1976:41

SOU

Bilaga

Ur KB:s samlingar
Digitaliserad år 2013

KUNGL. BIBLIOTEKET
National Library of Sweden

och radioaktivt avfall

Bilaga till betänkande av Aka-utredningen

1976:41

SOU

Bilaga

Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall

Bilaga till betänkande av Aka-utredningen

23/3

Statens offentliga utredningar
1976:41
Industridepartementet

Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall

Bilaga

Bilaga till betänkande från Aka-utredningen

Stockholm 1976

ISBN 91-38-03033-0
ISBN 0375-250X
Göteborgs Offsettryckeri AB
Malmö 1976

Omslagsbilden visar $\beta\gamma$-autoradiografi av ett tvärsnitt av en UO_2-kuts, som bestrålats i R2-reaktorn. Tekniken bestar i att man trycker en lämplig fotografisk plat mot provet. Utöver sprickor kan man lätt se fläckar av $\beta\gamma$-aktivt material och ett komplicerat bandmönster vid olika radiella positioner orsakat av klyvningsprodukternas omfördelning.
Fotot från AB Atomenergi.

Förord

Med stöd av Kungl. Maj:ts bemyndigande den 28 december 1972 tillkallade chefen för industridepartementet den 25 april 1973 sju sakkunniga för att utreda frågan om hanteringen av högaktivt avfall från kärnkraftverk. Den 28 december tillkallades ytterligare två sakkunniga. De sakkunniga fick i uppdrag att analysera olika frågor som är av betydelse för den svenska handlingsberedskapen på området. Genom särskilda tilläggsdirektiv den 10 maj 1974 utvidgade industriministern utredningsuppdraget till att också omfatta de frågor, som rör hantering och förvaring av låg- och medelaktivt avfall. De sakkunniga antog namnet utredningen om radioaktivt avfall, förkortat Aka-utredningen.

Ledamöter i kommittén har varit landshövding Gösta Netzén, ordförande, riksdagsmännen Jan Bergqvist, Einar Larsson, John Takman, Anders Wijkman, Nils Erik Wååg, Rune Ångström, professor Lars-Gunnar Larsson och avdelningschef Arne Westlin.

Generaldirektör Gunnar Ekevärn, fil.kand. Leif Hjärne, fil.lic. Åke Hultgren, civilingenjör Alf Larsson, professor Bo Lindell, departementssekreterare Lennart Lindgren, ingenjör Bertil Mandahl och direktör Erik Svenke har ingått som experter i utredningen. Planeringsdirektör Philip Moding har varit utredningens sekreterare och byrådirektör Hans Fransson biträdande sekreterare.

Kommittén har utgivit en lägesrapport om kärnkraftens högaktiva avfall (Ds I 1974:6) och en lägesrapport om det låg- och medelaktiva avfallet (Ds I 1975:8).

Den 19 maj 1976 överlämnades utredningens huvudbetänkande vilket är uppdelat i tre delar. Del I (SOU 1976:30) innehåller sammanfattning, översiktlig redovisning av utredningsarbetet och bakgrundsmaterial samt överväganden och förslag. Del II (SOU 1976:31) omfattar sådant faktamaterial, som utgör underlag för våra ställningstaganden och förslag. Del III (SOU 1976:32) är en engelskspråkig sammanfattning av betänkandet.

På uppdrag av utredningen har flera olika expertorgan medverkat för att få fram underlag för kommitténs ställningstaganden och förslag. En del av detta arbetsmaterial är så omfattande att det endast i mindre utsträckning har kunnat ingå i betänkandet. Utredningen har emellertid bedömt det vara av stort värde att publicera detta material. Följande promemorior utges därför som bilagor till betänkandet.

Malmö i juni 1976

Aka-utredningen

Innehåll

Bilaga 1 Upparbetningsanläggning i Sverige, en lokaliseringsstudie 7
Bilaga 2 Återföring av plutonium och övriga transuraner i kraftreaktorer 53
Bilaga 3 Innehåll av klyvningsprodukter vid en utbränning av 28 500 MWd/tHM i Aka-härdarna U, 04C, 05D och 05E 97
Bilaga 4 Omgivningsrisker vid bränsleupparbetning, avfallshantering och tillhörande transporter – en förstudie 105
Bilaga 5 Uppkomst och spridning av luftburen aktivitet vid hantering och förvaring av plutonium och högaktivt avfall 139
Bilaga 6 Lagring av plutonium 157
Bilaga 7 Metodstudie för att påvisa grundvattenförande zoner i berggrunden 173

Bilaga 1 Upparbetningsanläggning i Sverige, en lokaliseringsstudie

Vattenbyggnadsbyrån AB

Innehållsförteckning

1 Sammanfattning 9
2 Inledning 9
2.1 Historik 9
2.2 Uppdraget 10
3 Bakgrund 10
3.1 Upparbetning som ett led i utbyggnaden av kärnkraft . . 10
3.2 Förläggning av utländska upparbetningsanläggningar . . . 11
3.2.1 Anläggningar i Frankrike 11
3.2.2 Anläggningar i Storbritannien 15
3.2.3 Anläggningar i USA 17
3.2.4 Övriga utländska anläggningar 18
3.3 Diskussion och sammandrag av utländska erfarenheter . . 19
3.4 Erfarenheter från utlandet tillämpade för en anläggning i Sverige 22
4 Förutsättningar 23
4.1 Allmänna förutsättningar 23
4.1.1 Markanvändning och regionalpolitik, prop. 1972:111 23
4.1.2 Krigsskydd 26
4.1.3 Skydd mot sabotage och stöld 27
4.1.4 Leverantörer, kapacitet och drifttid 27
4.1.5 Samlokalisering 28
4.1.6 Erforderligt verksområde och utbyggnadsmöjligheter 28
4.1.7 Teknik för upparbetning 29
4.2 Krav på den naturliga miljön 30
4.2.1 Hydrografi 30
4.2.2 Grundvatten 30
4.2.3 Kylvattenbehov 33
4.2.4 Sötvattenbehov 33
4.2.5 Klimat 33
4.2.6 Utsläpp till vatten och luft 34
4.2.7 Topografi, geologi 35
4.2.8 Seismologi 35
4.3 Krav på miljöskydd och säkerhet 36
4.3.1 Tillåtliga doser 36

4.3.2 Faktorer som påverkar risknivån i olika steg i bränslets kretslopp 37
4.3.3 Omgivningspåverkan från upparbetningsanläggningar 39
4.3.4 Buller och ljus 40
4.3.5 Påverkan på landskap, natur och friluftsliv . . . 40
4.3.6 Möjligheter till samlokalisering 41
4.3.7 Transportsäkerhet 42
4.4 Krav på transporter och energiförsörjning 42
4.4.1 Sjöfart 47
4.4.2 Järnväg 47
4.4.3 Landsväg 47
4.4.4 Flyg 48
4.4.5 Energiförsörjning 48
5 Resultat av studien 48
5.1 Lokaliseringsmetodik 48
5.2 Förutsättningarnas innehållande, allmänt 49
5.3 Utbyggnadsmöjligheter – samlokalisering 49
5.4 Lämpliga bergområden 50
5.5 Transportarbete 50
5.6 Möjligheter till lokalisering av en upparbetningsanläggning i Sverige 51

1 Sammanfattning

Enligt givna direktiv har utredningen om radioaktivt avfall, Aka-utredningen, i uppgift att undersöka om det är möjligt att i Sverige lokalisera en upparbetningsanläggning. Utredningen har uppdragit åt Vattenbyggnadsbyrån, VBB, att göra en lokaliseringsstudie, som härmed redovisas. Utredningsarbetet i VBB har letts av en arbetsgrupp, som bestått av Arne Antonson, Otto Brotzen, Urban Gille, Åke Hultgren, Ulf Kihlblom, Alf Larsson, Rolf Lindskog, Philip Moding och Thor-Ulf Sjöborg. Uppdraget hos VBB har genom arbetsgruppen samordnats med de specialuppdrag som Aka-utredningen samtidigt haft hos AB Atomenergi, Försvarets Forskningsanstalt (FOA) och Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Arbetsgruppen har fortlöpande samrått med och redovisat sina delresultat för Aka-utredningen. Kontakter har även tagits med utländsk upparbetningsindustri. Direktiven anger att speciellt skall Aka-utredningen undersöka om en samlokalisering med befintliga kärnkraftverk är möjlig. Hänsyn skall tas till den av riksdagen antagna riksplanen prop. 1972:111 för markanvändning och regionalpolitik. Man skall också belysa hur omgivningen påverkas.

De krav som en upparbetningsanläggning ställer har sammanställts i föreliggande studie. Erfarenheter från lokalisering av utländska upparbetningsanläggningar, främst en planerad västtysk, har inhämtats. Landet har indelats i fem regioner. Kraven har prövats i alla fem regionerna och på befintliga kärnkraftslägen.

Som framgår av studien är det möjligt att förlägga en upparbetningsanläggning inom samtliga fem regioner och i närheten av kärnkraftverken i Ringhals, Oskarshamn och Forsmark.

2 Inledning

2.1 *Historik*

Inom landet har utförts vissa studier och utredningar om högaktivt avfall. I början av 1960-talet genomförde AB Atomenergi ett förprojekt till en upparbetningsanläggning. Platsen Sannäs valdes bl. a. med hänsyn till goda möjligheter att utföra bergskyddade lagringsutrymmen för högaktivt avfall, som då användes som ett primärt kriterium.

År 1970 utfördes en studie över upparbetning av kärnbränsle. Förutsättningar och motiv för en anläggning redovisades. Upparbetning och omhändertagande av det aktiva avfallet kunde då köpas utomlands. Det bedömdes att i framtiden kunde ansvaret för dessa tjänster komma att åvila det land där avfallet uppstått. En beredskap inom landet föreslogs.

I maj 1972 överlämnade en arbetsgrupp en rapport till SSI:s styrelse om riktlinjer för att ta hand om radioaktivt avfall. I första hand avsågs låg- och medelaktivt avfall från nukleär verksamhet.

Utredningsdirektiven till Aka-utredningen anger att de sakkunniga skall utreda frågor om högaktivt avfall från kärnkraftverk. Tekniska, ekonomiska och säkerhetsmässiga problem i samband med såväl upparbetning av kärn-

bränsle som den följande behandlingen och förvaringen av det högaktiva avfallet, inberäknat transporter, skall belysas. De sakkunniga bör studera lokaliseringsmöjligheterna för en svensk upparbetningsanläggning och därvid utgå från de riktlinjer för hushållning med mark och vatten som fastställts av riksdagen. Möjligheterna till en samlokalisering med bl. a. kärnkraftverk bör beaktas.

I tilläggsdirektiv till Aka-utredningen utvidgas uppdraget att även omfatta hantering och förvaring av låg- och medelaktivt avfall samt sådant avfall som inte härrör från kärnkraftverk.

Aka-utredningen lämnade 1974 en lägesrapport, kärnkraftens högaktiva avfall Ds I 1974:6.

Från statens sida har även tagits flera viktiga initiativ om energiförsörjning och säkerhet inom kärnkraftområdet. Speciellt bör nämnas regeringens energiproposition 1975:30, som antagits av riksdagen i maj 1975.

2.2 *Uppdraget*

Enligt givna direktiv har Aka-utredningen i uppgift att undersöka om det är möjligt att i Sverige lokalisera en upparbetningsanläggning.

VBB fick under november 1974 i uppdrag att biträda Aka-utredningen med en lokaliseringsstudie.

Målet för denna studie är att

- belysa möjligheterna att förlägga en upparbetningsanläggning inom landet
- undersöka om samlokalisering med kärnkraftanläggningar är möjlig
- belysa hur anläggningen påverkar omgivningen.

Långtidsförvaring av högaktivt avfall och de krav som ställs på en slutlig förvaringsplats ingår inte i denna studie. Dock granskas förutsättningarna för samlokalisering av en slutlig förvaringsanläggning för högaktivt avfall med en upparbetningsanläggning.

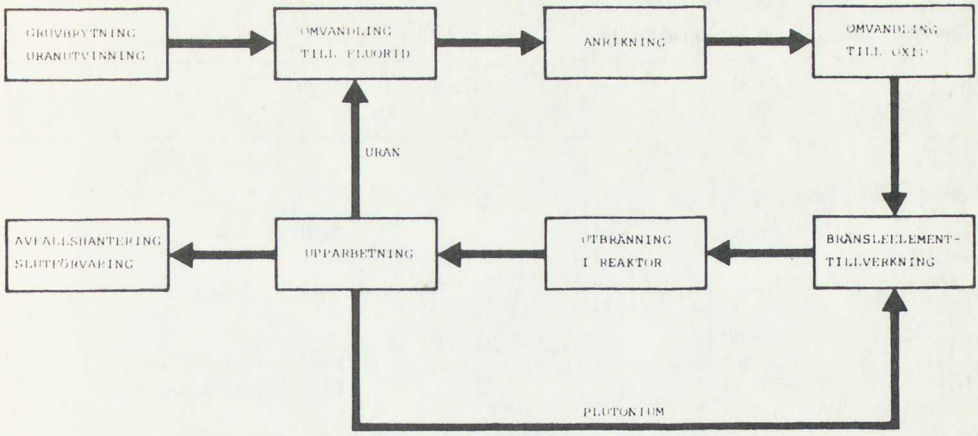
3 Bakgrund

3.1 *Upparbetning som ett led i utbyggnaden av kärnkraft*

Reaktorbränslets kretslopp omfattar

- utvinning av uran ur malmer
- rening av uran och omvandling till uranhexafluorid
- anrikning
- omvandling till uranoxid
- tillverkning av bränsleelement
- utbränning i kärnkraftverk
- transport av utbränt bränsle
- upparbetning av utbränt bränsle
- slutlig förvaring av aktivt avfall

Bränslets kretslopp illustreras i figur 1.



Figur 1 Reaktorbränslets kretslopp

Av dessa steg är det tänkbart att till samma plats förlägga kärnkraftverk, anläggningar för omvandling till uranhexafluorid, upparbetning, tillverkning av plutoniumbränsle och behandling av aktivt avfall. Det vanliga utomlands är dock att man begränsar sig till upparbetning, omhändertagande av aktivt avfall samt i något fall tillverkning av plutoniumbränsle. Därtill kommer också nukleära experimentanläggningar av olika slag som kan dra nytta av gemensamma basanläggningar.

3.2 *Förläggning av utländska upparbetningsanläggningar*

Studien har inletts med en genomgång av hur utländska upparbetningsanläggningar förlagts. Uppgifterna har hämtats ur litteraturen där USA, England och Frankrike svarar för det mesta underlaget. Vidare har några av anläggningarna besökts.

Upparbetningsanläggningar kan delas in i tre kategorier.

- Tidiga, stora produktionsanläggningar byggda för ett militärt behov att utvinna plutonium ur lågutbränt uran
- Olika slag av större eller mindre försöksanläggningar för skilda typer av bränsle
- Anläggningar inriktade på upparbetning av högutbränt oxidbränsle från kärnkraftreaktorer.

Tabell 1 innehåller en översikt av anläggningar för upparbetning som har byggts, byggs eller planeras.

3.2.1 Anläggningar i Frankrike

Frankrike har två anläggningar för upparbetning, UP1 i Marcoule och UP2 i La Hague. En liten försöksanläggning har under 50-talet varit i drift vid Fontenay-aux-Roses nära Paris. UP1, Marcoule, har uppförts i södra Frank-

Tabell 1 Världens anläggningar för upparbetning

Anläggning	Land	År	Kapacitet ton uran/år	Anm.
Militära anläggningar				
Windscale I	England	1952	–	Nedlagd 1964
Savannah SRP	USA	1954	10 000	
Hanford, HW	USA	1952	10 000	
Marcoule, UP1	Frankrike	1960	900	
La Hague, UP2	Frankrike	1967	800	
	Sovjet			Upplysningar saknas
	Kina			Upplysningar saknas
Försöks- och speciella anläggningar				
Oak Ridge	USA	1950		Nedlagd
Fontenay-aux-Roses	Frankrike	1950		Nedlagd
Idaho, ICPP	USA	1953		
Dounreay	England			
Trombay	Indien	1965	75	
Eurochemic	Belgien	1966	60	Nedlagd 1975
Eurex I	Italien	1970	15	
Karlsruhe, WAK	Västtyskland	1971	35	
Anläggningar för kraftreaktorbränsle				
Windscale II	England	1964	2 500	Magnox-bränsle
Windscale II	England	1970	400	För oxidbränsle, driften avbruten 1973
West Valley, NFS	USA	1966	300	Driften avbruten 1971
West Valley, NFS	USA	1979	750	Under ombyggnad
Tokai-mura, PNC1	Japan	1975	210	Under uppförande
La Hague, UP2	Frankrike	1975/80	800	Under tillbyggnad för oxidbränsle
Tarapur	Indien	1976	125	Under uppförande
Barnwell, AGNS	USA	1977	1 500	Under uppförande
Morris, MFRP	USA	?	?	Uppförd men ej i drift
KEWA	V-Tyskland	1985	1 500	Planer
EXXON	USA	1983?	1 500	Planer
	Sovjet			Upplysningar saknas
	Kina			Upplysningar saknas

rike invid Rhônestranden i ett glesbebyggt jordbruksdistrikt ca 3 mil från Avignon, figur 2. Anläggningen är avsedd för produktion av plutonium för militärt ändamål och togs i drift år 1960. Kapaciteten är ca 900 ton lågutbränt uran per år.

Som skäl för förläggningen av UP1 till Marcoule anges att

- det är nära till en stor flod som behövs för att täcka vattenbehovet och släppa ut lågaktivt flytande avfall
- läget är säkert mot översvämningar
- berggrunden är lämplig för att bära tunga byggnader
- kommunikationerna är goda med vägar och järnvägar
- regionalpolitiska hänsyn har tagits för att bereda arbetstillfällen enligt franska statens decentraliseringspolitik

Figur 2 Läget för upparbetningsanläggningen vid Marcoule

Flera andra nukleära anläggningar har efterhand tillkommit i Marcoule, t. ex. reaktorer för snabbreaktorutveckling, framställning av isotoper, överföring av flytande högaktiva avfallslösningar till glas, inneslutning av me-

Figur 3 Läget för upparbetningsanläggningen vid La Hague

delaktivt avfall i asfalt m. m. Marcoule är idag ett viktigt centrum för industriell nukleär forskning.

UP2, La Hague startade år 1966 och har en årlig kapacitet av 800 ton lågutbränt uran. Man avsåg från början militär produktion men under trycket av programmen för den civila kärnkraften kompletteras nu anläggningen för blandad produktion. År 1976 skall 100 ton oxidbränsle per år från kraftreaktorer kunna behandlas. En stegvis ökning av denna kapacitet är förutsedd och planerad att uppgå till 800 ton år 1980.

Man anser att UP2, La Hague har fått ett gott läge "omgivet av hav och vind" på en udde i Engelska kanalen ca 2 mil från Cherbourg i Normandie, figur 3. Landskapet är platt och beläget högt över havets yta.

På direkt fråga varför denna plats valts anger man att

- möjligheterna är mycket goda att släppa ut lågaktiva avfallslösningar i havet (tidvattenströmmar upp till 5 m/s)
- vindriktning utåt havet är vanligast (medelvärde 7 m/s)
- naturen är lämplig och berggrunden bra
- tillgången på sötvatten är betryggande
- jordbruket är av ringa omfattning
- det är nära till Cherbourg (80 000 inv)
- vägarna är goda
- möjligheter finns för anslutning till järnväg

Området är stort ca 2 km^2 och tillåter framtida utbyggnader. För närvarande finns inom området en central för behandling och förvaring av aktivt avfall från industrier och sjukhus (Infratome). Vidare har nyligen planer tillkännagivits för en fabrik för plutoniumbränsle med igångsättning år 1982.

Man vill i framtiden övergå till transporter på järnväg av utbränt reaktorbränsle även om det blir dyrbart att bygga ut järnvägsnätet. Planer är under utarbetande över de bästa och säkraste transportvägarna. År 1985 räknar man med att behöva utföra 400 transporter med transportbehållare vägande 80–100 ton.

3.2.2 Anläggningar i Storbritannien

Utöver två mindre försöksanläggningar i Dounreay i nordligaste Skottland har man i England upparbetningsanläggningar i Windscale vid stranden av Irländska sjön i Cumberland, figur 4.

Den första anläggningen, Windscale I, var i verksamhet åren 1950–1964 för militär produktion innan den nedlades. Windscale II är i drift sedan år 1964 och gränsar till den nedlagda. Kapaciteten är 2 500 ton lågutbränt uran per år. Efter tillbyggnad år 1970 har man även behandlat oxidbränsle från kraftreaktorer. Denna verksamhet upphörde år 1973. Enligt senaste planer kommer man år 1983 att inom området uppföra ytterligare en anläggning, Windscale III, med en årlig kapacitet av 800 ton högutbränt oxidbränsle.

Som skäl för förläggning till Windscale kan anges att

- det är omedelbar närhet till Irländska sjön vari lågaktivt flytande avfall kan ledas ut

Figur 4 Läget för upparbetsningsanläggningen vid Windscale

- trakten är ett glesbefolkat jordbruksdistrik
- anläggningstekniska förutsättningar är goda
- det finns goda vägar, järnväg vid området och hamnar med järnväg i närheten
- det är lagom avstånd till städer och större samhällen

Inom en radie av ca 10 mil finns en anläggning för hantering av uran (Springfields), för anrikning av uran (Capenhurst) liksom högkvarteret för industriell nukleär verksamhet (Risley). Inom området finns fyra Magnox-reaktorer samt en utvecklingsreaktor. Vidare finns en fabrik för plutoniumbränsle och i närheten en station för behandling och förvaring av avfall från industrier och sjukhus (Drigg).

Anledningen att den andra anläggningen lades på samma plats som den första uppges vara fördelarna med att 'det mesta" redan fanns på platsen såsom

- ett system i drift för att ta hand om fast och flytande avfall
- allmän service och försörjning som lätt kunde byggas ut
- skolad personal för ledning, drift och underhåll

3.2.3 Anläggningar i USA

USA har byggt och drivit ett flertal anläggningar för upparbetning, två är under uppförande och ytterligare några har varit eller är under planering. Förläggningsplatserna är med få undantag i landets östra delar.

Två tidiga, mindre försöksanläggningar har varit i drift i Oak Ridge, Tennessee, där de ingått i annan nukleär verksamhet vid forskningsstationen.

Vid Savannah och Hanford finns inom vardera området flera upparbetningsanläggningar för militära ändamål. Platserna är förlagda till glesbebyggda områden invid de stora Savannah- och Columbiafloderna.

Anläggningen ICPP, Idaho Falls förlades år 1953 till ett ödsligt område norr om Stora Saltsjön. Platsen var från början ett militärt skjutfält. Anläggningen behandlar utbrända element från militära reaktorer och materialprovningsreaktorer. På platsen är reaktorer uppförda liksom anläggningar för behandling och förvaring av olika typer av aktivt avfall.

NFS, West Valley i staten New York är den första kommersiella anläggningen för upparbetning av bränsle från kraftreaktorer. Den har på många sätt varit ett försöksprojekt. Efter drift under åren 1966–1971 och upparbetning av ca 600 ton bränsle av olika sammansättning avbröts hanteringen. Nu byggs anläggningen om för att öka kapaciteten till 750 ton oxidbränsle per år med en beräknad igångsättning år 1980. Anläggningen är belägen i en svagt backig skogsmark i närheten av en mindre flod som rinner till Lake Erie. Mindre mängder lågaktivt avfall släpps ut i floden. Närmaste större stad, Buffalo, ligger på 4 mils avstånd. Anslutning till väg och järnväg finns.

AGNS, Barnwell har förlagts intill SRP, Savannah River Plant, i South Carolina nära Savannahfloden i en glesbebyggd skogstrakt. Augusta är närmaste större samhälle och beläget på 5 mils avstånd. Bygget är långt framskridet och man räknar med att komma igång år 1977 med 1 500 ton oxidbränsle årligen vid full kapacitet.

Enligt uppgifter har man valt platsen för att

- områdets industrier ökar snabbt och därför byggs snabbt fler reaktorer där

- vägar och järnvägar är bra. Savannah River har seglingsbar hamn inom SRP:s område
- det är fördelar med samförläggning och samma typ av anläggningar har drivits med fördel i över 15 år på platsen

MFRP, Morris ligger ca 8 mil sydväst om Chicago i staten Illinois. Den är uppbyggd men ej tagen i drift. En ovanlig process valdes som ej visat sig fungera. Antingen bygger man om anläggningen för igångsättning omkring år 1982 för 500 ton bränsle per år eller läggs den ner. MFRP är avsedd att närmast betjäna uppförda eller planerade reaktorer i det starkt industrialiserade området. Till platsen är också förlagda de tre Dresdenreaktorerna vilket dock uppges ej ha spelat någon väsentlig roll. De goda transportmöjligheterna anses ha haft stor betydelse vid lokaliseringen. Det är nära till Illinois River.

The Atlantic Richfield Company (ARCO) har tidigare övervägt att bygga en anläggning med en årskapacitet av 1 800 ton bränsle som skulle vara färdig 1976. Den har emellertid inte kommit till utförande. Då man sökte efter plats bestämde man sig för Leeds ett tiotal mil norr om den plats som Barnwell förlades på. Slutligen har Exxon Nuclear planer på en anläggning på 1 500 ton per år med start omkring år 1983.

3.2.4 Övriga utländska anläggningar

Eurochemic i Belgien har varit i drift år 1966–1975. Det är en internationell försöksanläggning för olika typer av bränsle med en kapacitet av ca 60 ton per år. Det finns planer på att i belgisk regi bygga ut kapaciteten efterhand till 600 ton per år under 1980-talet. Anläggningen ligger i Mol i nordöstra Belgien ej långt från holländska och västtyska gränserna. Landet är platt, tätt befolkat och det finns jordbruk och industrier i omgivningen. Vägarna är goda, det är nära till järnväg och området gränsar till en stor kanal.

Belgonucleaire, som har flera anläggningar i närheten, har tagit hand om lågaktivt flytande avfall.

Anläggningar för upparbetning i Sovjet och Kina har ej stått att få några informationer om.

Indien driver sedan år 1965 en anläggning i Trombay. Det är en stor försöksanläggning för 75 ton lågutbränt uran per år. I Tarapur pågår bygge av en anläggning för 125 ton oxidbränsle per år. Den beräknas vara i drift år 1976.

Japan håller på att ta i drift en anläggning, PNC1, vid Tokai-mura för 210 ton uran per år. Platsen ligger 12 mil nordost om Tokyo invid Stilla Oceanen. Samförläggning med annan nukleär verksamhet har gjorts. Speciellt har förekomsten av jordbävningar och flodvågor fått beaktas.

I Västtyskland planerar man att uppföra en anläggning, KEWA, för 1 500 ton oxidbränsle per år och den väntas vara i drift år 1985. KEWA blir det första stora nybygget i Europa där man inriktar sig på att behandla enbart högutbränt oxidbränsle från kraftreaktorer. Valet av plats kommer att bli av stort intresse. För närvarande står valet mellan tre – fyra platser av ett från början 15-tal utvalda och lämpliga. I marken under KEWA-anläggningen vill man ha möjligheter till slutlig förvaring av avfall. Av

denna anledning utförs djupborrningar ned till 2 km för att man skall förvissa sig om att där finns saltformationer med goda egenskaper. Arten och mängden av underlag som samlats för att bedöma lämpligheten av en förläggningsplats stämmer överens med vad som gällt för motsvarande amerikanska anläggningar. Även metoder och värderingar är likartade.

3.3 *Diskussion och sammandrag av utländska erfarenheter*

Den tidigaste utvecklingen har helt styrts av det militära behovet som framtvingat stora produktionsanläggningar. Även val av platser för dessa anläggningar har starkt påverkats av militära krav. Sedan det militära behovet av nukleärt material tillfredsställts har behovet av upparbetning för de civila programmen för kärnkraft alltmera gjort sig gällande. Skilda vägar har hittills beträtts i Europa och USA. I Europa har man valt att bygga om eller till anläggningar som redan fanns uppförda i syfte att där även kunna ta hand om bränsle från kraftreaktorer. I USA bygger man helt nya anläggningar. Utvecklingen i Europa går nu åt samma håll som i USA.

Försöksanläggningar har vanligen förlagts till någon forskningsstation där de fått ingå i annan nukleär verksamhet.

De krav som ställs på platsen för placering av en anläggning är i stort sett samma i USA och Europa. Direkt styrande för förläggningen är hur säker en anläggning kan vara för sin omgivning.

I första hand tas hänsyn till hur mycket radioaktiva gaser och lågaktiva avfallslösningar som släpps ut vid normal drift. Tidigare avgjorde den frågan förläggningen som därför valdes i en glesbygd vid ett stort vatten, en mäktig flod eller ett hav och där vinden vanligen låg i rätt riktning. En sådan anser man fortfarande vara utomordentligt gynnsam även om tendensen pekar alltmer mot att nära nog fullständigt hålla kvar i första hand aktiviteten i det lågaktiva flytande avfallet och på sikt även i det gasformiga utsläppet.

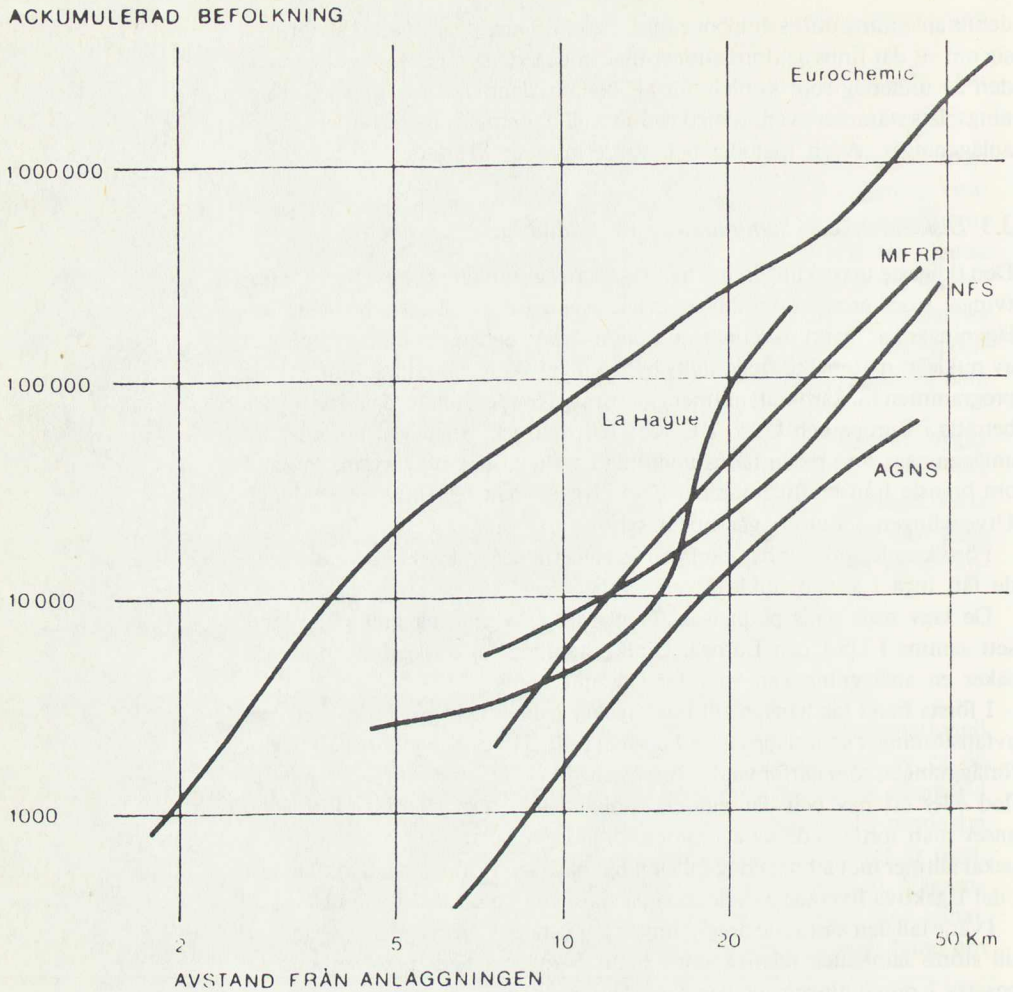
I varje fall den närmaste omgivningen bör vara glest bebyggd och avståndet till större samhällen relativt stort. Figur 5 anger antalet personer som är bosatta i omgivningen av några anläggningar.

Platsen för förläggning bör vara omsorgsfullt vald för att också begränsa verkningarna av spridning av aktivitet vid missöde eller olyckor. Av denna anledning genomför man mycket omfattande undersökningar av naturen på platsen för att få en fullständig kartläggning av t. ex. klimatet, markens beskaffenhet, grundvattnet, och områdets avledning av vatten. Naturfenomen som t. ex. jordbävning, sättningar i marken, orkaner och översvämningar har beaktats vid val av plats och utformning av byggnader.

Storleken på området för en anläggning är mellan 0,5 och 2 km^2.

För närvarande är det vanligt att man på samma plats som en upparbetningsanläggning har någon annan nukleär verksamhet som t. ex. framställning av plutoniumbränsle, reaktorer, behandling av avfall från industrier och sjukhus samt forskning och utveckling.

Fördelarna är inte enbart ekonomiska. Den erforderliga noggranna undersökningen av förläggningsplatsen är redan utförd och valet prövat i praktiken. En miljö uppstår med stor nukleär erfarenhet och kunnande som är mer fruktbringande än med verksamheterna på skilda platser. En utökning



Figur 5 Befolkningsfördelningen kring några upparbetningsanläggningar

av verksamheten vid en plats som omgivningen inrättat sig efter och vunnit förtroende för godtas vanligen positivt. Dessutom har risken för stölder av klyvbart material under transport på senare tid alltmer uppmärksammats och kan ge ökat tryck för samförläggning.

Starka skäl finns att förlägga tillverkning av plutoniumbränsle i anslutning till en upparbetningsanläggning. Det finns stark teknisk koppling mellan upparbetningsanläggningens plutoniumdel, förråd av plutonium och anläggningar för behandling av avfall innehållande transuraner. Behovet av transporter innehållande plutonium minskar samtidigt avsevärt.

Samförläggning med lättvattenreaktorer förekommer endast undantagsvis. Fördelarna med gemensam basorganisation, behandling av avfall och kort transportsträcka för utbränt bränsle är för sådana enbart marginella. Flertalet kraftreaktorer som upparbetningsanläggningen betjänar är utspridda på annat håll. Det är fördelaktigare att ha andra typer av reaktorer inom området exempelvis snabba reaktorer med hög halt plutonium i bränslet

eller reaktorer för forskning och utveckling.

Det är ej uppenbart att samförläggning av en central anläggning för behandling av avfall från reaktorer är speciellt gynnsam. I detta avfall ingår sällan plutonium eller andra transuraner.

En central förvaring av utbränt reaktorbränsle i anslutning till en upparbetningsanläggning erbjuder fördelar genom mer ändamålsenlig mellanlagring.

Det sammantagna normala utsläppet av avfall i luft och vatten vid samförläggning måste noga beaktas och begränsar möjligheterna att kombinera verksamheterna till art och mängd. Den mest gynnsamma kombinationen bör därför eftersträvas.

De många och tunga transporterna till och från en anläggning är inte bara en viktig faktor för säkerheten utan även för ekonomin. Med hänsyn enbart till transporterna är det lämpligt att välja plats centralt i ett område med befintliga eller planerade reaktorer. De skall bilda underlaget för upparbetningsanläggningen. Möjligheter att ansluta till befintlig väg och järnväg för tung trafik är ekonomiskt mycket viktigt. De flesta upparbetningsanläggningar har dessutom tillgång till närbelägen hamn.

Försörjning med sötvatten måste vara tryggad och behovet uppgår till några tiotal m^3 i timmen för en anläggning med kapaciteten 600 ton uran per år. Behovet av elkraft är ca 10 MW.

Behovet av kylvatten är betydligt mindre än för ett kärnkraftverk. Tillförseln av vatten måste vara säker för kylning av tankar för högaktivt avfall och bassänger för bränsleelement. Nästan alltid används något kylsystem som överför värmet till luften men en beredskap av kylvatten måste stå till buds. En sjö, flod eller damm i närheten används.

Ingenstans finns bergrum för upparbetningsanläggningar eller som förråd för utbrända reaktorelement och liknande. Tankar för flytande, högaktivt avfall finns i betongrum under marknivån.

Av ekonomisk betydelse är även markförhållanden, närhet till samhälle och industrier samt tillgång på arbetskraft. I några fall har sysselsättningen framhållits som ett skäl för förläggningen.

Tabell 2 återger i litteraturen funna uppgifter om hur stor personal som krävs för att driva en upparbetningsanläggning.

Det är svårt att bedöma i vilken omfattning exempelvis servicepersonal och liknande ingår eller hur mycket anläggningen stöds genom samför-

Tabell 2 Uppgifter om personalens storlek vid några upparbetningsanläggningar

Anläggning	Antal personer	Kapacitet, ton uran/dygn	Anm.
Marcoule	350	~3	I drift
La Hague	400	4	I drift
West Valley	200	~1	Ej kontinuerlig drift
Barnwell	300	5	Ej i drift
Eurochemic	234	0,3	År 1971
Foratom 1970	350	5	Uppskattning
Foratom 1970	250	1	Uppskattning

läggning med liknande verksamhet. Man bör räkna med mycket personal för t. ex. transporter till och från anläggningen av både materiel och personal, vakthållning och övervakning, sjukvård och hälsokontroll, förplägnad, affärs- och hotellverksamhet, tvättinrättning och utbildning av nyanställda. Man har med säkerhet ej tagit hänsyn i tabellen till den personal som tillkommer för de sista leden i behandlingen av avfall fram till slutlig förvaring. I Västtyskland har man nyligen uppskattat att det kommer att krävas minst 2 000 personer för att driva KEWA-anläggningen. All verksamhet som berör anläggningar har tagits med, även tillverkning av plutoniumbränsle och fullständig behandling av avfall fram till slutlig förvaring. Siffran förefaller hög och påvisar osäkerheten i de tidigare uppskattningarna. Det är mycket vanskligt att bedöma hur stor personal som erfordras för en upparbetningsanläggning och ännu svårare att uppskatta hur många arbetstillfällen anläggningen indirekt tillför regionen. En ansats i området om 800 personer för driften av en upparbetningsanläggning verkar ej osannolik.

3.4 *Erfarenheter från utlandet tillämpade för en anläggning i Sverige*

Området bör vara tillräckligt stort, minst 2 km^2. Eftersom man sannolikt kommer att använda platsen under mycket lång tid måste den väljas med stor omsorg. Det bör finnas goda möjligheter till framtida till- och nybyggnader.

De krav som ställs på förläggning av kärnkraftverk med hänsyn till säkerheten för omgivningen kan i huvudsak vara vägledande för en upparbetningsanläggning.

Som säkerhet mot följderna av spridning av aktivitet genom olyckshändelse bör området ha gynnsamma förhållanden för grundvatten, avledning av vatten inom området och användning av vatten.

De meteorologiska förhållandena i området bör ge god utspädning av aktiva gaser i luften.

Platsen bör väljas så att den i möjligaste mån beräknas vara skonad från naturkatastrofer och andra händelser som kan tänkas skada anläggningen.

Tillgång till sötvatten måste finnas. Behovet uppgår till några tiotal m^3 i timmen men kan undvaras om man i stället kyler med luft. Det skall vara möjligt att bygga ett magasin för vatten om det inte redan finns ett i naturen.

Det måste vara möjligt att regelbundet kunna transportera 100 tons laster till och från platsen. Det bör vara nära till järnväg och vägar för tung trafik liksom till hamn med ansluten järnväg.

Vissa delar av anläggningen bör förläggas i bergrum då goda förutsättningar finns i Sverige och detta ytterligare ökar säkerheten. I utlandet har man inte tillgång till lämpligt berg utan har istället varit tvungen att bygga betongrum under marken.

Det är stora fördelar om det finns bra berg på platsen så att samförläggning med slutlig förvaring av högaktivt avfall är möjlig.

Man bör ta hänsyn till att en upparbetningsanläggning med största sannolikhet kommer att åtföljas av andra nukleära verksamheter. Förutsätt-

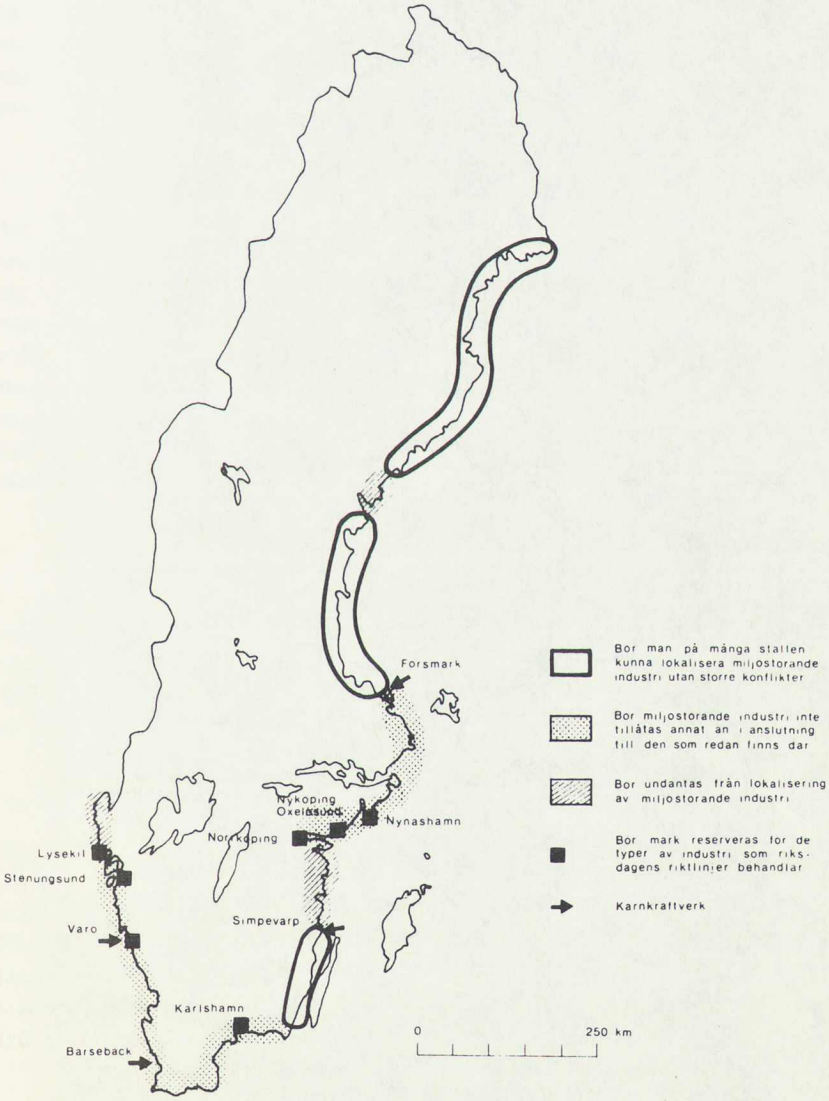
ningar därför bör finnas med mycket goda marginaler för markområde, sötvatten och kylvatten liksom för verkan av utsläpp av gaser och flytande avfall.

4 Förutsättningar

4.1 *Allmänna förutsättningar*

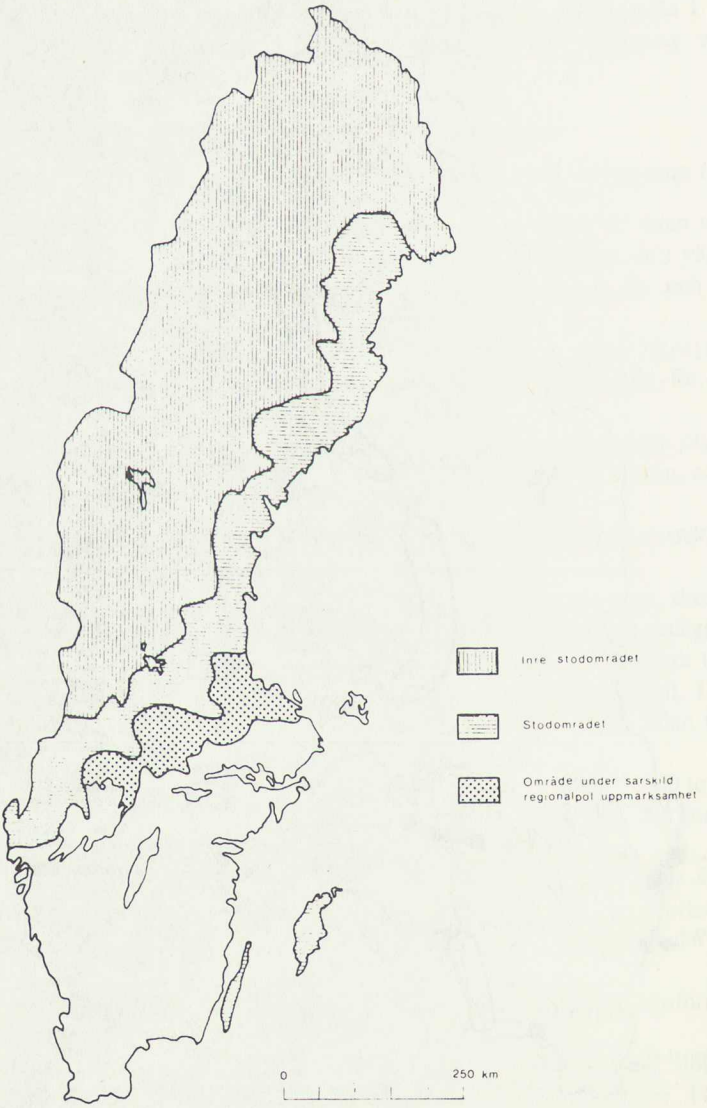
4.1.1 Markanvändning och regionalpolitik prop. 1972:111

Riksdagen beslöt i december 1972 (prop. 1972:111 – här kallad riksplan) om de geografiska riktlinjer, som nu gäller för markanvändningen och regionalpolitiken i landet. Figur 6 och figur 7 sammanfattar innebörden av detta beslut i främst de delar det berör denna studie.



Figur 6 Riksplanens geografiska riktlinjer

Man skall helt undvika att förlägga miljöstörande industri till de obrutna kusterna i norra Bohuslän, Småland – Östergötland (Tjust) och Ångermanland (höga kusten). Inom mer utnyttjade kustområden i södra och mellersta Sverige bör man inte tillåta miljöstörande industri annat än i anslutning till den som redan finns där. Vid Lysekil, Stenungsund, Värö, Karlshamn, Norrköping, Nyköping – Oxelösund och Nynäshamn finns det sådan industri. Förläggning till västkusten bör tillåtas endast om starka samhällsekonomiska eller miljövårdsskäl talar för det. Strandområden som är attraktiva för turism och friluftsliv bör göras mer tillgängliga. Återstående vildmark i fjällområdet liksom orörda större älvar skall skyddas. Vid övriga kuster (Norrlands- och Kalmarkusten) bör man på många ställen kunna lägga miljöstörande industri. Detta ligger helt i linje med de regionalpolitiska målen. Jämför figur 6 och 7. Dock skall man försöka



Figur 7 Regionalpolitiken enligt riksplanen

bygga ut i anslutning till befintliga verksamhetsområden också här. Utbyggnad av kärnkraft bör i väntan på utredningar bara tillåtas vid de fyra redan etablerade kärnkraftstationerna. Denna del av riksplanen har förtydligats genom riksdagens beslut om energipolitiken år 1975 (prop. 1975:30).

Som ett mycket centralt mål i riksplanen och i svensk välfärdspolitik ligger en strävan efter att nå en bättre balans i sysselsättningen mellan landets olika delar. Detta skall ske genom en aktiv regionalpolitik. Den tar sig uttryck i lokaliseringsstöd, ortsindelning (regionala strukturer) och befolkningsramar för länen år 1980. I första hand skall man främja näringslivets utveckling i stödområden, se figur 7.

Riktlinjerna i beslutet skall fullföljas genom en fortsatt fysisk riksplanering (inklusive naturvårdsplanering), länsplanering 74, trafikplanering m. m. En studie som omfattar möjligheterna att förlägga en UA-anläggning bör därför så långt det är möjligt beakta även fortsättningen av riksplanearbetet. Detta sker genom samråd med industriverket samt med ledningsgrupperna för det fortsatta arbetet med fysisk riksplanering och regional utvecklingsplanering i bostads- respektive arbetsmarknadsdepartementen.

Nuvarande markanvändning

Med hänsyn till svårigheten att finna en lämplig plats inom landet för UA-anläggningen måste denna få företräde om annan industri önskar förlägga sig på samma plats. Samtidigt måste man vid förläggningen ta mycket stor hänsyn till den kommunala och regionala planeringen. Särskilda hänsyn måste tas vid förläggning i områden för jordbruk och boskapsskötsel, där biologisk anrikning av radioaktiva ämnen kan förekomma. Hänsyn till natur och friluftsliv tas genom att riksplanens anvisningar för förläggning av ny miljöstörande industri följs. Militära skyddsområden undviks vid val av plats. Anläggningen bör ej ligga nära riksgräns.

Fiske

I jämförelse med ett kärnkraftaggregat avledes från en UA-anläggning mycket små mängder kylvatten, varför ringa påverkan på fiske behöver befaras. I kylvattenströmmen kommer små mängder lågaktivt avloppsvatten att inblandas. Inga svårigheter bör föreligga att hålla utsläppen inom av myndigheterna tillåtna gränser.

Samhällsservice

För drift av anläggningen behövs kvalificerad personal. För denna krävs inom rimligt avstånd en attraktiv bostadsort, tillgång till skolor, kulturell och kommersiell service m. m. Likaså är närhet till goda kollektiva trafikmedel nödvändig. Alla dessa krav torde kunna tillgodoses om UA-anläggningen ej lokaliseras längre från regionalt centrum än ca 50 km. Bostäderna för de anställda kan t. ex. förläggas i centralort som ligger betydligt närmare ett regionalt centrum.

Sysselsättning

I första utbyggnadsetappen kommer UA-anläggningen och en fabrik för tillverkning av plutoniumbränsle att sysselsätta ungefär 800 personer. Under byggnadstiden kommer 800 till 1 000 personer att vara sysselsatta på platsen.

För många arbetsmarknadsregioner är UA-anläggningen ett betydelsefullt tillskott. Den kommer även att ge positiv inverkan på sysselsättningen inom regionens småindustri- och servicenäringar. Statsmakternas krav på regionalpolitiska hänsyn (riksplanen) måste också vägas in vid det slutliga valet av plats.

Planläggning

Verksområdet för en UA-anläggning bör vara så stort att framtida utbyggnader ryms där. Ur driftssynpunkt är detta en fördel, då man kan utnyttja samma basorganisation. Vid utländska UA-anläggningar har det visat sig att man gärna förlägger annan nukleär verksamhet, t. ex. försöksanläggningar av olika slag, experimentreaktorer, bränsleelementfabriker tillsammans med UA-anläggningar. Vid planering och reservation av mark är det således viktigt att reservera ett tillräckligt stort område. Även för planläggningen av närbelägna samhällen är det viktigt att i god tid känna till UA-anläggningens belägenhet, behov av mark och vatten, säkerhetszoner m. m.

4.1.2 Krigsskydd

Försvarsstaben har med det material som står till buds gjort en bedömning och värdering ur militär synpunkt av en UA-anläggning. Det förutsätts fortsatt samverkan med försvarsstaben och totalförsvarets övriga myndigheter. En UA-anläggning bedöms inte vara ett viktigt mål för angrepp emedan driften inte är nödvändig för produktion av elkraft i krig.

Det bedöms ej heller sannolikt att en UA-anläggning med lämplig förläggning och med vissa skydds- och beredskapsåtgärder vidtagna kommer att angripas för att sprida radioaktivitet då effekten blir ringa.

Sett ur militär synpunkt bör förläggningen

- väljas i inlandet, varigenom man får bättre förutsättningar för skydd än vid kusten
- inte ske vid krigsviktiga områden eller i närhet av krigsviktig industri och andra angelägna mål, t. ex. kärnkraftverk, varför samlokalisering ur denna synpunkt ej är lämplig.

Då det ej är möjligt att helt skydda en anläggning från angrepp från luften varken med militärt eller tekniskt skydd är det väsentligt att för radioaktiv spridning känsliga delar förses med fullträffskydd mot konventionella vapen. Som riktvärde för bergtäckning kan tills vidare tjäna 10 m friskt berg.

De delar som bör skyddas är

- tankar med flytande högaktivt och medelaktivt avfall
- anordningar för förvaring av fast högaktivt och medelaktivt avfall

- utrymme för fast plutoniumavfall
- plutoniumlager

Därutöver bör man eftersträva att även bassänger för förvaring av utbrända bränsleelement förläggs i bergrum.

En fabrik för plutoniumelement är sårbar och bör ges ett gott skydd. En sådan fabrik kommer emellertid att tömmas på material i ett spänt läge.

De kraftiga strålskärmarna av betong kring huvudprocesserna kan göras extra kraftiga för skydd mot yttre åverkan.

Transport av radioaktiva material förekommer sannolikt inte under krigsförhållanden.

Sannolikt kommer man vid akut krigsfara att så långt möjligt föra allt aktivt material i säkerhet. I möjligaste mån kommer innehållet i kärnkraftverkens förvaringsbassänger att transporteras bort och UA-anläggningen att avställas.

4.1.3 Skydd mot sabotage och stöld

Genom att i förväg vidtaga lämpliga åtgärder kan risken för sabotage och följderna därav väsentligt begränsas. Sådana åtgärder bör vidtagas vid anläggningens utformning och lokalisering. Många åtgärder är dock av administrativ karaktär.

Genom en väl vald uppbyggnad av anläggningen med på viktiga punkter åtskilda dubblerade skyddsystem kan sabotagemöjligheterna avsevärt försvåras.

Riktlinjer med detaljerade anvisningar för att säkra skyddet av kärnkraftanläggningar har utarbetats såväl i Sverige som i utlandet.

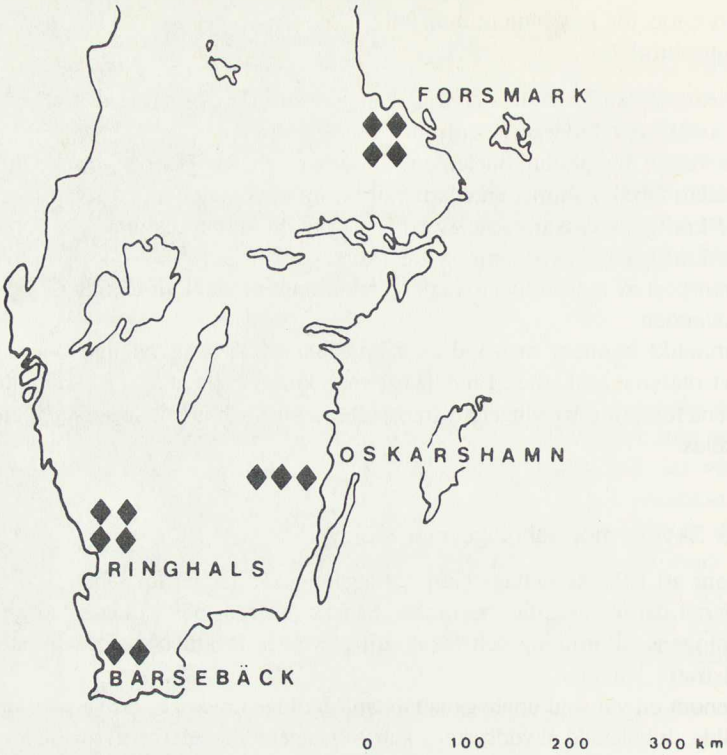
Många av de åtgärder som måste vidtas vid en upparbetningsanläggning och tillhörande kärntekniska anläggningar för att förhindra sabotage är också av den natur att de förhindrar stöld av klyvbart material.

4.1.4 Leverantörer, kapacitet och drifttid

Det svenska upparbetningsbehovet kommer 1985 att vara ca 300 ton uran/år från de 13 reaktorer som riksdagen hittills beslutat. För att erhålla marginaler för driftstörningar och kapacitet för eventuella ytterligare tillkommande reaktorer baseras studien på en anläggning för upparbetning av 600 ton uran/år, med en driftstid av 200 d/år. Det medför en dygnskapacitet av 3 ton uran.

Leverantörer är kärnkraftverken i Ringhals, Barsebäck, Oskarshamn och Forsmark samt eventuellt tillkommande reaktorer inom landet. Kraftverkens lägen och antal reaktorer visas på figur 8. Det bör påpekas att det fjärde aggregatet i Forsmark ej är definitivt förlagt till den platsen.

Lagring av högaktivt avfall från upparbetningsanläggningen förutsätts ske i flytande form i högst 5 år. Därefter skall avfallet överföras i fast form (solidifieras) och lagras ytterligare i högst 5 år inom anläggningsområdet innan det transporteras till slutlig förvaringsplats.



Figur 8 Beslutade kärnkraftaggregat i Sverige (prop. 1975:30)

4.1.5 Samlokalisering

Lokalisering av en svensk upparbetningsanläggning bör ge möjlighet att till samma plats förlägga

- en anläggning för behandling av högaktivt avfall (solidifiering)
- en anläggning för behandling av medelaktivt avfall
- en fabrik för tillverkning av plutoniumbränsle
- samt beakta samlokalisering med befintliga kärnkraftverk

Dessutom bör man studera om det är möjligt att slutligt förvara högaktivt avfall i anslutning till upparbetningsanläggningen eller i dess närhet.

4.1.6 Erforderligt verksområde och utbyggnadsmöjligheter

Upparbetningsanläggningen med en kapacitet av 600 ton/år kräver enligt preliminära uppskattningar en yta i markplanet av 0,5 km^2 och en yta för bergrum om 0,5 km^2. Denna skall kunna byggas ut till det dubbla inom området. Området skall i markplanet dessutom medge en utbyggnad med 1,0 km^2 för annan verksamhet som har anknytning till upparbetningen. Sammanlagt erfordras således ett område om 2,0 km^2 i markplanet och 1,0 km^2 för bergrum.

I denna studie har en anläggning ovan jord förutsatts. Detta utesluter

inte att anläggningen placeras under jord. Studien har beaktat möjligheten att i Sverige använda bergrumslager för att öka säkerheten och förbättra krigsskyddet. Om detta krav tillämpas är det starkt styrande för valet av plats för en svensk upparbetningsanläggning.

4.1.7 Teknik för upparbetning

I samband med tillverkning av vapenplutonium utvecklades under 1950-talet en process, Purexprocessen, som idag utgör grunden för upparbetning av bränsle från kärnkraftverk.

Då man upparbetar använt bränsle får man

- uran
- plutonium
- kapslingsavfall
- högaktivt avfall

I figur 9 visas ett schema över de olika stegen i en upparbetningsanläggning. Här skall endast ges en kortfattad beskrivning.

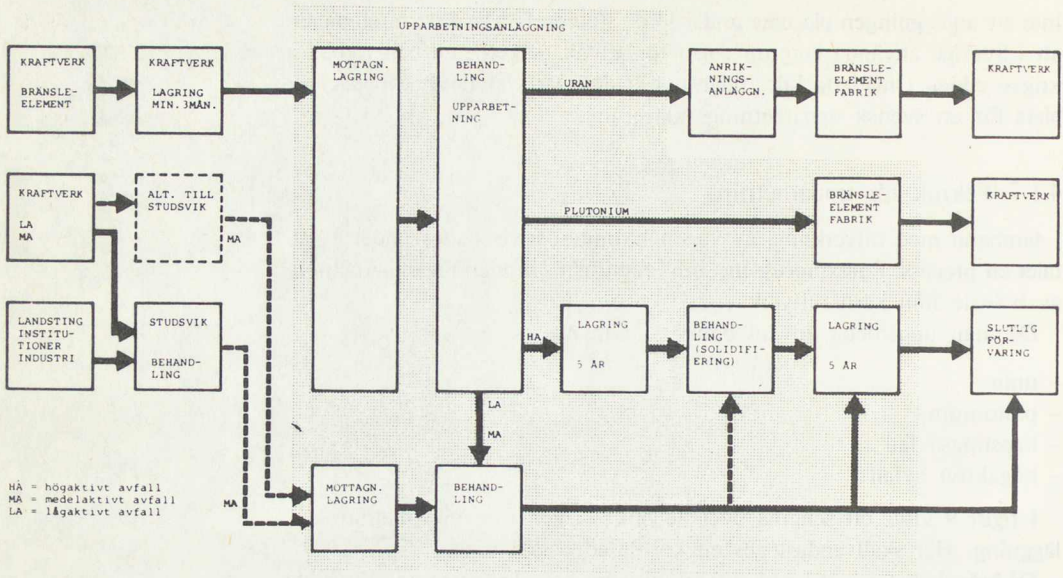
Då bränsle bytes i ett kärnkraftverk placeras bränsleelementen i särskilda förvaringsbassänger för att svalna under minst 3 månader, vanligen minst 6 månader. Därefter kan elementen flyttas till särskilda transportbehållare, för att transporteras till upparbetningsanläggningen.

Vid upparbetningsanläggningen förvaras elementen i vattenfyllda bassänger där de kyls innanför strålskärmar. Därefter flyttas bränsleelementen till en förbehandling där de befrias från yttre konstruktionsdetaljer och kapas i 5–8 cm långa bitar. Det kapade materialet som består av uranoxid med sitt innehåll av klyvningsprodukter och transuraner löses upp i kokande salpetersyra. Vid upplösningen avgår gasformiga klyvningsprodukter som jod, krypton och tritium. Skrotet från kapslarna förblir oupplöst och överförs till behållare för lagring som medelaktivt avfall.

Lösningen med det upplösta bränslet, matas därefter in i ett system för s. k. motströmsextraktion. Lösningen möter där ett organiskt lösningsmedel. De båda lösningarna strömmar i motsatta riktningar under växelvis omblandning och avskiljning av vätska. Uran och plutonium har hög löslighet i det organiska lösningsmedlet medan lösligheten är mycket låg för klyvningsprodukterna som stannar kvar i avfallslösningen. Produktströmmen förs därefter till ett nytt extraktionssteg där uran och plutonium skiljs från varandra.

Den högaktiva avfallslösningen indunstas och förvaras som flytande koncentrat i kylda och övervakade tankar. Tiden för förvaring av koncentratlösningen kommer att uppgå till högst 5 år. Därefter överförs denna till fast form (solidifiering). Detta kan utföras på flera olika sätt genom t. ex. kalcinering och glastillverkning. De olika metoderna inverkar ej på valet av förläggningsplats.

Platsen bör dock väljas så att avfallet kan lagras i fast form i åtminstone en 5-års period vid anläggningen innan det transporteras till den slutliga förvaringsplatsen. Vid lokaliseringen av upparbetningsanläggningen har man tagit hänsyn till lagringsbehoven före och efter solidifieringen samt till solidifieringsprocessen som sådan.



Figur 9 Flödesschema för använt kärnbränsle och aktivt avfall

4.2 *Krav på den naturliga miljön*

4.2.1 Hydrografi

Vid kustförläggning kommer kylvatten och avloppsvatten att släppas ut i havet. Vid den planerade utbyggnaden kommer utsläppen att understiga 1 m^3/s att jämföra med exempelvis Oskarshamnsverkets ca 25 m^3/s för varje aggregat. Havet kommer därför inte att i samma utsträckning påverkas av utflödet från en upparbetningsanläggning. Aktivitetsutsläpp kan begränsas i den utsträckning som föreskrives. Förändringen i vattenomsättningen kan väntas bli måttlig och kommer att märkas inom ett begränsat område om utsläppspunkternas lägen väljs lämpligt. Ström- och djupförhållandena måste därför undersökas.

4.2.2 Grundvatten

Grundvattenfrågan kan delas upp på två problem. Det gäller att förhindra

- inläckning av saltvatten i anläggningens bergrum
- spridning av aktiva lösningar vid läckage eller haveri.

Åtgärder för att hindra inläckning av saltvatten

Genom att i kustlägen lägga bergrum med botten över havsytan förhindras att saltvatten läcker in. Härigenom blir dock samlokalisering med något av kärnkraftverken Ringhals, Barsebäck, Oskarshamn och Forsmark omöjlig liksom med flera av de lägen som tidigare studerats av CDL.

Vid en förläggning vid kust under havsytan måste därför saltvattnets

inträngning förhindras. Detta kan ske med olika metoder.

Genom att systematiskt förinjektera med cementbruk kring hela bergutrymmet vid utsprängningen kan man nå en täthet motsvarande en läckning av 1–2 m^3 per dygn och 100 m tunnel eller bergrum. Genom att utföra injekteringen med kemiska medel kan man minska läckningen ytterligare till 0,5–1,0 m^3 per dygn och 100 m tunnel eller bergrum. Den lilla mängd grundvatten som alltjämt läcker in uppsamlas enklast vid bergväggarna och leds till pumpgropar, varifrån det uppfordras till havet efter eventuell kontroll.

Dränering av grundvattnet kan även ske utanför den injekterade zonen ett stycke från bergrummen i ett dräneringsgalleri. Härvid kan dräneringen övervakas oberoende av bergrummens användning samtidigt som bergrummen blir praktiskt taget torra.

En ytterligare möjlighet är att förse bergrummen med en vattentät betonginklädnad som motstår erforderligt grundvattentryck eller förses med utvändig dränering. Dessa olika alternativ redovisas i figur 10.

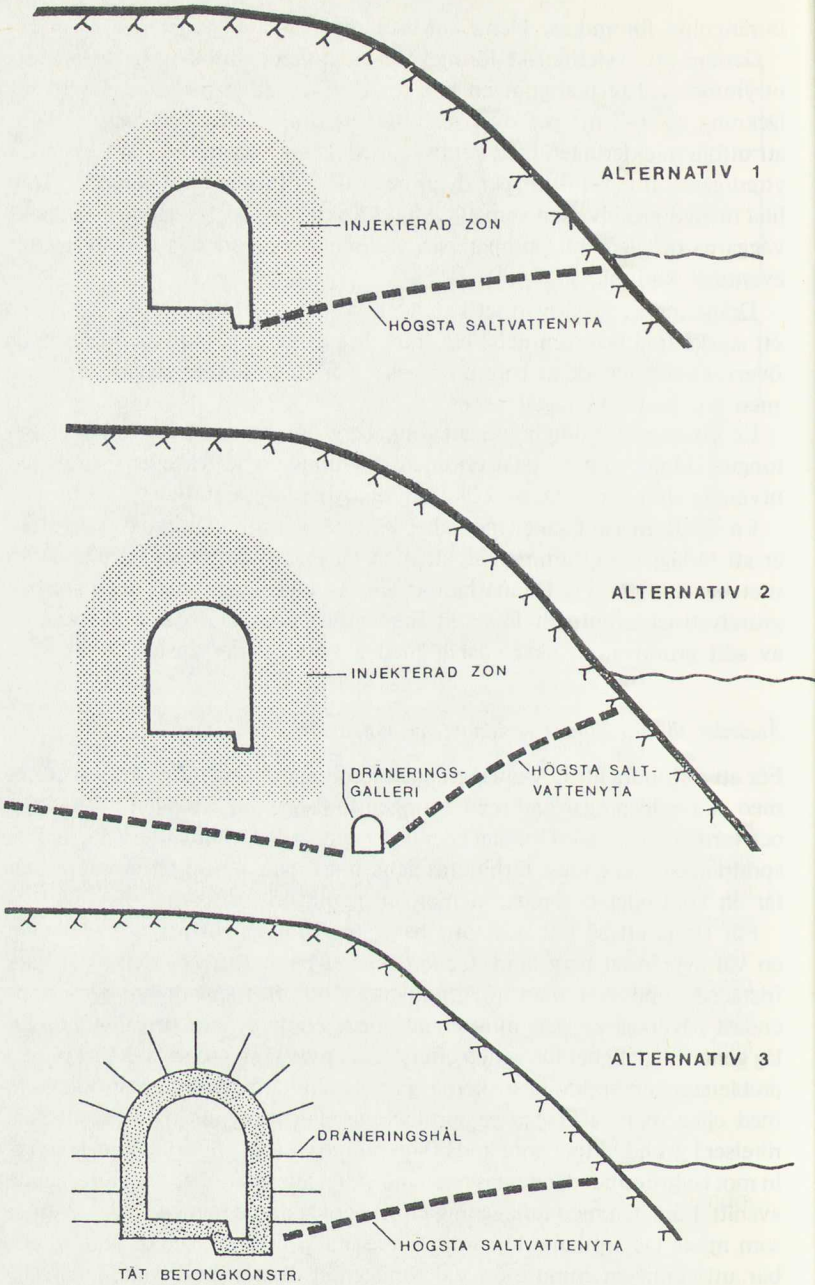
En fjärde mycket säker möjlighet att undvika inträngning av saltvatten är att förlägga bergrummen så att man får en barriär av sött grundvatten mot havet, figur 11. Denna barriär kan åstadkommas med det naturliga grundvattnet eventuellt förstärkt med infiltration. Det naturliga skyddet av sött grundvatten ökar snabbt med avståndet från kusten.

Åtgärder för att hindra spridning av aktiva lösningar

För att förhindra att UA-anläggningen förorenar det naturliga grundvattnet med aktiva lösningar kan man antingen förlägga anläggningen i ett så tätt och torrt bergparti som möjligt eller lägga den under grundvattenytan. Själva spridningen kan endast förhindras genom att man ser till att grundvattnet får en kontrollerad rörelse in mot anläggningen.

För att få ett så tätt och torrt berg som möjligt bör bergområdet vara en väl avgränsad bergshöjd. Genom kravet på att bergshöjden skall vara fristående undviker man att grundvatten tillförs från omgivningen utan endast påverkas av den infiltrerande nederbörden inom bergshöjden. En låg genomsläpplighet för vatten eftersträvas med tanke på såväl läckningsproblemet som spridningsriskerna. För att öka tätheten kan man injektera med olika material, lägga på sprutbetong eller motgjuta med betong. De rörelser i grundvattnet som ändå förekommer måste kontrolleras och styras in mot bergrummet där det tas om hand enligt alternativ 1 eller 2 i föregående avsnitt. Fördelen med förläggning i torrt berg är att de mängder grundvatten som måste tas om hand blir små. Måste anläggningen överges utan tillsyn blir utläckningen mindre än vid förläggning under grundvattenytan.

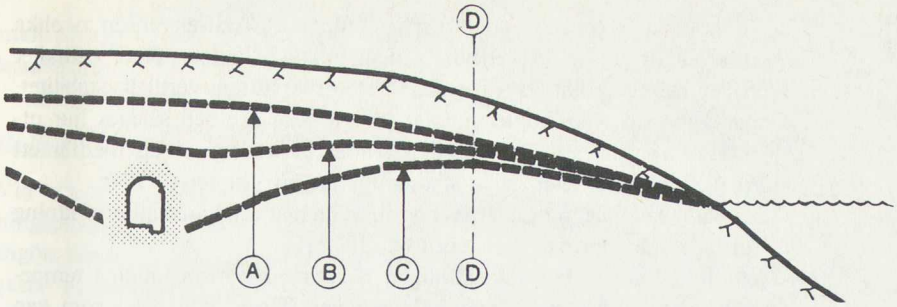
Spridning av aktiva lösningar kan också förhindras i en UA-anläggning placerad i täta bergrum under grundvattenytan. Även här eftersträvas ett av naturen så tätt berg som möjligt vilket kan tätas ytterligare med konventionella metoder. Spridningen av de aktiva lösningarna förhindras genom att man ser till att man hela tiden har en grundvattenström in mot bergrummen enligt alternativ 1, 2 eller 3. När anläggningen en gång skall avvecklas måste man fortsätta länshållningen för att inte rester av aktivt material skall komma att spridas med grundvattnet. Från lagring av olja i bergrum



Figur 10 Olika alternativ för placering av bergrum

har man i Sverige stor erfarenhet från kontroll och reglering av grundvattenbalansen.

För att lösa både problemet med att förhindra saltvatteninträngning och spridning av aktiva lösningar kan man förfara enligt endera av de två förfaringssätten i de två föregående styckena. I det senare alternativet kan man ytterligare höja säkerheten mot saltvatteninträngning genom att förse



A Ursprunglig grundvattenyta.
B Grundvattenyta efter bergrumsutsprängning.
C Lägsta grundvattennivå vid kontrollerad styrning av grundvattenströmmen.
D Infiltrationsgalleri utförs om grundvattenyta B kommer att ligga lägre än havsytan.

Figur 11 Förläggning av bergrum med barriär av sött grundvatten för att förhindra inträngning av saltvatten

anläggningen med en naturlig sötvattenbarriär med en stark styrning av grundvattenströmmen enligt C i figur 11.

4.2.3 Kylvattenbehov

Vid anläggningen fordras kylvatten för att kyla indunstare, bassänger för bränslemottagning samt anläggning för förvaring av avfallet. Kylningen sker i samtliga fall via mellankylkretsar med avsaltat vatten.

Erforderliga mängder vatten är vid en temperaturstegring av 10°C

– för indunstare	100 m^3/h
– bränslemottagning	1 300 m^3/h
– avfallsförvaring	1 300 m^3/h

För bränslemottagningsbassängerna och avfallsförvaringen krävs hundraprocentig säkerhet mot avbrott i vattentillförseln. Kontinuerlig drift hela året förutsätts.

I fall då man inte kan få kylvatten finns tekniska möjligheter att trygga kylbehovet med hjälp av kyltorn eventuellt i kombination med avsvalningsdamm.

4.2.4 Sötvattenbehov

Sötvatten används i personalutrymmen etc. och som spädvatten i processen. Behovet är 300 m^3/d hela året.

4.2.5 Klimat

Det kan förväntas att en del gasformiga utsläpp i luften kan tillåtas om garantier kan ges för lämplig utspädning. Utspädningen beror av

- vind
- temperaturskillnader i luftlagren
- nederbörd.

Vindstyrkan avgör hur snabbt utsläppet förs bort. Årsfrekvensen av olika vindriktningar ger en uppfattning om åt vilket håll det största nedfallet sker. Temperaturskillnader i luftlagren bestämmer luftens vertikala stabilitet. Detta avgör vid vilka höjder omblandningar kan ske och således hur utsläppet kan spädas ut. Nederbörden tvättar ur utsläppet och medför ett större nedfall i närheten av utsläppspunkten än vid torrt väder.

Klimatet på förläggningsplatsen bör tillåta en hög och konstant utspädning av utsläpp från normal skorstenshöjd (100 m).

Vindfördelningen bör vara tämligen jämn med minsta möjliga temperaturskillnad i luftlagren. Topografin bör vara jämn utan dalar som kan orsaka kanalisering av vindar. Förläggningsplatsen bör ej vara omgiven av eller ligga i lä av höga berg.

I Sannäs-studien studerades kustområdena i södra och mellersta Sverige. Härvid visade det sig att väsentliga skillnader i klimatet uppträder mellan ost- och västkusterna medan skillnaderna i nord-sydlig riktning är mindre. För övriga områden i inlandet och i Norrland, som berörs av studien, är förhållandena inte tillräckligt kända. Den kanske mest framträdande klimatskillnaden mellan ost- och västkusten avspeglas i nederbördsfördelningen. Nederbörden per år är genomgående betydligt större på västkusten. Här utgörs också en större del av nederbörden på vintern av regn än på ostkusten.

Pålandsvindar i det lägre luftskiktet är något vanligare på västkusten än på ostkusten. Dimma kan anses vara ett tecken på stabil skiktning i det lägsta luftskiktet. Förekomsten av dimma ger därför ett visst mått på den vertikala stabiliteten. På västkusten uppträder dimma i måttlig omfattning. På ostkusten är det ofta dimma norr om Bråviken men sällan söder därom.

4.2.6 Utsläpp till vatten och luft

Utsläpp som påverkar miljön skall förutom att uppfylla myndigheternas krav begränsas ytterligare så långt som är ekonomiskt rimligt och möjligt. Det viktigaste sättet att begränsa utsläppet av radioaktivitet är förvaring för svalning. Återanvändning av processvatten är en annan viktig åtgärd.

Utsläpp till vatten

Upparbetningsanläggningen fordrar 300 m^3 sötvatten per dygn och 2 700 m^3 kylvatten per timme.

Sötvattnet används i hjälpprocesser som spädvatten m. m. Från dessa hjälpprocesser behöver ca 150 m^3/d släppas ut. Detta vatten är i ringa utsträckning förorenat med radioaktivitet. Före utsläppet skall vattnet kontrolleras med avseende på aktivitetsinnehåll. Sötvatten används vidare i personalutrymmen etc. Avloppsvattnet från dessa utrymmen uppgår till ca 150 m^3/d. Detta vatten som ej innehåller radioaktivitet kommer att renas inom upparbetningsanläggningen eller vid annat reningsverk.

Kylvattnet används för att kyla indunstare, bränslemottagningsförråd samt förvaringsanläggningen för avfallet. I samtliga fall sker kylningen via mellankylkretsar med avsaltat vatten. Från anläggningen avleds 2 700 m^3/h som är 10 grader varmare än ingående vatten. Temperaturhöjningen kan

man påverka genom att ändra vattenmängderna. Det utgående kylvattnet kontrolleras med avseende på innehåll av aktivitet.

Utsläpp till luften

Vid bränslets bestrålning i kärnkraftverken uppkommer gasformiga klyvningsprodukter, främst jod -131, jod -129, krypton -85 och tritium. Dessa frigörs när bränslestavarna kapas i upparbetningsanläggningen. Den frigjorda gasen uppsamlas, tvättas och filtreras, varvid jod avskiljs till mer än 99 procent.

Filtermassan byts efterhand och den använda massan fylls i förvaringskärl som sedan förvaras i bergrum.

Krypton -85 och tritium är besvärligare att avskilja, men teknik för detta finns. Utsläppet under drift från en upparbetningsanläggning med kapaciteten 600 t/år kommer att uppgå högst till $6{,}6 \cdot 10^6$ curie krypton -85 och $2{,}4 \cdot 10^4$ curie tritium per år.

Doser från dessa utsläpp bör ses i relation till de stråldoser som Statens Strålskyddsinstitut anger som tillåtliga gränser.

Krypton -85 har hittills släppts ut från befintliga upparbetningsanläggningar. I USA har förslag framlagts av Environmental Protection Agency (EPA) att krypton -85 skall avskiljas.

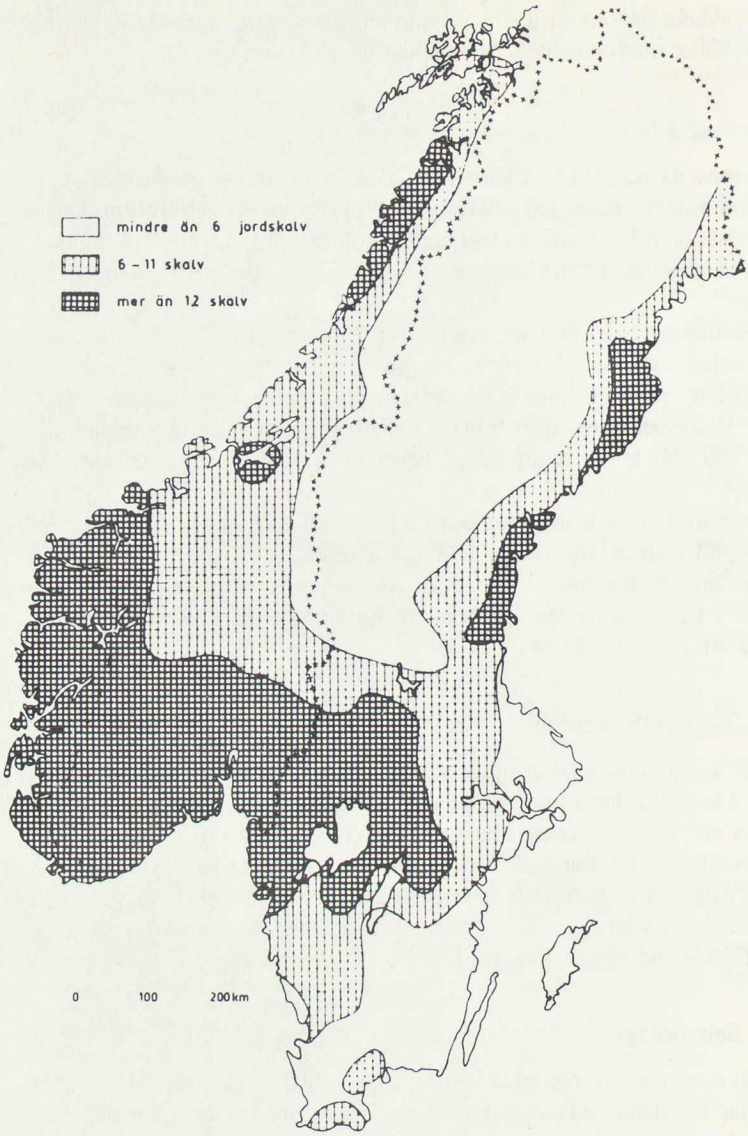
4.2.7 Topografi, geologi

För att anläggningen ovan mark skall kunna byggas på bästa sätt behövs en ca 2 km^2 stor tomt utan alltför stora nivåskillnader. I anslutning härtill behövs ett, helst fristående, bergparti av god kvalitet om minst 0,5 km^2 med möjlighet till framtida utbyggnad om ytterligare ca 0,5 km^2.

För delen ovan mark bör området ha tillräcklig bärighet för de tunga fabrikskonstruktionerna. För lättare anläggningar är anspråken på goda grundförhållanden inte lika stora.

4.2.8 Seismologi

Jordbävningar är i Sverige både sällsynta och svaga. Mycket stabila områden omfattar Norrlands inland, östra Sverige söder om Gävle, samt delar av Halland. Något mer aktiva områden utgör delar av norrlandskusten, Bohuslän, Värmland och Vänernområdet. Skalvens fördelning under 1600–1925 framgår av figur 12. De högsta magnituder som uppmätts i Sverige ligger mellan 5 och 6 på Richterskalan. Huvuddelen av alla observerade jordskalv har magnituder under 3. Risken för skador på berganläggningar och byggnader till följd av jordbävningar är obetydlig i Sverige. Berganläggningar är mindre känsliga för jordskalv än byggnader ovan jord, vilket kan påverka utformningen av en upparbetningsanläggning i något av de mer aktiva områdena i Sverige.



Figur 12 Jordskalvens fördelning under tiden 1600–1925. Efter Sahlström, SGU, C 364.

4.3 *Krav på miljöskydd och säkerhet*

4.3.1 Tillåtliga doser

Det grundläggande i all radiologisk verksamhet är att hålla stråldosen så låg som möjligt samtidigt som man tar hänsyn till sociala och ekonomiska aspekter.

Den internationella strålskyddskommissionen, ICRP, utger sedan år 1928 strålskyddsrekommendationer som tillämpas av myndigheterna i praktiskt taget alla länder. ICRP:s nu gällande grundläggande rekommendationer har publicerats i ICRP Publication 9 (1965) och innebär att

- onödiga strålkällor och onödig bestrålning skall undvikas
- strålkällor och användning av strålning måste kunna försvaras med tanke på den resulterande nyttan
- alla stråldoser skall hållas så låga som möjligt med hänsyn till ekonomiska och samhälleliga överväganden
- inga stråldoser skall få överstiga vissa rekommenderade dosgränser

ICRP:s dosgränser gällde ursprungligen endast personer i strålningsarbete. För dessa är dosgränserna, vilka vanligtvis kallas de högsta tillåtliga stråldoserna,

- 5000 mrem per år vid helkroppsbestrålning, varvid könskörtlar och benmärg är kritiska organ
- 30 000 mrem per år för sköldkörtel och i huvudsak även för benvävnad.
- 15 000 mrem per år för övriga inre organ

Från år 1956 har ICRP emellertid också rekommenderat att stråldosen till personer som inte arbetar med strålning bör hållas under 10 % av dessa dosvärden oräknat de stråldoser som erhålls från naturlig strålning och vid medicinsk bestrålning av patienter.

ICRP anger dessutom 5 000 mrem per generation (30 år) såsom gränsvärde för belastning från andra källor än bakgrundsstrålning och medicinskt bruk av radionuklider och strålning. Detta motsvarar 170 mrem per år genomsnittligt för befolkningen i allmänhet. Med utgångspunkt från att högst 10 mrem får komma från enbart kärnkraften och från en effektförbrukning per invånare om ca 10 kW från kärnkraft, har statens strålskyddsinstitut (SSI) föreslagit att utsläppen från anläggningar i bränslecykeln utanför reaktorn ska begränsas till en totaldos om 0,5 manrem per installerad MWe och år.

Vilka normer som skall gälla för en upparbetningsanläggning har SSI ännu inte tagit ställning till. I sitt senaste förslag till norm för utsläpp från kärnkraftverk i Sverige har SSI angivit att anläggningarna ska förses med sådana anordningar som begränsar doserna för den kritiska gruppen till 10 mrem per år.

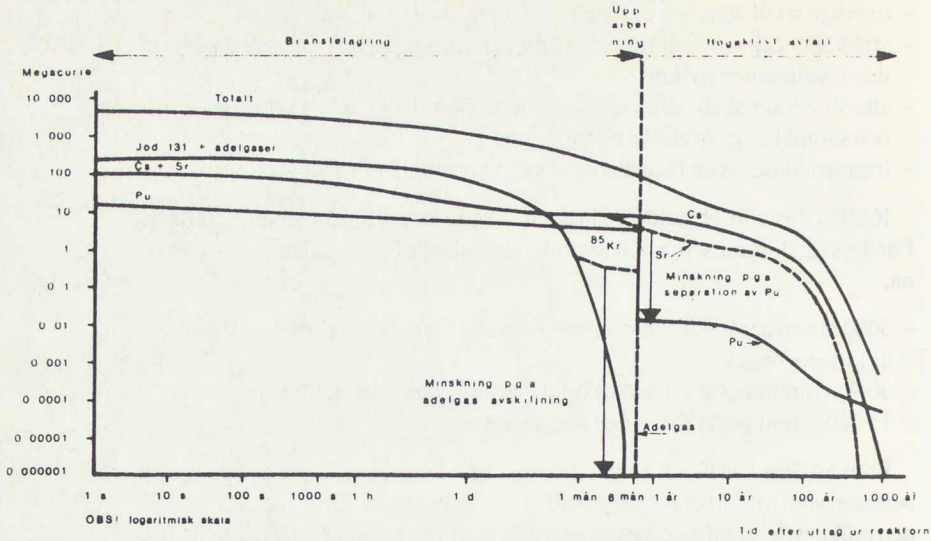
4.3.2 Faktorer som påverkar risknivån i olika steg i bränslet kretslopp

Allmänt

Figur 13 visar hur aktivitetsnivån för det använda bränslet varierar vid olika tidpunkter efter reaktorstopp. Ca en femtedel av bränsleinventariet har därvid förutsatts bli uttaget ur kraftverket varje år för leverans till upparbetningsanläggningen. Till en upparbetningsanläggning med en kapacitet av 600 ton/år levereras 2 000 MCi, som utvecklar totalt ca 9 000 kW värme, om bränslet antas förvarat ca 6 mån. före transporten.

Mängden aktivitet i varje enstaka transport till upparbetningsanläggningen kan uppskattas till högst 1/25 av vad som anges för hela årsproduktionen.

Vid transport sjövägen kan hela årsproduktionen från ett eller flera verk komma ungefär samtidigt. Detta förutsätter dock investering i många trans-

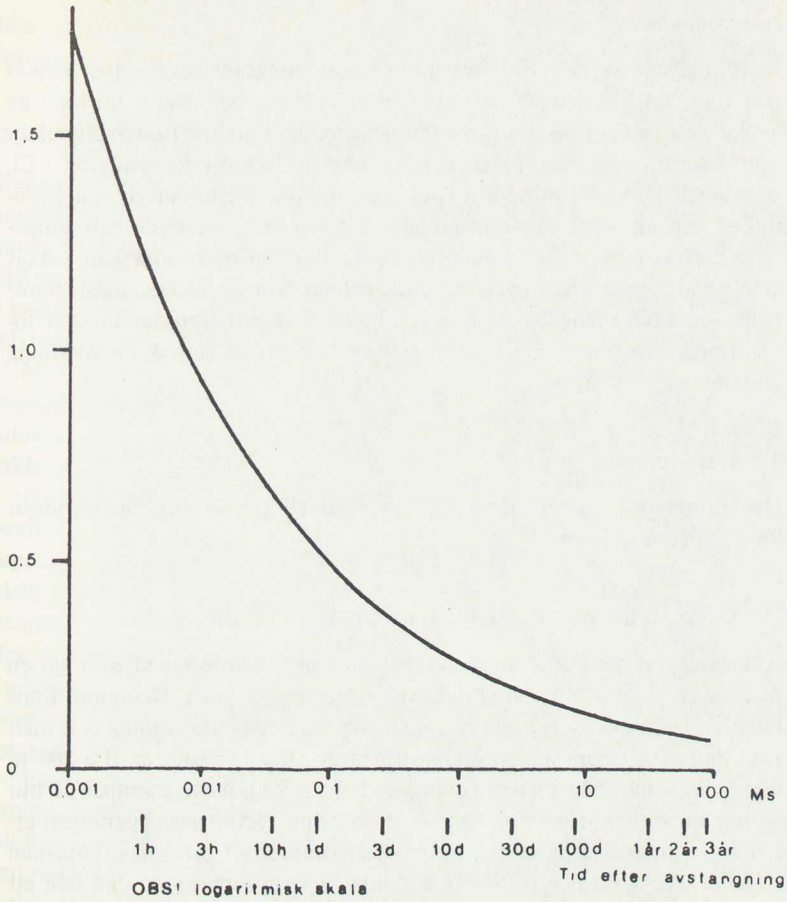


Figur 13 Aktivitetsinnehållet vid olika avklingningstider och processteg för en ur reaktorn uttagen bränslesats om ca 24 ton uran utbränt till 28 500 MWd/ton uran.

portfordon eller specialutrustade fartyg.

Effektutvecklingen i bränslet efter dess uttag från reaktorn är i stort sett proportionell mot mängden aktivitet i bränslet. Effekten per bränsleelement i en kokarreaktor (200 kg UO_2) som under drift är i medeltal ca 4 000 kW, är ca 40 kW efter 1 timma, ca 15 kW efter 1 dygn, ca 7 kW efter 30 dygn och ca 3 kW efter 1 år. Var och en av de 64 stavarna i ett bränsleelement utvecklar över 60 kW under drift men endast ca 0,1 kW efter avsvalning under 30 dygn. Bränsle under transport är således mycket ofarligare än bränsle under drift i reaktor. Många kortlivade klyvningsprodukter har nämligen försvunnit och temperaturen i bränslet är så låg att endast en liten bråkdel av aktivitetsinnehållet kan frigöras om kapslingen skadas. Figur 14 visar hur effekten avtar efter avstängning av en reaktor.

Figur 13 visar att mängden av lättflyktiga ämnen, främst jod (^{131}I) och ädelgaser (^{133}Xe och ^{85}Kr) är avsevärt mycket högre ca 1 månad efter avstängning än efter 4 månader. ^{133}Xe försvinner först efter 2 à 3 månader och ^{131}I efter 5 à 6 månader, vilket gör att avsvalningstider före transport på 6 månader eller längre radikalt minskar risken både under transporten och vid upparbetningsanläggningen.



Figur 14 Resteffekt efter avstängning av en reaktorhärd angivet i procent av effekten vid full drift.

4.3.3 Omgivningspåverkan från upparbetningsanläggningar

Normaldrift

Den radioaktivitet, som under normaldrift kommer från en upparbetningsanläggning ger inga problem om svalningstider på minst sex månader krävs. Hänsyn måste dock tas till risken för biologisk anrikning av radioaktiva ämnen. Vid kortare tider kan på luft/landsidan både xenon-133 och jod-131 ge problem i den omedelbara omgivningen. Huddoser från krypton-85 i närområdet blir begränsande först vid mycket stora anläggningar, troligen ca 3 000 ton/år. Om man avskiljer krypton till 99 % torde denna nuklid bli betydelselös ur miljösynpunkt. Några problem med värmeutsläpp från anläggningen uppstår knappast ens vid förläggning i inlandet.

Haverisituationer

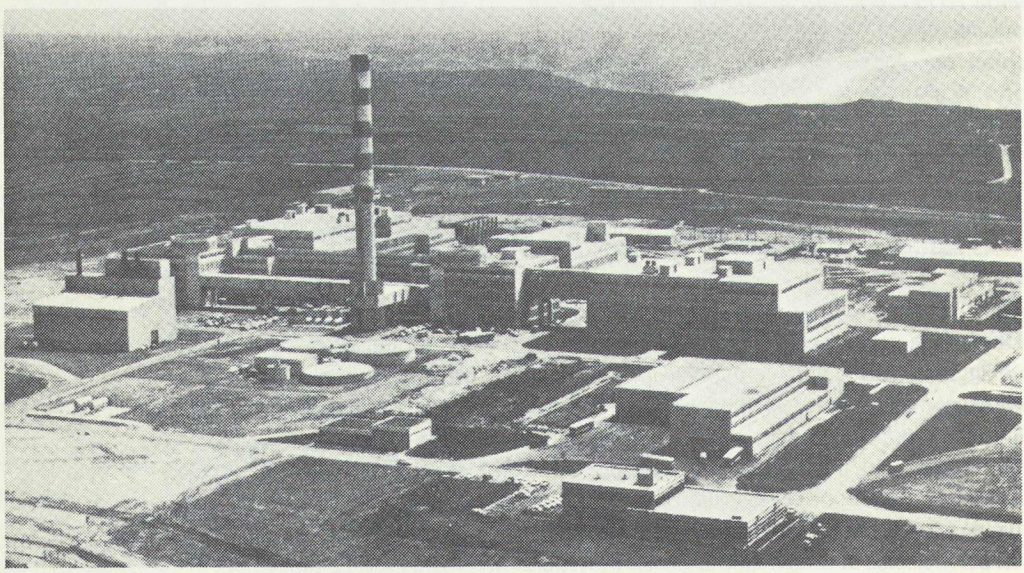
Haveriutsläpp av radioaktivitet från upparbetningsanläggning kan tänkas ge akuta och fördröjda hälsoskador samt ekonomiska skador till följd av evakuering, rengöring, brukningshinder etc. Jämfört med en kraftreaktor innehåller en upparbetningsanläggning ungefär lika mycket aktivitet i Ci, mer långlivade men mindre flyktiga och mindre energirika klyvningsprodukter. En upparbetningsanläggning har dessutom lägre tryck och temperatur i processen än reaktorn och eventuella kedjereaktioner kan väntas stanna vid blygsamma energi- och effektbelopp. Som en nackdel måste framhållas de stora mängder av sura lösningar med avfallsprodukter som förekommer och som vid eventuellt läckage kan väntas ge risk för spridning i mark och vatten.

4.3.4 Buller och ljus

Det kommer inte att vara några svårigheter att hålla buller- och ljusstörningar inom tillåtna gränser.

4.3.5 Påverkan på landskap, natur och friluftsliv

Anläggningen består huvudsakligen av en stor huvudbyggnad som har en höjd av ca 25 m och ett antal industribyggnader i ett plan. Dessutom finns ett antal bergrum för lagring av avfall. Byggnadernas utformning och mått etc., kan ej närmare anges. Vidare finns en skorsten som är 100–200 m hög och en lika hög meteorologimast. Figur 15 visar ett exempel på hur en upparbetningsanläggning kan se ut. För upparbetningsanläggningen erfordras en markyta av ca 0,5 km^2. Den kommer att inhägnas. Påverkan på landskap, natur och friluftsliv bedöms vara jämförbar med den från ett



Figur 15 Upparbetningsanläggningen i La Hague, Frankrike

lika stort område för kemisk industri. Dessutom begränsas det rörliga friluftslivet genom inhägnader.

4.3.6 Möjligheter till samlokalisering

Behandlingen av det högaktiva avfallet, främst klyvningsprodukter och transuranrester från upparbetningen, förutsätts ske vid upparbetningsanläggningen. Denna behandling medför i de flesta avseenden mindre risker än själva upparbetningen. Där förekommer transporter och behandling endast i begränsad omfattning. Kriticitetsrisken är på grund av den ringa mängden klyvbart material liten.

Med begränsning av förvaringsenheternas storlek bör man därför kunna acceptera en förvaringsanläggning vid sidan av en upparbetningsanläggning utan att behöva riskera ytterligare belastning på miljösäkerheten. Detta gäller både under normaldrift och haveri.

En fabrik för plutoniumbränsle kan med fördel läggas på samma område som en upparbetningsanläggning. Man vinner två fördelar med det. Dels upphör behovet att transportera rent plutonium på vägar och järnvägar, dels kan en integration av processerna för upparbetning av använt bränsle respektive plutoniumberikning av nytt bränsle begränsa alla mellanlager för plutonium. Halterna av plutonium-239 och uran-235 kan då under bränsletillverkningen alltid hållas så låga att kriticitetsriskerna praktiskt sett är eliminerade samt att produkten är ointressant för terrorister m. fl. Även för personalen uppnås en väsentlig minskning av riskerna på arbetsplatsen.

En fabrik för plutoniumbränsle ställer mindre krav än en upparbetningsanläggning med hänsyn till de flesta omgivningsaspekter. En blandad produktion av plutonium- och uranbränsle ställer dock större krav på omgivningskontroll än tillverkning av enbart uranbränsle. Mellanalternativ kan erbjuda fördelar genom att vissa processteg kan knytas till upparbetningsanläggningen, andra till en existerande bränslefabrik. Samlokalisering av en plutonium- och en uranbränslefabrik skulle bl. a. ge fördelen av minskade transporter av klyvbart material.

Kärnkraftverk ställer i allmänhet andra krav på omgivningen än en upparbetningsanläggning. Till dessa kommer kravet för ett kraftverk att kunna släppa ut mycket värme till omgivningen. Det behöver mer kylvatten eller större kyltorn än en upparbetningsanläggning. Starka tekniska och även psykologiska skäl talar för en samlokalisering av en upparbetningsanläggning och anläggningar för behandling av det högaktiva avfallet, helst även för slutlig förvaring.

4.3.7 Transportsäkerhet

De flesta transporterna av använt bränsle, nytt bränsle med eller utan plutonium och solidifierat avfall avser material som har en mycket liten benägenhet att spridas till omgivningen. Även vid brand eller omfattande skador på transportredskap och kapslingar är risken för spridning liten. Ett undantag kan vara transport av plutonium i oxid- eller annan form från upparbetningsanläggning till plutoniumlager respektive från plutoniumlager till bränslefabrik.

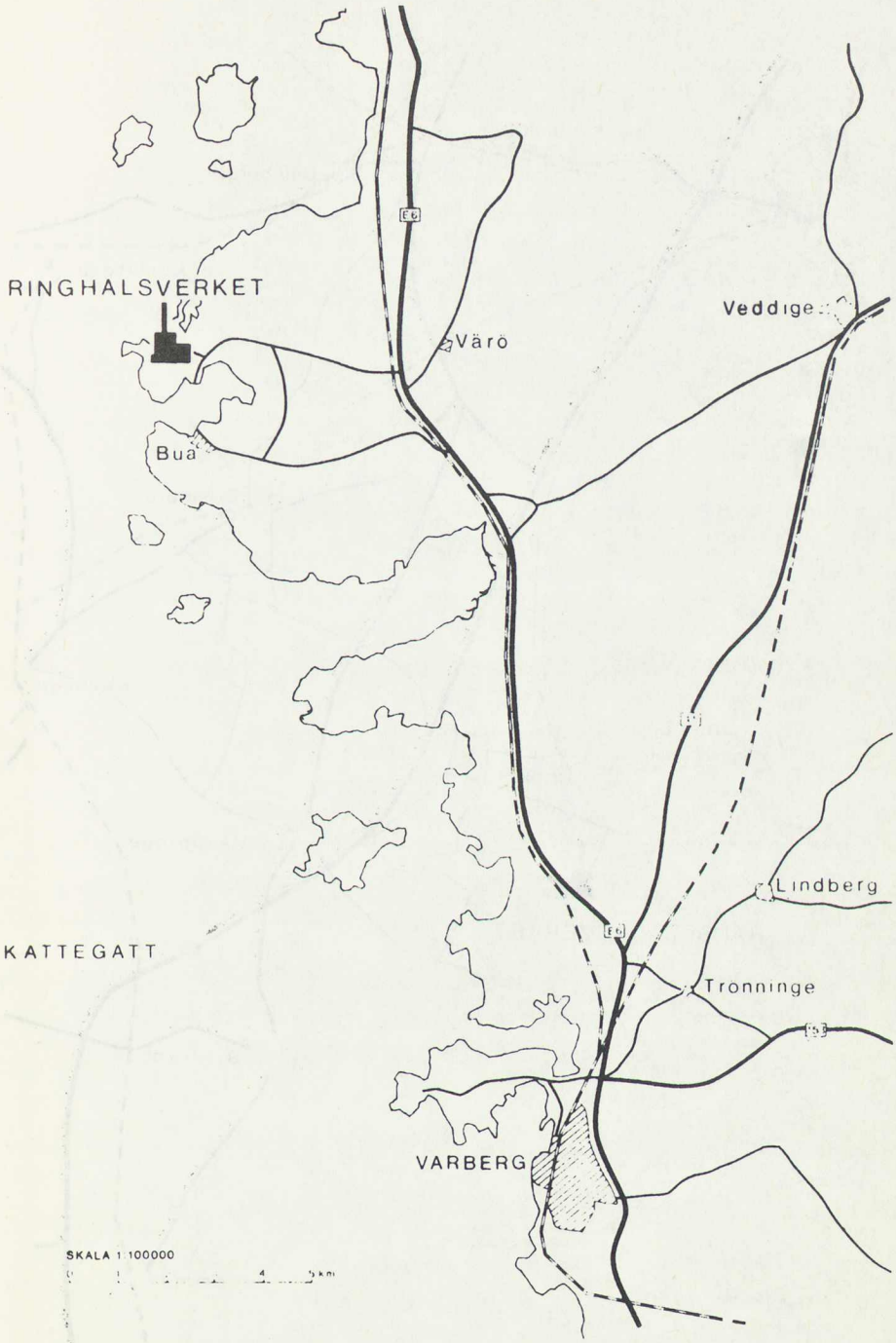
Sjötransporter har i de flesta leden fördelen av att inte introducera några akuta hälsorisker. Eventuell frigörelse av aktivitet sker till marina vattenrecipienter utan några snabba okontrollbara överföringsvägar till människan. En tänkbar nackdel skulle vara att mängderna per transport ökar.

Järnvägs- och landsvägstransporter synes ur risksynpunkt vara ungefär likvärdiga med hänsyn till de speciella försiktighetsåtgärder som vidtas. Existerande statistik anger ingen skillnad mellan olika transportsätt i riskavseende. Möjligen har å ena sidan landsvägstransporter en större olycksannolikhet. Å andra sidan är det lättare att hålla uppsikt över landsvägstransporter från start till ankomst än över järnvägstransporter. Emellertid medger transport på järnväg en lägre transportfrekvens emedan tyngre och fler transportbehållare tillåts vid varje transporttillfälle. Haveriernas möjliga omfattning i dessa två fall beror troligen mest på transportbehållare och det transporterade ämnets art, inte på transportsättet. Möjligheten av riskbidrag från yttre faktorer såsom brand, explosioner, påkörningar skiljer sig knappast från järnväg till landsväg. Omgivningens karaktär synes vara likartad ur risksynpunkt vad det gäller folktäthet osv. Möjligheterna att etablera alternativa vägar vid markkontamination efter en olycka synes vara större vid landsvägs- än vid järnvägstransport.

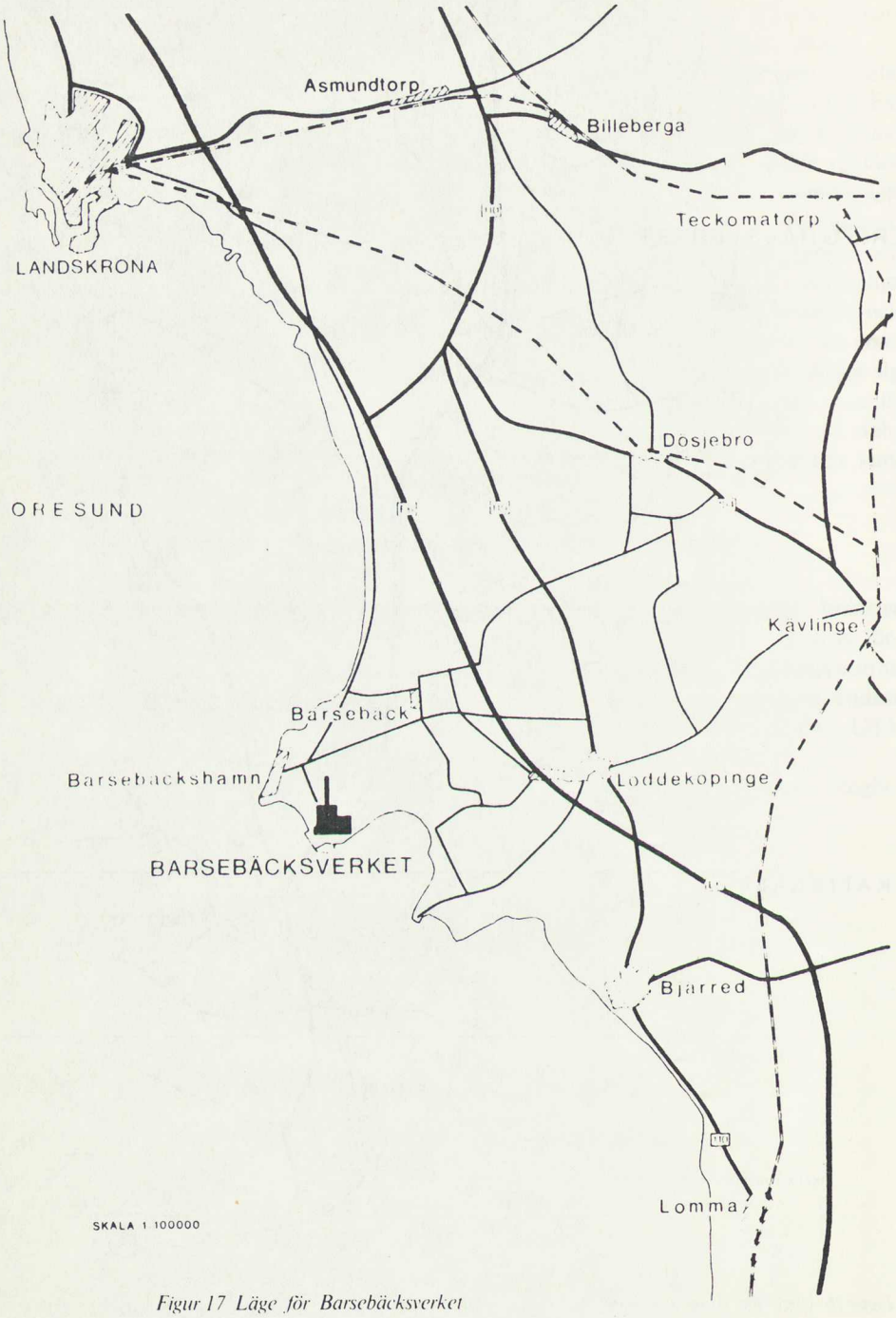
4.4 *Krav på transporter och energiförsörjning*

Utbränt bränsle transporteras i speciella behållare, vars vikt inkl. bränslet kan uppgå till 100 ton. Fast avfall, som skall transporteras till slutlig förvaring, uppskattas väga inkl. transportbehållaren ca 30 ton. Transporterna kan för dagen ske med båt, på järnväg eller landsväg (landsväg endast kortare sträcka för 100-tons transporter). Utvecklingsarbeten pågår i USA angående flygtransporter.

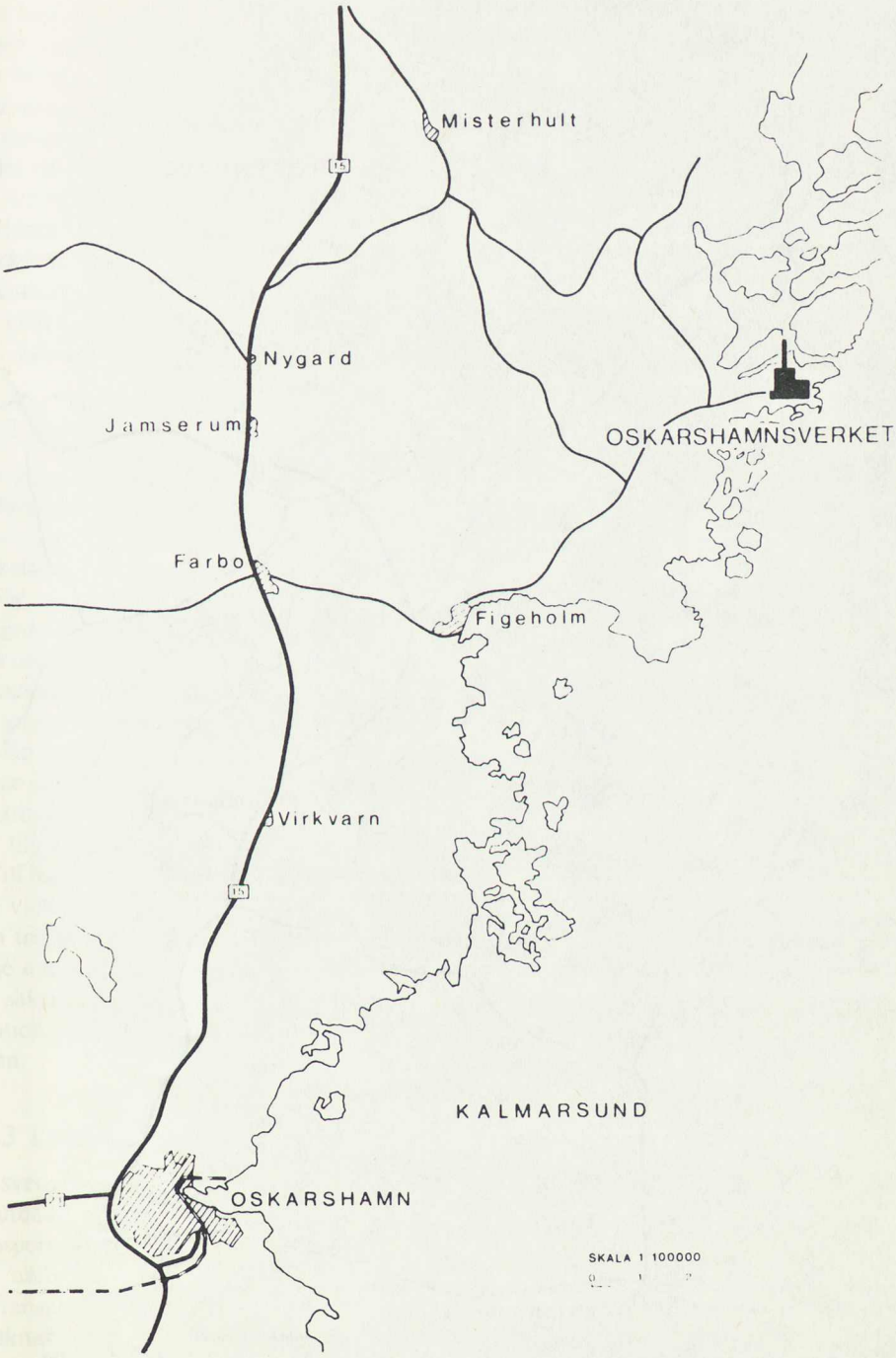
Figurerna 16–19 visar de befintliga kärnkraftverkens närmaste omgivningar och transportmöjligheter.



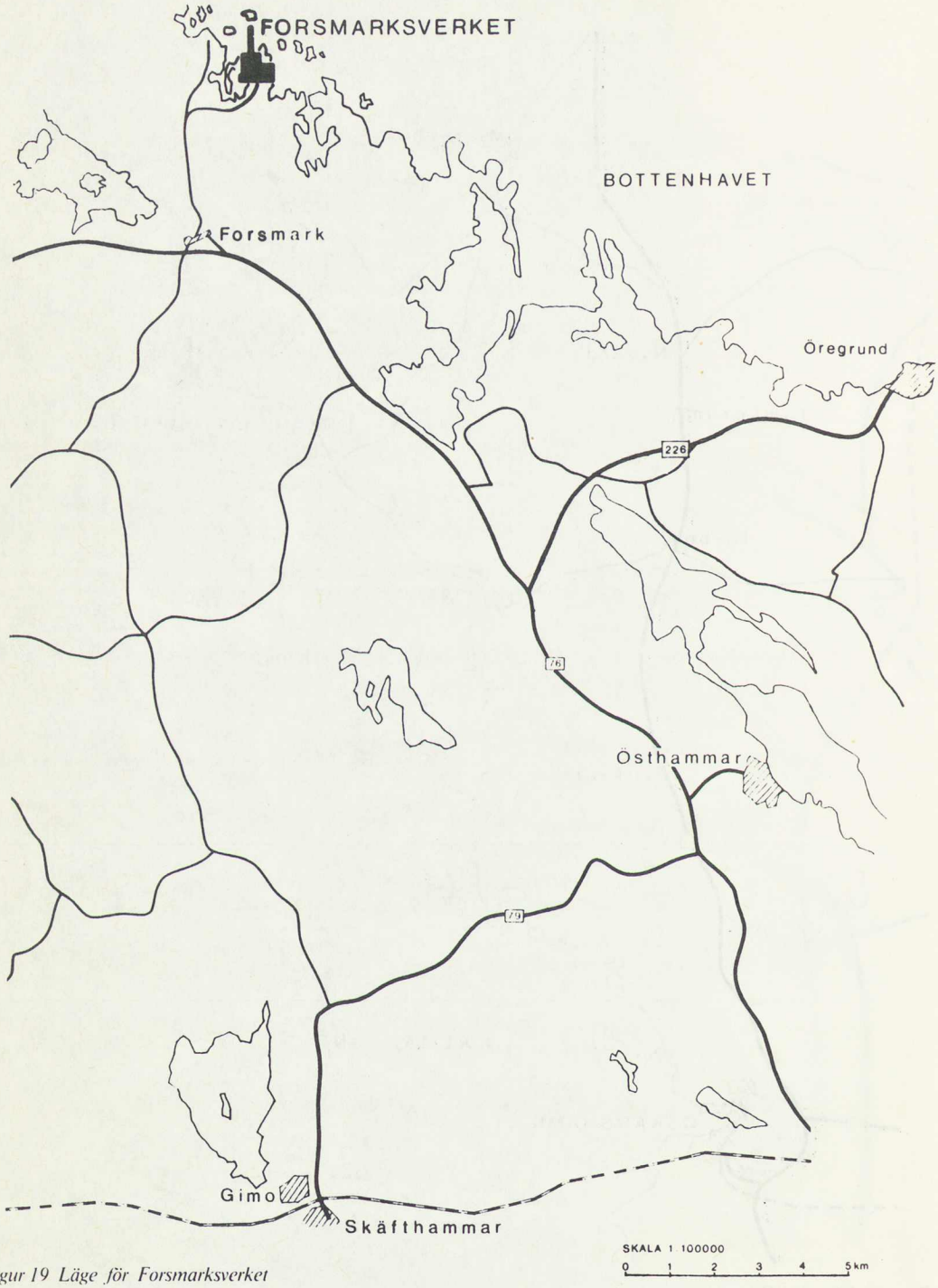
Figur 16 Läge för Ringhalsverket



Figur 17 Läge för Barsebäcksverket



Figur 18 Läge för Oskarshamnsverket



Figur 19 Läge för Forsmarksverket

4.4.1 Sjöfart

Befintliga och planerade kärnkraftverk ligger vid kust. Alla kraftverk har egna hamnar med lyftutrustning speciellt avpassad för bränsleelementtransporter med godsvikten 100 ton. Hamnarna är inhägnade. Verksamheten kan bevakas. Lastning och lossning kan ske ostört. Ett fartyg är lätt att övervaka och det behöver ej passera genom tättbebyggda områden. Direkt sjötransport från hamn vid kraftverk till hamn vid upparbetningsanläggning är det säkraste transportsättet som idag står till buds. Ur säkerhetssynpunkt bör transporterna vara så korta som möjligt. Vid insjöfart finns en risk att dricksvattentäkt kan förorenas och att fartyg tvingas passera tättbebyggda områden. För sjötransport krävs hamn med ca 5 m vattendjup vid medelvattenyta och möjlighet till 100 tons lyft. Erforderlig fartygsstorlek anges till 1500 ton. Helst bör dock hamnen kunna angöras av fartyg om 3 000 ton. Isförhållanden skall beaktas.

4.4.2 Järnväg

Om upparbetningsanläggningen skall anslutas till järnväg direkt från kärnkraftverken, måste anslutningsspår till kraftverken byggas. Även lyftanordningar för lastningen tillkommer. Såväl befintliga som planerade kraftverkslägen saknar nu järnvägsanslutning.

För att uppfylla kravet på anslutning till järnväg krävs omfattande utbyggnad av järnvägsnätet.

Avstånden till närmaste spår är vid Ringhals 6 km, Barsebäck 20 km, Oskarshamn 30 km och Forsmark 30 km. Vid Ringhals och Barsebäck måste ett anslutningsspår korsa motorväg.

Man kan även tänka sig en landsvägstransport från kraftverket till närmaste järnvägsstation och där bygga erforderlig lyftutrustning. De befintliga vägarna är emellertid icke byggda för tunga transporter utan måste byggas om till vissa delar.

Till lägen i inlandet kan transport ske med båt till uthamn för omlastning och vidare transport per järnväg. Omlastning kan ske i befintliga hamnar som troligen behöver förses med ny lyftutrustning. Det bör framhållas att varje omlastning kräver med hänsyn till säkerheten ökade arbetsinsatser. Av säkerhetsskäl fordras ett avspärrat hamnområde och egen hamnorganisation. Järnvägstransporterna kommer också att passera tättbebyggda områden.

4.4.3 Landsväg

De svenska vägarna är inte byggda för så tunga transporter som transport av utbränt bränsle utgör. Efter förstärkning av vägar kan dock landsvägstransport användas för kortare anslutningstransport, t. ex. mellan kraftverk och närbelägen järnväg.

Transporten av fast högaktivt avfall kan ske på landsväg då enheterna beräknas väga högst 30 ton inklusive strålskärm.

4.4.4 Flyg

Hittills har det på grund av säkerhetsskäl och enheternas stora vikt inte varit möjligt med flygtransport. Emellertid pågår i USA ett arbete med att ta fram en tremotorig helikopter för transporter av bränsleelement. En transport per flyg är snabb och lätt att övervaka.

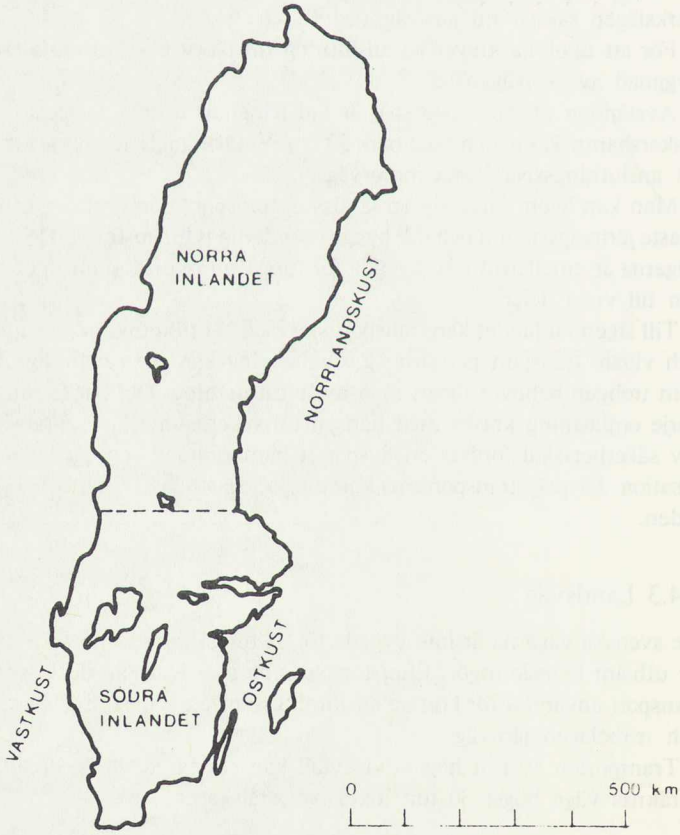
4.4.5 Energiförsörjning

För drift av anläggningen erfordras ett energibehov som motsvarar 10 000 ton olja/år och en installerad elektrisk effekt av 10 MW.

5 Resultat av studien

5.1 *Lokaliseringsmetodik*

Val av plats måste ske med hänsyn till teknik, säkerhet, miljö och samhälle. Ett sådant val inledes med att inventera tänkbara lägen inom landet, där ställda krav uppfylls. Vid avsökningen har landet indelats i fem regioner



Figur 20 Lokaliseringsstudiens fem regioner

- västkusten (Strömstad–Falsterbo)
- ostkusten (Falsterbo–Stockholm)
- norrlandskusten (Stockholm–Haparanda)
- södra inlandet
- norra inlandet

En del begränsande anspråk för landet i sin helhet har inledningsvis uppställs.

- Avstånd till riksgräns (säkerhet)
- Avstånd till tätort (säkerhet)
- Närhet till regionalt centrum (service)
- Tillgång på berg för utförande av bergrum
- Riksplan för markanvändning och regionalpolitik.

Med dessa huvudbegränsningar har ett hundratal tänkbara lägen översiktligt studerats som inledning. Inventeringen har gett en mängd faktauppgifter som bearbetats med avseende på teknik, säkerhet, miljö och samhälle. Inom varje region kan sedan utväljas lägen som är av särskilt intresse och för vilka materialet kan bearbetas vidare.

5.2 *Förutsättningarnas innehållande, allmänt*

Inom alla fem regionerna – västkusten, ostkusten, norrlandskusten, södra inlandet och norra inlandet – finns platser, som uppfyller ställda krav. Ställer man kravet att botten i bergrum ovillkorligen skall ligga ovanför havsnivån är det inte möjligt att förlägga UA-anläggningen i anslutning till något befintligt kärnkraftverk. Som förut påvisats bör inte detta gälla som oeftergivligt krav. Det är nämligen möjligt att med väl prövad teknik bygga bergrum under havsnivån. Därför och enligt direktiven har utredningen särskilt studerat samlokalisering med befintliga kärnkraftverk.

Geologiska experter vid SGU har förklarat att det bör finnas goda möjligheter att finna en plats med gynnsamma geologiska betingelser för slutlig förvaring av högaktivt avfall inom ett avstånd av ca 5 mil från de studerade platserna för en UA-anläggning. Det är en bedömning som grundas på redan tillgänglig information om berggrundsförhållandena i de berörda områdena. För varje enskild plats krävs självfallet lokala undersökningar.

Vid några lägen i inlandet är det inte möjligt att få kylvatten i tillräcklig mängd. Med utvecklad teknik att kyla med luft i kyltorn begränsas dock inte lämpliga lägen i inlandet på grund av brist på kylvatten.

5.3 *Utbyggnadsmöjligheter – samlokalisering*

På samtliga de tänkta områden som prövats i denna studie finns det möjlighet att bygga ut enligt de förutsättningar som redovisas under punkt 4.1.6. Samlokalisering med befintliga kärnkraftverk förutsätter i samtliga lägen att lagring av aktivt avfall får ske i rum med golvet under havets nivå. Hur anläggningar under havets nivå kan utföras har redovisats under punkt 4.2.2 Grundvatten.

5.4 *Lämpliga bergområden*

Inventering av lämpliga bergområden har genomförts inom de områden som kan komma i fråga av hänsyn till befolkningstäthet, skydds- och naturvårdsområden. Transporterna per båt eller järnväg har varit ett andra skäl till en indelning av landet i

- kustlägen
- insjölägen (Vänern och Vättern)
- inlandslägen nära järnväg inom ca 5 mil från regionalt centrum.

Härutöver har befintliga eller tidigare utredda lägen för kärnkraftverk uppmärksammats.

Inom de avgränsade områdena har lämpliga bergområden inventerats med hjälp av tillgängligt geologiskt material och flygbilder. Gott berg med tillräckligt utrymme också för anläggningarna ovan mark har eftersträvats. För läge vid kust, insjö och i inlandet har endast sådana berg studerats som av naturen bedömts vara tämligen torra och vid kust dessutom sådana där berganläggningen i sin helhet kan läggas över havsytan för att undgå risken för inträngning av saltvatten. Med detta krav kan man inte välja lägen vid våra nuvarande kärnkraftverk. Ej heller kommer flertalet av de utredda lägena för kärnkraftverk i fråga. Möjligheterna att lägga bergrummen med sina lägsta delar under havets yta har därför granskats, i avsnitt 4.2.2 Grundvatten. Som framgår av detta avsnitt har man i Sverige goda prakerfarenheter av t. ex. säker lagring av olja i bergrum som ligger med sina lägsta delar under havets nivå. Det måste därför vara möjligt att klara säkerhetskraven också för de delar av en upparbetningsanläggning, som ligger i bergrum, belägna under havets nivå.

Med de uppställda kraven har det varit möjligt för geologisk expertis att finna lämpliga bergområden inom landet. Innan man slutligt rekommenderar ett eller flera lägen måste ytterligare undersökningar utföras för att klarlägga berg-, jord- och grundvattenförhållandena.

Under inventeringsarbetet har samråd ägt rum med Sveriges geologiska undersökning, SGU, som utreder de geologiska förutsättningarna för slutlig förvaring av radioaktivt avfall.

5.5 *Transportarbete*

Transporter mellan de svenska kärnkraftverken bör av säkerhetsskäl ske per båt direkt till kustförlagd upparbetningsanläggning.

Till en upparbetningsanläggning i inlandet bör transporten ske per båt till befintlig hamn för omlastning och vidare transport per järnväg.

Det årliga behovet av transport från hittills beslutade 13 kärnkraftaggregat är för Ringhals 30 enheter, Barsebäck 12 enheter, Oskarshamn 20 enheter och Forsmark 32 enheter. Detta svarar mot hälften av UA-anläggningens planerade kapacitet. Någon hänsyn till ett utökat svenskt kärnkraftprogram eller till utländska leverantörer har inte tagits vid bedömningen av transporterna.

De årliga transporterna redovisas i tabell 3 dels för skilda transporter från varje kärnkraftverk, dels för gemensam transport ca 20 gånger per år. Vid

Tabell 3 Årlig transport för ett tänkbart läge för en upparbetningsanläggning i varje region och i anslutning till befintliga kärnkraftverk

Läge för UA-anläggning	Transporter i mil/år		
	Separata båttransporter från varje kärnkraftverk	Samordnade båttransporter	Järnvägstransporter
Region västkusten	12 000	4 800	–
Region ostkusten	8 000	4 200	–
Region norrlandskusten	16 500	5 500	–
Region södra inlandet	8 000	4 200	500
Region norra inlandet	15 000	5 200	600
Ringhals	10 000	4 200	–
Oskarshamn	7 500	4 200	–
Forsmark	10 000	4 200	–

beräkningarna har transporterna räknats till en central punkt i respektive regioner och bygger på de antaganden om avstånd m. m. som framgår av tabell 4. Det fartyg som används förutsätts vara ett specialfartyg i kontinuerlig drift. För sjötransporten kommer därför inte kostnaderna mellan olika lägen att variera nämnvärt, om transporterna sker samordnat.

Översiktliga studier av transportarbetet visar att avstånden från kärnkraftverken till olika kustlägen för en upparbetningsanläggning inte ger något ekonomiskt utslag. De ger däremot en antydan om transporternas säkerhet. För samtliga kustlägen hinner fartyget vänta vid upparbetningsanläggningen i 4–5 dygn för att det årliga transportbehovet skall klaras av. Kan lossning och lastning liksom tömning av behållarna ske inom denna tid behövs här inga utbytesbehållare.

Det största transportarbetet, som fordras, erhålls om varje behållare transporteras för sig. Härvid krävs ytterligare ett fartyg när transporterna överstiger sammanlagt ca 10 000 mil per år, dvs. för alla lägen för en upparbetningsan7ggning norr om Forsmark.

Hyran för ett fartyg på "time-charterbasis" är 1975 ca 3 miljoner kronor per år. För järnvägstransport får man räkna med specialtåg. Kostnaden för järnvägstransporter ligger omkring 1 miljon kronor per år.

5.6 *Möjligheter till lokalisering av en upparbetningsanläggning i Sverige*

Översiktliga studier tyder klart på att det bör vara möjligt att förlägga en upparbetningsanläggning inom landet och uppfylla de krav på förläggningen

Tabell 4 Transportdata för ett tänkbart läge för en upparbetningsanläggning i varje region och i anslutning till befintliga kärnkraftverk.

Läge för UA-anläggning	Direkttransport kärnkraftverk – upp-arbetn. anl. per båt	Omlastning båt–jvg	Avstånd i mil längs kusten mellan UA-anläggning och kärnkraftverk				Järnvägstransport, mil	Järnvägen passerar antal orter med invånarantalet			
			Ringhals	Barsebäck	Oskarshamn	Forsmark		100– 1 000	1 000– 5 000	5 000–25 000	> 25 000
Region västkusten	X	–	10	30	70	110	–	–	–	–	–
Region ostkusten	X	–	60	40	10	50	–	–	–	–	–
Region norrlands-kusten	X	–	140	120	80	40	–	–	–	–	–
Region södra in-landet	–	X	60	40	–	40	15	2–4	2–4	2–4	–
Region norra in-landet	–	X	140	120	80	40	15	1–3	1–3	–	1
Ringhals	X	–	–	20	60	100	–	–	–	–	–
Oskarshamn	X	–	60	40	–	40	–	–	–	–	–
Forsmark	X	–	100	80	40	–	–	–	–	–	–

som förut angetts. Det är också tydligt att man klarar att uppfylla kraven inom samtliga fem regioner, som landet indelats i. För att definitivt avgöra om ett läge är lämpligt är en förprojektering önskvärd. I en sådan studie kan man också fördjupa analysen av möjligheterna att förlägga upparbetningsanläggningen vid något av de befintliga kärnkraftverken. Redan denna översiktliga studie tyder på att det finns goda möjligheter till en sådan samförläggning.

Bilaga 2 Återföring av plutonium och övriga transuraner i kraftreaktorer

Erik Johansson, AB Atomenergi

Innehållsförteckning

1 Utförande 54
1.1 Plan för studien 54
1.2 Patrontyperna Pu-Ö och Pu-Max 54
1.3 Driftschema 57
1.4 Grunddata och nuklidomvandlingar 57
1.5 Allmänt om BUXY-beräkningarna 59
1.6 Beräkningar för de tyngsta nukliderna 61

2 Presentation av resultat 61
2.1 Sammanfattning av undersökta fall 61
2.1.1 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt I 62
2.1.2 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt IA 62
2.1.3 Pu-Ö med TUP-återföring. Alt I 62
2.1.4 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt II 63
2.1.5 Pu-Ö med TUP-återföring. Alt II 63
2.1.6 Pu-Max utan TUP-återföring 63

2.2 Erhållna värden för nuklidhalter och för k_∞ 63
2.3 Kommentarer till k_∞-värdena 64
2.4 Osäkerheter i beräknade halter 66
2.5 Jämförelser med andra beräkningar 67

3 *Diskussion och vidarebehandling av resultaten* 67
3.1 Diskussion av resultat för förlängd avklingning 67
3.2 Vidarebehandling av Pu-halter 68
3.3 Fissionernas fördelning på olika nuklider 71
3.4 Totala mängder av Pu- och TUP-nuklider 71
3.5 Neutronstrålning från plutonium och TUP 72
3.6 α-, β- och γ-strålning från plutonium och TUP 73

4 *Sammanfattning* 75

Referenser 77

1 Utförande

1.1 *Plan för studien*

Studien avsåg beräkning av viktsmängder och strålningsintensiteter för plutonium samt övriga transuraner (kallas TUP) vid återcykling i termiska kraftreaktorer. En närmare beskrivning av beräkningsförslaget är given i TPM-RF-74-1065 [1]. Följande tre fall har behandlats:

- Pu-Ö utan TUP-återföring
- Pu-Ö med TUP-återföring
- Pu-Max utan TUP-återföring,

där Pu-Ö och Pu-Max avser olika patrontyper.

Studien avser en kokarreaktor (BWR). Motsvarande undersökning för en tryckvattenreaktor (PWR) skulle emellertid ge i grova drag likartade resultat.

Beräkningarna har ej behövt utsträckas till hela härdar utan har kunnat begränsas till enskilda patroner. Cellprogrammet BUXY har därvid använts. I den aktuella varianten av detta program ingår utbränningskedjor med TUP-nukliderna neptunium 237, americium 241, 242M och 243 samt curium 242 och 244.

1.2 *Patrontyperna Pu-Ö och Pu-Max*

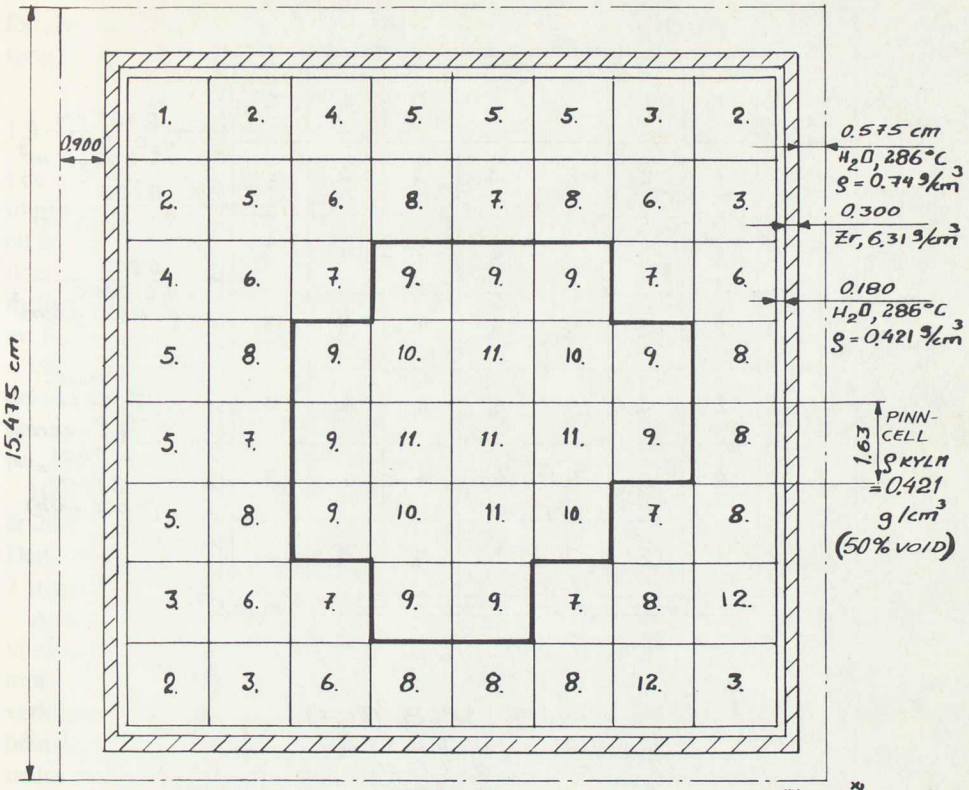
Både i Sverige och i utlandet är Pu-återcyklingen i BWR i huvudsak inriktad på det s. k. Ö-konceptet, dvs. på patroner med en inre zon av Pu-pinnar omgiven av en yttre zon av pinnar med anrikat uran. Som huvudalternativ i föreliggande undersökning valdes därför en patron av sådan typ, nämligen en BWR-patron föreslagen av ASEA-ATOM. Data för denna patron ges i figur 1.

Inom Aka-utredningen var man också intresserad av att få något slags ytterlighetsalternativ belyst. Ett sådant kan väljas på många olika sätt – även vid begränsning till ur ekonomisk och teknologisk synpunkt acceptabla kraftreaktorer. För den aktuella utredningen valdes en patrontyp kallad Pu-Max, i vilken alla pinnar (utom en) innehåller Pu. En sådan patron visas i figur 2. Även denna patron härrör från ASEA-ATOM.

Mängden fissilt Pu, dvs. Pu239 + Pu241, som tillföres (input till) en cykel, valdes ibland annorlunda än för föregående cykel. Detta markeras av de införda parametrarna a och a_1 i figurerna 1 och 2, som alltså kan variera från en cykel till en annan. Däremot varierar dessa parametrar ej från pinntyp till pinntyp i input till en viss cykel. Det kan också påpekas att endast *en* isotopsammansättning för Pu (eller för Pu+TUP) förekommer i ett visst input och vidare att denna sammansättning ändras i nästa input. Värden för a och a_1 kommer att anges senare i denna redogörelse.

I samtliga Pu-pinnar användes naturlig uranoxid som bärarmaterial. Vidare ingick BA-pinnar (BA = brännbar absorbator) i Pu-Ö men ej i Pu-Max. De resultat vi här är intresserade av påverkas emellertid ej särskilt mycket av dylika BA-pinnar.

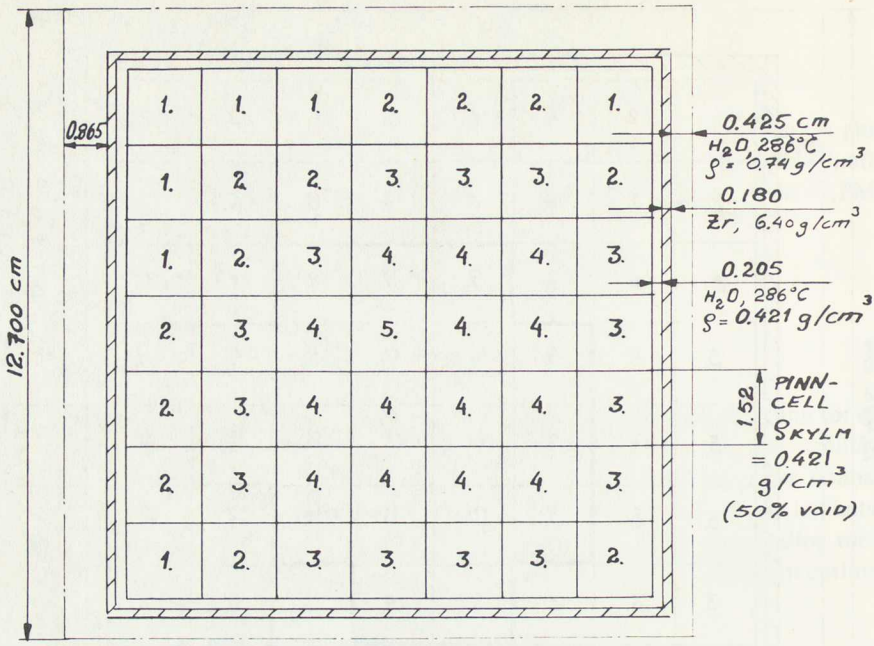
Mängden plutonium totalt i input vid start av en cykel motsvarar i vårt Pu-Ö fall den mängd som erhållits vid upparbetningen av bränslet från



		w% U235	w% Pu (FISS)	r_i, cm	r_y, cm *)	*) $\rho(r \leq r_i)$ g/cm³
PINNTYP	1.	1.42	—	0.4980	0.5875	10.32
-"-	2.	1.75	—	-"-	-"-	-"-
-"-	3.	2.23	—	-"-	-"-	-"-
-"-	4.	1.75	—	0.5230	0.6125	-"-
-"-	5.	2.23	—	-"-	-"-	-"-
-"-	6.	2.86	—	-"-	-"-	-"-
-"-	7.	3.34 + BA	—	-"-	-"-	10.02
-"-	8.	3.34	—	-"-	-"-	10.32
-"-	9.	nat. U	a · 2.5816	-"-	-"-	10.22
-"-	10.	-"-	a · 3.1700	-"-	-"-	-"-
-"-	11.	-"-	a · 3.1700	-"-	-"-	-"-
-"-	12.	2.86	—	0.4980	0.5875	10.32

*) inkl. skölning **) $\bar{\rho}$ (Zr-kapsl. + spolt) = 5.89 g/cm³
bränsletemp. 675°C w% = vikts% i tungmetall vid en cykels början

Figur 1 Pu-Ö patron för återcyklingsstudier



		w% U235	w% Pu (FISS)
PINNTYP	1.	nat	$a_1 \cdot 0.8183$
-"-	2.	-"-	$a_1 \cdot 1.7535$
-"-	3.	-"-	$a_1 \cdot 3.2147$
-"-	4.	-"-	$a_1 \cdot 5.1436$
-"-	5.	2.9342	—

w% = vikts% i början av en cykel räknat på tungmetallen

$r_i = 0.5275$ cm $\quad r_y = 0.6125$ cm

$\rho(r \leq r_i) = 10.145$ g/cm^3 (inkl. skålning)

$\bar{\rho}$ (Zr-kapsling + Spalt) = 5.626 g/cm^3

bränsletemp 577 °C

Figur 2 Pu-Max patron för återcyklingsstudier

föregående cykel. Utbränningsgraden är 28500 MWd/tHM. (tHM = ton tungmetall initialt).

1.3 *Driftschema*

I de allra flesta fallen har antagits att upparbetningen sker 14 månader efter utbränningens slut samt att en ny återcykling kan starta efter ytterligare ett år. Eftersom bränslepatronerna användes i fyra driftsäsonger blir effektiva tiden mellan successiva återcyklingar sex år. Med två månaders uppehåll mellan driftsäsongerna fås då det driftschema som visas i nedre halvan av figur 3.

För beräkningarna med BUXY har ett förenklat schema, visat i övre delen av figur 3, använts. I detta går de olika cyklerna ej in i varandra såsom i verkligheten enligt det nedre schemat och endast *en* BUXY-körning per cykel behövs.

Höjden på staplarna i figur 3 kan anses motsvara effekttätheten, som är 20.9 W/g bränsleoxid i verkliga fallet och 18.1 W/g i beräkningsfallet. Detta lägre värde beror på att utbränningen i beräkningen utsträckts över 3 uppehåll à 2 månader mellan driftsäsonger.

Antalet MWd skall vara samma i verkligheten och i beräkningen. Om vi sålunda för in A ton tungmetall (tHM) i början av en beräkningscykel motsvarar detta ett byte av A/6 tHM under varje säsonguppehåll i den verkliga cykeln. Ett sådant byte göres alltså 6 gånger per cykel och varje bränslepatron antas brännas under fyra driftsäsonger. De fyra skikt som nedre schemat uppdelats i kan för övrigt anses motsvara fyra olika zoner i reaktorn i vilka bränslepatronerna successivt placeras.

Tidskalans nollpunkt har i figur 3 valts vid effektiva starten för 1:a återcyklingen. Före denna återcykling krävs en viss urancykeldrift för generering av nödvändigt Pu. Denna urancykel har i figur 3 antytts för Pu-Ö fallen.

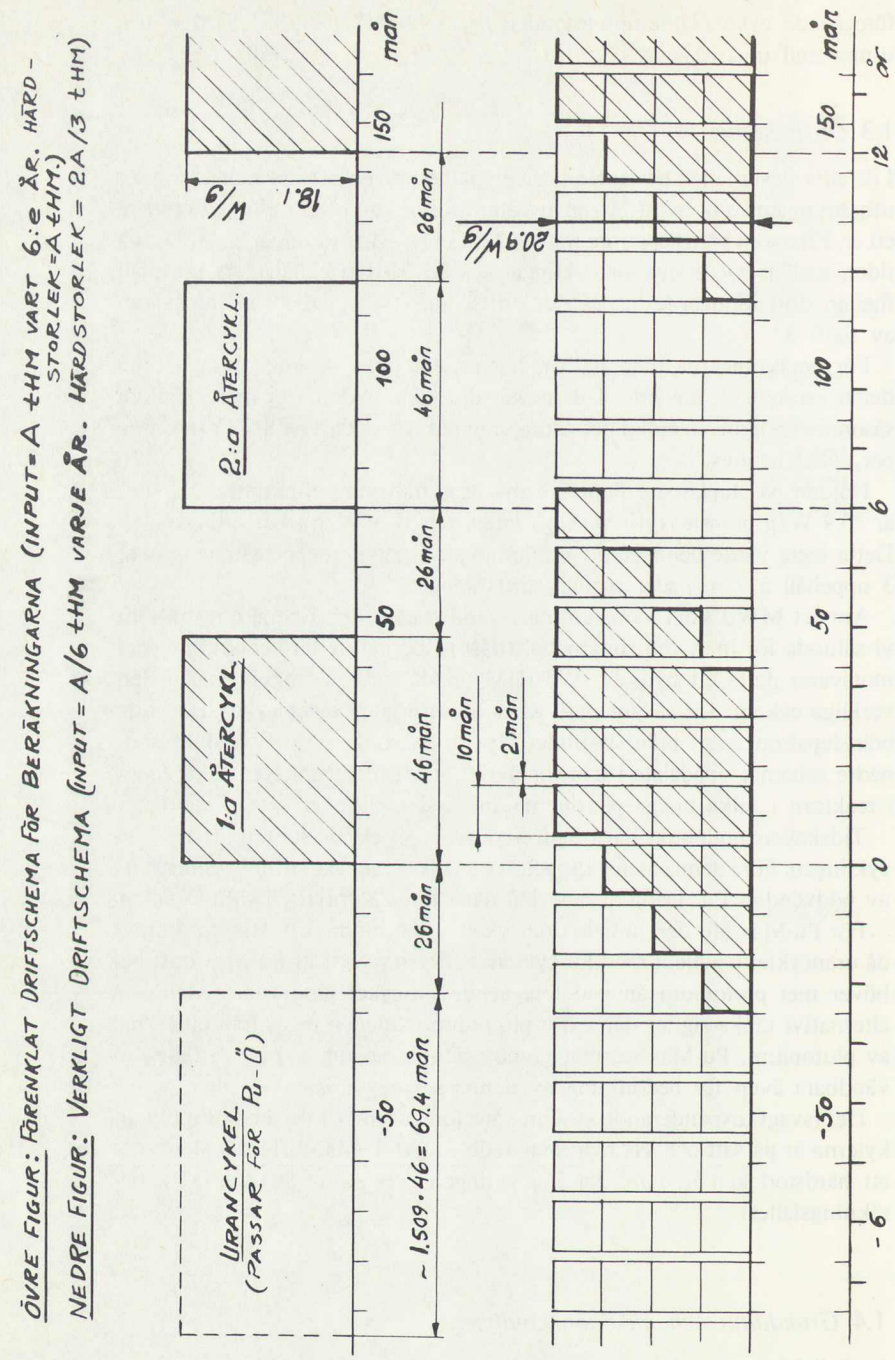
För Pu-Max blir den initiala urancykeln annorlunda och dessutom krävs då urancykler parallellt med Pu-cyklerna eftersom fortsatt Pu-Max drift behöver mer plutonium än vad föregående Pu-cykel producerar. Man kan alternativt tänka sig att den extra plutoniummängden tages från ett förråd av plutonium. Pu-Max resultat givna i denna rapport är i grova drag användbara även för bedömning av denna senare variant.

Det (svagt) expanderande system som förekommer i de första Pu-Ö kalkylerna är på sätt och vis representerade i figur 3. Man behöver blott anta att härdstorleken fr. o. m. 2:a återcyklingen görs större än A tHM (i beräkningsfallet).

1.4 *Grunddata och nuklidomvandlingar*

I tabell 1 har vissa data sammanställts för tunga nuklider. Tvärsnitten och ν-värdena har hämtats från BNL-325, 3rd Edn [2] liksom en del av halveringstiderna. Resten av halveringstiderna, bl. a. den för Pu241, har tagits ur Table of Isotopes, 6th Edn [3].

Anm.: Sedan tabell 1 sammanställts gjordes vissa jämförelser med BUXY-biblioteket. Därvid noterades bl. a. nedanstående differenser.



Figur 3 Driftschema för återcyklingar

1. $T_{1/2}$ för Pu241, 13.2 år, använd för uppehållen mellan säsonger och cykler, lär vara ungefär 1.5 år för låg. För utbränningen i BUXY användes $T_{1/2}$ = 14.3 år.
2. Neutroninfångning i Am241 ger enligt tabell 1 Am242M i 100 · 83.8/(83.8 + 748) = 10 % av fallen mot i 25 · 624.8/624.8 = 25 % av fallen enligt BUXY-tvärsnitten.
3. För Cm244 använder BUXY absorptionstvärsnitten 27.1 b resp. 202.3 b, vilka skiljer sig avsevärt från värden i tabell 1. Särskilt olikheten i resonansintegral kan ha stor betydelse.

Ett schema över omvandlingar bland de tunga nukliderna p. g. a. neutroninfångning och sönderfall ges i figur 4. Av de streckade övergångarna saknas den (relativt svaga) från Am242G till Pu242 i BUXY, där i stället alla Am242G-sönderfall fått ge Cm242. Övriga streckade övergångar finns med i BUXY i form av utgångskärnans minskning medan däremot inmatningen till slutprodukten saknas. Neutronabsorptionen i Cm242 behöver ej beaktas och därför är Cm243 oväsentlig.

Halter för nuklider med korta halveringstider ges ej i BUXY-output (U237, U239, Np238, Np239, Pu243, Am242G och Am244).

Vid avklingning (t. ex. i ett TUP-förråd) försvinner alla vertikala övergångar visade i figur 4 – och *en* ny vertikal övergång måste (i det långa loppet) beaktas, nämligen den isomera övergången från Am242M till Am242G. Under reaktorbestrålningen har denna övergång mycket liten betydelse vid sidan av infångning och (i än högre grad) fission i Am242M. Beträffande sönderfallen kan i övrigt nämnas att de i BUXY-output ej medtagna Np239 och Am242G kommer att ha samma sönderfallshastighet som Am243 resp. Am242M.

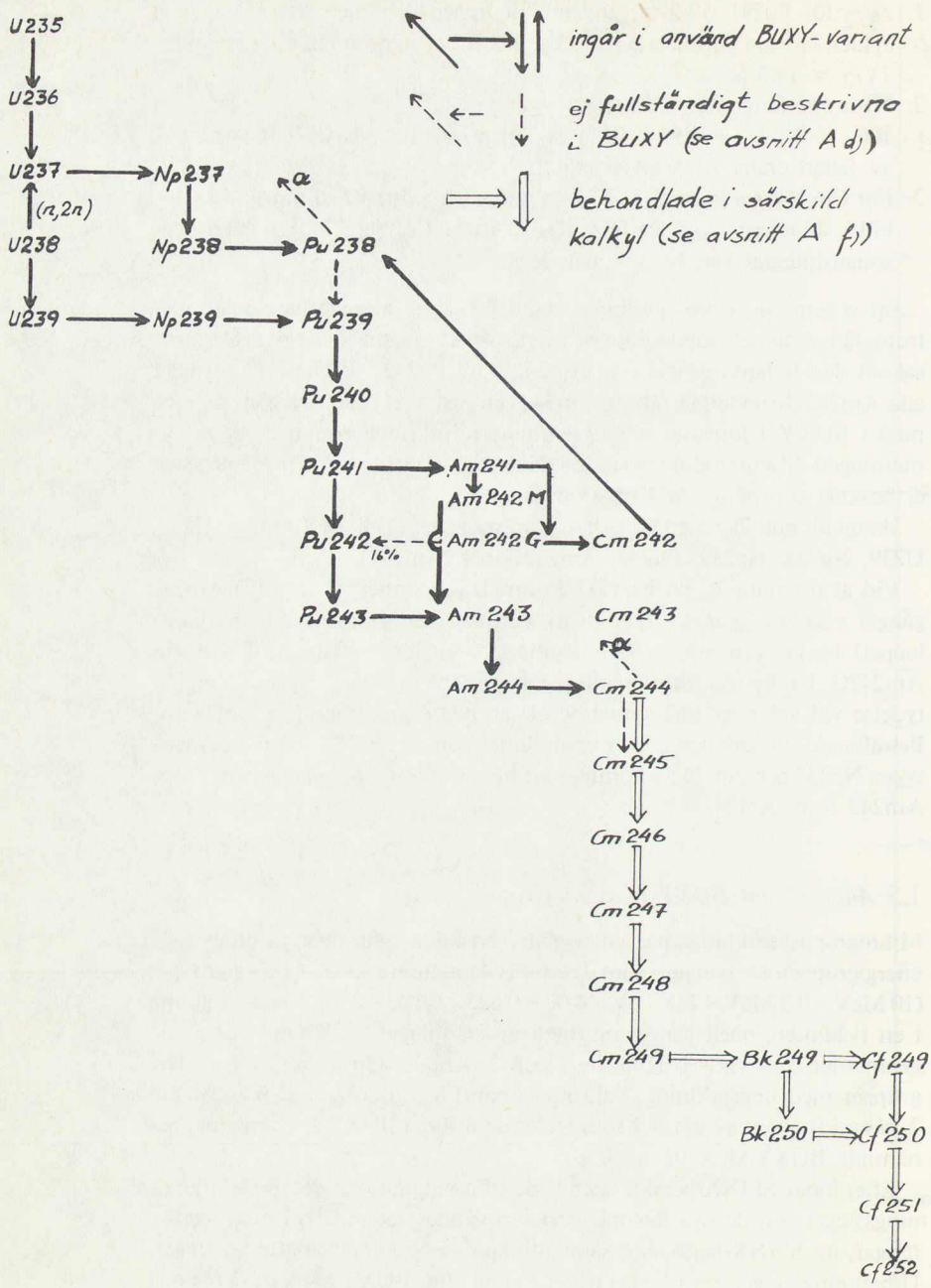
1.5 *Allmänt om BUXY-beräkningarna*

Mikrogruppsberäkningarna, vilka gäller enskilda pinnceller utfördes i 25 energigrupper. De tvärsnitt som då erhölls kondenserades till 6 energigrupper (10 MeV – 0.5 MeV – 148.7 eV – 4.00 – 0.625 – 0.180 – 0 eV) för användning i en tvådimensionell beräkning (med programdelen SFINX) utförd på de geometrier som visas i figurerna 1 och 2. Antalet termiska grupper, dvs. grupper med uppspridning, valdes i början till 3 men ändrades sedan till 2, såsom framgår av tabell 2 som anger de utförda BUXY-körningarna (benämnda BUXYAKA 01 till 05E).

Efter första SFINX-beräkningen genomför programmet det första utbränningssteget och de nya isotophalterna användes sedan i nya mikroberäkningar, ny SFINX-beräkning samt utbränningsberäkning för andra steget. Utbränningsstegen minskades något i antal efter BUXYAKA 01. Följande utbränningsgrader ingick (sorten är MWd/tHM).

U_1: 0, 1000, 3000, 5000, 7500, 10000, 15000, 20000, 25000, 28500.
U_2: 0, 1000, 3000, 5000, 10000, 20000, 28500.

Effekttätheten sattes i början till 20.9 W/g liktydigt med att tre säsonguppehåll ansågs finnas i en cykel. I de flesta körningarna användes emellertid värdet 18.1 (se f. ö. figur 3 samt kommentar under avsnitt 1.3). Vi skall



Figur 4 Omvandlingar för tunga nuklider

också notera att tidsparametern i BUXY-beräkningarna bestäms av utbränningsgrad och effekttäthet, vilka ges i input till programmet.

I output från BUXY fås k_∞ samt halter av olika nuklider. Dessa anges vid varje utbränningsgrad dels som antal kärnor per cm^3 bränsleoxid, dels som viktsprocent i initial mängd tungmetall. Följande tunga nuklider ingår: U235, U236, U238, Np237, Pu238, Pu239, Pu240, Pu241, Pu242, Am241, Am242M, Am243, Cm242 och Cm244.

1.6 *Beräkningar för de tyngsta nukliderna*

Överslagsmässiga beräkningar av halter för nuklider fr. o. m. Cm245 har gjorts för ett av de undersökta systemen (Pu-Ö med TUP). Modernuklidernas halter som funktion av tiden kunde approximeras med räta linjer varvid fås – med Cm244, Cm245 som exempel:

$$N_5(t) = \frac{\kappa_4 \sigma_{\gamma 4}\phi}{\sigma_{a5}\phi}\left[t - \frac{1}{\sigma_{a5}\phi}\left(1 - e^{-\sigma_{a5}\phi t}\right)\right]$$

k_4 är en proportionalitetskonstant för det antagna linjära tidsförloppet hos Cm244-halten. Denna konstant har bestämts ur BUXY-resultat.

$$\sigma_{\gamma 4}\phi = \left[\sigma_{\gamma 4}^{th} k\phi_{th} + I_{\gamma 4}\beta\phi_{th}\right]$$, där $\sigma_{\gamma 4}^{th}$ och $I_{\gamma 4}$ är

2200-meterstvärsnittet och resonansintegralen för Cm244, använda i BUXY. För de följande nukliderna togs data ur tabell 1. Konventionella termiska flödet $k\phi_{th} = 6.3 \cdot 10^{12}$ samt 1/E-flödet $\beta\phi_{th} = 5 \cdot 10^{12}$, båda erhållna via BUXY, är de relevanta flödena för här studerade processer och de användes genomgående hela vägen ända upp till Cf252.

Anm.: Spektret är mycket hårt – man kan uppskatta β till 0.4.

För $\sigma_{a5}\phi = (\sigma_{\gamma 5} + \sigma_{f5})\phi$ gäller ett uttryck liknande det nyss givna för $\sigma_{\gamma 4}\phi$.

Tiden i uttrycket för N_5 räknas från start av 1:a återcyklingen. För de följande nukliderna införes k_5, k_6, etc. och tidskalans nollpunkt flyttas successivt framåt. Till vänster om dessa nollpunkter anses varje modernuklid ha halten noll.

Beräkningarna utfördes fram till 6:e återcyklingens start. Varje cykel blev här 46 månader = $102 \cdot 10^6$ sekunder. Inverkan av uppehållen mellan cyklerna (se figur 3) kunde i förekommande fall representeras med diskontinuiteter i halterna.

Om sönderfallet av en bildad nuklid har märkbar inverkan skall till $\sigma_a\phi$ adderas λ ($\lambda = \ln 2/\tau_{1/2}$ där $\tau_{1/2}$ = halveringstiden) och om bildning sker genom en moderkärnas sönderfall skall $\sigma_\lambda\phi$ i täljaren ersättas av aktuellt λ.

2 Presentation av resultat

2.1 *Sammanfattning av undersökta fall*

En sammanställning av undersökta fall ges i tabell 3. Ett gemensamt drag hos dessa är att man utgått från (i stort sett) samma typ av plutonium

från uranhärd vid beräkning av input till 1:a återcyklingen. För övrigt är nämnda input inte betydelsefull för de mängder som finns efter 4 till 5 cykler. Vidare antogs upparbetningen alltid ske 1 år före nästa cykels start. Vid beräkning av input för fallen utan TUP-återföring korrigerades för Pu241-sönderfall under uppehållet mellan två cykler samt infördes en mängd Am241 p. g. a. dessa sönderfall under sista året före en cykels start. Korrektion för sönderfall under uppehållen gjordes även vid beräkning av input för fall med TUP-återföring varvid även sönderfallen i Cm242 och Cm244 beaktades.

Upparbetningen antogs ske med 100 % effektivitet. I fallen utan TUP-återföring matades strax efter upparbetningen all TUP till ett lager medan allt Pu tänktes fört till en bränslefabrik. Vid TUP-återföring däremot skildes Pu och TUP aldrig åt.

2.1.1 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt. I

I detta fall liksom i de två följande var viktsprocenten fissilt plutonium samma för varje input. Faktorn a (se figur 1) blir följaktligen 1. Detta ledde emellertid till att allt Pu från en cykel ej gick åt som input till nästa om härdstorleken bevarades. För att införa allt Pu i en ny cykel kunde man därför tänka sig en (svagt) expanderande reaktorstorlek.

För inputgenerering till en 1:a återcyklingshärd på A tHM krävdes en uranhärd på 1.509 A tHM körd på samma sätt som återcyklingshärden – eller (approximativt) en uranhärd av storleken A körd 1.509 gånger Pu-cykelns drifttid.

Som framgår av tabellerna 2 och 3 kördes detta fall liksom det följande vid 20.9 W/g bränsleoxid vilket innebär att 3 st. 2-månaders uppehåll ingår. Sådant uppehåll finns emellertid ej med i BUXY, som räknar hela cykeln i ett sträck (längden blir ung. 40 månader). Korrektioner fick därför utföras i efterhand. Det visade sig då att Am241-halten vid output från en cykel borde multipliceras med 1.156. Detta är gjort i resultaten, vilka presenteras senare. Smärre korrektioner (< 10 %) kunde också införas för Pu241, Am242M och Cm242 men detta har ej gjorts.

2.1.2 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt. IA

Detta fall undersöktes (endast två återcyklingar) för att pröva inverkan av längre väntetid mellan cykler innebärande en kraftigare minskning av Pu-241-halten. Man valde här en svalningstid av 50 månader före upparbetning i stället för normala 14 månader.

För input till 1:a återcyklingen krävdes en något större uranhärd än i föregående fall (1.544 A mot 1.509 A) eftersom Pu241 fått klinga av mera.

Am241-faktorn 1.156 har använts även här.

2.1.3 Pu-Ö med TUP-återföring. Alt. I

För detta alternativ har använts effekttätheten 18.1 W/g bränsleoxid och någon korrektion för uppehåll mellan driftsäsonger behövs följaktligen ej. Initiala uranhärden blir samma som för det första fallet och halten fissilt

Pu i input var som tidigare nämnt konstant för de olika återcyklingarna (a = 1).

2.1.4 Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt. II

Här återfördes allt Pu från föregående cykel till ett icke expanderande system – av storleken A tHM. Faktorn a blir alltså större än 1 utom för återcykling nummer 1, där ju allt Pu från uranhärden (1.509 A) infördes redan i det första fallet. BUXY-körningen för 1:a återcyklingen har för övrigt ej gjorts om, utan BUXYAKA 01 från första fallet har använts. De smärre ändringar som finns mellan denna körning och C-serien spelar ingen större roll. (Det får de helt enkelt inte göra ty det skulle innebära att en del av körningarna icke vore acceptabla.)

2.1.5 Pu-Ö med TUP-återföring. Alt. II

Allt Pu och all TUP från föregående cykel återfördes till A tHM. För 1:a återcyklingen användes BUXYAKA 01B från 3:e fallet. Initial urancykel motsvarar som förut 1.509 A.

2.1.6 Pu-Max utan TUP-återföring

Man har en särskild härd av A_1 tHM bestående av Pu-Max patroner. Till denna föres vid början av varje cykel en stigande mängd fissilt Pu angiven av faktorn a_1 (se figur 2 och tabell 3). Faktorn har valts (dvs. i förväg uppskattats) så att k_∞ skulle bli någorlunda konstant vid en viss utbränningsgrad.

Parallellt med Pu-Max reaktorn krävs en uranreaktor av ungefär dubbla storleken för generering av plutonium – eller ett förråd av plutonium, som kan ge erforderligt tillskottsplutonium. Initiala uranreaktorn kan karakteriseras av värdet $5A_1$ (5.221 A_1).

2.2 *Erhållna värden för nuklidhalter och för k_∞*

BUXY-beräknade värden för halter av olika nuklider till och med Cm244 ges i tabellerna 4–10. För fallet Pu-Ö med TUP-återföring Alt. II (visat i tabell 8) ges för 5:e återcyklingen även halter för de tyngre nukliderna (Cm245 – Cf252) erhållna i den speciella kalkylen enl. avsnitt 1.6). Alla halter avser slutet av en cykel och motsvarar medelutbränningen 28500 MWd/tHM samt är givna i gram per tHM (tHM betyder ton tungmetall initialt). Antalet tHM som ges i tabellerna är liktydigt med total tungmetallinput för en cykel, i beräkningen lokaliserat till *ett* tillfälle men i verkligheten uppdelat på 6 tillfällen eller, för initiala urancykler, ev. ännu flera (se figur 3). Total mängd i output för olika nuklider från en cykel fås om tHM-värdena multipliceras med angivna halter. För Pu-Max fallet fås hela output genom addition av motsvarande mängder från Pu-Max cykel och därmed parallell urancykel.

I tabellerna 4–10 ges också uppgifter om elenergiproduktionen uttryckt

i MWd med användning av verkningsgraden 33 %. För återcyklingarna samt för de parallellkörda urancyklerna i Pu-Max fallet anges ackumulerad energi räknat från början av 1:a återcyklingen. Därtill skall läggas den elenergi som producerats i den initiala urancykeln, som också ges i tabellerna.

Tabellerna innehåller även värden för k_∞ (20000), dvs. multiplikationskonstanten i oändligt system för utbränningsgraden 20000 MWd/tHM. Detta utbränningsvärde motsvarar ungefär den reaktivitetsmässigt vägda medelutbränningen för patronerna i den verkliga återcyklingsproceduren och man önskar att tillhörande k_∞-värde ändras så lite som möjligt från cykel till cykel samt att värdena ligger nära ett. Ett något lägre utbränningsvärde, t. ex. 18000, vore mera representativt men denna utbränningsgrad kom ej att ingå i här genomförda studier.

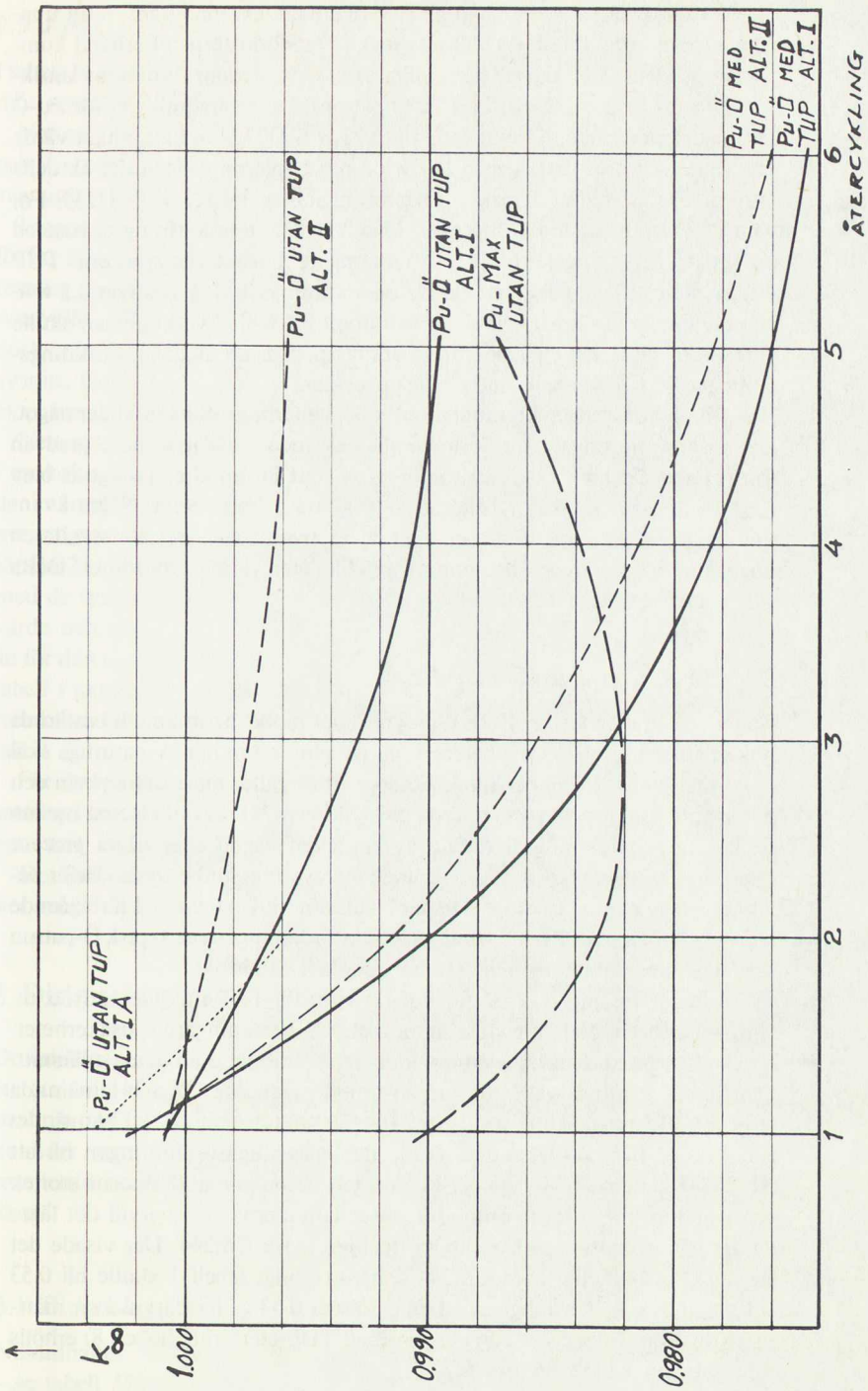
Slutligen noteras att de två första haltvärdena för Np237 och Am241 i tabellerna 6 och 8 satts inom parentes. Detta beror på att initiala halter för dessa två nuklider för första återcyklingen ej var helt förenliga med den urancykel som anges i tabellerna (se t. ex. tabell 4). Vid högre cykler har inverkan därav dött ut.

2.3 *Kommentarer till k_∞-värdena*

I figur 5 har k_∞-värdena uppritats mot återcyklingsnumret.

För Pu-Ö fallen ligger värdena för 1:a återcyklingen som synes rätt nära riktvärdet ett. Man ser vidare att k_∞ för Pu-Ö utan TUP (Alt. I och II) där är något mindre än värdet för Pu-Ö med TUP medan förhållandet i verkligheten torde vara det motsatta. Orsaken till beräkningsutfallet är skillnader i data för BUXYAKA 01 och 01B (se tabell 2). Om sålunda utbränningsvarianten U_2 använts även för BUXYAKA 01 skulle k_∞-värdet för Pu-Ö utan TUP (Alt. I och II) för 1:a återcyklingen möjligen ökat till strax över den punkterade kurvan i figur 5. Om vidare effekttätheten 18.1 W/g använts genomgående skulle ytterligare ökning skett eftersom xenon-halten skulle ha minskat. Sistnämnda k_∞-ökning som högst kan röra sig om ett par hundra pcm (en reaktivitetsprocent är 10^5 pcm) gäller alla återcyklingar för Pu-Ö utan TUP Alt. I och IA samt enbart 1:a återcyklingen för Pu-Ö utan TUP Alt. II. Ovan relaterade effekter är möjligen inte särskilt viktiga för våra beräkningar av olika nukliders halter. Diskussionen har medtagits mest för att förse läsaren med en förklaring till dessa speciella k_∞-resultat.

I figur 5 kan vi också avläsa reaktivitetsverkan av TUP-nuklinderna. Om vi använder Alt. II, dvs. det alternativ där allt plutonium från föregående cykel återföres till härd av oförändrad storlek, finner vi ρ(TUP) för 5:e återcyklingen lika med 1.8 reaktivitetsprocent, erhållet genom subtraktion av k_∞-värden enligt de streckade kurvorna. För Pu-Ö utan TUP kan k_∞ för 1:a återcyklingen uppskattas till 1.005 om vi tänker oss att korrektioner enligt föregående stycke införes. För 5:e återcyklingen avläses för Alt. II värdet 0.996, vilket är 0.9 reaktivitetsprocent lägre än utgångsvärdet. Denna sänkning, närmast att betrakta som ett riktvärde p. g. a. våra överslagsmässiga korrektioner, hänger samman med att kvoten fissilt Pu till totalt Pu i input sjunker från en cykel till nästa. Det är emellertid inte fråga om några stora förändringar och vid 5:e återcyklingen för Pu-Ö utan TUP har reaktivitetskurvorna i figur 5 nästan planat ut.



Figur 5 Värden för k_∞ vid 20000 MWd/tHM

För att våra olika cykler skall bli ekvivalenta, t. ex. med hänsyn till uppnåelig utbränning måste de nämnda reaktivitetsförlusterna efterhand kompenseras. Detta kan ske på flera olika sätt, t. ex. genom ökning av anrikningen i U-pinnarna (45 st. i en Pu-Ö patron). I alla våra kalkyler för Pu-Ö har medelanrikningen i input satts till 2.72 w% U235 i uranet, vilket värde kan framräknas ur data i figur 1. För en ren U-patron gäller i det aktuella anrikningsområdet att 1 reaktivitetsprocent motsvarar 0.1 w % U235. För våra Pu-Ö patroner torde ungefär 0.13 w% U235 (uppskattning ej baserad på direkta beräkningar) i de 45 U-pinnarna ge 1 reaktivitetsprocent. TUP vid 5:e återcyklingen skulle då kräva en anrikningsökning av drygt 0.2 w% och plutoniets försämring skulle kräva drygt 0.1 w%. I verkligheten skulle emellertid dessa krav något kunna ändras p. g. a. de analoga anrikningsökningar som bör göras inför tidigare cykler.

Anrikningsökningen kommer att påverka halterna av olika nuklider något. Det insatta plutoniet i Pu-Ö omvandlas sålunda i något mindre grad än förut. I gengäld blir också produktionen av nytt Pu mindre. Troligtvis blev förskjutningarna av de i tabellerna 4–10 givna halterna små. Några kvantitativa uppskattningar finns ej men vi är övertygade om att resultaten duger för diskussion och bedömning av olika återcyklingsprocedurer. Detta gäller även Pu-Max fallet.

2.4 *Osäkerheter i beräknade halter*

Några omfattande test av BUXY-programmet mot experimentellt bestämda nuklidhalter i samband med återcykling av plutonium har av naturliga skäl ej kunnat göras. De undersökningar som finns gäller mest urancykeln och avser huvudsakligen Pu-isotoperna 239, 240 och 241. Avvikelserna mellan beräkning och mätning är därvid av storleken någon eller några procent i jämförda viktsmängder. I föreliggande återcyklingsstudie torde därför beräkningen av nämnda isotopers halter ha utfallit tillräckligt bra. I förbigående kan också noteras att BUXY beräknar effektfördelningen i en typisk Ö-patron med god noggrannhet enligt studier gjorda i Studsvik.

För Pu238 (möjligen också för Pu242) samt för TUP-nukliderna (t. o. m. Cm244) är det svårare att yttra sig om BUXY-beräkningarnas osäkerheter. Vi skall här endast beakta ett par detaljer beträffande använda tvärsnitt. Den första av dessa gäller de två absorptionsgrenarna i Am241, nämnda i avsnitt 1.4 Anm. 2. Om därvid Am241-tvärsvnitten enligt tabell 1 användes i stället för BUXY-tvärsnitten skulle den väsentligaste ändringen bli att Am242M-halterna blev 0.40 à 1 av de i tabellerna givna. (Faktorns storlek beror på hur pass nära mättning de aktuella halterna är – varvid det lägre värdet gäller mättning.) Den andra detaljen avser Cm244. Där visade det sig att Cm244-halten med Cm244-tvärsnitt enligt tabell 1 skulle bli 0.53 à 1 av BUXY-halter enligt tabellerna. Värdet 0.53 gäller därvid i en mättnadssituation. Efter 5:e återcyklingen med TUP-återföring (tabell 8) erhölls i en särskild kalkyl faktorn 0.77.

Beräkningarna för de tyngsta nukliderna är som antytts i avsnitt 1.6 ganska osäkra. Bland speciella omständigheter kan nämnas att alla värden för Cm245 – Cf252 (i tabell 8) skulle multipliceras med en faktor 2.2 om Cm244-tvärsnitt enligt tabell 1 användes.

2.5 *Jämförelser med andra beräkningar*

I tabell 11 har vissa beräkningsresultat från föreliggande undersökning ställts mot resultat från andra studier.

Vattenfalls beräkningar enligt ref [4] gäller även de för en BWR-patron och är utförda med BUXY-programmet. Resultaten är ganska lika motsvarande resultat från föreliggande studie.

I rapporten KFK–1945 [5] redovisas ett tyskt arbete där en mängd resultat för Pu-återcykling beräknade med ORIGEN-programmet ges. Några av dessa resultat jämföres i tabell 11 med våra egna. Särskilt stor är avvikelsen för Am242M, där kvoten mellan vårt resultat och det tyska är 4.8. Det finns dock anledning att något reducera vårt resultat såsom påpekats i föregående avsnitt. Också för Cm244 är skillnaden stor, en skillnad som därtill skulle ökas om vi använt Cm244-tvärsnitt enligt tabell 1.

I ett amerikanskt arbete, WASH-1327 [6], ges bl. a. resultat för mättnad i en kokarhärd där man som Pu-input till varje cykel antagit 1.15 gånger den mängd föregående cykel producerat. Beräkningarna är utförda med samma program som de tyska, dvs. ORIGEN. Bland annat syns att vårt värde för Cm244 är lägre än den amerikanska – samma tendens som i jämförelsen med de tyska beräkningarna. För Am242M däremot är kvoten mellan vårt värde och det amerikanska värdet lika med 1.3 – alltså helt annorlunda än för den tyska jämförelsen. Med användning av tvärsnitt för Am241 enligt tabell 1 skulle vidare värdet 1.3 multipliceras med ungefär 0.5. Denna stora reduktion hänger samman med att mättning inte är särdeles avlägsen (se tabell 7).

För övrigt bör man rent allmänt vara försiktig med omdömen och slutsatser på basis av jämförelser sådana som i tabell 11, eftersom de studerade systemet är långtifrån likvärdiga.

Det kan också påpekas att de aktuella geometrierna behandlas på ett mycket mera detaljerat sätt i BUXY än i ORIGEN.

3 Diskussion och vidarebehandling av resultaten

De erhållna resultaten kan ses ur många aspekter och vidarebehandlas på ett otal sätt och vi kan här endast ta upp några få trådar för ytterligare studium. Viktig är därvid bl. a. totala (ackumulerade) mängden av olika nuklider samt därmed sammanhängande strålningsintensitet. Först skall emellertid inverkan av förlängd avklingningstid mellan cykler i korthet beröras.

3.1 *Diskussion av resultat för förlängd avklingning*

Nuklidhalter för fall med förlängd avklingning (Pu-Ö utan TUP Alt. IA – se tabell 5) är mycket lika motsvarande värden för normal avklingning (jfr tabell 4). Man kan dock notera att den initiala urancykeln är något större för fallet med den förlängda avklingningen samtidigt som systemets expansion tycks bli mindre (1.052 A mot 1.073 A). Båda dessa effekter är rätt självklara eftersom vi i input för de aktuella körningarna krävt konstant

halt fissilt Pu och eftersom den förlängda avklingningen innebär att mängden sådant Pu reduceras genom övergång av Pu241 till Am241, vilken sistnämnda nuklid har obetydlig termisk fission.

Inte heller efter ytterligare cykler torde någon markant skillnad finnas mellan resultat för den förlängda avklingningen och den normala. Jämförelser till och med den 2:a återcyklingen kunde därför räcka och vi noterar alltså att förlängd avklingning ger en mindre nackdel genom visst försvinnande av nyttig Pu241.

3.2 *Vidarebehandling av Pu-halter*

I detta avsnitt presenteras viktsmängder av Pu i relation till motsvarande värden om Pu-återcykling ej företogs, dvs. om enbart urancykler kördes. Bildat Pu måste då lagras – antingen i icke upparbetat bränsle eller i särskilt Pu-lager efter upparbetning.

Vi skall först ta fram mängderna Pu(fiss) och Pu(tot) vid icke Pu-återcykling för alla fall (utom det med förlängd avklingning). Värdena skall beräknas för urancykler med samma energiproduktion som motsvarande återcykler och jämförelsen väljes gälla tidpunkten för 5:e återcyklingens slut. Energivillkoren ger att antal tHM i input till en U-cykel blir samma som för den motsvarande Pu-cykeln. Dessutom skall förstås initiala urancykeln ingå liksom parallellcyklerna för Pu-Max fallet (se tabell 10).

I tabell 12 har i kolumn 2 angetts ackumulerad input (tHM) efter starten av 5:e återcyklingen. Värdena kan lätt räknas fram ur de tidigare givna resultattabellerna. Det kan också noteras att ackumulerad elenergiproduktion vid 5:e cykelns slut fås som 9405 × tHM-värdena.

De i tabell 12 för Pu-fallen angivna viktsmängderna för Pu(fiss) och Pu(tot) har erhållits ur de föregående tabellerna genom att antalet tHM för 5:e återcyklingen multiplicerats med aktuell Pu-halt. Så t. ex. har första Pu(fiss)-värdet erhållits ur tabell 4 enligt 1.517 A (7373 + 2719) = 15310 A. För Pu-Max fallet har resultat från tabellerna 9 och 10 lagts samman. (Ex.: A_1 (24129 + 8619) + 2.259 A_1 (4806 + 1035) = 45943 A_1).

Anm.: För fallen utan TUP-återföring uppstår genom TUP-sönderfall i lagret smärre Pu-mängder. (Dessa har emellertid ej behövt beaktas här.)

För U-fallen i tabell 12 angivna viktsmängder av Pu(fiss) och Pu(tot) har erhållits ur data för typisk U-cykel (se t. ex. tabell 4) genom multiplikation med ackumulerat antal tHM enligt tabell 12. Reduktion av Pu241-bidragen har därvid gjorts p. g. a. denna isotops avsevärda sönderfall från en tidigare cykels slut fram till 5:e cykelns slut. Sönderfall av Pu238 samt bildning av Pu238 genom Cm242-sönderfall har ej behövt beaktas.

I tabell 13 ges för Pu-Ö utan TUP Alt. II samt för motsvarande U-fall en mera detaljerad bild med separata data för varje Pu-isotop och för varje cykels slut här med hänsyn till Cm242-sönderfall.

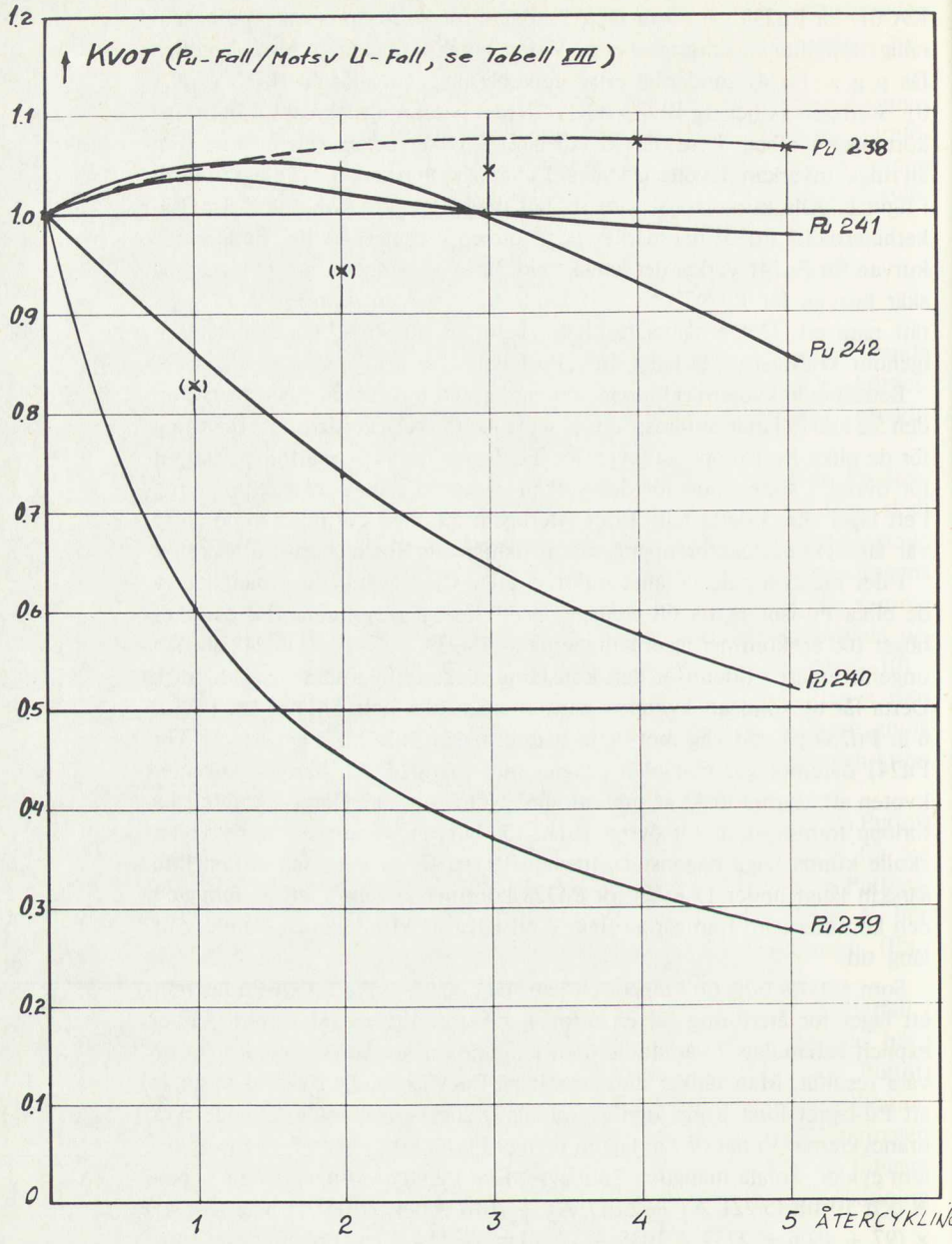
De första kvoterna för Pu238 i tabell 13 verkar något låga och därför gjordes en kalkyl även för Pu-Max. De resultat som då framkom tycks mera rimliga såsom framgår av tillägget till tabell 13. De två lägsta kvoterna för Pu238 överst i tabellen betraktar vi som något tveksamma och sätter dem inom parentes. Skälet till att dessa två kvoter tycks för låga (med ung. 20 resp. 15 %) kan vara att initiala halten för 1:a återcyklingen (BUXYA-

KA 01) för Pu238 var något lägre än det värde som motsvarar urancykeln enligt uppgifter i resultattabellerna. Vidare var inputhalten av Am241, vilken fås p. g. a. Pu241-sönderfall efter upparbetning, vald låg för BUXYAKA 01. Slutligen skiljer sig BUXYAKA 01 rent beräkningstekniskt från övriga körningar i tabell 7 (se därvid tabell 2) – vilket också kan ha viss (om än ringa) inverkan. Kvoterna i tabell 13 har också presenterats i diagramform i figur 6. Alla kurvorna är som sig bör dragna genom punkten (0,1). Osäkerheterna för Pu238 har markerats genom en streckad kurvdel. Beträffande kurvan för Pu241 verkar det kanske vid första påseendet konstigt att denna skär kurvan för Pu242 och fortfarande vid 5:e återcyklingens slut ligger rätt nära ett. Det erhållna resultatet beror på att Pu241-sönderfallet slår igenom kraftigare i U-fallet än i Pu-fallet.

Beträffande kvoternas förlopp och värden vid fortsatta återcyklingar efter den 5:e kan följande anföras: Som vi ser i tabell 7 tycks vi närma oss mättning för de olika Pu-isotoperna (även för TUP-nukliderna är mättning i output för övrigt i sikte, men för dessa skall vi komma ihåg att ackumulering i ett lager sker i detta fall). Efter ytterligare ett antal cyklingar torde alltså vår återcyklingsreaktor uppnå mättnadsmängder för alla Pu-isotoperna.

I det motsvarande U-fallet tillför vi efter varje cykel vissa mängder av de olika Pu-isotoperna till ett lager. I ett rimligt tidsområde (låt oss säga högst 100 år) kommer lagermängderna av Pu239, Pu240 och Pu242 att öka ungefär linjärt i tiden (för den konstanta reaktoreffekt som här studeras). Detta får till följd att kvoterna närmar sig värdet noll. Som vi ser i figur 6 är Pu239 på god väg mot detta värde medan Pu242 har långt kvar. För Pu241 däremot går mängden i lagret mot mättnad och därmed kommer kvoten att asymptotiskt gå mot ett värde större än noll. Detta asymptotiska förlopp framskymtar för övrigt redan för kurvan i figur 6 – gränskvoten skulle kunna ligga någonstans mellan 0.9 och 1 – i varje fall är den inte särskilt långt under 1. Även för Pu238 kommer kvoten ej att gå mot noll och kommer som framgår av figur 6 att ligga omkring värdet 1 under rätt lång tid.

Som antytts tidigare i rapporten kan man också tänka sig att Pu tas från ett lager för återföring till en termisk reaktor. Ett sådant system har ej explicit behandlats i vår studie men kan ändå något belysas med hjälp av våra resultat. Man tänker då närmast på Pu-Max studien varvid vi antar att Pu-lagret först byggs upp av initiala urancykeln plus de följande fyra urancyklerna. Vi har då fått lagom mängd Pu för körning av Pu-Max under fem cykler. Totala mängden Pu i lagret före 1:a återcyklingen fås ur Tabell 9 och 10 till $(5.221\ A_1 + 2.017\ A_1 + 2040\ A_1 + 2.104\ A_1 + 2.179\ A_1) \times (97 + 4806 + 2259 + 1035 + 470.8) = 117554\ A_1$ gram. Från 5:e återcyklingen får vi enligt tabell 9 ut en total Pu-mängd av A_1 (1823 + 24129 + 22406 + 8619 + 6741) = 63718 A_1 gram. Detta utgör 54 % av ursprungliga lagermängden. Resultatet är att betrakta som approximativt, framför allt därför att Pu241-sönderfall i lagret ej beaktats, men kan åtminstone tjäna som ett riktvärde. Vi skall också notera att lagret motsvarar 127542 A_1 MWd(el) medan de fem Pu-Max cyklerna tillsammans ger 47025 A_1 MWd(el).



Figur 6 Kvoter av Pu-isotopmängder för Pu-Ö utan TUP alt II till motsvarande fall utan Pu-återföring

3.3 *Fissionernas fördelning på olika nuklider*

I tabell 14 visas fissionernas procentuella fördelning bland de tunga nukliderna för några fall. Som synes är värdena för U- och Pu-isotoperna (utom Pu238) ganska lika från ett Pu-fall till ett annat. Denna likhet framgår också av U- och Pu-värdena i nedre delen av tabellen. De ökningar av U253-mängden, som vi tidigare talat om i samband med k_∞-vardena, skulle knappast störa bilden.

Beträffande andelen fissioner för TUP-nukliderna fås förstås olika värden om TUP återföres eller ej. Värdena är emellertid genomgående små – det största värdet i tabell 14 är sålunda endast 0.68 %.

Våra Pu-återcyklingsfall, samtliga teknologiskt möjliga, är alltså mycket lika med avseende på andelen fissioner i Pu. Denna är 52 % att jämföra med värdet 37 % (se tabell 14) om Pu ej återcyklas, en skillnad som mycket väl kan vara tillräcklig för att göra återföringen ekonomiskt attraktiv.

3.4 *Totala mängder av Pu- och TUP-nuklider*

Totala mängder av Pu- och TUP-nuklider ges i tabell 15 för några av våra fall. Resultaten motsvarar tidpunkten för input till 6:e återcyklingen och har erhållits ur tabellerna 7–10 genom summationer och sönderfallskorrektioner. För Pu-Max fallet har därvid inkluderats resultat för parallell U-cykel. Vidare ingår den initiala U-cykeln i detta fall liksom i Pu-Ö fallen.

Alla resultat gäller för elenergiproduktionen 61217 A MWd, dvs. värdet efter 5:e återcyklingen för Pu-Ö fallen (se tabell 7: 47025 A + 14192 A = 61217 A). För Pu-Max fås enligt tabell 9 och 10 47025 A_1 + 49104 A_1 + 99684 A_1 = 195813 A_1 MWd. För beräkningen av resultaten i tabell 15 har vi alltså satt 195813 A_1 = 61217 A, dvs A_1 = 0.31263 A. Detta resultat kan för övrigt också fås genom att man sätter total tungmetallinput lika enligt 5.221 A_1 + 5 A_1 + 10.599 A_1 = 6.509 A.

Beträffande sönderfallskorrektionerna skall nämnas att mängden i lagret för den relativt kortlivade Cm242 för vår beräkningsmodell enligt figur 3 skiljer sig från värdet för den verkliga driften. Korrektion har införts härför genom att Cm242 tillförts lagret varje år i stället för vart sjätte. För övriga nuklider har mängderna ej behövt korrigeras för ovannämnda skillnad mellan beräkningsmodellen och det verkliga driftförloppet.

I förbigående påpekas att värdena i tabell 13 högra kolumnen ej utan vidare kan jämföras med värden i tabell 15 bl. a. därför att visst sönderfall sker mellan output från en cykel och input till nästa (tabell 13 högra kolumnen avser ju 5:e cykelns slut medan tabell 15 gäller 6:e cykelns början). Det finns också andra skäl till smärre olikheter som vi inte går in på här. En stor olikhet finns för Pu-Max men den beror mest på att normeringsfaktorn 0.31263 ej applicerats på värdena i tabell 13.

Av resultaten i tabell 15 har vi för U-fallet i ett föregående avsnitt diskuterat Pu-isotopmängderna och jämfört dessa med värden för Pu-Ö. Vad gäller Pu-isotopmängderna för de tre Pu-fallen ser vi att likheterna är rätt stora utom för Pu238 som för TUP-fallet får nästan 3 ggr mängden för de två andra fallen. Största kvoten i övrigt gäller Pu239 där man har fått värdet 10938/8665 = 1.26 för Pu-Max/Pu-Ö (orsaken ej närmare undersökt).

För TUP-mängderna råder stor likhet mellan lagervärdena för Pu-Ö och Pu-Max. För fallet med TUP-återföring fås däremot andra värden. Resultaten även inkluderande U-fallet är sammanställda i tabell 16 i form av kvoter.

Som vi ser får man genom TUP-återföringen en minskning för Np 237 och för Am-isotoperna. Denna minskning är emellertid inte särskilt stor. För Am-isotoperna rör den sig om ungefär 50 %. Vi ser vidare att Cm244-mängden genom TUP-återföringen *ökat*. Den är inför 6:e återcyklingen (dvs 30 år efter starten av den 1:a återcyklingen) mer än 2 ggr mängden utan TUP-återföring. Därtill kan man observera att kvoten för Cm244 kan öka ytterligare något – en uppskattning inför start av 7:e återcyklingen har gett 2.327 (mot 2.229 inför den 6:e). Cm244 ger visserligen inga långtidsproblem eftersom halveringstiden är så kort som 17.6 år men nukliden har, som vi snart skall se, stark strålning, vilket försvårar bränsleelementfabrikationen.

Slutligen noterar vi att för U-fallet (dvs. när varken Pu eller TUP återföres) fås en klart större mängd Am241 än i övriga fall. Detta beror förstås på att Pu241-sönderfallen får större inflytande.

3.5 *Neutronstrålning från plutonium och TUP*

Neutronstrålningen härrörande från Pu- och TUP-nukliderna har två komponenter. Den första och totalt sett viktigaste av dessa utgörs av neutroner från spontana fissioner. Den andra komponenten orsakas av att den α-strålning som de flesta Pu- och TUP-nukliderna utsänder kan ge (α,n)-reaktioner i vissa lätta atomkärnor – t. ex. i syrekärnor som ju finns i bränslet.

En uppskattning av neutronintensiteten från ovannämnda spontana fissioner redovisas i tabell 17. Samma fall som för totala viktsmängderna enligt tabell 15 har därvid behandlats.

Enligt tabell 17 skulle Cm244 ge den högsta neutronstrålningen med ung. $17000 \cdot 10^6$ neutroner/sek och tHM för Pu-Ö med TUP-återföring[a]. Även Cf252 ger emellertid för detta fall en avsevärd neutronintensitet, nämligen $9700 \cdot 10^6$ n/sek och tHM, ett värde som skulle öka till $2.2 \cdot 9700 \cdot 10^6 = 21300 \cdot 10^6$ om Cm244-tvärsnitt enligt tabell 1 använts (se avsnitt 2.4). Samtidigt skulle neutronintensiteten för Cm244 minska till $0.77 \cdot 17000 \cdot 10^6 = 13100 \cdot 10^6$.

Vår approximativa kalkyl kan i sig ha lett till för lågt värde för Cf252 – i varje fall ges i ref. [7] ett resultat som är ungefär 10 ggr vårt värde $21300 \cdot 10^6$ medan Cm244-värdet enligt ref. [7] mera liknar vårt. Jämförelsen är emellertid mycket vansklig och man bör endast tolka den som en indikation.

Neutronstrålningen skulle, om vi anammar värdena i tabell 17, totalt vara ung. $27500 \cdot 10^6$ n/sek och tHM för Pu-Ö med TUP inför 6:e återcyklingens start. Vid bränsletillverkningen skulle vi alltså ha 0.74 Curie snabba neutroner per ton tungmetall. Detta kommer att försvåra och fördyra denna tillverkning och talar alltså mot TUP-återföring. Vid den föregående upparbetningen samt vid uttaget av bränslet ur reaktorn är neutronintensiteten ännu större framför allt p. g. a. Cf252s korta halveringstid. Det skall också påpekas att intensiteten ökar under följande cykler. Särskilt Cf252-

[a] Anm.: Se första anm. i avsnitt 3.6

värdet i tabell 17 är långt från mättnad.

Om TUP ej återföres fås väsentligt lägre neutronintensitet än för fall med TUP-återföring. För Pu-Ö fallet i tabell 17 fås sålunda (exkl α,n)0,4 millicurie neutroner per tHM vid bränsletillverkningen, ett värde som för övrigt också gäller för Pu-Max[a)] Värdet är ung. 1/2000 av värdet med TUP-återföring och ligger dessutom inte särskilt långt från mättnad (se t. ex. tabell 7). Vid uttag ur reaktorn samt vid upparbetning är förstås intensiteten större. Vid 5:e cykelns slut för Pu-Ö får vi enligt tabell 7 ut 269.1 g Cm244 per tHM vilket motsvarar 79 millicurie neutroner per tHM. Vi påpekar också att relativa andelen Cf252-neutroner blir väsentligt mindre för fall utan TUP-återföring än för fall med TUP-återföring.

Beträffande neutronintensiteten i lagerutrymmen noterar vi först att Cm244 och Cf252 ej innebär något långtidsproblem. Sönderfallen av dessa nuklider leder till en viss sekundär neutronintensitet i Pu240 och Cm248, som emellertid inte är speciellt uppseendeväckande. Slutligen skall nämnas att Am-isotoperna har försumbar neutronstrålning från spontana fissioner. Dessa var, vid sidan av Np237, de enda nuklider vars mängder blev mindre genom TUP-återföring men detta är alltså ett ointressant resultat vad gäller neutronstrålningen p. g. a. spontanfissioner.

Beträffande (α,n)-reaktioner har vissa resultat extraherats ur KFK-1945 och sammanfattats i tabell 18.

Beräkningen i KFK-1945 motsvarar ett fall där TUP ej återföres. Av tabellen drar man slutsatsen att neutroner från (α,n)-reaktioner spelar en underordnad roll. Detta gäller även för cykler av högre ordning. Det bör observeras att ovanstående resultat avser sammanlagda neutronintensiteten från Pu och TUP (väsentligen Cm244). Om vi enbart betraktar Pu-isotoperna blir kvoterna annorlunda. På basis av vissa överläggningar med hjälp av KFK-1945 har vi därvid kommit till att neutronintensiteten från (α,n)-reaktioner i utbränt bränsle p. g. a. α-strålningen i Pu238 (som ger det väsentliga bidraget) blir 18 ggr neutronintensiteten i Pu238 p. g. a. spontanfission. Återgår vi till tabell 17 Pu-Ö utan TUP får vi då en sammanlagd neutronintensitet från Pu-isotoperna av 1.2 mCi/tHM i stället för 0.4 mCi/tHM från enbart spontanfission. Det skall också påpekas att viss bar neutronstrålning finns härrörande från α-strålningen i Am241 (jfr tabeller i nästa avsnitt).

Anm.: Faktorn 18 ovan torde innebära en överskattning.

3.6 α-, ß- och γ-*strålning från plutonium och TUP*

Ett försök att uppskatta α-,β- och γ-strålningen från Pu- och TUP-nukliderna har också gjorts. Resultaten visas i tabell 19 och avser oskärmad strålning (dvs. källstyrkan). De givna värdena gäller Pu-Ö med TUP Alt. II. Resultat för andra fall (med andra viktsmängder) kan fås genom proportionering mot viktsmängder i tabell 15 för Pu-Ö med TUP.

Vid uppgörandet av tabell 19 har sönderfallsuppgifter enligt ref. [3] använts. Detta ställer sig ganska enkelt för α-strålningen där man lätt får fram en representativ medelenergi. Denna ges i tabell 20. Den representativa β-energin är heller inte så svår att få fram och även för den ges värden i tabell 20 (index max avser högsta β-partikelenergin för en viss kärnövergång och

det horisontella strecket avser medelvärdet för alla aktuella övergångar). Medelenergin för γ-strålningen slutligen är något besvärlig att uppskatta genom det stora antalet övergångar. Vad vi främst syftat till att ge är det odegraderade gammaenergiflödet, vilket fås om sammanhörande värden från tabellerna 19 och 20 hopmultipliceras. Någon detaljerad kontroll av dessa γ-resultat har emellertid ej gjorts och de lämnas därför med viss reservation. Vi vill också påpeka att vi i vissa fall bortser från röntgenstrålning vid konversion samt från lågintensitetsövergångar av hög energi. Dessa inskränkningar påverkar i viss mån källgammaenergiflödet och bortseendet från de höga energierna kan få betydelse vid beräkning av γ-flöde vid skärmning, t. ex. vid uppskattning av γ-flöde från bränslepinnar.

Vi skall också notera att tabellerna 19 och 20 innehåller 3 nuklider som ej finns med i tidigare tabeller, nämligen Pa233, Np239 och Am242G. Dessa har korta halveringstider och mängderna av dem är små men sönderfallsmässigt kommer nukliderna att vara i jämvikt med Np237, Am243 resp. Am242M. Det kan också påpekas att för ett lager utan tillförsel kommer antalet sönderfall per sek. för Cm242 att bli lika med β-intensiteten för Am242G.

Anm.: Om man vill ange strålning (ävensom viktsmängder Pu och TUP) *per tHM* (i input till 6:e återcyklingen) kan man direkt ta värden ur tabellerna 15, 17 och 19 såsom vi här och där gjort i denna rapport. För en Pu-Ö patron får man då medelvärdet över alla pinnar, dvs. 45 U-pinnar + 19 Pu-pinnar. Per tHM i själva Pu-ön eller i enskilda Pu-pinnar skulle betydligt större värden fås. Även för Pu-Max får man ett slags medelvärde beroende på den parallella U-cykeln. Per tHM i själva Pu-Max patronen fås värden som i det aktuella exemplet skulle bli A/A_1,dvs. 1/0.31263 = 3.2 gånger tabellvärdena och för vissa enskilda pinnar i Pu-Max blir faktorn än större (jfr figur 2).

Starkaste α-strålningen finns i Cm244 med $4810 \cdot 10^{12}$ motsvarande 130000 Ci/tHM. Totalt vid ifrågavarande tidpunkt, som kan få representen bränsletillverkningen inför 6:e återcyklingen av Pu-Ö med TUP fås (genom addition i tabell 19) $661 \cdot 10^{12} = 180000$ Ci/tHM. I motsvarande input utan TUP-återföring fås $540 \cdot 10^{12} = 14600$ Ci/tHM. Om vi anser olika sönderfall ur medicinsk synpunkt likvärdiga blir toleransnivån för luftburen viktsmängd i TUP-fallet endast 8 % av motsvarande nivå utan TUP-återföring.

Intensitetsmässigt starkaste β-strålningen kommer från Pu241 med $12446 \cdot 10^{12}$ β-artiklar per sek och tHM motsvarande 336000 Curie β/tHM. $\overline{E}_{\beta_{max}}$ är emellertid, som framgår av tabell 20, endast 0.0208 MeV, vilket väsentligt reducerar strålningens farlighet. För övrigt är det beträffande Pu241-strålningen likgiltigt om TUP-återföres eller ej. Enligt tabell 19 fås också märkbar β-strålning från Np239 och Am242G, nämligen sammanlagt $22.1 \cdot 10^{12} = 600$ Ci/tHM med ganska hög β-energi ($\overline{E}_{\beta_{max}} \approx 0.55$ MeV). Denna strålning slipper man ifrån vid bränslefabrikationen om TUP ej återföres (låt vara att man i stället får ett än högre bidrag till lagret – se Am242M och Am243 i tabell 15).

För γ-strålningen ger tabellerna 19 och 20 följande:

Am241	$51 \cdot 10^{12} \cdot 0.06 = 3.1 \cdot 10^{12}$ MeV/sek. och tHM
Np239	$6 \cdot 10^{12} \cdot 0.19 = 1.1 \cdot 10^{12}$ MeV/sek. och tHM
Am242G	$10 \cdot 10^{12} \cdot 0.08 = 0.8 \cdot 10^{12}$ MeV/sek. och tHM

Summan blir $5 \cdot 10^{12}$ vilket mycket grovt motsvarar 100 Röntgen per timme och ton på 1 m avstånd. I verkligheten kommer man förstås att få mycket lägre nivå p. g. a. skärmning. Redan den inneslutning som behövs p. g. a. α-strålningen kommer att nedbringa γ-strålningen som ju är lågenergetisk i dessa fall och därför ej så svår att avskärma. Om TUP ej återföres blir γ-situationen bättre för bränsletillverkningen. Utöver γ från Pu-isotoperna kommer endast en mindre Am241-mängd orsakad av Pu241-sönderfall efter upparbetningen att bidra.

Anm.: Tabellerna 19 och 20 är ej lämpliga för bedömning av dosrat vid märkbar γ-skärmning.

Neutronstrålningen är behandlad i föregående avsnitt.

Som vi sett får man avsevärt mindre strålningsproblem vid bränsletillverkningen om man avstår från TUP-återföring. Även för transporten av utbränt bränsle och för upparbetningsproceduren blir strålningsproblemen mindre utan TUP-återföring (jfr output från olika cykler i tabell 7 med motsvarande resultat i tabell 8). Framför allt torde reduktionen av neutronstrålningen vara av betydelse även för dessa två procedurer. En nackdel om TUP (eller Pu+TUP) ej återföres är förstås det lager som då uppstår. Vid tiden för start av 6:e återcyklingen, dvs. 30 år efter starten av 1:a återcyklingen, råder en ganska kraftig α- och neutronstrålning i detta lager men ändå klart mindre än den som finns i TUP-återcyklingssystemet. Dessutom förefaller hanteringssvårigheter vid dylik lagring små jämfört med dem man har att bemästra vid bränsletillverkning. Endast för Np237 och för Am-isotoperna har TUP-återföringen gett lägre mängder (Am241-mängden blir för övrigt allra störst om man avstår även från Pu-återföringen). Det förefaller dock inte troligt att nämnda minskning av mängderna för Np237 och för Am-isotoperna kan kompensera de nackdelar som TUP-återföringen innebär. TUP-återföring ter sig alltså ej särskilt lockande för här studerade Pu-Ö och Pu-Max system.

4 Sammanfattning

I utredningen har två olika BWR-system för Pu-återföring behandlats. I det ena systemet återföres plutoniet i form av Ö-patroner så valda att varje reaktor tar hand om sitt eget plutonium. Den ursprungliga uranreaktorn kommer efterhand att innehålla enbart sådana Ö-patroner och viktsmängderna för de olika Pu-isotoperna erhållna via BUXY-beräkningar tycks sakta närma sig mättning (det har dock ej i detalj utretts hur mättningen sker men sådana studier var ej heller nödvändiga i föreliggande undersökning). I det andra systemet återföres plutoniet till en reaktor uppbyggd av patroner (kallade Pu-Max) med nästan enbart Pu-pinnar. Parallellt med denna reaktor körs en uranreaktor för generering av erforderligt extra plutonium för fortsatt drift av Pu-Max härden. Effekten i denna uranreaktor måste vara drygt dubbla effekten för Pu-Max härden. Även i detta system fås mättnads-

tendenser för de olika Pu-isotoperna.

Båda systemen är rimliga ur reaktorteknologisk synpunkt. Vidare är båda systemen slutna med avseende på plutonium – inget Pu förs ut och inget förs in. Däremot måste anrikat uran tillföras vid varje bränslebyte.

För båda systemen återfördes alltså plutoniet medan övriga transuraner (kallade TUP) efter upparbetningen lagrades. Pu-Ö systemet behandlades även med TUP-återföring, varvid plutoniet och TUP-nukliderna återfördes tillsammans.

Som allmän karakteristik kan sägas att resultaten för Pu–Ö och Pu-Max, båda utan TUP-återföring, ter sig ganska likartade både beträffande Pu-mängder i återcyklingen och beträffande TUP-mängder i lagret. En viktig parameter att anföra i detta sammanhang kan vara totala viktsmängden plutonium dividerad med motsvarande mängd om plutonium ej återcyklades. Denna kvot blev efter 5:e återcyklingen, dvs. ungefär 30 år från start av 1:a återcyklingen, 0.431 för Pu-Ö och 0.491 för Pu-Max. För Pu-Ö med TUP-återföring erhölls värdet 0.468. Kvoterna faller stadigt från en cykel till en följande men det tar lång tid innan de kommer nära noll. Mera detaljerad information finns i rapporten.

TUP-återföringen ledde till att mängderna av Np237 och av Am-isotoperna efter 30 år blev ungefär hälften av vad de skulle vara utan TUP-återföring. För Cm244 däremot erhölls en dryg fördubbling. Därtill fås vid TUP-återföring, såsom en särskild kalkyl visade, en icke försumbar mängd Cf252. Denna mängd ger tillsammans med Cm244-mängden en kraftig neutronstrålning som i högsta grad måste försvåra bränsletillverkningen. Fall med TUP-återföring leder också till högre α-, β- och γ-strålning vid bränsletillverkningen. Vidare fås starkare strålning vid transport av utbränt bränsle och vid upparbetningen av detta. För har undersökta fall är det därför föga troligt att den visade minskningen för Np237 och Am-isotoperna skulle kunna uppväga TUP-återföringens alla nackdelar.

Naturligtvis kan man tänka sig att återcykla TUP på många andra sätt. En variant vore att särskilda TUP-pinnar tillverkades för placering i höga flöden i kraftreaktorer. En anledning till de ändå ganska måttliga förändringar som TUP-återföringen gett i föreliggande studie kan hänga samman med att flödet i Pu-Ö patronens inre är relativt lågt.

I en nyligen publicerad amerikansk undersökning, BNWL-1900 (ref [7] i denna rapport) diskuteras ett flertal metoder för TUP-förstöring – bland dem användning av fissionsreaktorer. Någon riktigt övertygande och i alla hänseenden gångbar metod tycks emellertid ej framkommit.

Innan man allvarligt börjar diskutera och undersöka ytterligare metoder för TUP-förstöring borde det i detalj klargöras var de långsiktiga strålningsproblemen finns, dvs. för vilken typ av strålning och i vilka nuklider. Vissa överväganden i den vägen kan göras med hjälp av tabellerna 15, 17 och 19 i föreliggande rapport men en mera ingående studie vore önskvärd, framför allt beträffande γ-strålningen. En sådan studie skulle kunna klargöra huruvida strålningen från TUP utgör något större långsiktigt problem t. ex. jämfört med de strålningsproblem som är förknippade med plutoniet självt.

Det vore också rimligt att studera termiska torium-U233 system samt snabba system med avseende på omsättningen av tunga nuklider samt dessas strålning. Troligtvis blev sådana studier för närvarande delvis begränsade

p. g. a. otillräcklig information om neutrontvärsnitt – men då skulle i stället behovet av sådan tvärsnittsinformation kunna bli kartlagt.

Beträffande tidsperspektivet borde detta bl. a. baseras på en bedömning av samspelet mellan snabba och termiska reaktorer. I föreliggande utredning har endast ett termiskt U-Pu system behandlats – för en tid av 30 år räknat från start av 1:a återcyklingen, vilken kan ske omkring 1980. Effekten har antagits konstant (eller nästan konstant) men resultat kan fås även för ett starkt expanderande system genom överlagring av halter i output från olika cykler givna i tabellerna i rapporten. Vi har alltså en bild av U-Pu systemets viktsmängder för olika tunga nuklider och kan på basis därav beräkna de framtida strålningsintensiteterna (några tusen år framåt i tiden). En förutsättning är förstås att reaktoreffekten som funktion av tiden kan uppskattas. Långtidsstrålningen räknas ut med utgångspunkt från de TUP-mängder som förs till lagring. Det kan vidare ha sitt intresse att studera långtidsstrålningen om även allt Pu lagras, t. ex. den mängd som finns efter 5 återcyklingar. Vidare kan man som nämnts söka få viss information om långtidsproblemen för strålningen i samband med drift av snabba reaktorer och eventuellt även termiska torium–U233 reaktorer. Inte ens efter ovan skisserade studier kanske man med bestämdhet kan säga om extraordinära åtgärder behövs för förstöring av TUP (och överblivet Pu) eller om man kan nöja sig med lagring men man har åtminstone ett bättre underlag för diskussion av problemet än vad man nu har.

Referenser

1. E. Johansson. Beräkningsförslag till Aka-utredningen ang. halter av Pu och övriga transuraner vid återcykling i termiska reaktorer. AB Atomenergi, Studsvik, TPM-RF-74-1065 (1974)
2. Neutron Cross Sections. Brookhaven Nat. Lab., Upton, BNL-325, 3rd Edn, Volume I (1973)
3. C. M. Lederer, J. M. Hollander and I. Perlman. Table of Isotopes. 6th Edn (1967)
4. G. Apelqvist. Studium av plutoniumåterföring i kokarpatroner. Vattenfall, Råcksta, ER-25/74 (1974)
5. H. O. Haug. Calculation and Compilations of Composition, Radioactivity, Thermal Power, Gamma and Neutron Release Rates of Fission Products and Actinides of Spent Power Reactor Fuels and Their Reprocessing Wastes. Gesellschaft für Kernforschung, Karlsruhe, KFK-1945 (1974)
6. WASH-1327 (GESMO), Chapter IV, Section C (1974)
7. High-Level Radioactive Waste Management Alternatives. Battelle Northwest Laboratories, Richland. BNWL-1900, Vol. IV, Section 9 (Study Leader Liikala R. C.) (1974)

Tabell 1: Data för tunga nuklider.[a]

Nuklid	$\tau_{1/2}$	σ_γ	σ_f	I_γ	I_f	ν-värden
U235	$7.13 \cdot 10^8$ år	98.6 ± 1.5	582.2 ± 1.3	144 ± 6	275 ± 5	2.418 ± 0.008(ν)
U236	$2.39 \cdot 10^7$ år	5.2 ± 0.3		365 ± 20		1.89 ± 0.05(ν_{sp})
U237	6.75 d	411 ± 138	<0.35	290		
U238	$4.51 \cdot 10^9$ år	2.70±0.02		275 ± 5		1.93 ± 0.03(ν_{sp})
Np237	$2.14 \cdot 10^6$ år	169 ± 3	0.019 ± 0.003	660± 50		
Np238	2.12 d		2070 ± 30		880 ± 70	
Pu238	86 år	547 ± 20	16.5 ± 0.5	141 ± 15	24 ± 4	2.90 ± 0.03(ν_p) 2.24 ± 0.08(ν_{sp})
Pu239	24390 år	268.8 ± 3.0	742.5 ± 3.0	200 ± 20	301 ± 10	2.871 ± 0.006(ν)
Pu240	6540 år	289.5 ± 1.4	0.030 ± 0.045	8013 ± 960		2.17 ± 0.01(ν_{sp})
Pu241	13.2 år	368 ± 10	1009 ± 8	162 ± 8	570 ± 15	2.927 ± 0.014(ν_p)
Pu242	$3.79 \cdot 10^5$ år	18.5 ± 0.4	<0.2	1130 ± 60	5	2.10 ± 0.02(ν_{sp})
Pu243	4.96 tim	60 ± 30	196 ± 16			
Pu244	$8.3 \cdot 10^7$	1.7 ± 0.1		43 ± 4		2.30 ± 0.19(ν_{sp})
Am241	433 år	83.8 ± 2.6 — 152 år 748 ± 20 — 16.02 tim	3.15 ± 0.10	202 ± 20 1275 ± 120	21 ± 2	3.219 ± 0.038(ν_p)
Am242M	152 år	1400 ± 860	6600 ± 300	7000 ± 2000	1570 ± 110	3.264 ± 0.024(ν_p)
Am242G	16.02 tim		2900 ± 1000			
Am243	7950 år	75.2 ± 1.8 — 26 min 4,1 ± 0.2 — 10.1 tim	< 0.07	~ 1710 ± 70 111 ± 10		
Cm242	163 d	16 ± 5	<5	150 ± 40		2.48 ± 0.03(ν_{sp})
Cm243	28 år	225 ± 100	600 ± 50	~ 500	1860 ± 400	3.430 ± 0.047(ν_p)
Cm244	17.6 år	13.9 ± 1.0	1.2 ± 0.1	650 ± 50	12.5 ± 2.5	2.690 ± 0.013(ν_{sp})
Cm245	9300 år	345 ± 20	2020 ± 40	101 ± 8	750 ± 150	3.832 ± 0.034(ν_p)
Cm246	5500 år	1.3 ± 0.3	0.17 ± 0.10	121 ± 7	10.0 ± 0.4	2.96 ±0,024(ν_{sp})
Cm247	$1.6 \cdot 10^7$ år	60 ± 30	90 ± 10	800 ± 400	880 ± 100	
Cm248	$4.7 \cdot 10^5$ år	4 ± 1	0.34 ± 0.07	275 ± 75	13.2 ± 0.8	3.157 ± 0.015(ν_{sp})
Cm249	64 min	1.6 ± 0.8				3.31 ± 0.08(ν)

Bk247	1400 år					
Bk248	16 tim					
Bk249	314 d	$\sigma_\gamma + \sigma_f = 1300 \pm 300$		$I_\gamma + I_f = 1240$		$3.39 \pm 0.03(\nu_{sp})$
Bk250	3.22 tim		960 ± 150			
Cf248	350 d					
Cf249	360 år	465 ± 25	1660 ± 50	765 ± 35	2114 ± 70	
Cf250	13 år	2030 ± 200	< 350	$I_\gamma + I_f =$ 11600 ± 500		$3.50 \pm 0.09(\nu_{sp})$
Cf251	800 år	2850 ± 150	4300 ± 300	1600 ± 30	5900 ± 1000	
Cf252	2.65 år	20.4 ± 1.5	32 ± 4	43.5 ± 3.0	100 ± 30	$3.74 \pm 0.01(\nu)$
Cf253	17.6 d	17.6 ± 1.8	1300 ± 240			
Cf254	60.5 d	$\sigma_\gamma + \sigma_f = 90 \pm 30$				$3.93 \pm 0.05(\nu_{sp})$
Es252	140 d	155 ± 20 — 39.3 tim		3000 ± 170		
Es253	20.47 d	< 3 — 276 d		4300 ± 220		
Es254M	39.3 tim	~1.3	1840 ± 80			
Es254G	276 d	<40	2900 ± 110		2190 ± 90	
Es255	38.3 d	43 ± 10				
Fm254	3.24 tim	~76				$3.96\ \nu\ 0.19(\nu_{sp})$
Fm255	20.1 tim	26 ± 3	3400 ± 170			
Fm256	2.7 tim	~ 45				$3.73 \pm 0.18(\nu_{sp})$
Fm257	80 d	2950 ± 160	6100 ± 600			$3.77 \pm 0.02(\nu_{sp})$

[a] ν_p motsvarar prompt och ν_d delayed. $\nu = \nu_p + \nu_d \cdot \nu_{sp}$ motsvarar spontan fission.

Tabell 2 Vissa parametrar i BUXY-beräkningarna (se även tabell 3)

BUXYAKA	Maskor per pinncell i SFINX	Termiska grupper	Effekttäthet W/g bränsleoxid	Utbrännings-grader
01	2x2	3	20.9	U_1
02	”	”	”	U_2
03	”	”	”	”
04	”	”	”	”
05	”	”	”	”
01A	”	”	”	”
02A	”	”	”	”
01B	”	”	18.1	”
02B	”	”	”	”
03B	”	”	”	”
04B	”	”	”	”
05B	”	”	”	”
06B	”	”	”	”
02C	1x1	”	”	”
03C	”	”	”	”
04C	”	”	”	”
05C	”	”	”	”
02D	”	”	”	”
03D	”	”	”	”
04D	”	”	”	”
05D	”	”	”	”
06D	”	”	”	”
01E	”	2	”	”
02E	”	”	”	”
03E	”	”	”	”
04E	”	”	”	”
05E	”	”	”	”

Tabell 3 Sammanfattning av undersökta fall (se även tabell 2)

BUXYAKA	Åter-cykling	Patron	TUP-åter-föring	Pu-åter-föring	a (Figur 1) a_1(Figur 2)
01	1				a=1
02	2				1
03	3	Pu-Ö	Utan	Alt I	1
04	4				1
05	5				1
01A	1	Pu-Ö	Utan	Alt IA	1
02A	2				1
01B	1				1
02B	2				1
03B	3	Pu-Ö	Med	Alt I	1
04B	4				1
05B	5				1
06B	6				1
02C	2				1.073
03C	3	Pu-Ö	Utan	Alt II	1.167
04C	4				1.242
05C	5				1.301
02D	2				1.085
03D	3				1.184
04D	4	Pu-Ö	Med	Alt II	1.270
05D	5				1.343
06D	6				1.405
01E	1				a_1=1
02E	2			Endast ett	1.1
03E	3	Pu-Max	Utan	fall studerat	1.2
04E	4			för Pu-Max	1.3
05E	5				1.4

Tabell 4 Resultat för Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt I

Återcykling		1	2	3	4	5	Uran-cykel
BUXYAKA nr		01	02	03	04	05	
k_∞(20000)		1.00068	0.99651	0.99293	0.99074	0.98968	–
Antal tHM		A	1.073A	1.195A	1.343A	1.517A	1.509A
MWd(elektr.)		9405A	19497A	30736A	43366A	57634A	14192A
Gram per tHM	U235	6305	6362	6374	6377	6378	7670
	U236	2569	2560	2558	2557	2557	3410
	U238	945150	943100	942250	941750	941520	950490
	Np237	246.5	248.7	249.2	249.5	249.7	293
	Pu238	207.3	310.2	376.0	419.5	444.4	97
	Pu239	7271	7341	7351	7365	7373	4806
	Pu240	4884	5521	5761	5869	5918	2259
	Pu241	2258	2578	2671	2706	2719	1035
	Pu242	1238	1673	1927	2073	2154	470.8
	Am241	182.0	257.2	275.7	282.3	284.7	35.54
	Am242M	6.327	9.355	10.07	10.31	10.40	1.291
	Am243	362.8	537.0	638.3	695.8	727.7	79.6
	Cm242	33.52	45.57	48.04	48.76	48.99	11.59
	Cm244	125.1	185.0	219.1	238.2	248.7	20.90
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Anm.: I denna och följande tabeller har avrundning till antal signifikanta siffror i allmänhet ej gjorts.

Tabell 5 Resultat för Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt IA

Återföring		1	2	3	4	5	Uran-cykel
BUXYAKA nr		01A	02A				
k_∞(20000)		1.00366	0.99582				–
Antal tHM		A	1.052A				1.544A
MWd(elektr.)		9405A	19299A				14521A
Gram per tHM	U235	6315	6362				7670
	U236	2566	2560				3410
	U238	944910	942930				950490
	Np237	248.0	248.9				293
	Pu238	210.4	311.6				97
	Pu239	7360	7414				4806
	Pu240	4909	5635				2259
	Pu241	2279	2569				1035
	Pu242	1228	1652				470.8
	Am241	178.6	246.5				35.54
	Am242M	6.152	8.876				1.291
	Am243	361.9	532.4				79.6
	Cm242	32.02	43.18				11.59
	Cm244	125.4	183.9				20.90
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Tabell 6 Resultat för Pu-Ö med TUP-återföring. Alt I

Återcykling		1	2	3	4	5	6
BUXYAKA nr		01B	02B	03B	04B	05B	06B
k_∞(20000)		1.00180	0.98989	0.98276	0.97853	0.97601	0.97451
Antal tHM		A	1.085A	1.219A	1.390A	1.595A	1.836A
MWd(elektr.)		9405A	19609A	31074A	44147A	59148A	76416A
Gram per tHM	U235	6304	6347	6357	6357	6355	6353
	U236	2567	2560	2558	2557	2557	2557
	U238	944460	941700	939960	938840	938120	937650
	Np237	(385.1)	(453.4)	484.7	499.3	506.0	509.3
	Pu238	322.6	622.6	872.0	1041	1146	1208
	Pu239	7329	7407	7465	7500	7520	7532
	Pu240	4852	5503	5779	5904	5965	5995
	Pu241	2262	2544	2638	2672	2686	2691
	Pu242	1236	1667	1922	2066	2147	2192
	Am241	(197.0)	(345.6)	409.8	436.0	446.8	451.3
	Am242M	8.077	15.47	18.70	20.02	20.56	20.78
	Am243	448.0	741.7	971.4	1128	1227	1288
	Cm242	37.19	64.40	74.88	78.75	80.16	80.67
	Cm244	237.7	509.7	803.1	1069	1287	1454
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Tabell 7: Resultat för Pu-Ö utan TUP-återföring. Alt II

Återcykling		1	2	3	4	5	Uran-cykel
BUXYAKA nr		01	02C	03C	04C	05C	
k_{∞}(20000)		1.00068	0.99903	0.99738	–	0.99588	–
Antal tHM		A	A	A	A	A	1.509A
MWd(elektr.)		9405A	18810A	28215A	37620A	47025A	14192A
Gram per tHM	U235	6305	6420	6539	6621	6678	7670
	U236	2569	2550	2533	2521	2512	3410
	U238	945150	942140	939840	938050	936600	950490
	Np237	246.5	247.9	247.2	246.6	246.0	293
	Pu238	207.3	322.0	446.6	545.6	623.8	97
	Pu239	7271	7667	8064	8399	8665	4806
	Pu240	4884	5836	6567	7163	7675	2259
	Pu241	2258	2675	2948	3144	3291	1035
	Pu242	1238	1730	2115	2404	2623	470.8
	Am241	182.0	273.4	326.2	363.5	392.3	35.54
	Am242M	6.327	11.44	13.70	15.23	16.37	1.291
	Am243	362.8	558.7	701.9	802.8	874.7	79.6
	Cm242	33.52	46.85	51.72	54.39	56.18	11.59
	Cm244	125.1	187.5	227.8	253.0	269.1	20.90
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Tabell 8 Resultat för Pu-Ö med TUP-återföring. Alt II

Återcykling		1	2	3	4	5	6
BUXYAKA nr		01	02D	03D	04D	05D	06D
k_∞(20000)		1.00180	0.99145	0.98562	0.98147	0.97840	0.97603
Antal tHM		A	A	A	A	A	A
MWd(elektr.)		9405A	18810A	28215A	37620A	47025A	56430A
Gram per tHM	U235	6304	6428	6541	6624	6686	6734
	U236	2567	2548	2531	2517	2507	2498
	U238	944460	940470	936900	933770	931040	928660
	Np237	(385.1)	(473.9)	533.6	575.7	606.8	630.5
	Pu238	322.6	666.1	1030	1371	1679	1954
	Pu239	7329	7802	8294	8734	9114	9442
	Pu240	4852	5865	6677	7373	7982	8521
	Pu241	2262	2686	2965	3178	3353	3499
	Pu242	1236	1742	2131	2433	2674	2871
	Am241	(197.0)	(387.9)	530.3	647.0	748.0	837.7
	Am242M	8.077	17.46	24.48	30.21	35.15	39.53
	Am243	448.0	789.4	1120	1412	1661	1871
	Cm242	37.19	67.59	84.62	95.98	104.6	111.6
	Cm244	237.7	538.0	910.8	1309	1698	2060
	Cm245					88.2	
	Cm246					64.0	
	Cm247					2.95	
	Cm248					1.59	
	Bk249					0.0503	
	Cf249					0.0362	
	Cf250					0.0074	
	Cf251					0.0048	
	Cf252					0.0074	

Tabell 9 Resultat för Pu-Max utan TUP-återföring

Återcykling		1	2	3	4	5	Uran-cykel
BUXYAKA nr		01E	02E	03E	04E	05E	
k_∞(20000)		0.98994	0.98320	0.98208	0.98383	0.98704	
Antal tHM		A_1	A_1	A_1	A_1	A_1	$5.221A_1$
Mwd(elektr.)		$9405A_1$	$18810A_1$	$28215A_1$	$37620A_1$	$47025A_1$	$49104A_1$
Gram per tHM	U235	3515	3672	3788	3883	3965	7670
	U236	750.2	720.7	696.9	675.9	656.7	3410
	U238	926660	917750	910320	903610	897280	950490
	Np237	155.5	153.6	151.5	149.4	147.2	293
	Pu238	667.7	1017	1322	1588	1823	97
	Pu239	16516	18324	20215	22155	24129	4806
	Pu240	11631	14826	17507	19991	22406	2259
	Pu241	5334	6501	7321	8003	8619	1035
	Pu242	3077	4329	5300	6082	6741	470.8
	Am241	656.6	901.0	1075	1222	1358	35.54
	Am242M	27.67	37.63	44.07	49.08	53.38	1.291
	Am243	1157	1631	1955	2181	2347	79.6
	Cm242	90.93	109.8	118.7	124.0	127.8	11.59
	Cm244	451.2	595.9	675.0	716.3	736.2	20.90
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Tabell 10 Urancykler parallellt med Pu-Max cykler

Urancykel parallellt med Pu-återcykl.nr		1	2	3	4	5	6
k_∞(20000)							
Antal tHM		$2.017A_1$	$2.040A_1$	$2.104A_1$	$2.179A_1$	$2.259A_1$	
MWd(elektr.)		$18970A_1$	$38156A_1$	$57944A_1$	$78438A_1$	$99684A_1$	
Gram per tHM	U235	7670	Samma för alla cykler				
	U236	3410					
	U238	950490					
	Np237	293					
	Pu238	97					
	Pu239	4806					
	Pu240	2259					
	Pu241	1035					
	Pu242	470.8					
	Am241	35.54					
	Am242M	1.291					
	Am243	79.6					
	Cm242	11.59					
	Cm244	20.90					
	Cm245						
	Cm246						
	Cm247						
	Cm248						
	Bk249						
	Cf249						
	Cf250						
	Cf251						
	Cf252						

Tabell 11 En jämförelse med andra studier.
Tabellen anger gram per ton tungmetall initialt (g/tHM)
E.Å.2 = Efter Återcykling 2. Ej TUP-återföring

Nuklid	Denna studie (BUXYAKA 02C) BWR, 28500	Vattenfalls studie BWR, 28000	Enl. KFK-1945 PWR, 34000 MWd/tHM		Enl. WASH-1327**) BWR 1.15 SGR (nära jämvikt)	Denna studie BUXYAKA 05C) BWR, 28500
			*)	*)		
	E.Å.2	E.Å.2	E.Å.2	E.Å.1		E.Å.5
U235	6420	4676	7070	6890	5987	6678
U236	2550	2279	3580	3600	2773	2512
U238	942140	945160	942000	941000	940000	936600
Np237	247.9	222.9	368	376	296.0	246.0
Pu238	322.0	280.8	245	224	601.8	623.8
Pu239	7667	6270	5360	5360	7756	8665
Pu240	5836	5271	2650	2610	4622	7675
Pu241	2675	2380	1522	1471	2826	3291
Pu242	1730	1998	1230	966	1992	2623
Am241	273.4	213.5	55	49	197.9	392.3
Am242M	11.44	8.329	2.4	2.2	12.44	16.37
Am243	558.7	622.6	686	462	1135	874.7
Cm242	46.85	42.14	30.8	27.8	54.29	56.18
Cm244	187.5	212.0	463	277	632.9	269.1
Cm245			42.0	24.2	69.18	
Cm246			8.8	4.8	6.546	
Cm247					0.1089	
Cm248					0.00844	
Bk249					0.000105	
Cf249					0.000028	
Cf250						
Cf251						
Cf252						

* Värden ur KFK-1945 Tabell 3, justerade till tidpunkt för reaktorstopp. Nämnda tabell gäller för 150 dygns avsvalning.

**) WASH-1327 värden normerade till 940 000 för U238 (något godtyckligt).

Tabell 12 Viktsmängder av Pu(fiss) och Pu(tot) med och utan återcykling av Pu. Resultaten avser slutet av 5:e återcyklingen

Fall	Ackumulerad input, tHM	Pu(fiss)		Pu(tot)	
		Gram	Kvot	Gram	Kvot
Pu-Ö utan TUP	7.637A	15310A		28229A	
Alt. I(Tab. 4)			0.373		0.451
Motsv. uranfall	7.637A	40995A		62583A	
Pu-Ö med TUP	7.798A	16279A		31045A	
Alt. I (Tab. 6)			0.388		0.485
Motsv. uranfall	7.798A	41903A		63946A	
Pu-Ö utan TUP	6.509A	11956A		22878A	
Alt. II (Tab. 7)			0.345		0.431
Motsv. uranfall	6.509A	34642A		53042A	
Pu-Ö med TUP	6.509A	12467A		24802A	
Alt. II (Tab. 8)			0.360		0.468
Motsv. uranfall	6.509A	34642A		53042A	
Pu-Max utan TUP	$20.82A_1$	$45943A_1$		$83299A_1$	
(Tab. 9 och 10)			0.415		0.491
Motsv. uranfall	$20.82A_1$	$110771A_1$		$169625A_1$	

Tabell 13 Viktsmängder av Pu-isotoperna för Pu-Ö utan TUP Alt II samt för motsvarande U-fall utan Pu-återcykling (ur Tab. 7). Resultaten gäller vid slutet av resp. cykler. 1/A x antalet gram anges

Isotop	Återcykling / Fall	1	2	3	4	5
	Pu-fall	210.1	330.0	461.7	568.2	654.0
Pu238	Motsv. U-fall	254.0	350.7	442.8	530.6	614.3
	Kvot	(0.827)	(0.941)	1.043	1.071	1.065
	Pu-fall	7271	7667	8064	8399	8665
Pu239	Motsv. U-fall	12058	16864	21670	26476	31282
	Kvot	0.603	0.455	0.372	0.317	0.277
	Pu-fall	4884	5836	6567	7163	7675
Pu240	Motsv U-fall	5668	7927	10186	12445	14704
	Kvot	0.862	0.736	0.645	0.576	0.522
	Pu-fall	2258	2675	2948	3144	3291
Pu241	Motsv. U-fall	2175	2622	2948	3186	3360
	Kvot	1.038	1.020	1.000	0.987	0.979
	Pu-fall	1238	1730	2115	2404	2623
Pu242	Motsv. U-fall	1181	1652	2123	2594	3064
	Kvot	1.048	1.047	0.996	0.927	0.856
Tillägg: Pu238 för Pu-Max						
	Pu-Max	872.9	1242	1573	1867	2131
Pu238	Motsv. U-fall	835.8	1126	1410	1688	1962
	Kvot	1.044	1.103	1.116	1.106	1.086

Tabell 14 Fissionernas fördelning (i %) på olika cyklider för en U-cykel samt för några Pu-cykler. Resultaten gäller för 28500 MWd/tHM.

Fall / Ämne	U-fall	Pu-Ö utan TUP Alt II	Pu-Ö med TUP Alt II		Pu-Max (utan TUP) samt tillhörande U-cykel
		4:e återcykl.	4:e återcykl.	6:e återcykl.	4:e återcykl.
U235	54.956	39.866	39.756	39.329	40.525
U236	0.033	0.024	0.025	0.025	0.025
U238	7.624	7.826	7.860	7.851	8.068
Np237	0.005	0.005	0.025	0.028	0.005
Pu238	0.003	0.047	0.121	0.183	0.056
Pu239	32.562	39.985	39.913	39.855	39.805
Pu240	0.047	0.309	0.319	0.376	0.370
Pu241	4.749	11.749	11.441	11.700	10.988
Am241	0.000	0.011	0.029	0.038	0.013
Am242M	0.021	0.165	0.473	0.562	0.132
Am243	0.000	0.013	0.038	0.053	0.013
U	62.6	47.7	47.6	47.2	48.6
Pu	37.4	52.1	51.8	52.1	51.2
TUP	0.03	0.19	0.57	0.68	0.16

Tabell 15 Totala mängder av Pu- och TUP-nuklider.
1/A x antalet gram av resp. nuklider anges. A är antalet tHM i total input till en Pu-Ö cykel (6 år). Ackumulerade elenergiproduktionen är 61217A MWd (= 195813 A_1) i alla fyra fallen

Nuklid	Pu-Ö utan TUP Alt II		U-fall	Pu-Ö med TUP Alt II	Pu-Max (utan TUP) +parallella U-cykler	
	I lager	Input till 6:e återcykl.	I lager	Input till 6:e återcykl.	I lager	Input till 6:e återcykl.
U235						
U236						
U238						
Np237	1723		1907	606.8	1737	
Pu238	41.2	670.8	615.2	1784	38.0	678.7
Pu239	3	8665	31282	9114	3	10938
Pu240	341.7	7675	14704	7982	361.4	8600
Pu241	–	2936	2997	2991	–	3056
Pu242	0.5	2623	3064	2674	0.6	2440
Am241	2497	158.0	3971	1110	2733	164.4
Am242M	62.1		8.4	35.15	69.2	
Am243	3418		518.1	1661	3289	
Cm242	<2.1		<0.4	(3.7)	<1.8	
Cm244	699.8		72.2	1560	681.8	
Cm245				88.2		
Cm246				64.0		
Cm247				2.95		
Cm248				1.59		
Bk249				0.0088		
Cf249				0.0777		
Cf250				0.0066		
Cf251				0.0048		
Cf252				0.0042		

Tabell 16 TUP-mängder enl. tabell 15 relativt värden för Pu-Ö utan TUP Alt II

Fall Nuklid	U-fall	Pu-Ö med TUP Alt II	Pu-Max utan TUP (+ U-cykler)
Np237	1.107	0.352	1.008
Am241	1.496	0.418	1.091
Am242M	0.135	0.566	1.114
Am243	0.152	0.486	0.962
Cm244	0.103	2.229	0.974

Tabell 17 Emission av neutroner vid spontana fissioner i plutonium och TUP. 10^{-6}/A x antalet neutroner per sek anges. A är antalet tHM i total input till *en* Pu-Ö cykel (6 år). Ackumulerade elenergiproduktionen är 61217A MWd i alla fyra fallen

Nuklid	Pu-Ö utan TUP Alt. II		U-fall	Pu-Ö med TUP Alt. II	Pu-Max (utan TUP) +parallella U-cykler	
	I lager	Input till 6:e återcykl.	I lager	Input till 6:e återcykl.	I lager	Input till 6:e återcykl.
U235						
U236						
U238						
Np237						
Pu238	0.11	1.74	1.60	4.64	0.10	1.77
Pu239						
Pu240	0.35	7.83	15.0	8.14	0.37	8.77
Pu241						
Pu242	0.00	4.60	5.37	4.69	0.00	4.28
Am241	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Am242M	0.01		0.00	0.00	0.01	
Am243	0.00		0.00	0.00	0.00	
Cm242	<47		<9	(83)	<40	
Cm244	7621		786	16988	7425	
Cm245						
Cm246				591		
Cm247						
Cm248				63		
Bk249						
Cf249						
Cf250				40à200		
Cf251						
Cf252				9702		

Tabell 18 Kvot mellan antal spontanfissionsneutroner och antal neutroner från (α, n)-reaktioner i utbränt bränsle

Svalningstid Efter	150 dagar	1 år	3 år	10 år
U-cykel	7.29	11.78	23.12	18.91
1:a återcykling	16.93	26.92	46.08	43.59

Tabell 19 α-, ß- och γ-strålning samt neutronstrålning från plutonium och TUP. Tabellen avser Pu-Ö med TUP-återföring Alt II och gäller tidpunkten för start av 6:e återcyklingen. A är antalet ton tungmetall (tHM) i total input till en Pu-Ö-cykel. Elenergiproduktionen är 61217A MWd (för initial U-cykel plus 5 återcyklingar)

Nuklid	$\lambda \cdot 10^{12}$ sek^{-1}	$10^{-12}/A$ x antalet sönderfall per sek.	$10^{-12}/A$ x antal emiss. per sek.			$10^{-6}/A$ x antalet neutroner per sek.
			α- partiklar	ß- partiklar	γ-*) kvanta	
Pa233	$0.30 \cdot 10^6$	0.0159	–	0.0159	0.007	–
Np239	$3.4 \cdot 10^6$	11.4	–	11.4	6	–
Am242G	$12 \cdot 10^6$	12.7	–	10.7	<7.2	–
Np237	0.0103	0.0159	0.0159	–	0.003	–
Pu238	256	1156	1156	–	0.54	4.64
Pu239	0.901	20.7	20.7	–	0.007	–
Pu240	3.36	67.3	67.3	–	< 16** (inkl U237)	8.14
Pu241	1665	12446	0.29	12446	0.19	–
Pu242	0.0580	0.39	0.39		< 0.09	4.69
Am241	50.8	141	141	–	51	–
Am242M	145	12.7	0.06	–	<12.7	–
Am243	2.76	11.4	11.4	–	10	–
Cm242	49218	(453)	(453)	–	(0.23)	(83)
Cm244	1249	4810	4810	–	1.1	16988
Cm245	2.36	0.51	0.51	–	0.10	–
Cm246	4.00	0.63	0.63	–	<0.12	591
Cm247	0.00137	0.000010	0.000010	–	–	–
Cm248	0.0468	0.00018	0.00016	–	<0.00003	63
Bk249	25550	0.54	–	0.54	–	–
Cf249	61.1	0.011	0.011	–	0.010	–
Cf250	1691	0.027	0.027	–	<0.027	40à200
Cf251	27.5	0.00032	0.00032	–	<0.00032	–
Cf252	8294	0.083	0.080	–	0.00002	9702

* Approximativa värden (se även avsnitt 3.6)
**) Troligen avsevärt lägre än 16 p. g. a. konversion

Tabell 20 Energier för α-partiklar, ß-partiklar och γ-kvanta

Nuklid	$\bar{E}_\alpha$ MeV	$\bar{E}_{\beta max}$ MeV	$\bar{E}_\gamma$ MeV
Pa233	–	0.26	0.35
Np239	–	0.43	0.19
Am242G	–	0.64	0.043
Np237	4.8	–	0.071
Pu238	5.5	–	0.055
Pu239	5.1	–	0.084
Pu240	5.1	–	0.045
Pu241	4.9	0.0208	0.12
Pu242	4.9	–	0.045
Am241	5.5	–	0.060
Am242M	5.3	–	0.048
Am243	5.3	–	0.080
Cm242	6.1	–	0.057
Cm244	5.8	–	0.052
Cm245	5.4	–	0.16
Cm246	5.4	–	0.045
Cm247	~5.3	–	–
Cm248	5.1	–	0.045
Bk249	–	0.125	–
Cf249	5.8	–	0.37
Cf250	6.0	–	0.043
Cf251	5.8	–	0.18
Cf252	6.1	–	0.067

Bilaga 3 Innehåll av klyvningsprodukter vid en utbränning av 28.500 MWd/t HM i Aka-härdarna U, O4C, O5D och O5E

Göran Olsson, AB Atomenergi

Som ett komplement till studien av återcykling av plutonium och övriga transuraner i kraftreaktorer har vi med programmet BEGAFIP beräknat fissionsproduktinventariet vid utbränningsgraden 28.500 MWd/t HM i de Aka-härdar som i ref. [2] betecknas: Urancykel (Aka URAN), Pu-Ö utan TUP-återföring (Aka O4C), Pu-Ö med TUP-återföring (Aka O5D) och Pu-Max utan TUP-återföring (Aka O5E). Resultat har tagits fram dels vid drifttidens slut, dels vid tidpunkterna 90 d, 150 d, 1, 10, 100, 10 000 och 100 000 år efter reaktorns avstängning. Dessutom har sommaruppehållens inverkan studerats på uranfallet.

De för programmet BEGAFIP ref. [1] mest känsliga parametrarna har undersökts genom jämförelser med framtagna BUXY-resultat ref. [2]. Målet, att erhålla överensstämmande fördelningar av fissionerna i U235, Pu239 och Pu241, har uppnåtts med ganska enkla medel; kännedom om representativa flödesspektra ref. [3] och val av lämpligt RI^1_{eff} för Pu 240. I övrigt har samma ingångsdata använts som vid BUXY-beräkningarna.

Resultaten för de fem beräkningsfallen presenteras i efterföljande tabeller. Tabell 1 utgör en sammanfattning för de tunga nukliderna vid drifttidens slut och tabell 2 redovisar de av Aka-utredningen begärda fissionsprodukterna. Avklingningsförloppet visas för uranfallet i tabellerna 3 och 4.

Beräkningarna har utförts med uppdaterat databibliotek, där samtliga yield-värden utbytts mot nyaste tillgängliga ref. [4].

De fyra Aka-härdarna har haft den sammansättning som redovisas i tabell 5 ref. [3].

Referenser

1. J. Elkert m. fl. BEGAFIP – Ett program för beräkning av klyvningsprodukternas aktivitet, beta- och gammaeffekter AE-RF-72-374 (1972-11-30).
2. E. Johansson. Återcykling av plutonium och övriga transuraner i kraftreaktorer. En studie för Aka-utredningen TPM-RF-75-2089 (1975-02-04).
3. E. Johansson. Privat meddelande.
4. M. E. Meek and B. F. Rider. Compilation of Fission Product Yields NEDO-12154-1 (1974-01-26).

Tabell 1 Fissionernas fördelning på olika nuklider och viktsmängden tunga nuklider vid drifttidens slut

	Aka URAN			Aka O4C		Aka O5D		Aka O5E	
	BUXY	BEGAFIP	BEGAFIP[a]	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP
				Fissionernas fördelning (i %) på olika nuklider					
U235	54.96	55.38	55.31	39.87	38.25	39.52	37.13	8.13	7.89
Pu239	32.56	32.52	32.57	39.98	39.40	39.88	39.55	55.79	54.42
Pu241	4.75	4.69	4.70	11.75	14.94	11.59	15.92	25.20	28.68
U238	7.62	7.41	7.41	7.83	7.41	7.86	7.41	8.98	9.01
övriga	0.11	–	–	0.57	–	1.15	–	1.90	–
				Viktsmängden tunga nuklider (gram/ton HM) vid drifttidens slut					
U235	7670	6936	6912	6621	6717	6686	7079	3965	3992
U236	3410	3356	3358	2521	2439	2507	2389	657	611
U238	950490	952500	952500	938050	941100	931040	935100	897280	905300
Np237	293	458	458	247	312	607	545	147	56.5
Pu238	97	145	147	546	440	1679	1338	1823	1755
Pu239	4806	4782	4779	8399	9742	9114	10008	24129	21810
Pu240	2259	2223	2225	7163	4974	7982	5420	22406	16810
Pu241	1035	1221	1224	3144	2366	3353	2603	8619	10060
Pu242	471	421	422	2404	2181	2674	2513	6741	6729
Am241	35.5	49.3	49.7	363	221	748	359	1358	1313
Am242m	1.291	0.75	0.78	15.2	4.0	35.2	6.8	53.4	27.3
Am243	79.6	71.3	71.7	803	900	1661	1441	2347	2409
Cm242	11.6	12.3	14.1	54.4	59.3	105	106	128	190
Cm244	20.9	20.2	20.4	253	587	1698	2309	736	1042

[a] Sommaruppehåll inlagda.

Tabell 2 Viktsmängden fissionsprodukter (gram/ton HM) vid drifttidens slut

	Aka URAN			Aka O4C		Aka O5D		Aka O5E	
	BUXY	BEGAFIP	BEGAFIP[a]	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP
Kr85		22.64	22.04		19.17		18.96		13.98
Rb87		209.4	209.2		176.9		174.7		121.7
Sr89		24.85	19.96		17.89		17.64		11.70
Sr90		470.7	465.6		390.5		385.2		257.8
Y90		0.126	0.125		0.104		0.102		0.068
Y91		36.69	30.30		27.10		26.78		19.20
Zr93		619.6	618.7		558.9		554.8		458.3
Zr95		54.53	49.97		44.21		43.99		39.23
Nb95		29.24	26.29		23.73		23.62		21.12
Tc99		709.1	706.0		715.6		718.4		735.9
Ru103		29.92	34.48		29.25		29.46		35.21
Ru106		124.5	125.8		147.2		149.7		209.7
Rh103m		0.029	0.034		0.029		0.029		0.034
Rh106		$1.2 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^{-4}$		$1.4 \cdot 10^{-4}$		$1.4 \cdot 10^{-4}$		$2.0 \cdot 10^{-4}$
Sb125		6.856	6.848		7.273		7.297		8.933
Te125m		0.083	0.081		0.089		0.089		0.109
Te127		0.019	0.023		0.018		0.018		0.022
Te127m		0.847	0.961		0.817		0.819		0.990
Te129		0.009	0.010		0.008		0.008		0.009
Te129m		1.045	1.164		0.962		0.962		1.075
I129		154.5	154.6		166.2		166.8		192.1
I131		5.141	5.375		4.580		4.585		4.833
Xe131m		0.045	0.047		0.040		0.040		0.043
Cs134	96.54	108.5	111.3	87.56	97.53	87.18	93.56	83.87	71.35
Cs135	330.1	276.7	277.9	472.1	356.4	478.8	368.6	731.4	572.2
Cs137		1081	1075		1085		1086		1104
Ba137m		$1.6 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$		$1.6 \cdot 10^{-4}$		$1.6 \cdot 10^{-4}$		$1.7 \cdot 10^{-4}$
Ba140		16.72	16.21		14.22		14.20		13.66
La140		2.239	2.201		1.901		1.897		1.826
Ce141		40.11	39.08		33.86		33.79		32.44
Ce142		997.8	997.3		964.8		962.5		908.2
Ce144		279.4	247.9		236.0		235.5		216.3
Pr143		15.90	15.05		13.15		13.10		12.04
Pr144		0.012	0.011		0.010		0.010		0.009

Tabell 2 Forts.

	Aka URAN			Aka O4C		Aka O5D		Aka O5E	
	BUXY	BEGAFIP	BEGAFIP[a]	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP	BUXY	BEGAFIP
Nd144		865.7	918.5		818.1		806.8		650.8
Nd147		5.566	5.487		4.781		4.780		4.710
Pm147	124.9	141.0	129.7	125.3	140.7	124.9	144.2	130.1	164.2
Sm151	15.91	7.183	7.191	25.53	8.697	27.05	8.977	57.67	16.27
Eu152		0.059	0.068		0.079		0.082		0.132
Eu154	33.43	42.79	42.77	36.87	48.52	36.25	47.66	45.79	48.81
Eu155	4.23	14.89	15.19	5.12	16.89	5.16	16.63	7.98	18.62
Ho166		$6.8 \cdot 10^{-5}$	$6.5 \cdot 10^{-5}$		$6.8 \cdot 10^{-5}$		$6.3 \cdot 10^{-5}$		$4.5 \cdot 10^{-5}$

[a] Sommaruppehåll inlagda.

Tabell 3 Viktsmängden tunga nuklider (gram/ton HM) vid ett antal avklingningstider. Uranfallet (utan sommaruppehåll)[a]

Avklingningstid	0	90 d	150 d	1 år	10^1 år	10^2 år	10^3 år	10^4 år	10^5 år
U235	6936	6936	6936	6936	6936	6936	6936	6936	6935
U236	3356	3356	3356	3356	3356	3355	3355	3355	3346
U237	7.970	$7.7 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-6}$	–	–	–	–	–	–
U238	952500	952500	952500	952500	952500	952500	952500	952500	952500
U239	0.390	–	–	–	–	–	–	–	–
U240	$1.2 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–	–	–	–
Np237	457.5	465.4	465.4	465.4	465.4	465.4	465.3	463.9	450.6
Np238	1.100	–	–	–	–	–	–	–	–
Np239	56.13	–	–	–	–	–	–	–	–
Np240m	$7.2 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–	–	–	–
Np240	$5.6 \cdot 10^{-4}$	–	–	–	–	–	–	–	–
Pu238	144.7	149.3	151.0	154.1	145.8	70.73	0.057	–	–
Pu239	4782	4838	4838	4838	4837	4824	4703	3642	282.5
Pu240	2223	2223	2223	2223	2221	2200	2001	775.3	0.059
Pu241	1221	1205	1195	1158	722.1	6.399	–	–	–
Pu242	420.7	420.7	420.7	420.7	420.7	420.6	420.0	413.3	351.7
Pu243	0.079	–	–	–	–	–	–	–	–
Am241	49.25	64.92	75.25	111.6	542.8	1108	263.7	$1.4 \cdot 10^{-4}$	–
Am242	0.088	$9.5 \cdot 10^{-6}$	$9.5 \cdot 10^{-6}$	$9.4 \cdot 10^{-6}$	$9.0 \cdot 10^{-6}$	$5.9 \cdot 10^{-6}$	$7.7 \cdot 10^{-8}$	–	–
Am242m	0.747	0.746	0.746	0.744	0.712	0.462	$6.1 \cdot 10^{-3}$	–	–
Am243	71.29	71.37	71.37	71.36	71.30	70.70	64.96	27.86	$5.9 \cdot 10^{-3}$
Am244	0.044	–	–	–	–	–	–	–	–
Am244m	$2.1 \cdot 10^{-4}$	–	–	–	–	–	–	–	–
Cm242	12.33	8.458	6.551	2.620	0.002	0.001	$1.6 \cdot 10^{-5}$	–	–
Cm243	0.321	0.320	0.318	0.314	0.259	0.037	–	–	–
Cm244	20.24	20.10	19.97	19.53	13.83	0.441	–	–	–

[a] Viktsmängder under 10^{-9} g/ton har ej medtagits.

Tabell 4 Viktsmängden fissionsprodukter (gram/ton HM) vid ett antal avklingningstider. Uranfallet (utan sommaruppehåll)[a]

Avklingningstid	0	90 d	150 d	1 år	10^1 år	10^2 år	10^3 år	10^4 år	10^5 år
Kr85	22.64	22.29	22.06	21.23	11.89	0.036	–	–	–
Rb87	209.4	209.4	209.4	209.4	209.4	209.4	209.4	209.4	209.4
Sr89	24.85	7.488	3.365	0.191	–	–	–	–	–
Sr90	470.7	467.9	466.0	459.3	367.8	39.95	$9.1 \cdot 10^{-9}$	–	–
Y90	0.126	0.122	0.121	0.119	0.096	0.010	–	–	–
Y91	36.69	12.79	6.306	0.499	–	–	–	–	–
Zr93	619.6	619.9	619.9	619.9	619.9	619.9	619.6	617.0	591.9
Zr95	54.53	20.89	11.02	1.110	–	–	–	–	–
Nb95	29.24	18.60	11.10	1.271	–	–	–	–	–
Tc99	709.1	711.9	711.9	711.9	711.9	711.7	709.6	689.0	513.4
Ru103	29.92	6.191	2.166	0.050	–	–	–	–	–
Ru106	124.5	105.0	93.77	62.44	0.126	–	–	–	–
Rh103m	0.029	0.006	0.002	$4.9 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–
Rh106	$1.2 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-4}$	$8.9 \cdot 10^{-5}$	$5.9 \cdot 10^{-5}$	$1.2 \cdot 10^{-7}$	–	–	–	–
Sb125	6.856	6.490	6.222	5.349	0.531	–	–	–	–
Te125m	0.083	0.084	0.082	0.072	0.007	–	–	–	–
Te127	0.019	0.002	0.001	$3.1 \cdot 10^{-4}$	–	–	–	–	–
Te127m	0.847	0.496	0.339	0.086	–	–	–	–	–
Te129	0.009	$1.5 \cdot 10^{-4}$	$4.5 \cdot 10^{-5}$	$5.5 \cdot 10^{-7}$	–	–	–	–	–
Te129m	1.045	0.168	0.049	$6.1 \cdot 10^{-4}$	–	–	–	–	–
I129	154.5	155.5	155.6	155.6	155.6	155.6	155.6	155.6	155.0
I131	5.141	0.002	$1.3 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–	–
Xe131m	0.045	$6.9 \cdot 10^{-4}$	$2.1 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–	–
Cs134	108.5	99.83	94.44	77.38	3.690	–	–	–	–
Cs135	276.7	277.2	277.2	277.2	277.2	277.2	277.1	276.6	270.9
Cs137	1081	1075	1071	1056	858.1	107.3	$1.0 \cdot 10^{-7}$	–	–
Ba137m	$1.6 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$	$1.3 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-5}$		–	–
Ba140	16.72	0.128	0.005	$4.3 \cdot 10^{-8}$	–	–	–	–	–
La140	2.239	0.019	$7.5 \cdot 10^{-4}$	$6.4 \cdot 10^{-9}$	–	–	–	–	–
Ce141	40.11	6.089	1.727	0.019	–	–	–	–	–
Ce142	997.8	997.9	997.9	997.9	997.9	997.9	997.9	997.9	997.9
Ce144	279.4	224.3	193.7	144.6	0.038	–	–	–	–
Pr143	15.90	0.180	0.008	$1.5 \cdot 10^{-7}$	–	–	–	–	–
Pr144	0.012	0.009	0.008	0.005	$1.6 \cdot 10^{-6}$	–	–	–	–
Nd144	865.7	920.8	951.3	1030	1145	1145	1145	1145	1145

Tabell 4 Forts.

Avkling-ningstid	0	90 d	150 d	1 år	10^1 år	10^2 år	10^3 år	10^4 år	10^5 år
Nd147	5.566	0.020	$4.8 \cdot 10^{-4}$	–	–	–	–	–	–
Pm147	141.0	137.3	131.5	112.5	10.40	–	–	–	–
Sm151	7.183	7.333	7.323	7.289	6.785	3.312	0.003	–	–
Eu152	0.059	0.058	0.058	0.056	0.033	$1.8 \cdot 10^{-4}$	–	–	–
Eu154	42.79	42.33	42.03	40.97	27.74	0.562	–	–	–
Eu155	14.89	14.35	14.01	12.83	3.354	$5.0 \cdot 10^{-6}$	–	–	–
Ho166	$6.8 \cdot 10^{-5}$	–	–	–	–	–	–	–	–

[a] Viktsmängder under 10^{-9} g/ton har ej medtagits.

Tabell 5 Sammansättning av de fyra Aka-härdarna

	Viktsmängd (gram/ton HM) vid drifttidens början			
	Aka URAN	Aka O4C	Aka O5D	Aka O5E
U235	27500	20986	20935	7031
U238	972500	959010	952010	916800
Np237	–	–	576	–
Pu238	–	489	1465	1922
Pu239	–	8064	8734	32626
Pu240	–	6567	7373	24912
Pu241	–	2629	2835	9108
Pu242	–	2115	2433	7109
Am241	–	141	990	490
Am242	–	–	30	–
Am243	–	–	1411	–
Cm244	–	–	1203	–

Bilaga 4 Omgivningsrisker vid bränsleuppbetning, avfallsbehandling och tillhörande transporter – en förstudie

C Stenquist, N Green, L Devell, S F Johnson, H-E Lewin, H Nordlund och C-O Widell, AB Atomenergi

Innehållsförteckning

1 Lagar och regler 106
1.1 Kontroll av klyvbart material 107
1.2 Kriticitetssäkerhet 107
1.3 Transporter 108
1.4 Dosnormer 108
2 Riskanalysmodeller 109
3 Bränsleupparbetning 113
3.1 Bränslehanteringen i kärnkraftverket 113
3.2 Upparbetningsanläggningen 117
3.3 Tillverkning av Pu-berikat bränsle 119
4 Avfallshantering 121
4.1 Korttidsförvaring 121
4.2 Solidifiering 124
4.3 Kontrollerad lagring 125
4.4 Slutlig deponering 126
5 Transporter av radioaktivt material 130
6 Avsiktliga störningar 132
6.1 Sabotage 133
6.2 Stöld 134
Referenser 135

På uppdrag av Aka-utredningen har genomförts en förstudie av potentiella haverier och risker för omgivningen i samband med processer i bränslecykelns senare led och därmed sammanhängande transporter.

Rapporten behandlar den del av bränslecykeln som börjar med uttaget av bestrålade bränsleelement ur reaktorn för avklingning i förvaringsbassängen. Efterföljande processer är transport till upparbetningsanläggning, upparbetning av utbränt bränsle, tillverkning av plutoniumberikat bränsle, förvaring av vätskeformigt avfall, solidifiering, långtidslagring och slutlig deponering samt andra icke specificerade transporter. Avsikten har varit att inom den begränsade ram som givits dels belysa vilka typer av haverier som kan förekomma och något om deras karaktär, dels ange och informera om utländska insatser och erfarenheter inom området. Dessutom redovisas lagar och regler som säkerhetsmässigt styr verksamheten vid anläggningarna.

Studien har huvudsakligen baserats på en genomgång av tillgängliga litteraturuppgifter och grundar sig endast i några få fall på egna kompletterande beräkningar. Angivna konsekvenser hänför sig alltså till beräkningsfall i referenserna med specifika data beträffande befolkningsfördelningar, meteorologiska förhållanden osv. I de fall uppgifterna avser anläggningar i exempelvis Förenta staterna kan alltså skillnader mellan svenska och amerikanska förhållanden i dessa avseenden även ge skillnader i omgivningspåverkan.

Det är förhoppningen att rapporten även skall lämna underlag för att formulera fortsatta mera djupgående svenska insatser inom området.

1 Lagar och regler

Lagar och bestämmelser som reglerar bränsletillverkning, byggande och drift av kärnkraftverk i Sverige gäller även för hantering av utbränt bränsle, transport av plutonium efter upparbetning och transport av avfall till slutlig deponering.

De två viktigaste lagarna är Atomenergilagen [1] och Strålskyddslagen [2], men även Miljöskyddslagen [3] och en del av Byggnadslagen [4] måste beaktas. Lagen om skyddsåtgärder vid olyckor i atomanläggningar [5] och Atomansvarighetslagen [6] reglerar åtgärder och skadeståndsansvar vid olyckor. Central förvaltningsmyndighet enligt Atomenergi- och Atomansvarighetslagen är Statens kärnkraftinspektion (SKI) och enligt Strålskyddslagen Statens strålskyddsinstitut (SSI).

Atomansvarighetslagen trädde i kraft samtidigt med Sveriges ratificering av Pariskonventionen [7] och tilläggskonventionen [8] till denna. Pariskonventionen kommer i framtiden att kompletteras med Brüsselkonventionen för skadeståndsansvar vid sjötransport [9].

Nukleär verksamhet i Skandinavien kommer dessutom att styras av Nordiska Miljöskyddskonventionen [10].

Det finns ännu ingen svensk lag som reglerar deponeringen av radioaktivt avfall utom dumpning i havet. Detta regleras i Londonkonventionen [11] och anslutande svensk lag [12].

Vid hantering av utbränt bränsle fram till avfallsdeponering måste, som vid all nukleär verksamhet, främst följande säkerhetsfrågor beaktas:

- kontroll av klyvbart material för att hindra otillåten spridning
- förebyggande åtgärder mot kriticitet
- transportfrågor
- strålskydd för personal och befolkning vid normaldrift
- skydd mot haveri
- beredskapsåtgärder

1.1 *Kontroll av klyvbart material*

Sverige ratificerade den 9 januari 1970 fördraget om icke-spridning av kärnvapen [13]. Därmed underkastade Sverige i princip hela sitt innehav av nukleärt material internationell kontroll (safeguards). Nukleärt material kan dock i praktiken inte ställas under IAEAs kontroll förrän ett kontrollavtal slutits mellan den ratificerande staten och IAEA.

Ett sådant kontrollavtal [14] har nu slutits mellan IAEA och Sverige. Avtalet trädde i kraft den 14 april 1975. Detta avtal har efterträtt det s k trepartsavtalet från 1972 mellan IAEA, Förenta staterna och Sverige enligt vilket IAEA övertog den kontroll av enbart USA-material, som tidigare utövats av Förenta staterna. Kontrollavtalet har utarbetats efter ett modellavtal [15] från IAEA.

Till ett kontrollavtal hör detaljerade föreskrifter bl a avseende landets indelning i redovisningsenheter s k MBA (Material Balance Area), så valda att nukleärt material, som ankommer till eller lämnar området effektivt kan kontrolleras och bokföras. Vidare finns anläggningsbeskrivningar, så detaljerade som anses nödvändigt för kontrollens praktiska genomförande.

Varje MBA rapporterar omgående till Statens kärnkraftinspektion (SKI) varje överföring till eller från området. SKI har i myndighetsinstruktionen SFS 1974:427 ålagts ansvaret för utformningen av safeguards-kontrollen i Sverige. SKI representerar Sverige gentemot IAEA och är bl a skyldig att i förväg rapportera till IAEA internationella överföringar av större kvantiteter nukleärt material. Utöver rapportering av överföringar sker periodiska redovisningar av det totala innehavet från alla MBA till SKI och från SKI till IAEA. Ofta återkommande inspektioner av alla MBA genomföres av IAEA.

Safeguards-kontrollen får upphöra när det nukleära materialet har övergått till avfall från vilket klyvbart material rimligtvis inte kan återvinnas.

1.2 *Kriticitetssäkerhet*

Att exakt fastställa de villkor som måste uppfyllas för att uppnå kriticitetssäkerhet är i regel mycket komplicerat. Åtgärder som skall vidtagas för att förebygga kriticitet i bränslecykelns tekniska processer och vid transporter innehåller därför extra säkerhetsmarginaler. Allmänt gäller att anordningar och åtgärder i detta sammanhang redovisas för kontrollmyndigheter, i Sverige SKI, som efter granskning kan lämna tillstånd för verksamheten ifråga. Däremot finns f n. inga speciella bestämmelser utfärdade för detaljreglering.

Bestämmelserna för transport av radioaktivt material [16, 17] innehåller emellertid föreskrifter för utformning av emballage och det klyvbara in-

nehållets mängd och beskaffenhet. Dessa föreskrifter, som återger IAEAs rekommendationer [18] för transport av klyvbart material, innehåller inga normer för de beräkningar av kriticitetssäkerheten, som krävs för att kunna uppfylla de ställda kraven.

1.3 *Transporter*

Sedan 1959 har ett intimt internationellt samarbete bedrivits i IAEAs regi för att utforma rekommendationer till medlemsländerna beträffande de krav, som skall ställas på utformningen av emballage och på själva transporten av radioaktivt material. Dessa transportregler har getts ut i IAEAs Safety Series som nr 6 1961 [18]. Sedan dess har denna rekommendation reviderats tre gånger, senast 1973.

Målsättningen vid arbetet med transportreglerna har varit att ställa så höga krav på emballagens beskaffenhet, speciellt på emballage för utbränt bränsle och högaktivt avfall, att även efter svåra transportolyckor den utläckande radioaktiviteten inte skall kunna förorsaka högre stråldoser för omgivningen än av ICRP rekommenderade högsta tillåtliga [19].

IAEAs transportregler har accepterats av alla medlemsstater och av internationella organisationer, som sysslar med transporter. I stater, som har lagfäst transportbestämmelser för farligt gods, bildar IAEAs regler grundstommen i bestämmelserna om radioaktivt material.

Vid transport till, inom och från Sverige tillämpas följande bestämmelser:

- Vid järnvägstransport: Statens Järnvägars författningar SJF 621 [16]. Vid transport på utländska järnvägar måste även de s. k. RID-bestämmelserna [20] beaktas.
- Vid flygtransport: IATAs bestämmelser [21], som i sin helhet har accepterats av Luftfartsverket. Bestämmelser för civil luftfart. Driftbestämmelser D 1.8.
- Vid sjötransport: IMOG-koden [22], som i sin helhet har accepterats av Sjöfartsverket. Sjöfartsverkets kungörelse 1970:A10.
- Vid internationella vägtransporter: ADR-bestämmelser [23] lagstadgat genom Kungl. Maj:ts kungörelse SFS 1974:35 [17].
- För vägtransporter inom Sverige finns ännu inga officiellt gällande bestämmelser för transport av farligt gods. Tillsynsmyndigheterna enligt Atomenergilagen [1] och Strålskyddslagen [2], SKI resp. SSI, tillämpar IAEAs transportregler för radioaktivt material [18].

För att få transporttillstånd av behöriga myndigheter, måste emballagets konstruktör och framtida användare i detalj redogöra för emballagets konstruktion och tilltänkta innehåll samt visa att alla krav i bestämmelserna uppfyllts. För själva transporten föreskriver myndigheterna de villkor som skall uppfyllas avseende t. ex. bevakning och beredskap.

1.4 *Dosnormer*

Effekterna av joniserande strålning på människan har sedan lång tid studerats i samband med arbete med radioaktivt material, medicinska behandlingar, drift av kärntekniska anläggningar och militär verksamhet. Baserat på all

tillgänglig information har ICRP, International Commission on Radiological Protection, utarbetat rekommendationer för begränsning av stråldosen såväl för personal i radiologiskt arbete som för personer i omgivningen av kärntekniska anläggningar.

ICRP [19] och i linje därmed svenska myndigheter har satt de tillåtna doserna för enskilda individer utanför en kärnteknisk anläggning till 1/10 av de doser som kan tillåtas för personal anställd i radiologiskt arbete. Sålunda gäller följande dosgränser för personer utanför en kärnteknisk anläggning

Helkroppsbestrålning	500 mrem per år
Sköldkörteldos, vuxna	3 000 mrem per år
barn under 16 år	1 500 mrem per år

I ett förslag till normer för utsläpp från kärnkraftverk [24] har SSI, (Statens strålskyddsinstitut), angivit att anläggningarna skall utföras så att doserna för den kritiska gruppen begränsas till:

Hela kroppen	10 mrem per år
Enskilt organ	30 mrem per år

För befolkningen i allmänhet anger ICRP att dosbelastningen utöver den medicinska och naturliga strålningen av genetiska skäl bör understiga 5 rem per generation (30 år) vilket motsvarar 170 mrem per år genomsnittligt sett. Utgående från en målsättning om 10 mrem härrörande från enbart kärnkraften och en effektförbrukning per invånare om cirka 10 kW har SSI föreslagit att utsläppen vid normaldrift från anläggningar i bränslecykeln frånsett reaktorn integrerat över hela jordens befolkning skall begränsas till en totaldos[1] om 0.5 manrem per år och installerad MWe. Den allmänna målsättningen för utformning av anläggningar och processer är att den genomsnittliga belastningen för haverier skall vara ännu lägre.

De angivna dosgränserna är beräknade från pessimistiska antaganden om dos-effektsamband och satta så att risknivån skall vara tillräckligt låg. Inte ens statistiskt beräknas några effekter kunna påvisas. Akuta effekter uppkommer först vid betydligt högre doser t. ex. [25]

Illamående	30 000–100 000 mrem
Dödsfall	100 000–300 000 mrem

Detta gäller helkroppsdoser erhållna inom någon timme till något dygn. Påtagligt ökad risk för fosterskador anses föreligga vid över 10 000 mrem till fostret.

2 Riskanalysmodeller

Riskanalys är en metod att kvantitativt utvärdera säkerheten hos ett system. Kvantitativt anges konsekvenserna av haverifall med frigörelse av radioaktivt material samt sannolikheten för deras inträffande. Med risk avses kombinationen, ofta produkten, av konsekvensens storlek och sannolikheten för denna konsekvens. Ett helt spektrum av potentiella haverier, deras sannolikheter och konsekvenser behöver normalt analyseras för att en tillräckligt

[1] Totaldos i betydelsen totaldosbidrag integrerat över kommande tid (= dosinteckning)

nyanserad bild skall erhållas av verksamheten ifråga.

Mer specifikt kan riskanalysen syfta till att skapa underlag för:

- Jämförelse mellan olika tekniska alternativ, inom ett begränsat system eller mellan olika system.
- Jämförelse mellan specifika risker och de kostnader som en elimination av dessa risker innebär. En avvägning ger förutsättningar för systemändringar.
- Information om risknivå i systemet. Det ger underlag för jämförelse med andra risker eller med nyttan av verksamheten ifråga.

Som ett moment i riskanalysen erfordras en haverianalys som syftar till:

- Fastläggande av haveriförlopp, konsekvens och sannolikhet som underlag för riskanalys.

Utan att gå närmare in på sannolikheter kan haverianalysen även syfta till identifiering av haveriorsaker och -förlopp som underlag för säkerhetsåtgärder eller lämplig systemutformning.

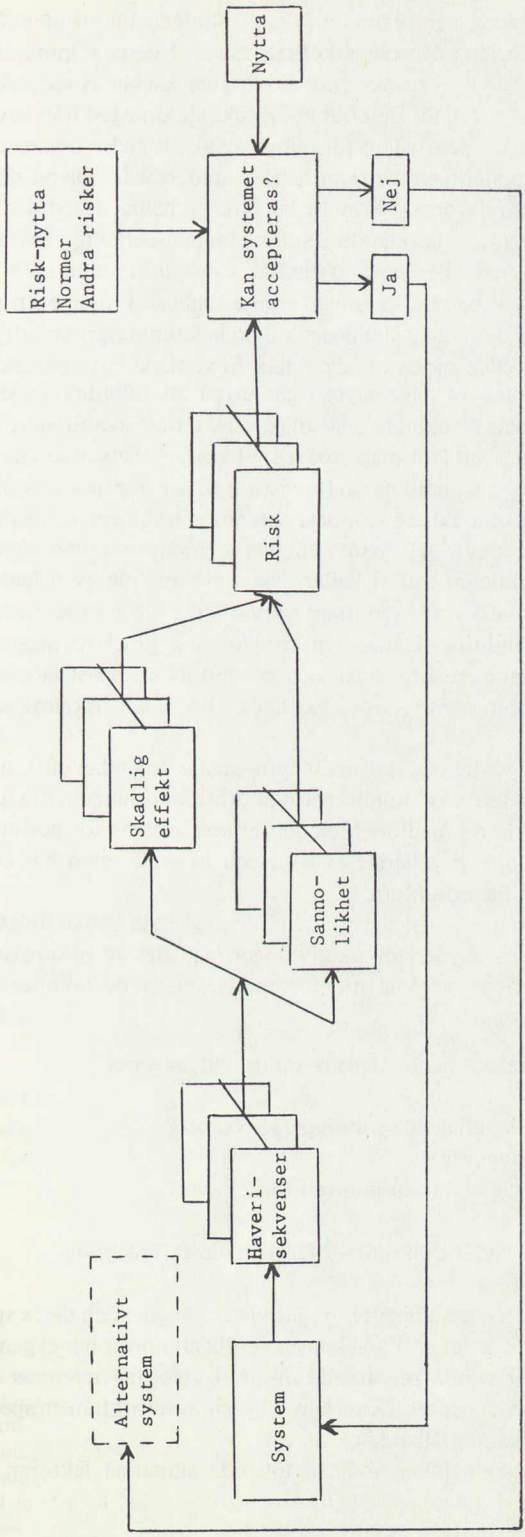
Arbetsinsatsens storlek beror på syftet med analyserna, erforderlig precision och systemets komplexitet inklusive svårigheter att beräkna haverisannolikheter och -konsekvenser.

I Närförläggningsutredningen [25] och i Rasmussenstudien [26], som båda, men med olika inriktning, analyserat risker för omgivningen vid drift av kärnkraftverk, har man kvantifierat detta och jämfört med andra typer av risker. Dessa studier har varit mycket djupgående och krävt insatser motsvarande flera tiotals manår. Behandlingen av utbränt bränsle och avfallshanteringen har ännu inte blivit föremål för lika ingående och fullständiga analyser. Under de allra senaste åren har dock modern riskanalys börjat tillämpas. I ett tyskt arbete [27] diskuteras riskfrågorna relativt ingående ur teoretisk synpunkt. Det specifika problemet för avfallsbehandlingen anges vara tidsdimensionen dvs. risken för spridning av starkt toxiska radioaktiva ämnen på lång sikt efter slutlig deponering. En motsvarande långtidsaspekt finns även för vissa förbränningsgaser från olja, gas och kol. Speciell uppmärksamhet måste ägnas åt frågan om hur man skall avväga olika behandlingsalternativ särskilt för slutdeponeringen, med hänsyn till riskerna i ett korttidsperspektiv i förhållande till de långsiktiga riskerna.

USAEC (AEC = Atomic Energy Commission[1]) redovisar säkerhets- och riskfrågorna översiktligt i ett arbete från 1974 över olika behandlingsalternativ [28]. I rapporten ges en riskkalkyl för en stor befolkningsgrupp utanför en tänkt lokal för slutlig deponering av högaktivt avfall. I andra amerikanska rapporter lämnas redovisningar av speciella riskmoment. Vid BNWL (Batelle Northwest Laboratory) har på uppdrag av USAEC utarbetats ett schema för riskanalys av avfallsbehandlingssystem [29, 30]. Dess mål är att ange dosbelastning och sannolikhet för olika haverifall. I en rapport daterad juni 1974 anges att en första tillämpning, på ett av de representativa behandlingssystemen för högaktivt avfall, kräver ytterligare något års arbete. Därefter kommer turen till alternativa system.

Figur 1 anger en modell för de olika moment som kan ingå i en risk/nyttaanalys (risk/benefit, även kallad acceptansanalys). Föremålet för analysen är ett system, i detta fall ett av stegen i avfallsbehandlingen. Systemet,

[1] Sedan januari 1975 uppdelat på NRC (Nuclear Regulatory Commission) och ERDA (Energy Research and Development Administration)



Figur 1 Principiell modell för risk/nytta-analys (risk/benefit)

som måste vara definierat och beskrivet i detalj, studeras för att identifiera olika möjliga haveriförlopp och deras konsekvenser. I detta sammanhang är det i första hand aktuellt att beräkna hur stor frigörelsen blir av radioaktivt material för specifika haverifall. Därefter undersöks spridningen från haveriplatsen till omgivningen och vidare till människan och andra organismer. Många olika s. k. exponeringsvägar kan behöva undersökas. Ibland dominerar en eller några få av dessa. Primärt beräknas erhållna stråldoser. En mer fullständig analys tar i beaktande resulterande hälsoeffekter, antingen dessa är akuta och reella eller sena, statistiskt förväntade, eventuellt helt hypotetiska, samt antal berörda personer i varje drabbad grupp. Som skademått kan användas den totala stråldosen till en befolkningsgrupp uttryckt t. ex. som manrem, eller motsvarande totala förväntade hälsopåverkan.

Det andra momentet av riskanalysen går ut på att tillordna varje haveriförlopp och därmed resulterande skadliga effekter ett kvantitativt sannolikhetsmått. I en del fall kan man stödja sig på erfarenhetsunderlag. Exempel på detta kan vara sannolikheten för vissa typer av transportmissöden. I andra fall krävs att sannolikheten för hela sekvensen beräknas med ledning av sannolikheter för delbelopp. Sammantaget representerar den skadliga effekten och sannolikheten vad vi kallar risk. En värdering av risken kan ske mot nyttan med verksamheten ifråga varvid olika typer av jämförelser bör komma till användning. Denna typ av värdering gäller närmast hela den aktuella verksamheten som sådan och har hittills knappast fått kvantitativ tillämpning. Som nämnts ovan har dock i några fall riskjämförelser genomförts.

En annan typ av värdering, kostnad/nytta-analys (cost/benefit), avser jämförelser av kostnaderna för miljöförbättrade åtgärder och den nytta (t. ex. riskreducering) åtgärderna medför. Metoden brukar anföras för beslut angående reningsanordningar gällande avgaser och liknande men bör också kunna tillämpas för haverisektorn.

De olika processerna i bränslecykeln och däri ingående behandlingssteg torde ha helt olika risknivåer för omgivningen och det är riskanalysens uppgift att identifiera de riskabla momenten. Några av de faktorer som påverkar konsekvensbilden är

- Mängd av radioaktivt material som sprids vid haveriet
- Haveriförloppet
- Det radioaktiva materialets spridningsegenskaper
- Aktuella exponeringsvägar
- Meteorologiska och andra spridningsförhållanden
- Radiotoxiciteten
- Storleken på drabbad befolkningsgrupp och dess fördelning

I de följande avsnitten ges uppgifter på aktivitetsmängder och deras spridning för olika haverisituationer. Egna konsekvensberäkningar har ej genomförts inom ramen för denna begränsade insats. I vissa fall refereras i litteraturen angivna konsekvenser. Dessa kan skilja sig avsevärt från en specifik beräkning för svenska förhållanden.

På haverisannolikheten inverkar bl. a. följande allmänna faktorer:

- Konstruktion
- Material- och montagekvalité
- Kontroll och säkerhetsanordningars funktion och testning

3 Bränsleupparbetning

3.1 *Bränslehanteringen i kärnkraftverket*

3.1.1 Förfaranden

Varje år avställs reaktorn för omladdning med färskt bränsle. Hela härden byts dock inte ut vid varje tillfälle utan endast en tredjedel till en femtedel ersätts med nya bränslepatroner.

De patroner som skall ersättas flyttas en i taget över till någon av bränslebassängerna; allt under ca 15 meters vattentäckning.

De utbrända bränslepatronerna förvaras under ca sex månader i bränslebassängerna för att radioaktiviteten och värmeutvecklingen skall minska.

Före transporten till en upparbetningsanläggning laddas bränslet i speciella transportbehållare, som sänks ned i ett avbalkat fack i bränslebassängen. När behållaren är färdigladdad sätts locket på plats och behållaren rengörs noggrant utvändigt innan transporten verkställs.

Säkerheten i samband med hantering av bränsle inom reaktorstationen behandlas av myndigheterna i anslutning till övriga reaktorsäkerhetsfrågor. För fullständighets skull har emellertid bränslehanteringen i reaktorn tagits med i denna studie.

3.1.2 Aktivitetsmängder

Aktivitetsinventariet i de bränslepatroner som skall bytas har beräknats för en BWR (kokarvattenreaktor) med en effektbelastning på 30 MW/ton U och en utbränning av 28 500 MWd/ton U[1]. Vidare antas att en femtedel av härden byts ut varje år, vilket motsvarar 133 patroner. Varje patron innehåller ca 180 kg U fördelat på 64 stavar. Tabell 1 visar aktivitetsin-

Tabell 1 Innehållet per patron av ur risksynpunkt viktiga ämnen vid två tidpunkter. Effektbelastning 30 MW/ton U. Utbränning 28 500 MWd/ton U. Bränslevikt ca 180 kg U/patron.

Ämne	2 dygn avklingning		6 mån avklingning	
	Aktivitet (Ci)	Mängd (kg)	Aktivitet (Ci)	Mängd (kg)
Halogener	289 000		0.03	
Ädelgaser	252 000		1 830	
Strontium	141 000		25 500	
Cesium	618 000		50 800	
Plutonium (fiss)	25 900	0.92	25 300	0.92
Plutonium (tot.)	26 600	1.34	25 900	1.30
Totalt inventarium	5 500 000		667 000	

[1] Aka-utredningens lägesrapport anger effektbelastningen till 30 MW/ton U och utbränningen till 33 000 MWd/ton U [32]

ventariet per patron av de viktigaste ämnena dels två dygn efter reaktorstopp dels efter sex månaders avklingning och förutsättningar enligt ovan [31].

Som synes medför den långa förvaringstiden i bränslebassängen en avsevärd minskning av bränslets aktivitet, i synnerhet för flyktiga klyvningsprodukter bl. a. halogener och för ädelgaser med undantag för krypton 85.

Bränslet i en PWR (tryckvattenreaktor) är uppbyggt av 157 bränsleknippen om vardera cirka 200 stavar. Varje bränsleknippe innehåller där något högre aktivitet än en BWR-patron.

3.1.3 Missödestyper

Allvarliga utläckage av fissionsprodukter till omgivningen under bränslets handhavande i reaktorstationens bränslebassäng skulle erhållas om någon av följande tre incidenter inträffade:

- Bränslepatron tas oavsiktligt upp ur bassängen
- Mekaniska skador på bränslet t. ex. fallande laster eller korrosionsskador
- Kylmedelsförlust i bassängen

Mekaniska skador på bränslet medför att de i spalten mellan kapsling och kutsar befintliga lättflyktiga fissionsprodukterna läcker ut. Den mängd av flyktiga fissionsprodukter som högst är tillgänglig för utläckage anges till [33]

- 10 % ädelgaser utom krypton 85
- 30 % krypton 85
- 10 % halogener

allt räknat som procent av stavens aktivitetsinnehåll vid tiden för missödet. Dessa siffror gäller för stavar som utsatts för den största effektbelastningen i reaktorn. Övriga fissionsprodukter frigörs i lägre grad. Cesium och strontium har beräknats utläcka till ett belopp motsvarande 0.1 % respektive 0.3 % av stavinnehållet [34].

Vattnets reningseffekt på den utläckta aktiviteten, s. k. dekontamineringsfaktorn DF[1], anges till [33]

130 för elementär jod och
1 för metyljodid och ädelgaser.

Man räknar vidare [33] också med att 99.75 % av halogenerna föreligger i elementär form och de resterande 0.25 % i organisk form. Motsvarande dekontamineringsfaktor för fissionsprodukter i parikulär form (Cs, Sr) antas till 1 000.

Vid överhettning och smältning kan däremot större aktivitetsmängder frigöras från bränslet, upp emot 100 % av patronernas ädelgasinnehåll, medan mindre flyktiga produkter frigörs i lägre grad.

När aktiviteten når reaktorhallen erhålles strållarm från de fast installerade strålningsvakterna. Reaktorhallen utryms och omkoppling till hjälpventilation sker. Därmed skapas ett undertryck i byggnaden och ventilationsluften passerar partikel- och kolfilter, som reducerar utsläppet till atmosfären.

[1] DF = tillförd aktivitet/frigjord aktivitet

Lyft av bränslepatron ur förvaringsbassängen

Vid missöden i hanteringsförfarandet av utbrända bränslepatroner skulle det största utläckaget av fissionsprodukter till omgivningen erhållas, om en skadad och nyligen uttagen bränslepatron togs upp ur bassängen. Temperaturstegringen i bränslet medför att en större andel av fissionsprodukterna blir tillgängliga för läckage och följande aktivitetsmängder skulle då maximalt kunna tillföras omgivningen om alla stavar (BWR) antas defekta [34]

40 000 Ci ädelgaser
5 000 Ci halogener
70 Ci strontium
10 Ci cesium

Bränslepatroner krossas av fallande last

Betydelsefulla mekaniska skador på bränslet, som ger utläckage av aktivitet, kan orsakas av att en bränslepatron tappas vid laddningsmanövrar eller av fallande tunga laster från traversen, om denna arbetar över bassängen. Missöden av denna typ skulle även kunna utlösa kriticitetsolyckor. Verkningarna av sådana olyckor bedöms bli förhållandevis ringa och temperaturen i bränslet stiger inte över vad som förekommer under normaldriften. Sådana kriticitetsincidenter kan därför bedömas ge endast mekaniska kapslingsskador och utläckningen av radioaktivitet uppskattas på samma sätt som för dessa, tabell 2.

Kylmedelsförlust i bassängen

Överhettning och nedsmältning av bränslet kan endast inträffa om vattnet förloras från bassängen. Detta skulle kunna inträffa genom:

- Fel på bassängkylningen, medförande bortkokning av bassängvattnet.
- Vattenförlust beroende på läckage från bassängsystemet.

WASH-1400 [35] anger att fel på bassängkylningen beräknas kunna inträffa mindre än 1 gång per 10 år och att värmeutvecklingen i det bestrålade bränslet – som direkt kan jämställas med förutsättningarna i denna studie –

Tabell 2 Läckage via skorstenen till atmosfären från skadat bränsle i förvaringsbassängerna (Ci)

	I början av förvaringsperioden (1.5 mån. avklingning)	I slutet av förvaringsperioden (4.5 mån. avklingning)
Ämne	200 stavar[1]	200 stavar
Ädelgaser	2 100	1 700
Jod	1.6	0.0004
Cesium	0.02	0.015
Strontium	0.08	0.03

[1] motsvarar ca 3 patroner

får vattnet i bassängen att koka av på fyra veckor. Sannolikheten att bassängkylningen inte går att iordningställa inom fyra veckor bedöms till 1 på 1 000 000 [35].

Läckage av vatten ur bränslebassängerna, som leder till att bränslet smälter, bedöms ha betydligt mindre sannolikhet än det ovan beskrivna fallet beroende bl. a. på den tekniska utformningen av bassängerna och bränslerackarna.

Skulle dock en nedsmältningsolycka inträffa strax efter en omladdning blir utsläppsmängderna avsevärt större än i fallet med en ur bassängen upphissad bränslepatron. I WASH-1400 anges vissa utsläpp efter en nedsmältning [35]. Med här aktuellt bränsle blir dessa utsläpp av följande storlek.

Ädelgaser	45 000 000 Ci
Jod	100 000 Ci
Cs	3 000 Ci
Ba, Sr	800 Ci

3.1.4 Konsekvenser

Svårartade missöden i samband med bränslehanteringen kan enligt det föregående leda till att radioaktivitet läcker ut ur stationen till omgivningen. Den omedelbara och huvudsakliga verkan därav är att driftpersonalen, personer på stationsområdet, de närboende och den i vindriktningen befintliga delen av befolkningen utsätts för bestrålning från den luftburna delen av

Tabell 3 Utsläpp och dess verkan efter bränslemissöde. Utsläppshöjd 100 m

Haverifall	Uppskattat utsläpp			Erhållen maximal dos på avståndet 1 km	
	Ädelgas[a] Ci	Jod[b] Ci	Väderleksläge	Total helkroppsdos rem	Sköldkörteldos[c] rem
1 En skadad patron lyfts oavsiktligt upp ur bassängen	3 000	2 000	Neutral	0.0007	4.4
			Stabil	0.0007	rel. lägre
2 Kriticitetsmissöde eller mekanisk skada på bränslet i bassängen. 200 stavar involverade	140	2	Neutral	0.00001	0.005
			Stabil	0.00002	rel. lägre
3 Nedsmältning	3 400 000	46 000	Neutral	0.3	100
			Stabil	0.5	rel. lägre

[a] beräknat för ^{87}Kr ekvivalenter
[b] beräknat för ^{131}I ekvivalenter
[c] beräknat från inhalation (mjölkrestriktioner krävs)

den utläckta radioaktiviteten. På längre sikt kan verkningar kvarstå bl. a. på grund av radioaktiv beläggning på mark och gröda. Av dessa skäl kan t. ex. mjölken från betande kor inom ett med radioaktiva ämnen belagt område under en tid bli otjänlig som människoföda.

Utsläppen av radioaktivitet och deras verkan, i enlighet med de beskrivna missödena, har sammanställts i tabell 3.

Som framgår av tabellen förväntas inte ens ett nedsmältningshaveri medföra några akuta strålskador utanför anläggningen (se ovan 1.4).

3.2 *Upparbetningsanläggningen*

Det utbrända bränslet tas om hand i en upparbetningsanläggning för att man dels skall kunna tillvarata kvarvarande uran och bildat plutonium, dels kunna överföra fissions- och aktiveringsprodukter i lämplig form för vidare behandling före förvaring. Den nedan beskrivna processen och haverianalysen har till större delen hämtats från en redovisning för Barnwell Nuclear Fuel Plant, USA BNFP (upparbetningskapacitet 1 500 ton U/år) [36].

3.2.1 Processen

Det inkommande bränslet förvaras under vatten i ställ av aluminium.

Från bränsleförvaringen går bränslet till kapning och avkapsling. Kapslingsavfallet överföres till ett speciellt förråd medan själva bränslematerialet går till en upplösare.

Det upplösta bränslet överföres till kolonner för extraktion av uran och plutonium från fissionsprodukterna.

Den extraherade uran- och plutoniumlösningen koncentreras genom indunstning. Den koncentrerade lösningen får passera genom en jonbytare som separerar plutonium. Det erhållna plutoniet koncentreras till 250 g/l och överföres till flaskor, vardera på 10 l.

Det kvarvarande uranet omvandlas till UO_3-ulver vilket överförs till UF_6 som lagras på transportflaskor.

De återstående fissionsprodukterna, i lösning tillsammans med rester av plutonium och uran, koncentreras genom indunstning och överföres till tankar för högaktivt avfall.

Aktiviteten i det bränsle som upparbetats framgår av tabell 4. Härvid har förutsatts en utbränning i BWR med 28 500 MWd/ton, en effekttäthet av 30 MW/ton och 7 månaders avklingning.

Tabell 4 Aktivitet i bränsle för upparbetning [31]. Avklingningstid 7 månader

Nuklid	Aktivitet Ci/ton
Fissionsprodukter	3 200 000
Transuraner	180 000
Krypton 85	10 000
Jod 131	0.1
Jod 129	0.37

3.2.2 Missödessituationer

Bränslehanteringsmissöde med kapslingsskada

Mängderna av flyktiga ämnen är vid denna tidpunkt, 7 mån., tämligen små. Samtliga ädelgaser, utom krypton 85, är avklingade och av halogenerna återstår en ringa mängd, se tabell 4.

Exempel på missöden, som kan inträffa under hanteringen är

- fallande bränslepatroner
- oförsiktiga manövrer, som i värsta fall kan betyda att en patron bryts sönder
- kylmedelsförlust

Sannolikheten för sådana missöden har bedömts uppgå till 2–3 gånger under 40 år. Deras verkningar blir små [36] och till följd av avklingningen avsevärt lägre än motsvarande vid kärnkraftverket, som behandlats tidigare.

Fel på avgassystem

Detta har till följd att luftburen aktivitet direkt från processen kan slippa ut. En av de svåraste händelserna av detta slag skulle vara att upplösarens avgaser gick direkt ut utan jodfiltrering. Detta har för den aktuella anläggningen (BNFP) bedömts kunna innebära en sköldkörteldos om högst några hundra mrem via exponeringsvägen över mjölk. Denna typ av missöde uppskattas kunna inträffa 1 gång per 5 år.

Missöden i processerna

Följande missöden behandlas i samband med säkerhetsredovisning av anläggningarnas konstruktiva utformning.

- Brand i upplösaren
- Explosion i indunstare för lågaktivt avfall
- Explosion i indunstare för högaktivt avfall
- Brand i plutoniumjonbytaren
- Kriticitet

Vid dessa missöden som bedöms kunna inträffa en gång på 40 år räknar man med att kunna avskilja en avsevärd del av luftburen radioaktivitet i anläggningens filtersystem. Detta reducerar utsläppet till högst någon Ci utom i fallet kriticitet som kan medföra utsläpp av bl. a. några hundra Ci jod 131. Inte i något av dessa fall beräknas personer i omgivningen bli utsatta för några nämnvärda doser. Kriticitetsfallet skulle innebära högst några tiotals mrem. I tabell 5 anges rapporterade missöden vid upparbetning av reaktorbränsle.

Ett samtidigt fel på filtersystemet kommer att medföra avsevärt högre doser, då ett normalt fungerande filtersystem i detta fall beräknas avskilja ca 99.99 % jod och 99.999 % partikulär aktivitet [37]. Sannolikheten för ett samtidigt filterbortfall får emellertid bedömas som ytterst liten.

Tabell 5 Rapporterade missöden vid upparbetning av reaktorbränsle

Tidpunkt	Plats[a]	Missödets art	Typ av aktivitet involverad	Kontamination utanför anläggningen[b]
1958	Hanford	Fel på silvernitratfilter för begränsning av utsläpp av jod	jod 131	Ingen
1959	Idaho	Kriticitet. Lösning överpumpad från säker till icke säker geometri. $4 \cdot 10^{19}$ fissioner	fissionsprodukter	Ingen
1959	Oak Ridge	Indunstarexplosion vid rengöring med fenolhaltigt rengöringsmedel	plutonium	0.6 g plutonium
1960	Hanford	Brand i upplösare	uran-plutonium	Ingen
1961	Idaho	Kriticitet. Lösning överpumpad från säker till icke säker geometri. $6 \cdot 10^{17}$ fissioner	fissionsprodukter	Ingen
1963	Hanford	Explosion i jonbytare	plutonium	Ingen

[a] Samtliga i USA
[b] Inga personskador erhölls varken i eller utanför anläggningen

Spridning från plutoniumförråd

En särskild utredning av omgivningskonsekvenser till följd av haveriartad spridning av transuraner från förråd genomföres för Aka-utredningen av FOA. Denna fråga behandlas därför inte närmare i föreliggande studie.

3.3 *Tillverkning av Pu-berikat bränsle*

3.3.1 Processen

Vid tillverkning av blandoxidbränsle genomlöper plutoniet följande moment:

- lagring i förråd
- blandning PuO_2, UO_2 och Zn-stearat
- pressning
- avdrivning, sintring
- slipning
- tvättning, torkning
- chargering, svetsning av stavar
- leverans

Hantering av det okapslade materialet sker i täta handskboxar, ofta förbundna med tunnlar för att underlätta förflyttning mellan boxarna. Box- och absolutfilter ger en praktiskt taget 100 %-ig partikelavskiljning och utsläppsluften övervakas kontinuerligt med larmkopplad monitering. Boxarna har ett ständigt undertryck gentemot produktionslokalen vilket övervakas med larmgivare. Tillverkning av blandoxidbränsle sker tills vidare i försöksskala. I Förenta staterna finns fem anläggningar i drift med tillverkningskapaciteter varierande mellan 3–20 ton blandoxidbränsle per år med ett innehåll av upp till 5 % plutonium [38]. Även i Europa finns erfarenheter av plutoniumberikat bränsle.

Frågan om användning av plutoniumberikat bränsle för kommersiell kraftproduktion är föremål för särskilda överväganden bl. a. inom NRC i Förenta staterna.

I det pågående arbetet med utveckling av teknik för framställning av plutoniumberikat bränsle förekommer transporter mellan olika anläggningar av ren PuO_2. Det sker i transportbehållare innehållande högst några kilogram PuO_2. Totalt sett är det mycket begränsade mängder som transporteras på detta sätt. I kommersiell skala kan det visa sig lämpligt att plutonium i första hand transporteras som färdiga bränsleelement.

3.3.2 Störningar

Vid bränsletillverkningen kan omgivningen påverkas genom

- frigörelse av aktivitet från boxkedjan
- kriticitetshaveri

Frigörelse av aktivitet från boxkedjan

Detta kan ske genom

- explosion eller brand
- filterbortfall
- mekanisk skada

De i processen ingående materialen är ej explosiva, ej heller de gaser eller vätskor som används. Gasblandningen till ugnarna är ej brännbar och PuO_2 och UO_2 är ej pyrofora. Ugnarna, vars arbetstemperatur för avdrivär ca 800° och för sintring 1 500–1 700°C övervakas under drift. Boxarna är försedda med larmkopplad temperaturvakt. Vid brand i lokalen kan plexiglasen mjukna eller handskarna brinna upp och aktiviteten spridas. Större bränder är dock osannolika med hänsyn till den låga brandbelastningen i dessa lokaler.

Filterbortfall kan ske genom felkoppling i ventilationssystemet eller genom någon defekt i filtermaterialet. Omkopplingar av ventilationssystemet sker ej under drift och en fortlöpande kontroll av filtermaterialet har visat att dess kvalitet är oförändrad även efter flera års drift.

Fallande last eller transporttruck som kör in i boxsidan är tänkbara orsaker till aktivitetsspridning.

Genom misstag vid in- eller utsvetsning av material så att hål uppstår

på plastpåsen kan spridning åstadkommas. Likaså om plutoniumbehållaren tappas vid transport mellan box och förråd kan plastpåsen punkteras och lock till innerbehållaren lossna. Dessa bägge sista tillbud bör få relativt begränsade verkningar som kan åtgärdas av den lokala drift- och strålskyddspersonalen.

Kriticitetshaveri

Största risken för ett kriticitetshaveri föreligger vid hantering av plutoniumoxiden i oblandad form, dvs. vid urlastning av transportbehållare, uttag av material ur förrådet eller i de två första produktionsstegen som omfattar uppvägning och blandning.

3.3.3 Konsekvenser

Frigörelse av aktivitet från boxkedjan ger upphov till inandningsrisker som i huvudsak begränsas till den aktuella produktionslokalen. En kriticitetsolycka innebär luftburen jod-, plutonium- och ädelgasaktivitet jämsides med höga neutron- och gammadoser i såväl produktionslokalerna och kringliggande utrymmen som i omgivningen. Eftersom ett kriticitetshaveri är gränssättande redovisas här de troliga konsekvenserna av ett sådant.

Direkt bestrålning

Den direkta stråldosen p. g. a. neutroner och gammastålning beräknas vid det högsta troliga fissionsutbytet, 10^{18} sönderfall, orsaka en dos överskridande 25 rem inom ett område med ca 60 m radie från källan [39]. Skärmning av väggar etc. reducerar detta avstånd.

Doser i omgivningen p. g. a. aktivitet

Doser till personer i omgivningen kan uppstå till följd av dels helkroppsbestrålning från ädelgaser, dels inandning av bl. a. jod och plutonium. Dosen p. g. a. plutonium kan, med rimliga antaganden med avseende på spridningen, på 150–200 m från haveriplatsen motsvara den som ger ett tillåtet årsintag för personal i radiologiskt arbete (ca 15 rad fördelat över 50 år) och joden kan orsaka en sköldkörteldos på några hundra mrem.

4 Avfallshantering

4.1 *Korttidsförvaring*

4.1.1 Allmänt

Det högaktiva avfall som avskiljs i upparbetningsanläggningen indunstas så långt det är möjligt och överförs för lagring i tankar i anslutning till upparbetningsanläggningen. Mer än 99.9 % av det använda bränslets icke-

flyktiga klyvningsprodukter, ca 0.5 % av det använda bränslets uran, 0.5–1 % av dess plutonium och totalmängden av de övriga transuraner, som bildats i bränslet under dess bestrålning, hamnar med hittills använda metoder i detta högaktiva avfall. Tankarna beräknas rymma 400–4 000 m^3 flytande avfall och bygges in i betong under jord [40].

Avfallet som beräknas förvaras i denna form i några år, måste hela tiden kylas, för att avlägsna den värme, maximalt ca 11 kW/m^3, som nuklidernas sönderfall ger.

4.1.2 Aktivitetsinnehåll

För varie ton bränsle som upparbetas beräknas 600–800 liter högaktivt vätskeformigt avfall erhållas. Antas att avfallet fylls på 600 m^3-tankar fås följande aktivitetsinnehåll vid fylld tank vid olika avklingningstider, tabell 6.

4.1.3 Missöden

Flera oberoende händelser kan orsaka att aktivitet frigörs till omgivningen från nämnda tankar [41]:

- korrosion
- fel på kylsystemet
- vätgasexplosion
- yttre påverkan (jordbävning, sabotage etc.)

De missöden som hittills inträffat har samtliga berott på korrosion. Från USA har flera incidenter med läckande avfallsbehållare rapporterats [42]. I samtliga fall är det tankar av vanligt kolstål och av äldre modell som läckt. Det största av dessa läckage omfattar 435 m^3 innehållande 40 000 Ci ^{137}Cs, 14 000 Ci ^{90}Sr och 4 Ci ^{239}Pu och upptäcktes så sent som 8 juni 1973 vid en förvaringsanläggning i Hanford. Vid tidigare läckage har det aktiva materialet antingen fångats upp i den yttre betonginneslutningen

Tabell 6 Högaktivt flytande avfall i enskild tank motsvarande en årsproduktion avfall (Ci)

	Tid efter bränslets uttag från reaktorn = svalningstid (år)	
Innehåll	1	5
Mindre flyktiga fissionsprodukter (Tc, Ru, Ag, Sb, Cs)	670 000 000	200 000 000
Icke-flyktiga fissionsprodukter (Sr, Y, Zr, Nb, Ce, Pm, Sm, Eu)	930 000 000	150 000 000
Transuraner	450 000	220 000
Totalt	1 600 000 000	350 000 000
Effekt (MW)	~6.5	~1.2

Tabell 7 Konsekvenser av kylningsbortfall i tankar för högaktivt avfall

	Frigörelse till atmosfären	
Händelse	Sur lösning	Alkalisk lösning
Självkokning i tio timmar	300 Ci/min. Ru 1 000 Ci/min. övr. FP	300 Ci/min. samtl. FP
Permanent bortfall av kylning	90 % av Ru, Cs; 5 % av övriga	50 % av Ru, 25 % av Cs, 1 % av övriga

eller stannat kvar i närmaste omgivande jordlager genom markens jonupptagande förmåga. Man anser sig ha goda skäl anta att inte heller vid det senaste läckaget någon förorening av grundvattnet inträffat.

Det största utsläppet av radioaktivitet fås sannolikt om kylningen bortfallet.

Konsekvensen av kylningsbortfall har analyserats [43] och återges i tabell 7.

I det första fallet antas att kylningen avbryts tillräckligt länge för att självkokning skall inträffa och fortgå i 10 timmar (fel på kylsystemet).

Det andra fallet inträffar då kylningen under längre tid upphör. Detta kan bli resultatet vid en explosion på grund av för hög vätgashalt. Om inga effektiva motåtgärder vidtas efter en sådan explosion, frigörs aktivitet till atmosfären under loppet av någon vecka.

Frigörelsen i dessa skisserade fall, som innebär direkt spridning till omgivningsatmosfären, blir så omfattande att speciella inneslutningsåtgärder synes påkallade. Under alla förhållanden måste haverisannolikheten bringas ned till mycket låga nivåer.

4.1.4 Konsekvenser för omgivningen

Med hänsyn till haveriets relativt långsamma förlopp kan antalet fall av allvarliga akuta strålskador reduceras om snabba utrymningsåtgärder kan vidtas utanför anläggningsområdet.

Utan speciella inneslutningsåtgärder måste man räkna med stark kontamination av stora landområden i vindriktningen från haveriplatsen. Studier av de aktuella haverifallen och åtgärder för att mildra deras konsekvenser bedömes viktiga.

4.1.5 Avskiljning och disponering av krypton 85-avfall

Av det använda bränslets flyktiga klyvningsprodukter återstår vid tiden för upparbetning i huvudsak krypton 85, men även vissa mängder tritium och jod finns närvarande. Utan avskiljningsanordningar kommer därför stora mängder krypton 85 att frigöras vid upparbetningen. Både i USA och Europa pågår sedan några år förberedelser för att avskilja krypton 85 från övriga avgaser [38]. En möjlighet till lämplig förvaring kan vara uppfyllning på gastuber. En 50 l behållare om 180 000 Ci krypton 85 erfordras för att lagra kryptonet från 20 ton bränsle.

För tillfällig förvaring av dessa tuber – några månader till år – kan med fördel de vattenkylda avfallsbassängerna för det fasta avfallet användas (se avsnitt 4.3). Vid längre tids förvaring i vattenbassäng ökar risken för korrosion, varför en omdisponering av gasen är nödvändig. För den slutliga disponeringen av gasen, som bör utsträckas 100–150 år framåt då den avklingat till låg nivå, finns flera alternativ att välja på [44, 45, 46, 47] t. ex. förvaring av gasbehållarna i torra utrymmen ovan jord, förvaring under jord, nedsänkning av gasbehållarna på stora havsdjup och insprutning av gasen i porösa underjordsformationer.

4.2 *Solidifiering*

4.2.1 Allmänt

För överföring av det flytande avfallet i fast form har flera metoder utvecklats bl. a.

- kalcinering
- glastillverkning

Kalcinering av högaktivt avfall har utförts i industriell skala [48]. Vid Idaho Nuclear Co i USA har man kalcinerat 9 000 m^3 flytande avfall under tiden 1963–1974.

I virvelbädden, som innehåller aluminiumoxidpartiklar uppvärmda till 400°C, införs en koncentrerad avfallslösning. Tillsammans med aluminiumoxider byggs de aktiva produkterna från avfallslösningen upp på bäddpartiklarnas ytor. Slutprodukten i processen är partiklar med diameter mindre än en millimeter, som transporteras med tryckluft till förvaringsbehållare av syrafast stål.

Metodutveckling för ingjutning av det högaktiva avfallet i glas pågår i en rad länder. Vid den franska anläggningen PIVER i Marcoule hade man t. ex. i början av 1974 producerat 16 ton högaktivt glas av borsilikattyp med ett totalt aktivitetsinnehåll om 6 MCi. Glasprocessen innebär att det högaktiva avfallet försätts med kemiska tillsatser som efter indunstning och kalcinering vid en fortsatt upphettning till omkring 1 000C ger en glasmassa [32].

4.2.2 Aktivitetsinnehåll

Vid en i Förenta staterna utvecklad kalcineringsprocess [48] erhålles ca 85 l fast avfall av varje behandlad kubikmeter flytande avfall. Varje behållare antas här rymma 200 l fast avfall [49] och aktivitetsinnehållet beräknas för 5 år gammalt avfall uppgå till ca 1.5 MCi. Varje sådan behållare rymmer avfallet från upparbetning av bränsle motsvarande 2.5 ton uran.

4.2.3 Missöden

I processen svarar flera anordningar för avskiljning och uppsamling av frigjord aktivitet.

Plötsliga fel i reningssystemen kan innebära måttliga aktivitetsutsläpp,

mindre än 200 Ci totalt.

De svåraste utsläppen av radioaktivitet erhålles vid haveri i själva processen. Tre haverifall har analyserats [50] nämligen dumpning av avgasfilter, explosion i scrubber och komponentläckage.

Resulterande aktivitetsutsläpp beräknas [50] bli från bråkdelar av Ci/s till något tiotal Ci/s.

Direktstrålningen från den luftburna aktiviteten i utsläppet till människor i närheten kommer att bli relativt låg. Det största antagna utsläppet kommer vid normal väderlek att ge högst 10 mrem/h vid marknivå.

Strålningen från markdeponerad aktivitet från de svåraste utsläppen beräknas ge högst 2 mrem/h.

Inandning av aktivitet orsakar den största hälsorisken. Den maximala dosen som skulle erhållas av människor i vindriktningen under en tid av 15 minuter beräknas härröra från strontium 90 och torde kunna uppgå till ca 700 rem (vid 0.5 km).

4.3 *Kontrollerad lagring*

4.3.1 Allmänt

Den kontrollerade lagringen av det fasta avfallet, som beräknas pågå under maximalt 50–100 år, blir säkrare och mindre komplicerad än motsvarande lagring av avfallet i flytande form. Flera olika förvaringslaternativ studeras bl. a. förvaring i kylda vattenbassänger och "torr" förvaring med luftkylning.

I bassängerna förvaras avfallsbehållarna i långa rader under flera meters vattentäckning. Bassängvattnet cirkulerar kontinuerligt genom renings- och kylsystem [48, 49]. Vid luftkylda arrangemang, som vid Piver-anläggningen i Marcoule, lagras avfallsbehållarna i 13 m djupa golvbrunnar under forcerad luftkylning [32].

4.3.2 Missöden – konsekvenser

Nämnbar frigörelse av aktivitet från det solidifierade avfallet erhålles endast om temperaturen i behållarna stiger och når den temperatur, då de flesta av de radioaktiva isotoperna förångas. Vid förlust av bassängvattnet eller vid bortfall av den forcerade luftkylningen förmår normalt luftkonvektionen motverka detta. Förhindras däremot värmeavledningen genom nedsatt konvektionsverkan, t. ex. av rasande bassängmaterial, kan lätt förångning fås hos de mest övertäckta behållarna [50].

Förångningstemperaturen beror på vilken solidifieringsmetod som utnyttjas. För kalcineringsförfarandet ligger den kritiska temperaturen omkring 900°C [51]. Laboratorieförsök visar att cesium har hög frigörelsegrad, medan strontium, cerium och rutenium har en faktor 1 000 lägre frigörelsegrad [41]. Resultaten visar att en genomsnittlig frigörelse av en procent cesium per timme kan förväntas i temperaturintervallet 1 050–1 200°C.

Med ledning härav och med antagandet att förångning fås i 100 behållare med 10 år gammalt kalcinerat avfall motsvarande en total aktivitetsmängd av ca 1 MCi per behållare ger en uppskattning av frigörelsen av radioaktivitet följande resultat, tabell 8.

Tabell 8 Frigörelsetakten av radioaktiva isotoper från avfallsbehållare vid förångning p. g. a. kylmedelsbortfall. Gäller 100 behållare

Nuklid	Frigörelse (Ci/s)
^{137}Cs	140
^{90}Sr	0.1
^{106}Ru	0.00001
^{144}Ce	0.000001

På grund av de frigjorda ämnenas höga förångningstemperatur och tillgången på effektiva filter, kommer mesta delen att kondenseras och tas upp i filtren före utsläpp till omgivningen. Vidare antas att speciella nödåtgärder vidtas, som begränsar utsläppets varaktighet till en timme. Till omgivningen kommer i sådana fall att frigöras några Ci cesium 137 och några mCi strontium 90.

Personer i omgivningen kommer att påverkas i första hand genom inandning av de radioaktiva ämnena (^{137}Cs ^{90}Sr). Sker utsläppet under "normala" väderleksförhållanden (nära neutral skiktning, $\lambda = 0.5$) begränsas riskområdet, dvs. där helkroppsdosen är mindre än 0.5 rem/år till avståndet 0.5 km från utsläppspunkten.

4.4 *Slutlig deponering*

4.4.1 Allmänt

De utländska, främst amerikanska, studierna innefattar olika deponeringsalternativ [28]. Ett av de mest fördelaktiga är av flera skäl deponering i saltformationer. Detta alternativ har även studerats mest ingående ur risksynpunkt [28, 52].

I Sverige synes deponering i urberg vara den mest aktuella lösningen. Ett alternativ kan vara lagring i sedimentära bergarter. Förkastningar i hårda bergarter kan ge upphov till permeabla brottzoner och ökad grundvattenströmning. Detta är möjligen en nackdel med urbergsdeponering. Stabilitet gentemot och frånvaro av starkt destruerande geologiska aktiviteter som jordbävningar och vulkanism är å andra sidan utmärkande för stora delar av den svenska berggrunden. I en bilaga till Akas lägesrapport diskuteras de allmänna geologiska förutsättningarna närmare [32].

En slutlig deponering av högaktivt avfall planeras för närvarande föregås av många års kontrollerad lagring på sådant sätt att materialet under denna tid är åtkomligt för tekniska åtgärder och processer.

Förutsättningarna för en säker slutdeponering behöver preciseras och testas genom såväl teoretiska som experimentella arbeten under en följd av år. De specifikationer beträffande bl. a. material, deponeringsteknik och deponeringsplats som uppställs med ledning härav, behöver sedan verifieras med olika åtgärder.

4.4.2 Avfallets karaktär

Det material som skall deponeras förutsätts vara i sådan form att utlakningshastigheten blir tillfredsställande låg i kontakt med vatten. Bl. a. olika former av glas har denna egenskap. Det högaktiva avfall som skall deponeras utgörs i första hand av klyvningsprodukter med vissa resthalter av transuranelement. Detta avfall kan av tekniska och säkerhetsmässiga skäl komma att uppdelas i olika fraktioner. En fraktion utgörs av cesium 137 och strontium 90, som tillsammans utgör en väsentlig andel av klyvningsprodukternas aktivitet. Extremt långlivade klyvningsprodukter, bl. a. jod 129 kan utgöra en annan fraktion. Återföring av transuraner till reaktorn för omvandling till mer kortlivade produkter – som är en teoretisk möjlighet – kan reducera halten av transuraner i avfallet. Tills vidare förutsättes att solidifiering sker med det högaktiva avfallet samlat i en fraktion.

Produktionstakter och aktivitetsmängder för det högaktiva avfallet anges närmare i Akas lägesrapport [32]. För utredningens räkning har även vissa egna beräkningar genomförts i detta arbete. Här ges en sammanfattande bild av dessa förutsättningar som underlag för en diskussion om den slutliga deponeringen. För upparbetning av 600 ton uran per år beräknas totala klyvningsproduktmängden bli 20 ton per år. Med en rest av 0.5 % uran och plutonium samt hela innehållet av högre transuraner ökas viktsmängden till 23.5 ton/år. Detta material inneslutet i 60 m^3 glas kan komma att fördelas på kanske 300 behållare vardera med volymen 0.2 m^3.

Tabell 9 återger det högaktiva avfallets aktivitetsinnehåll av klyvningsprodukter och transuraner efter svalningstider upp till 1 000 år efter uttag ur reaktorn.

Huvudparten (99.5 % eller mer) av plutoniet beräknas kunna återföras till reaktorerna i nytt bränsle. Upprepad återföring reducerar de ackumulerade mängderna plutonium en del. Utan återföring kommer stora aktivitetsmängder av vissa plutoniumisotoper att behöva tas om hand. Viktsmässigt blir det närmare 10 ton per år vid en upparbetning av 600 ton/år. Tabell 10 visar det högaktiva avfallets innehåll av dessa plutoniumisotoper efter olika svalningstider efter uttag ur reaktorn. Efter 10 år är den svagt betastrålande ^{241}Pu, med halveringstiden 13 år, dominant ur aktivitetsmängdssynpunkt men utan större betydelse ur risksynpunkt. Efter 100 år dominerar alfastrålarna ^{238}Pu (halveringstid 86 år) och efter 1 000 år de mycket långlivade alfastrålarna ^{240}Pu och ^{239}Pu.

Tabell 9 Aktivitetsmängder i högaktivt avfall med en rest av 0.5 % uran och plutonium efter olika svalningstider

Innehåll	Ci/600 ton upparbetat uran i avfallet efter		
	10 år	100 år	1 000 år
Klyvningsprodukter	200 000 000	20 000 000	10 000
Uran + transuraner	1 500 000	200 000	50 000
Värmeutveckling per avfallsbehållare [W]	2 000	200	4

Tabell 10 Aktivitetsmängder av plutonium – utan återföring – i det högaktiva avfallet efter olika svalningstider

Nuklid	Ci/600 ton upparbetat uran i avfallet efter		
	10 år	100 år	1 000 år
Plutonium 238	12 000 000	6 200 000	15 000
239	200 000	200 000	250 000
240	540 000	1 000 000	1 000 000
241	40 000 000	340 000	0
242	800	800	800

4.4.3 Deponeringsalternativ

Som närmare diskuteras i bilaga till Akas lägesrapport synes deponering på några hundra meters djup i tätt berg väl under havsnivå vara fördelaktig av flera skäl.

Yterosionen har i svenskt urberg under miljontals år varit betydligt mindre än nämnda djup. Det har vidare ansetts önskvärt att deponera avfallet under havsnivå och avskilt från sjöar och vattendrag. Eventuella vattenrörelser blir då särskilt långsamma.

Själva deponeringslokalen kan tänkas utformad på flera sätt. Vertikala färre borrhål från markytan som fylls med ett större antal behållare är ett tänkbart alternativ. Nedtransport till horisontella schakt med individuell placering av varje behållare i tunnlar med vertikala grundare borrhål är ett annat alternativ [28].

4.4.4 Haverityper

En säker förvaring innebär krav på begränsad utlakning och transport av aktivt material till biosfären på lång sikt. Även relativt ogynnsamma situationer måste förutses vid fastställande av specifikationer för material och deponeringsplats.

Förutom mer extrema men långsamma förändringar som kan påskynda en besvärande spridning måste vid en riskanalys beaktas plötsliga katastrofer av typen meteoritnedslag eller vulkanutbrott.

En kvantitativ analys av normalriskerna till följd av utlakning och transport med vattenrörelser vid deponering i urberg saknas men synes nödvändig för en verifikation av säkerheten hos deponeringstekniken.

Utöver detta normalfall har man i utländska riskanalyser behandlat eller omnämnt följande extrema haverityper [52]:

- Erosion
- Meteoritnedslag
- Vulkanism
- Förkastning
- Sabotage och krigshandling
- Oavsiktlig borrning
- Oförutsedd söndervittring.

4.4.5 Erosion och naturkatastrofer

Risken att yterosion under långa tidsrymder skall frigöra deponerat material elimineras som redan omnämnts genom val av tillräckligt borrdjup.

Gera och Jacobs [41] har analyserat sannolikheten för meteoritnedslag i detta sammanhang. Beräknad frekvens för nedslag av meteoriter som beräknas ge kratrar med 300 m djup torde vara 10^{-12}–10^{-13}/km^2 år. Det innebär 50–500 nedslag per miljon år på vår planet. Kratrar med mindre djup erhålles med större sannolikhet.

Konsekvensen har inte närmare analyserats i litteraturen men om man antar att 30 behållare dvs. en tiondels årsproduktion skadas allvarligt och att 1 % av innehållet blir luftburet innebär det spridning av 6 kg plutonium. Globalt sett har man erfarenhet av 5 000 kg plutonium 239 [52] spridda i atmosfären genom kärnvapenprov. Meteoritnedslaget som sådant blir ödeläggande men man får också räkna med en kontamination i omgivningen. Jämförelsevis mycket allvarligare primärkonsekvenser erhålles av meteoritnedslag i vatten eller i tätbefolkade områden.

Med hänsyn till dels den låga sannolikheten dels de begränsade effekterna synes risken av meteoritnedslag på deponeringsplatsen för högaktivt avfall inte bereda några problem.

Frekvensen av meteoritnedslag är jämnt fördelad över jordytan. Vulkanaktivitet är däremot koncentrerad till vissa områden. För svenskt vidkommande torde risken till följd av vulkanism blu än lägre.

Förkastningar i hårda bergarter kan ge upphov till permeabla brottzoner och ökad vattenrörlighet. I plastiska saltformationer tätas uppkomna sprickor vilket inte är fallet i urberg intill visst djup. Förkastningsrörelser är dock normalt långsamma, med hastigheter under några mm per år. Ett extremfall på 4 cm/år har rapporterats från Förenta staterna [41]. En riskanalys måste bygga på uppgifter om frekvens och storlek av förkastningar samt hur dessa kan påverka vattenrörelserna.

4.4.6 Oavsiktlig penetration genom borrning

Permanent deponering förutsätts ske i formationer med låg brytvärdighet [32]. Vidare förutses utmärkning ske i terräng och på kartor och att ansvaret för kontroll och mätningar lägges på lämplig myndighet.

Om informationen om deponeringsplatsen går förlorad på lång sikt genom ändrad samhällsstruktur el. dyl. kan oavsiktlig penetration av enstaka behållare eller lager ske vid djupborrning. Detta förutsätter tillgång till avancerad teknik, vilket sannolikt innebär dels att problemet uppmärksammas dels att åtgärder kan vidtas för begränsning av konsekvenserna.

4.4.7 Oförutsedd söndervittring

Omkristalliseringsprocesser, termiska chocker och urlakning är processer som kan påskynda spridningen av solidifierat avfall. Vid bedömningen av riskerna på lång sikt måste man beakta dessa processer. I naturen förekommer dock glasartade mineraler som sedan miljontals år varit intakta och ej vittrat sönder.

4.4.8 Riskanalys av normalfallet

De hypotetiska extrema haverifallen som berörts ovan förefaller mindre komplicerade att analysera än ett ogynnsamt normalfall. Ett sådant referensfall skulle kunna innebära en forcerad utlakning i en söndervittrande produkt med vissa möjligheter till spridning via grundvattenrörelser. Möjligheten att på lång sikt upprätthålla en torr deponeringsplats kan bli begränsad. Riskbedömningen måste bl. a. grunda sig på kunskaper om vattenrörelser på stora djup samt laknings- och vittringshastigheter.

Utlakningshastigheten från borsilikatglas och fosfatglas har studerats både laboratoriemässigt [53] och i fält [55]. Den är temperaturberoende och en funktion av kornstorleken. Enstaka enkla konsekvensanalyser av utlakningsförlopp från glasblock till mark har genomförts [53]. Även omvandlingsprocesser i glas som påverkar stabiliteten har börjat studeras [54].

Jonbytesprocesser, utfällningen och sedimentering i bergssprickor är faktorer som begränsar en spridning. Vid en analys av exponeringsrisken bör försök göras att kvantifiera nämnda transport- och retentionsmekanismer.

5 Transporter av radioaktivt material

Transport mellan olika anläggningar eller förvaringsplatser av bestrålat bränsle och aktivt avfall sker huvudsakligen med bil, tåg eller med båt. Transport av obestrålat material samt plutonium sker även med flyg. En vanlig storlek på transportbehållare för bestrålat bränsle är en som väger 30–50 ton och tar 7–12 BWR-bränslepatroner. Men behållare med vikter upp till 100 ton och som tar 24 BWR-bränslepatroner förekommer.

Vid alla radioaktiva transporter tillämpas regler som baserats på rekommendationer utgivna av IAEA [18]. Med de speciella anpassningar till olika transportsätt som tillkommit genom internationella transportorganisationer gäller rekommendationerna sålunda för alla transporter till lands, till sjöss och i luften. Bestämmelserna innebär exempelvis vid transport av bestrålat bränsle att detta måste förvaras i provade och godkända behållare. För ett godkännande krävs bl. a. att behållaren, utan att skärmningsförmågan väsentligt påverkas eller att det radioaktiva innehållet sprids utanför behållaren, motstår

- fritt fall på 9 m mot en oeftergivlig yta
- 1-metersfall mot änden av en 15 cm tjock vertikal stålstång
- brand under 30 min. vid 800°C samt
- nedsänkning i vatten till 15 m djup

De höga säkerhetskraven vid konstruktion och tillverkning av behållarna och en skärpt kontroll vid transporten av radioaktiva material har medverkat till att olycksriskerna vid sådana transporter kunnat hållas väsentligt lägre än för transporter av vanligt gods.

År 1971 inrapporterades i Förenta staterna 2 255 olyckor vid transporter av farligt gods. Av dessa avsåg 10 st transporter med radioaktivt material varav 3 st orsakade en kontamination utanför behållarna.

I Förenta staterna har under de senaste 25 åren transporterats mer än

3 600 behållare med bestrålat bränsle. Inte i något fall har det radioaktiva innehållet vid dessa transporter gett upphov till personskador. Endast lokal kontamination runt olycksplatsen har inträffat i några fall.

Då antalet inträffade transportolyckor, som involverat radioaktivt material, varit så få måste bedömningarna beträffande olycksfrekvens i viss utsträckning baseras på tillgänglig statistik avseende transporter med farligt gods, dvs. klor, starkt giftiga produkter, eldfängt material m. m. Kraven på säkerhet och kontroll vid transport av radioaktivt material är högre än vad som i allmänhet gäller för transport av farligt gods. Den använda statistiken innebär därför sannolikt en överskattning när den appliceras på transporter av radioaktivt material.

Amerikansk statistik år 1969 [56] avseende olyckor med dödsfall, personskador eller egendomsskador överstigande 250 $ visar för tunga lastfordon en frekvens av 1.5 olyckor per miljon transportkilometer. Frekvensen har legat nästan konstant under den senaste 10-årsperioden. För fordon med farligt gods var motsvarande frekvens 1 olycka per miljon transportkilometer. Dödsfall eller personskador inträffade vid hälften av de med tunga lastfordon rapporterade olyckorna dvs. med en frekvens av 0.7–0.8 per miljon transportkilometer. Motsvarande värde för Sverige är lägre och uppges till ca 0.5.

Skadans omfattning vid en olycka är beroende bl. a. av fordonets hastighet vid olyckstillfället. Skadeomfattningen ökar om brand uppstår och särskilt om denna har en varaktighet av någon timme eller mer. I samband med transport av farligt gods rapporteras brand ha uppstått i 1–2 % av inträffade olyckor. Brandens varaktighet anges till mindre än 1/2 timme i ca 90 % av brandtillfällena och till längre än 1 timme i 1 % av brandtillfällena.

Inträffade olyckor kan graderas efter skadans omfattning. Skillnaden i sannolikhet för en olycka med lastbil, järnvägsvagn eller fartyg är liten vid samma omfattning av olyckan. För en grov gradering kan därför oberoende av transportsätt den olycksfrekvens per miljon transportkilometer anges som redovisas i tabell 11.

Skadans omfattning vid en olycka i samband med transport av radioaktivt material är starkt beroende av materialets sammansättning och fysikaliska

Tabell 11 Sannolikhet för transportolyckor graderade efter olyckans omfattning

	Hastighet vid olyckstillfället km/h	Brandens varaktighet h	Olycksfrekvens per miljon transport km
Lätt olycka	0–50	<0.5	1
	50–80		
Måttlig olycka	0–50	0.5–1	
	50–110	<0.5	0.2
Allvarlig olycka	0–80	0.5–1	
	>110	0–0.5	0.005
Mycket allvarlig olycka	80–110	>1	
	>110	0.5–1	0.000 01
Extrem olycka	>110	>1	0.000 000 07

form, den andel som frigöres till omgivningen och i vilken utsträckning transportbehållaren skadas och skärmningseffekten går förlorad. Skadebilden påverkas dessutom av sådana faktorer som den meteorologiska situationen och befolkningsförhållanden vid olycksplatsen.

Om bränslepatronerna i en transportbehållare med bestrålat bränsle helt skulle friläggas i samband med en olycka skulle detta medföra en väsentlig dos till omgivningen. En helt oskyddad person på ca 30 meters avstånd kan beräknas erhålla en dos på 1 000 rem inom en halvtimme. En sådan dos medför med säkerhet dödliga skador. På dubbla avståndet skulle dosen reduceras till 25 %. Om en mindre andel av behållarens innehåll frilägges minskas den erhållna dosen i motsvarande grad. Ytterligare minskning av dosen erhålles givetvis om även annat material än transportbehållarens avskärmar strålningen.

Sannolikheten för att bränslepatronerna skall friläggas vid en transportolycka är, på grund av de säkerhetsregler som tillämpas, ytterligt liten. En sådan olycka faller inom klassificeringen extrema olyckor enligt ovan, eftersom transportbehållarna förblir intakta även vid relativt svåra olyckor.

Vid sjötransport kan en behållare hamna i vattnet vid lastning eller lossning vid kaj. Emballaget klarar säkert i de flesta fall sådana missöden utan att skadas. Eftersom emballage och bränslestavar korroderar mycket långsamt står därför säkerligen en lång bärgningstid till förfogande. Om bränslet vid en förlisning eller annan olycka av något skäl ej kan bärgas löses det upp över en period av många år varvid de radioaktiva produkterna långsamt kan spridas i omgivningen. Innehållet av ^{90}Sr, som är en av de riskdominerande nukliderna i bränslet, kan därför bli avgörande för skadans omfattning och behovet av motåtgärder.

Högaktivt avfall från upparbetningsanläggningar transporteras i samma typ av behållare som bestrålat bränsle. Riskerna i samband med dessa avfallstransporter är mindre än vid transporter av bestrålat bränsle, eftersom huvuddelen av de flyktiga fissionprodukterna är helt borta på grund av sin kortare halveringstid. Fissionsproduktsaktiviteten i dessa avfallstransporter domineras helt av ^{90}Sr och ^{137}Cs. Dessa nuklider kan dock leda till behov av omfattande saneringsåtgärder, om en väsentlig del av aktiviteten frigörs i samband med en olycka.

På grund av risken för icke önskad kriticitet transporteras alltid plutonium i mycket begränsade mängder och under beaktande av mycket rigorösa säkerhetsbestämmelser. Inte minst beaktas de potentiella riskerna för stöld av transportbehållare innehållande plutonium. Riskerna för omgivningen i samband med dessa transporter har i amerikanska utredningar bedömts som mycket små.

6 Avsiktliga störningar

Utöver störningar som beror på ofullkomligheter i den tekniska utrustningen har man i industriell verksamhet att i olika situationer också räkna med sådana som av yttre påverkan härrör från ingrepp i avsikt att just framkalla störningar. Sådana ingrepp kan ha formen av sabotage eller stöld.

6.1 *Sabotage*

Sabotage mot militära eller industriella mål kan ske under krigstillstånd och genomförs då i avsikt att störa och försvaga fienden [57]. Aktioner från denna utgångspunkt kan bedömas vara mycket osannolika under annat än beredskapstillstånd eller i direkt krigsläge. Politiska ytterlighetsriktningar kan också ha accepterat sabotage som ett medel att störa samhälleliga funktioner. Även utpressningssituationer med hot om sabotage kan förekomma. I dessa fall avses hotet om sabotage utgöra påtryckningsmedel för att uppnå speciella syften.

Upplevda oförrätter kan hos enskilda individer utgöra motiv för sabotage mot den egna arbetsplatsen. Då det i dessa fall gäller personer med ingående kunskaper om anläggningen kan stora skador orsakas av även begränsade ingrepp.

Valet av medel och metod för sabotagets genomförande beror på bl. a. resurser och motiv. Erfarenheterna visar att störningar genom sabotage hittills varit relativt ovanliga under fredstid [58].

Genom i förväg lämpligt vidtagna åtgärder synes risken för sabotage och följderna därav väsentligt kunna begränsas. Sådana åtgärder kan avse såväl anläggningens konstruktiva utformning och lokalisering som rent administrativa insatser. De senare utgörs av olika former av kontroll vid anställning av den egna personalen, begränsat tillträde för utomstående, teknisk och personell bevakning av anläggningen, utarbetande av beredskapsplamot sabotageförsök m. m.

Genom en väl vald anläggningsteknisk uppbyggnad med på viktiga punkter åtskilda dubblerade skyddsystem torde anläggningen kunna utformas på ett sådant sätt att sabotagemöjligheterna minskas till den grad att anläggningen förlorar en stor del av sin attraktivitet som sabotagemål.

Risken för avsiktliga störningar av nämnd art mot nukleära anläggningar kan, lika litet som vid andra typer av industriell verksamhet, helt uteslutas. Liksom vid exempelvis ett kol- eller oljeeldat kondenskraftverk kan ett kärnkraftverk utsättas för sabotage i anslutningsledningar till stamlinjenät eller transformatorstationer. Denna typ av sabotage slår visserligen ut verket som energikälla men ger inga radiologiska risker för omgivningen. Erfarenheten tyder på att sabotagen vanligtvis syftat till att skada anläggningen som sådan eller delar av den och inte haft avsikten att skapa någon risk för omgivningen.

Få skäl talar för att denna risk skulle vara högre för nukleära anläggningar med dessas omfattande inbyggda säkerhetssystem. Riktlinjer med detaljerade anvisningar för att säkra skyddet av kärnkraftanläggningar har utarbetats såväl i Sverige som i utlandet. Ansvariga instanser följer med uppmärksamhet dessa frågor och vidtar löpande de anpassningar som säkerheten kräver.

Drift av kärntekniska anläggningar regleras i vårt land av svenska tillståndsgivande myndigheter. Innan tillstånd för sådan drift erhålles analyseras anläggningens säkerhetsfrågor. Sådana säkerhetsanalyser täcker ett mycket brett spektrum av potentiella olyckor. För alla dessa postulerade olyckor har säkerhetsåtgärder vidtagits som ska förhindra eller begränsa olyckornas konsekvenser. Konsekvensen av ett sabotage kan alltså inte bli större än

av dessa olyckor såvida inte säkerhetsanordningarna satts ur spel eller sabotören orsakat en ännu svårare olycka än som postulerats i säkerhetsanalysen. Studier som utförts betr. sabotage och dess konsekvenser har bl. a. lett till slutsatsen att sabotage inte skapar några unika förhållanden som ställer krav på nya inslag i säkerhetsanalysen medan däremot sannolikheten för vissa typer av haverier kan öka om sabotage inräknas som utlösande faktor.

6.2 *Stöld*

Även stöld av klyvbart material i avsikt att framställa en atombomb har beaktats [59, 60].

Vanligen används för bränsleelement i kärnkraftreaktorer av lättvattentyp en anrikning mindre än 5 % uran 235. Stöld av obestrålade sådana element kan ha intresse för vapentillverkning endast vid tillgång till anrikningsmöjligheter.

Användning av plutoniumberikade element utgör i detta avseende en ökad risk genom att plutoniet kemiskt kan separeras från uranet och därefter utnyttjas för vapentillverkning. Innan det sålunda erhållna plutoniet kan utnyttjas för vapentillverkning måste det dock först omvandlas till metallisk form. På grund av plutoniets fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper kräver sådana processer extraordinära insatser. Bl. a. måste hela metallhanteringen äga rum i inert atmosfär eller i vakuum.

När bränsleelementen satts in i reaktorn har stöldrisken kraftigt reducerats. Bestrålade element utgör dock genom sitt innehåll av klyvningsprodukter en potentiell risk. Innehållet av klyvningsprodukter, som gör elementet starkt radioaktivt, försvårar samtidigt dess handhavande och torde medföra att sådana element placerade i en förvaringsbassäng inte utgör någon stöldbegärlig vara. Om det vid klyvningsprocessen bildade plutoniet efter upparbetningen separeras från uranet och klyvningsprodukterna uppstår en ny situation med potentiell risk för stöld av klyvbart material. Denna risk innebär betydande säkerhetsproblem och medför att allt handhavande, lagring och transport av plutoniet måste ske under övervakning och med omfattande administrativ kontroll.

En ökad produktion av plutonium har befarats kunna resultera i en ökad möjlighet för illegal tillverkning av kärnladdningar. Bl. a. svenska studier i hithörande frågor betonar svårigheterna för en sådan tillverkning [59]. Man anser en sådan möjlig endast med tillgång också till ett stort antal kvalificerade medarbetare representerande många olika vetenskapliga och tekniska områden. Härvid bör också noteras att det i kärnkraftreaktorerna framställda plutoniet på grund av sin isotopsammansättning är mindre väl lämpat för framställning av kärnladdningar. Även ekonomiska skäl talar för att illegala organisationer skulle välja andra medel att nå sina mål.

För en ren terrorinsats kan en organisation tänkas sänka ambitionsnivån till explosioner med relativt ringa effekt. Även för konstruktion av denna enklare typ av kärnladdning beräknas något tiotal kvalificerade medarbetare behöva engageras. Det anses tveksamt om illegala organisationer har dessa möjligheter.

En illegal åtkomst av klyvbart material försvåras genom befintliga be-

vaknings- och kontrollorganisationer. Ehuru mycket osannolikt är dock det troligaste fallet att försök till sådan åtkomst sättes in mot en transport av klyvbart material. Det kan därför vara önskvärt att anläggningar för anrikning, upparbetning och bränsleelementtillverkning ges sådan lokalisering att transportbehoven minskas. Dessutom kan det transporterade materialets stöldbegärlighet minskas genom att det klyvbara materialets koncentration begränsas.

Genom internationell överenskommelse har inom IAEA byggts upp ett system för kontroll av klyvbart material. Detta kontrollsystem innehåller bl. a. även periodiska fysiska inventeringar av mängden klyvbart material. Genom denna internationella övervakning avser man att förhindra att klyvbart material kommer på avvägar utan att detta upptäcks.

Referenser

1 Lag om rätt att utvinna atomenergi m. m. (atomenergilag). SFS 1956:306 med ändringar. Instruktion för Statens Kärnkraftinspektion.

2. Strålskyddslag. SFS 1958:110 med ändringar. Instruktion för Statens strålskyddsinstitut.

3 Miljöskyddslag. SFS 1969:387 med ändringar. Instruktion för koncessionsnämnden för miljöskydd.

4 Kungl. Maj:ts kungörelse om lokaliseringsprövning beträffande industriell verksamhet enligt 136a § byggnadslagen (1947:385) m. m. SFS 1972:781.

5 Lag om skyddsåtgärder vid olyckor i atomanläggningar m. m. SFS 1960:331 med ändringar.

6 Atomansvarighetslag. SFS 1968:45 med ändringar.

7 Convention on Third Part Liability in the Field of Nuclear Energy. (Paris Konvention) 1960.

8 Convention Supplementary to the Paris Convention on Third Part Liability of Nuclear Energy, 1963.

9 Convention Relating to Civil Liability in the Field of Maritime Carriage of Nuclear Material. (Brüssel Konvention). 1971.

10 Nordisk miljöskyddskonvention. 1974.

11 Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and other Matter. (London Konvention). 1972.

12 Lag om förbud mot dumpning av avfall i vatten. SFS 1971:1154.

13 Treaty on the Non-Proliferation of Nuclear Weapons. (NPT, icke-spridningsfördraget). 1970.

14 Safeguard-avtal mellan IAEA och Sverige av den 14 april 1975.

15 The Structure and Content of Agreements between the Agency and States Required in Connection with the Treaty on the Non-Proliferation of Nuclear Weapons. 1971. IAEA, INFCIRC/153.

16 Föreskrifter om transport av farligt gods. SJF 621. (Utgåva 2) (Statens Järnvägars Författningar). (Gtff).

17 Kungl. Maj:ts kungörelse om internationell vägtransport av farligt gods. SFS 1974:35.

18 Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials. IAEA Safety Series No 6. 1973.

19 Normer och rekommendationer utgivna av The International Commission on Radiological Protection. (ICRP-normer).

20 RID: Reglément international concernant le transport des marchandises dangereuses per chemins de fer. (Internationellt reglemente angående befordran av farligt gods på järnväg). Bilaga 1 till CIM. (Internationellt fördrag angående godsbefordran på järnväg).
21 IATA: Restricted Articles Regulations (RAR) utgiven av IATA. (Flygföretagens internationella organisatiion) f. n. 17th Edition.
22 IMDG-kod: International maritime dangerous goods kod. Utgiven av IMCO. ıanstatliga rådgivande sjöfartsorganisationen).
23 ADR: Accord européen relatif ou transport International des marchandises dangereuses par route. (Europeisk överenskommelse om internationell transport av farligt gods på väg).
24 Förslag till bestämmelser för begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer. Statens Strålskyddsinstitut.
25 Närförläggning av kärnkraftverk. SOU 1974:56.
26 Reactor Safety Study USAEC. WASH-1400 1974. (Draft).
27 Mc GRATH P. E. Radioactive Waste Management Potentials and Hazards from a Risk Point of View. 1974. (KFK-1992).
28 High-level radioactive waste management alternatives. 1974. (WASH-1297).
29 SMITH T. H. et al. Methodology for risk analysis of nuclear waste management systems. 1974. (BNWL-SA-4899).
30 SMITH T. H. and WINEGARDNER W. K. Risk analysis of nuclear waste management systems. Power Eng. 79 (1975):2 p. 3.
31 ELKERT J. et al. AB Atomenergi, Sweden. 1972. (Internal report AE-RF-72-374.)
32 Kärnkraftens högaktiva avfall. Lägesrapport från Aka-utredningen den 24 juni 1974. Malmö 1974. (Industridep. DsI 1974:6).
33 Assumptions used for evaluating the potential radiological consequences of a fuel handling accident in the fuel handling and storage facility for boiling and pressurized water reactors. Division of Reactor Standards. US Nucl. Regulatory Comm. Regualtory guide ser. 1.25.
34 PELLETIER CHARLES A. (Comp). Results of independent measurements of radioactivity in process systems and effluents at bolling water reactors. Directorate of Regulatory Operations. US Atomic Energy Commission, May 1973.
35 Reactor safety study. An assessment of accident risks in US commercial nuclear power plants. (WASH-1400, app. 1. Draft.)
36 Barnwell nuclear fuel plant. Environmental report. 1972. (DOCKET 50332-27.)
37 Midwest Fuel Recovery Plant. 1972. (DOCKET 50268-38.)
38 Proceedings of Joint Topical Meeting on Commercial Nuclear Fuel Technology Today. Toronto, Canada, April 28–30, 1975. (75-CNA/ANS-100.)
39 GYLLANDER CH. och VENNER L. AB Atomenergi, Sweden. 1970. (Internal report AP-DS-16640-110.)
40 The safety of nuclear power reactors (light water cooled) and realted facilities. 1973. (WASH-1250.)
41 GERA F, JACOBS D. G. Considerations in the long-term management of high-level radioactive wastes. 1972. (ORNL-4762.)
42 MICKLIN P. Environemental Hazards of Nuclear Wastes. Bull At. Sci. 30 (1974):4 p. 36.
43 BLOMEKE J. O, EMERSON L. C. A safety analysis of tank storage in Blanco, R. E. and Parker, FL, Waste treatment and disposal semiannual progress report. July–Dec. 1965. 1966 p. 35. (ORNL-TM-1465.)
44 NICHOLS J. P., BINFORD F. T. Status of noble gas removal and disposal. 1971. (ORNL-TM-3515.)
45 LASER et al. Off-gas treatment and krypton disposal in the HTGR-fuel element reprocessing in Symposium on the Management of radioactive wastes from fuel reprocessing. Paris 27 Nov.–1 Dec. 1972. OECD Paris 1973, p. 77.

46 REIST P. C. The disposal of waste radioactive gases in prous underground media. Nucl. Appl. 3 (1967) p. 474.
47 ROBERTSON J. B. Behaviour of xenon 133 gas after injection underground. 1969. (IDO-22051.)
48 Siting of fuel reprocessing plants and waste management facilities. 1970.(ORNL-4451.)
49 Management of commercial high level and transuranium-contaminated radioactive waste. Environmental statemant. 1974. (WASH-1539. Draft.)
50 LAKELY L. T., BOWER J. R., eds. ICCP Waste calcining facility safety analysis report. 1963. IDO-14620.
51 SCHNEIDER K. J. High level waste in human and exologic effects of nuclear power plants. Ed. by L. A. Sagan Springfield, 1974, Chap. 8 p. 187.
52 CLAIBORNE H. C. and GERA F. Potential containment failure mechanism and their consequences at a radioactive waste repository in bedded salt in New Mexico. 1974. (ORNL-TM-4639.)
53 HEIMERE W. et al. Studies on the behaviour of radioactive waste glasses, in symposium on the Management of Radioactive Wastes from fuel reprocessing. Paris 27 Nov.–1 Dec. 1972 Proc. OECD, Paris 1973.
54 MERRIT W. F. Permanent disposal by burial of highly radioactive wastes incorporated into glass in Disposal of Radioactive Wastes into the Ground Vienna 29 May–2 June 1967 Proc. IAEA, Vienna 1967. (STI/PUB/156) p. 403.
55 GROVER J. R. Glasses for the fixation of high level radioactive wastes, in Symposium on the management of radioactive wastes from fuel reprocessing Paris 27 Nov.–1 Dec. 1972. OECD, Paris 1973, p. 593.
56 Environment survey of transportation of radioactive materials to and from nuclear power plants. 1972. (WASH-1238.)
57 Åtgärder mot sabotage vid värmekraftanläggningar. CDL-företagens beredskapsnämnd, Stockholm 1974.
58 TURNER S. E., McCULLOUGH C. R., LYERLY R. L. Industrial Sabotage in Nuclear Power Plants. Nucl. Safety 11 (1970(p. 107.
59 GYLDEN N., HOLM L. W. Risker för kärnladdningsframställning i det fördolda. 1974. (FOA 4 rapport C4567-73.)
60 Safeguards Against the Theft or Diversion of Nuclear Materials Adapted by the Nuclear Safety Staff. Nucl. Safety 15 (1974) p. 513.

Bilaga 5 Uppkomst och spridning av luftburen aktivitet vid hantering och förvaring av plutonium och högaktivt avfall

Kay Edvarson, FOA

Innehållsförteckning

1. Inledning 140
2. Genomgång av den allmänna riskbilden 140
2.1 Det radioaktiva materialets egenskaper 140
2.2 Det luftburna materialets sammansättning, mängd, partikelspektrum och löslighet 142
2.2.1 Flytande avfall 142
2.2.2 Plutonium och övriga transuraner 142
2.3 Spridning och deposition 143
2.4 De aktuella nuklidernas strålningsegenskaper och radioekologiska betydelse 145
2.4.1 Rutenium, lantanider m. fl. 145
2.4.2 Strontium 89 och 90 145
2.4.3 Cesium 134 och 137 146
2.4.4 Plutonium 146
2.4.5 Americium och curium 148
2.4.6 Extremt långlivade nuklider 148
3 Modeller för beräkning av dosbelastning 148
3.1 Doskriterier 148
3.2 Dosfaktorer 149
3.3 Närområdets utsträckning 152
3.4 Befolkningstäthet 152
4 Exempel på konsekvensbilder 152
4.1 Storexplosion i lager med högaktivt avfall 152
4.2 Storexplosion i plutoniumlager 154
4.3 Småexplosioner 154
4.4 Transportolycka med brand 155
Referenser 155

1 Inledning

De omgivningsrisker som är förenade med hantering, transport och förvaring av plutonium och högaktivt avfall är av tre huvudtyper. Vid en olyckshändelse, som medför att relativt stora mängder radioaktivt material under en kort tidsrymd sprids i omgivningen, kan de stråldoser som drabbar personer i närheten av olycksplatsen bli så höga (storleksordningen 100 rem externdos eller mera) att akuta strålskador uppstår. Under samma omständigheter kan individer även på större avstånd erhålla stråldoser som medför, att sannolikheten för att de kommer att få sena allvarliga skador (cancer etc.) blir väsentligt högre än normalt även om ingen risk för akuta skador föreligger. Vid dessa två risktyper är fördelningen av de individuella doserna i den berörda befolkningsgruppen bestämmande för riskbilden, och det är av speciellt intresse att identifiera de individer som erhåller de högsta stråldoserna. Vid lägre dosbelastningar, som exempelvis kan uppträda på större avstånd från en olycksplats, eller som en följd av små, enstaka eller reguljära utsläpp är den individuella risken låg och man är väsentligen intresserad av totalrisken, vanligen uttryckt som kollektivdos (manrem). I denna översikt behandlas de tänkbara riskbilder som kan uppstå vid hantering, transport och förvaring av plutonium och högaktivt avfall.

De missöden, som i detta sammanhang är av väsentligt intresse är, då det gäller högaktivt avfall, av två huvudtyper, dels kylmedelbortfall dels någon form av momentan mekanisk påverkan som förstör inneslutningen och i samband med explosion eller brand åstadkommer en snabb frigörelse av innehållet. I fråga om plutonium är brand och explosion orsakade av yttre påverkan eller av en kriticitetsolycka de väsentliga typerna av tänkbara missöden. Utöver dessa händelser, som alltså kan orsaka spridning av så stora aktivitetsmängder att akutskador eller andra allvarliga omgivningseffekter kan uppstå, måste man också ta hänsyn till förekomsten av sådana mindre läckage, som inte rimligen kan orsaka akutskador eller väsentliga individuella risker men ändå ger ett beaktansvärt bidrag till kollektivdosen.

I denna rapport behandlas inte de tekniska förutsättningarna för uppkomsten av olika missöden och deras närmare förlopp, då dessa frågor studeras i annat sammanhang. Ingångsvärden i fråga om aktivitetssammansättning, mängder, förvaringssätt o.d. har hämtats från Atomenergis studie "Risker i bränslecykelns tekniska processer och vid transport".

2 Genomgång av den allmänna riskbilden

2.1 *Det radioaktiva materialets egenskaper*

Utgångspunkten för beräkningarna av riskbilden är att materialet härrör från en BWR med en effektbelastning på 30 MW per ton U och en utbränning av 28500 MWd per ton U. I tabellerna 1 och 2 ges aktivitetssammansättningen per ton U i det högaktiva avfallet och i tabell 3 aktivitetssammansättningen i den nyseparerade plutoniumfraktionen.

Det högaktiva avfallet innehåller ett stort antal radioaktiva ämnen. De flesta av dessa är mycket svårflyktiga under de betingelser som kan vara

Tabell 1 Klyvningsprodukter i högaktivt avfall i kCi per ton upparbetat uran

Nuklid	Halveringstid	Förvaringstid (år)						
		1	5	10	50	100	500	1000
Kr 85	10.73 a	8.64	6.67	4.83	0.365	0.0144	–	–
Sr 89	50.5 d	5.76	–	–	–	–	–	–
Sr 90	29 a	65.3	59.3	52.7	20.2	6.13	0.0004	–
Y 91	58.6 d	12.7	–	–	–	–	–	–
Zr 93	$9.5 \cdot 10^5$a	0.00260						
Zr 95	65.5 d	24.2	–	–	–	–	–	–
Tc 99	$2.1 \cdot 10^5$a	0.0125						
Ru 103	39.6	1.66	–	–	–	–	–	–
Ru 106	369 d	216	13.9	0.450	–	–	–	–
Sb 125	2.73 a	5.82	2.11	0.592	–	–	–	–
I 129	1.59·10 a	$2.81 \cdot 10^{-5}$						
Cs 134	2.06 a	104	27.1	5.03	–	–	–	–
Cs 135	$2.3 \cdot 10^6$a	0.000331						
Cs 137	30.1 a	95.1	86.7	77.3	30.8	9.73	0.0009	–
Ce 141	32.5 d	0.562	–	–	–	–	–	–
Ce 144	284 d	379	10.8	0.126	–	–	–	–
Pm 147	2.62 a	108	37.5	10.0	–	–	–	–
Sm 151	93 a	0.193	0.187	0.180	0.134	0.0923	0.004	–
Eu 154	16 a	6.17	5.19	4.18	0.738	0.084	–	–

Tabell 2 Transuraner i högaktivt avfall i Ci per ton upparbetat uran

Nuklid	Halveringstid (år)	Förvaringstid (år)			
		1	10	100	1000
Np237	$2.14 \cdot 10^6$	0,341	0,342	0,352	0,406
Pu 238	86	14,0	57,1	30,2	0,168
Pu 239	24400	1,54	1,55	1,59	1,91
Pu240	6540	2.63	3.95	6.98	6.44
Pu241	15	595	392	6.13	0
Pu242	$0.39 \cdot 10^6$	$8.28 \cdot 10^{-3}$	$8.29 \cdot 10^{-3}$	$8.44 \cdot 10^{-3}$	$8.72 \cdot 10^{-3}$
Am241	458	375	376	340	87.1
Am242m	152	7.51	7.21	4.78	$7.85 \cdot 10^{-2}$
Am243	7400	14.7	14.7	14.6	13.4
Cm242	0.447	8993	6.06	4.02	0.633
Cm243	30	16	13	1.62	0
Cm244	17.9	1660	1172	35.9	0

Tabell 3 Aktivitetssammansättning i nyseparerat plutonium

Nuklid	Ci/kg
Pu 238	318
Pu 239	35.0
Pu 240	59.8
Pu 241	13525
Pu 242	0.19

aktuella i samband med oavsiktligt utsläpp i atmosfären. Detta gäller zirkonium och niob, de sällsynta jordartsmetallerna, och även det uran och de transuraner som finns kvar i avfallet. Dessa svårflyktiga ämnen kan endast spridas i atmosfären i någon nämnvärd omfattning om avfallet blir extremt varmt eller genom explosion och brand som medför att materialet fragmenteras och sprids som finfördelade fasta partiklar.

Strontium kan i dessa sammanhang vara något mera lättflyktigt, och strontiumisotoperna 89 och 90 intar därför en ställning mellan de svårflyktiga ämnena och cesium 137 som är relativt lättflyktig. Ruteniumisotoperna 103 och 106 kan likaså under vissa betingelser vara lättflyktiga.

Transuranerna ger normalt upphov till svårflyktiga oxider i luft och nämnvärd spridning i atmosfären kan väntas förekomma endast i samband med brand, kemisk explosion eller explosion orsakad av en kriticitetsolycka. I de två första fallen kommer det luftburna materialet att bestå av fasta partiklar, normalt med PuO_2 som huvudkomponent. Vid en kriticitetsolycka tillkommer en viss mängd nybildade fissionsprodukter som i extremfall kan vara av betydelse.

2.2 *Det luftburna materialets sammansättning, mängd, partikelspektrum och löslighet*

Man kan särskilja ett antal typfall som väl täcker in det spektrum av missöden som kan leda till väsentliga dosbelastningar i omgivningen.

2.2.1 Flytande avfall

Vid kylmedelsbortfall i det flytande avfallet kommer till en början små mängder av i stort sett ofraktionerat material att frigöras som en följd av självkokning.

Den totala mängd som frigöres under 10 timmar har uppskattats till knappt 1 procent (AE). Efter ett så långvarigt kylmedelbortfall att total indunstning skett kommer i huvudsak rutenium- och cesiumisotoperna att förångas. Efter flera hundra timmars torrkokning kan på så sätt huvuddelen av Ru och Cs samt någon procent av övriga fissionsprodukter ha frigjorts (AE). Partikelspektrum och partiklarnas löslighet kommer säkerligen att variera starkt. För konsekvensberäkningen kommer det antagandet att göras att de partiklar som hamnar utanför olycksplatsen är av storleksordningen några μm eller mindre. Nukliderna antas vidare vara svårlösliga i lungvävnader, med undantag för cesium- och strontiumisotoperna, vilka också antas vara tillgängliga för växtupptag. Dessa antaganden är maximalt pessimistiska i fråga om fjärrverkningar. Vid kylmedelbortfall vid förvaring av fast avfall kommer den helt dominerande delen av den frigjorda aktiviteten att utgöras av cesiumisotoperna och man kan räkna med, att erhålla en aerosol bestående av små, relativt lättlösliga partiklar.

2.2.2 Plutonium och övriga transuraner

I fråga om transuranerna är aerosolpartiklarnas löslighet och partikelspektrum av mera väsentlig betydelse än vad gäller det högaktiva avfallet och

dessa frågor har därför studerats mera ingående. Då ursprungsmaterialet utgörs av metalliskt plutonium, PuO_2 eller plutoniumnitratlösning kommer de aerosolpartiklar som bildas att huvudsakligen bestå av svårlöslig PuO_2 med inblandning av oxider från övriga närvarande transuraner.

Den mängd av det tillgängliga materialet som blir luftburet i egentlig mening, dvs. bundet till partiklar mindre än några tiotal μm varierar givetvis starkt, men en generell iakttagelse från missöden och experimentella undersökningar är att endast en mycket liten del blir luftburen.

Vid försök där plutoniumdioxidpulver upphettats till 1000°C har sålunda några tiotusendelar av materialet blivit luftburet inom en timme och liknande värden har observerats vid indunstning och påföljande upphettning av plutoniumnitratlösningar. Under de flesta förhållanden som undersökts har väsentligt lägre värden observerats. Dessa försök har varit så utförda, att man knappast kan tänka sig en reell brand- eller småexplosionsolycka som skulle ge en större andel luftburet material då det gäller bearbetning eller förrådshållning av plutonium. Den luftburna andelen torde bli avsevärt mindre, men man kan knappast göra några kvantitativa uppskattningar av detta utan detaljstudier av enskilda anläggningar. Vid en annan serie försök har förhållandena vid transportolyckor med påföljande brand i motorbränslet simulerats. Mängden luftburet material varierade starkt med underlaget och uppgick i regel till några tusendelar eller mindre. Det ogynnsammaste fallet, då underlaget var rostfritt stål och vinden var mycket stark gav ungefär fyra procent luftburet material. Väsentligt högre värden än dessa förekommer endast vid bränser i kontaminerat brännbart material.

De luftburna partiklarnas storleksfördelning varierar med bildningsbetingelserna. Vid antändning av metalliskt plutonium har man normalt funnit att partikelstorleken är ungefär logaritmiskt normalfördelad med massamediandiametrar (MMD) från bråkdelar av μm och en spridning på en faktor 1.5–3. De högsta MMD-värdena förekommer i samband med speciella förhållanden (hög fuktighet etc) och normala värden vid hantering av metalliskt plutonium är några få μm eller mindre. Vid andra typer av missöden än brand i metalliskt plutonium bör partikelspektrum bli högst variabelt och de bildade partiklarnas sammansättning kommer också att variera med de speciella betingelserna. Det är emellertid osannolikt att man skulle få en aerosol som ur dosbelastningssynpunkt vore mera ogynnsam än vad som gäller vid plutoniumbrand.

2.3 *Spridning och deposition*

Vid missöden som ej är förenade med brand eller explosion kommer det radioaktiva material som lämnar inneslutningens omedelbara närhet att vara bundet till partiklar av storleksordningen 10 μm eller mindre. Partiklarna blandas med luften och det uppstår ett aerosolmoln, som driver iväg med vinden. Aerosolen blandas successivt med den omgivande luften så att molnet växer och aerosolkoncentrationen sjunker i motsvarande grad. Molntillväxten beror i hög grad på väderlekstypen, i vissa fall kan molnet vara väl sammanhållet i höjd- och sidled på stora avstånd från utsläppspunkten, medan man i andra fall får en mycket snabb utspädning av aerosolen. Detta slag av aerosolspridning har studerats ingående och flera olika beräknings-

modeller finns tillgängliga. För överslagsberäkningar, som endast syftar till att ge en storleksordningsmässigt riktig spridningsbild brukar man ofta använda den modell som har utvecklats av Pasquill. I den modellen ges spridningen vertikalt och horisontellt tvärs vindriktningen för förekommande väderlekstyper och man kan med hjälp av dessa spridningsvärden beräkna molnform och koncentrationsfördelning. Spridningsbilden påverkas av nederbörd, som medför att aerosolpartiklarna tvättas ut och deponeras på marken. Effekten av denna uttvättning är tämligen liten inom de relativt små avstånd från utsläppspunkten där molnkoncentrationen är så hög att individdoserna är av intresse.

Då aerosolpartiklarna är så små som här, är deras fallhastighet obetydlig och de kommer att föras till marken och deponeras där i huvudsak på grund av den vertikala diffusionen. Som ett mått på denna deposition brukar man använda den s. k. depositionshastigheten, som är kvoten mellan den deponerade mängden per ytenhet och den tidsintegrerade markluftkoncentrationen. Denna depositionshastighet beror av aerosolens egenskaper och väderlekstypen men man kan som en rimlig första approximation anta att den är konstant. För de typer av material som är aktuella i detta sammanhang kan den antas vara mellan en och tio mm per sekund med tre mm per sekund som ett representativt genomsnittsvärde.

Mängden inandat material är direkt proportionell mot den tidsintegrerade markluftkoncentrationen och detsamma gäller mängden deponerat material per ytenhet vid konstant depositionshastighet. Den externa bestrålningen från det framsvepande molnet beror i viss mån på aktivitetsfördelningen i höjd och sidled, men kan approximativt antas vara direkt proportionell mot den tidsintegrerade markluftkoncentrationen. Man kan således anta bestämda relationer mellan de stråldoser, som olika slag av bestrålning från en bestämd nuklid orsakar.

Vid olyckor som är förenade med omfattande brand eller explosion kommer förhållandena i närområdet att bli väsentligt annorlunda än vid de relativt stilla utsläpp som man annars kan räkna med. Vid stora explosioner kommer således en betydande del av den frigjorda radioaktiviteten att bilda ett närbeläggningsområde bestående dels av material som kastats ut från explosionspunkten dels av material som förts upp i explosionsmolnet och därefter bildat ett avlångt utfallsområde i vindriktningen. Vid storbränder bildas ett brandmoln innehållande brandgaser, oförbränt drivmedel o.d. samt allsköns fasta partiklar som på grund av uppdriften genom värmeutvecklingen och den starka turbulensen kan vara tämligen stora. Materialet i detta moln bildar ett närbeläggningsområde liknande det som uppstår vid explosioner.

Fördelningen av det frigjorda materialet i dessa beläggningsområden bör variera starkt med de speciella betingelserna vid olyckan. De två flygplansolyckorna vid Palomares i Spanien och Thule på Grönland då det kemiska sprängämnet i kärnladdningar detonerade kan antas ha gett spridningsbilder som liknar de som kunde uppstå vid extremt ogynnsamma betingelser då inneslutningen totalförstörts av en kraftig explosion eventuellt i kombination med brand. Det kan också vara befogat att göra jämförelser med närbeläggningen från mycket svaga kärnladdningsexplosioner (< 0.1 kton). Trots att de initiala spridningsbetingelserna i väsentliga avseenden var sinsemellan

helt olika vid de två kärnladdningsmissödena (då ingen nukleär explosion inträffade) och helt olika dem vid kärnladdningsexplosioner, finner man, att spridningsbilderna är tämligen likartade i dessa tre fall, om man ser till den andel av det frigjorda materialet som deponeras per kvadratmeter markyta. Man finner t. ex., att det område som har en markbeläggning större än 10^{-8} per m^2 är av storleksordningen en kilometer i vindriktningen och har en yta av några tiotal hektar. Den högsta markbeläggningen är av storleksordningen 10^{-4} per m^2 på områden med en yta av högst några tusen m^2 intill explosionsplatsen. Det finns skäl att anta att olyckor orsakade av mycket kraftiga explosioner (motsvarande hundratals kg eller mer TNT) ger en spridningsbild av ungefär samma omfattning.

Vid en kombination av explosion och storbrand, vilket inträffade vid Thuleolyckan, blir spridningsförhållandena så komplexa och beroende på de speciella förhållandena, att man knappast kan göra några generella förutsägelser av spridningsbilden. Allmänt sett bör en storbrand medföra att det frigjorda materialet genom att det blandas med rökgaserna initialt späds i en större volym och förs till större höjd än som annars varit fallet. Detta innebär att närbeläggningens omfattning minskar relativt sett och en större andel sprids på stora avstånd.

Vid småexplosioner och bränder av måttlig omfattning bör spridningsbilden utanför det omedelbara olycksområdet vara i stort sett densamma som för motsvarande utsläpp orsakade av läckage o. d.

Inom de närbeläggningsområden som uppstår vid brand och explosion är spridningsmekanismerna så komplexa och varierande att det inte är möjligt att ange något enkelt samband mellan markluftkoncentrationen och mängden deponerat material.

2.4 *De aktuella nuklidernas strålningsegenskaper och radioekologiska betydelse*

2.4.1 Rutenium, lantanider m. fl

Flertalet av de radionuklider som förekommer i det högaktiva avfallet har sådana egenskaper att man kan bortse från sekundär spridning via livsmedel. Detta gäller de nuklider som är isotoper av de sällsynta jordartsmetallerna (Y, Ce, Pm, Eu), rutenium, zirkonium, niob och antimon. De doser som orsakas av dessa nuklider härrör väsentligen från externbestrålning från aerosolmolnet eller material på markytan samt från inandning av aerosolpartiklar. Externbestrålningen ger en någorlunda jämn dosfördelning i kroppen medan de inandade svårlösliga partiklarna primärt ger bestrålning av lungor och mag-tarmkanalen. Så småningom kommer en del av den radioaktivitet som fastnat i lungvävnaden att transporteras till olika organ i kroppen, i första hand ben och ge dosbidrag, som dock är mindre än lungdosen.

2.4.2 Strontium 89 och 90

Dessa strontiumisotoper ger ingen gammastrålning och därmed inte heller någon nämnvärd externbestrålning. I akutskedet, i omedelbar anslutning

till ett utsläpp, ger därför endast inandning av aerosolpartiklar någon väsentlig dosbelastning. Strontium antas vara relativt lättlöstligt i lungvävnaden och en relativt stor andel kommer att fixeras i benvävnaden, vilket innebär att bendosen för strontium 90 blir ungefär lika stor som lungdosen.

Efter akutskedet kommer den dominerande dosbelastningen från strontiumisotoperna att orsakas av intern bestrålning genom intag av i första hand mjölkprodukter och vegetabiliska livsmedel producerade inom det belagda området. Om ett utsläpp sker omedelbart före eller under betessäsongen kommer till en början mjölkprodukter att helt dominera som potentiell källa till internbestrålning på grund av direktkontaminering av betet. På längre sikt kommer dosbidraget till största delen att härröra från växternas rotupptag och fördelas tämligen jämnt på olika dietkomponenter.

Strontium 89, som i detta sammanhang alltid spelar en helt underordnad roll jämfört med strontium 90, ger praktiskt taget hela sitt dosbidrag under det första halvåret efter ett utsläpp. I fråga om strontium 90 kommer huvuddelen av aktivitetsintaget via mjölk att ske under de första två åren efter ett utsläpp och efter några få år har aktivitetsnivån i mjölk sjunkit till en relativt låg nivå, som därefter avtar långsamt. Aktivitetsnivåerna i vegetabiliska livsmedel varierar i huvudsak på samma sätt med det undantaget att de relativt höga nivåerna under det första året inte är lika markerade.

De ingående studier som gjorts av aktivitetsnivåerna i livsmedel under och efter de stora atmosfäriska kärnladdningsproven gör det möjligt att tämligen väl förutsäga de aktivitetsnivåer och dosbelastningar som kan orsakas av ett utsläpp från civil verksamhet eftersom allt tyder på att tillgängligheten via mark – vegatation är i stort sett densamma för strontium 90 i ett sådant utsläpp som i de globalt spridda kärnladdningsresterna.

2.4.3 Cesium 134 och 137

Både cesium 134 och 137 ger vid sönderfall upphov till gammastrålning och kommer därför att kunna orsaka extern bestrålning från aerosolmolnet och från markdepositionen. Det cesium som finns i inandade partiklar kommer snabbt att lösas och fördelas tämligen jämnt i kroppen. Lungdosen blir därför ungefär densamma som helkroppsdosen.

Cesium tas liksom strontium upp av växter och djur i så stor utsträckning att internbestrålning via livsmedel kan ge väsentliga dosbidrag. I stort sett ger cesium upphov till höjda aktivitetsnivåer i samma livsmedel som strontium, den enda väsentliga skillnaden är, att cesium också förekommer i köttprodukter i nämnvärd omfattning. Efter ett engångsutsläpp kommer en stor del av dosbelastningen att härröra från livsmedel, producerade under de två första åren, varefter man normalt får en tämligen låg, långsamt avtagande aktivitetsnivå i vegetationen och därmed i livsmedel.

För cesium liksom i fråga om strontium har man genom undersökningarna av radioaktiv kontaminering från kärnladdningsproven fått goda möjligheter att beräkna de dosbelastningar som kan orsakas av livsmedelskontaminering.

2.4.4 Plutonium

Plutonium tas endast i mycket liten omfattning upp i mag-tarmkanalen och det helt dominerande dosbidraget kommer därför, åtminstone på kort

sikt, att härröra från inandat plutonium i de situationer då aktiviteten primärt spritts i atmosfären. På lång sikt kan emellertid upptag via mark – växter – mag-tarmkanalen vara av en viss betydelse.

De aerosolpartiklar som är aktuella i detta sammanhang är normalt mycket svårlösliga. Den andel som fastnar i lungvävnaden stannar där under lång tid, man brukar räkna med en halveringstid på 1000 dagar. Några procent av detta plutonium kommer så småningom att föras till olika organ, i första hand lever och ben samt de s. k. lymfnoderna medan resten utsöndras. De organdoser som orsakas av en given mängd inandat plutonium varierar i viss utsträckning med partiklarnas storleksfördelning och löslighetsegenskaper. Den beräkningsmodell som utarbetats av ICRP har visat sig ge en god överensstämmelse med de observerade organkoncentrationer som orsakats av plutonium från de atmosfäriska kärnladdningsproven.

Ett speciellt problem, som i princip gäller alla långlivade nuklider, men som speciellt uppmärksammats i fråga om plutonium 239, är den mycket långsiktiga inhalationsrisk som uppstår genom att radioaktivt material som deponerats i markens ytsikt åter förs upp i markluften genom dammbildning o.d. (resuspension).

Kvoten mellan markluftkoncentrationen och mängden deponerad radioaktivitet i den översta centimetern av markskiktet, den s. k. resuspensionsfaktorn, har bestämts för ett antal olika ämnen och betingelser i övrigt. Så har man t. ex. studerat olika naturligt förekommande ämnen, globalt spritt plutonium från kärnladdningsproven och plutonium vid Rocky Flats och Nevada Test Site. Den första tiden efter ett utsläpp varierar sannolikt resuspensionen avsevärt beroende på marktyp samt nederbörds- och vindförhållanden och kan under ogynnsamma förhållanden vara så hög som $10^{-4}\,m^{-1}$, medan ett mera normalt värde antas vara $10^{-6}\,m^{-1}$. Så småningom sjunker resuspensionsfaktorn till ungefär $10^{-9}\,m^{-1}$, vilket är ett typiskt värde för naturligt förekommande spårämnen. Om man utgår från de värden som härletts från observationer vid Nevada Test Site, och som sannolikt ger extremt höga värden för de första åren efter ett utsläpp, finner man att inhalationsdosinteckningen blir av samma storleksordning för de bidrag som kommer från molnpassagen, från resuspension under de första fem åren och från resuspension under all framtid.

Den globalt spridda radioaktiviteten från kärnladdningsproven har medfört, att man har mätbara plutoniumnivåer i olika livsmedel. De mätningar som gjorts har bekräftat de laboratorieexperiment, som visar att växters och djurs upptag av plutonium är mycket ringa. Det bidrag till organkoncentrationerna i människa som härrör från intag av föda och vatten är hittills helt försumbart i jämförelse med den andel som inandats. Om man antar, att plutoniums tillgänglighet för växter förblir oförändrad kommer emellertid det totala dosbidraget från plutonium 239, på grund av livsmedelskontamination att bli av samma storleksordning som dosbidraget från inandning. Vissa undersökningar tyder på att tillgängligheten för växter ökar med tiden, åtminstone i vissa miljöer, vilket skulle kunna innebära att bidraget via livsmedel skulle dominera. På kort sikt, dvs. åtminstone några hundra år efter utsläppet bör emellertid inhalationsdosbidraget i de flesta situationer vara helt dominerande.

I fråga om de relativt kortlivade isotoperna ^{238}Pu och ^{241}Pu är under

alla omständigheter inhalationsdosen helt dominerande, medan ^{240}Pu förhåller sig ungefär som ^{239}Pu.

2.4.5 Americium och curium

De långlivade alfastrålande americium- och curiumisotoperna ger vid inandning ungefär samma dos per curie som plutoniumisotoperna till lungor och övriga organ. Americium och curium tas upp av både växter och djur i högre grad än plutonium vilket leder till att dosbelastningen orsakad av livsmedelskontaminering blir relativt sett väsentligt högre för dessa ämnen. På kort sikt kommer emellertid inhalationsdosen alltid att vara helt dominerande.

2.4.6 Extremt långlivade nuklider

De nuklider med halveringstider på mer än hundratusen år som förekommer i det högaktiva avfallet är ur akutskadesynpunkt helt betydelselösa i jämförelse med kvarvarande transuraner under tiotusentals år. Vid en total avskiljning av transuranerna skulle de vara av intresse efter ett par hundra år. Det är knappast möjligt att beräkna den totala dosinteckning som ett utsläpp av sådana nuklider skulle orsaka och man kan också diskutera det meningsfulla i att beräkna en sådan över miljontals år. Man kan emellertid med säkerhet säga, att dessa dosinteckningar är väsentligt mindre än de som skulle orsakas av samma viktsmängd cesium 137 eller strontium 90.

3 Modeller för beräkning av dosbelastningar

3.1 *Doskriterier*

Akutverkan i utsläppets omedelbara närhet bestäms av molndos, inhalationsdos och dosraten från den radioaktiva beläggningen. Som ett approximativt mått på akutskaderisken i närområdet kan man ta summan av molndos, inhalationsdos under de första trettio dagarna och den externdos från beläggningen som erhålls under tre timmar. Denna sammantagna dos bör ungefär vara den som personer i området erhåller om utrymning sker efter molnpassagen. Som en formell gräns för akutskadeområdet har antagits en sådan sammanlagd dos på 30 rem.

Sedan aerosolmolnet lämnat ett område är normalt externbestrålningen från markbeläggningen det enda strålriskmoment som behöver föranleda avspärrning eller restriktioner i fråga om vistelse inom området. I de räkneexempel som ges, har antagits att gränsen för sådana restriktioner sätts vid en total externdos på 30 rem.

Även utanför de angivna områdena kan de individuella doserna bli så höga, att man inte utan vidare kan använda kollektivdosen som ett mått på totalskadan. Som en undre gräns för de områden, där man kan bortse från de individuella riskerna har använts en inhalationsdos till lungorna på 10 rem.

Då det gäller livsmedelskontaminering är problemen delvis annorlunda beskaffade eftersom möjligheter i princip finns att distribuera livsmedel så att mycket höga individuella dosbelastningar undviks. Det är därför snarare risken för skador på betesdjur o. d. som bestämmer vid vilken nivå lokala restriktionsåtgärder är befogade. Under betessäsongen blir de betande djurens dosbelastning betydligt högre än människans och varierar avsevärt med de lokala betingelserna. Storleksordningsmässigt bör denna gräns vara ungefär densamma som svarar mot en inhalationsdos till lungorna (på människa) på 10 rem då det gäller högaktivt avfall. I fråga om rena transuraner torde gränsen sättas av den individuella risken för människor inom området.

3.2 *Dosfaktorer*

I tabellerna 4 och 5 återges värden på externdos under 3 timmar, 30 dagar och oändlig tid, molndos samt organdoser från inhalation. Externdosen

Tabell 4 Dosfaktorer för klyvningsprodukter i remkm^2 per kCi [a)]

Nuklid	DE 3 h	DE 30 d	DE ∞	ME(γ)	MIL 30 d	MIL 50 a	MIB 50 a	MILe 50 a
Sr89	–	–	0.002	–	6.7	11.8	3.6	–
Sr90	–	0.003	1.83	–	13.9	43.9	146	–
Y91	–	0.034	0.11	–	8.8	26.2	4.3	2.54
Zr95	0.036	9.3	55.0	0.034	10.6	35.4	6.0	3.49
Ru103	0.025	4.6	11.3	0.007	0.94	2.1	0.34	0.20
Ru106	0.010	2.4	43.2	0.003	19.8	206	52.9	30.7
Sb125	0.021	5.0	248	0.006	4.3	68.6	30.2	17.1
Cs134	0.079	18.6	679	0.023	0.64	3.1	3.1	3.1
Cs137	0.028	6.7	1420	0.008	0.54	2.9	2.9	2.9
Ce141	0.003	0.56	1.2	0.001	2.0	4.0	0.63	0.37
Ce144	0.002	0.48	6.8	–	18.1	162	37.8	22.0
Pm147	–	–	0.002	–	1.3	20.0	8.5	4.8
Sm151	–	0.003	5.2	–	0.43	10.1	25.7	12.3
Eu154	0.057	13.5	3810	0.018	11.2	246	362	184

a) DE: Extern bestrålning från markdepositionen
ME (γ): Extern γ-bestrålning från molnet
MI: Intern bestrålning genom inhalation

L: Lungor
B: Ben
Le: Lever

Tabell 5 Dosfaktorer för transuraner i remkm^2 per Ci

Nuklid	DE 3 h	DE 30 d	MIL 30 d	MIL 50 a	MIB 50 a	MILe 50 a
Pu 238	$46 \cdot 10^{-9}$	$11 \cdot 10^{-6}$	0.94	22.0	55.7	26.8
Pu 239	$4.5 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-6}$	0.87	20.7	61.0	28.9
Pu 240	$0{,}50 \cdot 10^{-9}$	$0{,}1 \cdot 10^{-6}$	0,87	20,7	61,0	28,9
Pu 241	$0.18 \cdot 10^{-9}$	$53 \cdot 10^{-9}$	$0.19 \cdot 10^{-3}$	0.065	1.16	0.52
Am 241	$0.50 \cdot 10^{-6}$	$119 \cdot 10^{-6}$	0.92	21.8	62.6	29.8
Am 242m	$11 \cdot 10^{-9}$	$23 \cdot 10^{-6}$	0.055	15.8	62.9	29.6
Am 243	$2.5 \cdot 10^{-6}$	$0.56 \cdot 10^{-3}$	0.90	21.5	63.5	30.1
Cm 242	$0.63 \cdot 10^{-9}$	$0.14 \cdot 10^{-6}$	0.98	6.2	1.49	0.84
Cm 243	$6. \cdot 10^{-6}$	$1.5 \cdot 10^{-3}$	0.98	22.4	44.1	21.8
Cm 244	$0.29 \cdot 10^{-9}$	$70 \cdot 10^{-9}$	0.99	21.8	34.2	17.3

avser dosen i luft över ett oändligt plan. Lungdosen är beräknad med hjälp av ICRPs lungmodell, varvid cesiumisotoperna antagits vara lättlösliga (klass D), strontiumisotoperna relativt lättlösliga (klass W) och alla övriga nuklider svårlösliga (klass Y). Den aerodynamiskt viktade mediandiametern (AMAD) har antagits vara 1 μm. Dotternuklidens dosbidrag är i förekommande fall inräknad i modernuklidens.

Värdena är beräknade under antagande av att depositionshastigheten är 3 mm per sekund och att den externa dosen från aerosolmolnet är 30 procent av det värde som gäller för ett moln med oändlig utsträckning i atmosfären. Detta innebär alltså att en deposition på 1 Ci m^{-2} motsvarar 100 Ci sec m^{-3} vid beräkning av den externa molndosen och 0,073 Ci inhalerad mängd vid beräkning av inhalationsdosen.

Dosfaktorerna är givna i rem $km^2 Ci^{-1}$, dvs. den dos som skulle erhållas i ett område där depositionen vore jämt fördelad och 1 $Cikm^{-2}$. Om befolkningstätheten inom ett område är konstant och *a* personer per km^2 blir kollektivdosen från en utspridd aktivitetsmängd som ger 1 rem km^2 *a* manrem även om aktiviteten är ojämt fördelad.

De reella doser som kan väntas vid ett utsläpp är lägre än de som kan beräknas ur tabellerna 6 till 9. För individer, som befinner sig i det fria i närområdet kan medelkroppsdosen från externbestrålningen (deposition och moln) uppskattas till hälften av de angivna värdena. Vid beräkning av dosen från externbestrålning under längre tider, måste hänsyn också tas till skärmningseffekter av olika slag vilket gör att doserna bör reduceras till en tredjedel.

De reella doserna från inandat material är sannolikt också mindre än de beräknade, beroende på att människor vistas inomhus under molnpassagen m. m. För de överslagsberäkningar som är aktuella i detta sammanhang kan det därför vara befogat, att genomgående reducera de i tabellerna angivna doserna till en tredjedel.

Tabell 6 Doser i remkm² vid utsläpp av klyvningsprodukter från upparbetning av ett ton uran. Förvaringstid ett år.

Nuklid	DE 3 h	DE 30 d	DE ∞	ME(γ)	MIL 30 d	MIL 50 a	MIB 50 a	MILe 50 a
Sr89	–	–	–	–	38.8	68.0	20.7	–
Sr90	–	–	119	–	908	2870	9530	–
Y91	–	–	–	–	112	333	55.0	32.3
Zr95	0.86	225	1330	0.82	257	857	144	84.5
Ru103	0.04	8	19	0.01	1.6	3.5	0.6	0.3
Ru106	2.2	512	9330	0.62	4280	44500	11400	6630
Sb125	0.12	29	1440	0.03	24.8	399	176	100
Cs134	8.2	1930	70600	2.3	66.6	322	322	322
Cs137	2.7	635	135000	0.75	51.4	276	276	276
Ce141	–	–	–	–	1.1	2.3	0.4	0.2
Ce144	0.7	182	2570	0.10	6860	61400	14300	8340
Pm147	–	–	–	–	136	2160	918	521
Sm151	–	–	–	–	–	2.0	5.0	2.4
Eu154	0.35	83	23500	0.11	69.1	1520	2230	1140
Σ	15.1	3600	244000	4.82	12800	11500	39400	17400

Tabell 7 Doser i remkm² vid utsläpp av transuraner i det högaktiva avfallet från ett ton uran. Förvaringstid ett år.

Nuklid	DE 3 h	DE 30 d	MIL 30 d	MIL 50 a	MIB 50 a	MILe 50 a
Pu 238	$0.6 \cdot 10^{-6}$	$0.15 \cdot 10^{-3}$	13.1	307	780	375
Pu 239	$6.9 \cdot 10^{-9}$	$1.7 \cdot 10^{-6}$	1.3	32	94	45
Pu 240	$1.32 \cdot 10^{-9}$	$0.3 \cdot 10^{-6}$	2.3	54	160	76
Pu 241	$0.11 \cdot 10^{-6}$	$32 \cdot 10^{-6}$	0.1	37	690	307
Am 241	$0.19 \cdot 10^{-3}$	$45 \cdot 10^{-3}$	345	8180	23500	11200
Am 242m	$83 \cdot 10^{-9}$	$0.18 \cdot 10^{-3}$	0.41	119	472	222
Am 243	$22 \cdot 10^{-6}$	$8.2 \cdot 10^{-3}$	13.3	316	933	442
Cm 242	$5.7 \cdot 10^{-6}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$	8790	55700	13400	7550
Cm 243	$0.10 \cdot 10^{-3}$	$24 \cdot 10^{-3}$	15.7	358	706	349
Cm 244	$0.48 \cdot 10^{-6}$	$0.1 \cdot 10^{-3}$	1640	36200	56800	28700
Σ	$0.32 \cdot 10^{-3}$	0.088	10800	101000	95500	49300

Tabell 8 Doser i remkm² vid utsläpp av högaktivt avfall från upparbetning av ett ton uran. Förvaringstid 100 år.

Nuklid	DE 3h	DE 30d	DE ∞	ME (γ)	MIL 30d	MIL 50a	MIB 50a	MILe 50a
Sr 90					85	269	895	–
Cs 137	0.27	65	13800	0.077	5.3	28	28	28
Sm 151						0.9	2.4	1.1
Eu 154		1.1	320		0.9	21	30	15
Pu 238					28	661	1680	809
Pu 239					1.4	33	97	46
Pu 240					6.0	144	426	202
Am 241					312	7410	21300	10100
Am 242m					0.3	76	301	141
Am 243					13	314	927	439
Cm 242					3.9	25	6.0	3.4
Cm 243					1.6	36	71	35
Cm 244					35	782	1230	621
Σ	0.27	66	14100	0.01	492	9800	27000	12400

Tabell 9 Doser i remkm² vid utsläpp av ett kg nyseparerat plutonium.

Nuklid	DE 3h	DE 30d	MIL 30d	MIL 50a	MIB 50a	MILe 50a
Pu 238	$14.5 \cdot 10^{-6}$	$3.50 \cdot 10^{-3}$	298	6960	17700	8520
Pu 239	$0.16 \cdot 10^{-6}$	$0.04 \cdot 10^{-3}$	30	725	2140	1010
Pu 240	$0.03 \cdot 10^{-6}$	$0.01 \cdot 10^{-3}$	52	1240	3650	1730
Pu 241	$2.49 \cdot 10^{-6}$	$0.72 \cdot 10^{-3}$	2.6	839	15700	6980
Σ	$17.2 \cdot 10^{-6}$	$4.27 \cdot 10^{-3}$	383	9760	39200	18200

Strontium 90 och cesium 137 är de enda klyvningsprodukterna i det högaktiva avfallet som kan orsaka någon väsentlig livsmedelskontaminering. Den genomsnittliga dosfaktorn härifrån antas för strontium 90 vara 1000 rem km^2 per kCi (bendos) och för cesium 137 300 rem km^2 per kCi (helkroppsdos).

3.3 *Närområdets utsträckning*

För stora bränder och explosioner antas att $A(I) = k \cdot I^{-2/3}$, där I är depositionen, uttryckt i andelar av det frigjorda materialet per m^2, A(I) är ytan av det område där depositionen är större än I och $k = 1\ m^{2/3}$. Detta uttryck som är helt empiriskt och gäller då $10^{-9} < I < 10^{-5}$, beskriver storleksordningsmässigt förhållandena efter olyckorna, vid Palomares och Thule samt beläggningsfältet efter en 0,01 kton kärnladdningsexplosion. Vidare antas att dessa områden är elliptiska med storaxeln (i vindriktningen) fem gånger längre än lillaxeln, vilket innebär att beläggningsintensiteten på avståndet a meter i vindriktningen är omkring 16 $a^{-3} m^{-2}$.

I fråga om lugna utsläpp har exemplen baserats på beräkningar enligt Pasquills metod med en medelvindhastighet på 2 m/s och väderlekstyp f. Under dessa förhållanden är beläggningsintensiteten i vindriktningen 0.1 $a^{-1.7} m^{-2}$ vid kortvariga utsläpp och $0.02a^{-1.7} m^{-2}$ vid långvariga. Motsvarande områdesytor ges av uttrycket $A = k \cdot I^{-1.2}$ där $k = 4.4 \cdot 10^{-3} m^{0.4}$ vid kortvariga utsläpp och $k = 2.6 \cdot 10^{-3}\ m^{0.4}$ vid långvariga.

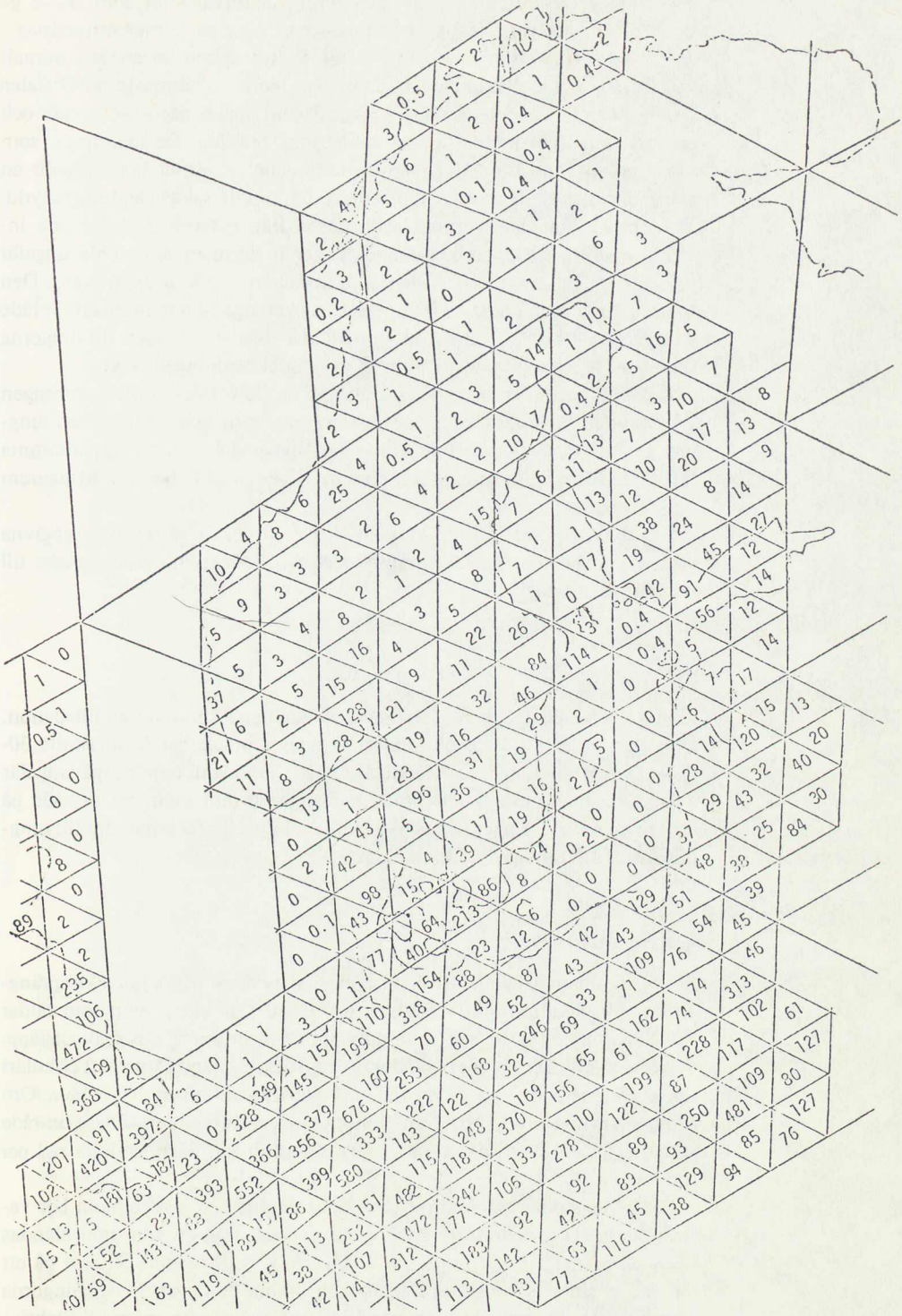
3.4 *Befolkningstäthet*

Befolkningstätheten har i räkneexemplen antagits vara 20 per km^2 vilket är ett ungefärligt medelvärde för södra Sverige (jfr figur 1).

4 Exempel på konsekvensbilder

4.1 *Storexplosion i lager med högaktivt avfall*

Med storexplosion avses i detta sammanhang en snabb energifrigörelse motsvarande detonation av tonmängder eller mer av kemiskt sprängämne. Exempel på sådana händelser är krigshandlingar, som flyganfall med kraftiga sprängbomber eller sabotageraider. Storbrand, dvs. förbränning i luften av tiotals ton drivmedel eller dylikt skulle ha liknande konsekvenser i fråga om spridning av luftburet material, och möjligen är en kombination av sprängning och brand det mest effektiva sättet att avsiktligt åstadkomma omfattande spridning av radioaktivitet. De tekniska möjligheterna att genomföra en sådan avsiktlig skadegörelse beror naturligtvis i avgörande grad på anläggningens utformning. En ovanjordanläggning utan speciella skyddsanordningar mot spräng- och brandverkan är uppenbarligen mycket sårbar i detta avseende medan en rimligt väl skyddad underjordanläggning bör vara praktiskt taget immun. Det är svårt att föreställa sig någon verksamhet som med rimlig sannolikhet oavsiktligt skulle leda till stor-



Figur 1 Befolkningstäthet (inv per km²)

explosion eller storbrand. Den enda typ av naturkatastrof som skulle ge denna form av atmosfärisk spridning torde vara stora meteoritnedslag.

Vid en storexplosion med frigörelse till atmosfären av ett år gammalt avfall från ett ton upparbetat uran får man inom de närmaste hundratalen meter en tretimmars externdos av storleksordningen några tiotal rem och en externdos från molnet av samma storleksordning. De människor som vistas inom detta område innan explosionsmolnet drivit bort riskerar en inhalationsdos till lungorna på tusentals rem om de saknar andningsskydd. Det område där den sammanlagda dosen från externbestrålning och internbestrålning av lungorna under 30 dagar är större än 30 rem blir ungefär 0.3 km^2, vilket alltså är den yta där akutskaderisken är beaktansvärd. Den totala externdosen under all framtid skulle överstiga 30 rem inom ett område på omkring 2 km^2. Ytan av det område där inhalationsdosen till lungorna under 50 år överskrider 10 rem är av storleksordningen 4 km^2.

Kollektivdoserna från ett sådant utsläpp skulle vara av storleksordningen 2 Mmanrem helkroppsdos genom externbestrålning och 2 Mmanrem lungdos genom inhalation. Strontium – 90 i livsmedel skulle i ogynnsamma fall ge 15 Mmanrem bendos och cesium –134 och –137 bortåt 2 Mmanrem helkroppsdos.

Om avfallet vore 100 år gammalt skulle storleken på de ovan angivna ytorna minska till ungefär en sjundedel och kollektivdoserna minska till ungefär en tiondel.

4.2 *Storexplosion i plutoniumlager*

I detta fall skulle det enda dosbidraget av betydelse komma från inhalation. Om man antar att 1 kg plutonium frigöres i inhalerbar form skulle 30-dagarsdosen till lungorna överstiga 30 rem inom ett område på ungefär 3 ha. Den totala lungdosen skulle överstiga 10 rem inom ett område på omkring en km^2. Kollektivdoserna skulle bli ungefär 60 kmanrem till lungorna och 750 kmanrem till skelettet.

4.3 *Småexplosioner*

Då den initierande händelsen är en explosion av högst några tiotal kg sprängämnen blir spridningsförhållandena för den del av aktiviteten som bildar aerosolpartiklar i stort sett desamma som vid ordinära typer av utsläpp. Om inneslutningen sprängts sönder får man dessutom ett i stort sett cirkulärt utkastområde som kan ha en radie av storleksordningen 100 meter. Om exempelvis högaktivt avfall från ett ton uran spreds inom ett sådant område skulle externdosraten där vara av storleksordningen några hundra rad per timme.

Fördelningen av material mellan utkastområde och aerosolmoln bör variera starkt. Om man antar att högaktivt avfall från ett ton uran blandas i aerosolmolnet får man en total 30-dagarsdos överstigande 30 rem på ett område av storleksordningen 100 km^2 och en total 30-dagarsdos till lungorna överstigande 30 rem inom ett område cirka tio gånger större. Kollektivdoserna blir ungefär desamma som vid storexplosion.

4.4 *Transportolycka med brand*

En bilolycka med drivmedelsbrand av måttlig omfattning som drabbar en transport av 10 kg plutonium skulle kunna medföra att 0.1 kg plutonium blev luftburet. Den resulterande 30-dagarsdosen till lungorna skulle vara några tiotal rem i olycksplatsens omedelbara närhet. Den totala skelettdosen skulle överstiga 10 rem inom ett område på ett tiotal km^2. Kollektivdosen till skelettet blir omkring 75 kmanrem och till lungorna omkring 6 kmanrem.

Referenser

1. ICRP Publication 2 Report of committee II on permissible dose for internal radiation, Pergamon Press, London 1959
2. International Commission on Radiological Protection: Task Group of the ICRP on lung dynamics. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. Health Physics 12, 173, 1966
3. ICRP Publication 10 Report of Committee 4 on evaluation of radiation doses to body tissues from internal contamination due to occupational exposure Pergamon Press, Oxford 1968
4. ICRP Publication 19, The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides. Pergamon Press, Oxford 1972
5. Medical Research Council: Criteria for controlling radiation doses to the public after accidental escape of radioactive material. HMSO, London, 1975
6. Medical Research Council: The toxicity of plutonium. HMSO, London 1975
7. Ionizing Radiation: levels and effects. Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Volume I: Levels, UN, New York, 1972
8. Meteorology and atomic energy, USAEC, Washington D.C., 1968
9. Plutonium and other transuranium elemts: Sources, environmental distribution and biomedical Effects. WASH-1359 USAEC, Washington D.C., 1974
10. IAEA symposium on population dose evaluation and standards for man and his environmental. Portoroz 1974
11. Beattie Y R et al Assessment of environmental hazards from reactor fission product releases. Report AHSB (S) R 135, HMSO, London 1973
12. Bech H et al The radiation field in air due to distributed gammaray sources in the ground USAEC report HASL-195, 1968
13. USERDA/IAEA international symposium on transuranium nuclides in the environment, San Fransisco, 1975
14. O'Brien H et al The distribution of absorbed dose-rates in humans from exposure to environmental gamma-rays. Health Physics 30, sid 71, 1976
15. Bryant P M et al The future implications of some longlived fission product nuclides discharged to the environment in fuel reprocessing wastes. National Radiological Protection Board. Report NRPB-R8, 1972
16. Krey P W Remote plutonium contamination and total inventories from Rocky Flats, Health Physics 30, sid 209, 1976
17. Martell E A Actinides in the environment and their uptake by man. NCAR Technical Note, NCAR-TN/STR-110, 1975
18. Fourth international symposium on packaging and transportation of radioactive materials. CONF-740901, 1974
19. Sehmel G A et al Resuspension of plutonium at Rocky Flats. Battelle Pacific Northwest Laboratories Report BNWL-SA-5085, 1974

20. Soldat J H et al Models and computer codes for evaluating environmental radiation doses. Battelle Pacific Northwest Laboratories Report BNWL-1754, 1974
21. Volchok H L et al The respirable fraction of plutonium at Rocky Flats, Health Physics 23, sid 395, 1972
22. Volchok H L et al The respirable fraction of ^{90}Sr, ^{239}Pu and Pb in surface air. USAEC report HASL-278, 1974
23. Witherspoon J P Population exposure estimates as derived from an environmental assessment of LWR fuel cycle facilities. Part I: Population exposures from operating facilities. Symposium on population exposures, Knoxville 1974. Health Physics Society Report CONF-741018, 1974

Bilaga 6 Lagring av plutonium

Olof Hindbeck, AB Atomenergi

Innehållsförteckning

1. Inledning och orientering 158
1.1 Lagringsbehov för plutonium i UO_2-cykeln 158
1.2 Olika typer av plutoniumlager 158
1.3 Tekniska problem och samordningsbehov 158
1.4 Generella krav på anläggningar för hantering och förvaring av plutonium 159
2. Beskrivning av anläggningar och utrustning för lagring av plutonium 160
2.1 Yttre byggnadsskal 160
2.1.1 Processlager 160
2.1.2 Storlager 160
2.2 Lagerlokaler 160
2.2.1 Konstruktioner, materialhantering, planlösningar för lagring av plutoniumoxid 160
2.2.2 Lager för plutoniumnitratlösningar 161
2.3 Lagringsbehållare 161
2.3.1 Värmeutveckling vid lagring av oxid 161
2.3.2 Behållare för lagring av oxid 162
2.3.3 Behållare för lagring av nitratlösning 162
2.4 Anslutande materialhantering och processer 163
2.5 Kapacitets- och kostnadsuppgifter 164
3. Säkerhets- och skyddsfrågor 165
3.1 Förebyggande åtgärder 165
3.1.1 Kriticitet 165
3.1.2 Strålning 166
3.1.3 Brand och explosion 167
3.1.4 Sabotageaktioner 167
3.1.5 Personalinstruktion 168
3.2 Larmsystem 168
4. Sammanfattning och synpunkter 169
Referenser 170

1 Inledning och orientering

1.1 *Lagringsbehov för plutonium (Pu) i UO_2-bränslecykeln*

Behov att under kortare eller längre tider lagra plutonium i olika kemiska och fysikaliska former kan lokaliseras till följande avsnitt av bränslecykeln:

- slutstegen av upparbetningsprocessen
- gränsytan mellan upparbetning och bränsletillverkning
- begynnelsestegen av bränsletillverkningen.

Lagringen sker därvid under varierande förutsättningar, vilket yttrar sig som skillnader i lagringstid, kvantitet, materialrörlighet m. m. Dessa olikheter präglar lagrens utformning, lokalisering och koppling till andra processer.

1.2 *Olika typer av plutoniumlager*

Tre huvudtyper kan urskiljas:

Det enklaste fallet representeras av de mindre "in-line" lager som av driftstekniska skäl kan finnas inplacerade i upparbetningsprocessen resp. bränsletillverkningsprocessen. Dessa lager behövs för att ge en viss elasticitet i materialflödet vid tillfälligt stopp i någon del av processen. Lagringstiderna blir korta, kvantiteterna relativt små. Sådana lager omfattas icke av utredningen.

Den andra typen av lager kännetecknas av kapaciteter som i vissa fall kan uppgå till något 10-tal ton Pu. Lagringstiderna torde i normala fall knappast överskrida ett år. Dessa lager är i regel inrymda i någon större byggnad avsedd för upparbetning eller bränsletillverkning. Lagren fungerar dels i direkt anslutning till en sådan process, dels även som buffert i gränsytan mellan geografiskt och administrativt åtskilda processer. Lager av denna typ kommer i fortsättningen att benämnas *processlager.*

Den tredje lagertypen utgöres av fristående anläggningar, avsedda för långvarig och stationär förvaring av stora kvantiteter Pu. Lagringstiden kan här uppgå till ett 10-tal år, kvantiteterna till 100-tals ton Pu. Lager av denna typ finns tills vidare endast på planeringsstadiet och benämnes i fortsättningen *storlager.*

1.3 *Tekniska problem och samordningsbehov*

Med viss förenkling kan lagringens funktion sägas vara att emottaga den Pu-haltiga slutprodukten från upparbetningen, att förvara denna produkt och att slutligen till bränsletillverkaren överlämna en för bränslefabrikationen användbar ingångsprodukt.

Denna enkla bild kompliceras emellertid av flera problem. Grundläggande är förhållandet att Pu-materialets kemiska och fysikaliska egenskaper förändras med tiden, vilket leder till vissa svårigheter. Sålunda uppstår dels säkerhetstekniska problem (ökad strålning, ökat kylningsbehov, läckage, fara för gasexplosion m. m.), dels även produktionstekniska. En lång lagringstid leder sålunda till ökad halt av americium-241 (och motsvarande förlust av fissilt Pu-241), till pulvertekniska förändringar vid lagring i form av oxid

(= PuO_2) och till ökad föroreningshalt vid lagring i form av nitratlösning. Om föroreningshalterna redan från början ligger för nära de maximigränser som angivits i bränsletillverkarens specifikationer på ingående PuO_2 eller Pu-nitratlösning, kan förlängd lagringstid innebära krav på kassation och omarbetning. Saken kompliceras ytterligare av säkerhetsbetingade restriktioner beträffande transport av Pu i form av lösningar från upparbetningsanläggning till bränsletillverkning (= vanligen geografiskt åtskilda), vilket kan innebära försämrat utgångsläge för bränsletillverkaren med hänsyn till hans möjligheter att innehålla uppställda specifikationer på färdigt bränsle.

Det råder med andra ord ett uppenbart behov av samordning mellan upparbetning och bränsletillverkning.

1.4 *Generella krav på anläggningar avsedda för hantering och förvaring av plutonium*

Generellt krävs av byggnader för ovan angivet ändamål att dessa skall vara så utformade, utrustade och dimensionerade att de under alla tänkbara förhållanden förhindrar utsläpp av aktivitet till omgivningen och samtidigt möjliggör skydd för anläggningens egen personal.

Man söker uppfylla dessa krav bl. a.

- genom dimensionering av det yttre, täta byggnadsskalet till sådan hållfasthet att detta (inklusive erforderliga dörrar, ventilationsfilter etc.) inte kan genombrytas vid tänkbara naturkatastrofer eller på grund av brand, gasexplosion eller mekanisk åverkan (t. ex. nedfallande flygplan)
- genom att upprätta inre barriärer mot spridning av aktivitet och genom tillämpning av principen om dubbel inneslutning av Pu
- genom val av konstruktions- och inredningsmaterial som försvårar eller omöjliggör uppkomst och spridning av brand
- genom kriticitetsförebyggande utformning och dimensionering av hanterings- och lagerutrymmen
- genom anläggning av ett driftsäkert ventilationssystem för kylning av Pu-lagret, evakuering av explosiva gasblandningar bildade genom radiolys i lagerbehållare, och för ventilation av arbetslokalerna som skydd mot ev. luftburen aktivitet
- genom dimensionering och utformning av erforderliga strålskydd på basis av förväntad isotopsammansättning, kvantitet Pu, lagringstid, materialhanteringens mekaniseringsgrad m. m.
- genom sådan planlösning att snabbevakuering av personal från alla delar av anläggningen är möjlig i alternativa kritiska lägen
- genom anläggning av ett omfattande, automatiskt larmsystem, som omedelbart upptäcker, signalerar, lokaliserar och eventuellt utlöser motåtgärder mot alla avvikelser från normaltillståndet som kan vara av betydelse för funktion och säkerhet (exempelvis brand, explosiv gas, översvämning, kriticitet, aktivt vätskeläckage, luftburen aktivitet, övertemperaturer i lagrat material, otillåten inpassering, bortförande av Pu m. m.).

2 Beskrivning av anläggningar och utrustning för lagring av Pu

2.1 *Yttre byggnadsskal*

2.1.1 Processlager

Lager av denna typ synes i regel utgöra en del av en större byggnad, avsedd antingen för upparbetningsoperationer eller för Pu-bränsletillverkning. Det förekommer exempel på att lagerlokalens vägg även utgör yttervägg.

De mest extrema skillnader förekommer när det gäller dimensioner och hållfasthet på ytterskalet. Det svagaste ytterskal som påträffats i denna studie består av en stålkonstruktion med väggar av ca 0,6 mm korrugerad plåt (37). Byggnaden ifråga har erhållit AEC-licens för lagring av 2 000 kg Pu i form av nitratlösning. Ett synnerligen starkt skal finner man å andra sidan i en planerad amerikansk reprocessing-anläggning (8) med tillhörande processlager för max 20 000 kg PuO_2. Skalet (= väggen) utgöres här av ca 180 cm betong.

2.1.2 Storlager

De enda detaljuppgifter som kunnat påträffas gäller en planerad spansk anläggning (56) för maximalt 57 ton Pu i form av oxid. Anläggningen sammansättes av ett antal moduler (20,5 x 3 m) och skyddas av betongväggar med tjocklek 30 cm.

2.2 *Lagerlokaler*

2.2.1 Konstruktioner, materialhantering, planlösningar för lagring av plutoniumoxid

Lagring av Pu sker uteslutande i kraftiga betongvalv, inredda och utrustade antingen för manuell betjäning med eller utan maskinella hjälpmedel, eller för helmekaniserad och avståndsmanövrerad materialhantering.

I manuellt betjänade lagerlokaler av äldre typ synes personalen ha blivit utsatt för relativt höga dosrater. Behov att lagra större mängder Pu med ökade halter av högre isotoper har därför framtvingat en utveckling mot bättre strålskydd, t. ex. genom inredning av valv med hyllkonstruktioner av betong och med rörliga skydd likaså av betong. Planlösning och förvaringscell se ref. (19) sid. 61 resp. 65.

Ett planerat, helmekaniserat processlager, avsett för lagring av 1 800 kg PuO_2 i samverkan med en bränsletillverkning, bygger liksom det föregående på en valvkonstruktion, här dock med observationsfönster. Valvets väggtjocklek: 90 cm. Behållarna med PuO_2 placeras i hyllkonstruktioner och separeras med ca 30 cm betong. Planlösning se ref. (42) sid. 107.

Ett betydligt större, halvmekaniserat processlager, avsett för lagring av max 20 000 kg PuO_2 i samverkan med en upparbetningsanläggning, tillämpar en helt annan förvaringsteknik (8).

Materialet förvaras i detta fall i dubbla stålbehållare nedsänkta i ett 1,8

m tjockt, armerat betonggolv. Öppningarna i golvet är täckta med försänkta, lyftbara pluggar (= strålskydd, åkbart golvplan). Materialhantering sker på golvplanet med hjälp av ett manuellt betjänat, specialutrustat fordon.

Det mest avancerade exemplet på långt driven mekanisering är ett processlager (av obekant storlek), som betjänar en våtkemisk Pu-återvinningsprocess (20). För att minska antalet slussningar av Pu mellan processlinjen och lagret[1] har man direktanslutit detta till boxlinjen. Lagret, som är Pu-aktivt och inertgasfyllt, betjänas av en staplingsmaskin. Pu-inventariet kontrolleras kontinuerligt med en dator. (Inga övriga detaljer kända).

Ovan lämnade exempel hänför sig alla till processlager. Några detaljuppgifter beträffande planerade storlager för oxid har ej påträffats. En viss skillnad i förutsättningar torde dock föreligga. Ett storlager för ackumulerad lagring av Pu under en period av 10–15 år (t. ex. i avvaktan på introduktionen av snabba reaktorer) kommer att innehålla "engångsbestrålat" Pu, vilket innebär en fördel ur strålskyddssynpunkt. Den långa lagringstiden kommer å andra sidan att öka dosraten från Am-241. Lagrens storlek och de fåtaliga materialförflyttningarna gör det troligt att någon typ av halvmekaniserad materialhantering blir den lämpligaste lösningen.

2.2.2 Lager för Pu-nitratlösningar

Lagring av Pu-nitratlösningar synes med enstaka undantag förekomma endast i upparbetningsledet, beroende på att flertalet tillverkare av Pu-bränsle numera använder pulverformiga ingångsmaterial. Liksom vid lagring av oxid använder man här lokaler av valvtyp. Förflyttningar av nitratlösningar sker med hjälp av rörledningar och ventiler. Med hänsyn till läckagerisken och önskan att kunna detektera läckage använder man gärna dubbla rör och fuktdetektorer mellan det yttre och det inre röret. Ventiler måste därtill vara inbyggda i handskboxar för att möjliggöra underhållsarbeten. Förvaringskärlen måste anslutas till ett ventilationssystem för att hindra ansamling av explosiva gasblandningar, som bildas genom radiolys (= främst vätgas och syrgas). (5), (12), (18), (26), (37), (36), (53).

2.3 *Lagringsbehållare*

2.3.1 Värmeutveckling vid lagring av PuO_2

Beroende på oxidens isotopsammansättning och fukthalt (8) inträffar under lagringen sönderfallsreaktioner som alstrar värme (vanligen ca 10–20 W/kg PuO_2) och invändigt gastryck (förgasning av fukt, möjligen även radiolys). Behållarna måste därför kylas till sådan temperatur att de med tillräcklig marginal fyller sin uppgift som tät inneslutning. Möjlighet att evakuera bildad gas genom absolutfilter bör också finnas.

Förskjutning mot större halter högre isotoper i LWR-plutonium har beräknats resultera i en ökad värmeutveckling enligt tabell 1 (gäller amerikanska förhållanden) (13).

En spansk studie (56) av ett planerat storlager, avsett för långtidslagring av engångsbestrålat Pu med en ingående isotopsammansättning ungefär motsvarande ett läge i tabellen mellan 1975 och 1980, anger att värmeut-

[1] "Slussning": Vid förflyttning av Pu till eller från ett slutet, α-tätt boxsystem avsett för Pu-arbete, förhindras spridning av Pu genom insvetsning av Pu-materialet i plastpåsar med hjälp av en speciell slussningsteknik.

Tabell 1 Värmeutveckling i PuO_2 producerad i lättvattenreaktorer

	% Pu-238	-239	-240	-241	-242	W/kg PuO_2
1975	0,9	65,6	21,8	9,0	2,7	8,2
1980	1,5	58,1	24,1	11,4	4,9	11,6
1985	1,6	54,7	24,7	12,2	6,7	12,2

vecklingen stegras till ca 23 W/kg PuO_2 under antagande att omvandlingen Pu-241 → Am-241 är fullständig (efter lagring 700 år). En tysk utredning (28) pekar också på den med lagringstiden och Am-bildningen stegrade värmeutvecklingen. Inom en tidsrymd av 30 år anges här värmeutvecklingen öka med en faktor 3 à 4.

2.3.2 Behållare för lagring av oxid

Det primära kravet på en behållare för lagring av PuO_2 är givetvis att den skall utgöra ett effektivt skydd mot spridning av innesluten oxid.

Konstruktionerna baseras på luftkylning med hjälp av kylflänsar. Även vid lagring av framtida högbestrålat Pu anses luftkylning vara tillräcklig (24).

Två exempel kan lämnas:

- I ett halvmekaniserat processlager (8) för PuO_2 använder man som ytterkärl en luftkyld, tätförsluten behållare avsedd för tryck upp till 700 kPa. Denna behållare, som utgör den egentliga barriären mot spridning av aktivitet och dimensionerats att motstå "maximalt tänkbara olyckor", inrymmer fyra mindre behållare som vardera innehåller 8 kg PuO_2. Det yttre kärlet förvaras vid lagring i en luftkyld förvaringscell nedsänkt i ett betonggolv. Ytterkärlet beräknas under normala betingelser ha en temperatur omkring 100°C; oxidens temperatur beräknas bli 260°C. Anslutningar finns för ventilation av ytterkärlet.
- I ett planerat storlager för långtidslagring av PuO_2 (56) avser man att använda inre stålbehållare med en väggtjocklek på 6 mm och en volym på ca 4,5 dm^3. Varje sådan behållare innehåller 4,5 kg PuO_2. Den inneslutes i en yttre stålbehållare (inga dimensioner), som i grupper på 125 st. placeras i valv-moduler på ca 60 m^2. Genom kylning med luft beräknas temperaturen på PuO^2 komma att ligga under 120°C. Behållaren är dimensionerad för ett inre övertryck av ca 6 000 kPa, vilket motsvarar det beräknade trycket vid 100°C efter 700 år.

Man bör slutligen beakta möjligheten att försvåra stöld och sabotage genom att konstruera behållarna med förslutningsanordningar som kräver (svåråtkomliga) specialverktyg, genom ökad tyngd på behållaren och genom användning av en förseglingsteknik (33), som är svår att förfalska och som möjliggör snabb upptäckt av stöld i efterhand.

2.3.3 Behållare för lagring av Pu-nitratlösningar

Vad som ovan sagts om värmeutveckling vid lagring av PuO_2 (avsnitt 2.3.1) gäller i tillämpliga delar även lagring av Pu-nitratlösningar. Allmänt anses

lagring av nitratlösningar utgöra ett svårare tekniskt problem än lagring av pulverformig oxid. Förutom kylningsproblemet, som är betydligt besvärligare än i oxidfallet, tillkommer här följande komplikationer:

- α-radiolys, resulterande i gasutveckling (huvudsakligen vätgas och syrgas), vilket kan leda till betydande tryckstegringar i slutna system (3) (29), vartill kommer explosionsrisken vid vätgashalter över 4 % (8)
- risk för vätskeläckage från tankar, rörledningar, ventiler etc., vilket framtvingar skyddsåtgärder i form av dubbla väggar, inneslutning av vissa komponenter i α-täta handskboxar samt detektorer för upptäckt av ev. läckage
- korrosion av tankar, kylslingor och neutronabsorbatormaterial, varigenom nitratlösningens föroreningshalt ökar och specificerade maximihalter eventuellt överskridas. (Därtill kommer även krav på regelbunden inspektion av absorbatorerna.)

Geometriskt säkra lagertankar för Pu-nitratlösningar brukar vara skivformade, ringformade eller cylindriska (24). Med hjälp av neutronabsorbatorer brukar koncentrationer upp till 200–250 g Pu (fiss) per liter lösning vara möjliga. För att möjliggöra mindre avstånd mellan skivtankar kan absorbatormaterial monteras mellan dessa (39). En "träd-"-liknande tankkonstruktion med möjlighet att utan neutronabsorbatorer lagra lösningar upp till 400 g Pu/liter har också föreslagits (45). Ersättning av de vanliga Cr-Ni-stålen med titan som konstruktionsmaterial för lagertankar har prövats (38) (39), varvid titan varit väsentligt överlägset ur korrosionssynpunkt.

Kylningen av tankinnehållet är ur säkerhetssynpunkt en mycket väsentlig funktion, och sker genom inlagda kylspiraler och ett pumpsystem med flerfaldiga reservmöjligheter. En viss, ytterligare reserv kan eventuellt också skapas genom att i nödlägen lita till luftkylning genom ventilationssystemet. Den genom radiolys bildade gasen måste kontinuerligt avlägsnas genom ventilation av det fria utrymmet i tanken. Monitering av vätgashalten i tankatmosfären har föreslagits.

2.4 *Anslutande materialhantering och processer*

I kontaktytorna mellan upparbetning – lagring – bränsletillverkning förekommer materialhantering i samband med omlastning mellan transport- och lagerbehållare, vid provtagning i kontrollsyfte (safeguardredovisning, analyskontroll m. m.), vid interna förflyttningar mellan lager och process samt vid förflyttningar inom lagret vid avskiljande av icke-godkänt material.

Därtill kan även komma behov av helt andra operationer, t. ex. homogenisering av lagerposter med olika isotopsammansättning, torkning av fuktigt PuO_2-pulver, avsiktlig inblandning av främmande ämnen, våtkemisk ombearbetning av PuO_2 som förändrats genom långvarig lagring (= pulveregenskaper, Am-tillväxt), omvandling av nitratlösningar (= transportförbjudna i USA fr. o. m. juni 1978) till andra former av fasta nitratprodukter, m. m.

En konsekvens blir att vissa anslutande lokaliteter utanför den egentliga lagerlokalen måste stå till förfogande för materialhantering, både vid processlager och storlager. För processlager kan dock antagas att lagerverk-

samhetens behov av anslutande våtkemiska operationer (ex. upplösning, rening och omfällning av PuO_2) utan stora svårigheter kan omhändertagas i samverkan med en upparbetningsanläggning. En bränsletillverkare å andra sidan har normalt ingen våtkemisk verksamhet att stödja sig på, (såvida bränsletillverkningen inte baseras på s. k. "samfällning"), varför ett engagemang på den våtkemiska sidan i det fallet kan bli både svårare och dyrare. För ett fristående storlager, som ju överhuvudtaget inte skulle behöva sysselsätta processteknisk personal, bör problemet bli ännu mer markerat.

2.5 *Kapacitets- och kostnadsuppgifter*

Den ekonomisk-tekniska information som påträffats eller kunnat framräknas är tyvärr knapphändig. Följande sammanställning har dock kunnat göras:

- En bränslefabrikant i USA synes behöva en lagringskapacitet för Pu som uppgår till ca 10–20 % av Pu-innehållet i hans nominella årskapacitet (utleveranser). (14), (24), (42).
- Pu-tätheten i dessa lager varierar inom vida gränser, från ca 10–100 kg PuO_2 per m^2 golvyta (= enbart "valvet"). Skillnaden torde bero på lagrets konstruktion, Pu-kvalitet, mekaniseringsgrad m. m. (8), (42), (56).
- Anläggningskostnaden för storlager har i 1974 års priser beräknats till
  - 1,2 mkr/ton PuO_2 (lagringskapacitet 57 ton) (56)
  - 0,8 mkr/ton PuO_2 (lagringskapacitet 310 ton) (24)
- Ett obekant antal mindre processlager (USA) med en sammanlagd lagringskapacitet på 35 ton PuO_2 synes ha kostnadsberäknats till genomsnittligen ca 4 mkr per ton PuO_2 (24).
- Lagringskostnader.

Åsikterna om kostnaderna för lagring av Pu går vida isär hos olika bedömare. Orsaken kan vara skillnader i kalkylförutsättningar och definition av kostnadsbegreppet, oklarhet om man avser Pu (tot.) eller Pu (fiss), typ av lager (= process- eller storlager; det senare måste vara helt självförsörjande ifråga om bevakning, strålskydd, brandskydd etc.) eller på senare tid kostnadsökningar på grund av åtgärder mot befarat sabotage eller stöld av plutonium. Den successivt ökande halten av Pu-241 kommer också (vid oförändrad lagringstid) att innebära ökade kostnader för förlust av fissilt Pu, samtidigt som behovet av Am-rening kan väntas öka. Även transportrestriktioner för Pu-nitratlösningar påverkar behovet av extra-operationer omkring lagringen och därmed även kostnadsbilden. Uppgifter om kostnader för lagring av Pu har sammanställts i tabell 2.

Tabell 2 Kostnader för lagring av Pu

Referens	Årtal	Lagringskostnad, $ per g Pu, år
(16)	~ 1970	0,25
(1)	1972	0,13–0,35
(55)	1972	0,24
(10)	1973	0,30
(24)	1974	0,21
(48)	1974	0,50–2,00
(40)	1974	1,00

Utöver ovan angivna lagringskostnader tillkommer räntekostnaden på värdet av lagrat Pu. Denna kan för närvarande uppskattas till ca 1 $ per g Pu och år.

3 Säkerhets- och skyddsfrågor

3.1 *Förebyggande åtgärder*

3.1.1 Kriticitet

Som allmän regel vid beräkning och dimensionering av lager för fissilt material (i detta fall plutonium) gäller att minst två osannolika, av varandra oberoende och samtidiga händelser måste behöva inträffa innan kriticitet får kunna uppstå. (Enbart t. ex. vattenfyllnad får alltså inte åstadkomma kriticitet.)

Beräkning av kritiskt säkra värden på dimensioner, massor, volymer etc. som underlag för dimensionering av lagret sker med utgångspunkt från

- en antagen isotopsammansättning hos lagrat Pu
- Pu-materialets geometriska form och täthet/koncentration
- närvaro av moderator- och reflektormaterial
- godtagbara säkerhetsfaktorer.

Området är väl dokumenterat [(2) (4) (8) (14) (30) (31) (34) (35) (41) (43) (44)] och behöver ej ytterligare behandlas här.

Några praktiska synpunkter på kriticitetsproblemet i Pu-lager:

- Man rekommenderar att så långt möjligt basera säkerheten på tekniska och inte på administrativa åtgärder. Genom olika slag av mekaniska spärrsystem kan man t. ex. bygga in skydd mot otillåten anhopning av plutonium och därmed minska risken för felaktig materialhantering, även i samband med sabotage. (Exempel: fixerade lagerpositioner, spärr mot dubbelsatsning, spärr mot samtidig förflyttning av flera lagerbehållare, blockering av fria ytor mellan lagerpositioner m. m.)
- Eventuella hyllkonstruktioner måste vara så beskaffade och monterade att de kan motstå brand och kraftig mekanisk åverkan utan att ge vika eller välta och därmed förorsaka ansamling av Pu.
- Om inte dubbelsatsning kan förhindras med tekniska medel, får en oavsiktlig dubbelsatsning av en enstaka lagerposition (= med dubbla kvantiteten Pu) inte förorsaka kriticitet.
- Det framhålles att om inte dubbelsatsning och översvämning med vatten kan elimineras som risker, kommer detta att innebära en betydande försämring av golvutnyttjandet i lagren. Genom installation av neutronskärmning i form av betongväggar mellan lagerpositionerna kan å andra sidan vinster göras genom ökning av mängden Pu per m^2 golvyta.
- Den med hänsyn till kriticitet möjliga övre gränsen för golvutnyttjandet i ett Pu-lager har beräknats ligga i närheten av 100 kg PuO_2/m^2.

3.1.2 Strålning

Beroende på isotopsammansättning och lagringstid utsänder plutonium olika slag av strålning (α, γ, n), från vilken personalen måste avskärmas. Därvid bör observeras att högbestrålat Pu – med större halt högre isotoper – avger mer γ- och n-strålning än lågbestrålat Pu. Sönderfall av Pu-241 till Am-241 förorsakar också en ökning av γ-strålningen, snabbare vid högre ingående halt Pu-241.

Mot α-aktivitet skyddas personalen genom dubbel, α-tät inneslutning av Pu samt av ett ventilationssystem som genom olika grad av undertryck gentemot omgivningen styr luftströmmarna från inaktiva till aktiva lokaler. Eftersom luftburet Pu endast förekommer i partikelform, kan ventilationsluften tillåtas gå ut i omgivningen efter passage av lämpliga stoftfilter. Ventilationsluften moniteras kontinuerligt på α-aktivitet i lokaler där Pu hanteras.

Mot övrig strålning skyddas personalen antingen genom installation av lokala strålskydd av t. ex. betong, stål, bly eller blyglas, borhaltiga material m. m. eller genom installation av avståndsmanövrerad, mekaniserad utrustning för hantering av Pu-materialet. Gäller det Pu-nitratlösningar installeras rörledningar med avståndsmanövrerade ventiler.

Det är givetvis väsentligt att det strålskydd, som i olika former finns inbyggt i lageranläggningen dels verkligen utnyttjas av personalen, dels fungerar tillfredsställande. Ett utbildningsprogram samt lämpliga administrativa rutiner skall säkerställa detta. Hälsofysiker måste engageras för övervakning av kontaminerings- och strålningsnivåer, moniteringsutrustning och arbetsmetodik, för introduktion av personal samt för kontinuerlig radiologisk hälsokontroll (urinprov, helkroppsmätningar etc.).

Ref. (19) ger ett praktiskt exempel på vad som kan uppnås ifråga om sänkt dosrat genom installation av lämpligt utformade strålskydd. Ett äldre, manuellt Pu-lager uppvisade sålunda dosrater upp till 500 mrem/h vid lagring av högbestrålat Pu. I ett nykonstruerat (likaså manuellt) lager kunde dosraten med hjälp av strålskydd av betong sänkas till värden under 50 mrem/h med bibehållande av samma antal lagerpositioner per ytenhet som i det gamla lagret.

Ventilationssystemet, som enligt ovan har stor betydelse som α-skydd och för borttransport av värme från Pu-lagret, bör vara dimensionerat med erforderlig reservkapacitet för eventuell framtida utbyggnad. En normal luftväxlingshastighet i lokaler för hantering av Pu uppgår till ca 10–15 lokalvolymer/h. Fläktarna i ventilationssystemet måste ovillkorligen kunna anslutas till reservkraftnätet. Ventilationen övervakas kontinuerligt genom mätning av tryckdifferenser och temperaturer, i vissa fall även vätgashalt (= lagring av Pu-nitratlösning). Återströmning av luft måste kunna förhindras med avståndsmanövrerade ventiler, och luftfiltrens funktion bör inte äventyras av tryckvågor och temperaturstegringar inom vissa gränser.

Referenser: (7) (8) (14) (19) (42) (46).

3.1.3 Brand och explosion

Lämpliga förebyggande åtgärder på konstruktionsplanet kan sammanfattas enligt följande:

- I första hand bör åtgärder vidtagas för att förhindra uppkomst av brand genom att undvika närvaro av brännbart material i Pu-lager och i eventuella anslutande lokaler för hantering av Pu. I enlighet härmed väljer man konsekvent icke-brännbara material för t. ex. hyllkonstruktioner, emballage, lager- och transportbehållare, strålskydd m. m. Inga brännbara vätskor tillåtas och explosiv gas från radiolys av Pu-nitratlösningar måste kontinuerligt kunna evakueras. Byggnader, dörrar, observationsfönster, ventilationskanaler och vätsketankar måste dimensioneras mot tänkbara tryckvågor från gasexplosioner.
- Om brand trots allt uppkommer måste spridning försvåras eller förhindras genom förebyggande åtgärder (= brandsäker byggnadskontruktion, brandsäkra dörrar, brandspärrar i ventilationssystemet i form av ventiler och brandsäkra filter m. m.)

Brandskyddssystemet skall omfatta

- detektorer för upptäckt av brand
- signalsystem för alarmering och lokalisering av brandhärden
- släckningsanordningar, automatiskt aktiverade (även manuella släckare för småbränder).

På släckningsmedlet ställer man det primära kravet att det inte får medföra risk för kriticitet i Pu-lagret. Det får inte heller förorsaka reaktioner som leder till giftiga, explosiva eller korroderande produkter eller leda till efterföljande rengöringsproblem eller filterskador. För Pu-lager rekommenderas automatiska sprinklersystem av lågtryckstyp arbetande med Halon 1301 (= flytande komprimerad gas av en organisk förening).

Referenser: (7) (8) (14) (19) (21) (22) (35) (46) (47).

3.1.4 Sabotageaktioner

Med sabotageaktioner menas här dels avsiktlig skadegörelse ledande till säkerhetsrisker och okontrollerbar spridning av Pu inom och utom anläggningar, dels avlägsnande av Pu från anläggningen genom direkt stöld eller genom utpressningshot.

Det ideala, helt effektiva försvaret mot alla former av våld och sabotage skulle medföra prohibitiva kostnader. Även för en presumtiv angripare bör det emellertid finnas en övre gräns för kostnader och resurser. Strategin synes vara att söka uppskatta höjden av denna övre gräns, och därefter anpassa det egna försvaret på en tillräckligt hög resursnivå. I detta sammanhang är det av stor betydelse hur man skall kunna upptäcka och förhindra

- intrång av obehöriga personer (även egen personal inom otillåten inre zon)
- införsel av utrustning för sabotageändamål
- olovligt bortförande av Pu.

Skydd mot intrång av obehöriga personer förutsätter dels upprättandet av en larmad, yttre skyddsbarriär med inbyggda möjligheter att direkt avvisa eller gripa obehöriga personer, dels en inre, larmad kontrollbarriär vid gränsen till den inre Pu-zonen. I bägge fallen krävs att behöriga personer skall kunna identifieras och tillåtas passera.

Skydd mot införsel av utrustning för sabotageändamål förutsätter stränga restriktioner för passage av fordon till den inre zonen.

Skydd mot olovligt bortförande av Pu förutsätter installation av dörrmonitorer (med tillräcklig känslighet för Pu) för kontroll av utpasserande personer, förpackningar etc., samt någon metod att kontrollera Pu hos avgående fordon.

Vissa tekniska åtgärder för att försvåra stöld av Pu har berörts i tidigare avsnitt. Det kan här påminnas om möjligheterna att använda tunga, svårföppnade och lägesfixerade lagerbehållare och att bygga in spärrar mot samtidig hantering av flera behållare. Det har även föreslagits inblandning av tillsatser i lagrat PuO_2 för att göra detta mindre begärligt som stöldobjekt.

Generellt gäller vid all bevakning att en avvägning får göras mellan insats av elektronik och vaktpersonal. En tendens kan observeras att av kostnadsskäl flytta tyngdpunkten från personell till elektronisk bevakning. Synnerligen avancerade system av det senare slaget synes redan ha utvecklats.

Referenser: (7) (8) (14) (32) (33) (49) (50) (51).

3.1.5 Personalinstruktion

En väl genomtänkt och avvägd personalinstruktion i kombination med återkommande utbildning och kunskapskontroll utgör en grundförutsättning för att säkerhetsföreskrifter skall kunna begripas och följas. I onormala, kritiska situationer av de slag som täcks av avsnitten 3.1.1–3.1.4 kan personalens förmåga att agera riktigt bli helt avgörande för utgången.

3.2 *Larmsystem*

Ett välplanerat, snabbt och funktionssäkert larmsystem är av grundläggande betydelse för skydd och säkerhet i anläggningen. Larmens uppgift är generellt att

- detektera avvikelser
- signalera till kontrollpersonal
- lokalisera platsen
- utlösa åtgärder (i vissa fall, t. ex. sirener, sprinklersystem).

Larmen kan översiktligt indelas i fyra huvudtyper:

- Processlarm
- Driftslarm
- Bevakningslarm
- Brand- och strållarm

Processlarm avser i detta fall larmer som täcker hanterings- och lagringsprocessen och kan gälla lufttemperatur i Pu-lager, vätgashalt i nitrattankar, luftfuktighet (= indikation på läckage) på utrustning för hantering av nitratlösningar.

Driftslarm kan gälla avbrott i el-eller vattenförsörjning, felaktiga tryckdifferenser eller temperaturer i ventilationssystemet.

Bevakningslarm utlöses vid otillåten passage genom den yttre skyddsbarriären och mellan inre zongränser, vid obehörigt bortförande av Pu, vid öppnande av en nödutgång m. m.

Brand- och strållarm utlöses vid indikation på brand (rök, temperatur), vid kriticitetsolyckor och vid indikation på för höga halter luftburen α-aktivitet i arbetslokalerna.

Referenser: (7) (8) (14) (19) (21) (22) (35) (37) (46) (47).

4 Sammanfattning och synpunkter

I avvaktan på ett beslut angående eventuell termisk återföring av Pu, har två lagringssituationer studerats. Den ena avser kontinuerlig återföring av Pu genom upparbetning, kortvarig lagring och tillverkning av Pu-berikat bränsle. Den typ av Pu-lager som behövs i detta fall har kallats "processlager". Den andra situationen avser långvarig, ackumulerad lagring (= 10–15 år) av stora kvantiteter Pu för framtida användning i snabba reaktorer. Anläggningar, som behövs för denna typ av lagring, har här kallats "storlager".

Vad Pu-materialet beträffar kan konstateras att detta antingen lagras i vätskeform (= Pu-nitratlösning) eller i fast form (= Pu-oxidpulver). Lagring av Pu-nitratlösning har vissa fördelar på kort sikt, men lämpar sig av olika skäl icke för långvarig lagring. Den normala och accepterade lagringsformen synes därför bli Pu-oxid.

Ur renodlad materialsynpunkt är lagring av Pu inte helt problemfri, beroende på att vissa materialegenskaper undergår tidsberoende förändringar. Dessa förändringar under lagringstiden kan innebära att materialet blir oanvändbart som utgångsmaterial för Pu-bränsletillverkning, och därför måste passera vissa processer för ombehandling, så att de önskade egenskaperna återställes. Det faktum att det lagrade materialet innehåller Pu medför naturligtvis också problem på säkerhetsområdet, vilka dock synes kunna lösas genom konstruktiva och organisatoriska åtgärder. I vissa fall krävs även behandling av materialet genom någon form av process (t. ex. omvandling till annan materialform, torkning, blandning etc.).

Som framgår av det föregående är alltså både processlager och – på längre sikt – även storlager beroende av tillgång till visst processtekniskt stöd i form av utrustning och Pu-erfaren personal. Även andra skäl, såsom säkerhet, ekonomi, miljöpåverkan m. m., talar för geografisk samlokalisering av upparbetning, lagring och Pu-bränsletillverkning. (7) (9) (10) (12) (24) (37) (48) (59).

De mest påtagliga vinsterna av samlokalisering skulle troligen göras på transportområdet. Kommande restriktioner i form av förbud för transport av Pu-nitratlösningar (11), detaljerade föreskrifter för transportbehållare och fordon samt framför allt snabbt ökande kvantiteter Pu (59) med ökande halter högre isotoper (= ökad värmeutveckling och strålning) kommer att medföra kostnader, tidsförluster och svårigheter av olika slag (12) (13) (15) (24) (42). Samlokalisering eliminerar dessa problem.

Genom samlokalisering skulle det också bli möjligt att gemensamt utnyttja

viss utrustning och vissa tjänster (t. ex. bevakning, brandskydd, strålskydd, hälsokontroll, aktiva reparationsverkstäder och allmänt tekniskt underhåll). Icke minst på personalsidan vore det en fördel att gemensamt förfoga över en större grupp processtekniker och specialister med Pu-erfarenhet, särskilt som tillgången på sådan personal inom landet är liten och minskande.

Generellt borde man också kunna vänta sig att samlokalisering skulle innebära bättre förutsättningar för samordning av resp. verksamheter med resultat att onödigt långa lagringstider med åtföljande materialförändringar och kostnader kan undvikas. Avstår man från termisk återföring och satsar på ackumulerad lagring i storlager, kommer de största vinsterna av samlokalisering först att bli uppenbar vid en senare tidpunkt då plutoniet börjar utnyttjas för bränslefabrikation.

En viktig fråga är givetvis huruvida det är möjligt att förutse introduktion av någon ny teknologi, som på något avgörande sätt kommer att kunna påverka vår nuvarande bild av situationen på Pu-området och våra åtgärder för framtiden. Frågan är svår att besvara eftersom den har en kommersiell aspekt. Indikationer finns dock på utländska FoU-projekt som kan tänkas bli av viss betydelse för framtiden. Någon mer inträngande undersökning av dessa frågor har inte kunnat göras i denna studie.

Avslutningsvis kan konstatateras att studien uppvisat en komplex bild av de talrika problem och inbördes beroenden som omger lagring av Pu. En viktig iakttagelse torde vara behovet av en samordnad och konsekvent planläggning av samspel och rollfördelning mellan upparbetning, Pu-lagring och Pu-bränsletillverkning.

Referenser

1 G. Lurf. Technical and economic status and prospects for nuclear energy in the power economy of the Federal Republic of Germany, Part III (maj 1972. AEC-TR 7445.

2 J. N. Paglieri, C. A. Rogers. Criteria for criticality safety limits and controls at Hanford Enigineering Development Laboratory (april 1973). HEDL-TME 73-36.

3 Pressure build-up of plutonium nitrate solutions in sealed shipping containers (juli 1969. ARH-1093.

4 S. J. Altschuler, C. L. Schuske. Models for the safe storage of fissile metal (sept. 1971). RFP-1585.

5 D. C. Hunt, G. Tuck. Plutonium handling safety analysis of the Rocky Flats nuclear safety facility (nov. 1967). RFP-977.

6 Allied General Nuclear Services (AGNS). Amendment no. 6. (Application for Construction Permit etc., Barnwell Nuclear Fuel Plant). DOCKET 50332-31 (juli 1973).

7 Allied General Nuclear Services (AGNS). Amendment no. 7. (Application for Construction Permit etc., Barnwell Nuclear Fuel Plant). DOCKET 50332-32.

8 Allied General Nuclear Services (AGNS). Barnwell Nuclear Fuel Plant, Preliminary Safety Analysis Report (juli 1974). DOCKET 50332-38.

9 Fourth International Symposium on Packaging and Transportation of Radioactive Materials (referat). Nuclear News, Nov. 1974.

10 Westinghouse Nuclear Fuel Division. Environmental Report, Westinghouse Recycle Fuels Plant, avsnitt 9 och 10 (juli 1973).

11 The Nuclear Industry 1974. WASH-1174-74.
12 B. Wolfe, A. B. Carson, R. J. Sloat. Reprocessing and recovery aspects of the fuel cycle. Atomic Ind., Forum, 740319, New Orleans
13 C. L. Brown. Reprocessing and transportation: Criticality Safety Plutonium Recycle, okt. 14–18, 1974. Joint Center for Graduate Study, Richland, Wash
14 Westinghouse Nuclear Fuel Division. License Application, Recycle Fuels Plant (RFP), Anderson, SC (juli 1973). DOCKET 701432, Vol. 2–4
15 D. A. Hoover. Packaging and transportation of Plutonium from fuel processing plants (nov. 1973). ARH-SA-72
16 B. Bergman, H. Krämer. Technischer und wirtschaflicher Stand sowie Aussichten der Kernenergie in der Kraftwirtschaft der BRD (febr. 1972). Jül-872-HT
17 Nuclear Fuel Services Inc. (NFS). Request for change of technical specifications for Operating License CSF-1. (NFS Processing Plant, West Valley). DOCKET 50201-82
18 Nuclear Fuel Services Inc. (NFS). Request for change of technical specifications for Operating License CSF-1. (West Valley). DOCKET 50201-85
19 H. A. Moulthrop, J. L. Kemp. Description of ARHCO's new compact plutonium storage facility. Rocky Flats symposium on safety in plutonium handling facilities (april 1971). CONF 710401
20 J. D. Carpenter. Safety considerations in the new Rocky Flats Plutonium Recovery Plant. Rocky Flats symposium on safety in plutonium handling facilities (april 1971). CONF 710401
21 R. m. Cough. The categorization and posting of nuclear facilities for fire protection purposes at SADCO. Rocky Flats symposium on safety in plutonium handling facilities (april 1971). CONF 710401
22 C. Hall, J. M. Peterson. Materials for shielding nuclear radiations from plutonium processing. Rocky Flats symposium on safety in plutonium handling facilities (april 1971). CONF 710401
23 Proceedings of the third international symposium on packaging and transportation of radioactive materials, (Richland, Wash, aug. 1971). BNWL-Sa-3906
24 U.S. Atomic Energy Commission. The generic environmental statement on the use of recycle plutonium in mixed oxide fuel in LWR's (GESMO). Vol. 1 och 3. WASH-1327
25 J. Höchel m. fl. Der Brennstoff Kreislauf. Schriftenreibe des Deutschen Atomforums, heft 19, (1972)
26 CEA: la Sous-Commission des Masses Critiques Recommendations concernant les stockages de matiere fissile (juni 1970). CEA-N1291
27 Proceedings of the second Indo-German seminar (Jülich, sept. 1972). Jül-Conf.-10
28 Institut für Reaktorsicherheit der TUV e.V., Köln. Mitteilungen (sept. 1973). Folge 3/73
29 J. R. Weiss, C. E. Pietri. Calculation of hydrogen generation from plutoniuminduced alpha radiolysis of nitric, sulfuric and perchloric acids. Radiation Effects 1973, Vol. 19, sid. 191
30 C. L. Schuske, S. J. Altschuler. Models for the safe storage of dry and wet fissile oxides. Nuclear Technology, Vol. 19, aug. 1973
31 C. L. Schuske, S. J. Altschuler. Storage Capacity for Fissile material as a function of facility size. Nuclear Technology, Vol. 20, dec. 1973.
32 T. E. Sampson m. fl. Portal monitor for diversion safeguards. Nuclear Technology, Vol. 23, aug. 1974
33 C. Sastre. Security seals for safeguards. Nuclear Technology, Vol. 23, aug. 1974
34 C. L. Schuske, D. Dickinson, S. J. Altschuler. Surface density method employing unity shape factor (s/v) for the storage of fissile materials. Nuclear Technology, Vol. 23, aug. 1974

35 American Nuclear Society. Guide for nuclear criticality safety in the storage of fissile materials. N 16.5 (ANS-8.7)
36 Kerr-McGee Corporation. Applicants Environmental Report, Plutonium Fuel Plant (Cimarron). DOCKET 701193-6 (dec. 1973)
37 Nuclear Fuel Services Inc. (NFS). Environmental Report, Plutonium Fuel Plant, West Valley. DOCKET 701292-1 (juni 1971)
38 K. H. Koch. Beschreibung einer Anlage für die Konversion von Plutoniumnitrat. Kerntechnik 15 (1973)
39 A. K. Williams, W. B. Summer, L. L. Thomas. Large-scale conversion of LWR plutonium to a solid form (AGNS plutonium conversion facility). Trans. ANS Vol. 21, sid. 247 (1975)
40 Noteringar från "Panel on plutonium utilization in thermal power reactors" 25–29 nov. 1974, Karlsruhe
41 S. J. Altschuler, C. L. Schuske. A model for the safe storage of fissile solutions Nuclear Technology, Vol. 17 (febr. 1973)
42 R. C. Smith m. fl. Pu-fuel technology: Radiation exposure from Pu in LWR fuel manufacture. Nuclear Technology, Vol. 18 (maj 1973)
43 R. C. Lloyd m. fl. Criticality of plutonium nitrate solutions in slab geometry. Nuclear Technology, Vol. 18 (juni 1973)
44 S. J. Altschuler, C. L. Schuske. A study of criticality parameters affecting the ling and storage of Fissile metal. Nuclear Technology, Vol. 18 (april 1973)
45 C. L. Schuske, S. J. Altschuler. A storage vessel for fissile solutions. Nuclear Technology, Vol. 18 (juni 1973)
46 American National Standards Inst. (ANSI). Criteria for siting-design and operation of plants for the manufacture of mixed-oxide (U-Pu) fuels (draft). ANSI:N 287 (juli 1974)
47 National Fire Protection Association. Facilities handling radioactive materials, 1970, sid. 801–21
48 E. Deonigi. Incentives for plutonium recycle in LWR's Trans. ANS, Vol. 19, sid. 347
49 Nuclear Fuel Exchange, rep. nr 9/10, sid. 7
50 R. C. Becker. Physical security – today. Nuclear Materials Management, Vol. 11, no 3, sid. 215. (Fa ll 1973)
51 W. Marcuse. Application of the conceptual design facility requirments for safeguards to five AEC license exempt contractors. Nuclear Materials Management, Vol. 11, no 3, sid. 79. (Fall 1973)
52 S. Janardhanan m. fl. Safety aspects in plutonium handling (1973). B.A.R.C/I–259
53 Kerr-McGee Corporation. Cimarron Plutonium production plant (Statement). DOCKET-701193-2 (1973)
54 American National Standard Inst. (ANSI). Nuclear material control systems for fuel reprocessing facilities (a guide to practive). ANSI N 15.13-1974
55 General Electric. Plutonium utilization i BWR's (semiannual report, jan.–juni 1972). NEDC-10796
56 A Uriarte Hueda m. fl. Plutonium Storage Study (april 1975). Trans. ANS, Vol. 20, sid. 618–620
57 G. H. Bryan, J. L. Ryan. Solid plutonium nitrate shipping forms. CONF 740901-2
58 S. Hagsgård. Studie över förutsättningarna för en svensk upparbetningsanläggning (jan. 1971). Intern AE-rapport
59 J. O. Blomeke, C. W. Kee, R. Salmon. Shipments in the nuclear fuel cycle projected to the year 2000. Nuclear News, June 1975

Bilaga 7 Metodstudie för att påvisa grundvattenförande zoner i berggrunden

O. Brotzen och L. Eriksson, SGU

Innehållsförteckning

1 Inledning 174
2 Val av mätområde 174
3 Beskrivning av mätområdet 176
4 Geofysiska undersökningar 179
4.1 Magnetiska mätningar 179
4.2 Slingramsmätningar 181
4.3 Potentialmätningar 181
4.4 VLF-mätningar 183
4.5 Utvärdering av de elektriska markmätningarna 187
4.6 Radonmätningar 187
4.7 Seismiska mätningar 192
4.8 Geofysiska flygmätningar 192
5 Kontrollborrningar 194
6 Slutsatser 194

1 Inledning

För att under lång tid och utan tillsyn förvara högaktivt fast avfall i berggrunden behövs en plats, där berget är så helt och fritt från rörligt grundvatten som möjligt. Dessutom bör förvaringsplatsen tillgodose olika krav rörande läge, transportförhållanden och andra tekniska och samhälleliga synpunkter. Redan vid platsvalet måste man därför kunna ta fram områden med lämpligt berg. Beträffande grundvattnet gäller det att i tid kunna påvisa, kartlägga och undvika berggrundens vattenförande sprickor och krosszoner, som annars skulle kunna tänkas påverka eventuella bergbrunnar i sin omgivning. Detta erfordrar en i viss mån ny tillämpning av geologiska och geofysiska undersökningsmetoder, som hittills använts för att finna malm och grundvatten, (L. Eriksson 1975). En för ändamålet avpassad teknik måste utprövas och sedan kontrolleras med borrningar i ett lämpligt försöksområde.

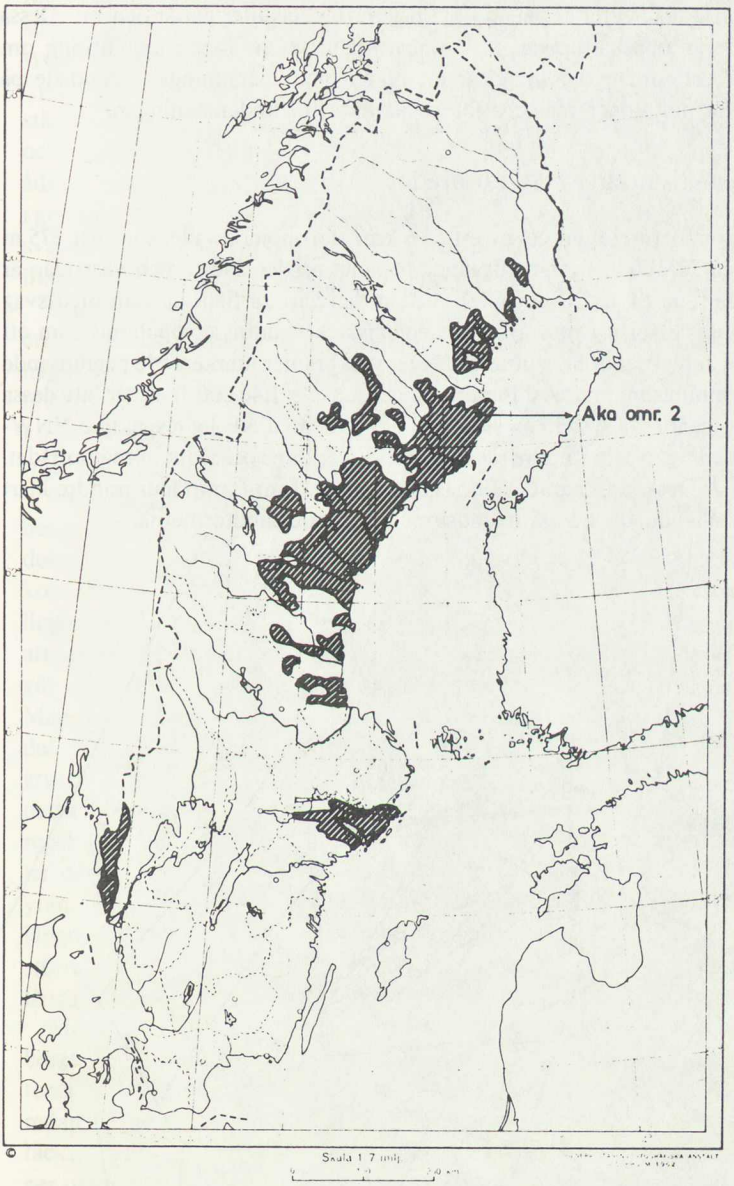
Ett sådant försöksområde bör omfatta några kvadratkilometers yta, där berget i stor utsträckning går i dagen. Då kan man från dagytan lättare fastställa sambandet mellan mätresultaten och berggrundens beskaffenhet. Mätområdet bör helst innehålla sprick- och grundvattenfattiga bergpartier av den typ man eftersträvar, och i övrigt bestå av en bergart, som också har stor utbredning utanför försöksområdet, så att resultaten får en vidare giltighet.

På uppdrag av Aka-utredningen har Sveriges geologiska undersökning under 1974 undersökt 20 områden spridda över hela landet, för att finna lämpliga försöksområden. Detta arbete har också givit ett visst underlag för en allmän bedömning av landets berggrund i avseende på förvaringen av högaktivt fast avfall. Under 1975 har geologiska och geofysiska undersökningar och försöksmätningar utförts inom ett av områdena. Kontrollborrning har också påbörjats. Dessa arbeten redovisas i följande rapport.

2 Val av mätområde

Efter genomgång av flera hundra olika områden med hjälp av befintligt kart- och arkivmaterial utvaldes tjugo områden, spridda över hela landet, för närmare undersökning. Efter bildtolkning av okorrigerade flygfoton i skala 1:60 000 till 1:20 000 kunde ytterligare några områden sållas bort. Kvarvarande områden undersöktes sedan fotogeologiskt på uppförstorade okorrigerade flygfoton i ungefärlig skala 1:5 000, och efter översiktlig besiktning på marken utvaldes de sju bästa till sprick-kartering på samma foto-underlag.

Sex av dessa områden uppvisar ett genomsnittligt sprickavstånd större än 2 m, och representerar bra och mycket bra berg i bergtekniskt avseende. Ändå var de inbördes skillnaderna ganska stora, och två av områdena var klart bättre än de övriga. Det ena är uppbyggt av granit och det andra av gnejs av en typ, som är mycket vanlig i stora delar av Sveriges berggrund, se figur 1. Gnejs har också statistiskt sett mindre rörligt grundvatten än granit (Wenner 1951). Av dessa skäl valdes det senare området. Det har beteckningen Aka-område 2, och ligger ca två mil väster om Lövånger i Västerbottens län, topografiska kartan 21 K, ruta 9i.

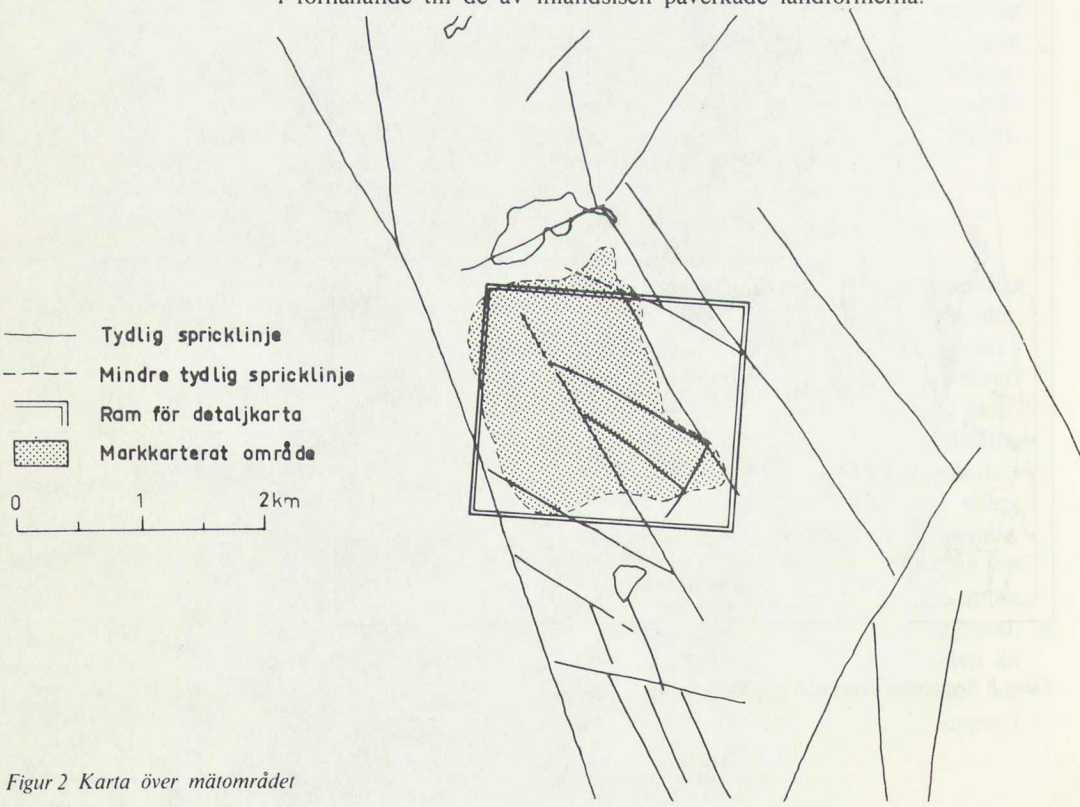


Figur 1 Sedimentgnejsområden i Sverige, SGU 1975

Ett allmänt intryck från denna del av arbetet är att det på många håll i vårt land finns områden, där berggrunden uppvisar tillräckligt stora, enhetliga och sprickfattiga partier, för att vara av intresse för förvaring av högaktivt fast avfall. Den iakttagna sprickigheten gör det rimligt att man kan uppnå permeabilitetsvärden (equivalent mass permeability) omkring 10^{-9} m/s eller därunder, och värden på sprickporositeten omkring 0,01 %. Mängden rörligt grundvatten i sådant berg är mycket liten, och flödet vid normala gradienter är på sin höjd någon tiondels liter per år och m^2. Dessa siffror är uppskattningar, som enbart skall ge en första uppfattning om vilka vattenmängder man har att räkna med. Beräkningar, grundade på direkta mätningar måste utföras vid fortsatta undersökningar.

3 Beskrivning av mätområdet

Mätområdet utgör en del av ett ca 6 km^2 stort höjdområde, som når 175 m ö h, ca 70–100 m över närliggande låglänta partier. Nord- och västsidan är branta (upp till ca 30° lutning), medan den ganska flata hjässan med svag lutning sänker sig mot sydost. Geologiskt kan området uppfattas som ett i NW upplyft, mot SE sluttande block, vars branter markerar de begränsande förkastningslinjerna. Av fototolkningen i skala 1:40 000 framgår, att dessa linjer ingår i två system av större sprickinjer, med NE-lig respektive NNW-lig riktning. Några mindre sådana sprickinjer finns också inom mätområdet, figur 2. Dessutom kan det finnas sprickinjer, som framträder mindre klart i förhållande till de av inlandsisen påverkade landformerna.



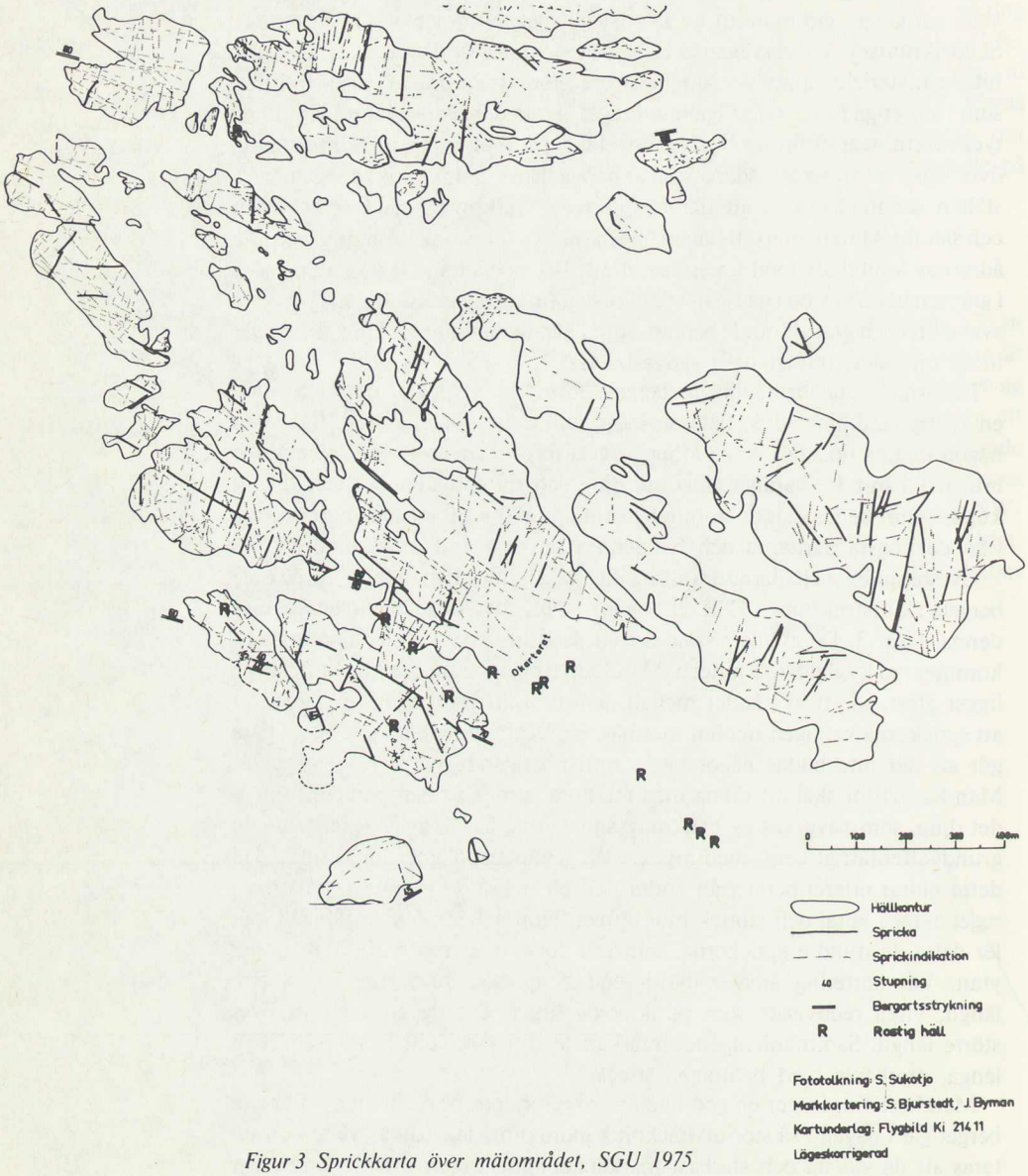
Figur 2 Karta över mätområdet

På marken inom försöksområdet motsvaras de iakttagna spricklinjerna av jord- och myrfyllda sänkor, av vilka den tydligaste på sin SW-sida begränsas av en nästan rak brant hällkant. I övrigt uppvisar berget mycket stora, flata berghällar av ofta småveckad, granit- och pegmatitgenomvävd sedimentgnejs, sammansatt av kvarts, fältspat, glimmer och något granit. Skiktriktningen är övervägande ESE, och skikten står nära lodrätt. Det granitiska materialet uppträder som ljusa, oregelbundna ådror, körtlar och linser, som i slingriga former drar igenom berget. Trots deras oregelbundna förlopp tycks riktningar omkring N, dvs. ungefär tvärs mot gnejsens skiktriktning, överväga, vid sidan av sådana som är parallella med skiktningen. På enstaka ställen ser man också, att den ursprungliga skiktbyggnaden är avbruten och sidoförskjuten, utan att någon öppen spricka finns. Likaså är de granitiska ådrornas kontakter med gnejsen i allmänhet helt täta. Ett speciellt inslag i gnejsen utgörs av en i dagytan starkt rostig, finkornig, sannolikt magnetkis-, svavelkis- och grafitförande bergart, som i någon meter breda stråk uppträder inom området, främst dess sydvästra del.

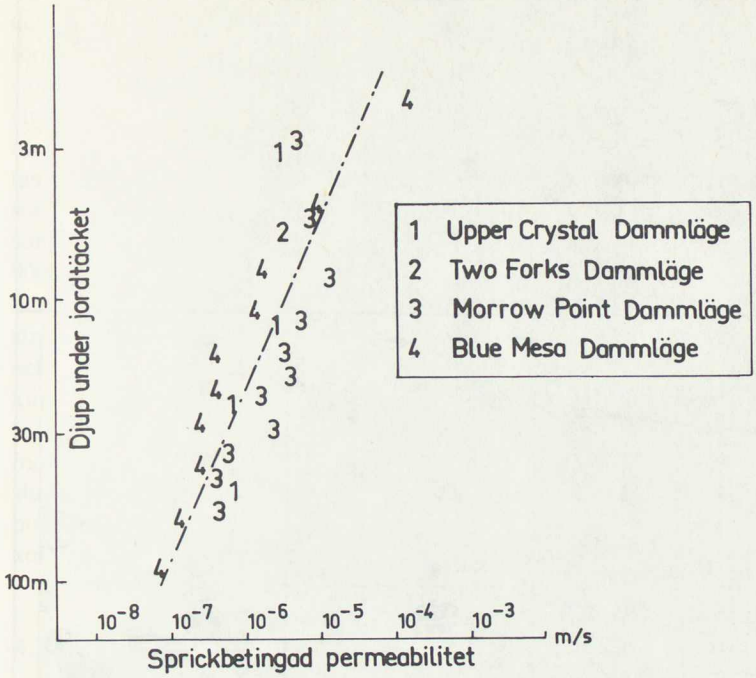
Hällarnas flata form, liksom bergets form i stort, står i samband med en tydlig bankning, dvs. flata sprickor som delar berget i stora flak med någon meters tjocklek, vilka följer bergets form. Sådana bankningssprickor brukar bli mindre vanliga på större djup och till slut upphöra helt. Deras kupiga, mot bergets sidor sluttande form kan bidra till att leda bort vattnet från de högsta partierna och härigenom sänka grundvattenytan.

Övriga sprickor i hällarna är i allmänhet nära lodräta och följer övervägande bergets skiktstrukturer i ESE, eller går i NNE, dvs. ungefär vinkelrätt mot denna, figur 3. De avviker således från de större spricklinjerna som framkommer vid flygbildstolkningen. Markkarteringen visar också, att sprickorna ligger glest, så att avståndet mellan dem ofta är något tiotal meter, samt att sprickorna vanligen upphör mot någon oregelbundenhet i gnejsen. Detta gör att det inte bildas något tätt sammanhängande nätverk av sprickor. Man har därför skäl att räkna med att stora partier av berggrunden, under det djup, som påverkas av bankningssprickorna, består av mycket helt och grundvattenfattigt berg, med mycket låg genomsläpplighet för vattnet. Till detta bidrar erfarenheter från andra håll att också de lodräta sprickorna i regel avtar i antal och storlek mot djupet, jämför figur 4. Framför allt gäller detta de mindre sprickorna, som ofta försvinner redan 10–20 m under ytan. Vår kartering återger därför endast sprickor med mer än ca 5 m längd, vilka redovisats som punkterade linjer, om de återkommit över större längd. Sammanhängande markerade sprickor, som är mer än 20 m långa, markeras med heldragna streck.

Markkarteringen ger en god bild av berggrundens beskaffenhet, eftersom berget går i dagen i så stor utsträckning inom området. Ändå måste konstateras att de största och starkast markerade spricklinjerna, som framträder redan på flygfotona, inte kan studeras på detta sätt, eftersom de bildar jordtäckta sänkor. Detta visar betydelsen av de geofysiska metoderna, som medger undersökningar av berggrunden också när den är dold under jordtäcket.



Figur 3 Sprickkarta över mätområdet, SGU 1975



Figur 4 Samband mellan sprickbetingad vattengenomsläpplighet (permeabilitet) och djup, resultat av ca 5 000 mätningar vid fyra dammlägen i berggrund av urbergskaraktär i USA, efter Snow (1968)

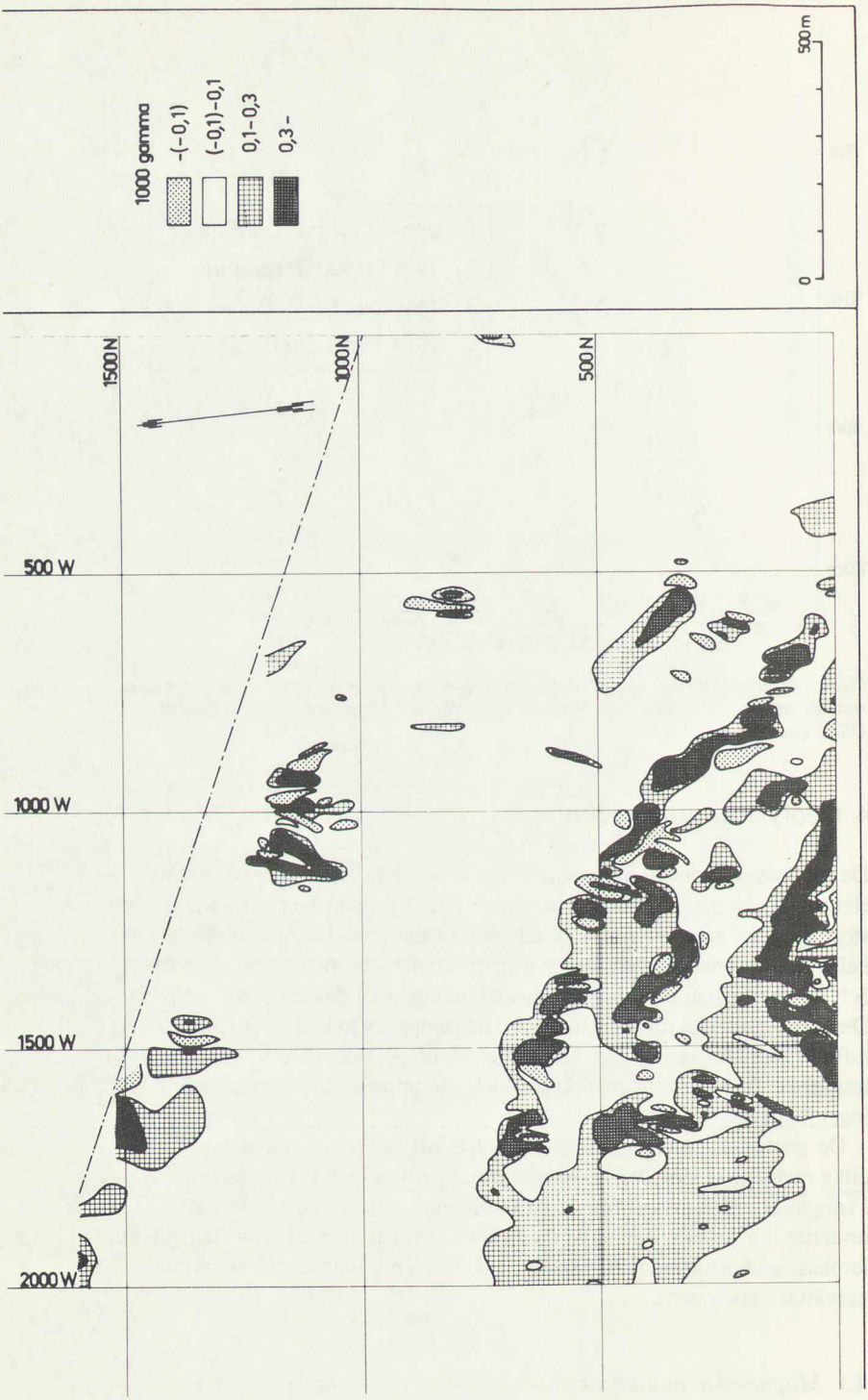
4 Geofysiska undersökningar

De geofysiska undersökningarna omfattar dels mera översiktliga magnetiska, elektriska och radiometriska mätningar från flygplan över ett ca 200 km^2 stort område, som avser att ge en bild av det centrala mätområdets förhållande till omgivningen, och dels mer detaljerade magnetiska, elektriska och seismiska markmätningar i den södra delen av det karterade området. Dessutom har vissa försök utförts med mätningar av radonhalten i jordlagrets luft. Markmätningarna har kunnat genomföras tack vare vänligt tillmötesgående från berörda markägare, och ett uppoffrande kontaktarbete av ingenjör Kuno Persson, SGU.

De geofysiska undersökningarna syftar till att ge erfarenhet av hur de olika metoderna bäst skall användas för att påvisa och kartlägga störningar i berggrunden, som kan utgöra vattenförande sprickor och krosszoner. Till underlag för arbetet har använts en av Lantmäteriverket framställd flygfotobaserad korrigerad karta i skala 1:5 000 med höjdkurvor och ett på platsen upprättat staksystem.

4.1 *Magnetiska mätningar*

De magnetiska mätningarna, figur 5, ger en bild av fördelningen av magnetiska mineral, magnetit och magnetkis, i berggrunden. Ofta förekommer



Figur 5 Magnetiska mätningar, SGU 1975

dessa i mer eller mindre sammanhängande stråk eller skikt. Avbrott, deformationer och sidoförskjutningar i dessa kan vara tecken på motsvarande störningar i berggrunden. Mätningarna i området visar att sådana magnetiska stråk framför allt finns i dess sydvästra del, där deras allmänna riktning motsvarar den förhärskande skiktriktningen i gnejsen, som den kunnat iakttas i hällarna. Deras läge överensstämmer också väl med de rostiga stråk som man kan se i dagytan, och det är tydligt att det är roststråkens förlopp som avspeglas i mätkartan. (De smala magnetstråk, som ligger i linje från 900 W/500 N i NNE-lig riktning kan möjligen motsvara en basisk gångbildning, som hittills inte observerats i häll.) Man ser också att de magnetiska stråken inte är jämna och sammanhängande utan uppvisar flera avbrott och oregelbundna, ofta i nord-sydlig riktning utdragna former, som skulle kunna markera motsvarande deformationer i berggrunden. En jämförelse med häll-karteringen, figur 3, visar att det i många fall inte finns några motsvarande betydande sprick- eller krosszoner i berget. Detta leder till slutsatsen att flertalet av dessa störningar sannolikt beror på den småveckning och granitgenomådring, samt de sidoförskjutningar utan öppna sprickor, som kännetecknar berggrunden i området.

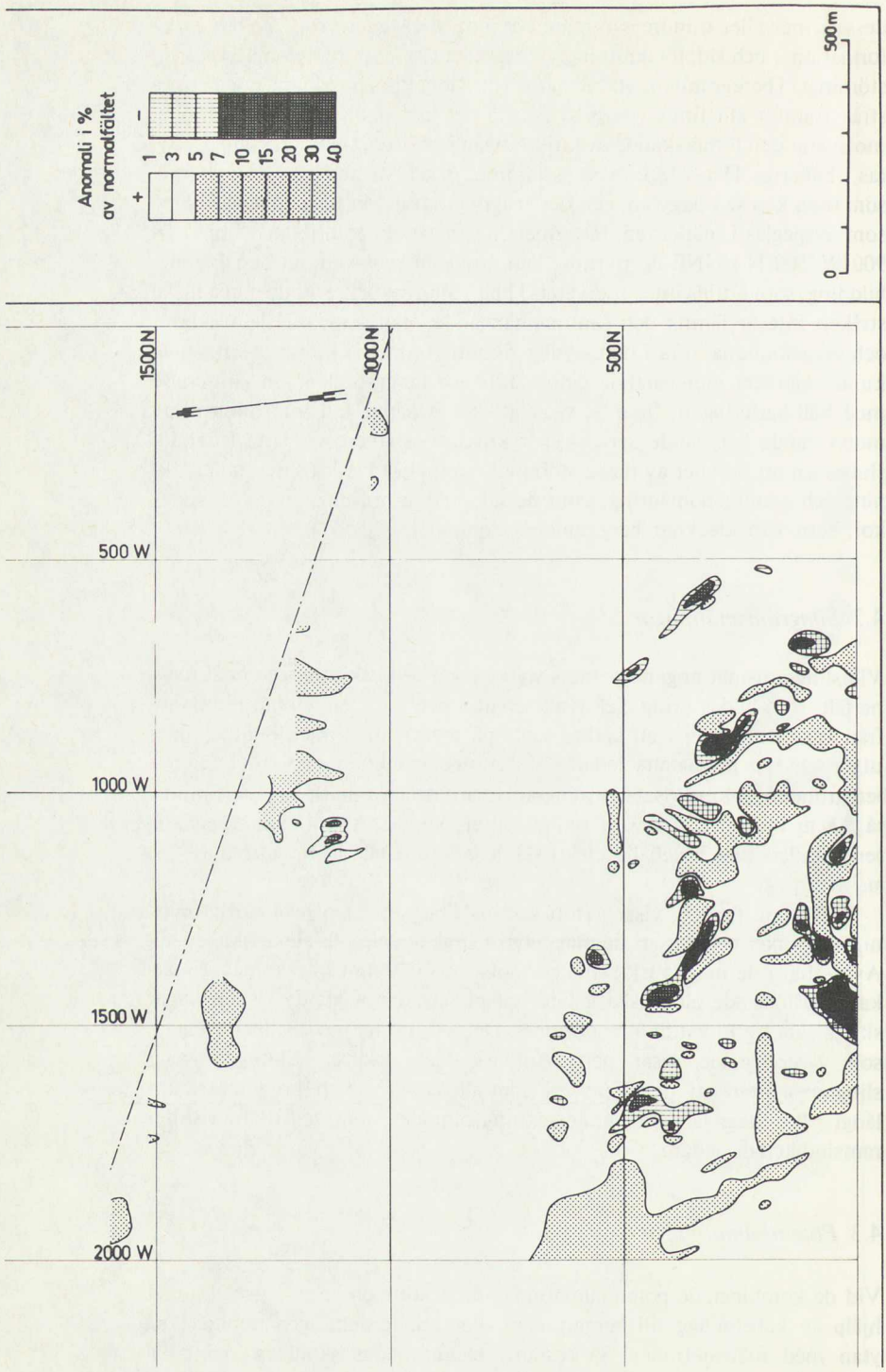
4.2 *Slingramsmätningar*

Vid slingramsmätningen uppmäts styrkan och fasförskjutningen i det magnetfält, som bildas kring elektriska ledare i berggrunden genom induktion från växelströmmen i en bärbar spole på markytan. Vattenförande zoner utgör en typ av sådana ledare. Vid tunnelarbeten har svaghetszoner i berggrunden, som påvisats av slingramsmätningar på markytan återfunnits på 300 m djup och där varit rikligt vattenförande. Andra ledande stråk i berggrunden kan innehålla elektriskt ledan mineral. Detta utnyttjas för malmletning.

Mätkartan, figur 6, visar i stort samma drag som den magnetiska mätningen, vilket betyder att de magnetiska stråken också är elektriska ledare. Avbrotten i de magnetiska stråken motsvaras däremot inte av några markanta tvärgående elektriska ledare, vilket talar emot att dessa störningar skulle vara starkt vattenförande zoner. Detta stämmer med hällkarteringen, som övervägande visar helt berg på dessa platser. Slutligen visar slingramskartan att det finns ett centralt, drygt 500 m brett och 2 km långt bälte diagonalt över undersökningsområdet, som är fritt från slingramsindikerade ledare.

4.3 *Potentialmätningar*

Vid de kombinerade potentialmätningarna ansluts en spänningskälla med hjälp av kabelutlägg till berggrunden. Potentialfördelningen uppmäts på ytan med mätelektroder. Så bestäms berggrundens skenbara elektriska motstånd, (resistivitet), och dess förmåga till elektrisk uppladdning vid anbringandet av en genomgående ström (inducerad polarisation, IP). Zoner med låg resistivitet motsvarar goda ledare, som liksom vid slingrams-



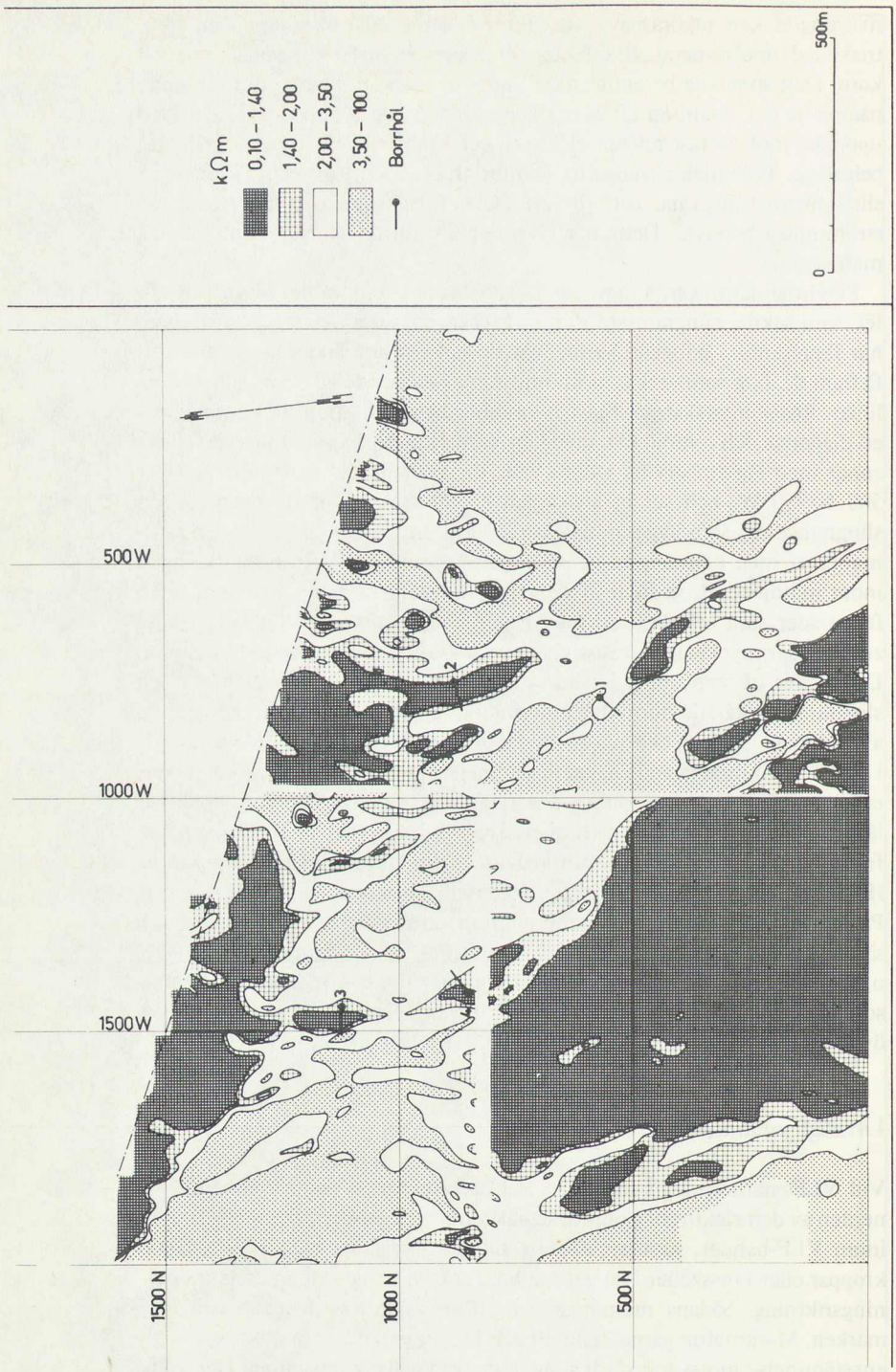
Figur 6 Slingramsmätningar, SGU 1975

mätningen kan utgöras av vattenförande stråk eller kan innehålla elektriskt ledande mineral. IP-effekter förorsakas främst av ledande mineralkorn. Den spontana potentialen (SP) uppstår utan att någon yttre spänning påföres p. g. a. kemiska effekter i berggrunden och återspeglas i den. Den uppmäts mot en fast referenselektrod, och erfordrar inga motsvarande kabelutlägg. Potentialmätningarna är mer arbets- och kostnadskrävande än slingramsmätningarna, och för att täcka försöksområdet har tre skilda strömutlägg behövts. Detta har givit upphov till de skarvar, som syns på mätkartorna.

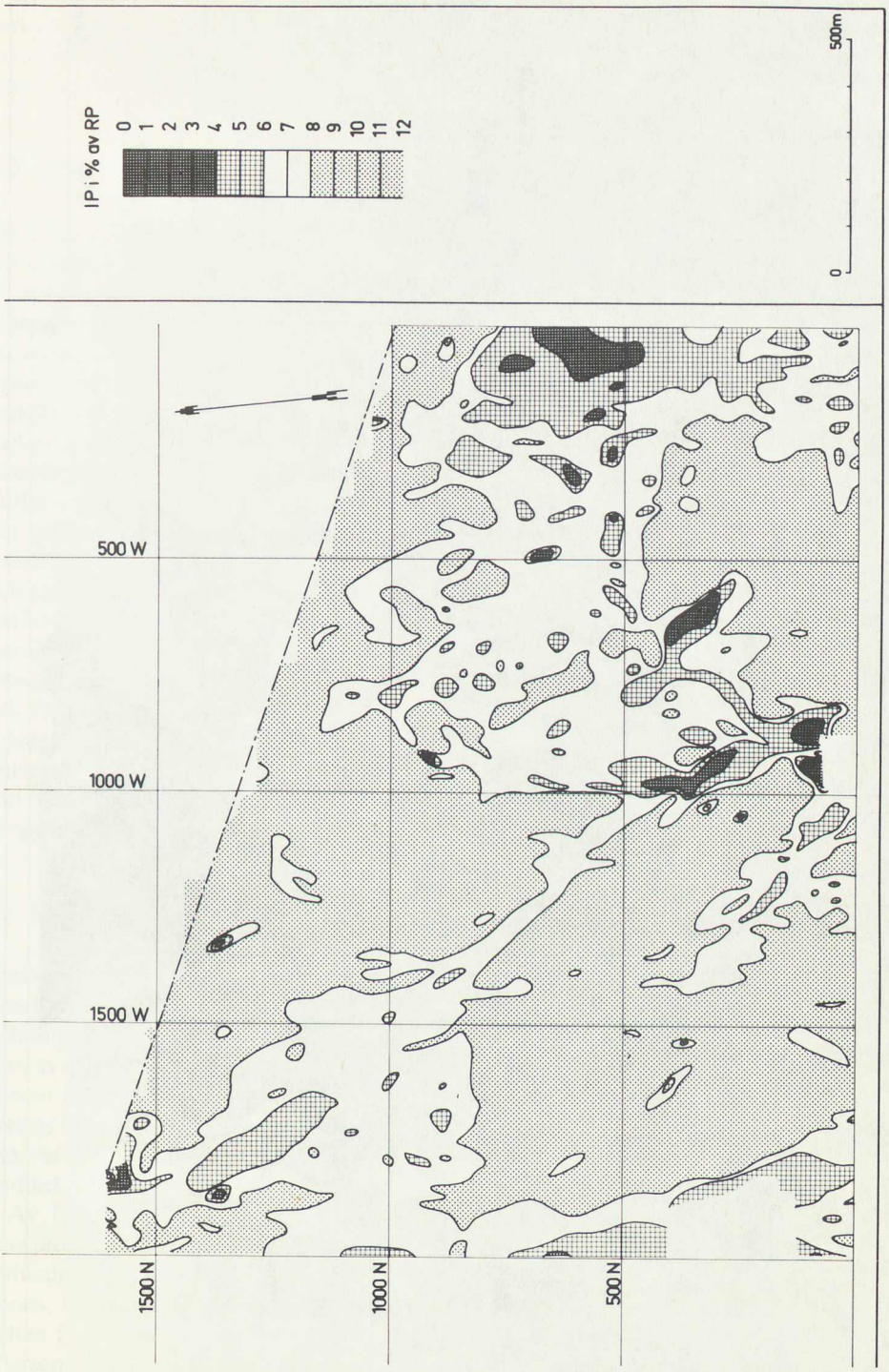
Potentialmätningarna uppvisar variationer också inom det diagonala bältet, som saknar slingramsstörningar. Mycket av variationen och strukturen har försvunnit i bifogade kartor, där de olika rastervalörerna valts för att få fram de drag som verkar mest intressanta i avseende på eventuella sprickklinjer. Resistivitetskartan, figur 7, uppvisar liksom de tidigare mätningarna ett diagonalt och centralt fält, med hög resistivitet. Dessutom finns tre tydliga zoner med låg resistivitet i detta fält. En av dem går mot nordväst från 500 N/750 W, och ser ut att utgöra en fortsättning på de magnet- och slingramsdrag, som ligger omedelbart sydöst om denna punkt. Zonen sammanfaller med den längsta och tydligaste sprickklinjen från fototolkningen inom mätområdet, se figur 2. Zonen är inte särskilt starkt markerad utan framträder som ett pärlband med något sänkt resistivitet. De båda andra zonerna har mycket lägre resistivitet och är kraftigt markerade på mätkartan. De skjuter ut som uddar i nära sydlig riktning från den magnetiska och slingramsmarkerade norra delen av mätområdet. På marken motsvaras de av jordtäckta, flacka och något myrlänta sänkor, där berggrunden inte går i dagen. Omkringliggande hällar visar emellertid normalt berg, vilket i överensstämmelse med mätkartan anger, att dessa zoner kan ha begränsad längdutsträckning. Slutligen ser man på resistivitetskartan en snabb övergång från hög till låg resistivitet mot sydväst. Denna gräns markeras också på IP-kartan, figur 8, som en smal zon med tydligt avvikande, lägre IP-värden. På marken framträder denna zon som en serie mindre starkt markerade sänkor, vilka i stor utsträckning är jordtäckta. Förekommande berghällar uppvisar här en kraftigare uppsprickning efter linjer med samma riktning som den IP-markerade gränszonen. SP-kartan, figur 9, visar mycket god överensstämmelse med tidigare magnet- och slingramsmätningar.

4.4 *VLF-mätningar*

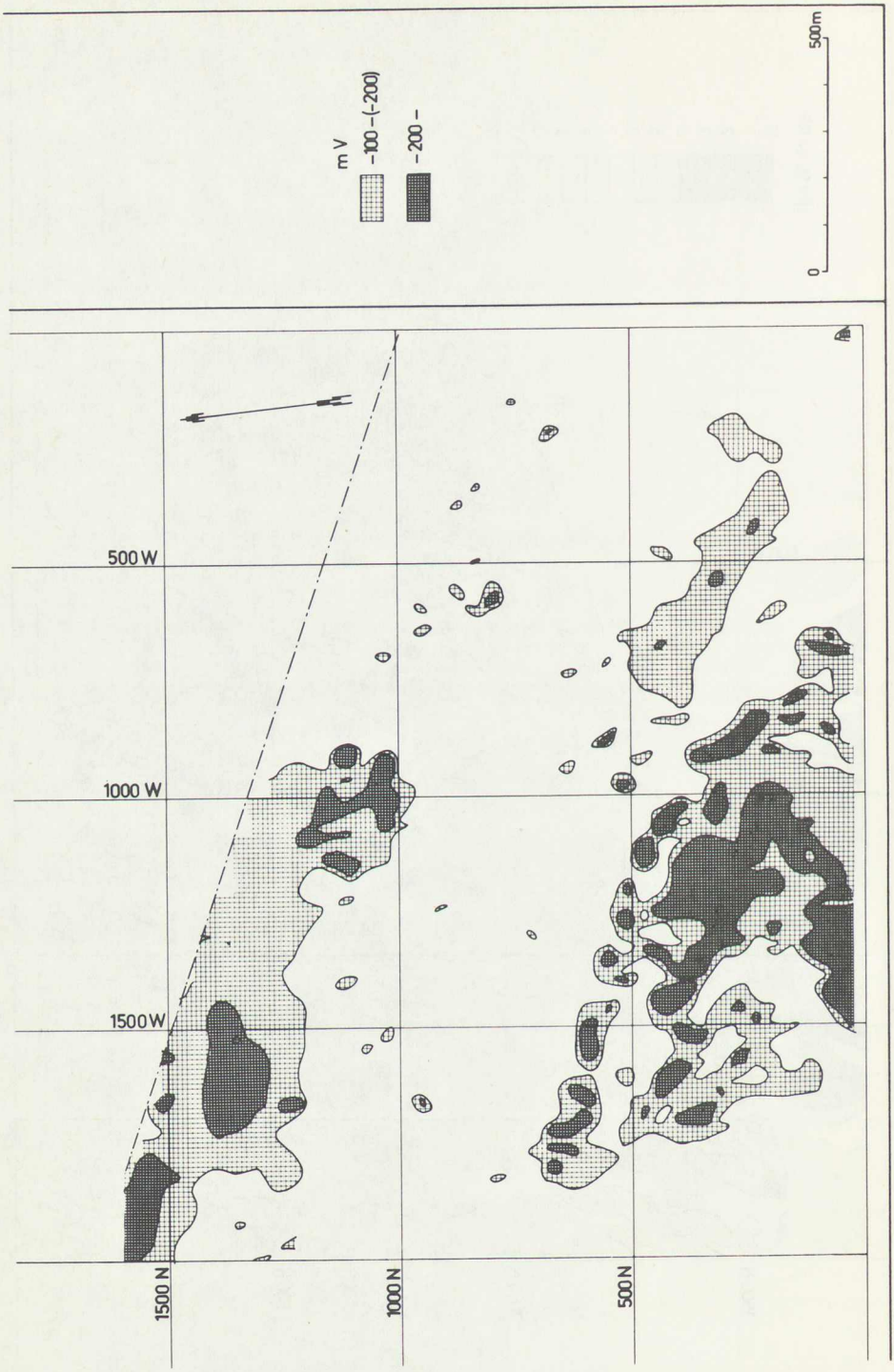
Vid VLF-mätning registreras den elektriska och den magnetiska komponenten av den elektromagnetiska signalen från avlägset belägna radiosändare inom VLF-bandet, som ger upphov till störningsfält i elektriska ledande kroppar eller krosszoner i en ganska bred sektor kring sändarfältets utbredningsriktning. Sådana mätningar har utförts både från flygplan och från marken. Markmätningarna, figur 10 och 11, ger en bild, som med god överensstämmelse motsvarar såväl slingrams- som resistivitetskartan. Den goda överensstämmelsen beror delvis på att berggrunden inom mätområdet i stor utsträckning saknar tjockare jordtäcke, bortsett från vissa sänkor. Skulle det ha funnits ett utbrett och tjockare jordtäcke, så skulle detta kunnat



Figur 7 Potentialmätningar, resistivitet, SGU 1975



Figur 8 Potentialmätningar, inducerad polarisation, SGU 1975



Figur 9 Potentialmätningar, spontan potential, SGU 1975

verka skärmande just på VLF-mätningen. De goda resultaten av dessa markmätningar är särskilt värdefulla vid utvärderingen av motsvarande mera regionala VLF-mätningar från flygplan.

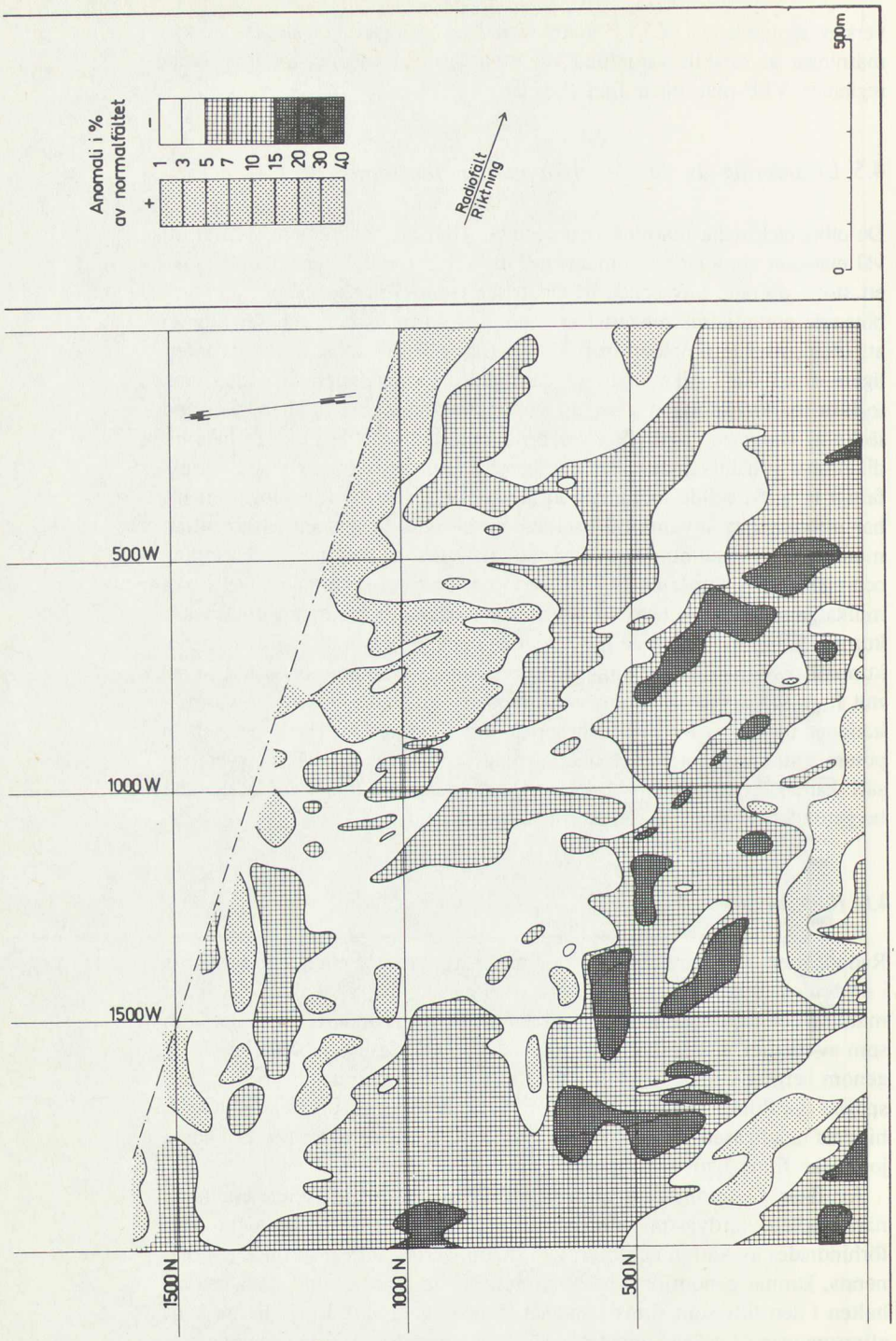
4.5 *Utvärdering av de elektriska markmätningarna*

De olika elektriska mätningarnas resultat visar att slingramen, som är ett väl etablerat standardinstrument, ger utmärkta möjligheter att undersöka ett större område i avseende på elektriska ledare i berggrunden. De kombinerade potentialmätningarna är mera kostsamma, men gör det möjligt att inom utvalda områden, som är fria från slingramsdrag upptäcka ytterligare elektriska indikationer. En jämförelse av resultaten med den geologiska markkarteringen visar att potentialmätningarna med mycket god täckning återger de jordfyllda sänkorna inom mätområdet, medan inga indikationer erhållits i de delar där berghällarna uppvisar helt och sprickfattigt berg. Särskilda mätningar av jordtäckets elektriska ledningsförmåga har utförts, som använts till beräkningar av dess inflytande på potentialmätningarnas resultat. Dessa visar att det inte är jordtäckets fördelning och egenskaper som återges i mätkartorna, utan att de erhållna elektriska indikationerna måste bero på störningar i själva berggrunden under sänkorna. Detta innebär att de zoner, där man på grundval av hällkarteringen kunnat misstänka att störningar i berggrunden förekommer, också kommit fram vid potentialmätningarna, medan områden utan elektriska indikationer uppbyggs av hela och sprickfattiga berghällar. De kombinerade potentialmätningarna kan följaktligen användas till att på motsvarande sätt kartlägga misstänkta zoner och områden med bra berg också där berggrunden är dold av ett normalt jordtäcke.

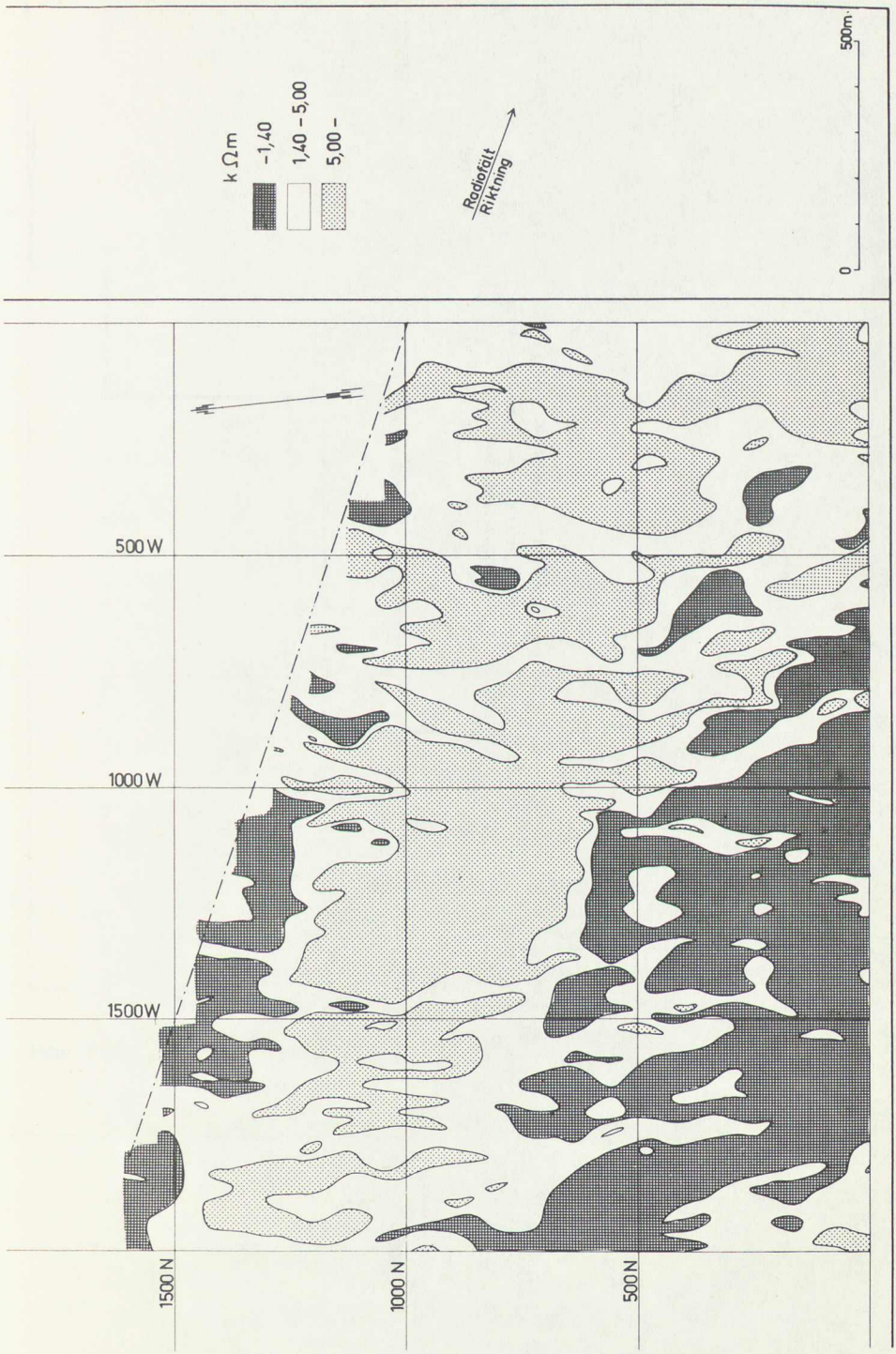
4.6 *Radonmätningar*

Radonhalten i den luft (gas) som finns i jordtäckets porer har bestämts i en bruten profil, som går över ett urval av de jordtäckta sänkorna inom mätområdet. Radongasen bildas vid det radioaktiva sönderfallet av det uran som av naturen finns i berggrunden. Gasen ansamlas i och söker sig uppåt genom bergets öppna sprickor. På så sätt kan berggrundens sprickor återspeglas i jordluftens radonhalt. Om jordtäcket är för tjockt eller vattendränkt, hindras radongasen att komma upp till det djup där proven tas. Där inget jordtäcke finns kan ingen provtagning ske.

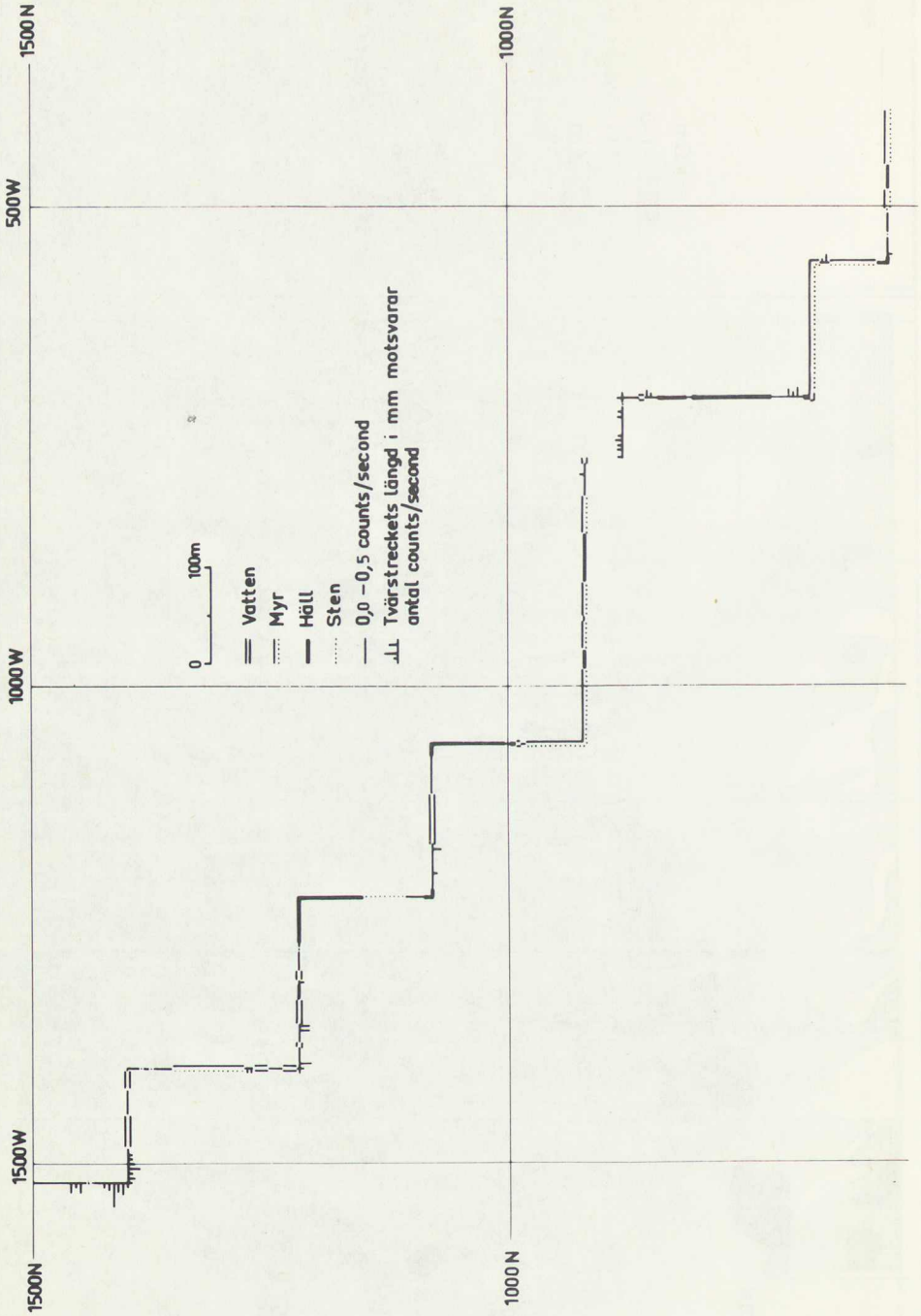
Av figur 12 framgår att en viss förhöjning av radon-halten uppmätts nära profilens nordvästra ände, men att mätningarna i stora delar av profilen förhindrades av vatten och myr. Om mätningarna, som ursprungligen planerats, kunnat genomföras på senvintern, hade man kunnat mäta radonhalten i den luft som finns i snötäcket, och sannolikt fått en bättre bild, eftersom man då också kunnat mäta över hällområdena. Fastän de uppmätta variationerna har ett visst intresse kan man dra den slutsatsen att radonmätningar över jordtäckta områden i vårt land, där jordtäcket ofta är vattenrikt, har begränsat värde för att finna svaghetszoner i underliggande berggrund.



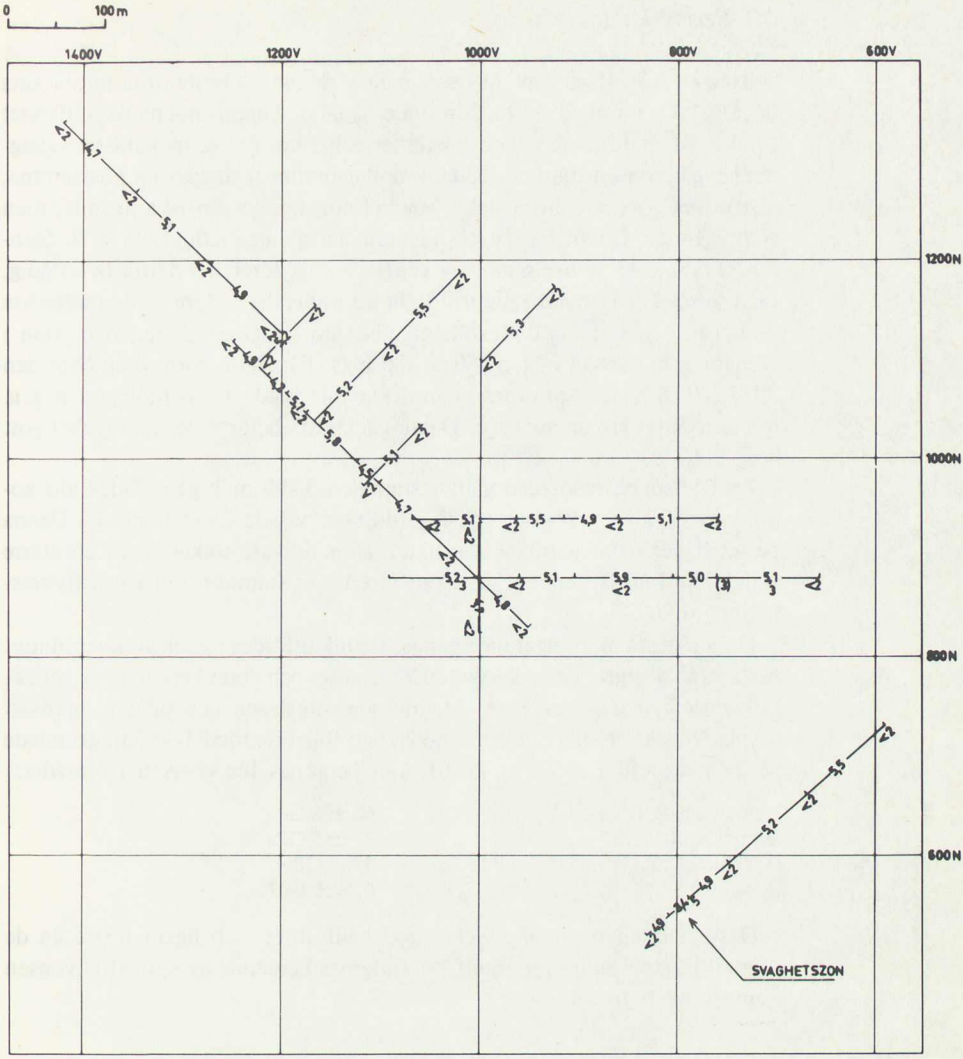
Figur 10 VLF-mätning, Z-Imaginär, SGU 1976



Figur 11 VLF-mätning, resistivitet, SGU 1976



Figur 12 Radonmätning, SGU 1976



Figur 13 Seismisk bestämning av gånghastighet (km/s) och jorddjup (m), SGU 1975

4.7 *Seismiska mätningar*

Seismiska mätningar används sedan flera år för att bestämma jordtäckets tjocklek och för att bedöma den underliggande berggrundens beskaffenhet genom att mäta med vilken hastighet och fördröjning mekaniska svängningar går genom marken. Sådana undersökningar är ganska kostsamma, och utförs i regel som enstaka linjemätningar över kritiska avsnitt, men ej yttäckande. En intressant metodstudie har nyligen redovisats av R. Stanfors (1975). Någon utprövning av gängse teknik förefaller därför överflödig, men seismik har använts, figur 13, för att undersöka några av de jordtäckta sänkorna i mätområdet. Resultaten visar att gånghastigheten nära ytan i allmänhet är ganska hög, 5 050 ± 480 m/s. På något större djup ökar den till 5 240 m/s och spridningen minskar till ± 402 m/s, möjligen p. g. a. minskat antal ytnära sprickor. Dessa gånghastigheter tyder på mycket gott berg.

En låghstighetszon med gånghastigheten 3 400 m/s påträffades vid koordinat 550 N/800 W, där också jorddjupet visade ökad tjocklek. Denna punkt ligger i den jordtäckta sänkan, som tidigare tolkats som en större spricklinje från flygbilden, och som ytterligare framkommit i resistivitetskartan, figur 7.

Utöver dessa mätningar med gängse teknik utfördes försök att kvantitativt bestämma berggrundens elasticitetskonstanter och deras beroende av sprickfrekvensen med en av K. Å. Magnusson föreslagen och tidigare oprövad teknik. Mycket tydliga utslag erhölls, och följande medelvärden, grundade på 39 mätprofiler av 30 m längd, kan beräknas för gnejsen i området:

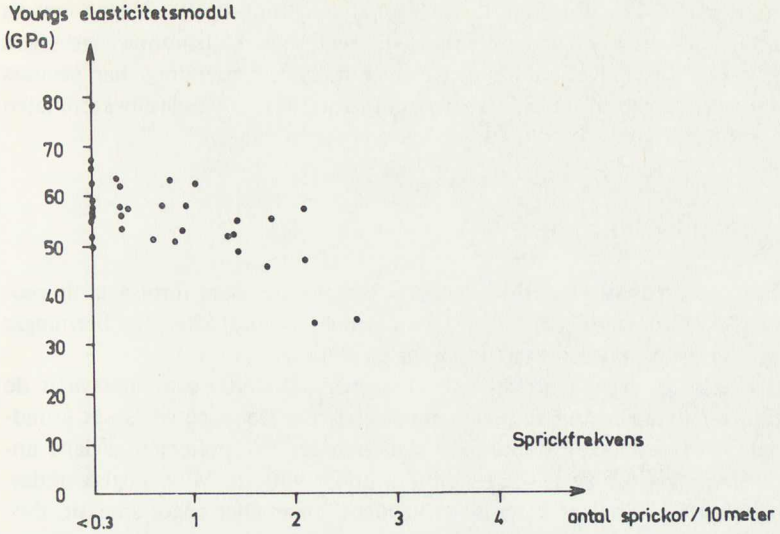
Youngs elasticitetsmodul	60 ± 8 GPa
Skjuvmodul	27 ± 5 GPa
(Volymsmodul	37 GPa)
Poissons tal	0,23 ± 0,07

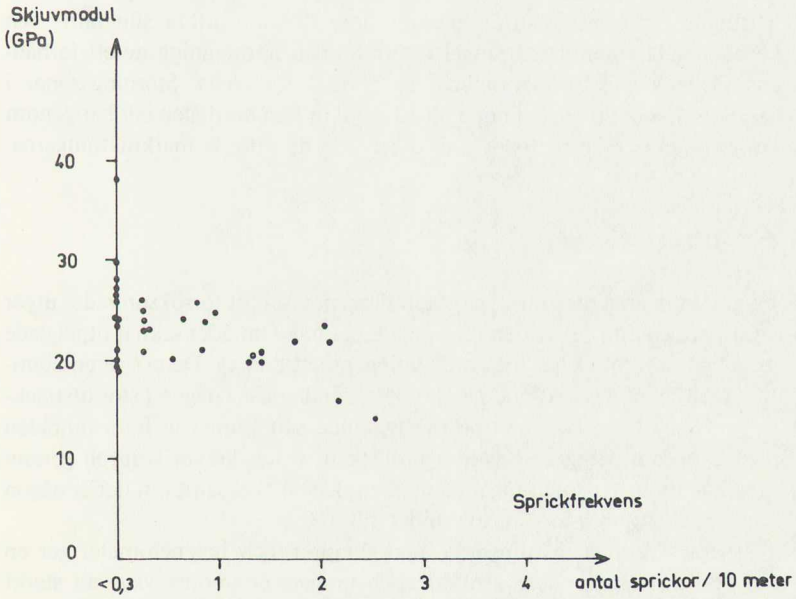
Dessa värden tyder på mycket god hållfasthet, och ligger högre än de flesta litteraturvärden för granit. Modulernas beroende av sprickfrekvensen framgår av figur 14.

4.8 *Geofysiska flygmätningar*

Ett rektangulärt område 20 x 10 km, med största längden i sydost, dvs. parallellt med traktens vattendrag och större dalgångar, har undersökts magnetiskt, elektriskt (VLF) och radiometriskt från flygplan, på mäthöjden 30 m över trädtopparna. Mätflygningen skedde i ost-västlig riktning, och det elektromagnetiska sändarfältet (Rugby) har en sådan orientering att ledare parallellt med dalstråken undertrycks, medan tvärstörningar, som skulle kunna representera utpräglade grundvattenförbindelser med de större vattendragen, registreras med hög känslighet. För att få god upplösning valdes avståndet mellan flyglinjerna till 100 m, vilket är hälften av det som används vid rutinmässiga flygmätningar. Detta har emellertid avsevärt försvårat och försenat behandlingen av mätresultaten.

En granskning av VLF-kartan i 1:10 000 visar att området för markmät-





Figur 14 Youngs elasticitetsmodul samt skjuvmodul som funktion av sprickfrekvensen, SGU 1975

ningarna hör till de störningsfriare inom flygmätningens yta. Särskilt noteras att ingen kraftig, rak och långsträckt störning, som skulle kunna ange någon betydande grundvattenförbindelse med traktens vattendrag, har påvisats genom flygmätningen. En detaljerad utvärdering av flygmätningsresultaten i jämförelse med markmätningarna återstår att göra.

5 Kontrollborrningar

För att få reda på vilka förhållanden i berggrunden som förorsakat de geofysiska störningarna där berggrunden är dold av jordtäcket, har borrningar utförts på de platser som utmärkts på figur 7.

I samtliga hål har kross- och skölzoner påträffats, som motsvarar de från markytan uppmätta potentialmätningarna. Deras betydelse ur grundvattensynpunkt skall undersökas senare under 1976, eftersom sådana undersökningar var svåra att genomföra under vintern. Mineralogisk undersökning har visat att vissa av skölzonerna innehåller något smektit, dvs. svällande lermineral med hög jonbyteskapacitet. Störningar i berggrunden som uppträder först på större djup, eller vilka närmar sig markytan utanför mätområdet på grund av sprickytornas lutning, kan inte kartläggas med de använda markmätningarna. De kan i stället påvisas genom borrhålsundersökningar. Instrumentering finns för att utföra slingram- och kombinerade potentialmätningar i borrhål, och framtagning av ett förhållandevis enkelt VLF-instrument för borrhål förbereds. Störningszoner i berggrunden på ett avstånd upp till 50 a 100 m från borrhålen bör härigenom kunna påvisas med metoder som motsvarar de utförda markmätningarna.

6 Slutsatser

Flygmätningarna, liksom flygfototolkningen, visar att försöksområdet utgör en störningsfattig del av den undersökta trakten. Området saknar utpräglade grundvattenförbindelser med omgivningens vattendrag. Detta överensstämmer med markobservationerna, där berggrunden går i dagen i stor utsträckning. Följaktligen bör man på motsvarande sätt kunna ta fram områden med gynnsam berggrund även i jordtäcken, vilket kräver kontroll genom särskilda motståndsmätningar på marken. Det är tveksamt om det är någon vinst med att minska linjeavståndet till 100 m.

De markbundna mätningarna med slingram och magnetometer ger en god bild av berggrundens struktur, och tidigare erfarenhet visar att starkt vattenförande zoner i berggrunden kan påvisas på detta sätt.

De kombinerade potentialmätningarna kan påvisa kross- och sprickförande zoner i berggrunden vilka inte kommit fram vid slingramsmätningen.

VLF-mätningar på marken ger vid ringa tjocklek på jordtäcket samma information som de mera kostnadskrävande potentialmätningarna. Radon-mätningarna har begränsad tillämplighet.

Speciell seismisk teknik tillåter bestämning av berggrundens elasticitetskonstanter. De utförda mätningarna i kombination med sprickkartering

och -räkning tyder på att berggrunden i försöksområdet har mycket god hållfasthet.

Goda möjligheter bör finnas att i en från samhälleliga och tekniska synpunkter lämplig trakt ta fram en plats med gynnsam berggrund genom att välja ett störningsfattigt område medelst flygfotogeologisk undersökning och flygburen geofysik, undersöka detta magnetiskt och med slingram, och slutligen utföra kombinerade potentialmätningar eller, om jordtäckets tjocklek tillåter, VLF-mätningar, av de bästa partierna. De utvalda partierna bör undersökas med borrhål.

Statens offentliga utredningar 1976

Kronologisk förteckning

1. Arbetsmiljölag. A.
2. Bakgrund till förslag om arbetsmiljölag. A.
3. Rapport i psykosociala frågor. A.
4. Internationella konventioner inom arbetarskyddet. A.
5. Säkerhetspolitik och totalförsvar. Fö.
6. Deltidsanställdas villkor. Ju.
7. Deltidsarbete 1974. Ju.
8. Regionala trafikplaner – länsvisa sammanfattningar. K.
9. Sexuella övergrepp. Ju.
10. Skolans ekonomi. U.
11. Bostadsbeskattning II. Fi.
12. Företagens uppgiftslämnande. Fi.
13. Byggnadsindex för husbyggnader och anläggningar. Fi.
14. Kårobligatorium? U.
15. Utbildning i förvaltning inom försvaret. Del 3. Fö.
16. Folkhögskolan. U.
17. Skador i arbetet. A.
18. Lokala trafikföreskrifter m. m. K.
19. Den militära underrättelsetjänsten. Fö.
20. Kultur åt alla. U.
21. Trafikbuller. Del 3. Buller från fritidsbåtar. K.
22. Sveriges export 1975–1980. Bilaga 2 till 1975 års långtidsutredning. Fi.
23. Produktansvar I. Ersättning för läkemedelsskada. Ju.
24. Internationellt patentsamarbete II. H.
25. Internationellt patentsamarbete II. Bilagor. H.
26. Bostadsverket. Samordning-decentralisering. B.
27. Den internationella bakgrunden. Bilaga 1 till 1975 års långtidsutredning. Fi.
28. Vattenkraft och miljö 3. B.
29. Verkstadsindustrins arbetsmarknad. I.
30. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Del I. I.
31. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Del II. I.
32. Spent nuclear fuel and radioactive waste. I.
33. Musiken-människan-samhället. U.
34. Arbetstidsförkortning – när? hur? A.
35. Dryckesförpackningar och miljö. Jo.
36. Anonymitet och tvångsmedel. Ju.
37. Smugglingsbrott och tulltillägg. Fi.
38. Yrkesinriktad rehabilitering. A.
39. Hemvist. Fi.
40. Kommunal utveckling. Fi.
41. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Bilagor. I.

Statens offentliga utredningar 1976

Systematisk förteckning

Justitiedepartementet

Delegationen för jämställdhet mellan män och kvinnor 1. Deltidsanställdas villkor. [6] 2. Deltidsarbete 1974. [7]
Sexuella övergrepp. [9]
Produktansvar I. Ersättning för läkemedelsskada. [23]
Anonymitet och tvångsmedel. [36]

Försvarsdepartementet

Säkerhetspolitik och totalförsvar. [5]
Utbildning i förvaltning inom försvaret. Del 3. [15]
Den militära underrättelsetjänsten. [19]

Kommunikationsdepartementet

Regionala trafikplaner – länsvisa sammanfattningar. [8]
Lokala trafikföreskrifter. [18]
Trafikbuller. Del 3. Buller från fritidsbåtar. [21]

Finansdepartementet

Bostadsbeskattning II. [11]
Företagens uppgiftslämnande. [12]
Byggnadsindex för husbyggnader och anläggningar. [13]
1975 års långtidsutredning. 1. Sveriges export 1975–1980. Bilaga 2 till 1975 års långtidsutredning. [22] 2. Den internationella bakgrunden. Bilaga 1 till 1975 års långtidsutredning. [27]
Smugglingsbrott och tulltillägg. [37]
Hemvist. [39]
Kommunal utveckling. [40]

Utbildningsdepartementet

Skolans ekonomi. [10]
Kårobligatorium? [14]
Folkhögskolan. [16]
Kultur åt alla. [20]
Musiken-människan-samhället. [33]

Jordbruksdepartementet

Dryckesförpackningar och miljö. [35]

Handelsdepartementet

Patentpolicykommittén. 1. Internationellt patentsamarbete II. [24] 2. Internationellt patentsamarbete II. Bilagor. [25]

Arbetsmarknadsdepartementet

Arbetsmiljöutredningen. 1. Arbetsmiljölag. [1] 2. Bakgrund till förslag om arbetsmiljölag. [2] 3. Rapport i psykosociala frågor. [3] 4. Internationella konventioner inom arbetarskyddet. [4]
Skador i arbetet. [17]
Arbetstidsförkortning – när? hur? [34]
Yrkesinriktad rehabilitering. [38]

Bostadsdepartementet

Bostadsverket. Samordning-decentralisering. [26]
Vattenkraft och miljö 3. [28]

Industridepartementet

Verkstadsindustrins arbetsmarknad. [29]
Aka-utredningen. 1. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Del I. [30] 2. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Del II. [31] 3. Spent nuclear fuel and radioactive waste. [32] 4. Använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Bilagor. [41]

Anm. Siffrorna inom klammer betecknar utredningarnas nummer i den kronologiska förteckningen

Nordisk utredningsserie (NU) 1976

Kronologisk förteckning

1. Nordiske naturgasudredninger
2. Maktstrukturer och styrelseformer inom teatern
3. Adult Education
4. Nordisk samarbeide om energisparing i byggsektoren
5. Norden och fackpressen
6. ILO og kvinner i arbeidslivet
7. Aikuiskasvatus Pohjoismaissa
8. Cooperation Agreements between the Nordic Countries
9. Medborgarskap för barn och jämlikhet vid naturalisation
10. Nordisk konvention om gränskommunalt samarbete

KUNGL. BIBL.
- 3 SEP 1976
STOCKHOLM

LiberFörlag
Allmänna Förlaget

ISBN 91-38-03033-0
ISSN 0375-250X