
Preliminär rapport november 1977
Slutrapport februari 1978
Roland Pusch
Arvid Jacobsson
Högskolan i Luleå
- 33 Required physical and mechanical properties of buffer masses
Roland Pusch
Högskolan Luleå 1977-10-19
- 34 Tillverkning av bly-titan kapsel
Folke Sandelin AB
VBB
ASEA-Kabel
Institutet för metallforskning
Stockholm november 1977
- 35 Project for the handling and storage of vitrified high-level
waste
Saint Gobain Techniques Nouvelles October, 1977
- 36 Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk
berggrund
Jan Rennerfelt
Orrje & Co, Stockholm 1977-11-07
- 37 Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts
Hans Fagerström, VBB
Björn Lundahl, Stabilator
Stockholm oktober 1977
- 38 Utformning av bergrumsanläggningar
Arne Finné, KBS
Alf Engelbrektson, VBB
Stockholm december 1977
- 39 Konstruktionsstudier, direktdeponering
ASEA-ATOM
VBB
Västerås
- 40 Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna
radioaktiva ämnen
Ronny Bergman
Ulla Bergström
Sverker Evans
AB Atomenergi
- 41 Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.
Lagar, normer och bedömningsgrunder
Christina Gyllander
Siegfried F Johnson
Stig Rolandson
AB Atomenergi och ASEA-ATOM

- 42 Säkerhet vid hantering, lagring och transport av använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall
Ann Margret Ericsson
Kemakta november 1977
- 43 Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar
Bertil Grundfelt
Kemakta november 1977
- 44 Beständighet hos borsilikatglas
Tibor Lakatos
Glasteknisk Utveckling AB
- 45 Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat radioaktivt avfall Rapport 3
Roland Blomquist
AB Atomenergi 1977-10-19
- 46 Temperaturberäkningar för använt bränsle
Taivo Tahrandi
VBB
- 47 Teoretiska studier av grundvattenrörelser
Preliminär rapport oktober 1977
Slutrapport februari 1978
Lars Y Nilsson
John Stokes
Roger Thunvik
Inst för kulturteknik KTH
- 48 The mechanical properties of Stripa granite
Graham Swan
Högskolan i Luleå 1977-09-14
- 49 Bergspänningsmätningar i Stripa gruva
Hans Carlsson
Högskolan i Luleå 1977-08-29
- 50 Läkningförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik
Göran Blomqvist
AB Atomenergi november 1977
- 51 Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in the Swedish bedrock
F Ringdal
H Gjöystdal
E S Husebye
Royal Norwegian Council for scientific and industrial research
- 52 Calculations of nuclide migration in rock and porous media, penetrated by water
H Häggblom
AB Atomenergi 1977-09-14

- 53 Mätning av diffusionshastighet för silver i lera-sand-blandning
Bert Allard
Heino Kipatsi
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15
- 54 Groundwater movements around a repository
- 54:01 Geological and geotechnical conditions
Håkan Stille
Anthony Burgess
Ulf E Lindblom
Hagconsult AB september 1977
- 54:02 Thermal analyses
Part 1 Conduction heat transfer
Part 2 Advective heat transfer
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:03 Regional groundwater flow analyses
Part 1 Initial conditions
Part 2 Long term residual conditions
Anthony Burgess
Hagconsult AB oktober 1977
- 54:04 Rock mechanics analyses
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:05 Repository domain groundwater flow analyses
Part 1 Permeability perturbations
Part 2 Inflow to repository
Part 3 Thermally induced flow
Joe L Ratigan
Anthony S Burgess
Edward L Skiba
Robin Charlwood
- 54:06 Final report
Ulf Lindblom et al
Hagconsult AB oktober 1977
- 55 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg
Del 1 Bestämning av fördelningskoefficienter
Del 2 Litteraturgenomgång
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-10
- 56 Radiolys av utfyllnadsmaterial
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15

- 57 Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle
Anders Appelgren
Ulla Bergström
Lennart Devell
AB Atomenergi
- 58 Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan
Gunnar Walinder
AB Atomenergi

Ytterligare ett antal rapporter är under bearbetning.