



SKB rapport R-97-02

Mars 1997

Använt kärnbränsle -
Hur farligt är det?

En delrapport från projektet
”Beskrivning av risk”

Allan Hedin

Svensk Kärnbränslehantering AB

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co

SKB, Box 5864, S-102 40 Stockholm, Sweden

Tel 08-665 28 00 Fax 08-661 57 19

Tel +46 8 665 28 00 Fax +46 8 661 57 19

ISSN 1402-3091
SKB Rapport R-97-02

ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE - HUR FARLIGT ÄR DET?

EN DELRAPPORT FRÅN PROJEKTET ”BESKRIVNING AV RISK”

Allan Hedin

Svensk Kärnbränslehantering AB

Mars 1997

ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE – HUR FARLIGT ÄR DET?

**EN DELRAPPORT FRÅN PROJEKTET
"BESKRIVNING AV RISK"**

Allan Hedin

Svensk Kärnbränslehantering AB

Mars 1997

FÖRORD

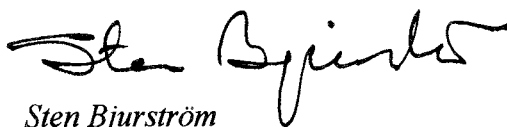
Erfarenheterna av breda kontakter med allmänhet, beslutsfattare men också med stora delar av expert- och vetenskapsvärlden har givit oss på SKB en klar uppfattning att frågor, som rör på vilket sätt radioaktivt material kan vara farligt för oss människor, behöver förklaras bättre. Dessa frågor är komplicerade och debatten, där olika delar lyfts fram beroende på olika intressen, har inte gjort det lättare för en utomstående att få perspektiv på vad som är farligt, hur stora säkerhetsmarginaler som finns etc. Kraven att under långa tider överblicka konsekvenser med mycket högt ställda krav på stora säkerhetsmarginaler är ovanliga och går långt utöver vad som normalt krävs i samhället. Det är naturligt att detta kan vara svårt att förstå.

Samtidigt gäller att vi som arbetar med frågorna ofta har presenterat lösningar och tagit för givet att många har de grundläggande problemställningarna klara för sig. Det är idag uppenbart att vi måste lägga mycket mera möda på vilka risker och farligheter som våra förslag till lösningar avses ge skydd emot.

Möjligheterna att på ett betydligt bättre sätt än tidigare beskriva risker är goda idag, efter många år av intensiv och bred forskning i internationellt samarbete. Man har haft möjlighet att tänka igenom grundläggande förhållanden och samlat på sig faktaunderlag på ett mer fullständigt sätt än tidigare. Det ger möjlighet att placera in olika problem i sina sammanhang och även ange storleksordningar. Det kanske viktigaste budskapet är att de allra flesta ämnen som är farliga i använt kärnbränsle sönderfaller inom loppet av några hundra år. De få ämnen som är farliga på längre sikt har kemiska egenskaper som gör dem extremt hårt bundna till den miljö ett djupförvar skulle utgöra.

Inom SKB har vi därför beslutat att ta upp en rad av de viktigaste frågorna inom ramen för ett särskilt projekt – ”Beskrivning av risk”. Ansvar för att ta fram det grundläggande materialet och att ståndpunkterna vilar på en god vetenskaplig grund åvilar SKB:s huvudenhet Utveckling, särskilt dess avdelning Forskning och Utveckling. I föreliggande rapport har, förutom författaren Allan Hedin, Per-Eric Ahlström och Tönis Papp aktivt engagerat sig. Vår förhoppning är att rapporten skall bidra till att lyfta fram de verkligt viktiga frågorna när det gäller att ta hand om det använda kärnbränslet.

Stockholm i mars 1997



Sten Bjurström

Verkställande direktör

SAMMANFATTNING

Frågorna kring radioaktivt avfall och i synnerhet använt kärnbränsle engagerar många människor. Behovet av lättillgänglig och samtidigt stringent information är därför stort. Området rymmer många svåra frågor: Hur ska man som lekman få grepp om vad radioaktiv strålning egentligen är? På vilket sätt är radioaktiv strålning skadlig? Hur skyddar man människa och miljö mot strålningen? Hur ska man få en känsla för de långa tidsperspektiv det gäller? Denna skrift har tillkommit för att försöka överbrygga klyftan mellan experten och den populärvetenskapligt intresserade lekmannen då det gäller risker kring radioaktivt avfall.

Risk – farlighet och tillgänglighet

Risker med använt kärnbränsle beskrivs ofta i termer av farlighet och tillgänglighet. Farligheten beskriver den skada strålningen från de radioaktiva ämnena kan åstadkomma om den träffar människor. Tillgängligheten beskriver i vilken grad bl a människan kan exponeras för strålning i olika situationer t ex vid transporter, mellanlagring eller djupförvaring. Hanteringen av använt kärnbränsle har som mål att minimera riskerna genom att göra bränslet otillgängligt för människa och natur så länge det är farligt.

Farlighet

Extern- och internstrålning

Vissa typer av strålning från radioaktiva ämnen tränger lätt igenom materia. Dessa ämnen är därför farliga för människa då strålkällan är *extern*, dvs befinner sig utanför kroppen. Använt bränsle avger efter drift kraftig strålning med hög genomtränglighet. Strålningen i närheten av bränslet ger på kort tid dödliga doser om man är oskyddad. Denna strålning avtar snabbt efter drift men kräver ändå skyddsåtgärder under hundratals år.

Andra stråltyper är farliga framför allt om de radioaktiva ämnena kommer in i kroppen och där avger sin strålning, s k *internstrålning*. Radioaktiva ämnen kan komma in i kroppen huvudsakligen via födan och genom inandning. För använt kärnbränsle domineras denna farlighet under de första tiotalen år av ämnen som cesium och strontium. Sedan dessa sönderfallit domineras farligheten av de kvarvarande långlivade ämnena americium och plutonium.

Tidsperspektiv

Kärnbränsle framställs av naturligt, radioaktivt uranmineral. Vid driften i ett kärnkraftverk ökar bränslets radioaktivitet kraftigt. Efter drift avtar aktiviteten och därmed farligheten i takt med att de bildade radioaktiva ämnena sönderfaller. Efter ca 40 års mellanlagring ska avfallet djupförvaras och då återstår bara någon procent av radioaktiviteten som fanns strax efter drift.

De allra flesta radioaktiva ämnen i använt kärnbränsle sönderfaller inom loppet av några hundra år. Därefter dominerar den kvarvarande farligheten helt av ett fåtal ämnen som alla har en extremt låg tillgänglighet i de flesta situationer, bl a i ett tänkt djupförvar för använt kärnbränsle. Några få av dessa ämnen kommer att finnas kvar under mycket långa tider, upp till

100 000 år. Med tiden kommer det använda bränslet alltmer att likna det naturliga uranmineral som det framställts av. Farligheten hos sådana mineral, liksom det använda bränslet på sikt, domineras av strålning från dotterprodukter till uran (radium, radon, polonium, bly m fl). Dessa ämnen har alltid funnits i naturen och kommer alltid att finnas på samma sätt som uranets mycket långa halveringstid; 4,5 miljarder år.

Värmeutveckling

Strålningen i bränslet omvandlas snabbt till värme. Under drift är värmeutvecklingen mycket kraftig. Det är ju just värmeenergin man vill ta till vara och omvandla till elektrisk energi. Ett ton bränsle utvecklar under drift ca 30 000 000 Watts värmeeffekt. Det är den kraftiga effektutvecklingen under drift som, om den inte kontrolleras, kan leda till snabba, våldsamma förlopp med stora konsekvenser för omgivningen. Detta är också vad som skedde vid haveriet i Tjernoby. (Svenska reaktorer har en konstruktion som omöjliggör en liknande händelseutveckling.)

Vid tiden för den planerade djupförvaringen har värmeutvecklingen avtagit till ungefär 1 300 Watt per ton, ungefär lika mycket som ett ordinarie värmeelement. I ett djupförvar är värmeutvecklingen alltså oerhört mycket mindre än under drift och långt under vad som krävs för att orsaka snabba dramatiska konsekvenser i omgivningen.

Kriticitet

Kärnbränsle har ytterligare en egenskap som utgör en potentiell fara: Om det blandas med lämpliga material och i speciella proportioner kan man få en självunderhållande kedjereaktion som i en kärnreaktor. Fenomenet kallas *kriticitet*. Använt kärnbränsle har tagits ur drift just därför att dess förmåga att bidra till kedjereaktioner har nått en låg nivå. I mycket extrema situationer kan använt bränsle ändå tänkas bli kritiskt. Det är därför viktigt att

säkerställa att kriticitet inte kan uppstå vid hanteringen av kärnbränslet och utformningen av djupförvaret. Den potentiella faran för kriticitet kan på ett enkelt och tillförlitligt sätt undvikas dels genom att mängden bränsle i varje kapsel begränsas, dels genom att kapseln innehåller ämnen som förhindrar att en kedjereaktion uppstår.

Oavsett hur det använda bränslet blandas med andra material kan kedjereaktionen dock aldrig bli så häftig att den utvecklas till en explosion. Använt kärnbränsle från svenska reaktorer kan med andra ord inte under några förhållanden orsaka en kärnexplosion.

Tillgänglighet

Ett vanligt sätt att hantera farliga ämnen är att göra dem otillgängliga. Så är t ex fallet då farliga kemikalier förvaras i särskilda behållare och/eller slutna utrymmen eller då mediciner hålls inlåsta i medicinskåp. Enkelt uttryckt kan filosofin sägas vara ”så länge ämnet inte är tillgängligt för någon eller något som kan skadas kan det tillåtas vara farligt”.

Använt bränsle är alltså på olika sätt farligt under långa tider och man måste skydda sig mot farligheten. Detta åstadkoms genom att göra bränslet otillgängligt, oftast genom att isolera bränslet med någon form av barriär. Bränslet är ett porslinsliknande, keramiskt material som t ex är svårslösligt i vatten. Även sådana kemiska egenskaper hos bränslet bidrar kraftigt till att göra det otillgängligt.

Tillgänglighet innan djupförvaring

Använt kärnbränsle hanteras i en rad led innan den planerade slutliga djupförvaringen. Efter drift ligger bränslet kvar i reaktortanken någon vecka och lagras därefter i direkt anslutning till kärnkraftverket under knappt ett år. Sedan transporteras bränslet till ett centralt mellanlager. Efter ca 40 års mellanlagring ska bränslet kapslas in och transporteras till den slutliga djupförvaringen. I samtliga dessa hanteringsled begränsas tillgängligheten med särskilda behållare under transporter och genom att man förvarar bränslet i vattenbassänger under lagringsperioderna. Både transportbehållarna och vattnet i lagringsbassängerna skärmar effektivt av den strålning som bränslet avger.

Tillgänglighet vid djupförvaring

Djupförvaret ska under lång tid göra avfallet otillgängligt för människa och miljö. Detta åstadkoms med ett system av barriärer och andra faktorer:

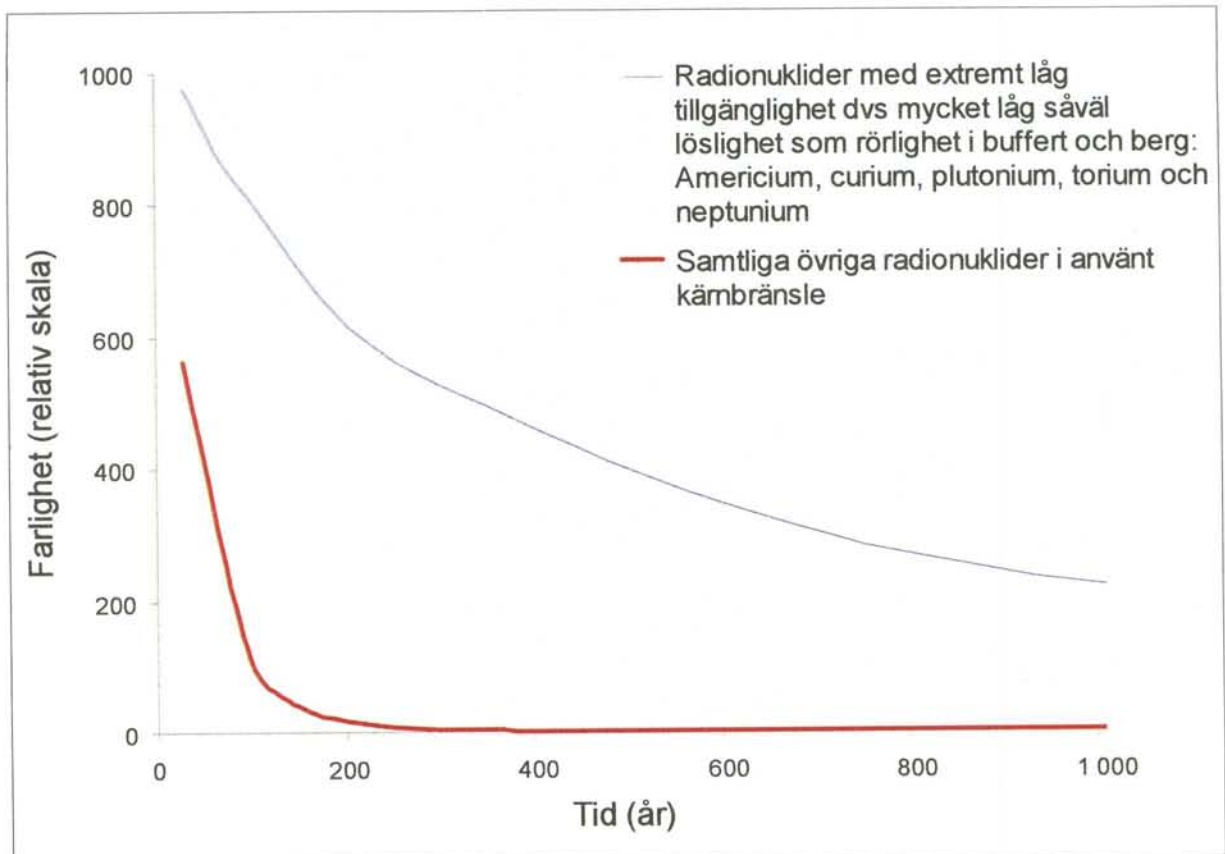
- Bränslet placeras i korrosionsbeständiga kopparkapslar. Kapslarna är försedda med en stålinsats som ger mekanisk hållfasthet.
- Kapslarna omges av ett lager av bentonitlera som skyddar kapseln mekaniskt vid mindre berg rörelser och hindrar korroderande ämnen att komma in till kapseln. Leran absorberar även effektivt radioaktiva ämnen som eventuellt frigörs om kapslarna skulle skadas.
- Kapslarna med omgivande bentonitlera placeras på cirka 500 m djup i urberget. Här råder långsiktigt stabila mekaniska och kemiska förhållanden.
- Bränslets och de radioaktiva ämnens kemiska egenskaper, t ex deras svårslöslighet i vatten, utgör dessutom kraftiga begränsningar för transport av radioaktiva ämnen från förvaret till ytan. Detta gäller speciellt de långsiktigt farligaste ämnena som americium och plutonium.

Tillsammans utgör bränslets egenskaper och barriärerna ett system som begränsar tillgängligheten för det använda bränslet. Systemet är konstruerat så att tillgängligheten begränsas i tillräcklig grad även om någon barriär skulle vara defekt. Detta är innebörden i *flerbarriärprincipen*.

I normalfallet förväntas kopparkapseln ensam isolera bränslet under så lång tid att dess farlighet hinner avta till nivåer som ligger under farligheten för det radioaktiva mineral som bröts för att framställa bränslet.

Om kapseln skulle skadas utgör bränslets kemiska egenskaper (t ex vattenlöslighet) samt lerbufferten och berget mycket effektiva barriärer, speciellt för många av de långsiktigt farligaste ämnena. I figur 1 har de radioaktiva ämnena delats in i två kategorier: I kategori 1 finns ämnen med mycket låg såväl vattenlöslighet som rörlighet i bufferten och bergets grundvatten. I kategori 2 finns samtliga övriga radioaktiva ämnen i använt kärnbränsle. Figur 1 visar hur den radiologiska farligheten avtar med tiden för de två kategorierna. Farligheten på lång sikt domineras helt av ämnena med allra lägst tillgänglighet.

Noggranna och omfattande utvärderingar av förvarets säkerhet görs i *säkerhetsanalyser*. De säkerhetsanalyser som genomförts för det tänkta svenska systemet för djupförvaring av använt kärnbränsle har visat att förvaret med goda marginaler ger de begränsningar i tillgängligheten som krävs med hänsyn till avfallets farlighet.



Figur 1. *Radioaktiva ämnen med extremt låg tillgänglighet vid djupförvaring dominerar farligheten redan då avfallet deponeras. Den blå linjen domineras helt av plutonium och americium. Kurvorna börjar vid tiden 30 år eftersom avsikten är att det använda bränslet ska mellanlagras i 30-40 år innan det placeras i ett djupförvar. Med "farlighet" avses skadeverkan i en tänkt situation där en person får i sig de radioaktiva ämnena via födan. Farlighetsskalan är densamma som används i kapitel 3, se t ex figur 12.*

INNEHÅLL

| | |
|---|-----------|
| 1 INLEDNING | 1 |
| 2 RISKBEGREPPET | 3 |
| 2.1 INLEDNING | 3 |
| 2.2 RISK - EXPONERING OCH FARA | 3 |
| 2.3 RADIOAKTIVT AVFALL | 6 |
| 3 FARLIGHET | 7 |
| 3.1 INLEDNING | 7 |
| 3.1.1 Basfakta om radionuklider | 7 |
| 3.2 FRAMSTÄLLNING AV KÄRNBRÄNSLE | 9 |
| 3.3 RADIOAKTIVITET HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE | 13 |
| 3.3.1 Fissions- och aktiveringsprodukter samt aktinider | 13 |
| 3.3.2 Jämförelse mellan mineral och bränslecykelns fraktioner | 16 |
| 3.4 RESTEFFEKT HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE | 17 |
| 3.5 RADIOLOGISK FARLIGHET HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE | 19 |
| 3.5.1 Allmänt om farlighet hos radioaktiv strålning | 19 |
| 3.5.2 Externbestrålning | 21 |
| 3.5.3 Internbestrålning | 23 |
| 3.5.4 Jämförelse mellan mineral och bränslecykelns fraktioner | 27 |
| 3.6 JÄMFÖRELSE AV FÖRHÅLLANDEN KRING REAKTORDRIFT OCH VID SENARE HANTERING | 28 |
| 3.6.1 Resteffekt | 28 |
| 3.6.2 Kriticitet | 29 |
| 3.6.3 Farlighet | 30 |
| 3.7 DISKUSSION | 32 |
| 4 TILLGÄNGLIGHET | 33 |
| 4.1 INLEDNING | 33 |
| 4.2 TILLGÄNGLIGHET VID HANTERING AV ANVÄNT BRÄNSLE | 35 |
| 4.2.1 Externbestrålning | 35 |
| 4.2.2 Internbestrålning | 37 |
| 4.3 TILLGÄNGLIGHET VID DJUPFÖRVARING | 38 |
| 4.3.1 Externbestrålning | 39 |
| 4.3.2 Internbestrålning | 39 |
| 4.3.3 Sammanfattning | 44 |
| 5 RISKBEGREPPET TILLÄMPAT PÅ DJUPFÖRVARET | 47 |
| 5.1 SAMMANVÄGNING AV FARLIGHET OCH TILLGÄNGLIGHET | 47 |
| 5.2 SÄKERHETSANALYS AV ETT DJUPFÖRVAR | 50 |
| 6 REFERENSER | 51 |
| APPENDIX 1: Redovisning av beräkningar | |

1 INLEDNING

Frågor kring radioaktivt avfall och i synnerhet använt kärnbränsle väcker ofta ett starkt engagemang hos människor. Anledningarna till detta är flera. Radioaktiv strålning kan inte direkt uppfattas av våra sinnen. Därför kan det också vara svårt att bilda sig en balanserad uppfattning om riskerna – det okända kan lätt te sig oproportionerligt skrämmande och hotfullt. Även det långa tidsperspektivet som är förknippat med diskussionen kring använt kärnbränsle är ovant och svårhanterligt. Utan faktakunskaper kan det också vara svårt att inse varför riskerna med använt kärnbränsle från svenska reaktorer inte kan associeras med katastrofala händelser och förlopp som kärnkraftshaveriet i Tjernobyl eller t o m kärnvapen.

Förutom att frågorna kring radioaktivt avfall i sig engagerar, svarar kärnkraften idag för ca 50 procent av Sveriges elförsörjning. Hanteringen av kärnkraftens avfall är därmed en samhällsfråga som alla intresserade bör ges möjlighet att bilda sig en välgrundad uppfattning om.

Experten har tillgång till ett batteri av tekniska begrepp, mätinstrument, matematiska modeller och annat för att beskriva och mäta radioaktiv strålning och dess farlighet. Mycket av detta är svårt eller omöjligt att direkt förstå av den som inte besitter specialkunskaper.

Avsikten med denna skrift är att överbrygga gapet mellan experten och den populärvetenskapligt intresserade lekmannen då det gäller förståelsen av risker med använt kärnbränsle. Rapporten försöker besvara frågor som: Vad är egentligen radioaktiv strålning? På vilket sätt kan strålningen vara skadlig? Hur utvecklas farligheten på lång sikt? Hur skyddar man människa och miljö från strålningen i hanteringen av använt kärnbränsle nu och i framtiden? Det inledande kapitlet behandlar en grundläggande fråga för hela tänkesättet i rapporten liksom i hanteringen av använt kärnbränsle: Vad är egentligen en risk?

2 RISKBEGREPPET

2.1 INLEDNING

Risker av olika slag är en del av vår vardag. Vissa risker bedömer och hanterar vi nästan omedvetet, t ex då vi korsar en trafikerad väg. Andra kräver mer noggrann analys och eftertanke, kanske då man överväger att skaffa sig ett visst försäkringsskydd. Åter andra är inte direkt synliga och kan bara identifieras och bedömas av experter efter avancerade tekniska och vetenskapliga analyser. Till den senare kategorin hör risker förknippade med uttunnningen av ozonskiktet och spridningen av miljögifter.

Denna rapport handlar om risker med radioaktivt avfall. I detta kapitel diskuteras först kort vad en risk egentligen är. Några exempel på risker och riskbedömningar inom olika områden ges och kapitlet avslutas med en kort allmän diskussion om risker med radioaktivt avfall.

2.2 RISK - EXPONERING OCH FARA

Vad är då i mer strikt mening en risk? Oavsett vilken typ av risk det gäller kan man urskilja några egenskaper som alltid utmärker risker. En risk är alltid relaterad till en hotande, en potentiell, *fara*. En risk kan vidare sägas bestå av två komponenter:

- en komponent som beskriver hur ofta eller i vilken utsträckning den potentiella faran inträffar
- en komponent som beskriver farans storlek.

Följande exempel illustrerar vad som avses: En person står inför frestelsen att parkera sin bil på en otillåten plats under en timmes tid. Han eller hon funderar över två saker:

- Hur troligt är det att en parkeringsvakt kommer förbi under den närmaste timmen?
- Vilka blir i så fall konsekvenserna?

Den första frågan har att göra med *exponeringen* för ”faran”, som i detta fall utgörs av exempelvis en P-bot. Den andra är relaterad till *farans storlek*. Bedömningen av *riskan* är en sammanvägning av exponering och fara. Om parkeringsvakter är ett vanligt inslag i stadsbilden (om exponeringen är hög) och om samtidigt den befärade P-boten (farans storlek) är relativt låg, kan risken kanske anses acceptabel. Om å andra sidan merparten av ortens parkeringsvakter vid det aktuella tillfället befinner sig i strejk (låg exponering) kan risken möjligen bedömas som acceptabel även om boten vore mycket hög (stor fara).

Ovanstående något lättsamma exempel illustrerar att en risk består av två komponenter, en som beskriver exponeringen och en som beskriver farans storlek. Exponeringen uttrycker hur troligt det är att, eller i vilken omfattning som en potentiell fara inträffar. Komponenten som beskriver farans storlek är relaterad till följderna om den potentiella faran skulle bli verklighet. Risken är en sammanvägning av de två. Exemplet visar också att vi i vardagen ständigt gör riskbedömningar och låter resultaten styra vårt handlande.

Terminologin kan variera mellan olika typer av risker men i grunden består en riskvärdering nästan alltid av dessa två komponenter i en eller annan form. Ytterligare några exempel följer nedan.

Exempel 1 – PCB i fisk

Hälsorisker förknippade med föroreningar i miljön brukar uttryckas i termer av *exponering och farlighet*. Exponeringen talar t ex om i vilken utsträckning en normalkonsument av fisk i Sverige utsätts för PCB genom sin fiskkonsumtion. Farligheten beskriver konsekvenserna av en given exponering, t ex genom ett mått på förmågan hos PCB-föreningar att framkalla cancer.

Risken är en sammanvägning av exponering och farlighet. En hög exponering kan vara acceptabel om farligheten är låg och vice versa. Risken kan i detta exempel minskas genom att minska exponeringen; på kort sikt genom att minska konsumtionen, på längre sikt även genom att minska utsläppen av PCB i miljön. Farligheten låter sig inte på samma sätt påverkas. Den är ju beroende av de kemiska egenskaperna hos PCB-föreningar.

Exempel 2 – Vägtrafik

Även risker i vägtrafiken kan beskrivas på liknande sätt. Exponeringen kan här t ex uttryckas som olycksfrekvens. På olycksdrabbade vägsträckor, sådana med hög olycksfrekvens, är exponeringen högre. Farans storlek har att göra med konsekvenserna av en olycka.

Risker i vägtrafiken kan nedbringas genom att åtgärda såväl exponering som olyckskonsekvenser. Olycksfrekvensen (exponeringen) kan nedbringas genom att bygga säkrare vägar eller planskilda korsningar eller genom att

sanda eller salta vid halt väglag. Lagstiftning om användning av halvljus är ett annat exempel på en åtgärd som syftar till att nedbringa olycksfrekvensen.

Konsekvenserna av bilolyckor (farans storlek) kan minskas genom att förbättra fordonens konstruktion, t ex genom att bygga mer krocksäkra bilar. Lagstiftning om användning av bilbälte är ett annat sätt att nedbringa "farligheten" vid bilolyckor. Vissa åtgärder, som t ex en sänkning av hastigheten, kan reducera riskerna genom att påverka såväl exponering som farlighet.

Exempel 3 – Barn och hushållskemikalier

I många sammanhang talar man om risk i termer av *tillgänglighet och farlighet*. För att undvika att barn skadas av hushållskemikalier förvarar man kemikalierna oåtkomligt för barn, t ex på platser barn inte har tillgång till eller i barnsäkra förpackningar. Man begränsar exponeringen genom att minska *tillgängligheten*. Kemikaliens *farlighet*, om människor exponeras för den, kan exempelvis för en syra uttryckas som ett mått på dess frätande egenskaper.

Risken blir i detta fall en produkt av tillgänglighet och farlighet. Risken nedbringas genom att minska exponeringen, genom att göra kemikalierna mindre tillgängliga. Farligheten förblir dock oförändrad, den är ju endast beroende av kemikaliens egenskaper.

Ju farligare en kemikalie är desto större blir kraven på att begränsa tillgängligheten – mediciner förvaras ju ofta i hemmet i låsta medicinskåp.

Samtliga exempel ovan illustrerar att en risk har två komponenter; en som rör exponering och en som rör farlighet. Risken ifråga kan nedbringas genom att åtgärda någondera eller ibland båda komponenterna. I nästa avsnitt visas hur detta tillämpas för risker kring radioaktivt avfall.

Olika språkbruk

Det är värt att notera att ordet "risk" i allmänt språkbruk ofta används annorlunda än den tekniska termen som diskuterats ovan. I frasen "Det är stor risk att det blir regn i morgon" används ordet "risk" som synonym för "sannolikhet" att något negativt ska inträffa och har alltså att göra med exponeringen. Inget sägs ju om konsekvenserna av det eventuella regnet.

2.3 RADIOAKTIVT AVFALL

Risker förknippade med radioaktivitet passar väl in i detta sätt att beskriva risker. Man använder här ofta termerna *tillgänglighet* och *farlighet*.

Tillgänglighet

Exponeringen begränsas genom att hålla radioaktiva ämnen isolerade från människa och miljö, dvs genom att hålla tillgängligheten låg. Detta görs på olika sätt beroende på vad för slags radioaktivt material det gäller. Använt kärnbränsle, som denna rapport handlar om, hanteras i en rad led efter att det tagits ur drift i ett kärnkraftverk. Tillgängligheten begränsas med särskilda behållare under transporter och genom att förvara bränslet nedsänkt i vatten under en mellanlagringsperiod. Vid en tänkt slutlig djupförvaring i berggrunden reduceras tillgängligheten kraftigt av ett antal konstruerade och naturliga barriärer. Bränslets egenskaper i sig, det är t ex mycket svårslösligt, begränsar dessutom tillgängligheten kraftigt.

Farlighet

Farligheten hos ett radioaktivt ämne beror dels av aktiviteten, dels av vilken typ av strålning det radioaktiva sönderfallet ger upphov till. Man skiljer huvudsakligen på två typer av farlighet; extern- och internstrålning. Externstrålning avges av en extern strålkälla och tränger in i kroppen. Internstrålning innebär att radioaktiva ämnen kommer in i kroppen t ex via födan eller genom inandning och där avger sin strålning.

För farligheten hos radioaktiva ämnen finns tämligen exakta och allmänt accepterade mått. Beskrivningen av farligheten kan därför bli tydligare än vad som är fallet för många andra risker, t ex sådana orsakade av många kemiska miljöföroreningar. En annan utmärkande egenskap hos radioaktiva ämnen är ju att farligheten avtar med tiden i takt med att ämnet sönderfaller.

Risk

Risken är återigen en produkt av farlighet och exponering, här uttryckt som tillgänglighet. Eftersom farligheten varierar med tiden ställs varierande krav på begränsningar av tillgängligheten i olika led av hanteringen.

Denna rapport behandlar mer detaljerat farlighet och tillgänglighet för använt kärnbränsle. I kapitel 3 beskrivs hur farligheten kan mätas och hur den utvecklas i tiden. I kapitel 4 diskuteras hur tillgängligheten reduceras i olika skeden av hantering och förvaring. Det femte och avslutande kapitlet visar översiktligt hur riskbegreppet kan tillämpas på den långsiktiga säkerheten hos ett djupförvar för använt kärnbränsle.

3 FARLIGHET

3.1 INLEDNING

I detta kapitel redogörs för hur farligheten för ett typiskt använt bränsle från ett svenskt kärnkraftverk utvecklas sedan bränslet tagits ur drift.

Först görs en kort genomgång av de olika stegen i framställningen av kärnbränsle, från brytning av uranmalm till färdigt bränsle. Syftet är främst att visa vilken mängd uran i form av malm som går åt för att framställa en viss mängd bränsle. Radioaktiviteten och farligheten hos det använda bränslet kan sedan jämföras med värden för motsvarande mängd naturligt uran.

Farligheten hos bränslet kommer att avta med tiden och så småningom bli jämförbar med det naturliga uranets farlighet. Eftersom avsikten är att bränslet ska djupförvaras i urberget kommer man med tiden att nå en situation som påminner om den ursprungliga: ett radioaktivt material i urberget med en radioaktivitet och en farlighet jämförbara med det naturliga uranmaterial som ursprungligen bröts för att framställa bränslet.

Efter genomgången av kärnbränsleframställningen visas hur *radioaktiviteten* hos det använda bränslet utvecklas över tiden. Aktiviteten jämförs med den brutna malmens aktivitet. Även utvecklingen av resteffekten, dvs värmeutvecklingen till följd av det radioaktiva sönderfallet efter drift, diskuteras. För att beskriva *farligheten* hos bränslet måste radioaktiviteten kombineras med ett mått som beskriver strålningens skadeverkan. Detta görs i avsnitt 3.5. Även farligheten jämförs med det naturliga materialets farlighet.

Det kan vidare vara intressant att kort belysa hur det använda kärnbränslets egenskaper jämför sig med motsvarande egenskaper då bränslet är i drift. Detta görs i avsnitt 3.6 och kapitlet avslutas sedan med en kort diskussion.

3.1.1 Basfakta om radionuklider

För den som inte är bekant med grundläggande fakta om radioaktivitet följer här några basfakta för den fortsatta diskussionen.

All materia består av atomer. Atomer har en kärna och ett omgivande ”skal” av elektroner. Kärnan består i huvudsak av protoner och neutroner. I naturen finns ett hundratal olika *grundämnen* eller *element*. Ett grundämne utmärks av att dess atomer har ett bestämt antal protoner i sina kärnor. Alla atomer av grundämnet syre har t ex 8 protoner medan blyatomer har 82. Antalet neutroner hos kärnorna i ett och samma grundämne kan däremot variera. En blyatom kan t ex ha 124, 125 eller 126 neutroner i kärnan. Man säger att bly har flera olika *isotoper*. De tre isotoperna benämns bly-206, bly-207 respektive bly-208. Siffrorna i namnen anger summan av antalet protoner och

neutroner i respektive isotops kärnor. Ordet *nuklid* används ofta som synonym för isotop.

De flesta isotoper eller nuklider som förekommer i naturen är stabila. Ett litet antal har dock ett överskott av energi och strävar efter att göra sig av med överskottet genom radioaktivt sönderfall. Dessa isotoper benämns *radionuklider*. Hastigheten med vilken en radionuklid sönderfaller anges av dess *halveringstid*. Halveringstiden är den tid det tar innan hälften av en ursprunglig mängd av radionukliden har sönderfallit. Efter en halveringstid återstår alltså hälften av den ursprungliga mängden, efter två halveringstider återstår en fjärdedel etc. Halveringstider kan variera från bråkdelar av sekunder till miljarder år. Två exempel på radionuklider som finns i naturen är uran-238 och uran-235 med halveringstiderna 4,5 respektive 0,7 miljarder år.

Vid nästan alla sönderfall utsänds antingen *alfa- eller betapartiklar*. Alfapartiklar består av två protoner och två neutroner från den sönderfallande kärnan. Betapartiklar är energirika elektroner som den sönderfallande kärnan sänder ut samtidigt som en neutron i kärnan omvandlas till en proton. Vid både alfa- och betasönderfall utsänds dessutom *gammastrålning* som till sin karaktär liknar röntgenstrålning.

Uran och vissa andra tunga radionuklider sönderfaller i flera steg i s k *sönderfallskedjor*. Sönderfallskedjan som börjar med uran-238 visas i figur 3-1. För de tunga nukliderna finns fyra olika sådana kedjor. Tre slutar med att stabilt bly bildas, den fjärde med bildning av stabil vismut.

Radioaktivitet mäts i enheten *Becquerel* (Bq). En Becquerel är lika med ett sönderfall per sekund.

En människa som träffas av radioaktiv strålning utsätts för en *stråldos*. Stråldoser mäts i enheten *Sievert* (Sv). Begreppet stråldos förklaras närmare i avsnitt 3.5.

| | |
|------------------|-------------------|
| Uran-238 | 4,5 miljarder år |
| ↓ α | |
| Torium-234 | 24 dagar |
| ↓ β | |
| Protaktinium-234 | 1,2 minuter |
| ↓ β | |
| Uran-234 | 246 000 år |
| ↓ α | |
| Torium-230 | 75 400 år |
| ↓ α | |
| Radium-226 | 1 600 år |
| ↓ α | |
| Radon-222 | 3,8 dagar |
| ↓ α | |
| Polonium-218 | 3,1 minuter |
| ↓ α | |
| Bly-214 | 27 minuter |
| ↓ β | |
| Vismut-214 | 20 minuter |
| ↓ β | |
| Polonium-214 | 163 mikrosekunder |
| ↓ α | |
| Bly-210 | 22 år |
| ↓ β | |
| Vismut-210 | 5 dagar |
| ↓ β | |
| Polonium-210 | 138 dagar |
| ↓ α | |
| Bly-206 | Stabil |

Figur 3-1. Uran-238 omvandlas genom naturligt sönderfall i en rad steg till bly. Halveringstiderna för ingående nuklider finns angivna liksom typen av sönderfall, α eller β .

3.2 FRAMSTÄLLNING AV KÄRNBRÄNSLE

Kärnbränsle framställs ur uranmalm i en rad steg från brytning av uranmalm till tillverkning av bränsleelement i en bränslefabrik. De radioaktiva ämnena i uranmineral utgörs av uranisotoperna uran-235 och uran-238 samt av urandöttrar, dvs de radioaktiva ämnen som bildas vid uranets sönderfall. Samtliga döttrar sönderfaller betydligt snabbare än uran och skulle inte finnas kvar i naturen om de inte ständigt bildades genom uranets sönderfall.

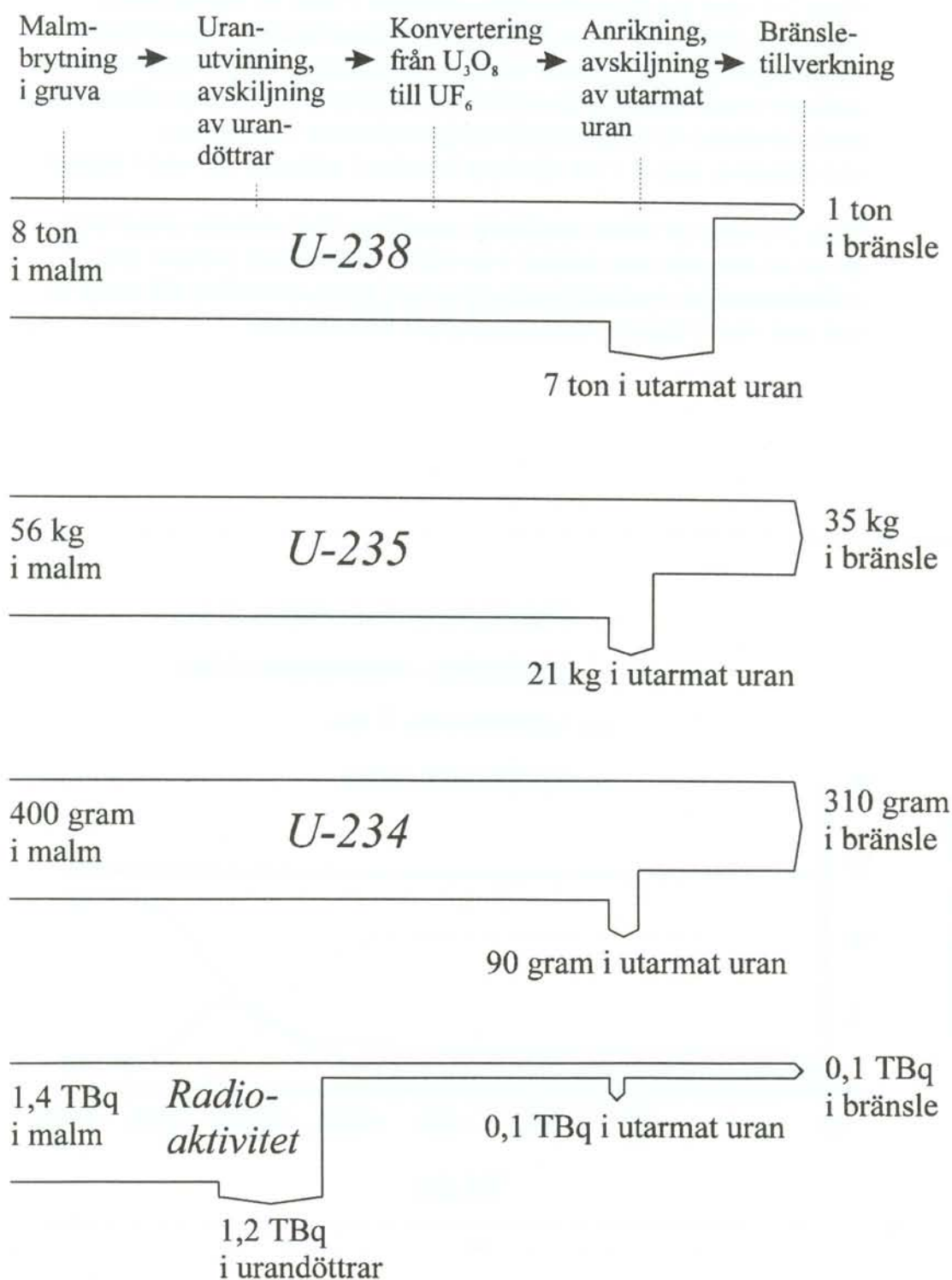
De olika stegen i framställningen av kärnbränsle beskrivs i figur 3-2 och är i korthet följande:

1. Brytning av uranmalm under jord eller i dagbrott. De radioaktiva komponenterna i malmen är uran-238, uran-235 samt urandöttrar. Uraninnehållet utgörs typiskt till 99,3 % av U-238 och till 0,7 % av U-235. Dessutom finns cirka 0,005 % U-234 som är en sönderfallsprodukt av U-238. Urandöttrarna är totalt sett mer radioaktiva än uranet.
2. Utvinning av uran i form av en uranoxid, U_3O_8 , ur malmen. Detta sker i ett uranverk, ofta i anslutning till gruvan. I detta steg avskiljs urandöttrarna som avfall. Avfallet återförs till gruvan eller deponeras på marknivå.
3. Konvertering av U_3O_8 till uranhexafluorid, UF_6 . Detta görs för att UF_6 är en kemisk form av uran som lämpar sig för anrikning, nästa steg i processen.
4. Anrikning av isotopen U-235. Det är U-235 som används som bränsle i en kärnkraftreaktor och man vill därför höja halten av U-235 genom anrikning. Halten U-235 höjs typiskt från 0,7 % till 3,5 % vid anrikningen. Anrikningsprocessens natur gör att även halten av U-234 höjs till ca 0,031 %. Resterna, det s k utarmade uranet, kan i framtiden antingen utnyttjas för ytterligare energiproduktion eller betraktas som avfall. Det utarmade uranet består typiskt av 0,0013 % U-234, 0,3 % U-235 och 99,7 % U-238. Med dessa halter ger 8 ton naturligt uran upphov till 1 ton anrikat och 7 ton utarmat uran, allt i form av uranhexafluorid [3-1].
5. Tillverkning av bränsleelement. I en bränslefabrik omvandlas den anrikade uranhexafluoriden till pulverformig urandioxid, UO_2 . Pulvret pressas till cylinderformade kutsar som sätts samman till bränslestavar. Kutsarna har en keramisk, porslinsliknande, struktur.

Syftet med beskrivningen ovan, och i figur 3-2, är att ge en grov överblick av de större mass- och aktivitetsflödena för radioaktiva element i de olika leden. Beskrivningen ger inte någon detaljerad bild av exempelvis de mindre utsläpp av radioaktivitet till vatten och luft som förekommer i olika processer.

Vad gäller radioaktiva ämnen kan man något förenklat beskriva situationen så att det radioaktiva innehållet i uranmineralet genom de olika processerna kommit att delas upp i de tre fraktionerna urandöttrar samt utarmat och anrikat uran.

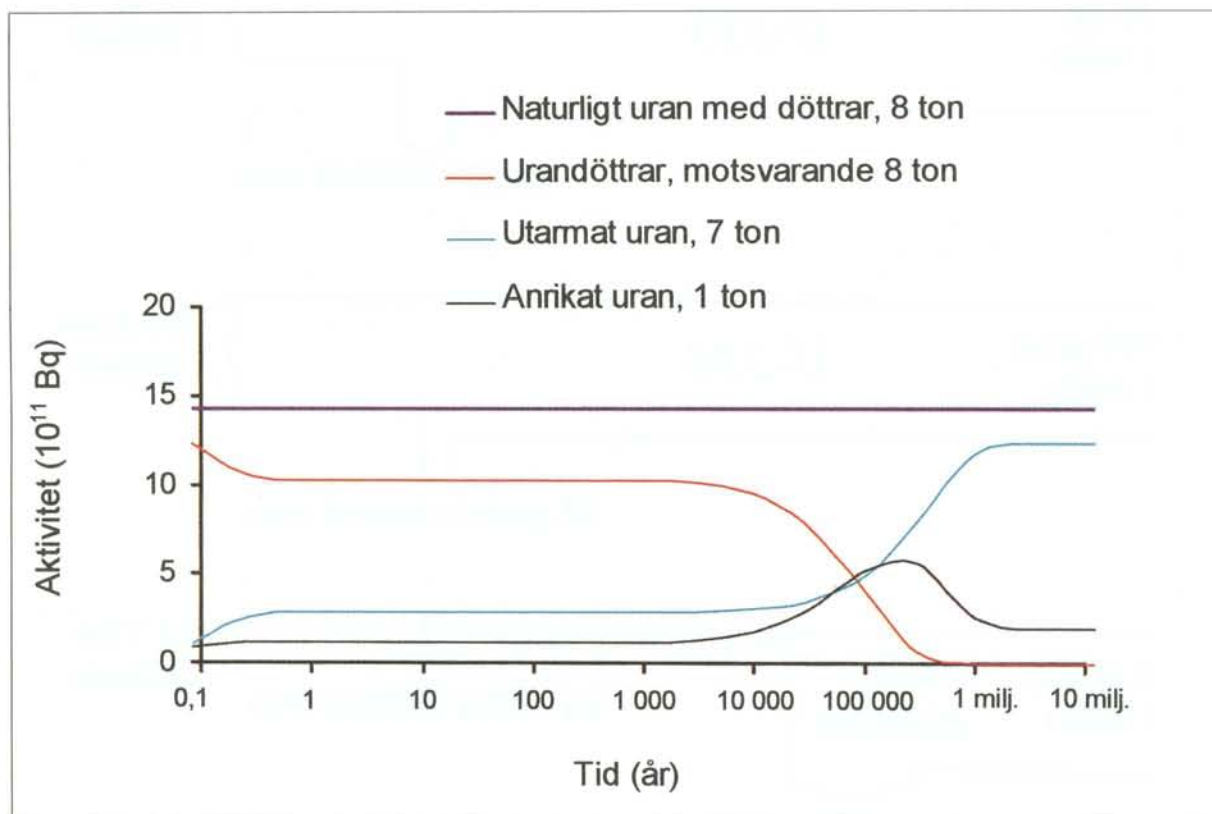
Av 8 ton bruten uran i uranmalm blir alltså 1 ton bränsle, återstående 7 ton avskiljs vid anrikningen som utarmat uran. Av den radioaktivitet som ursprungligen fanns i malmen återfinns det mesta hos de urandöttrar som avskiljs i uranverket. Övrig aktivitet finns i det utarmade och det anrikade uranet.



Figur 3-2. Framställning av kärnbränsle. En viss mängd malm innehåller 8 ton uran-238. Uranet delas i de olika stegen grovt upp i 1 ton anrikat uran (kärnbränsle), och 7 ton utarmat uran. Isotoperna U-235 och U-234 svarar för små delar av massorna i de olika fraktionerna. Urandöttrarna som avskiljs i uranverket innehåller det mesta av den radioaktivitet som ursprungligen fanns i malmen.

Figur 3-3 visar hur radioaktiviteten utvecklas i tiden för urandöttrarna respektive för utarmat uran. För fullständigheten har även det anrikade uranet tagits med. Summan av radioaktiviteterna hos det utarmade och det anrikade uranet samt hos de avskilda urandöttrarna är vid varje tidpunkt lika med aktiviteten för motsvarande mängd uranmalm. Även denna aktivitetsnivå, som är i det närmaste konstant i miljarder år, visas i figuren.

Figur 3-3 visar en delvis orealistisk utveckling. Det anrikade uranet är ju avsett att användas som bränsle i en reaktor. Därigenom kommer dess radioaktivitet att öka kraftigt och gå en helt annan utveckling till mötes än vad som visas i figuren. Detta behandlas i nästa avsnitt.



Figur 3-3. *Aktivitetens utveckling hos de olika fraktionerna i figur 3-2. Under nästan 100 000 år svarar urandöttrarna för den huvudsakliga aktiviteten. Det utarmade uranets aktivitet ökar med tiden i takt med att uranet sönderfaller och nya radioaktiva dotterprodukter bildas. Aktiviteten för anrikat uran uppvisar ett maximum kring 100 000 år. Uppgången beror på bildning av dotterprodukter i första hand vid sönderfall av uran-234 som anrikats kraftigt. Uran-234 har en halveringstid på 246 000 år vilket gör att aktiviteten avtar efter denna tid.*

3.3 RADIOAKTIVITET HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

Vid driften i en kärnkraftreaktor klyvs kärnorna av uranisotopen U-235 i en fissionsprocess. Nya radioaktiva ämnen bildas under driften, och radioaktiviteten har efter drift ökat kraftigt, se avsnitt 3.3.1 nedan. De flesta radioaktiva ämnen har mycket kort halveringstid men även betydande mängder långlivade ämnen bildas. Detta gör att det använda bränslet måste hanteras på ett säkert sätt under avsevärda tider.

Det detaljerade innehållet av radionuklider hos använt kärnbränsle beror av bränsletyp och de förhållanden som rått under driften. För mängderna av långlivade ämnen är *utbränningsgraden*, dvs den totala energi som utvunnits ur varje bränsleenhet, speciellt betydelsefull. För ämnen som är kortlivade i jämförelse med bränslets drifttid har den *specifika effekten*, dvs den energi som varje sekund utvinns ur varje bränsleelement under drift, större betydelse. För diskussionen i denna rapport har bränsletyp och driftförhållanden valts för att illustrera typiska förhållanden för det svenska kärnkraftprogrammet.

Den bränsletyp som valts för presentationen är av typ SVEA 64 avsett för kokarvattenreaktorer. Bildandet av radionuklider under drift har datorsimulerats [3-2] med utbränningsgraden 38 MWdygn/kg uran och en specifik effekt av 23,8 kW/kg uran. Simuleringen har resulterat i ett beräknat innehåll av radionuklider omedelbart efter drift [3-3]. Detta innehåll av radionuklidinventarium har använts som utgångspunkt för beräkningar av inventariets senare utveckling, se appendix 1.

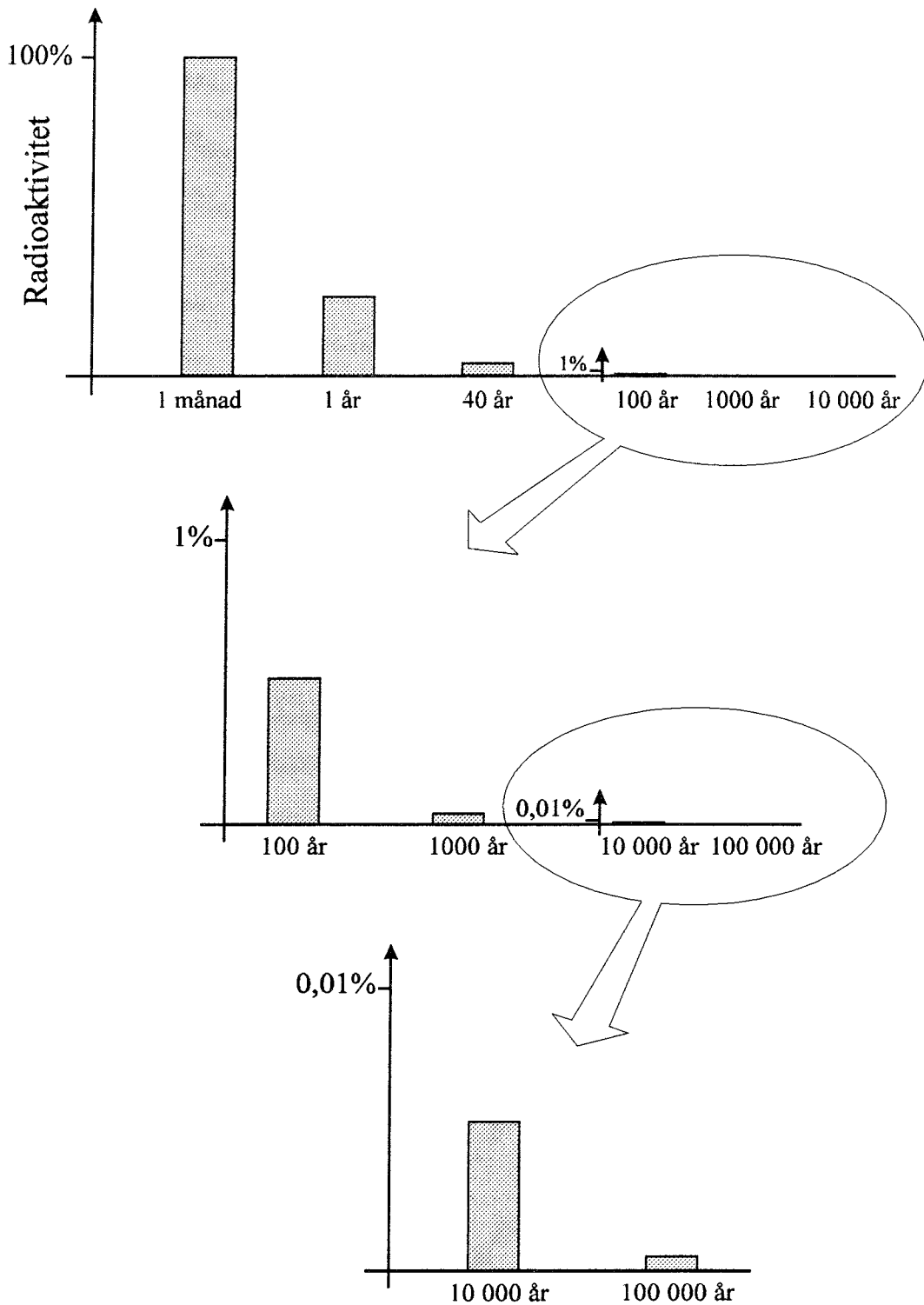
Ett innehåll av radionuklider redovisas vanligen i form av radioaktivitet. Man anger alltså inte direkt mängden radionuklider (i kg eller m³) utan den radioaktivitet som dessa ger upphov till i enheten Becquerel (sönderfall per sekund).

I figur 3-4 visas radioaktivitetens utveckling i tiden från ca en månad efter att det tagits ur drift. För att illustrera hur aktivitet avtar på lång sikt har figuren delats upp i tre delar med olika aktivitetsskalor.

3.3.1 Fissions- och aktiveringsprodukter samt aktinider

Man kan grovt skilja mellan två typer av radionuklider i det använda bränslet; fissions- och aktiveringsprodukter samt aktinider.

Fissionsprodukter är de nya ämnen som bildas då tunga atomkärnor, t ex uran eller plutonium, klyvs i fissionsprocessen i kärnreaktorn. Exempel på fissionsprodukter är jod (I-129, I-131), cesium (Cs-134, Cs-135, Cs-137) och strontium (Sr-90). *Aktiveringsprodukter* uppkommer genom att elektriskt neutrala partiklar, neutroner, som bildas i fissionsprocessen tas upp av olika material, främst metaller, i bränsleelementet. Dessa ämnen kan därigenom bli radioaktiva. Kobolt, nickel och niob är exempel på ämnen som aktiveras på detta sätt.

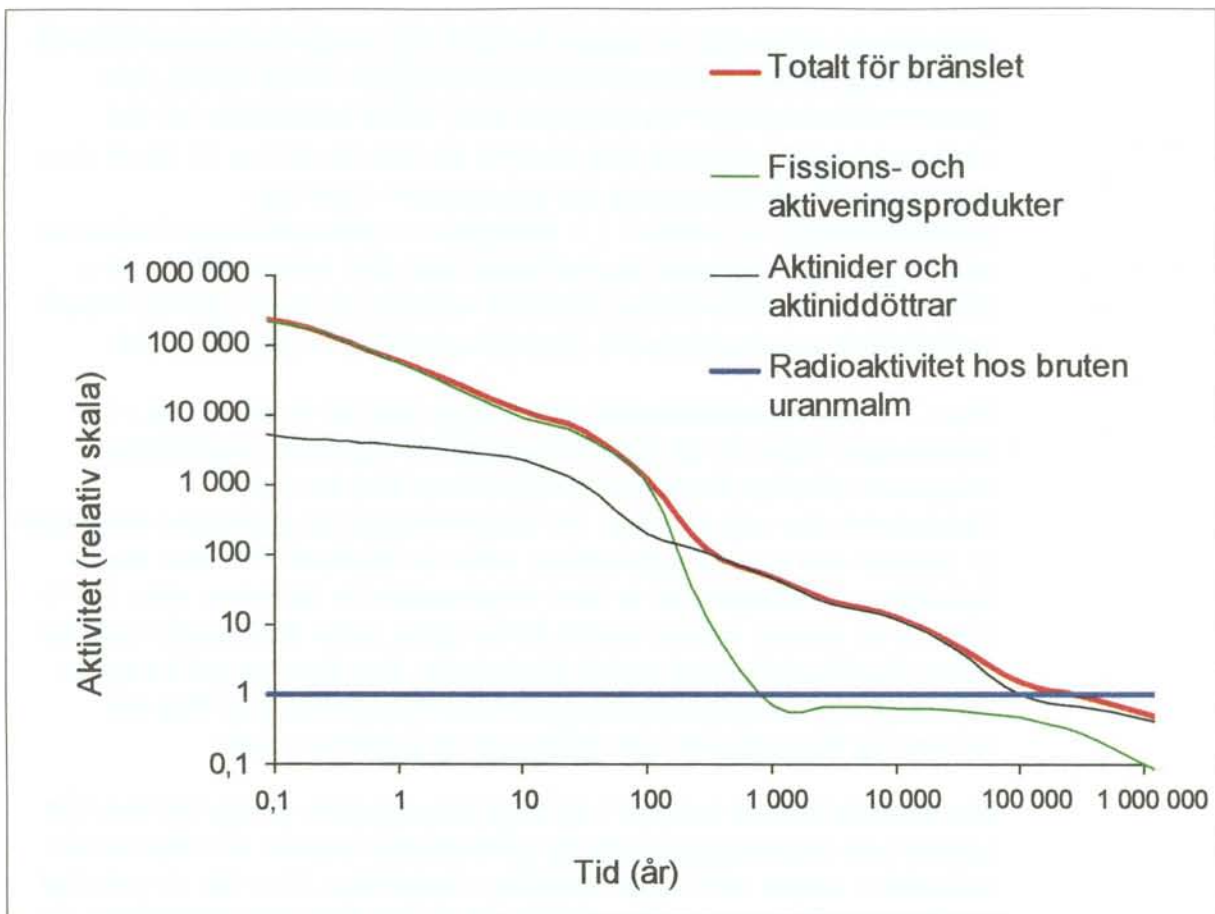


Figur 3-4. Radioaktiviteten hos ett ton använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWdygn/kg U. För att illustrera hur radioaktiviteten avtar i längre tidsperspektiv har figuren delats i tre delar med olika aktivitetsskalor. (Nivån 100 % på den översta delen svarar mot en aktivitet av $3,35 \cdot 10^{17}$ Becquerel.)

Aktiniderna utgörs dels av uranet i bränslet, dels av de ämnen som bildas då uran tar upp en eller flera neutroner utan att klyvas. Dessa ämnen, som genom neutronupptaget blir tyngre än uran, kallas transuraner och det viktigaste är plutonium (Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241 m fl). Såväl uran som transuraner är radioaktiva och sönderfaller i flera steg i sönderfallskedjor, se avsnitt 3.1.1. Mängden av radionukliderna i kedjornas senare steg kan härigenom öka med tiden även efter att bränslet tagits ur drift. Fenomenet kallas *inväxt*. Ett viktigt exempel på inväxt i använt bränsle är bildningen av americium-241 genom β -sönderfall av plutonium-241.

Figur 3-5 visar radioaktivitetens utveckling i tiden för bränslet med sk logaritmiska skalor för att längre tidsperspektiv ska kunna överblickas. Dessutom redovisas hur den totala aktiviteten fördelar sig på fissionsprodukter och aktinider. Av figuren framgår att aktiviteten domineras av fissions- och aktiveringsprodukter under de inledande 100 åren medan aktinider och aktiniddöttrar är klart dominerande för tider över cirka 500 år. Detta är ett mycket viktigt resultat då det gäller risker förknippade med den tänkta djupförvaringen av använt kärnbränsle: Som kommer att framgå av kapitlen 4 och 5 har de aktinider som bidrar till aktiviteten på lång sikt extremt låg tillgänglighet i den miljö som ett djupförvar utgör.

Det använda bränslet kommer i ett långt tidsperspektiv alltmer att likna det mineral som ursprungligen bröts för att framställa bränslet allt eftersom de radioaktiva ämnen som bildas vid driften sönderfaller. Kvar blir de naturligt förekommande uranisotoperna U-238 och U-235 med halveringstiderna 4,5 respektive 0,7 miljarder år. Även de naturligt förekommande dotterprodukterna som ständigt bildas genom uranisotopernas kedjesönderfall kommer att finnas kvar i det använda bränslet på mycket lång sikt.



Figur 3-5. Relativ aktivitet för använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWd/kg U. Aktiviteten domineras under de inledande drygt 100 åren av fissionsprodukter, därefter av aktinider.

3.3.2 Jämförelse mellan mineral och bränslecykelns fraktioner

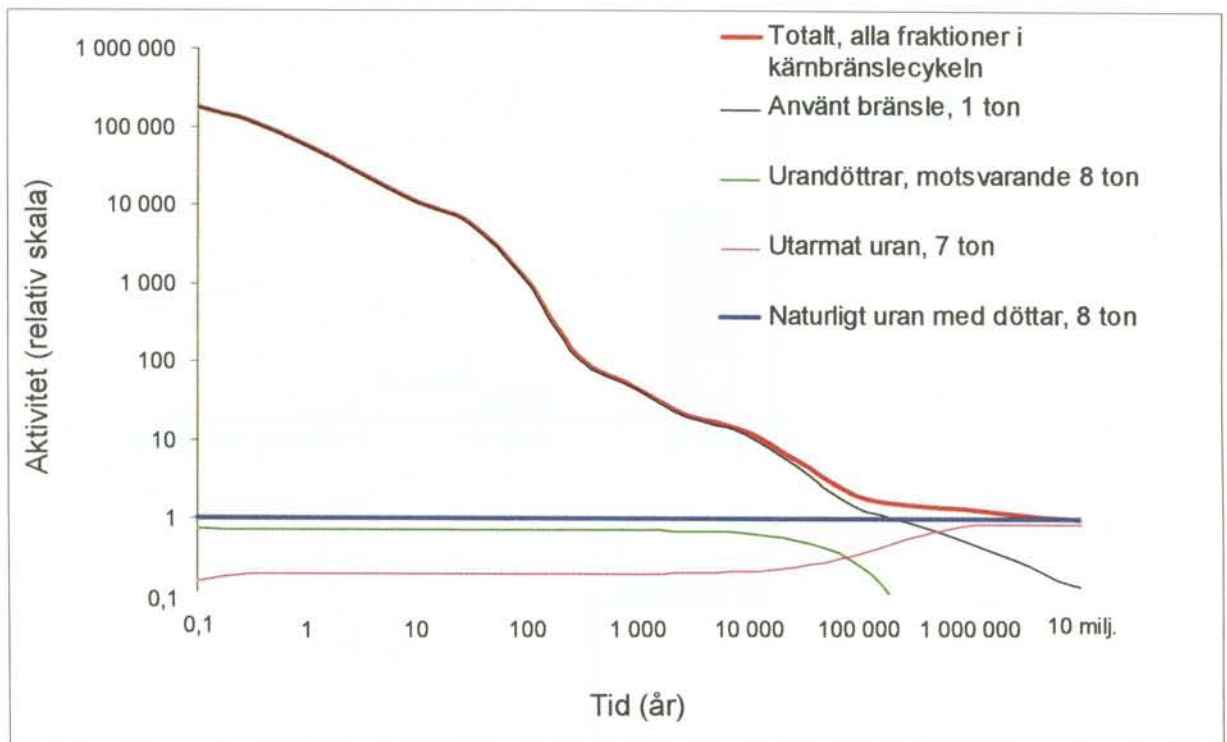
Betrakta för ett ögonblick återigen figur 3-3, som visar aktiviteterna för de olika fraktionerna i bränsleframställningen. Det kan vara intressant att ersätta kurvan för det anrikade uranet med den för det använda bränslet. Detta görs i figur 3-6 där dessutom skalan för aktiviteten gjorts logaritmisk för att täcka in det stora spannet av aktiviteter som presenteras i figuren. Man kan nu jämföra radioaktiviteten för två situationer:

- a Minalet lämnas obrutet i urangruvan.
- b Malmen bryts, uranet avskiljs, anrikas och används som bränsle.

Hur ser de totala aktiviteterna ut i de olika fallen? I fall a (blå linje) är som framgått (figur 3-3) aktiviteten i det närmaste konstant under tider som är jämförbara med halveringstiden hos uran-238 (4,5 miljarder år). I fall b (röd

linje) är aktiviteten från början betydligt högre och avtar stadigt i cirka 100 000 år. Vid den tiden har aktiviteten sjunkit till ett värde nära fall a. Under dessa 100 000 år dominerar aktiviteten i fall b helt av bidraget från använt bränsle. Efter 100 000 år avtar aktiviteten långsammare och ligger hela tiden i närheten av fall a.

Kärnbränslecykeln ger alltså totalt sett upphov till betydligt förhöjd radioaktivitet under cirka 100 000 år. För att diskutera vilka risker detta innebär behöver man dels ha klart för sig hur aktiviteten omsätts i farlighet, dels vilken tillgänglighet de radionuklider har som svarar för aktivitet och farlighet på lång sikt.

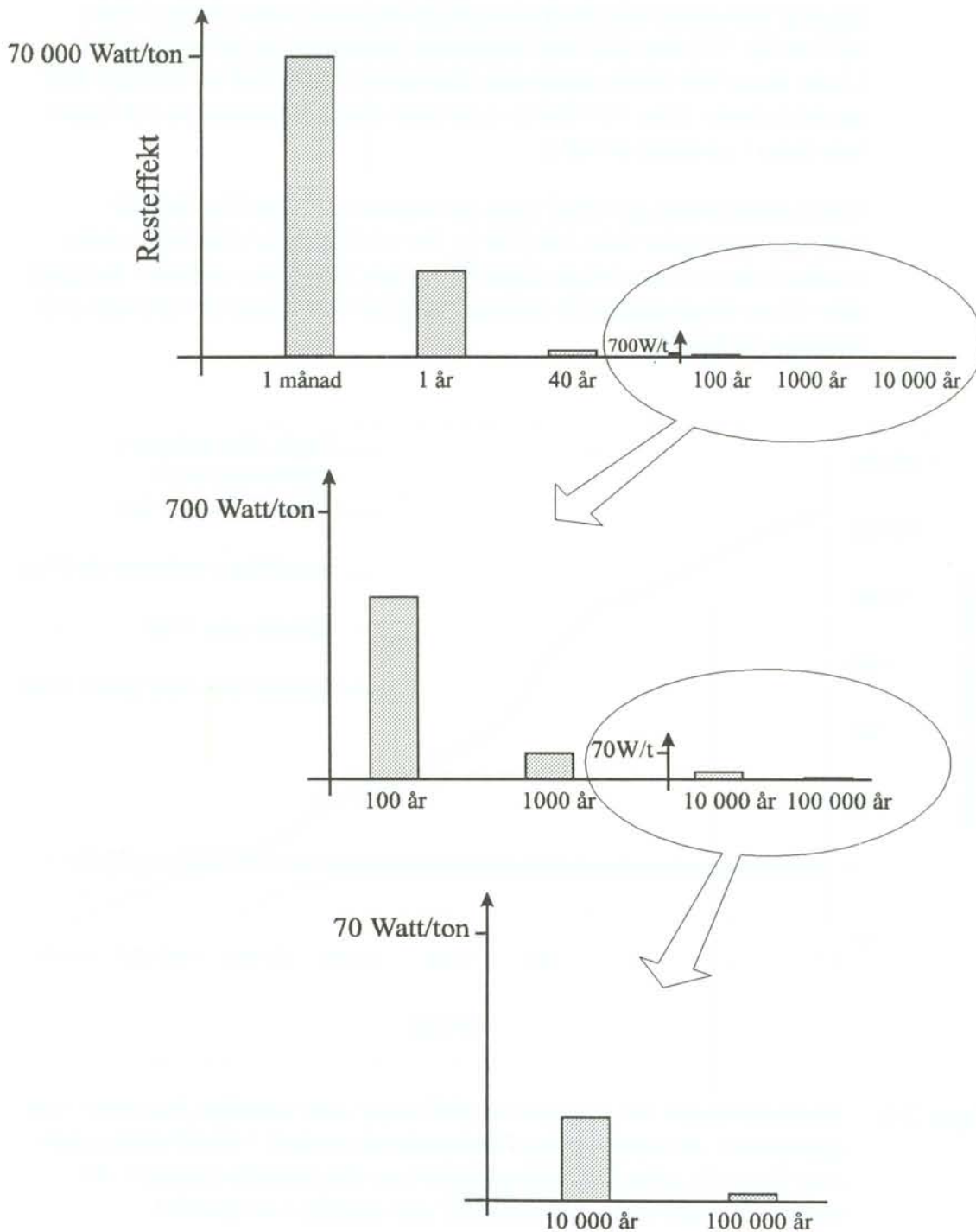


Figur 3-6. Radioaktiviteten för uranmineral (blå linje) samt samtliga fraktioner som uppkommer då samma mängd uranmineral används i kärnbränslecykeln (röd linje). De olika fraktionerna utgörs av det använda bränslet, det utarmade uranet och de urandöttrar som avskiljs i uranverket.

3.4 RESTEFFEKT HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

Vid de radioaktiva sönderfallen i det använda bränslet frigörs energi som ger en värmeutveckling i avfallet. Det är viktigt att känna till omfattningen av värmeutvecklingen eftersom förhöjda temperaturer påskyndar kemiska och andra förlopp, t ex vid långsiktig djupförvaring av använt bränsle.

Värmeutvecklingen i bränslet efter drift brukar benämnas *resteffekt*. Figur 3-7 visar hur resteffekten för ett ton använt kärnbränsle avtar med tiden.



Figur 3-7. Resteffekt för 1 ton använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWd/kg U.

Då bränslet ska djupförvaras efter ca 40 år utvecklas en effekt av drygt 1300 Watt per ton bränsle, vilket är jämförbart med ett ordinarie värmeelement eller en kraftig brödrost. Effekten fortsätter därefter att sjunka enligt figur 3-7. Resteffekten diskuteras vidare och jämförs med effektutvecklingen under drift i reaktorn i avsnitt 3.6.1.

3.5 RADIOLOGISK FARLIGHET HOS ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

3.5.1 Allmänt om farlighet hos radioaktiv strålning

Radioaktiv strålning är farlig för levande organismer eftersom den förmår skada eller döda biologiska celler. För människan kan höga stråldoser under kort tid leda till döden på grund av skador på bl a det centrala nervsystemet, matsmältningsorganen eller benmärgen. Om doserna är mycket höga kan döden inträda omedelbart. Lägre stråldoser kan framför allt orsaka cancer och skador på arvsmassan.

Stråldoser till människa mäts i enheten Sievert (Sv). Enheten är ett mått på skadeverkan i kroppens celler, där man också tagit hänsyn till att vissa organ är mer känsliga än andra. Vi omges ständigt av en naturlig bakgrundsstrålning. Den är i Sverige av storleksordningen en tusendels Sievert per år, 1 mSv/år. Dessutom utsätts vi för strålning vid behandlingar inom sjukvården och av radon i bostäder. Dessa doser varierar mycket från person till person. I medeltal utsätts svensken för ca 4 mSv/år om man summerar dessa tre huvudsakliga källor [3-5].

En dödlig stråldos är ca 5000 mSv om den erhålls vid ett och samma tillfälle. Människor har utsatts för direkt dödliga doser bara vid mycket extrema situationer som atombombfällningarna i Japan under andra världskriget och vid släckningsarbetet efter kärnkraftshaveriet i Tjernobyli.

Vilken stråldos krävs för att orsaka cancer? Detta är ett omtvistat problem. Bl a är det inte klarlagt om sannolikheten att drabbas av cancer står i direkt proportion till dosens storlek när det gäller små doser. Experimentella observationer finns bara för relativt höga doser, hundratals mSv och uppåt. Olika nationella och internationella organ och myndigheter som sysslar med strålskyddsfrågor använder vanligen uppskattningen att sannolikheten att drabbas av en dödlig cancer är *ungefär fem procent om man utsätts för en stråldos av 1000 mSv* [3-6].

Vad gäller för lägre doser? Här finns inga direkta observationer i verkligheten att luta sig mot. Genom att anta att sannolikheten för cancer är proportionell mot dosen ända ner till mycket små doser kan man vara försäkrad om att man inte underskattar sannolikheten vid låga doser. Dosen 100 mSv skulle då antas ge sannolikheten 0,5 procent för en dödlig cancer, dosen 10 mSv 0,05 procent etc.

Antagandet om proportionalitet mellan dos och sannolikhet för cancer kallas ofta för den *linjära hypotesen*. Hypotesen är alltså omtvistad vid små doser. I denna rapport kommer doser att användas som ett direkt mått på farlighet. Fördubblad dos antas ge fördubblad farlighet även för små doser, dvs den linjära hypotesen ligger till grund även för måttet på farlighet i denna rapport.

Alfa-, beta-, gamma- och neutronstrålning

Då man mäter radioaktivitet mäts antalet sönderfall per sekund och man gör ingen skillnad mellan olika typer av strålning. För att diskutera strålningens farlighet måste man även ta hänsyn till vilken typ av strålning det rör sig om.

Nästan alla radionuklider i använt kärnbränsle omvandlas genom antingen alfa- eller betasönderfall. Då en atomkärna genomgår alfasönderfall utsänds positivt laddade partiklar som består av två protoner och två neutroner. Vid betasönderfall utsänds negativa elektroner. Vid såväl alfa- som betasönderfall avges dessutom ofta gammastrålning som till sin karaktär liknar röntgenstrålning.

Ett fåtal ämnen i det använda bränslet ger dessutom upphov till neutronstrålning då de sönderfaller. Neutroner är elektriskt neutrala partiklar som förekommer i alla atomkärnor utom i väte.

Extern och intern bestrålning

Den stråldos som en given typ av strålning ger upphov till i människokroppen är starkt beroende av om strålningen avges utanför eller inuti kroppen. Man skiljer därför mellan *extern* och *intern* bestrålning.

Endast gamma- och neutronstrålning förmår i någon högre utsträckning tränga in i kroppen. Alfastrålning stoppas av de yttersta hudlagren medan beta-strålning kan tränga in någon centimeter. Om alfa- eller betastrålande ämnen kommer in i kroppen, t ex genom inandning eller via födan, är deras skadeverkan desto större.

Den externa strålningen man kan utsättas för från använt kärnbränsle domineras därför helt av gamma- och neutronstrålning. Vad gäller internstrålning är det framför allt alfa- och betastrålning man behöver skydda sig mot.

Farlighet hos några naturligt förekommande isotoper

I naturen finns radioaktiva mineral av ämnena uran och torium. Som framgått av avsnitt 3.1.1 sönderfaller dessa ämnen i flera steg där radioaktiva dotterprodukter bildas. Det är framför allt vissa av dotterprodukterna (radium, radon, bly, polonium m fl) som är farliga i mineralen. Farligheten hos rent uran och torium är lägre eftersom de har mycket långa halveringstider, dvs en låg aktivitet.

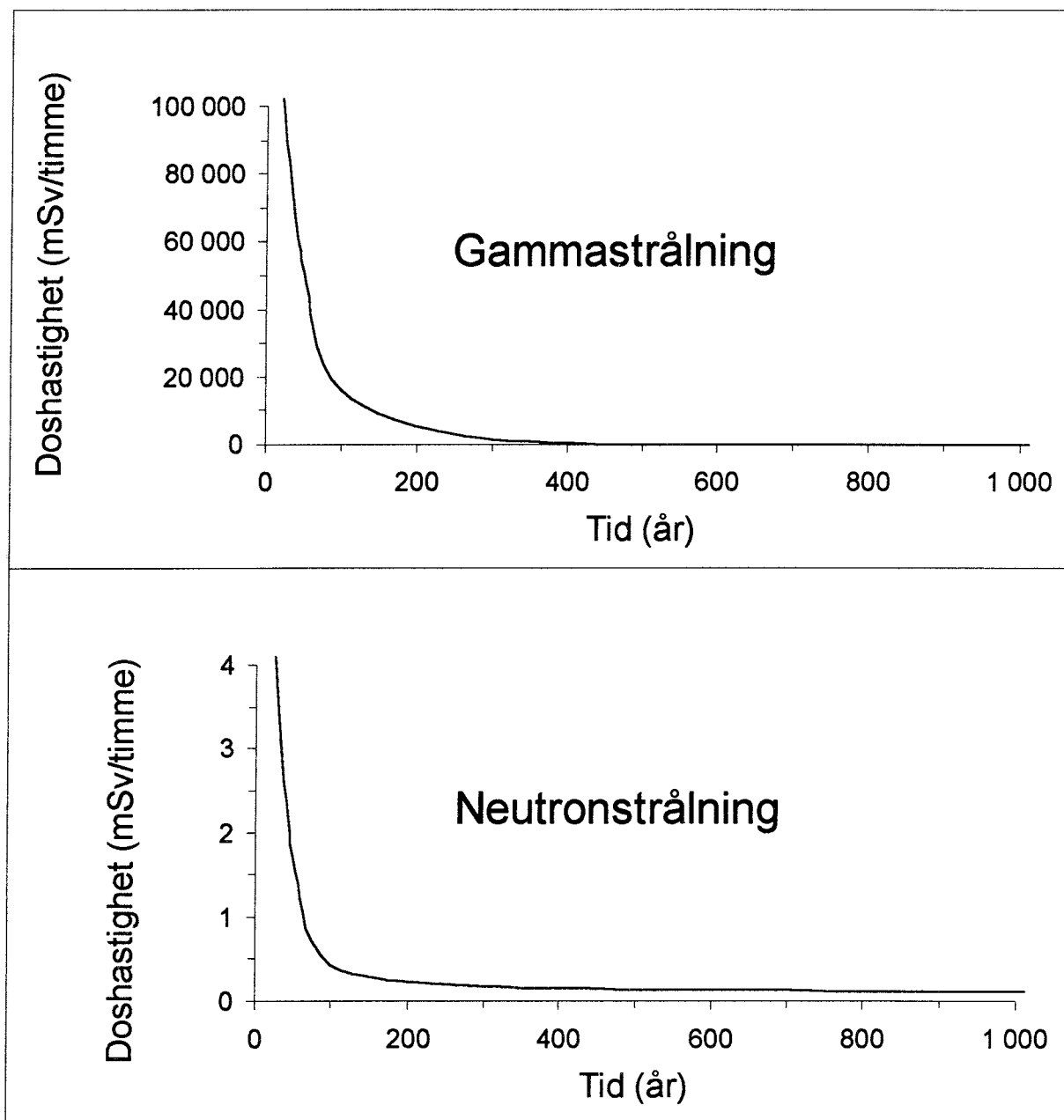
Den radioaktiva gasen radon bildas vid sönderfall av uran och torium. Isotopen radon-222 bildas i sönderfallskedjan som startar med uran-238, se figur 3-1. Radon-220 bildas vid sönderfall av torium-232. Radon och dess dotterprodukter kan, om de kommer in i lungan, fastna där och genom sin radioaktivitet orsaka lungcancer. Radon utgör en strålningsrisk bl a i gruvor och särskilt i kombination med rökning. Även vissa bostadshus kan ha så höga halter av radon i inomhusluften att strålskyddsmyndigheterna rekommenderar åtgärder.

Radium-226 bildas vid sönderfall av uran-238 (figur 3-1). Radium söker sig, om det kommer in i kroppen, till benmärgen och kan där orsaka en cancerform som kallas bensarkom. Detta har bland annat drabbat personer som arbetat med radiumfärg, som tidigare användes bl a till självlysande siffror och visare i armbandsur.

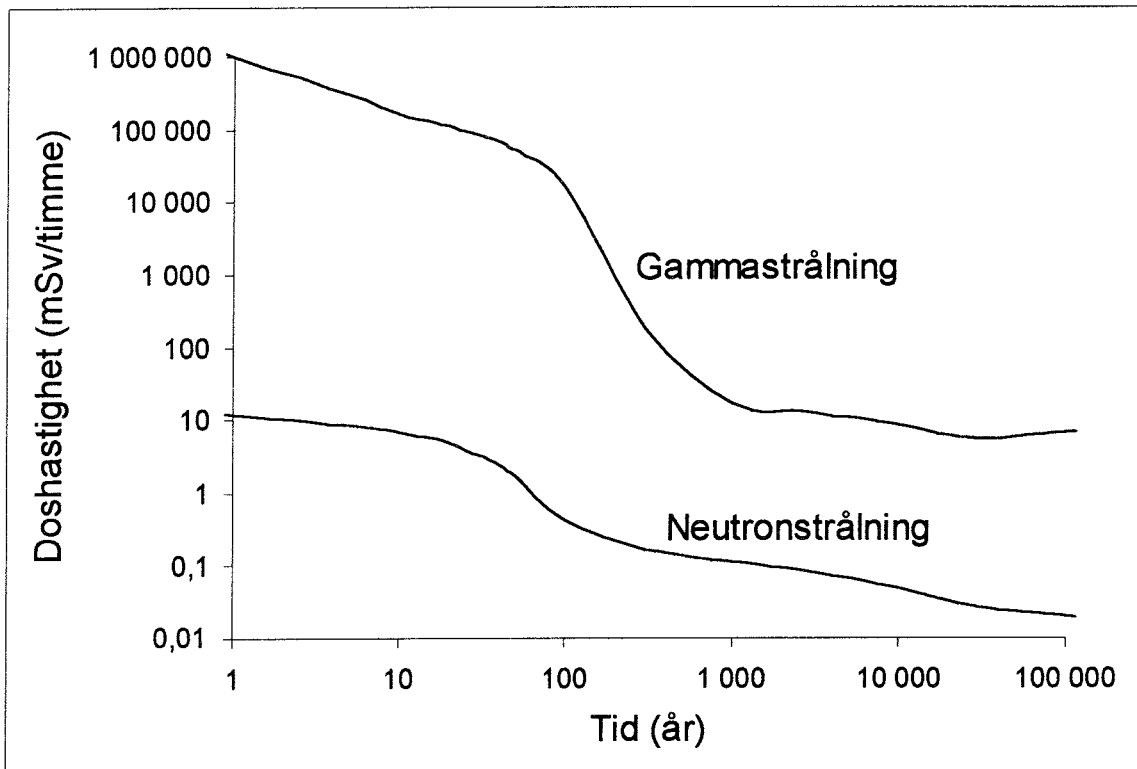
3.5.2 Externbestrålning

Externbestrålning anges ofta som en doshastighet. Doshastigheten talar om hur stor dos man utsätts för om man vistas en bestämd tid i närheten av en strålkälla och uttrycks ofta i enheten mSv/timme.

Figurerna 3-8a och b visar den externa stråldos man utsätts för på 1 meters avstånd från ett ton använt kärnbränsle. Bidraget från såväl gamma- som neutronstrålning vid olika tider efter drift framgår. Ungefär ett år efter att bränslet tagits ur drift är doshastigheten omkring 1 000 000 mSv/timme. Detta betyder att man utsätts för en dödlig dos, ca 5 000 mSv, på ca 20 sekunder. Dosen domineras helt av bidraget från gammastrålningen. Med tiden avtar strålningen men även efter ca 40 år, dvs vid den tid då det är meningen att det använda bränslet ska djupförvaras är doshastigheten så hög som ca 65 000 mSv/timme. Det krävs alltså skyddsåtgärder mot externstrålning vid all hantering av använt kärnbränsle, från uttaget ur reaktorn till den slutliga djupförvaringen. Hur detta åstadkoms redogörs för i kapitel 4. Av figur 3-8 framgår även att dosen från neutronstrålningen alltid är avsevärt mindre än den från gammastrålningen, men att neutronstrålningen avtar långsammare.



Figur 3-8a. Doshastigheten på 1 meters avstånd från ett ton använt kärnbränsle vid olika tidpunkter efter att det tagits ur drift. Data för figuren har hämtats från [3-4]. Samma data med logaritmiska axlar, där längre tidsperioder kan överblickas visas i figur 3-8b.



Figur 3-8b. *Samma data som figur 3-8a men med logaritmiska axlar för att längre tidsperioder ska kunna överblickas.*

3.5.3 Internbestrålning

Hur farligt är ett radioaktivt ämne om man får det i sig? Den radiologiska farligheten beror av tre faktorer:

- mängden av ämnet
- radionuklidernas sönderfallshastighet
- skadeverkan i kroppen vid sönderfallen.

Den tredje faktorn, skadeverkan vid internbestrålning, anges i allmänhet som den stråldos en bestämd aktivitet, 1 Becquerel, av ett ämne ger upphov till om det kommer in i kroppen. Farligheten anges för varje radionuklid av en sk dosfaktor i enheten Sievert/Becquerel, Sv/Bq. Dosfaktorerna tar hänsyn till att olika ämnen sprids och ibland lagras på olika sätt i kroppen.

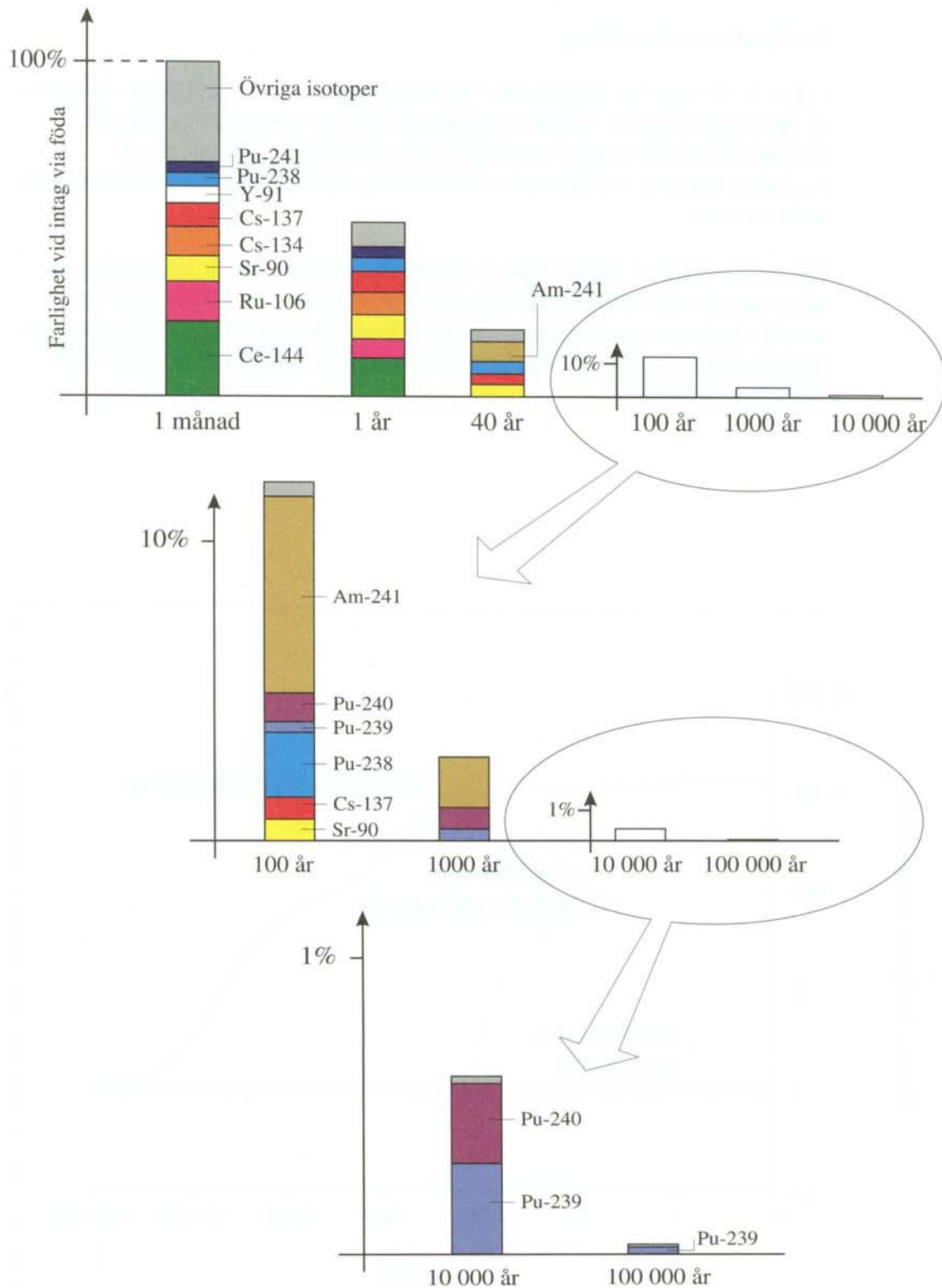
Spridningsvägarna för ämnet i kroppen och därmed dess skadeverkan beror bl a på om ämnet inandats eller kommit in via födan. Man arbetar därför med två olika uppsättningar av dosfaktorer, en för inandning och en för intag via föda. De flesta radionuklider är farligare om de inandas jämfört med om de kommer in i kroppen via födan.

Farlighet vid intag via födan

Figur 3-9 visar farligheten för använt bränsle vid olika tidpunkter efter drift. Farligheten avser intag via föda. Staplarnas höjd är ett mått på farligheten och det framgår även vilka ämnen som dominerar vid olika tidpunkter. Figuren har delats upp i tre delar med olika skalor för olika tidsperioder eftersom farligheten avtar kraftigt med tiden. Alla farlighetsmått är i procent av den totala farligheten en månad efter drift, den första stapeln i figuren.

För korta tider dominerar kortlivade nuklider farligheten. Dessa ämnen har, just pga att de är kortlivade, en hög aktivitet. De måste ju "hinna" sönderfalla på kort tid och radioaktiviteten under den korta livslängden blir därför med nödvändighet hög. Därmed blir även farligheten i allmänhet högre eftersom den beror direkt på aktiviteten.

I takt med att kortlivade isotoper försvinner kommer farligheten att domineras av mer långlivade ämnen. Dessa har ju hela tiden funnits i bränslet, men utgjort en mindre del av den totala farligheten vid tider då kortlivade nuklider dominerat. Efter 10 000 år utgörs t ex farligheten till ca hälften av plutoniumisotopen Pu-239 med halveringstiden 24 000 år. Mer än 75 procent av den ursprungliga mängden Pu-239 finns kvar efter 10 000 år. Farligheten orsakad av Pu-239 har alltså varit nästan oförändrad under 10 000 år men har för korta tider endast utgjort en bråkdel av den totala farligheten.

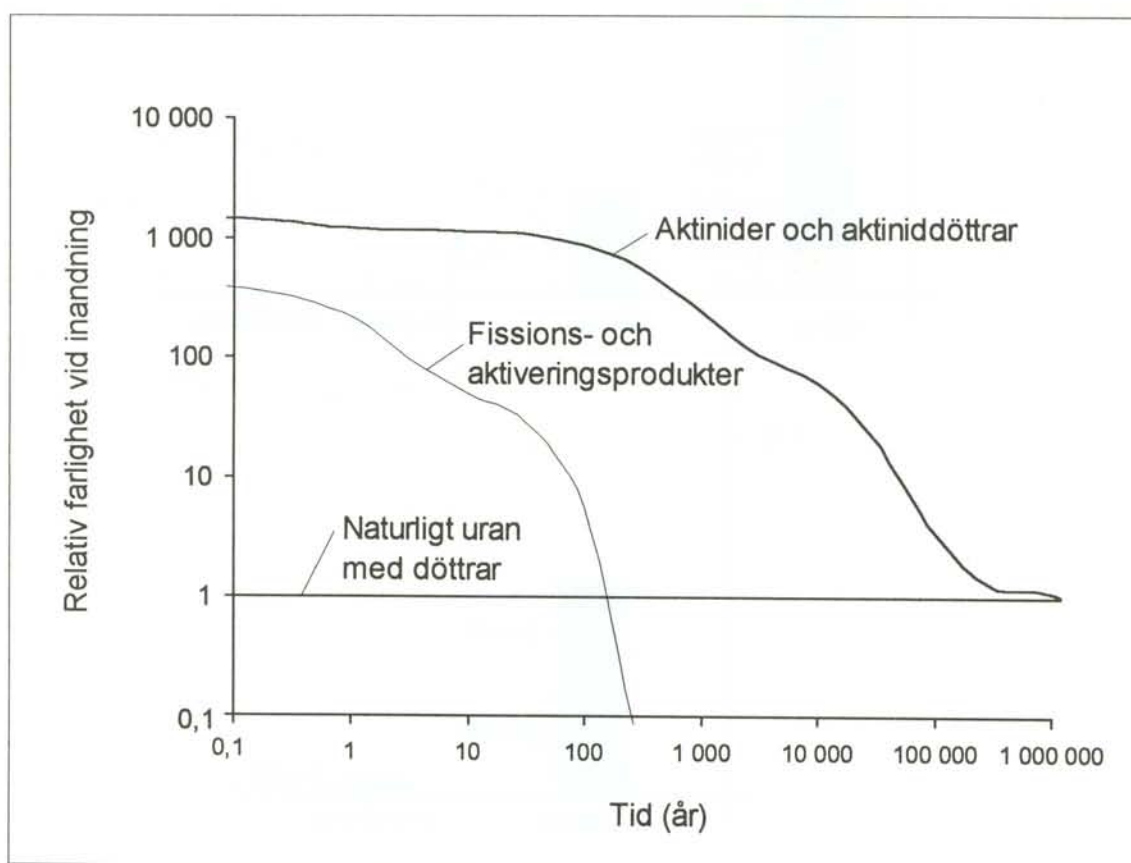


Figur 3-9. Farlighet vid intag via födan för använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWd/kg uran. Farligheten uttrycks i procent av farligheten en månad efter drift. Kortlivade nuklider dominerar i början då även den totala farligheten är som störst. Efter 40 år, då bränslet ska deponeras i ett djupförvar, och mer än 1 000 år framåt dominerar farligheten av americium-241 som bildats vid sönderfall av plutonium-241.

Farlighet vid inandning

I figur 3-10 visas hur farligheten vid inandning utvecklas med tiden. Liksom i en del tidigare figurer relateras farligheten hos det använda bränslet till farligheten för den mängd uranmalm som ursprungligen bröts för att framställa bränslet. Farligheten vid inandning domineras helt av aktinider och aktiniddöttrar.

Figuren är kanske i första hand av teoretiskt intresse. Det är inte rimligt att tänka sig att radionuklider i använt kärnbränsle skulle bli tillgängliga via inandning så som använt kärnbränsle hanteras i Sverige idag. I synnerhet vid djupförvaring är det svårt att föreställa sig någon rimlig situation där detta skulle kunna inträffa.

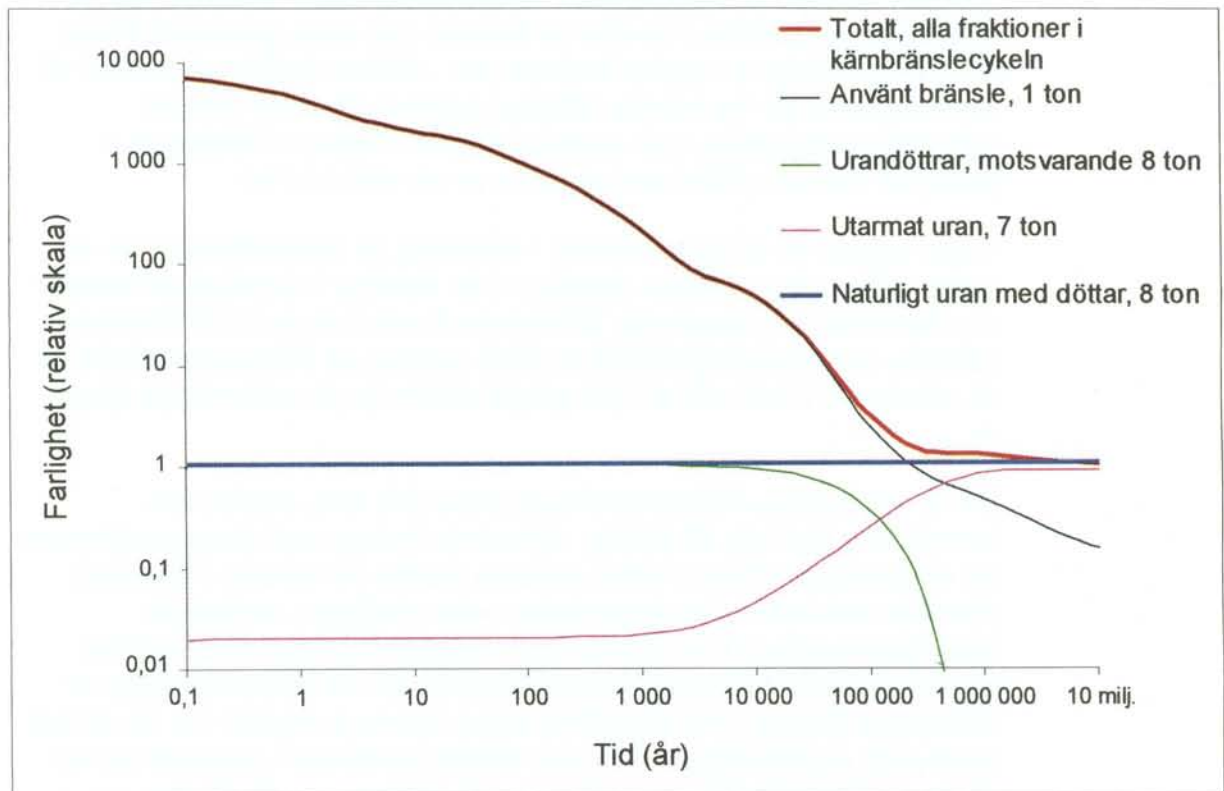


Figur 3-10. Relativ farlighet vid inandning för använt kärnbränsle av typ SVEA 64 med en utbränningsgrad av 38 MWd/kg U. Farligheten har relaterats till farligheten för den mängd uranmalm som ursprungligen bröts för att framställa bränslet, den horisontella linjen i figuren. Farligheten vid inandning domineras helt av aktinider och aktiniddöttrar.

3.5.4 Jämförelse mellan mineral och bränslecykelns fraktioner

I avsnitt 3.3.2 jämfördes radioaktiviteten för den mängd malm som går åt för att framställa 1 ton bränsle med summan av radioaktiviteterna i alla fraktioner i kärnbränslecykeln. Motsvarande jämförelse med avseende på farlighet görs i figur 3-11. Även farligheten hos summan av fraktionerna i kärnbränslecykeln har nått ner till nivåerna för malmen efter ungefär 100 000 år.

Farligheten i använt kärnbränsle domineras helt av aktinider, närmare bestämt av plutonium och americium, från något hundratal år och framåt (se figur 3-9). I diskussionen om risk och tillgänglighet på lång sikt (kapitlen 4 och 5) är det alltså dessa ämnen som är av intresse.



Figur 3-11. Farligheten vid intag via födan för uranmalm (blå linje) samt samtliga fraktioner som uppkommer då samma mängd uranmalm används i kärnbränslecykeln (röd linje). De olika fraktionerna utgörs av det använda bränslet, det utarmade uranet och de urandöttrar som avskiljs i uranverket.

3.6 JÄMFÖRELSE AV FÖRHÅLLANDEN KRING REAKTORDRIFT OCH VID SENARE HANTERING

Denna rapport handlar om använt kärnbränsle. För att sätta resultaten och diskussionen i perspektiv kan det vara intressant att jämföra t ex värmeutveckling (resteffekt) och farlighet för det använda bränslet med motsvarande värden under driften i ett kärnkraftverk.

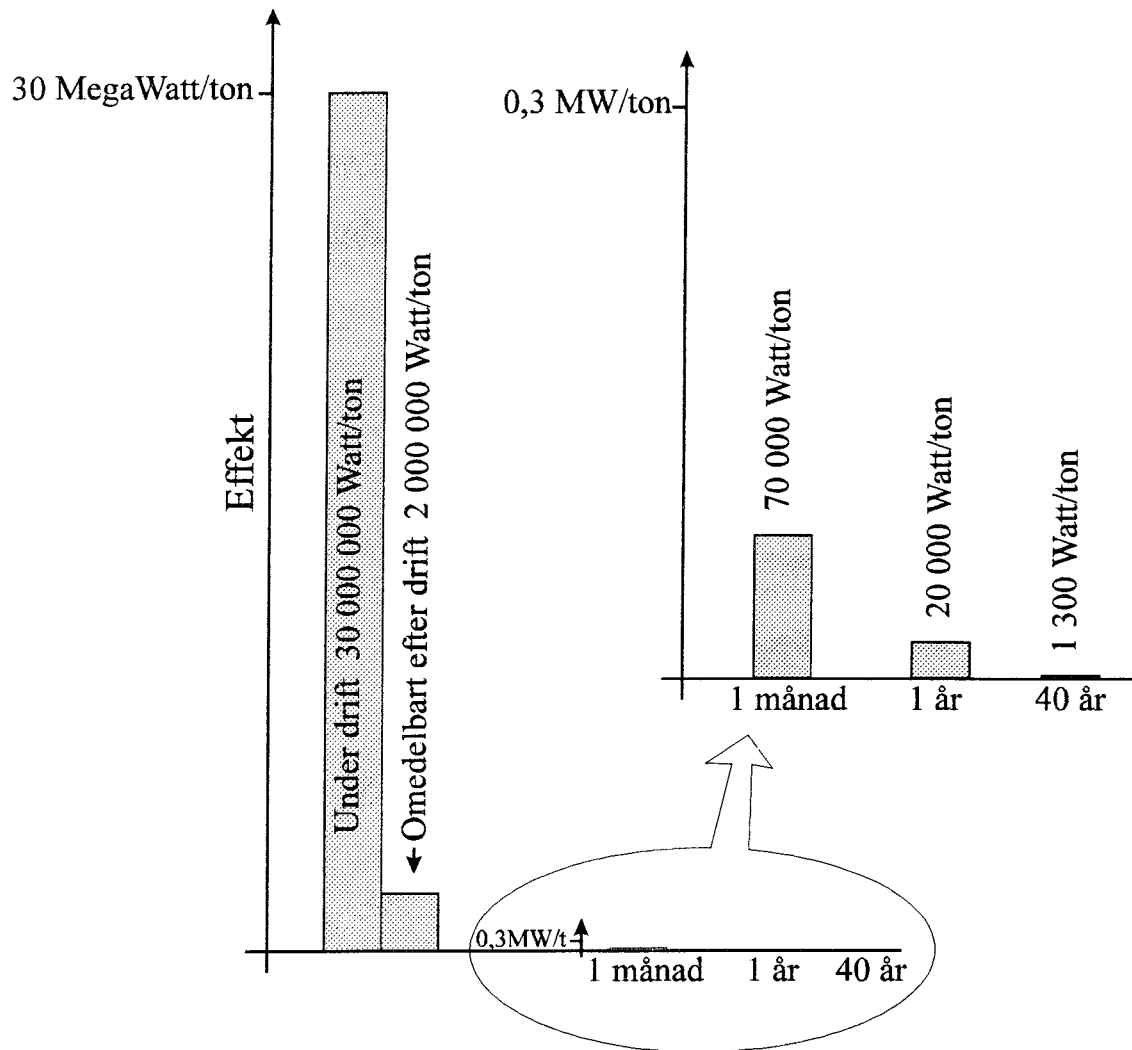
3.6.1 Resteffekt

I avsnitt 3.4 visades värmeutvecklingen i bränslet (resteffekten) vid olika tidpunkter efter drift. Under drift utvecklar ett ton bränsle en effekt av ca 30 000 000 Watt, 30 Megawatt, se figur 3-12.

Effekten kommer ur två processer: fissionsreaktionerna i bränslet samt det radioaktiva sönderfallet i de delar av bränslet som redan genomgått fission. Då reaktorn stängs av upphör fissionen och effekten sjunker omedelbart till ca 2 Megawatt per ton bränsle. Effekten kommer då enbart från det radioaktiva sönderfallet i det använda bränslet. Effekten 2 Megawatt är jämförbar med den effekt som utvecklas av ett elektriskt lok.

Under ungefär ett år lagras bränslet i anslutning till kärnkraftverket för att sedan mellanlagras centralt i omkring 40 år. Därefter är avsikten att bränslet ska deponeras i ett djupförvar. Effekten är då nere i drygt 1300 Watt/ton. Effekten vid deponeringstillfället är alltså omkring 23 000 gånger mindre än då reaktorn är i drift och ca 1500 gånger mindre än då reaktorn just stängts av.

Det är den kraftiga effektutvecklingen under drift som, om den inte kontrolleras, kan leda till snabba, våldsamma förlopp med stora konsekvenser för omgivningen. Detta är också vad som skedde vid haveriet i Tjernobyl. (Svenska reaktorer har en konstruktion som omöjliggör en liknande händelseutveckling.) I ett djupförvar är värmeutvecklingen alltså oerhört mycket mindre och långt under vad som krävs för att orsaka denna typ av våldsamma förlopp. Som framgår av senare halvan av kapitel 4 är det ett helt annat slags mycket långsammare och mindre omvälvande processer som är viktiga att behandla då man analyserar säkerheten av ett djupförvar.



Figur 3-12. Effektutvecklingen i bränslet under drift och vid olika tider därefter. Den effekt som utvecklas då bränslet ska deponeras i djupförvaret efter 40 år är ca 23 000 gånger mindre än effekten i reaktorn, räknat per ton bränsle.

3.6.2 Kriticitet

Fissionen i en kärnreaktor är en form av *kedjereaktion*: En neutron träffar en kärna av uran-235. Kärnan klyvs i två fissionsprodukter och ett fåtal neutroner. Dessa neutroner kan i sin tur klyva andra kärnor av uran-235 varvid fler neutroner frigörs som kan klyva ytterligare kärnor etc. En förutsättning för att en sådan kedjereaktion ska kunna äga rum och vara självunderhållande är att bränslet är koncentrerat till en begränsad volym. De frigjorda neutronerna måste ha gott om uran-235 kärnor ”inom räckhåll”. Då kan tillräckligt många neutroner träffa uran-235 kärnor för att kedjereaktionen ska kunna underhållas. Beskrivningen är något förenklad. Förutom koncentrationen av uran-235 har bl a det material som finns i

utrymmet mellan bränsleelementen stor betydelse för uppkomsten av kedjereaktionen.

En sammansättning av t ex uran-235 som är utformad så att en kedjereaktion på detta sätt blir självunderhållande kallas *kritisk*. I en kärnreaktor arrangerar man bränsleelementen så att reaktorn nått och jämnt blir kritisk. Vid all annan hantering av kärnbränsle vill man undvika kriticitet. Något förenklat kan man säga att detta åstadkoms genom att inte koncentrera bränsleelementen för mycket och genom val av lämpliga material mellan bränsleelementen. Vid en slutlig djupförvaring ska det använda bränslet deponeras i kopparkapslar som var och en rymmer omkring två ton bränsle. Genom kapslarnas storlek, form och innehåll av material som hämmar en kedjereaktion undviker man med mycket stor marginal kriticitet i djupförvaret.

Oavsett hur det använda bränslet blandas med andra material kan kedjereaktionen dock aldrig bli så kraftig att den utvecklas till en explosion. Använt kärnbränsle från svenska reaktorer kan med andra ord inte under några förhållanden orsaka en kärnexplosion.

3.6.3 Farlighet

Hur jämför sig farligheten under och strax efter drift med farlighet i senare hantering av det använda bränslet? Under själva driften är de exakta mängderna av olika radionuklider i bränslet svårbestämda. Många nuklider har extremt korta halveringstider och försvinner mer eller mindre momentant då reaktorn stängs av. Kort efter drift kan radionuklidinnehållet och därmed farligheten däremot bestämmas väl. I figur 3-13 jämförs farligheten vid intag via föda ½ timme efter drift med farligheten vid senare tider.

Farligheten domineras av ett antal kortlivade nuklider, bl a jod. De flesta av dessa har så korta halveringstider att de efter en månad svarar för bara en mycket liten del av den totala farligheten, se figur 3-13.

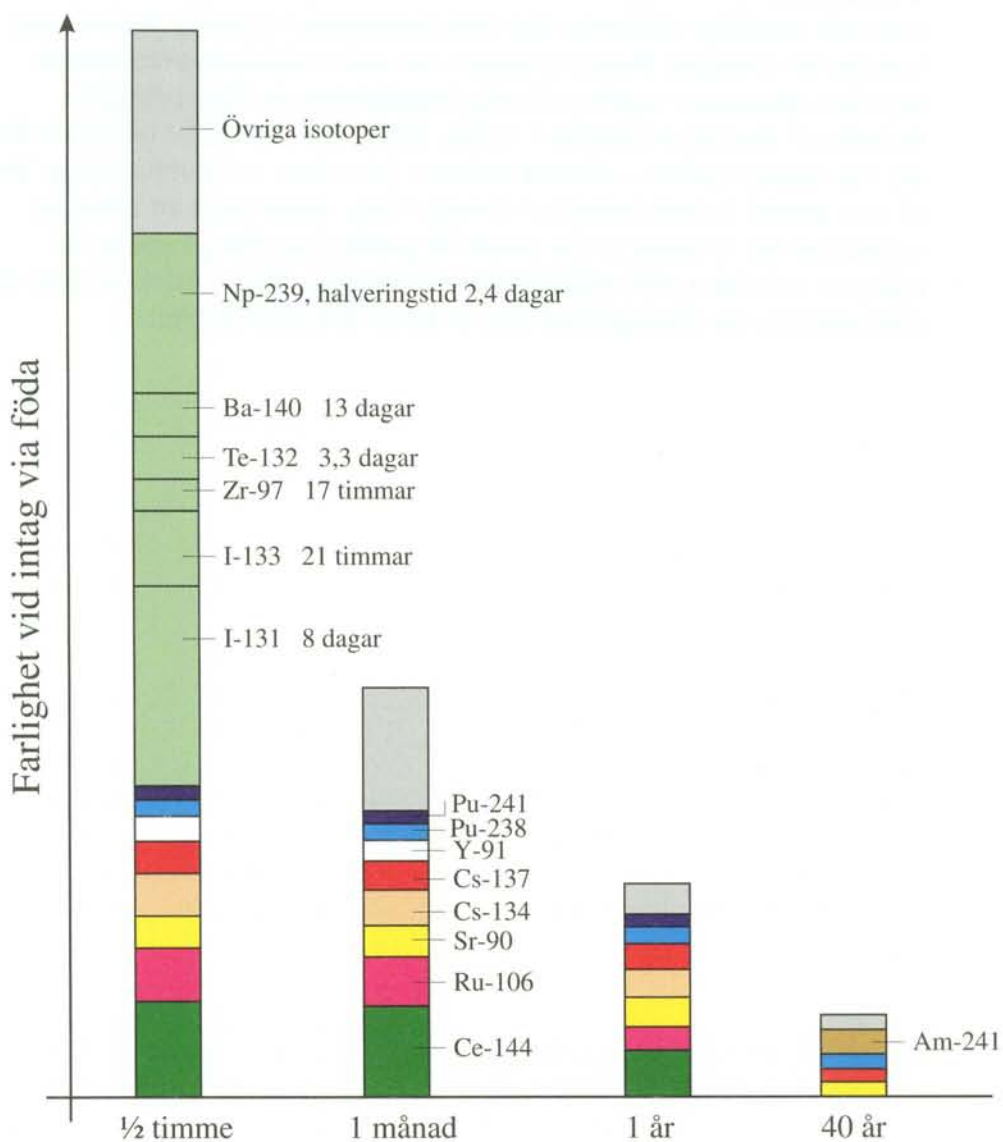
Vilka ämnen utgör de största riskerna vad gäller intern bestrålning i ett akut skede efter ett haveri av den typ som inträffade i Tjernobyli? För att få en uppfattning om riskerna måste man även fråga sig hur tillgängliga de olika radionukliderna blir om de sprids okontrollerat. Här finns stora skillnader mellan olika ämnen. Jod är t ex mycket lösligt i vatten och har en hög rörlighet i biologiska system. I människokroppen ansamlas jod i sköldkörteln. De kortlivade jodisotoperna kan därför kortsiktigt orsaka höga stråldoser i sköldkörteln om använt kärnbränsle skulle spridas okontrollerat i miljön vid ett kärnkrafthaveri.

Den hittills enda påvisade *långsiktiga* hälsoeffekten i Tjernobyli omgivning är just cancer i sköldkörteln hos barn [3-7]. Orsaken är radioaktiv jod som huvudsakligen tros ha kommit in i kroppen via mjölk. Att just barn har drabbats beror dels på att de är mer strålningskänsliga än vuxna, dels att mjölk är en viktigare del av barns kost. Bestrålningen skedde kort efter olyckan, därefter tar det vanligen flera år att utveckla en eventuell cancer till följd av bestrålningen. Man kan skydda sig mot radioaktiv jod genom att äta

icke radioaktiv jod i tillräckliga mängder för att tillfälligt ”mätta” kroppen med ofarlig jod.

Kortsiktigt utsattes delar av personalen vid släcknings- och röjningsarbetena vid haveriet i Tjernobyl för höga stråldoser, speciellt vid de tidiga insatserna. Både extern och intern bestrålning förekom.

Liksom resteffekten skiljer sig alltså farligheten vid eller strax efter drift kraftigt från farligheten vid det tänkta deponeringstillfället, ca 40 år efter drift. Efter 40 år har farligheten vid intag via föda sjunkit till ca 7 procent av motsvarande farlighet strax efter drift.



Figur 3-13. Farlighet vid intag via föda 1/2 timme efter drift och vid senare tider. Strax efter drift domineras farligheten av ett fåtal nuklider med halveringstider upp till någon vecka.

Vilka ämnen är ”farligast” i använt kärnbränsle? Frågan kan inte besvaras entydigt. Olika ämnen dominerar under olika epoker. Vid en given tidpunkt kan man göra jämförelser mellan olika ämnen i avfallet, som i figur 3-9. Kortlivade ämnen dominerar i tidiga skeden. De långlivade ämnen som dominerar då de kortlivade försvunnit har en lägre farlighet vid en given tidpunkt, men de är ju å andra sidan farliga under en längre tid. Det är kanske av mindre intresse att slå fast vilket eller vilka ämnen som är ”farligast” i någon absolut bemärkelse. Den totala farligheten vid olika tidpunkter kan beräknas tämligen entydigt. Denna farlighet är också ett mått på vilka skyddsåtgärder som måste vidtas under olika skeden för att hålla riskerna nere.

Diskussionen om farligheten vid internbestrålning blir något akademisk om man inte samtidigt diskuterar hur radionukliderna i bränslet skulle kunna komma in i kroppen. Redan bränslets och radionuklidernas inneboende kemiska egenskaper utgör en kraftig begränsning av tillgängligheten. Bränslet är mycket svårslösligt i vatten, något som har direkt betydelse för hur det kan tänkas spridas i olika situationer, inte minst vid djupförvaring. Det är, så som använt bränsle hanteras i Sverige idag, också svårt att tänka sig situationer där bränslet skulle kunna bli gasformigt eller på andra sätt luftburet och därmed bli tillgängligt via inandning. Detta leder oss över till diskussionen om tillgänglighet som är ämnet för nästa kapitel.

4

TILLGÄNGLIGHET

4.1 INLEDNING

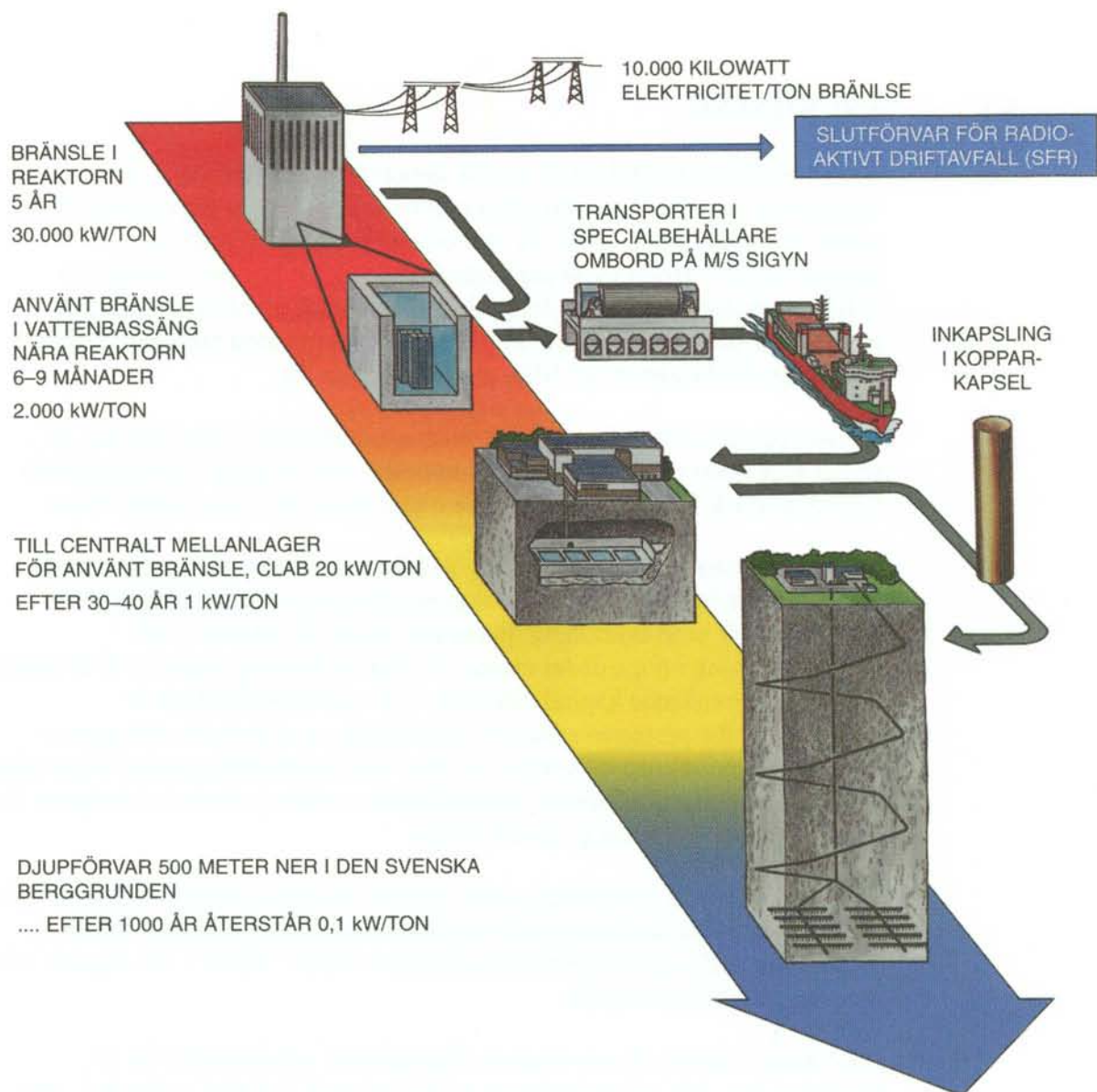
Som framgår av kapitel 2 kan en risk generellt sägas utgöras av en komponent som beskriver farlighet och en som beskriver exponering. Detta gäller även radioaktivt avfall där det ofta är lämpligt att uttrycka exponeringen i termer av tillgänglighet. Farligheten hos det radioaktiva avfallet och dess minskning över tiden är bestämda av radionuklidernas egenskaper och mycket svåra att påverka. Riskerna med radioaktivt avfall reduceras därför genom att hålla tillgängligheten låg.

Kraven på reducerad tillgänglighet är störst omedelbart efter drift för att sedan avta i takt med att farligheten minskar. Som framgått av föregående kapitel är dock farligheten betydande under långa tidrymder efter driften.

För hela diskussionen om tillgänglighet blir skillnaden mellan extern- och internbestrålning avgörande. Betrakta en person som står i närheten av använt bränsle utan skärmning. Personen utsätts för gamma- och neutronstrålning i höga doser många år efter att bränslet tagits ur drift enligt figur 3-8 i föregående kapitel. Gamma- och neutronstrålningen är "tillgänglig" för personen eftersom den tränger ut ur bränslet och genom hans eller hennes kropp. Däremot är alfa- och betastrålningen inte tillgänglig i den här situationen eftersom radionukliderna måste komma in i kroppen för att dessa typer av strålning ska bli farliga.

Gamma- och neutronstrålning verkar genom sin höga genomtränglighet "på avstånd", dvs skadan kan uppstå långt från den radionuklid som sänder ut strålningen. Alfa- och betastrålning däremot verkar "lokalt", dvs mycket nära den radionuklid som strålar.

Med detta i minnet, låt oss studera tillgänglighet och åtgärder för att begränsa den, dels vid hanteringen av det använda bränslet i olika led, dels vid djupförvaring efter det att förvaret förslutits. Som bakgrund till genomgången visas en översikt av det svenska systemet för hantering av använt kärnbränsle i figur 4-1.



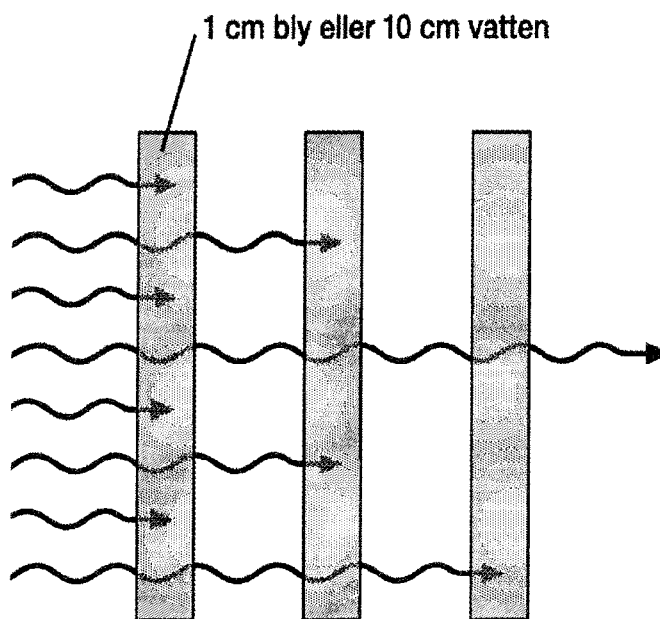
Figur 4-1. Det svenska systemet för hantering av använt kärnbränsle. Sedan bränslet tagits ur drift lagras det i anslutning till kärnkraftverket under 6 till 9 månader. Därefter transporteras det till central mellanlagring. Efter ca 40 års mellanlagring ska det använda bränslet kapslas in för slutlig djupförvaring.

4.2 TILLGÄNGLIGHET VID HANTERING AV ANVÄNT BRÄNSLE

4.2.1 Externbesträlning

Tillgängligheten för externbesträlning kan reduceras genom att avskärma det använda bränslet med ett material som effektivt dämpar strålningen. Ju tätare ett material är, dvs ju högre densitet det har, desto effektivare skyddar det mot strålning. Ett centimetertjockt blylager dämpar t ex gammastrålning till hälften, dvs hälften av strålningen absorberas i blyet. Två centimetertjocka blyskikt dämpar strålningen till en fjärdedel osv, se figur 4-2. Tio centimeter bly "halverar" på detta sätt strålningen tio gånger dvs strålningen dämpas till ca en tusendel. Vatten har en absorptionsförmåga som är ca en tiondel av blyets, dvs det krävs ca en meter vatten för att dämpa gammastrålning till en tusendel.

Skyddet mot externbesträlning utgörs alltid på detta sätt av något lämpligt material som absorberar strålningen. Då bränslet i en kärnreaktor tjänat ut stängs reaktorn tillfälligt av och bränslet flyttas från reaktortanken efter några dagar. Bränslet placeras i en lagringsbassäng i anslutning till reaktorn och lagras där under ett halvår upp till ett år. Hanteringen sker under vatten. Vattnet i lagringsbassängen utgör ett fullgott strålskydd för personalen i anläggningen. Tillgängligheten reduceras alltså genom att bränslet isoleras strålningsmässigt.



Figur 4-2. Principen för skydd mot externbesträlning. En cm bly eller 10 cm vatten halverar intensiteten i gammastrålning.

Under denna period (liksom under själva driften) begränsas tillgängligheten även av att tillträdet till utrymmet där bränslet finns är begränsat samt genom att lokalen är noggrant övervakad. Såväl isolering som övervakning är metoder som återkommer i många hanteringsled.

Efter den första lagringen i anslutning till kraftverket transporteras bränslet till det centrala mellanlagret för använt bränsle - CLAB, beläget utanför Oskarshamn. Samtliga svenska kärnkraftverk, liksom CLAB, ligger vid kusten och transportererna sker huvudsakligen till sjöss. Bränslet transporteras i särskilda stålbehållare som skyddar den personal som handhar transportererna mot strålning vid normal hantering. Transportbehållarna är även konstruerade för att tåla kraftiga påfrestningar vid olika mer eller mindre realistiska olyckor och missöden. Exempel på situationer som behållaren ska klara är:

- Brand, 800 °C i 30 minuter
- Fall från 9 m höjd mot betongplatta. Detta motsvarar en kollision med en bergvägg i hastigheten 50 km/tim
- Vattentrycket på 200 m djup utan att vatten tränger in

Tillgängligheten ska alltså reduceras inte bara under normala förhållanden utan även om diverse osannolika händelser skulle inträffa.

I CLAB placeras bränsleelementen i en kyld vattenbassäng under jord. Bränslet är nedsänkt till ca 8 meters djup vilket är tillräckligt för att absorbera i det närmaste all gamma- och neutronstrålning. Tillträdet till CLAB är begränsat och kontrollerat på liknande sätt som i kärnkraftverken och utrymmena är TV-övervakade.

De hanteringsled som hittills beskrivits är de delar av det svenska systemet för omhändertagande av använt kärnbränsle som redan finns i drift. Efter en mellanlagringsperiod av omkring 40 år är avsikten att bränslet ska placeras i kopparkapslar för slutlig deponering i ett djupförvar.

Inkapslingen planeras ske i en anläggning i direkt anslutning till CLAB. Transporten av bränsleelementen mellan CLAB och inkapslingsanläggningen liksom själva inplacering av bränslet i kapslarna ska ske med robotar och vara TV-övervakad.

Kopparkapslarna för djupförvaringen är ca 5 cm tjocka och invändigt försedda med en kraftig stålinsats. Stålet och kopparkapseln ger tillsammans ett skydd mot gamma- och neutronstrålning. Strålnivån omedelbart utanför kapseln kommer dock ändå att vara så hög att ytterligare strålskydd krävs vid hanteringen av kapslarna. Doshastigheten från gammastrålningen kommer att dominera de ca 400 första åren, därefter kommer neutronstrålningen att vara starkast.

4.2.2 Internbestrålning

För att åstadkomma skada genom internbestrålning måste, som redan konstaterats, radionukliderna frigöras från bränslet och komma in i kroppen. Bränslet består av ett fast, porslinsliknande material som är mycket svårslösligt i vatten. Det ligger inplacerat i slutna rör av metall-legeringen zirkaloy. Zirkaloy består till ca 98 procent av metallen zirkonium. Legeringen är utformad för att vara korrosionsbeständig, t o m under de extrema förhållanden som råder under reaktordriften. Zirkaloyrören har en diameter av ca en centimeter och är ca fyra meter långa.

Såväl bränslets kemiska form som zirkaloy-rören skyddar effektivt mot frigörelse av radionuklider i alla hanteringsled; vid driften i reaktorn, vid mellanlagring i vatten och vid transporter. Vid transporter används ju dessutom kraftiga behållare som på ett uppenbart sätt utgör ett ytterligare hinder för radionuklider att tränga ut.

Skador kan uppkomma på kapslingsrören under driften i kärnkraftreaktorn. Rörens kondition kontrolleras därför efter drift. Ungefär ett rör av tvåusen har hittills uppvisat skador vid kontroll [4-1]. Vad händer med bränslet i skadade rör vid t ex den mellanlagring i vatten som sker i CLAB? Såväl bränslet som de flesta radionuklider som ligger inbäddade i bränslet är som nämnts mycket svårslösliga i vatten. Under den 40-åriga mellanlagringen kommer en liten del av radionukliderna i skadade kapslingsrör att lösas i vattnet. Det gäller framför allt lättlösliga ämnen som cesium och jod. Vattnet renas därför ständigt med filter som successivt byts ut och omhändertas som radioaktivt avfall. Bränslet och radionuklidernas kemiska egenskaper som löslighet och dessa egenskapers betydelse för tillgängligheten behandlas mer utförligt i avsnitt 4.3.2.

I sammanfattning utgör de åtgärder som vidtas för att skydda mot externbestrålning, tillsammans med bränslets och radionuklidernas kemiska egenskaper, mycket kraftiga begränsningar av tillgängligheten för internbestrålning vid de olika hanteringsleden för använt bränsle.

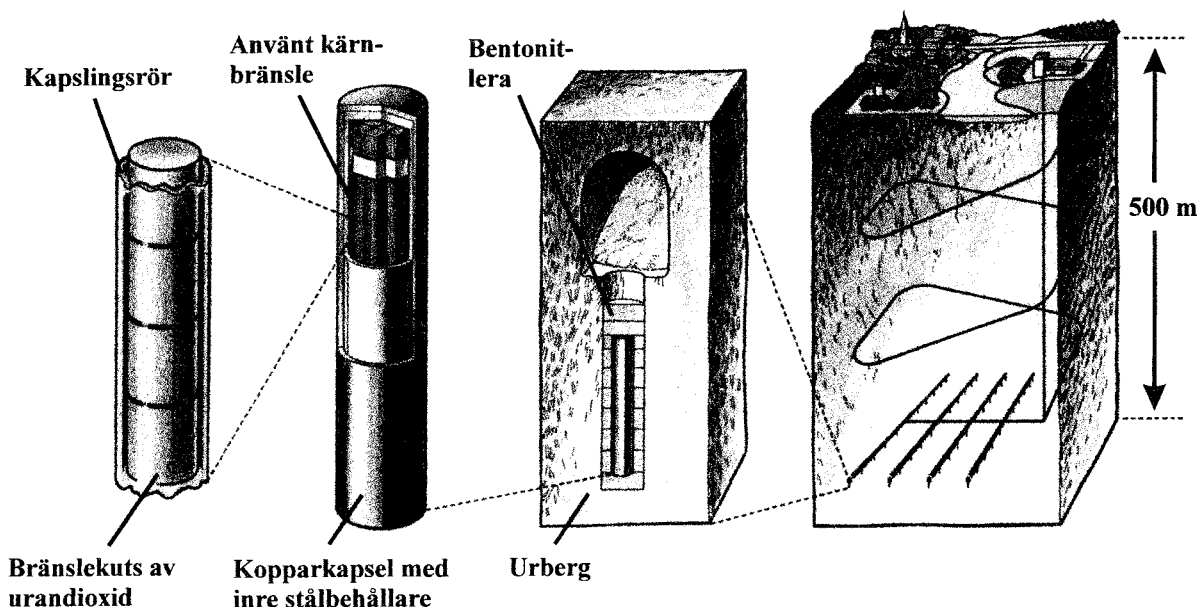
4.3 TILLGÄNGLIGHET VID DJUPFÖRVARING

Djupförvaret ska under lång tid göra avfallet otillgängligt för människa och miljö. Detta åstadkoms med ett system av barriärer och andra faktorer, figur 4-3:

- Bränslet placeras i korrosionsbeständiga kopparkapslar. Kapslarna är försedda med en stålinsats som ger mekanisk hållfasthet.

Kapslarna omges av ett lager av bentonitlera som skyddar kapseln mekaniskt vid mindre berg rörelser och hindrar korroderande ämnen att komma in till kapseln. Leran absorberar även effektivt radionuklider som eventuellt frigörs om kapslarna skulle skadas.

- Kapslarna med omgivande bentonitlera placeras på cirka 500 m djup i urberget. Här råder långsiktigt stabila mekaniska och kemiska förhållanden.
- Bränslets och radionuklidernas kemiska egenskaper, t ex deras svårslöslighet i vatten, utgör dessutom kraftiga begränsningar för transport av radionuklider från förvaret till ytan.



Figur 4-3. Djupförvaring av använt kärnbränsle enligt den så kallade KBS-3 metoden.

Tillsammans utgör bränslet och barriärerna ett system som begränsar tillgängligheten för det använda bränslet. Systemet är redundant och diversifierat, dvs tillgängligheten ska begränsas i tillräcklig grad även om någon barriär skulle vara defekt. Detta är innebörden i *flerbarriärprincipen*.

Djupförvaret är konstruerat för att begränsa tillgängligheten av det använda bränslet under så lång tid att dess farlighet ska hinna avta till nivåer som ligger under farligheten för den mängd malm som bröts för att framställa bränslet.

I de följande avsnitten redogörs översiktligt för hur förvaret skyddar mot extern- och internbestrålning. För den som vill veta mer finns en mer detaljerad genomgång i [4-2].

4.3.1 Externbestrålning

Då bränslet placeras i djupförvaret har omkring 40 år förflutit sedan det togs ur drift. Under denna tid har farligheten orsakad av externbestrålning avtagit betydligt (figur 3-8). Det behövs dock skydd mot externbestrålningen i hundratals år efter placeringen i djupförvaret. Kapseln och framför allt de 500 meter berggrund som skiljer människa och natur från bränslet vid djupförvaring utgör ett kraftigt överdimensionerat skydd mot externbestrålning. Förvaret har ju inte heller dimensionerats med externbestrålning i åtanke. Det är istället utformat för att utgöra ett skydd mot spridning av radionuklider som skulle kunna åstadkomma skada genom internbestrålning om de nådde människa och miljö.

4.3.2 Internbestrålning

För att radionuklider i djupförvaret ska kunna åstadkomma skada genom internbestrålning krävs att de på något sätt kommer i kontakt med människa och natur, 500 meter ovanför förvaret, och tränger in i kroppen hos en individ. Låt oss för tillfället bortse från möjligheten att människan tränger in i förvaret eller så extrema händelser att en meteorit slår ner i förvarets närhet. Vi frågar i stället: Hur kan de processer som naturligt förekommer i urberget tänkas leda till att radionuklider transporteras till ytan?

Vad krävs med andra ord för att radionukliderna ska bli tillgängliga? Låt oss kort studera frågan barriär för barriär.

Kapseln

Kopparkapseln med sin insats av stål ska isolera avfallet under långa tider. Så länge kapseln är hel utgör den en uppenbar och fullständig begränsning av tillgängligheten för alfa- och betastrålande radionuklider. Man har lagt stora ansträngningar på att kartlägga vilka processer som skulle kunna bryta ner kapseln i förvaret. Under de förhållanden som normalt förväntas kommer kemiska korrosionsprocesser att vara så långsamma att det skulle ta

miljontals år innan kopparkapseln brutits ner. Under denna tid har farligheten sjunkit till nivåer som är jämförbara med den hos naturlig uranmalm. Kapseln kan även utsättas för mekaniska påfrestningar i ett djupförvar. Stållinsatsen är dimensionerad för att klara stora belastningar men finns ändå situationer där kapseln kan brista pga mekaniska påfrestningar? Vad händer t ex vid ett jordskalv eller vid den extra belastning förvaret utsätts för under en istid? Dessa frågor belyses närmare i rapporten [4-2].

Bränslets och radionuklidernas kemiska egenskaper

Så länge kapseln är hel spelar de övriga barriärerna ingen roll för tillgängligheten. Låt oss för det fortsatta resonemanget därför anta att kopparkapseln redan vid deponeringen är defekt, t ex i form av ett centimeterstort genomgående hål. Antagandet om hålet och i synnerhet dess storlek är mycket orealistiskt men ändå användbart för att belysa hur andra delar av förvarssystemet än kapseln bidrar till att minska tillgängligheten. En ihålig kapsel i förvaret skulle långsamt fyllas med vatten men låt oss här anta att kapseln redan från början är vattenfylld. Vi bortser vidare från kapslingsrören av zirkaloy som omger bränslet och antar i stället att bränslet står i direkt kontakt med vatten.

Transport i vatten

Vatten spelar en avgörande roll för hur radionuklider kan transporteras bort från förvaret. I själva verket bygger alla viktiga transportmekanismer ut ur förvaret på att radionukliderna rör sig i vatten på ett eller annat sätt. Det gäller såväl transport från själva bränslematerialet ut ur en vattenfylld kapsel, transport genom den våta lerbufferten och transport med det flödande vattnet i berget. I detta sammanhang är det också intressant att veta att vattenflödet på 500 m djup i berget är så långsamt att en kapsel under typiska förhållanden kommer i kontakt med bara någon liter ”nytt” vatten varje år.

Vad händer då bränslet kommer i kontakt med vatten? För att radionukliderna ska kunna röra sig i vattnet måste de först lösas i vattnet. Här kommer återigen de kemiska egenskaperna in, både för det material bränslet är uppbyggt av och för de radionuklider som ligger inbäddade i bränslet.

Upplösning av bränslekutsarna

Det fasta bränslet är ett porslinsliknande, keramiskt material uppbyggt av urandioxid, UO_2 . Bränslematerialets kemiska egenskaper gör att det i sig är mycket svårlösligt i vatten. Då bränslet kommer i kontakt med vatten kommer även alfastrålningen från radionuklidernas sönderfall att bidra till att långsamt bryta ner bränslet. Även med pessimistiska antaganden om hur denna process utvecklas, kommer i tidiga skeden av djupförvaringen endast bråkdelar av promille av bränslet att brytas ner varje år om bränslet kommer i kontakt med vatten [4-3]. Nedbrytningstakten avtar sedan ytterligare eftersom intensiteten i alfastrålningen minskar med tiden.

Lösning av radionuklider

Olika ämnen har mycket varierande förmåga att lösa sig i vatten. Lösligheten bestäms av samspelet mellan ämnets och vattnets kemiska egenskaper.

Vanligt koksalt har t ex en hög löslighet i vatten. Cirka 350 g koksalt kan lösas i en behållare med en liter vatten. Tillsätter man mer salt sjunker det till botten av behållaren och förblir i fast form. Vattnet har blivit *mättat* med salt.

De flesta radionuklider i det använda bränslet ligger fast inbäddade i bränslet ungefär som russin i en kaka. De blir alltså tillgängliga för att lösas i vatten i samma långsamma takt som bränslet löses upp. Sedan radionukliderna frilagts i bränslet måste även de lösas i vatten för att bli tillgängliga för transport. Även de flesta radionuklider är i sig mycket svårösliga i vatten. Detta gäller särskilt de ämnen som är farliga på lång sikt. Plutonium har t ex en löslighet på ca 2 miljondels gram per liter. Lösligheterna för americium och uran har liknande värden.

Flera av de nuklider som kortsiktigt dominerar farligheten som cesium och strontium är mer lösliga. Ofta ligger de inte heller lika fast inbäddade i bränslet som aktiniderna.

I tabell 4-1 visas lösligheter för ett antal radionuklider som dominerar farligheten för använt bränsle under olika epoker. För att ge en uppfattning om vad lösigheterna betyder ur risksynpunkt visas även hur mycket av en lösning mättad med respektive nuklid man måste dricka för att få en dos av 1000 mSv. 1000 mSv är ju den dos vid vilken sannolikheten att drabbas av dödlig cancer uppskattas till ca fem procent, se avsnitt 3.5.1.

Tabell 4-1. Lösligheter för några radionuklider som dominerar farligheten under olika epoker. Även den volym av en mättad lösning som om den dricks ger dosen 1000 mSv av respektive isotop är angiven. Dosen 1000 mSv uppskattas ge 5 procents sannolikhet för dödlig cancer.

| Nuklid | Halverings-tid (år) | Löslighet i vatten (gram/liter) | Volym för att lösa 1000 mSv |
|---------------|---------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Strontium-90 | 29 | 100 | 0,07 miljondels liter |
| Cesium-137 | 30 | 100 | 0,1 miljondels liter |
| Radium-226 | 1600 | 0,000 2 | 5,4 deciliter |
| Americium-241 | 433 | 0,000 002 | 5 liter |
| Plutonium-238 | 88 | 0,000 002 | 1,3 liter |
| Plutonium-239 | 24 000 | 0,000 002 | 370 liter |
| Plutonium-240 | 6 700 | 0,000 002 | 100 liter |
| Plutonium-241 | 14 | 0,000 002 | 11 liter |

Buffert

I vårt tänkta exempel med en orealistisk, tidig kapselskada, där kapseln antagits vara vattenfylld och där den skyddande effekten av Zirkaloyrören kring bränslet försumrats, kommer alltså de kemiska egenskaperna att begränsa tillgängligheten speciellt för de långsiktigt farliga radionukliderna. De radionuklider som löses upp måste därefter passera lerbufferten för att kunna nå ut ur förvaret. Då leran placeras i förvaret kommer den i kontakt med grundvattnet och sväller till ett mycket tätt material. Leran utgörs av ogenomträngliga lerpartiklar. Mellan partiklarna finns ett nätverk av mikroskopiska vattenfyllda porer. Vattnet i dessa porer är i det närmaste stillastående. Olika ämnen kan ändå transporteras i vattnet, om än mycket långsamt. Processen kallas *diffusion*.

På sin väg genom porvattnet har många radionuklider en stark tendens att fastna på lerpartiklarnas ytor. Detta fenomen kallas *sorption* och förlänger transporttiden kraftigt för många av de farligaste radionukliderna.

Man kan genom enkla överslagsräkningar (appendix 1) som tar hänsyn till diffusion och sorption komma fram till ungefärliga tider för olika radionuklider att transporteras genom bufferten. Resultatet av sådana överslag redovisas i tabell 4-2. Beräkningarna bygger på en buffertjocklek av 35 cm vilket är den dimension som är avsedd att användas i det svenska förvarssystemet. Transporttiden kan relateras till respektive radionuklids halveringstid. På så sätt kan man uppskatta hur stor del av de radionuklider som trängde in i bufferten från kapseln som sönderfaller under vägen ut och alltså aldrig når det omgivande berget. Som framgår av tabellen är denna andel mycket stor för många radionuklider. Resultatet illustrerar hur bufferten bidrar till att minska tillgängligheten i djupförvaret.

Tabell 4-2. Typiska transporttider för olika radionuklider i bufferten. För de långsiktigt farligaste radionukliderna utgör bufferten en mycket effektiv transportbarriär.

| Nuklid | Halveringstid (år) | Ungefärlig transporttid i buffert (år) | Andel som sönderfaller i buffert |
|---------------|--------------------|--|----------------------------------|
| Strontium-90 | 29 | 2,6 | 6 % |
| Cesium-137 | 30 | 12,6 | 25 % |
| Radium-226 | 1600 | 126 | 6 % |
| Americium-241 | 430 | 190 000 | 100 % |
| Plutonium-238 | 88 | 3 100 000 | 100 % |
| Plutonium-239 | 24 000 | 3 100 000 | 100 % |
| Plutonium-240 | 6 600 | 3 100 000 | 100 % |
| Plutonium-241 | 14 | 3 100 000 | 100 % |

Berget

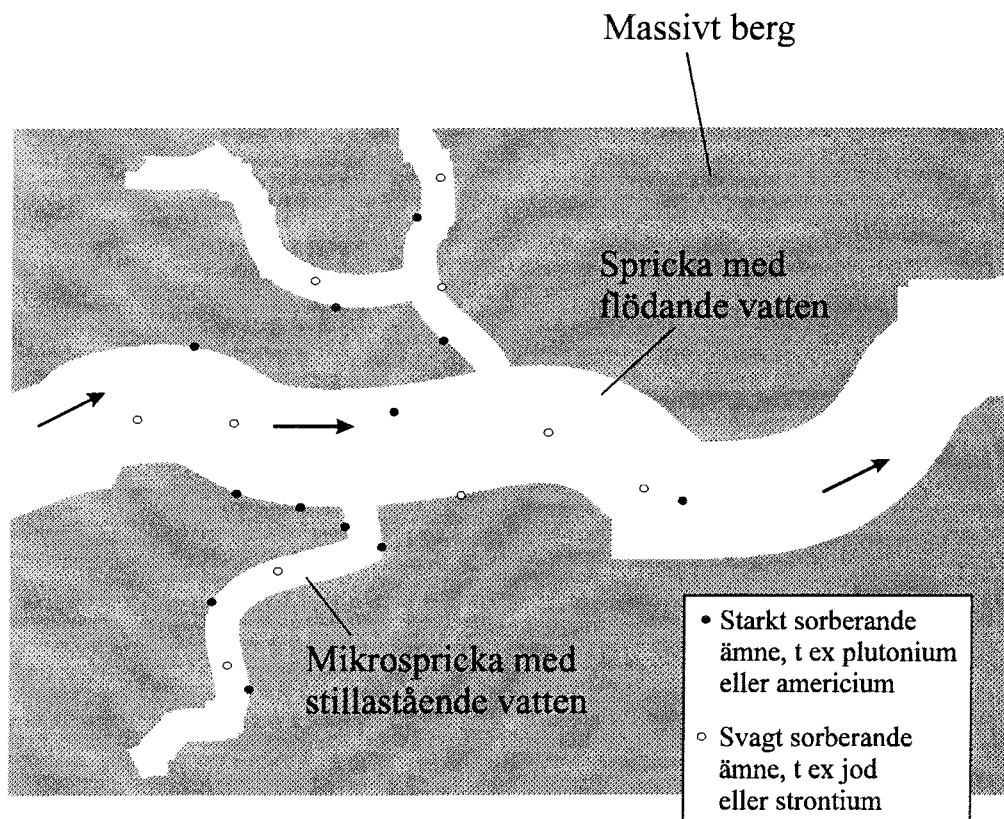
Låt oss gå vidare i vårt tänkta exempel. Om kapseln skulle vara trasig, om delar av bränslet och radionuklidinnehållet lösts upp, vad händer då med de radionuklider som når berget utan att sönderfalla under passagen av bufferten?

Förvaret ska placeras i granitiskt urberg. I de spricksystem som alltid förekommer i sådant berg rör sig grundvatten som kan transportera olika substanser till ytan.

Hur lång tid tar det för grundvatten att transporteras från 500 meters djup, där förvaret ligger, upp till ytan? Svaret beror på spricksystemets utseende och vattenströmmarnas storlekar och riktningar. Vid byggandet av förvaret kommer kapslarna att placeras i bergblock med låga vattenflöden. Under typiska förhållanden kan man ange 100 år som ett pessimistiskt riktvärde för tiden för vattentransport från sådana positioner upp till ytan. Vid åldersbestämningar av grundvatten på dessa djup finner man vanligen att vattnet är tusentals år gammalt.

Tiden för att transportera radionuklider lösta i grundvattnet är dock för nästan alla nuklider betydligt längre. Liksom i bufferten har radionuklider i bergets spricksystem en stark tendens att fastna på bergets ytor. Återigen spelar fenomenet sorption en stor roll för transporten av radionuklider i vatten. Nukliderna kan också tränga in i mikroskopiska porer i berget. Vattnet i dessa porer är i det närmaste stillastående och följderna blir att nukliderna ”undandras” det flödande vattnet. Fenomenet kallas *matrisindiffusion*, se figur 4-4.

För många radionuklider kommer transporttiderna i berget att vara tusentals gånger längre än för grundvattnet pga sorption och matrisindiffusion. Detta gäller återigen i särskilt hög grad för aktiniderna som dominerar farligheten på lång sikt, t ex plutonium och americium.



Figur 4-4. *Många radionuklider fördröjs kraftigt i berget eftersom de fastnar på ytorna, sorberas, i bergets spricksystem. Alla radionuklider kan dessutom tränga in i mikrosprickor i berget och på så sätt "undandras" det flödande vattnet.*

4.3.3 Sammanfattning

Kopparkapseln är konstruerad för att helt isolera bränslet under så långa tider att farligheten hinner avta till nivåer under dem för naturliga radioaktiva mineral.

Om kapseln skulle skadas utgör bränslets och radionuklidernas kemiska egenskaper samt lerbufferten och berget mycket effektiva barriärer för många av de långsiktigt farligaste radionukliderna. Långsiktigt farliga ämnen som plutonium och americium är inte bara svårlösliga, de har även en mycket stark tendens att "filtreras" i lerbufferten och bergets spricksystem.

Ämnen som strontium, cesium och jod är lösliga och vissa av dem filtreras inte lika effektivt i buffert och berg. Cesium-137 och strontium-90 svarar för en stor del av farligheten något hundratal år efter deponeringen för att sedan

försvinna, pga sina relativt korta halveringstider. Kapselns funktion, som ju är att isolera samtliga radionuklider under långa tider, kan alltså egentligen sägas vara viktigast i ett tidigt skede av förvaringen. Dels är ju farligheten som störst då, dels är övriga förvarsdelars förmåga att hålla tillgängligheten låg bäst för de långsiktigt farliga ämnena.

I sammanfattning begränsas alltså tillgängligheten i djupförvaret av en rad faktorer, såväl av konstruerade och naturliga barriärer som av bränslets och radionuklidernas inneboende egenskaper. Varje barriär för sig ger en hög grad av säkerhet hos förvaret vilket är innebörden i flerbarriärprincipen som omnämndes i inledningen av avsnitt 4.3.

Låt oss så i det avslutande kapitlet se hur farlighet och tillgänglighet kan kombineras till en uppfattning om risken vid djupförvaring av använt kärnbränsle.

5 RISKBEGREPPET TILLÄMPAT PÅ DJUPFÖRVARET

5.1 SAMMANVÄGNING AV FARLIGHET OCH TILLGÄNGLIGHET

De två föregående kapitlen är en relativt detaljerad genomgång av de två komponenterna hos en risk som omnämndes i kapitel 2 – farlighet och tillgänglighet. Låt oss nu på ett enkelt sätt knyta ihop farlighet och tillgänglighet för att illustrera hur riskbegreppet kan tillämpas vid diskussionen om den långsiktiga säkerheten hos ett djupförvar.

Av kapitel 3 framgår att det finns väldefinierade och allmänt accepterade mått på farlighet hos radionuklider i använt kärnbränsle. Det är svårare att finna ett enkelt och samtidigt stringent och rättvisande mått på tillgänglighet. Låt oss i stället göra en sammanställning av egenskaper som är avgörande för tillgängligheten hos olika ämnen, tabell 5-1. Tabellen omfattar de viktigaste radioaktiva ämnena som finns i använt kärnbränsle under den tänkta deponeringen i ett djupförvar. För varje ämne anges vattenlöslighet samt rörlighet i bufferten och i bergets grundvatten. Kriterierna för indelningarna i tabellen finns angivna i appendix 1.

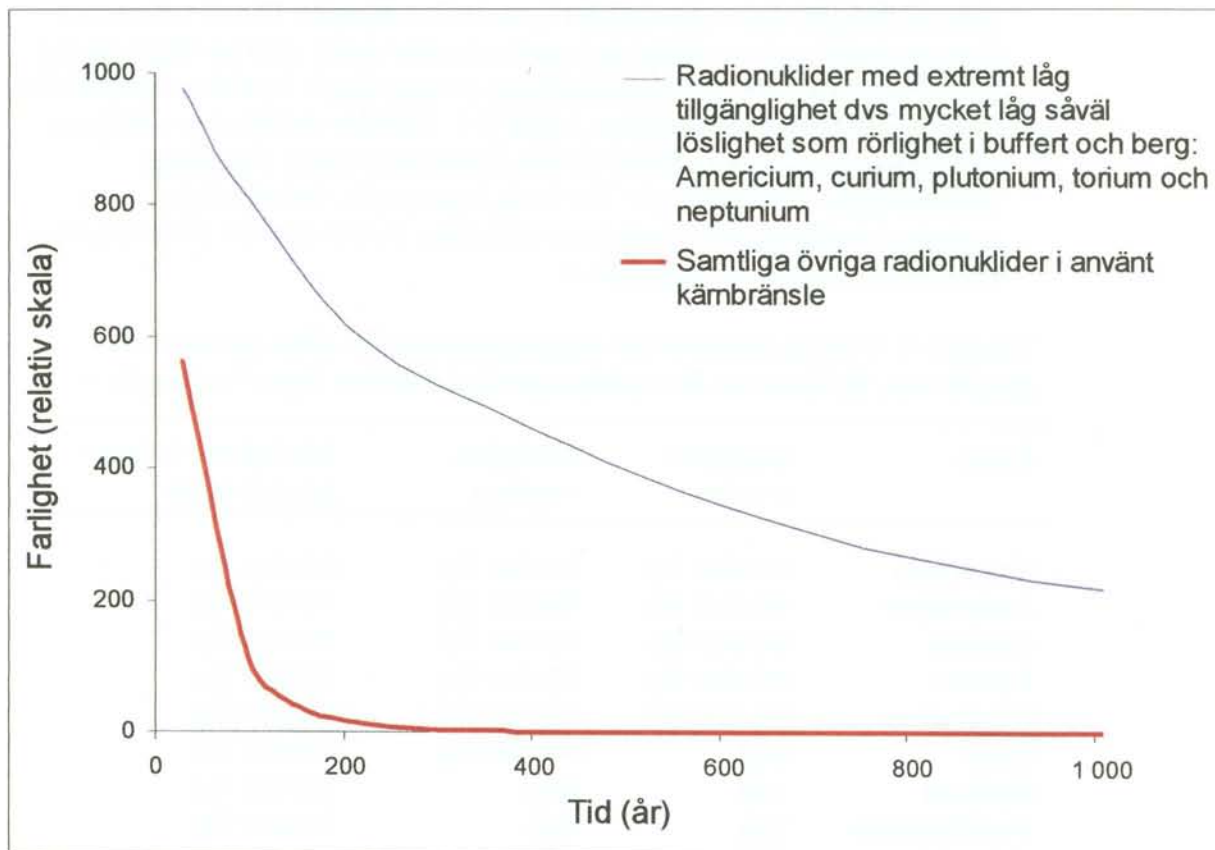
Tabell 5-1. Viktiga faktorer för tillgängligheten för olika ämnen i ett djupförvar. Kriterierna för indelningarna i tabellen finns i appendix 1.

| Ämne | Löslighet I vatten | Rörlighet i buffert | Rörlighet i bergets grundvatten |
|---------------------|-----------------------|------------------------|------------------------------------|
| Plutonium | Mycket låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Americium | Mycket låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Curium | Mycket låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Torium | Mycket låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Neptunium | Mycket låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Uran | Låg | Mycket låg | Mycket låg |
| Radium | Låg | Hög | Mycket låg |
| Protaktinium | Låg | Hög | Mycket låg |
| Strontium | Hög | Hög | Låg |
| Cesium | Hög | Hög | Mycket låg |
| Selen | Mycket låg | Hög | Hög |
| Teknetium | Mycket låg | Låg | Mycket låg |
| Jod | Hög | Hög | Hög |
| Klor | Hög | Hög | Hög |
| Kol | Hög | Hög | Hög |

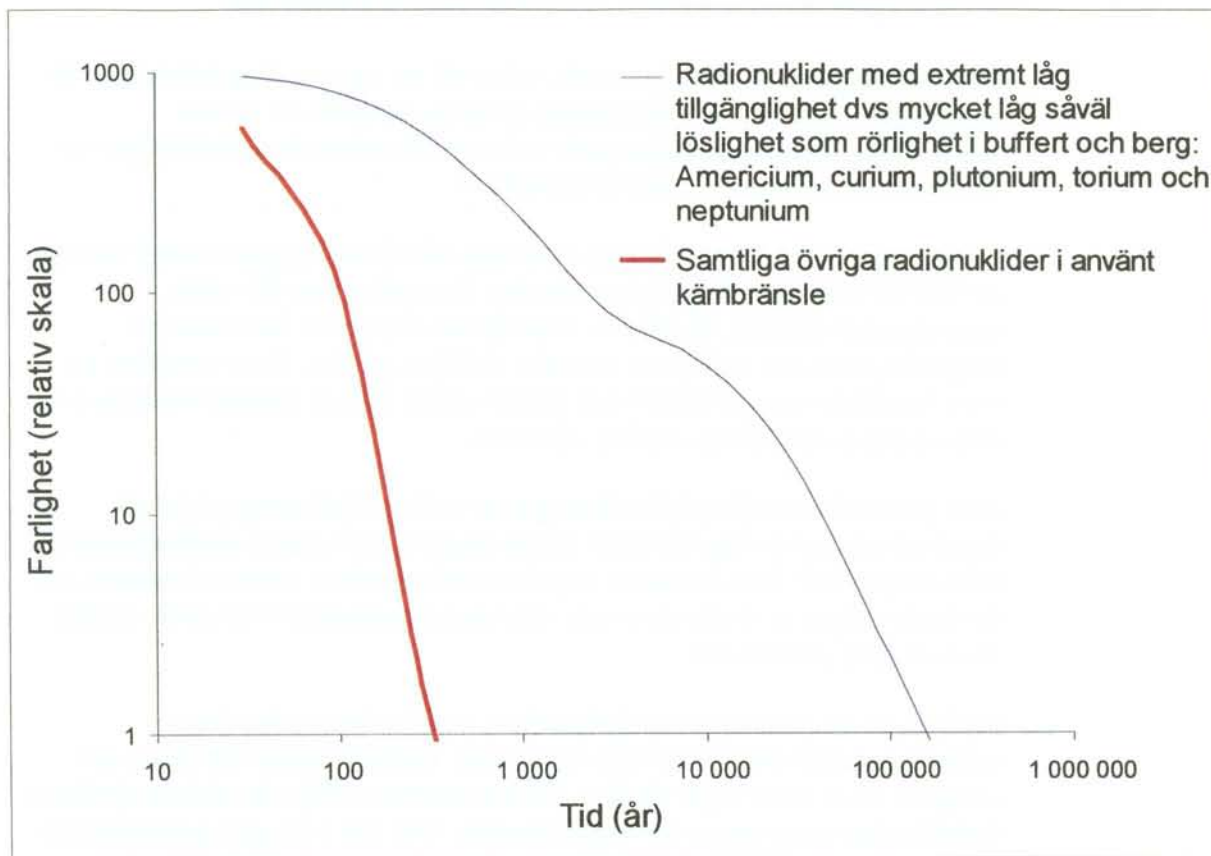
Man kan nu med hjälp av tabellen göra en uppdelning av radionukliderna i det använda bränslet i två kategorier:

- I kategori 1 samlas radionuklider med extremt låg tillgänglighet i ett djupförvar, de som har såväl låg löslighet som mycket låg rörlighet i bufferten och bergets grundvatten enligt tabell 5-1. Här hamnar alltså radionuklider av ämnena plutonium, americium, curium, torium och neptunium.
- I kategori 2 samlas alla övriga radionuklider i använt kärnbränsle, även sådana som inte tagits med i tabell 5-1.

Farligheten inom varje kategori kan sedan summeras. Resultatet visas i figurerna 5-1a och b. Farligheten avser intag via föda och farlighetsskalan är densamma som i bl a figur 3-11 i kapitel 3. Av figurerna framgår att farligheten domineras av radionuklider med extremt låg tillgänglighet redan vid deponeringen ca 40 år efter drift.



Figur 5-1a. För att illustrera riskbegreppet i samband med djupförvaring av använt kärnbränsle kan radionukliderna delas in i två kategorier; nuklider med extremt låg tillgänglighet (blå linje) samt övriga (röd linje). Av figuren framgår att nuklider med låg tillgänglighet dominerar farligheten redan då avfallet deponeras. Den blå linjen domineras kraftigt av isotoper av plutonium och americium. Kurvorna börjar vid tiden 30 år eftersom avsikten är att det använda bränslet ska mellanlagras i 30-40 år innan det placeras i ett djupförvar. Farlighetsskalan är densamma som användes i kapitel 3, se t ex figur 3-11.



Figur 5-1b. Figuren illustrerar samma sak som figur 5-1a men med logaritmiska skalor för att ett längre tidsperspektiv ska kunna överblickas.

I termer av risk, alltså en sammanvägning av farlighet och tillgänglighet, kan man säga att risken avtar mycket snabbt de inledande hundratalen år i takt med att radionuklider med hög tillgänglighet sönderfaller. Därefter ligger risken på en låg nivå eftersom de radionuklider som dominerar farligheten har en extremt låg tillgänglighet.

Det är som nämnts svårt att finna ett enkelt och samtidigt rättvisande mått på tillgängligheten. Resonemanget ovan kan ge en översiktlig uppfattning av hur riskbegreppet kan tillämpas på ett djupförvar. Vidare är resonemanget giltigt bara om en kopparkapsel skulle vara skadad, något som i sig är mycket osannolikt, speciellt under den inledande perioden efter förvarets förslutning. Så länge kopparkapseln är intakt är ju tillgängligheten noll.

Låt oss avslutningvis kort belysa vad en mer fullständig analys av ett den långsiktiga säkerheten hos ett djupförvar innebär.

5.2 SÄKERHETSANALYS AV ETT DJUPFÖRVAR

Resonemangen i föregående avsnitt syftar till att i grova drag belysa hur ett djupförvar reducerar de radiologiska riskerna orsakade av använt kärnbränsle. Betydligt noggrannare och mer uttömmande utvärderingar av förvarets säkerhet görs i *säkerhetsanalyser*.

I analyserna strävar man efter att kartlägga alla förändringsprocesser som är av vikt för förvarets långsiktiga säkerhet. Det gäller t ex förvarets temperaturutveckling till följd av resteffekten i bränslet, korrosion av kopparkapseln och buffertens kemiska stabilitet på sikt. Även inverkan av yttre händelser som jordskalv och istider utreds liksom konsekvenserna av olika typer av mänskliga intrång i förvaret.

Man genomför detaljerade beräkningar av radionuklidtransport för att demonstrera hur övriga barriärer skulle fungera om kapseln skulle skadas vid olika tidpunkter. Man beräknar även hur radionuklider omsätts i naturen om de skulle tränga ut ur förvaret och vilka doser människor i förvarets närhet skulle kunna utsättas för.

I många av de processer som behandlas i en säkerhetsanalys finns osäkerheter som ibland kan vara betydande. Osäkerheterna blir större för avlägsna tider. Man utgår därför i olika delanalyser ofta från sämsta tänkbara förhållanden inom ramen för osäkerheterna. Det kan t ex gälla pessimistiska antaganden om hur snabbt en process som korrosion utvecklas eller hur starkt olika radionuklider sorberas i berget. På så sätt kan man sätta en nedre gräns för förvarets förmåga att begränsa tillgängligheten trots osäkerheterna.

Resultaten av säkerhetsanalysen utvärderas mot uppställda kriterier för förvarets säkerhet. Analyserna granskas av myndigheter och av experter inom och utom landet. De analyser som genomförts för det tänkta svenska systemet för djupförvaring av använt kärnbränsle har visat att förvaret med goda marginaler ger de begränsningar i tillgängligheten som krävs med hänsyn till avfallens farlighet [4-4].

För den som vill veta mer om hur förvaret fungerar under olika förhållanden finns mer detaljerat material i [4-2].

6 REFERENSER

- 3-1 Depleted Uranium from Enrichment – Valuable Energy Source or Waste for Disposal? Uranium Institute, London, 1996
- 3-2 Calculations of Radionuclide Content and Decay Heat in Spent Fuel, SKB AR 90-17, Svensk Kärnbränslehantering AB
- 3-3 Bränslemängder, radionuklidinnehåll, resteffekter och typkapsel för SKB 91, SKB AR 90-41, Svensk Kärnbränslehantering AB
- 3-4 Beräkning av radionuklidinnehåll, resteffekt, aktivitet samt doshastighet för utbränt kärnbränsle, R Håkansson, Studsvik Nuclear AB, N(R)-96/079
- 3-5 En liten faktabok om strålning, Statens Strålskyddsinstitut.
- 3-6 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60; Annals of the ICRP Vol. 21 No. 1-3.
- 3-7 Bakgrund 1-96: Tio år efter Tjernobyl – vad vet vi idag om följderna?; Kärnkraftsäkerhet och Utbildning AB, Nyköping
- 4-1 Överföring av skadade bränsleelement och enskilda stavar från kärnkraftverken till CLAB. PM SoA 26-92, Svensk Kärnbränslehantering AB
- 4-2 Använt kärnbränsle – Djupförvarets funktion och utveckling. SKB rapport under bearbetning.
- 4-3 SR 95 – Mall för säkerhetsrapporter med beskrivande exempel. Svensk Kärnbränslehantering AB, december 1995
- 4-4 Se t e x a) SKI SITE-94, Deep Repository Performance Assessment Project, SKI Report 96:36, Statens Kärnkraftinspektion, december 1996; b) SKI Project-90. SKI Report TR 91:23, Statens Kärnkraftinspektion 1991; c) SKB 91 Slutlig förvaring av använt kärnbränsle. Berggrundens betydelse för säkerheten., Svensk Kärnbränslehantering AB, maj 1992; d) Kärnbränslecykelns slutsteg. Använt kärnbränsle – KBS-3. Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, maj 1983.
- A-1 Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations, ICRP Publication 61; Annals of the ICRP Vol. 21 No. 4.

APPENDIX 1 – REDOVISNING AV BERÄKNINGAR

A. Kedjesönderfall

Teori

För enkla radioaktiva sönderfall gäller sönderfallslagen

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (1)$$

där

$N(t)$ är mängden av nukliden vid tiden t ,

k är sönderfallskonstanten som är relaterad till halveringstiden, $t^{1/2}$ genom

$$k = \frac{\ln 2}{t^{1/2}}$$

(1) har lösningen

$$N(t) = N_0 e^{-kt}$$

där N_0 är mängden vid tiden $t = 0$.

För kedjesönderfall med n olika nuklider där nuklid 1 sönderfaller till nuklid 2 som i sin tur sönderfaller till nuklid 3 etc. gäller

$$\frac{dN_i}{dt} = -k_i N_i + k_{i-1} N_{i-1} \quad (2)$$

där $N_i(t)$ och k_i är mängd respektive sönderfallskonstant för nuklid i som antas ha initial mängd $N_i(0)$.

Genom att ansätta lösningen

$$N_i(t) = \sum_{j=1}^i a_{ij} e^{-k_j t} \quad (3)$$

dvs

$$\frac{dN_i}{dt} = - \sum_{j=1}^i k_j a_{ij} e^{-k_j t}$$

och sätta in i (2) får man

$$- \sum_{j=1}^i k_j a_{ij} e^{-k_j t} = -k_i \sum_{j=1}^i a_{ij} e^{-k_j t} + k_{i-1} \sum_{j=1}^{i-1} a_{i-1,j} e^{-k_j t} \quad (4)$$

Genom att identifiera koefficienterna i varje term i (4) får man

$$a_{ij} = a_{i-1,j} \cdot \frac{k_{i-1}}{k_i - k_j} \quad \text{för } 1 \leq j < i. \quad (5)$$

Genom att sätta $t = 0$ i (3) fås

$$N_i(0) = \sum_{j=1}^i a_{ij}$$

vilket kan skrivas som

$$a_{ii} = N_i(0) - \sum_{j=1}^{i-1} a_{ij} \quad (6)$$

Samtliga a_{ij} i (3) är nu bestämda rekursivt genom (5) och (6).

För den första nukliden i kedjan gäller att

$$a_{11} = N_1(0).$$

För nuklid 2 fås nu med hjälp av (5)

$$a_{21} = a_{11} \frac{k_1}{k_2 - k_1} = N_1(0) \frac{k_1}{k_2 - k_1}$$

och med användning av (6)

$$a_{22} = N_2(0) - a_{21} = N_2(0) - N_1(0) \frac{k_1}{k_2 - k_1}$$

På motsvarande sätt bestäms koefficienterna för nuklid 3 ur dem för nuklid 2. Den rekursiva formuleringen ger en god beräkningsekonomi t ex vid användning i kalkylblad.

Grenade kedjor kan hanteras med enkla modifieringar av ovanstående.

Tillämpning

Kedjesönderfall har på detta sätt beräknats i kalkylprogrammet Excel för olika fraktioner i kärnbränslecykeln. För radionuklidinventariet för använt bränsle har det initiala inventariet hämtats från beräkningar med simuleringssystemet ORIGEN2 [2-3].

Verifiering

Inventariets utveckling i tiden har beräknats med ovanstående metod. Beräkningarna har verifierats genom kontroll mot resultat erhållna med ORIGEN2 vid olika tidpunkter upp till 10^{10} år. Överensstämmelsen ligger inom 1 promille, även för de sista stegen i kedjor med över 30 nuklider.

B. Radioaktivitet, resteffekt och farlighet

Aktiviteten för nuklid i , $a_i(t)$, fås enkelt ur mängden beräknad enligt ovan som $a_i(t) = k_i N(t)$.

Resteffekt orsakad av en viss nuklid fås genom att multiplicera aktiviteten med nuklidens sönderfallsenergi.

Farligheten för en viss nuklid fås genom att multiplicera aktiviteten med dosfaktorn för intag via föda respektive inandning. Dosfaktorerna, D , har beräknats genom att använda ALI-värden ur [A-1] och sambandet

$$D = 0,02/ALI \text{ (Sv/Bq)}$$

där ALI-värdet är uttryckt i Bq. I de fall flera ALI-värden anges för en och samma nuklid och exponeringsväg har genomgående det lägsta ALI-värdet valts, dvs det som ger den högsta dosfaktorn.

C. Fördröjning i buffert

Fördröjningen i bufferten, t_{Buff} , kan uppskattas med formeln

$$t_{\text{Buff}} = 0.05 L^2 (\epsilon_{\text{Buff}} + \rho_{\text{Buff}} \cdot K_{\text{dBuff}}) / D_{\text{eBuff}}$$

där

$$L = \frac{1}{2} (d_{\text{Out}} - d_{\text{In}}) / {}^{10}\log(d_{\text{Out}} / d_{\text{In}})$$

| | | |
|--------------------------|---|------------------------|
| d_{Out} | buffertens yttre diameter | 1,75 m |
| d_{In} | buffertens inre diameter | 1,05 m |
| ϵ_{Buff} | bufferetns porositet | 0,25 |
| ρ_{Buff} | buffertens torrdensitet | 1600 kg/m ³ |
| D_{eBuff} | effektiv diffusivitet för respektive element, se tabell | |
| K_{dBuff} | K_{d} -värde för respektive element, se tabell | |

Tabell A-1. Kemiska data för de viktigaste elementen i använt kärnbränsle. Samtliga data i tabellen är hämtade från [3-3].

| Element | D_{eBuff} (m ² /år) | K_{dBuff} (m ³ /år) | t_{Buff} (år) | Löslighet (mol/m ³) | K_{dRock} (m ³ /kg) |
|---------|--|--|---------------------------|------------------------------------|--|
| Am | 3,2·10 ⁻³ | 3 | 187 000 | 2·10 ⁻⁵ | 0,2 |
| Cm | 3,2·10 ⁻³ | 3 | 187 000 | 2·10 ⁻⁵ | 0,2 |
| Pu | 3,2·10 ⁻³ | 50 | 3,1 milj | 2·10 ⁻⁵ | 0,2 |
| U | 3,2·10 ⁻³ | 3 | 187 000 | 2·10 ⁻⁴ | 2 |
| Th | 3,2·10 ⁻³ | 3 | 187 000 | 2·10 ⁻⁷ | 2 |
| Ra | 0,79 | 0,5 | 126 | 1·10 ⁻³ | 0,15 |
| Np | 3,2·10 ⁻³ | 3 | 187 000 | 2·10 ⁻⁶ | 2 |
| Pa | 0,79 | 3 | 756 | 3·10 ⁻⁴ | 1 |
| C | 3,2·10 ⁻³ | 0 | 9,7 | >1 | 0,001 |
| Cl | 7,9·10 ⁻⁵ | 0 | 394 | >1 | 0 |
| Se | 3,2·10 ⁻³ | 0,003 | 196 | 1·10 ⁻¹⁷ | 0,001 |
| Sr | 0,79 | 0,01 | 2,6 | >1 | 0,015 |
| Tc | 3,2·10 ⁻³ | 0,1 | 6200 | 2·10 ⁻⁵ | 1 |
| Pd | 3,2·10 ⁻³ | 0,01 | 632 | 2·10 ⁻³ | 0,001 |
| I | 7,9·10 ⁻⁵ | 0 | 394 | >1 | 0 |
| Cs | 0,79 | 0,05 | 12,6 | >1 | 0,15 |

D. Karakterisering av tillgänglighet.

För den karakterisering av tillgänglighetsdata som görs i kapitel 5 har följande kriterier använts (data hämtade ur tabell A-1 på föregående sida):

Löslighet

| | |
|------------|-------------------------------------|
| Mycket låg | $< 10^{-4} \text{ mol/m}^3$ |
| Låg | $10^{-4} - 10^{-2} \text{ mol/m}^3$ |
| Hög | $> 10^{-2} \text{ mol/m}^3$ |

Rörlighet i buffert

| | |
|------------|--|
| Mycket låg | $t_{\text{Buff}} > 10\,000 \text{ år}$ |
| Låg | $1\,000 \text{ år} < t_{\text{Buff}} < 10\,000 \text{ år}$ |
| Hög | $t_{\text{Buff}} < 1\,000 \text{ år}$ |

Rörlighet i berg

| | |
|------------|---|
| Mycket låg | $K_d\text{Rock} > 0,1 \text{ m}^3/\text{kg}$ |
| Låg | $0,01 \text{ m}^3/\text{kg} < K_d\text{Rock} < 0,1 \text{ m}^3/\text{kg}$ |
| Hög | $K_d\text{Rock} < 0,01 \text{ m}^3/\text{kg}$ |