

SSI-rapport 95-32



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Postadress
171 16 STOCKHOLM

Gatuadress
Karolinska sjukhuset
Solna

Telefon
08-729 71 00

Ulf Bäverstam

Stråldoser och markbeläggning i Sverige efter en stor kärnkraftolycka

En utredning utförd av SSI i samråd med
SKI, september 1995

ISSN 0282-4434

Pris: 70 kronor



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Nummer / Number:
95-32

Datum / Date of Issue:
1995-12-14

Antal sidor / Number of
pages: 57

ISSN:
0282-4434

Titelblad / Title page

Författare / Author:
Ulf Bäverstam sammanhållande

Avdelning / Division:

Dokumentets titel / Title of the document:
Stråldoser och markbeläggning i Sverige efter en stor kärnkraftolycka
En utredning utförd av SSI i samråd med SKI, september 1995

Sammanfattning / Abstract:

Se nästa sida.

Nyckelord (valda av författaren) / Key words (chosen by the author):

Kärnkraftolycka, konsekvenser

Stråldoser och markbeläggning i Sverige efter en stor kärnkraftolycka

En utredning utförd av SSI i samråd med SKI, september 1995

Sammanfattning

Statens strålskyddsinstitut (SSI) har av Energikommissionen fått uppdraget att belysa de möjliga konsekvenserna av radioaktiva utsläpp från en svensk kärnkraftreaktor i händelse av ett svårt hårdhaveri. I uppdraget ingick också att diskutera synen på risksituationen i världen, samt att referera vad som sagts i tidigare viktigare utredningar. SSI har också i särskild bilaga redovisat inträffade reaktorolyckor.

Uppdraget har utförts av en arbetsgrupp inom SSI i samråd med Statens kärnkraftsinspektion (SKI), som lämnat underlag avseende värdering av risker och valda utsläppsparametrar.

Säkerheten mot reaktorolyckor bygger i första hand på kvalitetskrav på konstruktion, drift och underhåll av reaktorerna för att förebygga driftstörningar som kan hota säkerheten. Flera skydds- och säkerhetssystem finns för att hindra att driftstörningar som ändå inträffar leder till haverier. Reaktorinneslutningarna skyddar väl mot utsläpp vid eventuella haverier. Under 80-talet infördes som extra säkerhet utsläpps begränsande system och förberedda åtgärder för att förebygga överbelastning av inneslutningen och på andra sätt lindra konsekvenserna om ett mycket svårt hårdhaveri trots allt skulle inträffa. Kravet ställdes då att (bortsett från ädelgaserna) inte mer än 0,1 % av de radioaktiva ämnena i kärnan fick släppas ut till omgivningen.

Den resulterande säkerheten vid reaktorerna utvärderas återkommande under överinseende av SKI. Mycket hög säkerhet gäller som villkor för drifttillstånden. Teoretiskt går det dock inte att utesluta haveriförlopp som skulle kunna leda till större utsläpp, även om de förutsätter omständigheter och kombinationer av flera fel i säkerhetssystemen som är osannolika.

SKI har för belysning av riskbilden angivit haveriutsläpp vid mycket svåra reaktorhaverier som kan anses representativa för samtliga svenska reaktortyper, dels då de utsläpps begränsande systemen fungerar som avsett (två möjliga utfall), dels för ett rimligen tänkbart "värsta fall".

SSI har genomfört konsekvensberäkningar baserade på de av SKI lämnade uppgifterna. Dessa beräkningar visar:

I det fall de utsläpps begränsande åtgärderna fungerar fullt ut så blir konsekvenserna jämförelsevis begränsade. Beroende på vindriktning skulle mellan några enstaka och c:a 50 extra cancerdödsfall kunna inträffa i Europa under all tid till följd av olyckan. Skillnaderna mellan kraftverkslägena är inte så stor, men utsläpp vid Barsebäck ger ett något högre förväntat värde.

Livsmedelsproduktionen skulle påverkas inom de närmaste 10 kilometerna, dock i liten omfattning. Boende i inre beredskapszonen skulle behöva stanna inomhus under utsläppet.

Skulle de utsläpps begränsande åtgärderna fungera, men endast så att 0,1-procentskravet uppfylldes, skulle man vid förmånligt väder inte heller i detta fall förvänta sig mer än några enstaka extra cancerdöda för all tid framöver, medan vanligt förekommande väder skulle kunna ge 20 - 100 extra cancerdöda oberoende av kraftverk. Vid sällan förekommande mycket ogynnsamt väder stiger siffran upp mot 200, för Barsebäck kanske 500. Inga akuta skador kan förväntas.

Inomhusvistelse är befogad ut till ett antal mil i vindriktningen, och en sektor i vindriktningen bör utrymmas ut till 10 - 20 kilometer före molnpassagen. Eventuellt bör barn och gravida kvinnor som bor närmare än c:a 20 km från olycksplatsen evakueras under den första månaden efter olyckan. Omflyttning kan möjligen bli aktuell inom 5-10 km.

Markbeläggningen av jod kan vid regn bli stor stor på korta avstånd. Ut till 10 mil kan man, om utsläppet sker vid regn under betessäsongen, räkna med en jodbeläggning som innebär att korna inom ett kanske 5 - 10.000 km² stort område måste utfodras med ersättningsfoder under hela den resterande säsongen för att mjölken skall kunna användas. Om olyckan sker vid uppehållsväder berörs ett mindre område.

I det mycket osannolika, men teoretiskt möjliga, fallet att de utsläpps begränsande åtgärderna inte kan utnyttjas blir konsekvenserna betydligt större. Man kan inte utesluta att ett antal dödsfall i akut strålsjuka kommer att inträffa för personer som uppehållit sig inom de närmaste 5 kilometerna under utsläppet. Stora mängder radioaktivt material kommer att avsättas på marken och ge upphov till doser via livsmedel. Ut till 200 mil kan antalet cancerdöda vid gynnsam vind röra sig om några hundratal till följd av doserna under 50 år, vid mer normala väder och vindförhållanden kan antalet stiga upp emot 2.000 - 8.000 för att i de mest ogynnsamma fallen kanske uppgå till det dubbla.

Doserna under första dygnet rakt under plymen är i detta fall sådana att en snabb utrymning vore motiverad kanske ut till 100 - 150 km. Detta kommer dock inte att kunna ske, eftersom varningstiden kommer att vara otillräcklig. Den höga markdosen första månaden innebär att en mer långsiktig flyttning från området skulle kunna bli aktuell på avstånd ut till c:a 50 km.

Några hundra kvadratkilometer stora områden skulle kunna bli belagda med så mycket radioaktivt cesium att de blir oanvändbara under tiotals år. Mjolk producerad inom den närmaste månaden efter olyckan inom landskapsstora områden skulle få kasseras.

Innehållsförteckning

0 BAKGRUND	5
1 TIDIGARE UTREDNINGAR	5
2 UTSLÄPPSRISKER VID HAVERIER I SVENSKA REAKTORER	10
2.1 Förebyggande reaktorsäkerhet	10
2.2 Säkerhet mot utsläpp vid haverier	10
2.3 Riskbild	11
2.4 Genomförda risk- och säkerhetsanalyser för svenska reaktorer	12
2.4.1 PSA nivå 1	12
2.4.2 PSA nivå 2	13
2.5 Den internationella situationen	13
2.5.1 Forskning om svåra haverier	13
2.5.2 Säkerhetssyn och åtgärder mot svåra haverier	14
3 FÖRNYADE BERÄKNINGAR, UTGÅNGSPUNKTER	15
3.1 Hälsokonsekvenser - använda riskfaktorer	15
3.2 Faktorer av betydelse för konsekvenserna vid en inträffad olycka.	16
3.2.1 Vädret	16
3.2.2 Skyddsfaktorer	17
3.3 Effekter på livsmedel	17
3.4 Osäkerheter i beräkningsresultaten.	18
3.5 Olyckssekvenser - källtermer	19
3.5.1 Väl fungerande utsläpps begränsande åtgärder	19
3.5.2 Fungerande utsläpps begränsningar	19
3.5.3 Ej fungerande utsläpps begränsande åtgärder	20
3.6 Valda vädersituationer	20
4 BERÄKNINGSRESULTAT, SVENSK OLYCKA	20
4.1 Väl fungerande utsläpps begränsning, "realistiskt haveriutsläpp"	20
4.2 Fungerande utsläpps begränsning, "nominellt haveriutsläpp"	23
4.3 Ej fungerande utsläpps begränsning, "restriskutsläpp"	27
5 UTLÄNDSK STOR OLYCKA	34
6 BEHOV AV VÅRDRESURSER	35

	4
7 SANERINGSÅTGÄRDER - RESURSER, EFFEKTER OCH KOSTNADER	35
7.1 Allmänt	35
7.2 Jordbruksområden	36
7.3 Stadsmiljö	37
7.4 Skogsområden	37
7.5 Sötvatten	37
7.6 Kostnader	37
7.7 Allmänt	38
8 APPENDIX. VALDA PARAMETERVÄRDEN MM.	39
8.1 A1. Av SSI rekommenderade åtgärdsnivåer	39
8.2 A2. Parameterval, spridnings- och dosberäkningar	39
8.3 A3. Parametrar för behandlade källtermer	41
9 REFERENSER	42
BILAGA 1. SKI-PM. REPRESENTATIVA KÄLLTERMER.	
BILAGA 2. SSI-PM. INTRÄFFADE REAKTOROLYCKOR.	

0 Bakgrund

Statens strålskyddsinstitut har av Energikommissionen fått uppdraget att bland annat genom förnyade beräkningar belysa de möjliga konsekvenserna av radioaktiva utsläpp från en svensk kärnkraftsreaktor i händelse av ett svårt hårdhaveri. Beräkningarna skulle dels avse fall då de konsekvenslindrande anordningarna fungerar som avsett, och dels fall då dessa system trots allt inte får avsedd effekt (genom att reaktorinneslutningen skadas vid haveriet eller utsläppet på annat sätt tar vägar förbi haverifiltren). I uppdraget ingick också att diskutera den internationella synen på risksituationen i världen, samt att kortfattat referera vad som sagts i tidigare viktigare utredningar.

Ambitionen vid genomförandet av de förnyade konsekvensberäkningarna beräkningarna har varit att söka göra en så realistisk bedömning som möjligt av tänkbara konsekvenser om väl en olycka inträffat. I vissa fall har härvid andra antaganden gjorts än de som legat till grund för tidigare av SSI utförda beräkningar. Dessa nya antaganden, som baseras på senare års förbättrade kunskapsläge, redovisas och diskuteras i texten.

Uppdraget har utförts av en arbetsgrupp inom Statens strålskyddsinstitut i samråd med Statens kärnkraftsinspektion, som bl.a. lämnat underlag avseende värdering av utsläppsrisker (kapitel 2) och valda utsläppsparametrar (bilaga). Forskningschef Ulf Bäverstam, strålskyddsinstitutet, har varit sammanhållande för uppdraget.

1 Tidigare utredningar

Under de drygt 40 år som kärnenergin använts för elkraftproduktion har ett stort antal utredningar om kärnkraftens risker gjorts runt om i världen. Under 1950- och 60-talet var det ett fåtal rapporter från USA som dominerade risk- och konsekvensbedömningarna. I och med att vi började bygga ut kärnkraften i Sverige under 1970-talet och kärnkraftdebatten blev allt intensivare kom nya utredningar att produceras allt oftare. I det följande görs en mycket översiktlig genomgång av de historiskt sett viktigaste utredningarna genom åren ur svenskt perspektiv.

Parker och Healys beräkningar från 1955 var bland de första utredningarna i USA om effekterna av en reaktorolycka. De gällde i huvudsak de ekonomiska konsekvenserna av en olycka med en gaskyld reaktor, framför allt kostnader för att köpa in förorenad mark. För ett mycket stort utsläpp från en 1000 MW reaktor angavs kostnaden till 950 miljoner dollar. Beträffande personskador nöjde sig Parker och Healy med att säga att skadorna till människorna vid ett stort utsläpp skulle bli omfattande. Till exempel skulle ett utsläpp av alla fissionsprodukter från en 1000 MW reaktor kunna döda mellan 200 och 500 personer i en befolkningstäthet på 80 - 200 personer per km². Därtill skulle kanske 3000 - 5000 personer exponeras för skadliga nivåer även om evakuering skedde ganska snabbt.

Den första stora utredningen av konsekvenser efter en reaktorolycka var WASH-740 som publicerades av USAs atomenergikommission 1957. WASH-740 låg till grund för så gott som alla ställningstaganden som gällde reaktorsäkerheten fram till mitten av 1970-talet. Rapporten pekade framför allt på de potentiella riskerna med mycket svåra reaktorkatastrofer. WASH-740 räknade i det allvarligaste fallet med att alla säkerhetsåtgärder och alla konsekvenslind-

rande system slagits ut och att olyckan inträffade under exceptionellt ogynnsamma yttre omständigheter. Reaktorn förstörs då så häftigt att 50 procent av alla fissionsprodukter sprids i omgivningen. Även de mest långlivade och svårösliga produkterna antogs ha samma utsläppsbenägenhet. Rapporten pekade på att om utsläppet var varmt skulle fissionsprodukterna stiga till hög höjd och ingen utrymning skulle bli nödvändig. Om fissionsprodukterna däremot spreds vid samma temperatur som luftens (vilket numera anses orealistiskt för ett så stort utsläpp) skulle nära en halv miljon människor behöva evakueras och nära fyra miljoner människor skulle kunna bli berörda av någon form av restriktioner.

WASH-740 innehöll också en uppskattning av de kostnader som skulle uppkomma genom åtgärder på längre sikt efter en reaktorolycka. Kostnaderna beräknades för omflyttning under längre tid och för restriktioner för användning av mark och jordbruksprodukter. Ingridanden mot jordbruket skulle i värsta fall beröra en yta av 400000 km², vilket ungefär motsvarar Sveriges yta, och kostnaderna skulle kunna uppgå till 4 miljarder dollar. (Lindell och Löfveberg, 1972).

En analys av mera sannolika olyckor med mindre allvarliga följder gjordes i rapporten WASH-1250 som utgavs av USAs atomenergikommission 1973. Rapporten behandlade också utsläpp från den normala driften av lättvattenreaktorer och en uppskattning av cancerrisken från normalutsläppen gjordes också.

Rapporterna från 1950- och 60-talet ger naturligt nog inte underlag för realistiska risk- och konsekvensbedömningar i dagens läge. De både under- och överskattar riskerna. Det är främst iögonfallande att riskuppskattningarna enbart är begränsade till akuta strålskador. WASH-740 gav ingen antydning om risken för sena skador, t ex cancer. Även följderna av höga koncentrationer av radioaktiv jod i luften är negligerade. WASH-740 säger att den stråldos som bör kunna accepteras till sköldkörteln i en nödsituation är 20.000 mGy, "även om möjligheten till en och annan tumör måste erkännas". Som jämförelse kan sägas att SSI idag anger åtgärdsnivån 100 mGy för intag av jodtabletter för att avstyra för hög dos till sköldkörteln.

En milstolpe bland utredningarna om reaktorsäkerhet och konsekvenser utgörs av den amerikanska "Reactor Safety Study" - WASH-1400 som också kallas "Rasmussenrapporten". Den utgavs av NRC 1975. Rapporten låg till grund för de svenska konsekvensutredningarna under senare hälften av 1970-talet. WASH-1400 var en mycket omfattande studie som behandlade hela kedjan av händelser från säkerhetsanalyser och källtermer till stråldoser och hälsoeffekter på kort och lång sikt. Rapporten hade också en ekonomisk modell för att beräkna kostnaderna för en olycka. Till grund för WASH-1400 låg en teknisk analys av två amerikanska reaktorer, en kokarreaktor och en tryckvattenreaktor. Rapporten angav fem utsläppstyper för kokarreaktorer och nio för tryckvattenreaktorer. De värsta utsläppen hade typbeteckningarna BWR-1 respektive PWR-1 och innebar förlorad kylning och snabb nedsmältning av reaktorbränslet. När det smälta bränslet rinner ner i vattnet på reaktortankens botten sker en ångexplosion. Explosionen antogs förstöra reaktortanken och slå hål på inneslutningen så att de radioaktiva ämnena frigörs direkt till atmosfären. Senare har forskning visat att så mäktiga ångexplosioner inte kan inträffa (Ds I, 1980). Därmed kan BWR-1 och PWR-1 olyckan avskrivas. Kvar bland utsläppstyperna i WASH-1400 fanns dock flera andra fall som kunde tänkas ge svåra konsekvenser i omgivningen.

Den första stora utredningen i Sverige var den så kallade närförläggningsutredningen som presenterades 1974. (SOU, 1974). Den hade utrett säkerhetsfrågorna vid förläggning av kärnkraftverk nära större tätorter. Utredningen kom till stånd därför att Stockholms elverk 1968 hade ansökt om att bygga ett kärnkraftverk för kombinerad el- och värmeproduktion vid

Värtan, endast några kilometer från Stockholms centrum. Granskningen av Värtanprojektet ledde fram till att man ville fortsätta utreda möjligheterna till lokalisering av kärnkraftverk till tätorter mera generellt. Närförläggningens utredningen ansåg att närförläggning var ekonomiskt motiverad inom de tre största tätorterna inom landet. Utredningen ansåg att det var miljömässigt motiverat att bygga kärnkraftvärmeverk nära stora befolkningscentra genom att mängden luftföroreningar minskar. Man tänkte då på de utsläpp av svavel mm som skulle komma från alternativen olje- eller koleldade kraftvärmeverk. Verkningarna av de normala utsläppen av radioaktiva ämnen ansågs vara försumbara. Olycksriskerna diskuterades i utredningen och man ansåg att sannolikheten för en olycka var så liten att den kunde accepteras jämfört med andra olycksrisker i samhället. Om en olycka ändå skulle ske menade utredningen att inga dödsfall skulle kunna inträffa på längre avstånd än 3 km. Ett stort utsläpp av radioaktiv jod skulle ge överexponering av sköldkörteln, men skadorna ansågs relativt lindriga.

Närförläggningens utredningen ansåg det lämpligt att bygga kärnkraftvärmeverk i landets storstadsregioner, men att utpräglad närförläggning skulle undvikas tills man vunnit ytterligare erfarenheter av kärnenergiproduktion. Sammantaget kan sägas att närförläggningens utredningen hade en mycket positiv syn på kärnkraften och att man jämfört med senare utredningar förringade risken för olyckor och underskattade behovet av beredskapsåtgärder.

Energi- och miljökommittén presenterade 1977 sitt betänkande "Energi, hälsa, miljö" (SOU, 1977). Där beskrevs miljöeffekterna av olika energislag; vattenkraft, kärnkraft, kol, olja och naturgas. I en rapport till kommittén redovisar SSI kärnkraftens miljöpåverkan. Framför allt behandlas stråldoserna från de olika hanteringsprocesserna från urangruvan över bränsletillverkning, transporter, utbränning i reaktor och fram till långtidslagring av kärnbränslet. SSI angav som riktlinje att den totala dosintekningen i befolkningen från kärnkraftproduktion inte borde överskrida 1 manrem per megavatt producerad elektrisk effekt och år (med moderna enheter 0,01 manSv per MWår). Konsekvenserna av en stor olycka behandlas mycket översiktligt i rapporten. I beräkningarna utgick SSI från utsläppstypen BWR-3 från WASH-1400. SSI angav att livshotande doser skulle kunna uppstå i närområdet kring kärnkraftverket och att konsekvenserna för omgivningen blir starkt beroende av vädret.

Regeringen tillkallade i januari 1977 den så kallade Energikommissionen för att utarbeta alternativa förslag till utformning av energipolitiken fram till 1990. Energikommissionen studerade riskerna för olyckor med stora konsekvenser i form av sjukdomar och dödsfall och omfattande miljöskador från användningen av kol, olja, gas, vattenkraft och kärnkraft. I sitt slutbetänkande i juni 1978 (SOU, 1978:49) ansåg Energikommissionen att sannolikheterna för stora olyckor var av samma storleksordning för kolbrytning, oljehantering, kärnkraftverk och vattenkraftdammar. Kommissionen menade att de risker som otvivelaktigt var förenade med kärnkraften var godtagbara med hänsyn till alternativen. Vidare ansåg kommissionen att alla rimliga åtgärder skulle vidtas för att minska de möjliga konsekvenserna av en olycka.

Den 28 mars 1979 inträffade den första stora olyckan med härdsmlta i en kraftproducerande reaktor när block nummer två vid reaktoranläggningen Three Mile Island utanför Harrisburg i USA havererade. Reaktorn hade varit i drift i exakt ett år när olyckan hände. En avblåsningsventil fastnade i öppet läge efter ett snabbstopp. Det startade en serie händelser som orsakade att kylningen delvis gick förlorad. En del av reaktorbränslet smälte ner inom loppet av ca två timmar. Reaktorn var inbyggd i en inneslutning som gjorde att de radioaktiva ämnena kunde hållas kvar. Det var i stort sett bara radioaktiva ädelgaser som kom ut i omgivningen. Mindre än 10 procent av ädelgaserna i reaktorn släpptes ut. De högsta stråldoserna strax utanför reaktoranläggningen blev mindre än årsdosen från den naturliga

bakgrundsstrålning. Studier som gjorts efter olyckan har visat att den allvarligaste hälsoeffekten av haveriet var svår psykisk stress.

I Sverige ledde olyckan i Three Mile Island till beslutet om folkomröstning om kärnkraften. Händelsen gjorde också att den svenska regeringen tillsatte en reaktorsäkerhetsutredning som skulle överväga om det fanns anledning att omvärdera kärnkraftens risker och utreda vilka åtgärder som borde sättas in för att stärka säkerheten vid de svenska kärnkraftverken. Utredningen presenterade sitt betänkande i november 1979. Man konstaterade att det inte kommit fram något som tydde på att svenska reaktorer var avsevärt osäkrare än de amerikanska typanläggningar som studerats i WASH-1400. Tvärtom ansåg utredningen att svenska reaktorer hade en bättre säkerhet än många amerikanska. Utredningen diskuterade ett antal säkerhetshöjande åtgärder. Det mest genomgripande förslaget var idén om utsläpps begränsande åtgärder. Genom att koppla en säkerhetsventil till reaktorinneslutningen och låta utsläppet passera en filterkammare skulle trycket kunna minskas och ett brott på inneslutningen undvikas om en hårdsmälta inträffade. En stor del av de radioaktiva ämnena skulle stanna kvar i filtret. Regeringen antog förslaget och föreskrev att Barsebäcks kärnkraftverk skulle installera en tryckavlastande filteranläggning senast 1985. Övriga verk installerade filteranläggningar under senare hälften av 80-talet.

I december 1979 presenterade SSI utredningen "Effektivare beredskap" (SSI, 1979) som behandlade konsekvenserna av reaktorolyckor i Sverige. SSI räknade på konsekvenser av utsläpp av radioaktiva ädelgaser, radioaktiv jod och ett "värsta fall" där även en stor del av fissionsprodukterna släpps ut. Som värsta fall använde SSI ångexplosionsfallen BWR-1 och PWR-1A från WASH-1400 (som senare har kunnat avskrivas). I utredningen hade SSI också räknat med ett typfall utan ångexplosion, BWR-2, som i vissa vädersituationer kunde ge större följder än ångexplosionsfallen. SSI fann att riskerna för akuta strålskador var högst om utsläppet skedde samtidigt som det regnade. Då skulle akut strålsjuka och dödsfall kunna inträffa för oskyddade personer upp till 20 km avstånd från verket. Vid torrt väder var risken från inandade radioaktiva ämnen större än risken från markbeläggningen på kort sikt. Ut till ca 20 km avstånd skulle oskyddade människor kunna drabbas av svåra lungskador. Skador på sköldkörteln hos barn beräknades kunna inträffa ut till 20 -30 km avstånd och i extrema fall upp till 50 km avstånd. Antalet dödsfall i cancer beräknades bli mellan 3.000 och 150.000 beroende på vindriktning och väder vid utsläppet. Detta katastroffall baserades på antagandet att alla radioaktiva ädelgaser, 90 procent av den radioaktiva joden, 50 procent av radioaktivt cesium och mellan 3 och 30 procent av övriga radioaktiva ämnen i härden skulle frigöras. Det innebär att utsläppet skulle vara ungefär lika stort som det från Tjernobylnkatastrofen.

SSI föreslog i "Effektivare beredskap" ett antal beredskapshöjande åtgärder. Regeringen beslöt att de flesta åtgärderna skulle genomföras. Bland annat fick länsstyrelserna i kärnkraftslänen ökade resurser för beredskapsplanering och övningar. En inre beredskapszon ut till 12 - 15 km avstånd kring kärnkraftverken infördes. Inom zonen skulle alarmering av befolkningen kunna ske och en planering finnas för utrymning. SSI föreslog också att utdelning av jodtabletter skulle ske i förväg ut till 10 km avstånd eftersom det vid en olycka är omöjligt att hinna med att fördela tabletterna tillräckligt snabbt. Senare beslöt regeringen att jodtabletter skulle förhandsutdelas i hela inre beredskapszonen.

I februari 1980 publicerade Försvarets forskningsanstalt (FOA) en konsekvensutredning för kärnkraftverk som utsatts för krigshandlingar. FOA-utredningen hade också utgått från haverisekvenser från WASH-1400 och konsekvenserna för omgivningen skilde sig inte väsentligt från bedömningarna i SSIs utredning "Effektivare beredskap". FOA pekade speciellt på att

skyddet mot utsläpp av radioaktiva ämnen i beredskap och krig kunde vara bättre än i fred eftersom det då finns tillgång till skyddsrum och befolkningsskyddsmask (Finck *et. al.*, 1980).

På grund av den danska oron för kärnkraftverket i Barsebäck tillsatte den danska och svenska regeringen 1983 en dansk-svensk kommitté för att utreda konsekvenserna i Danmark efter en eventuell olycka i Barsebäck. Det var inte den första utredningen om Barsebäck. Några år tidigare hade utredningar om Barsebäck gjorts på uppdrag av SKI (Edlund och Gyllander, 1978) och på uppdrag av den svenska energikommissionens arbetsgrupp för säkerhet och miljö (DsI, 1978:33). Barsebäcksverket jämfördes där med en liknande anläggning i USA. Parallellt med dessa arbeten hade en utredning gjorts med hjälp av en amerikansk expert där följdverkningarna av några hypotetiska stora haverier beskrevs (Ds I, 1978:32).

Barsebäckskommittén beställde konsekvensberäkningar både av danska och svenska experter. Danmark valde att räkna konsekvenser för de stora utsläppen från WASH-1400 med beteckningarna BWR-2 och BWR-3. I Sverige gjordes beräkningar både för haverier med och utan filtrerad tryckavlastning. Anläggningen för filtrerad tryckavlastning, FILTRA, projekterades just då i Barsebäck. I beräkningarna använde Sverige för första gången en storlek på utsläppet (källterm) som var speciellt beräknad av SKI för FILTRA-fallet i Barsebäck (SKI, 1983).

Barsebäckskommittén överlämnade sitt resultat till de danska och svenska regeringarna i mars 1985 (DsI, 1985). FILTRA-fallet innebar att mängden cesium i utsläppet minskades avsevärt.. För Köpenhamns del kunde man räkna med att markbeläggningen under den första månaden gav en utomhusdos som var ungefär lika stor som den naturliga bakgrundsstrålningen från uran, torium och kalium i marken. Inomhus skulle dosen bli betydligt lägre. Kollektivdosen med vind mot Danmark beräknades till 4.800 manSv vilket med den nya omräkningsfaktorn för cancerrisk (ICRP, 1991) skulle ge knappt 250 cancerdödsfall i Danmark under en 30-årsperiod. Hälften av kollektivdosen beräknades komma från livsmedel.

Efter reaktorkatastrofen i Tjernobyl i april 1986 tillsatte regeringen en beredskapsutredning för att undersöka hur beredskapen mot kärnkraftolyckor kunde förbättras (SOU, 1989:86). Utredningen ledde till en proposition 1991/92:41 om samhällets åtgärder mot allvarliga olyckor. I propositionen föreslår regeringen förändringar i räddningstjänstlagen. Bland annat åläggs kommunerna att planera för varning och information till allmänheten och länsstyrelserna åläggs att ansvara för sanering efter utsläpp av radioaktiva ämnen från en kärnteknisk anläggning. Antalet mätstationer för förvarning vid förhöjda strålnivåer skulle ökas. Härtill kom förbättrade resurser för mera avancerade strålningsmätningar. Detta gjorde att SSI kunde skriva avtal med tio forskningslaboratorier om att hålla kompetens och utrustning för specialmätningar i beredskap.

På grund av den i riksdagen beslutade kärnkraftavvecklingen fick SKI och SSI i juni 1989 i uppdrag av regeringen att redovisa säkerhets- och strålskyddsbedömningar som kunde vara av betydelse för valet av vilka reaktorer som skulle ställas av först i Sverige. SSIs och SKIs bedömning var att inget enskilt kärnkraftverk kan särskiljas från de övriga vad gäller omgivningskonsekvenser vid ett haveri där de utsläpps begränsande systemen fungerar på avsett vis (SKI-SSI, 1990). Endast i fråga om konsekvenser av s.k. restriskolyckor skulle ett stort utsläpp under gynnsamma väderförhållanden kunna medföra akuta dödsfall på någon och möjligen några mils avstånd från kraftverket. Med restriskolycka menas det mindre sannolika fall där de konsekvenslindrande systemen inte fungerar. Markbeläggningen vid en restriskolycka skulle kunna bli så stor att det blev nödvändigt med omflyttning från områden som drabbats av den högsta markbeläggningen. Utredningen angav att konsekvenserna av en sådan stor katastrof skulle kunna bli större i Barsebäck än vid de övriga kärnkraftverken på grund av

närheten till Malmö och Köpenhamn. Utredningen påpekade också att utländska reaktorer hade en högre sannolikhet för haverier och att behovet av en beredskapsorganisation anpassad för denna risk kvarstår även om kärnkraftverken i Sverige avvecklas.

2 Värdering av utsläppsrisker vid haverier i svenska reaktorer

2.1 Förebyggande reaktorsäkerhet

Säkerheten vid reaktorerna bygger på att vidmakthålla de fysiska barriärer som innesluter de i reaktorhärden bildade radioaktiva produkterna. Barriärerna består av bränslet självt (ett keramiskt material med god förmåga att binda de radioaktiva produkterna), bränslets kapsling, tryckkärlsstålet i reaktortanken och anslutande system samt den solida, metertjocka reaktorinneslutningen av armerad betong.

Enligt internationellt vedertagen praxis skall säkerheten "försvaras" på djupet i flera led, enligt den s.k. djupförsvarsprincipen (IAEA 1988, 1993). Första ledet består i att upprätthålla hög kvalitet i konstruktion, drift och underhåll för att förebygga driftstörningar. Som ett andra led skall finnas skydds- och säkerhetssystem som kan återföra anläggningen i säkert läge om störningar ändå inträffar. Reaktorsäkerheten bygger i första hand på dessa två första förebyggande led i djupförsvaret. Som ett tredje och sista led skall därtill finnas system och förberedda åtgärder för att lindra konsekvenserna om en olycka trots allt skulle inträffa.

Grundläggande säkerhetsfunktioner är reaktorns avstängning, inneslutning, kylning - också sedan reaktorn stängts av - samt bortförselelsen av det bildade värmets. Till djupförsvarsprincipen hör att säkerhetsfunktionerna ges tillräckliga marginaler och tillräcklig redundans (flera oberoende funktioner) med hänsyn till tänkbara komplikationer, felfunktioner och osäkerheter.

Säkerheten utvärderas med säkerhetsanalys, omfattande såväl tekniska som organisatoriska förhållanden, och probabilistisk säkerhetsanalys, s.k. PSA. PSA är en metod för systematisk kartläggning av hur händelser och störningar som kan inträffa och fel som kan uppstå i säkerhetssystemen kan leda till att reaktorhärden havererar (PSA nivå 1) och därmed eventuellt till utsläpp (PSA nivå 2). Det gäller bl.a. att verifiera att inget enskilt fel kan slå ut en hel säkerhetsfunktion ("enkelfelskriteriet") och att för säkerheten viktiga operatörsåtgärder inte behöver förutsättas inom 30 minuter efter en inträffad störning ("30-minutersregeln").

2.2 Säkerhet mot utsläpp vid haverier

De svenska reaktorerna är numera - vid Barsebäckverket sedan 1985 och i övrigt sedan 1989 - försedda med konsekvenslindrande anordningar och system som skall begränsa utsläppen av radioaktivitet till tolererbar nivå också vid mycket svåra haverier. Det på detta sätt förstärkta skyddet mot utsläpp bygger dessutom på förberedda operatörsingripanden som återkommande övas. Regeringen har som mål fastställt att utsläppen vid flertalet typer av svåra haveriförlopp begränsas till radioaktiva ädelgaser och mindre än 0,1% av härdinnehållet av radioaktiva ämnen som kan ge långvariga markbeläggningar, såsom cesium (regeringsbeslut 1982-06-2782). Därmed undviks samtidigt att utsläppet kan orsaka akuta strålskador.

De konsekvenslindrande systemen har främst till uppgift att skydda reaktorernas inneslutning mot att övertryckas eller på annat sätt skadas vid vissa särskilt svåra haveriförlopp. En väsentlig roll spelar vattenstrilning av inneslutningsvolymen för att kyla den, dämpa tryckuppbyggnaden och binda frigjord radioaktivitet. Genom de s.k. haverifiltren kan inneslutningen tryckavlastas med filtrering av utsläppet om det vid ett svårare haveri skulle uppstå risk för att inneslutningen övertrycks. Filtren gör det också möjligt att efter ett haveri stabilisera läget genom att göra inneslutningen trycklös och tillföra vatten i stora mängder tills den havererade härden är helt vattentäckt och kyld. Andra väsentliga åtgärderna som vidtagits för att förstärka omgivningsskyddet är kompletteringar för att säkra nödvändig vattenförsörjning i haverisituationer.

Trots allt går det dock inte att helt utesluta haveriförlopp som skulle kunna leda till större utsläpp, även om de är osannolika. Det framgår även av regeringens beslut angående de utsläppsbegränsande åtgärderna att extremt osannolika händelser inte behöver beaktas vid utformningen av de konsekvenslindrande systemen. I det följande diskuteras hårdhaverier där de konsekvenslindrande systemen fungerar som avsett, men också det ytterst osannolika fallet att de inte fungerar.

2.3 Riskbild

Risken för olyckor kan beskrivas med ett representativt urval av tänkbara olycksscenarier, inklusive det värsta tänkbara, med tillhörande sannolikheter.

Sannolikheten för en olycka är oddsen för att en olycka inträffar med reaktorn under ett visst tidsintervall. Sannolikheten kan t.ex. vara "en på en miljon reaktorår". Den kan vara mycket låg även om de störningar eller "inledande händelser" som skulle kunna utlösa olyckan - t.ex. elavbrott - eller de fel som kan uppstå i säkerhetssystemen inte är osannolika. Däremot krävs att sannolikheten är låg för kombinationer av flera fel i säkerhetssystemen som skulle kunna utlösa olyckan.

För att kunna ge en representativ riskbild krävs probabilistisk säkerhetsanalys (PSA) för att klarlägga vilka olika vägar händelseförlopp kan ta. Analysen förutsätter ingående kunskap om de komplexa system som reaktorer är, där människans roll och felhandlande spelar en stor roll. Väldokumenterad driftserfarenhet behövs för att i analysen kunna anta frekvenser av inledande händelser (t.ex. elavbrott) och sannolikheter för fel i säkerhetssystemen. Vidare behövs kunskap om de fenomen som bestämmer verkningarna av olika händelseförlopp, exempelvis för att undersöka om reaktorinneslutningen håller för de påfrestningar den kan utsättas för (s.k. deterministisk säkerhetsanalys).

Till riskbilden hör de osäkerheter som är förenade med säkerhetsanalysen. Betydande osäkerheter återstår vad gäller kunskapen om fenomen vid haverier. Dessa speglas av den aktuella forskningen på området, som berörs nedan.

En viktig fråga är vidare med vilken säkerhet det går att utesluta att okända eller oförutsedda faktorer bidrar till olycksrisken, särskilt när det gäller komplexa system som en reaktor. Okända eller oförutsedda olycksförlopp får allt större betydelse ju lägre sannolikhet som beräknas för en olycka med de riskfaktorer som kan förutses. En beräknad olycksrisk i

storleksordningen 10^{-6} (en på miljonen reaktordriftår) eller mindre¹ måste därför tolkas med försiktighet.

Även om riskbilden kan vara väl klarlagd kan det å andra sidan vara osäkert vilka slutsatser som bör dras av den t.ex. för val av beredskapsstrategi. Frågan kan t.ex. vara vilket av flera möjliga olycksscenarioer i riskbilden som skall anses representera det "värsta fallet", bl.a. med hänsyn till att de värsta olyckorna är långt mindre sannolika än de måttliga olyckorna.

2.4 Genomförda risk- och säkerhetsanalyser för svenska reaktorer

Säkerhetsanalys med PSA (se under avsnittet 2.1) ingår i den med 8-10 års mellanrum återkommande särskilda säkerhetsgranskning av varje reaktor som reaktorägarna är ålagda att genomföra och som SKI har att granska och rapportera till regeringen (ASAR - ASoperated Safety Analysis Report). Analysen har i den första omgången av ASAR-programmet (ASAR-80) endast omfattat PSA nivå 1, dvs analys av risken för hårdhaverier, men kompletteras i den pågående andra omgången (ASAR-90) med utsläppsanalys, PSA nivå 2.

PSA-studierna pågår numera fristående från ASAR-programmet och uppdateras fortlöpande under SKI:s tillsyn. PSA, framför allt nivå 1, används även i det löpande säkerhetsarbetet, t.ex. i säkerhetsgranskningen av anläggningsändringar.

2.4.1 PSA nivå 1

För samtliga svenska reaktorer finns PSA-studier som har granskats av SKI. Dessa ger alla en uppskattning av sannolikheten för hårdhaveri i storleksordningen 10^{-5} per reaktorår (1 haveri per 100 000 reaktorår). Denna sannolikhet svarar mot en internationellt vedertagen målsättningförsäkerhetsarbetet vad gäller projektering av nya reaktorer (IAEA/INSAG) (IAEA 1988). För äldre reaktorer i drift är motsvarande målsättning 10^{-4} per reaktorår (1 haveri per 10 000 reaktordriftår).

Som framgått ovan är PSA-studierna i första hand avsedda att identifiera behov av säkerhetsförbättringar. Studierna kan bara med viktiga reservationer bilda utgångspunkt för bedömning av den "verkliga" risken för hårdhaverier. De har sålunda - både internationellt och i Sverige - först på senare tid utvidgats till att även omfatta s.k. yttre händelser, dvs risker i anslutning till brand, översvämning, jordbävning, tappade tunga lyft etc, och till andra driftlägen än drift vid full effekt. Studierna utvecklas vidare mot att bli mera detaljerade och på det sättet fullständigare. Risker som bottenar i mera komplicerade mänskliga eller organisatoriska förhållanden kan inte kvantifieras och på det sättet beaktas i PSA. De PSA-studier av de svenska reaktorerna som för närvarande föreligger representerar en varierande grad av utveckling men ligger enligt SIK:s uppfattning väl framme i ett internationellt perspektiv.

Det kan på grund av vad som framhållits inte uteslutas att PSA-resultaten underskattar haveririskerna. Resultaten har dock ett ökande stöd i form av erfarenhetsunderlag vad gäller den faktiska förekomsten av händelser som kan inleda haveriförlopp (t.ex. nätbortfall eller rörbrott) och fel som faktiskt kan uppstå i säkerhetssystemen. Ofullständigheter och osäkerheter kompenseras även genom försiktighet i analysförutsättningarna.

¹ Ett exempel på en sannolikheten i storleksordningen 1 på miljonen kan vara risken för en viss person att dö ett visst år efter att ha träffats av blixten. Sannolikheten 1 på 10 miljoner motsvarar då t.ex. att personen skall träffas av blixten under en i förväg utpekad månad.

2.4.2 PSA nivå 2

Redovisningen från kraftföretagen till grund för SKI:s godkännande av de utsläppsbegränsande åtgärder som vidtagits vid de svenska kärnkraftverken (1985 för Barsebäck och 1988 för övriga svenska reaktorer) omfattade även översiktliga utsläppsanalyser. Till grund låg omfattande forskning om fenomenen vid svåra reaktorhaverier och möjligheterna att realisera ett förbättrat omgivningsskydd. Mera avancerade metoder för systematisk utsläppsanalys, PSA-nivå 2, har dock utvecklats först på senare tid, i stor utsträckning med den säkerhetsstudie för vissa amerikanska reaktorer som genomfördes av NRC under slutet av 80-talet som förebild.

Moderna PSA-studier på nivå 2 har hittills redovisats för SKI för reaktorerna i Barsebäck, som tillhör den äldre generationen av kokvattenreaktorer med externpumpar, och för tryckvattenreaktorn Ringhals 2 som i väsentliga avseenden är representativ för de två övriga tryckvattenreaktorerna, Ringhals 3 och 4. Liknande analyser pågår för övriga reaktorer, däribland Forsmark 3, representativ för den senaste generationen av kokvattenreaktorer.

PSA-studien (nivå 2) av Ringhals 2 (Vattenfall 1994) har granskats av SKI och bedömts vara ingående och förebildlig även i ett internationellt perspektiv. SKI:s granskning av PSA-studien av reaktorerna i Barsebäck pågår men har bidragit till den belysning utsläppsriskerna som nu kan ges.

De reservationer som framhållits ovan vad gäller användningen av PSA nivå 1 för belysning av den allmänna riskbilden gäller naturligtvis även för studierna på nivå 2.

Enligt hittills redovisade analysresultat, som alltså gäller Ringhals 2 och Barsebäckreaktorerna, är sannolikheten för att ett hårdhaveri leder till utsläpp, som är större än tillåtet enligt säkerhetsmålet, mellan 10^{-6} och 10^{-7} per reaktorår. Resultaten visar att de konsekvenslindrande systemen väsentligt minskar risken för större utsläpp vid reaktorhaverier, särskilt vid långvarigare förlopp. Samtidigt visar de att haveriförlopp inte kan uteslutas, där de konsekvenslindrande systemen inte får avsedd effekt, även om sådana förlopp har mycket låg sannolikhet.

2.5 Den internationella situationen

2.5.1 Forskning om svåra haverier

Insatserna på forskning inom svåra haverier är alltsedan reaktorolyckorna i Harrisburg 1979 och Tjernobyl 1986 fortfarande stora i de större kärnkraftnationerna, som Tyskland, Frankrike, USA och Japan. Den del av forskningsprogrammet Nuclear Fission Safety inom EU:s fjärde ramprogram som avser säkerhet behandlar till mycket stor del tekniska frågor i anslutning till svåra haverier (EU 1994). I en utredning om forskningsbehoven på kärnsäkerhetsområdet i en internationell expertgrupp inom OECD/NEA framhålls också starkt behovet av fortsatt forskning inom svåra reaktorhaverier.

Från svensk sida deltar SKI och de svenska kärnkraftföretagen tillsammans med ett tjugotal andra länder i ett internationellt forskningsprogram som organiseras av NRC i USA, det s.k. CSARP-programmet (Cooperative Severe Accident Research Program). SKI och de svenska kraftföretagen bedriver även sedan länge egen forskning på området (projekten FILTRA, RAMA, HAFOS och senast APRI), till en del i nordiskt samarbete (NKS). SKI bekostar en

professur i ämnet kärnsäkerhetsforskning vid KTH som för närvarande har svåra reaktorhaverier som huvudinriktning.

Forskningsfrågorna rör - internationellt såväl som nationellt - väsentligen härdsnätförloppet och dess inverkan på reaktortanken och det vidare förloppet i inneslutningen vid en eventuell genomsmältning av tanken, härdsnältans kylbarhet med vatten i reaktortanken och i inneslutningen, risken för ång- och vätgasexplosioner samt metoder för haveribekämpning, t.ex. sätt att förebygga vätgasexplosioner och att vattenflöda och återkyla en överhettad reaktorhård.

Betydande insatser görs på att omsätta forskningsresultaten i datorprogram som kan användas i säkerhetsanalysen för beräkning av olika haveriförlopp och effekten av konsekvenslindrande system och metoder för haveribekämpning. Forskningen inom det nordiska kärnsäkerhetsprogrammet har bland annat gällt jämförelser mellan den i Sverige använda datorprogrammet MARA och andra liknande program.

2.5.2 Säkerhetssyn och åtgärder mot svåra haverier

Internationellt finns genom den 1994 beslutade säkerhetskonventionen en betydande samsyn om de allmänna målsättningarna och principerna för reaktorsäkerhetsarbetet. Som nämnts ovan finns även internationellt rekommenderade, probabilistiska mål för säkerhetsarbetet (dvs angivna, med PSA beräknade, risknivåer vid vilka säkerhetsförbättringar bör övervägas (IAEA/INSAG)). Det finns även internationellt rekommenderade strategier för värdering av säkerheten vid äldre anläggningar som inte i alla avseenden uppfyller väsentliga moderna normer och krav och för att vidta de åtgärder som säkerheten kräver.

Betydande säkerhetsbrister, t.ex. frånvaro av reaktorinneslutning, finns på vissa håll i världen, bl.a. i före detta Sovjetunionen.

Åtgärder för att förbättra skyddet mot utsläpp vid reaktorhaverier har vidtagits, pågår eller övervägs i ett flertal länder. Sverige har, tillsammans med Frankrike, varit föregångare genom det åtgärdsprogram för de svenska reaktorerna som genomfördes under 80-talet.

Behovet av åtgärder har ifrågasatts med hänsyn till den vikt som läggs vid den förebyggande säkerheten, dvs vid att förhindra att härdsnäthaverier överhuvudtaget inträffar. En sådan syn har visst berättigande med tanke på att utsläppsriskerna, när ett härdsnäthaveri väl har inträffat, enligt PSA-studier inte är försumbara även om reaktorerna försetts med utsläppsbegränsande åtgärder. I t.ex. Japan och USA har sålunda inte ställts ovillkorliga krav på att reaktorerna som standard skall förses med sådana. Krav har i stället ställts på noggrann individuell utvärdering av anläggningarna och deras svagheter för att vid behov vidta specifika åtgärder (Individual Plant Examination, IPE i USA). Erfarenheterna av det svenska åtgärdsprogrammet för att minska utsläppsriskerna är å andra sidan att det samtidigt i praktiken verksamt bidragit till att minska riskerna för härdsnäthaverier.

Samtidigt läggs numera genomgående stor vikt vid förberedelser som kan göras vid anläggningarna för att hantera haverisituationer och minska risken för radioaktiva utsläpp. Inom OECD/NEA har en arbetsgrupp gått genom läget i Belgien, Finland, Frankrike, Tyskland, Italien, Japan, Sverige, England, och USA. Det har då gällt åtgärder som bör finnas förberedda, t. ex. att tillföra nödkylvatten, reducera trycket i reaktorn, aktivera gniständare för att förbränna vätgas, reducera trycket i inneslutningen genom haverifilter, flöda utrymmen under reaktorn där härdsnältorna kan hamna etc. Det framgår av NEA-arbetsgruppens rapport att betydande enighet råder om betydelsen av sådana förberedda åtgärder men att ambitionsgraden

varierar när det gäller att göra investeringar som kan krävas i större ändringar eller kompletteringar i anläggningarna.

Som exempel kan nämnas att krav på filtrerad inneslutningsventilering numera ställs, förutom i Sverige, i Tyskland, Frankrike, Schweiz, Finland (dock inte för anläggningen i Loviisa där förutsättningarna är andra) och Holland.

3 Förnyade beräkningar, utgångspunkter

3.1 Hälsokonsekvenser - använda riskfaktorer

Effektiv dos är ett mått på bestrålning som konstruerats för att svara mot risken för sena skador av strålning (huvudsakligen cancer och genetiska skador), oberoende av hur strålningen träffar kroppen. Effektiv dos mäts i enheten sievert, förkortad Sv. En tusendels sievert, en millisievert, förkortas mSv. Strålskyddsinstitutet använder i sitt arbete de senaste av internationella strålskyddskommissionen ICRP angivna riskfaktorerna. För cancer med dödlig utgång är faktorn 0,05 per Sv i effektiv dos, ICRP-60 (1991) vid låga strålnivåer (om den effektiva dosen är under några hundra mSv det första dygnet). Härtill lägger ICRP en på ett speciellt sätt viktad faktor 0,023 som skall avse övrig skada till följd av bestrålningen (cancer utan dödsfall och genetiska skador). Faktorn för död i cancer skall tolkas så att om en genomsnittsperson i en genomsnittsbefolkning erhåller dosen 1 Sv över en viss tid så ökar sannolikheten att personen dör i cancer med 5 %. För en äldre person är den tillkommande sannolikheten lägre än så, för en ung person anses den vara större. För högre strålnivåer anger ICRP-60 risken för dödsfall till c:a 10 % per Sv.

Antalet cancerfall i en bestrålad grupp kan beräknas utifrån summan av alla doserna i gruppen, den så kallade kollektivdosen. Kollektivdosen anges i enheten mansievert (manSv). I denna rapport anges i resultatsammanställningarna över sena skador endast antalet förväntade dödsfall i cancer, beräknat som 5 % av kollektivdosen i manSv vid doser under 200 mSv första dygnet, som 10 % vid högre förstadygnsdoser. Riskfaktorn för död i cancer har tidigare antagits ha ett lägre värde. SSI räknade i rapporten Effektivare beredskap 1979 (SSI 1979) risken för dödsfall som 2 % per Sv.

Riskfaktorn för sena skador har sedan 50-talet räknats upp vid några tillfällen. Man kan inte utesluta att framtida forskningsresultat leder till att värdet höjs ytterligare något. Det kan i dag dock inte försvaras att använda andra än de av ICRP rekommenderade värdena.

Akuta dödsfall efter bestrålning inträffar så gott som aldrig vid individuella stråldoser under 1 Sv. Ökar dosen däröver ökar gradvis sannolikheten för att den bestrålade individen skall avlida. Vid doser över 6 Sv är sannolikhet för död till följd av strålningen runt 50 %. Riskfaktorerna avseende akuta skador har inte förändrats nämnvärt genom åren. Möjligheterna att rädda överbestrålade personer till livet har eventuellt förbättrats något.

3.2 Faktorer av betydelse för konsekvenserna vid en inträffad olycka.

3.2.1 Vädret

De meteorologiska förhållanden som råder vid utsläppsplatsen och längs den radioaktiva plymens väg påverkar konsekvenserna av olyckan, vad gäller både omfattning och typ av konsekvenser. De faktorer som man brukar ta hänsyn till vid konsekvensberäkningar är i första hand vindriktningen som styr plymens väg, och om det faller nederbörd eller ej längs plymens väg, vilket på ett avgörande sätt påverkar hur de radioaktiva substanserna avsätts (deponeras) på marken. Övriga väderfaktorer som spelar in är bland annat vindhastigheten, det marknära luftskiktets stabilitet och den s.k. blandningshöjden². Högre vindhastigheter, mer instabila förhållanden och högre blandningshöjd medför större utspädning och omblandning, och därmed så gott som alltid lägre stråldoser.

Studerar man hur konsekvenserna av en olycka beror på de olika väderfaktorerna så visar det sig att det två första, vindriktning och eventuell nederbörd, har en dominerande inverkan jämfört med de övriga. Vindriktningen (eller snarare plymens väg) avgör ju om befolkningstäta eller befolkningsglesa områden skall drabbas. Nederbörd kan ge kraftig lokal deponering, vilket i sin tur kan leda till stora problem för jordbruket, och i vissa fall ge upphov till höga kollektivdoser inom begränsade områden.

Vid beräkningar av konsekvenser ut till mycket stora områden spelar den aktuella vädersituationen en mindre roll än om man enbart studerar konsekvenser ut till några mils avstånd. Plymen kan vid skilda vädertyper komma att röra sig över olika områden, och doserna kan bli av skilda slag. Så t.ex. ger en väl sammanhållen plym allvarligare konsekvenser nära plymens mittlinje än en plym som spridits kraftigt. Men den spridda plymen ger fler cancerfall på något större avstånd från plymcentrum. Det för ett stort område beräknade totala antalet cancerfall skiljer därför i regel mindre än en faktor tio mellan olika vädertyper. Ett regn under någon del av plympassagen ökar depositionen och därmed dosen från mark i området som berörs av nederbörd, men minskar inandningsdosen och depositionen utanför detta område eftersom plymen utarmas på radioaktivt material. Den inandningsdos som skulle ha erhållits i omedelbar anslutning till plympassagen ersätts delvis av en bestrålningsdos från aktivitet på marken och eventuellt från födoämnen som odlats i området.

Det här resonemanget gäller i första hand sena effekter till följd av låga eller måttliga doser till stora befolkningsgrupper på stora ytor. På mycket korta avstånd där akuta skador skulle kunna inträffa spelar vädret en större roll.

Den utsläppta radioaktiva plymens färdväg, eller i en förenklad modell, vindriktningen, har självfallet en avgörande betydelse för konsekvenserna på en bestämd ort. Passerar plymen orten i fråga drabbas den, passerar plymen inte orten så drabbas den inte alls, eller i varje fall endast i ringa grad.

² För klassificering av markluftens stabilitet används här Pasquillsystemet med beteckningarna A till F, där A motsvarar mycket turbulenta vindmassor, D det vanligaste (neutrala) fallet, och F ett mycket stabilt tillstånd med liten omblandning.

Efter en viss tid har luften i ett marknära skikt helt blandats om. Blandningshöjden är höjden på detta skikt.

Plymens väg är dock av något mindre betydelse om man inte ser till konsekvenserna för en i förväg utpekad ort, utan för vilken ort som helst. Då handlar det i stället om dominerande vindriktningar och geografisk fördelningen av bebyggelse och odlade ytor. Generellt gäller i Sverige att vindriktningen för markvind är relativt jämnt fördelad över alla riktningar - variationen är mellan ca 5 och 15 %. För en grov överslagsberäkning kan man därför anta att vindriktningen är jämnt fördelad över alla riktningar vid samtliga kraftverkslägen.

3.2.2 Skyddsfaktorer

En antal skyddsfaktorer påverkar den dos en viss individ verkligen får på grund av en passerande plym eller på marken deponerat radioaktivt material. Inom strålskyddet brukar man säga att avstånd är det bästa och enklaste skyddet. Ju längre från olyckan man befinner sig, desto mindre drabbad blir man genomsnittligt. Längre fram i rapporten visas också grafiskt hur dosen avtar då man avlägsnar sig från mittlinjen för den radioaktiva plym som rör sig i vindriktningen. Med skyddsfaktorer menar man dock i det här sammanhanget skydd genom skärmning av strålningen och filtrering av den radioaktivt bemängda luften.

I praktiken är det endast då man befinner sig ute på en stor plan yta som man är helt oskyddad för strålningen från en passerande plym. I rapporten Effektivare beredskap (SSI 1979) användes en generell skyddsfaktor (skärmning och filtrering) på ungefär 0,33 för strålning från moln, vilket innebär att inomhusvistelse minskar en dos på 1 mSv till 0,33 mSv. Detta kan anses svara mot det minsta skydd man får genom att gå inomhus, och har därför (avrundat till 0,3) använts vid samtliga individdosberäkningar även i denna rapport. Skärmningen inomhus är dock i villor av sten och flerfamiljshus bättre än så. Vid de kollektivdosberäkningar som genomförts för denna rapport, där medelvärdet över stora befolkningsgrupper beräknats, har antagits att medelskärmningen varierat från 0,3 för landsbygd och mindre orter ner till 0,1 för större befolkningscentra med stadskaraktär. För filtreringen, som styr inandningsdosen, har i denna utredning genomgående använts faktorn 0,3, vilket svarar mot senare års erfarenheter. Här har samma faktor använts oberoende av byggnadstyp. Skyddsfaktorer diskuteras ytterligare i appendix A2.

3.3 Effekter på livsmedel

De radioaktiva ämnen som kan befaras ge livsmedelsdoser av betydelse efter en reaktorolycka är jod-131 och cesiumisotoperna 134 och 137. Andra ämnen som några kortlivade jodisotoper och strontium-90 kan i vissa sammanhang också vara av betydelse. Jodisotoperna från ett luftburet reaktorutsläpp deponeras på vegetationen som kan ätas av betande kreatur. Upptag och överföring till mjölk sker snabbt: redan efter något dygn har halten i mjölk nått sin högsta nivå. Upptagets storlek beror i hög grad på när under betessäsongen utsläppet inträffar. Man har beräknat att den ogynnsammaste perioden infaller under juni-juli. Föroreningen av mjölk från betesdjur är den helt dominerande livsmedelsrisken vad gäller jodisotoperna. De korta halveringstiderna (drygt åtta dagar för I-131) medför att huvuddelen har hunnit klinga av innan de nått konsumtion via långsammare födoämneskedjor.

Cesiumisotoperna 137 och 134 med halveringstiderna 30 resp 2,1 år överförs till mjölk via betande kreatur på samma sätt som i fråga om jodisotoperna. Dessutom kommer radioaktiva ämnen att nå människor via konsumtion av spannmål och köttprodukter. Införs inga restriktioner så erhåller befolkningen huvuddelen av den livsmedelsdos som kommer från cesium-

isotoperna under de första 3 - 5 åren. Beläggningen kommer även att medföra förhöjda halter av cesium i renar, vilt, insjöfisk, vilda bär och svamp. Till skillnad från den reguljära livsmedelsproduktionen får man här räkna med att nivåerna avtar mycket långsamt.

Inträffar olyckan under betessäsongen skulle, om stora mängder deponerande material släpptes ut och inga motåtgärder vidtogs, livsmedelsdoserna vid en olycka ut blir betydligt större än doserna till följd av direktbestrålning och inandning. Huvuddelen av livsmedelsdoserna kan dock undvikas genom betesrestriktioner och restriktioner vid användningen av livsmedel och foder producerat under säsongen. (Man anser i dag att det stora antalet sköldkörtelcancer hos barn som inträffat efter Tjernobyl beror på att restriktioner för mjölk inte infördes i tid i de mest drabbade områdena.)

3.4 Osäkerheter i beräkningsresultaten.

Alla beräkningar av konsekvenser av allvarliga olyckor är behäftade med stora osäkerheter. Man kan definiera två typer av osäkerheter som alltid åtföljer modellberäkningar. De är (1) stokastiska osäkerheter beroende på naturliga slumpvariationer i parametrar (dvs variabilitet eller spridning), och (2) kunskapsosäkerheter, som beror på bristande kunskap om system, fenomen och processer. Kunskapsosäkerheterna kan man dela in i undergrupperna (a) parameterosäkerheter, som beror på bristande kunskap om vilka parametrar som skall användas i modellerna, (b) modellosäkerheter, som beror på att modellerna inte är perfekta, och (c) fullständighetsosäkerheter, som beror på att man inte vet om alla relevanta fenomen och samband är inkluderade i beräkningarna.

Samtliga dessa osäkerheter föreligger vid en beräkning av en postulerad olycka. Till detta kommer den fundamentala osäkerhet som ligger i om en olycka kommer att inträffa eller ej.

Osäkerheten kring själva olyckan och utsläppet kan sägas vara en kombination av samtliga kunskapsosäkerheter. För att modellera ett olycksförlopp ansätter man ett antal s.k. källtermer, alltså numeriska uppskattningar av hur stor andel av de i reaktor ingående radioaktiva ämnena som kommer ut till omgivningen, hur lång tid det tar efter reaktorstopp till dess de börjar läcka ut och i vilken takt detta sker, samt hur varm den utströmmande radioaktiva gasen är. De källtermer som används vid nu aktuella beräkningar redovisas i bilaga från SKI.

För spridnings- och dosberäkningarna har parametervärden utnyttjats vilka ligger inom generellt-accepterade gränser. I avsnitt A2 i appendix redovisas vissa valda parametervärden. Där diskuteras också hur resultaten beror på osäkerheter i dessa värden.

De flesta beräkningarna har genomförts med SSI:s modell LENA2. För att undvika rena beräkningsfel har vissa beräkningar genomförts parallellt med en alternativ, odokumenterad modell. Båda modellerna är förhållandevis enkla vad gäller den meteorologiska transport- och spridningsdelen, vilket dock inte kan anses vara något praktiskt problem i beräkningar av detta slag. Mer avancerade beräkningsmodeller kan visserligen stundtals ge riktigare resultat vid en given situation och på en given plats. Detta gäller dock endast om tillräckligt med meteorologiska data finns tillgängliga. Vidare visar det sig att den beräknade konsekvensbilden beror förvånansvärt litet på hur avancerade de modeller är som används. LENA2 har i en av EU och OECD/NEA för något år sedan rapporterad modelljämförelse visat sig ge resultat som väl

stämmer överens med resultaten från betydligt mer avancerade modeller (EU 1994b)³. En teknisk beskrivning av LENA2 återfinns i (SSI 1992).

3.5 Olyckssekvenser - källtermer

Här redovisade exempel på konsekvensberäkningar har genomförts för en olycka som inneburit att stora delar av härden smält. Man kan, baserat på de ovan refererade probabilistiska studierna, anta att om en sådan olycka inträffar så kommer i de flesta fall de utsläpps begränsande åtgärderna att reducera utsläppen. Det finns goda möjligheter att dessa kommer att fungera avsevärt bättre än vad som ställdes upp som konstruktionskrav. Man kan alltså särskilja tre principiellt något olika fall av utsläppssituationer: 1/Väl fungerande utsläpps begränsande åtgärder, 2/ Fungerande utsläpps begränsning, utsläpp under kravnivån, samt 3/ Ej fungerande utsläpps begränsning, utsläpp långt över kravnivån.

SKI har tagit fram representativa källtermer för vart och ett av dessa tre fall. Dessa redovisas i bilaga 1, där de kallas respektive "Realistiskt haveriutsläpp", "Nominellt haveriutsläpp" och "Restriskutsläpp". Källtermen för fall 3 har valts bland de olika tänkbara källtermerna för ett restriskutsläpp för att den ger det största utsläppet till omgivningen. I denna utredning har beräkningar genomförts för samtliga tre av SKI angivna källtermer. De för de olika behandlade källtermerna ansatta parametervärdena återfinns i bilagan från SKI.

3.5.1 Väl fungerande utsläpps begränsande åtgärder

Det krav som ställdes då regeringen beslöt att utsläpps begränsande filtreringsanordningar skulle införas på de svenska kärnkraftreaktorerna var att de skulle inte skulle släppa ut mer än 0,1 % av innehållet i en reaktorhård med 1800 megawatts termisk effekt, ädelgaserna undantagna, vid en stor olycka. I praktiken har de svenska filtreringsanordningarna blivit betydligt effektivare än vad som krävdes. De höga avskiljningsgrader som erhålls i anläggningarna innebär att läckage via andra vägar innebär en inte försumbar andel av utsläppet, t.ex. det diffusa, ytterst begränsade, läckage (genom väggar etc.) som kommer att uppstå även vid en helt intakt reaktorinneslutning.

Den av SKI framtagna källtermen för fallet "realistiskt haveriutsläpp" inkluderar det diffusa läckaget genom inneslutningen. Utsläppet sker i två etapper: först det diffusa läckaget inom några timmar, därefter utsläppet genom filtreringsanordningen i olika etapper efter 6:e till 24:e timmen beroende på anläggning.

3.5.2 Fungerande utsläpps begränsningar

En viss sannolikhet föreligger enligt ovan för händelseförlopp där de utsläpps begränsande åtgärderna visserligen uppfyller de ställda kraven, men inte reducerar utsläppen så mycket som i fallet "realistiskt haveriutsläpp". En orsak kan vara t.ex. en otät inneslutning. Den av SKI för detta fall framtagna källtermen, "nominellt haveriutsläpp", innebär att utsläppet av bl.a. jod, cesium och tellur uppgår till 0,1 % av innehållet i en 1800 MW reaktor, medan de mer svårflyktiga ämnena innehålls mer. Även i detta fall sker utsläppet i två etapper, varav det första svarar mot diffust läckage.

³ I studien ingick bl.a. modellerna COSYMA (EU), CONDOR (UK), MACCS (USA) och OSCAAR (Japan), vilka är några av de mest avancerade modeller som finns i sitt slag. Vissa av de mer speciella beräkningar som kan genomföras med några dessa (COSYMA, CONDOR) klarar inte LENA2 (t.ex. beräkningar av antal akuta dödsfall baserat på befolkningens åldersfördelning).

3.5.3 Ej fungerande utsläppsbegränsande åtgärder

I denna utrednings uppdrag ingår att genomföra beräkningar också för en tänkt olycka med ej fungerande utsläppsbegränsning. SKI har tagit fram ett tekniskt möjligt händelseförlopp vilket skulle kunna leda till en sådan olycka.

3.6 Valda vädersituationer

Utifrån ovanstående resonemang om vädrets inverkan har SSI valt att dels presentera beräkningsresultat för några få typväder, dels redovisa vissa resultat från en probabilistisk beräkning där sannolikheten för olika vädersituationer vägs in.

De typväder som valts är stabilitetskategorierna D respektive F enligt Pasquill-klassifikation, med och utan nederbörd. I tabellen nedan anges grovt hur ofta dessa förhållanden råder under ett år.

	Neutral atmosfär (D)	Stabil atmosfär (F)
Uppehållsväder	mer än 200 dygn	mindre än 30 dygn
Nederbörd	c:a 500 timmar	mindre än 50 timmar

Det neutrala fallet har valts för att det är så vanligt förekommande, det stabila för att konsekvenserna i vissa scenarier kan bli allvarigare vid denna vädertyp än vid andra.

Vid instabila förhållanden som råder under mindre än 10 % av tiden (alltid under den varma årstiden) regnar det praktiskt taget aldrig. Konsekvensbilden blir här genomgående mindre allvarlig än vid övriga stabilitetsförhållanden, framför allt på grund av att den radioaktiva plymen sprids kraftigare såväl uppåt som i sidled.

Beräkningar av kollektivdoser (och därmed antalet förväntade cancerfall) redovisas för de olika kraftverkslägena för 24 olika vindriktningar (och därmed olika befolkningsfördelning). För att på ett riktigare sätt ta hänsyn till de olika väderfaktorerna har probabilistiska modellberäkningar gjorts. Vid dessa har sannolikheten för olika vindriktning och med dessa sammanhängande sannolikheter för olika stabilitetsförhållanden och regnsannolikhet vägts samman. Regnets varaktighet och förekomst längs plympassagen har också modellerats.

4 Beräkningsresultat, svensk olycka

4.1 Väl fungerande utsläppsbegränsning, "realistiskt haveriutsläpp"

I Sverige finns reaktorer av två typer, dels kokvattenreaktorer (BWR), dels tryckvattenreaktorer (PWR). Reactorerna 2, 3 och 4 vid Ringhalsverket är av PWR-typ, övriga reaktorer är av BWR-typ. De filtreringsanläggningar som finns installerade är av olika konstruktion på BWR respektive PWR-reaktorer. Dessa olikheter medför att tidsförloppen vid ett utsläpp till omgivningen skiljer sig. I BWR-reaktorerna innehålls allt som passerar filtreringsanordningen i 16 - 27 timmar, och endast det diffusa utsläppet läcker ut dessförinnan. I PWR-reaktorerna sker ett liknande diffust läckage, medan fördröjningen till utsläppet genom filtret är 6 timmar. I en första omgång släpps då c:a 35 % av den i filtret ej kvarhållna aktiviteten ut. Därefter

inväntas en ny tryckökning. Efter 24 timmar har totalt c:a 55 % av den frigjorda aktivitet som ej innehålls i filtret släppts ut. Resterande aktivitet kan innehållas i flera dygn. Också i PWR-fallet tillkommer ett snabbt diffust utsläpp direkt till omgivningen.

En sammanställning av tidsförloppen och utsläppta fraktioner inklusive det diffusa läckaget ges i bilaga 1. I praktiken är dosen från ett utsläpp genom filtret ungefär densamma för en BWR och PWR-reaktor, varför dessa fall inte särbehandlats i redovisningen. (Notera dock kommentarerna härnedan om det mycket fördröjda utsläppet från PWR-filtret.)

I tabell 1 nedan ges doser (effektiv dos i mSv) rakt under plymen på olika avstånd. Resultaten, som är oberoende av reaktoreffekt, blir praktiskt taget desamma antingen det regnar eller ej, eftersom andelen nuklider som kan deponera är så liten. Tiden anges från det att ett utsläpp till omgivningen börjat. De dosvärden som anges i denna och följande tabeller och figurer är endast ungefärliga. I de fall precisionen angivits med 2 siffror är avsikten endast att visa skillnader eller trender.

**Tabell 1 Effektiv dos (mSv) rakt under plymen på olika avstånd.
"Realistiskt haveriutsläpp". Skyddsfaktor 0,3.**

D-väder.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	7,0	2,4	0,8	0,3	0,07	0,03
1 månad	7,5	2,5	0,9	0,3	0,08	0,04

F-väder.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	20	6,4	2,3	0,8	0,3	0,14
1 månad	21	6,6	2,5	0,9	0,4	0,15

I tabellen har ingen skillnad gjorts mellan utsläpp från en BWR respektive PWR-reaktor. Dosen under de 24 första timmarna efter utsläpp (vilket är vad som anges i tabellen) blir lägre för en PWR-reaktor eftersom den släpper ut sitt innehåll i omgångar. Räkna man däremot de 24 första timmarna efter det reaktorn stoppat så blir dosen under i varje fall de första 12 - 16 timmarna lägre för en BWR-reaktor eftersom den då ännu inte släppt ut någonting. I gengäld kan man i en PWR-reaktor innehålla nästan halva mängden frigjorda radioaktiva ämnen under flera dygn t.ex. i väntan på gynnsamma vindar. Den senare effekten har dock inte medtagits i beräkningarna för ovanstående tabell.

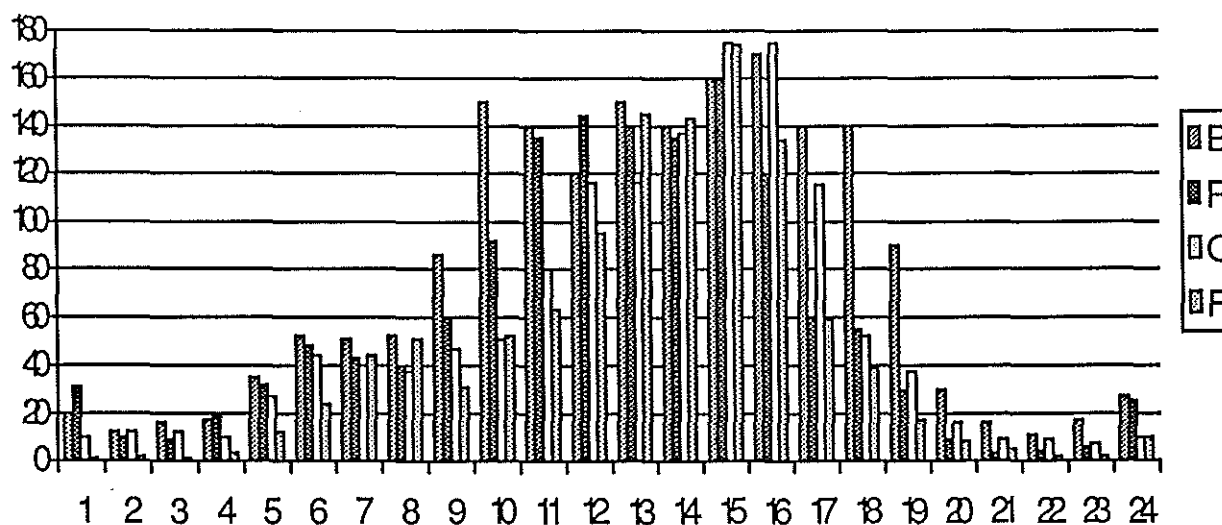
Som framgår av tabellen ovan är de erhållna doserna, även under ogynnsamma F-väderförhållanden och nära utsläppspunkten, i detta sammanhang att se som låga - man kan t.ex. ställa dem i relation till den genomsnittliga årsdosen till allmänheten i Sverige som ligger på c:a 4 mSv. Ungefär 90 % av den erhållna dosen erhålls genom direktbestralning och inandning av ädelgaser vid själva plympassagen. Att andelen deponerande nuklider är så låg innebär att markbeläggningen, och dosen från denna, blir liten även räknat på lång tid.

De skyddsåtgärder för allmänheten som bör vidtas utgående från SSI:s rekommendationer (avsnitt A1 i appendixet) inskränker sig till inomhusvistelse inom en 90-graderssektor ut till 5 a 10 km i vindriktningen under den tid man kan räkna med att plymen passerar området, och intag av jodtabletter för personer i samma område. (Av praktiska skäl kommer säkert intag av

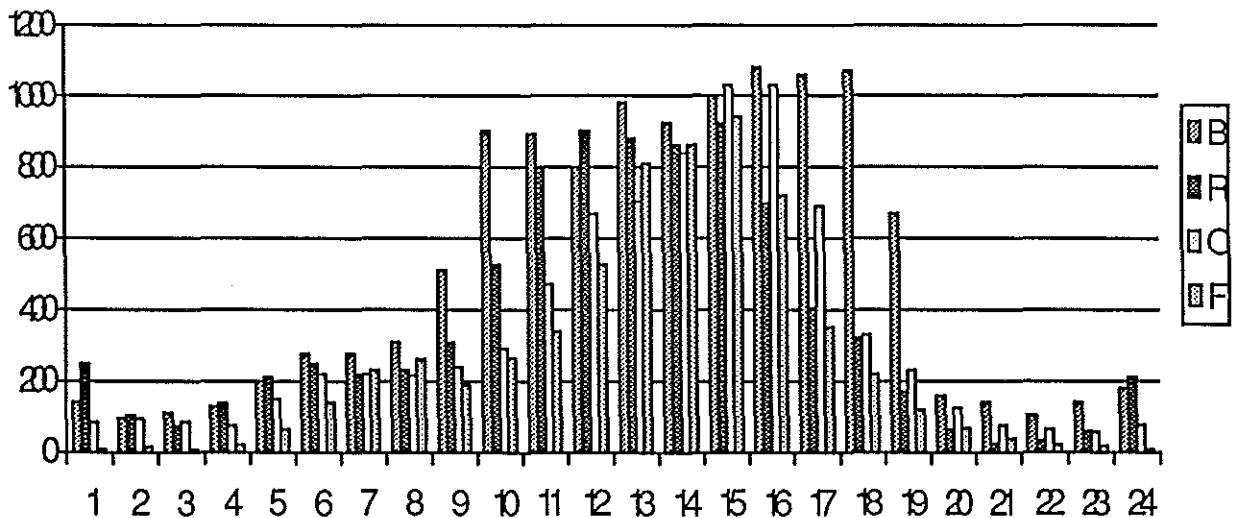
jodtabletter att rekommenderas för hela inre beredskapszonen.) Runt de svenska kärnkraftverken är det praktiskt taget obebott ut till några kilometer från anläggningarna. Finns några boende på dessa korta avstånd bör de evakueras under det dygn utsläppet pågår.

Frågan om eventuell deponering av jod på marken och betydelsen för mjölkproduktionen är oklar. Den jod som kommer ut i någon beaktansvärd grad är den som har en sådan kemisk form att den inte kan innehållas i filtret. Den deponerar i enlighet med detta mycket långsamt. Detta diskuteras i avsnitt A2 i appendixet. Ett försiktigt antagande är att det kan bli aktuellt att ta in betande djur inom en 45 - 90 graders sektor ut till 20 - 50 km. Inom större delen av detta område bör djuren kunna släppas ut efter 14 dagar - en månad.

Några akuta skador blir det inte. De somatiska hälsoeffekterna utgörs av framtida cancerfall och eventuella genetiska skador. Hur många cancerfall som kan förväntas styrs av hur tätbefolkade områden som berörs av den utströmmande radioaktiva gasen. I figurerna 1a och 1b visas den beräknade kollektivdosen till följd av den under all tid erhållna dosen ut till 200 mils avstånd. Figurerna visar hur kollektivdosen beror på det väderstreck mot vilket vinden blåser. Varje stapelgrupp motsvarar vind mot en 15 graders sektor. Den första stapelgruppen motsvarar vind som blåser mot sektorn 0 till 15 grader, sektor 2 vind mot 15 till 30 grader osv. (Barsebäck staplarna 12 och 13 är vind mot Malmö, 17 - 19 mot Köpenhamn, Ringhals stapel 1 och 24 är vind mot Göteborg, Forsmark staplarna 13 och 14 vind mot Stockholm. Oskarshamn staplarna 14 - 17 motsvarar vind mot Kalmar och Blekinge. Varje stapel anger den totala kollektivdosen över hela det berörda området ut till 200 mil.)



Figur 1a. Kollektivdos (manSv) för de olika kraftverkslägena över 50 år ut till 200 mil vid D-väder, "realistiskt haveriutsläpp". Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.



Figur 1b. Kollektivdos (manSv) för de olika kraftverkslägena över 50 år ut till 200 mil vid F-väder, "realistiskt haveriutsläpp". Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.

De i figurerna ovan redovisade kollektivdoserna ger upphov till mellan 0 och 50 förväntade cancerdöda ut till 200 mil från olycksplatsen under en 50-årsperiod framåt. Skillnaderna i totala antalet mellan kraftverkslägena är inte så stor, speciellt vid D-väder. Barsebäcksfallet ger ett något högre förväntat värde. De där tillkommande fallen ligger inom de närmsta 10 milen. Större delen av cancerfallen inträffar på utanför 25 mil avstånd

Utsläppet genom filtreringsanordningen i PWR-reaktorerna i Ringhals sker som nämnts i olika steg, där den sista knappa hälften av de innehållna ädelgaserna kan hållas kvar ett antal dygn. Detta innebär att det finns en god möjlighet att invänta gynnsam vindriktning före detta sista utsläpp, varvid kollektivdoserna skulle kunna reduceras ytterligare. De ovan redovisade siffrorna för Ringhals är inte korrigerade för denna möjlighet (det finns ju dessutom en BWR-reaktor vid Ringhalsstationen).

Vid beräkningarna av kollektivdoserna har en förbättrad skärmning antagits för den del av befolkningen som bor i större befolkningscentra. Motsvarande reduktion har inte gjorts för inandningsdosen, eftersom det inte är klart hur filtreringseffekten beror på bebyggelsestyp. Detta behandlas mer ingående i appendix avsnitt A 2. Denna antagna bättre skärmningsfaktor innebär att det beräknad antalet cancerdödsfall reducerats. Om inte denna extra skärmning i större tätorter räknas in blir antalet beräknade cancerfall ungefär det dubbla vid vind mot de stora städerna. Ökningen blir mindre vid andra vindriktningar.

4.2 Fungerande utsläppsbegränsning, "nominellt haveriutsläpp"

Skillnaden i denna källterm jämfört med den förra är att det tillkommit en större andel deponerande nuklider, framför allt jod, cesium och tellur. Förutom att de ger ett ökat dosbidrag från molnet jämfört med det tidigare behandlade fallet så ger de också ett dostillskott från de på marken deponerade ämnena, både genom direktstrålning och via födan. Tidsförloppen är de

samma som för föregående fall, med ett mindre "diffust" läckage med kort varsel, och en minsta tid av 6 till 24 timmar före ett mer omfattande utsläpp. De 6 timmarna motsvarar tiden till det första begränsade utsläppet från en PWR-reaktor.

Tabell 2 visar beräknade doser rakt under plymen på olika avstånd och vid olika tider efter olyckan. Värdena är oberoende av reaktoreffekt, eftersom utsläppskraven normerats mot en reaktor med 1800 MW termisk effekt.

**Tabell 2 Effektiv dos (mSv) rakt under plymen på olika avstånd.
"Nominellt haveriutsläpp", skyddsfaktor 0,3.**

D-väder.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	130	30	9	3	0,6	0,2
1 vecka	140	31	9	3	0,6	0,6
1 månad	145	32	10	3	0,6	0,6
1 år	150	33	10	3	0,6	0,6

D-väder, nederbörd

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	135	31	10	3	0,6	0,2
1 vecka	150	35	11	4	0,7	0,2
1 månad	160	40	15	5	1	0,2
1 år	230	65	25	10	2	0,4

F-väder.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	350	90	30	12	1,8	0,4
1 vecka	360	100	32	13	1,9	0,4
1 månad	370	105	33	13	2	0,5
1 år	380	110	34	14	2,2	0,6

F-väder, nederbörd

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	350	95	30	12	1,5	0,3
1 vecka	370	100	30	12	1,5	0,3
1 månad	390	110	32	13	1,6	0,31
1 år	500	150	50	17	1,8	0,33

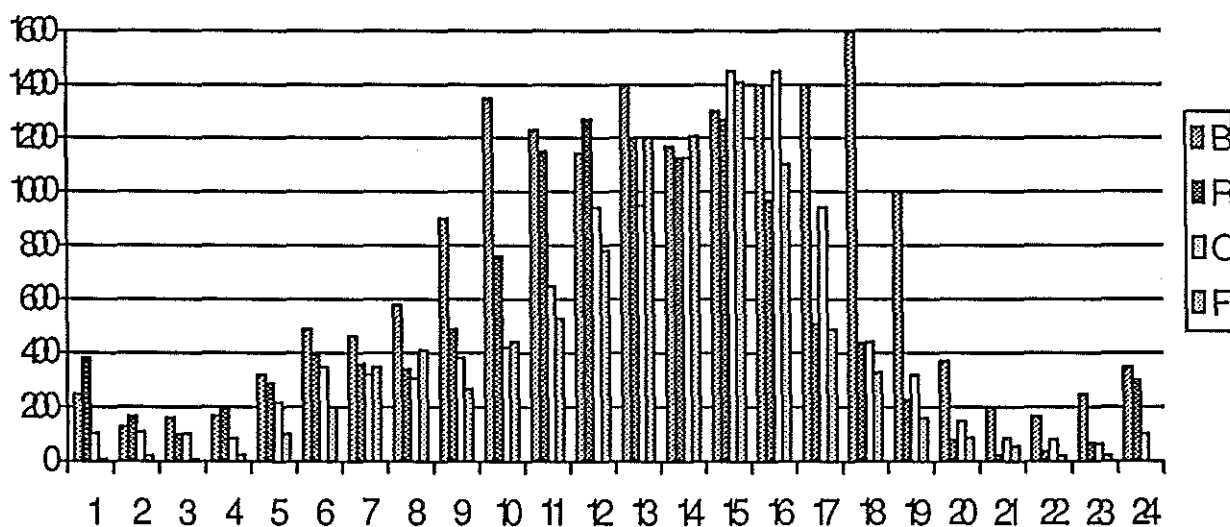
Dessa doser är beräknade med en skyddsfaktor inkluderad. Räknar man helt utan skyddsfaktor så kan dosen under första dygnet synas nå upp till 1 Sv vid ofördelaktigt väder. För att denna dos skall kunna erhållas måste man dock förutsätta att den berörda personen ett halvt dygn efter det att larm gått befinner sig helt oskyddad på högst ett par kilometers avstånd från verket, och gör det under hela utsläppet. Detta förefaller vara så exceptionellt att man bör kunna utesluta risken för akuta skador även i detta fall.

Dosbidraget från deponerade ämnen kan vid uppehållsväder på några kilometers avstånd uppgå till ungefär 0,01 mSv per timme efter 24 timmar, för att efter en månad vara nere i omkring

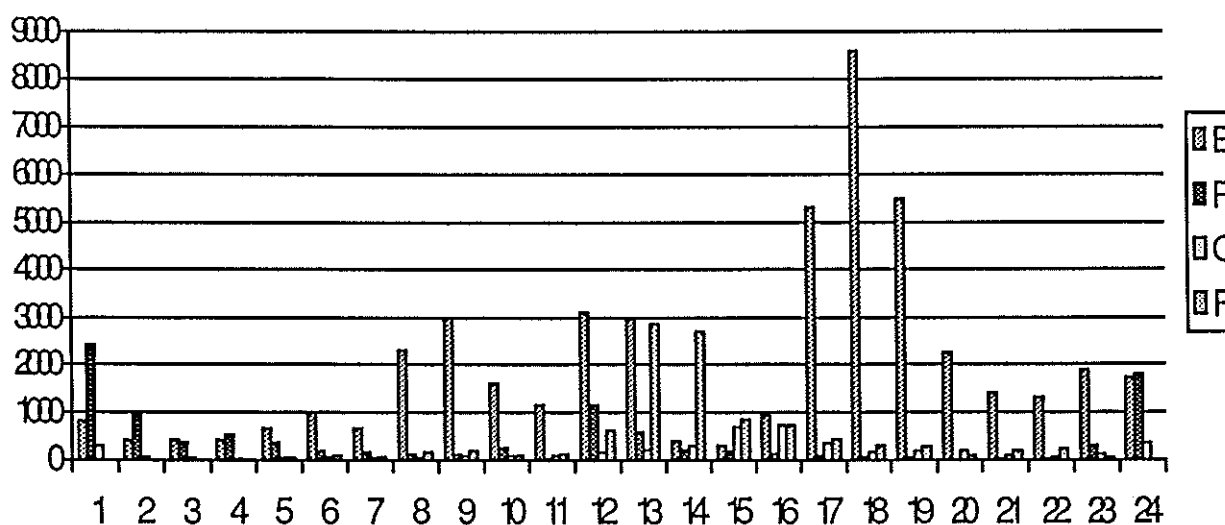
0,002 mSv per timme. Vid regn kan dosbidraget från mark på detta korta avstånd uppgå till c:a 0,1 mSv/timme efter 24 timmar, för att efter en vecka ha sjunkit till knappt hälften och efter en månad vara nere i 0,01 till 0,02 hundradels mSv per timme.

Inomhusvistelse är befogad ut till ett antal mil i vindriktningen, och en 90-graders sektor i vindriktningen ut till 10 - 20 kilometer bör utrymmas före molnpassagen. Det kan också bli aktuellt att diskutera om barn och gravida kvinnor som bor närmare än kanske 20 km från olycksplatsen skall flytta till en annan ort under den första månaden. Snabba mätningar av deponerad aktivitet är här viktigt för besluten. Mer långvarig omflyttning kan möjligen bli aktuell för boende kortare avstånd än 10 km.

Beräknade kollektivdoser (D-väder) ut till 200 mil över all tid framöver visas i figurerna 2 här nedanför. Vid F-väder blir kollektivdoserna av ungefär samma storlek som vid D-väder och regn. Skulle det dessutom regna vid F-vädret så ökar kollektivdosen något för vissa riktningar och kraftverkslägen (t.ex. c:a 20 % för Barsebäck vid vind rakt mot Köpenhamn), men för andra fall sjunker konsekvenserna. Vid förmånlig vindriktning så kan man även vid utsläpp av den här storleken förvänta sig endast några enstaka cancerdöda för all tid framöver. Vid andra vindriktningar stiger det förväntade antalet dödsfall upp till kanske 50 för Oskarshamn, till mellan 100 och 200 för Forsmark och Ringhals, och för Barsebäck upp till kanske 500.



Figur 2.a Kollektivdoser (manSv, ej inkluderande livsmedel) 50 år ut till 200 mil efter "nominellt haveriutsläpp". D-väder, inget regn. Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.



Figur 2.b Kollektivdoser (manSv, livsmedel ingår ej) 50 år ut till 200 mil efter "nominellt haveriutsläpp". D-väder, regn hela vägen från utsläppet utom för Forsmark där regnet antagits starta efter 10 mil. Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.

De ovan visade figurerna ger en inte helt rättvisande bild av nederbördens betydelse vid de olika kraftverken, eftersom de (bortsett från exemplet Forsmark) beräknats under antagandet att det regnat vid utsläppet och hela tiden därefter. Fallet med regn som börjar då plymen nått en viss sträcka finns inte med i bilden. Här ger de probabilistiska beräkningarna av kollektivdosen bättre information. Nedanstående tabell anger hur stor sannolikheten är att kollektivdosen vid inträffad olycka av här aktuellt slag skall understiga de i tabellen angivna värdena. Så kan man t.ex. utläsa att sannolikheten är 50 % att kollektivdosen från ett utsläpp i Ringhals understiger 300 manSv, och att sannolikheten är 90 % för att den skall understiga 1000 manSv.

Tabell 3. Sannolikhetsnivåer för kollektivdos (manSv) vid inträffat "nominellt haveriutsläpp"

	10 %	50 %	90 %	95 %	99 %	99,9 %
Barsebäck	130	400	1800	2500	7000	11000
Ringhals	50	300	1000	1500	2000	3000
Oskarshamn	80	300	1000	1200	1600	1800
Forsmark	10	250	900	1200	3000	3500

Markbeläggningen av jod blir vid regn stor på korta avstånd i vindriktningen - av storleksordningen 10.000 kBq/m^2 . Ut till 10 mil kan man räkna med en jodbeläggning motsvarande kanske 100 kBq/m^2 . Detta innebär i praktiken att om utsläppet sker vid regn under betes-säsongen så måste korna inom ett kanske 5 - 10.000 km² stort område utfodras med ersättningsfoder under hela den resterande säsongen för att mjölken skall kunna användas. Även om olyckan sker vid uppehållsväder måste restriktioner på betet införas, men berört område blir då mindre, kanske tiondelen så stort.

Det kommer också att bli nödvändigt att kassera växande bladgrönsaker etc. inom ett visst område. Omfattningen av denna åtgärd bestäms av vädret vid olyckan, av årstiden, och av vilka växter det är frågan om. Följande års skördar påverkas inte.

Då eventuella doser från livsmedel till helt övervägande del skulle komma från jodisotopen I-131 med en dryg veckas halveringstid är det praktiskt möjligt att så gott som helt undanröja dessa genom restriktioner på livsmedlen. Man behöver alltså knappast räkna med några hälsoeffekter orsakade av födointag.

4.3 Ej fungerande utsläppsbegränsning, "restriskutsläpp"

Den källterm som gäller för detta fall finns angiven i bilagan från SKI. Det innebär mycket stora utsläpp. Förutom hela inventariet av ädelgaserna så släpps här en tiondel av reaktorns innehåll av jod, cesium och tellur ut. Mer svårflyktiga ämnen innehålls mer. Det scenario som leder till en olycka av här antaget slag innebär att utsläppet sker inom någon timme efter den att den inledande händelsen. Det innebär att man inte kan räkna med att någon utrymning hinner ske på kortare avstånd.

Vid beräkningarna av detta okontrollerade utsläpp måste hänsyn tas till det totala innehållet av radioaktivt material i reaktorn. Detta är i stort sett proportionellt mot reaktorns termiska effekt.. Tabell 4 nedan visar beräknade doser rakt under plymen på olika avstånd och vid olika tider efter olyckan. Värdena avser en reaktor med en termisk effekt på 2000 MW. De maximala doser som erhålls kan anses direkt proportionella mot den aktuella termiska effekten. Så erhålls t.ex. de effektiva doserna för en 3000 MW reaktor erhålls genom att multiplicera tabellens värde med 1,5.

Kollektivdoserna för Barsebäcks- och Oskarshamnsverken, vilka redovisas nedan i figurerna 4a och 4b och i tabellerna 6 och 7, är beräknade utgående från en termisk effekt på 1800 MW, och för Ringhals och Forsmark från en termisk effekt på 3000 MW.

Tabell 4. Effektiv dos (mSv) rakt under plymen på olika avstånd.
"Restriskutsläpp" Skärningsfaktor 0,3. 2000 MW effekt

D-väder, inget regn.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	580	260	100	35	10	5
1 vecka	700	300	120	40	10	5
1 månad	800	350	140	50	13	6
1 år	1000	500	200	70	20	10
10 år	1800	800	300	120	35	15

D-väder, regn hela vägen.

	2 km	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	900	360	150	50	8	1,5
1 vecka	1600	650	250	100	20	3
1 månad	2700	1000	450	170	35	6
1 år	8500	3500	1500	600	120	20
10 år	28000	11000	5000	2000	450	80

F-väder, inget regn.

	2 km*	5 km	10 km	20 km	50 km	100 km
24 timmar	370	130	130	90	30	10
1 vecka	370	140	150	100	35	11
1 månad	370	150	180	120	40	12
1 år	370	170	230	160	60	20
10 år	370	230	380	300	120	50

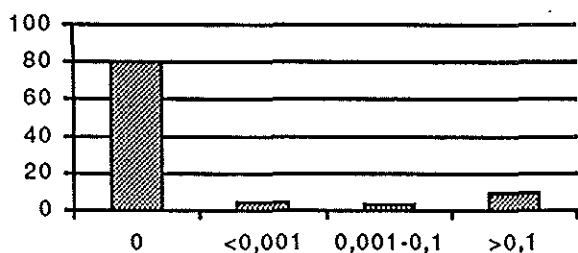
*Plymen når inte marken i detta fall

F-väder med regn ger totaldoserna på plymens mittlinje som inte skiljer sig så mycket från motsvarande för D-väder med regn.

Beräkningarna visar att effektiva dosen under första dygnet på några kilometers avstånd från reaktorn kan ligga nära eller överstiga 1 Sv, speciellt vid de större reaktorena. Vid dessa beräkningar har som nämnts ovan ett visst skydd förutsatts. Skulle en person uppehålla sig helt oskyddad inom 5 kilometers avstånd under hela molnpassagen skulle den då erhållna dosen vara inom det område då akuta skador (dvs skador som ger sig tillkänna inom något eller några dygn) uppträder, och t.o.m. akuta dödsfall skulle kunna inträffa.

Dosbidraget efter första dygnet kommer helt från markbeläggningen. Den generella skärningsfaktorn 0,3 har genomgående använts även för längre tider, vilket framförallt i stadsmiljö och över längre tider innebär att dosen överskattas (jämför diskussionen om skyddsfaktorer i appendix).

I tabellerna här ovan anges det beräknade värdet på den dos som erhålls rakt under den radioaktiva plymens mittlinje. Befinner man sig på det angivna avståndet från utsläppspunkten men inte direkt i vindriktningen blir dosen lägre, för att utanför 90-graders sektorn centrerad kring den rådande vindriktningen bli noll så länge vindriktningen håller i sig. Nedanstående figur 3 vill illustrera hur stor sannolikheten är att på ett givet avstånd erhålla över en tiondel av värdet rakt under plymen, mindre än en tiondel men mer än en hundradel, mindre än en hundradel men ändå något, och slutligen ingen dos alls, all under förutsättning att vindriktningen håller i sig.



Figur 3. Sannolikhet att erhålla en viss andel av den maximalt möjliga dosen på det avstånd man befinner sig.

Doserna under första dygnet rakt under plymen är sådana att en snabb utrymning vore motiverad kanske ut till 100 - 150 km beroende på vädersituationen. Detta kommer dock inte att kunna genomföras, eftersom varningstiden kommer att vara utomordentligt kort. Man får i stället försöka uppmana till omedelbar inomhusvistelse - i källare eller skyddsrum om möjligt. Då plymen passerat kommer ett större område att få utrymmas. (Utrymning i förväg på större

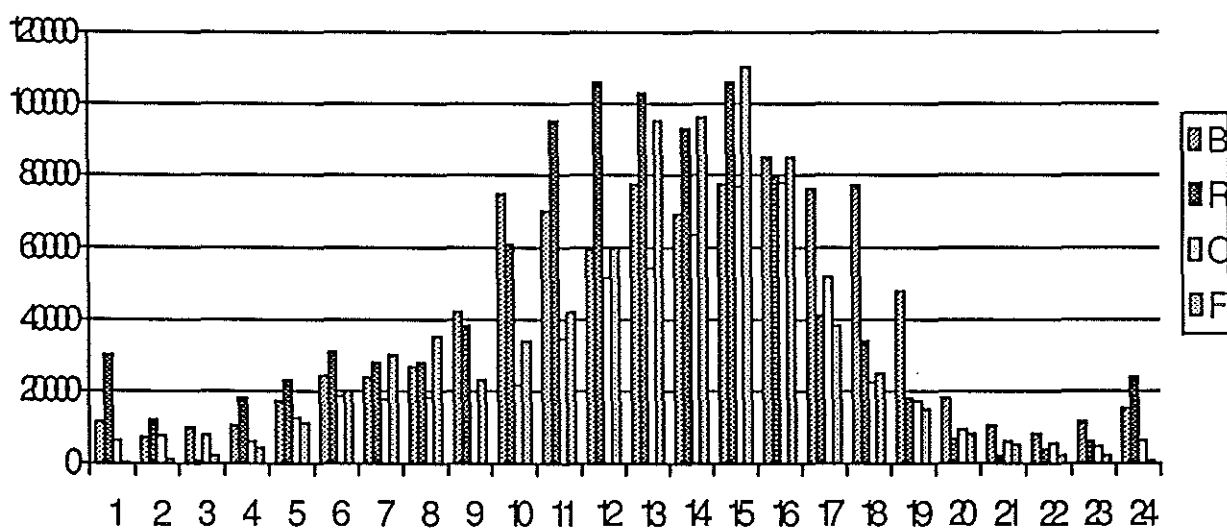
avstånd kan knappast vara aktuellt då de omedelbara doserna blir relativt begränsade, och osäkerheten om plymens väg är stor.)

Tabell 5. Ytor (km²) där effektiv dos under första månaden överstiger angivna värden. "Restriskutsläpp". 2000 MW termisk effekt. Skyddsfaktor 0,3

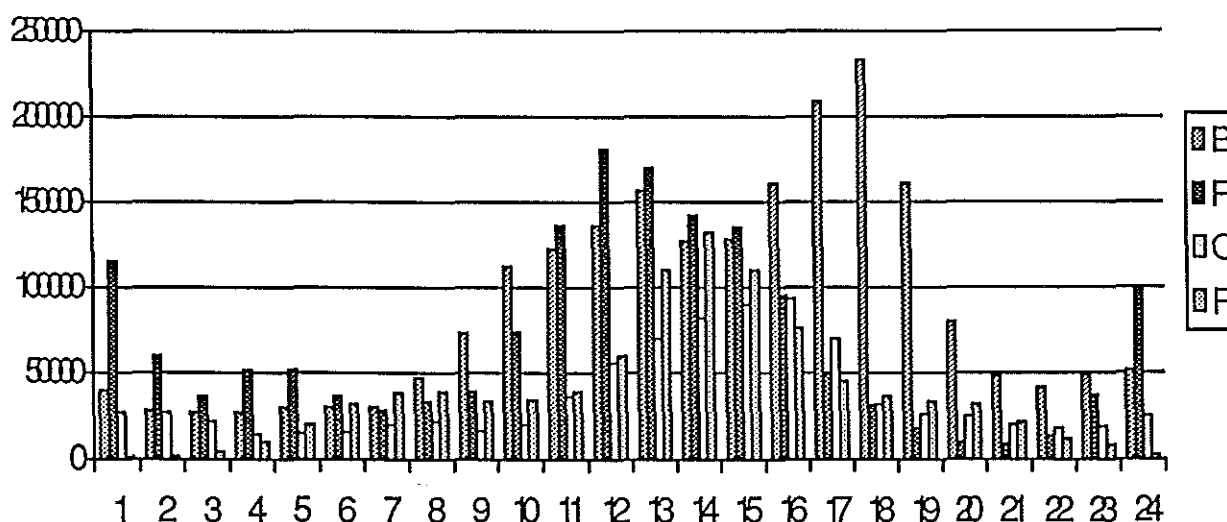
	D-väder	D-väder regn	F-väder	F-väder regn
> 300 mSv	-	30	-	50
> 100 mSv	10	100	-	160
> 10 mSv	140	1200	800	900
> 1 mSv	4500	7000	9000	3000

Även värdena i denna tabell är beräknade för en 2000 MW reaktor. Något förenklat kan man ansätta att de respektive ytorna är proportionella mot effekten. En olycka vid en Forsmark- eller Ringhalsreaktor skulle alltså kunna ge upphov till en halv gång till så stora belagda ytor.

Omflyttning, dvs en planerad mer långsiktig flyttning från området bör enligt SSI:s riktlinjer ske när den avvärdade dosen ligger i intervallet 5 - 50 mSv första månaden. De framräknade värdena på markdosen första månaden pekar mot att den åtgärden skulle bli aktuell inom ett område av storleksordningen 5000 km², på avstånd upp till c:a 50 km. Skulle kraftig nederbörd sätta in längs plymen skulle också begränsade områden på avstånd ut till 15 - 25 mil kunna behöva utrymmas.



Figur 4.a Kollektivdoser (ej livsmedel) för 50 år ut till 200 mil efter olycka utan fungerande filteringsanordning, "restrictiv utsläpp". D-väder, inget regn. Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.



Figur 4.b Kollektivdoser (ej livsmedel) för 50 år ut till 200 mil efter olycka utan fungerande filtreringsanordning, "restriskutsläpp". F-väder, inget regn. Varje sektor motsvarar 15 grader. Vind mot norr är 0 grader, sektor 1 är 0 - 15 grader.

F-väder med nederbörd ger inte högre kollektivdoser än D-väder med nederbörd. Även vid dessa beräkningar har hänsyn tagits till en förbättrad skärmning i stadsbebyggelse. Eftersom nuklidsammansättningen i detta utsläpp inte är densamma som vid fungerande utsläpps begränsning innebär dock detta antagande inte lika mycket vad gäller antalet cancerfall under de första åren efter olyckan.

Resultatet av en probabilistisk beräkning av sannolikhetsnivåer för kollektivdosutfallet (ej inkluderande livsmedel) ger följande resultat:

Tabell 6. Sannolikhetsnivåer för kollektivdos (manSv) vid inträffat "restriskhaveri", inga motåtgärder

	10 %	50 %	90 %	95 %	99 %	99,9 %
Barsebäck	10.000	30.000	130.000	160.000	560.000	1.300.000
Ringhals	7.000	40.000	120.000	160.000	210.000	500.000
Oskarshamn	6.000	20.000	70.000	80.000	120.000	140.000
Forsmark	1.500	30.000	110.000	130.000	160.000	500.000

Av tabellen framgår att upp till ungefär 95-procentsnivån är utfallen nära nog lika mellan verken (Oskarshamn på ungefär halva nivån). Endast vid de från meteorologisk synpunkt mest ovanliga situationerna blir konsekvenserna betydligt större vid ett haveri i Barsebäck än i de övriga verken. Vid beräkningen har ingen hänsyn tagits till att befolkningen i de mest drabbade områdena kommer att omflyttas, och att saneringsförsök kommer att göras. En något förenklad beräkning av effekterna av omflyttning ger resultaten i tabell 7. Effekterna blir dramatiska i Barsebäckfallet, där stora delar av kollektivdosen erhålls i områden med höga strålningsnivåer, vilka kommer att utrymmas.

Tabell 7. Sannolikhetsnivåer för kollektivdos (manSv) vid inträffad "restriskhaveri", omflyttning vidtagen

	10 %	50 %	90 %	95 %	99 %	99,9 %
Barsebäck	10.000	26.000	100.000	130.000	160.000	210.000
Ringhals	7.000	35.000	110.000	150.000	200.000	260.000
Oskarshamn	6.000	20.000	70.000	80.000	120.000	120.000
Forsmark	1.500	30.000	110.000	120.000	160.000	450.000

Vid ett utsläpp av här slaget deponeras stora mängder radioaktivt material på marken (tabellerna 7 och 8). Förutom att ge upphov till doser genom direktstrålning får man också räkna med att det deponerade materialet bidrar till individ- och kollektivdoser genom att det på olika sätt tas upp i livsmedel. Hur stor andel av den totala kollektivdosen som utgörs av livsmedelsdosen beror mycket på under vilken årstid olyckan sker. Störst bidrag blir det naturligtvis under betes- och skördesäsong. Det finns betydligt bättre möjligheter att genomföra dosbegränsande insatser avseende livsmedel än när det gäller direktstrålning. Man kan kassera livsmedel, och eventuellt företa ett antal åtgärder som reducerar aktivitetsinnehållet i livsmedlen (enklast att avvakta den naturliga avklingningen av jod). Man kan utgå från att begränsningen av kollektivdos genom livsmedelsrestriktioner kan fungera tillfredsställande inom en 25-mils zon från de svenska kraftverken. Vilken dosbegränsning som erhålls är i huvudsak en ekonomisk fråga. På större avstånd blir reduktionen av praktiska skäl mindre effektiv. Det blir där frågan om stora mängder relativt litet förorenad mat.

Tabell 7. Deposition I-131 en vecka efter utsläpp. 2000 MW reaktor "Restriskhaveri"

kBq/m ²	D-väder, ingen nederbörd		D-väder, nederbörd	
	yta km ²	max avst. km	yta km ²	max avst. km
> 1.000.000	-	-	10	10
> 100.000	40	20	200	40
> 10.000	1000	100	2000	100
> 1.000	20.000	300	7000	200

Tabell 8. Deposition Cs-137 en månad efter utsläpp. 2000 MW reaktor "Restriskhaveri"

kBq/m ²	D-väder, ingen nederbörd		D-väder, nederbörd		F-väder, ingen nederbörd	
	yta km ²	max avst. km	yta km ²	max avst. km	yta km ²	max avst. km
> 100.000	-	-	5	5	15	10
> 10.000	2	3	200	40	150	30
> 1.000	50	20	2000	100	1000	60
> 100	2000	150	10000	200	6000	150

En grov uppskattning ger att bidraget till kollektivdosen från livsmedel ut till 25 mil varierar från under 10 % om olyckan inträffar under icke betessäsong upp till kanske 25 % under betes- och skördesäsong vid olycklig vindriktning. På större avstånd kan bidraget från livsmedlen bli större än så. Uppskattningar gjorda efter Tjernobylolyckan pekar på att kollektivdosen i stora delar av Europa till över 50 % kom från livsmedel. Ett stöd för antagandet att livsmedelsdosen över mycket stora ytor med vidtagna restriktioner blir ungefär lika stor som extern och

inandningsdoserna sammantagna kan man också få ur de hypotetiska modellberäkningar som redovisas i (EU 1994b). En av de källtermer som där behandlas (ST2) motsvarar i flera avseenden den som gäller för "restriskutsläppet".

Utgående från dessa resonemang kan man göra en uppskattning av det totala antalet dödsfall i cancer på en femtioårsperiod efter olyckan (inkluderande födoämnesdoserna). Ut till 200 mil kan antalet cancerdöda vid gynnsam vind röra sig om något eller några hundratal till följd av doserna under 50 år, vid mer normala väder och vindförhållanden kan antalet stiga upp emot 3.000 - 8.000 för att i de mest ogynnsamma fallen kanske uppgå till 20.000. I Barsebäcksfallet inträffar mellan tredjedelen och halva antalet inom 25 mil - den högre andelen vid de mest ogynnsamma vädersituationerna. (Detta kan vara en överskattning av de verkliga utfallet - jämför diskussionen om "location factor" i appendixet om markdoser över långa tider.)

Tabell 8 visar en uppskattning av markbeläggningen med cesium-137. Markdosen från ytor som belagts med 10.000 kBq/m² är så hög fortfarande efter 50 år att man inte kan bo där. Det är tveksamt om ytor med en beläggning av några tusen kBq/m² cesium-137 kan användas inom en generation. Halveringstiden för jod-131 är så kort, 8 dagar, att den inom några månader har försvunnit även från de mest belagda områdena. Under den första tiden kommer joden dock att omöjliggöra såväl bete som odling av alla slag inom mycket stora arealer. Mjölks från kor som betar inom områden där joddepositionen överstiger 100 kBq/m² (vilket kan vara landskapsstora områden) skulle ge doser av omkring 1 mSv och kan inte användas.

4.4 Känslighet avseende antagen källstyrka

I det följande redovisas några slutsatser avseende känsligheten för antaganden om källtermens storlek vid ett "restrikhaveri". Källtermen för detta fall är vald för att representera ett "största utsläpp", och innebar att 100 % ädelgaser, 10 % jod, cesium och tellur, 1 % av mer svårflyktiga ämnen (kobolt, rutenium m.fl.), samt 0,1 % av de mest svårflyktiga ämnena släpps ut till omgivningen. Bland övriga händelseförlopp som skulle leda till haveri utan fungerande utsläpps begränsning finns ett antal som resulterar i betydligt lägre utsläpp.

En jämförelse med källtermen vid Tjernobylolyckan kan vara på sin plats för att sätta in dessa värden i ett sammanhang. De för dagen mest tillförlitliga uppskattningarna (Be 1991, Bu 1993) anger att under tio dagar då härden låg frilagd så släpptes det ut 50 - 60 % av all I-131, och 33 % av Cs-134 och Cs-137, och mer än 15 % av Te-132. Dessa ämnen bör rimligen ha frigjorts på ett tidigt skede av utsläppet. Av övriga i härden ingående ämnen, som är mer svårflyktiga, frigjordes ungefär 3 - 6 %. Huvuddelen av dessa kan förmodas ha släppts ut successivt under hela tiden härden låg frilagd. Räknat i total aktivitet så släpptes det ut lika mycket under den senare halvan av utsläppsförloppet som under den första.

Anledningen till att så mycket av de radioaktiva ämnena kunde komma ut till omgivningen vid Tjernobylolyckan var kombinationen av olyckans dramatiska förlopp (en inledande hundra-faldig ökning av energiproduktionen vilket ledde till en ångexplosion, följd av ytterligare en explosion några sekunder senare) och reaktorbyggnadens avsaknad av tät inneslutning. En reaktor av västerländsk typ är konstruerad på annat sätt än Tjernobyreaktorn, och kan inte "skena" på detta sätt.

Känsligheten hos de beräknade konsekvenserna för det antagna utsläppet i restriskfallet redovisas nedan. Utsläppen av de svårflyktiga och mycket svårflyktiga ämnena har för de beräkningar som redovisas ovan antagits uppgå till 10 respektive 1 % av de med datorkoden

MAAP beräknade utsläppen av cesium och jod, i stället för de med koden beräknade värdena för varje radioaktivt ämne, som är mellan två och tio gånger lägre. Vidare har beräkningarna av utsläppet av tellur gjorts utan hänsyn till effekter som i verkligheten begränsar detta utsläpp. Antagandet som gjorts att 10 % av telluren släpps ut innebär därför en överskattning. Med hänsyn till detta har endast utsläppsmängderna av cesium och jod varierats. Konsekvenserna för utsläpp som motsvarar 20 respektive 1 % av härdinventariet av cesium och jod redovisas. För det senare fallet har också mängden tellur reducerats till 1 %.

4.4.1 20 % cesium, 20 % jod

Om mängden cesium och jod i utsläppet ökar från 10 till 20 % så kommer doserna att bli mellan 1,5 och nära 2 gånger större, beroende på över vilken tid man beräknar dem. Förändringarna är relativt oberoende av vädersituation.

Räknar man doserna över några timmar och upp till ett dygn, vilket är relevant för att få en uppfattning om risken för akuta skador, så ökar doserna med ungefär 50 %. Det innebär att det avstånd inom vilket det kan finnas risk för akuta skador för oskyddade personer skulle utsträckas med några kilometer längs plymen från c:a 5 km till 7 - 8 kilometer.

I det långa tidsförloppet kommer markdosen från cesium att helt dominera. Det innebär att doser och kollektivdoser beräknade över tio år och mer blir nära proportionell mot mängden utsläppt cesium. Den proportionaliteten gäller då också för det förväntade antalet cancerdödsfall.

Då den totala mängden cesium och jod som släpps ut här antas vara den dubbla jämfört med vad som ansatts i utredningen kommer också den på marken totalt deponerade mängden radioaktivt material att öka till det dubbla. Fördelningen av aktiviteten kommer att bero på om det vid olyckan regnar eller inte. Vid uppehållsväder kan man grovt säga att storleken av de områden som fått en given markbeläggning ökar proportionellt mot den utsläppta mängden. Vid nederbörd ökar storleken av områdena med de allra högsta beläggningsgraderna mer än till det dubbla. Ökningen av storleken på de mindre belagda ytorna (de som fått en beläggning kring 1.000 kBq/m² eller därunder) ökar mindre, med c:a 25 - 50 % beroende på bland annat avståndet från utsläppspunkten.

4.4.2 1 % cesium, 1 % jod

Om man ansätter att 1 % av jod, cesium och tellur släpps ut i restriskfallet i stället för de 10 % som ansatts i SSI:s utredning kommer de beräknade doserna att reduceras till mellan en tredjedel och en sjättedel, beroende på den tid över vilken dosen beräknas. (För att belysa känsligheten för utsläpp av de lättflyktiga ämnena har den mängd som släpps ut av mer svårflyktiga ämnen inte reducerats vid denna beräkning. Det innebär att den källterm som här används inte är fysikaliskt rimlig.)

Dosen beräknad över några timmar upp till ett dygn reduceras till ungefär en tredjedel. Detta innebär att risken för akuta skador i stort sett försvinner - endast inom en till två kilometer skulle en oskyddad person erhålla doser över 1 Sv inom denna tidsrymd.

Beräknas dosen över långa tider gäller, som sagts ovan, att den blir nära proportionell mot mängden cesium. Vid reducerade cesiumutsläpp kommer dock bidraget från andra långlivade radioaktiva ämnen att få större betydelse (eftersom här ansatts att utsläppet av andra ämnen inte reducerats i takt med cesiumutsläppet). Detta innebär att långtidsdoserna inte reduceras proportionellt mot cesiumutsläppet. Sett över en tioårsperiod kommer doserna i stället att reduceras till ungefär en sjättedel av vad som gäller vid ett 10 % utsläpp. Hade utsläppet av även de mer svårflyktiga ämnena reducerats till tiondelen skulle långtidsdoserna reducerats lika mycket.

Som i fallet ovan så gäller att markytor som belagts med en viss aktivitetskoncentration vid uppehållsväder är proportionella mot den utsläppta mängden radioaktiva ämnen - de kommer således att minska till tiondelen jämfört med vad som beräknats i SSI-rapporten. Vid regnväder gäller som ovan att förändringen av storleken på de belagda ytorna är störst för de högre beläggingsgraderna. Vid höga beläggingsgrader minskar ytorna till ungefär tiondelen, vid lägre beläggingsgrader minskar de till hälften eller tredjedelen.

5 Utländsk stor olycka

En stor olycka i annat land kan få allvarliga konsekvenser i Sverige, vilket står klart för alla efter olyckan i Tjernoby 1986. Kollektivdosen i Sverige, huvudsakligen till följd av nedfallet, har beräknats till 6- 7.000 manSv, och antalet framtida cancerfall alltså till 300 - 350. Sannolikheten för "ett nytt Tjernoby" har diskuterats ända sedan den olyckan. Haveririskerna har berörts ovan i kapitel 2. Vad som med säkerhet idag kan sägas är att omfattande säkerhets- höjande åtgärder har gjorts på många håll i världen efter 1986, och att informationen kommer att förmedlas snabbare och effektivare om en olycka skulle inträffa i dag jämfört med situationen för tio år sedan.

Vid en diskussion av konsekvenserna i Sverige av en stor utländsk olycka är det rimligt att jämföra med konsekvenserna efter Tjernobyolyckan. Att nedfallet av radioaktivt material Sverige då blev så omfattande berodde på ett antal faktorer:

1. en stor del av reaktorhårdens innehåll släpptes ut - på grund av reaktorns konstruktion kunde mer än det som antagits för "restriskutsläppet" från en svensk reaktor komma ut,
2. olycksförloppet innefattade en mycket kraftig brand, vilket innebar att det radioaktiva materialet fördes upp på hög höjd, där kraftiga vindar mot Skandinavien rådde,
3. det började regna när plymen nådde Sverige.

Skulle en ny stor olycka med härdsmälta inträffa i vår omvärld kan man förmoda att förhållandena vad avser i varje fall någon av dessa omständigheter skulle vara mer gynnsam ur svensk synvinkel. Vad som skulle kunna innebära allvarligare konsekvenser för svenskt vidkommande vore om olyckan inträffade på närmare håll, och om den inträffade under odlingsäsongen, så att skördar och bete förstördes (SOU 1995).

Några utländska kärnkraftverk ligger på ungefär halva avståndet till Sverige jämfört med Tjernobyli. Det enklast tänkbara resonemanget leder då till att utifrån geometriska relationer dra slutsatsen att koncentrationer och deposition på halva avståndet från utsläppet ligger mellan det dubbla till fyrdubbla av värdena på fulla avståndet. Den slutsatsen är dock av mycket begränsat värde speciellt vid stora avstånd - den är möjligen tillämplig på fenomen som uppträder så ofta att rent medelvärdesmässiga utsagor är av intresse, men för engångsföreteelser fungerar det knappast.

Den värsta tänkbara olycka som kan inträffa i ett utländskt kärnkraftverk skulle, vid mycket ogynnsamt väder med ostlig vind och nederbörd över Sverige kunna ge stråldoser på några mSv första dygnet, och därefter snabbt minskande doser - totalt kanske några tiotal mSv första året. Dessa doser skulle i så fall endast drabba befolkningen i något begränsat område i landet. Däremot kan det området ligga i vilken del av landet som helst, från norr till söder.

6 Behov av vårdresurser

Som framgår av avsnitt 4.1 kommer inga akuta skador att inträffa bland allmänheten vid en olycka då de utsläpps begränsande åtgärderna fungerar. Totala antalet cancerfall (med dödlig och ej dödlig utgång) räknat över en generation framåt kan uppskattas till 30 - 60. Vad man kan förutse är ett behov av psykosociala insatser som råd, stöd och information. Många människor kommer att vara oroade en lång tid framöver, och det är rimligt att anta att många boende inom några mils avstånd från det havererade kraftverket väljer att flytta därifrån, även om strålningsmätningar kan visa att det tekniskt sett är ofarligt att bo kvar.

Vid det scenario som använts för att illustrera en olycka där de utsläpps begränsande åtgärderna inte fungerat finns det risk för att ett antal människor i reaktorns omedelbara närhet (ut till 2 - 4 km) erhåller mycket höga omedelbara doser. De kan erhålla akuta skador som visar sig inom något eller några dygn. Dessa personer - kanske något tiotal, under vissa olyckliga omständigheter fler - kräver omedelbar vård av specialistkaraktär. Totala antalet cancerfall inom Sverige kan i de värsta fallen komma att uppgå till 5.000 - 15.000 över en generation framåt. Endast i de mest olyckliga fallen torde cancerincidensen i landet öka så att den går att statistiskt säkerställa (den normala frekvensen cancerfall är 30.000 - 40.000 om året).

Man kan däremot med stor säkerhet utgå från att det kommer att uppstå omfattande psykologiska och sociala problem om en så omfattande olycka skulle drabba landet. Här kan det ju bli aktuellt att utrymma ett antal kvadratmil stort område för tiotals år framöver, något som blir mycket betungande för de människor som bor där och för samhället.

7 Saneringsåtgärder - resurser, effekter och kostnader

7.1 Allmänt

Efter en kärnkraftolycka som medför radioaktiva utsläpp till omgivningen kan det bli aktuellt att genomföra sanering. Sanering syftar till att långsiktigt återställa kontaminerade områden och därigenom minska stråldosen till befolkningen, och att möjliggöra återflyttning efter en tillfällig utflyttning.

Sanering av områden som kontaminerats av radioaktiva ämnen har i större skala genomförts i vissa av de områden som utnyttjats för att testa kärnvapen, i områden i det forna Sovjet som blivit kontaminerade till följd av Tjernobylolyckan samt i områden som kontaminerats till följd av ett antal andra olyckor. Erfarenheterna är blandade men genomgående har återställande av områden efter en kraftigare beläggning av radioaktiva ämnen visat sig kostsam och komplex. Kunskaperna om sanering härrör även från försök i mindre skala som utförts framförallt efter olyckan i Tjernobyl.

Ofta talar man om att en sanering blir aktuell först en längre tid efter att en olycka ägt rum, dvs det finns tid att närmare planlägga dess genomförande och strategi. Saneringen kan då utföras på ett mer kostnadseffektivt sätt och med tillämpning av de regler som normalt gäller för arbete med strålning. Det finns emellertid tillfällen då mycket kan vinnas på att sanera i ett tidigt skede. Betydelsefulla faktorer härvidlag är vid vilken årstid nedfallet äger rum och aktuellt väder.

Det är också viktigt att observera att ett beslut om sanering baseras på såväl tekniska som ekonomiska bedömningar men också på sociala och politiska hänsyn. Det är den stråldos som kan undanröjas genom sanering som är vägledande. Hänsyn måste också tas till den stråldos som saneringen ger till den personal som utför denna. Till saneringen måste även räknas transporter av uppkommet avfall liksom deponering av detta avfall. En sanering efter en reaktorolycka förväntas i första hand omfatta radioaktivt cesium, men också förekomsten av strontium och plutonium kan vara betydelsefull.

Beroende på olika förutsättningar för sanering brukar man skilja på sanering av jordbruksområden, boendemiljö (stadsområden), skogsområden och sötvattensystem. Dessa beskrivs översiktligt i följande avsnitt.

7.2 Jordbruksområden

En sanering avser att minska upptaget av radioaktiva ämnen i olika grödor, att minska överföringen till boskap och att minska bestrålningen av lantbrukaren och hans familj. Förenklat kan sägas att de traditionella agrokemiska metoderna som kaliumgödsling, kalkning, plöjning mm kan minska överföringen till grödor med 50% året efter ett nedfall. I de fall alternativa grödor kan utnyttjas kan bättre resultat uppnås. Att avlägsna de översta centimetrarna av jorden kan i gynnsamma fall ge mycket bra resultat, upp till 95% reduktion. Denna metod förorsakar dock mycket stora avfallsmängder som måste tas om hand. Vid torrdeposition under vegetationsperioden kan en stor del av de radioaktiva ämnena (25-80%) samlas upp genom att avlägsna den kontaminerade grödan. Detta måste göras i ett tidigt skede (inom någon vecka) och stråldosen till saneringspersonalen måste då särskilt beaktas. Överföringen av radioaktiva ämnen till kött och mjölk kan minskas genom att flytta boskap till icke-kontaminerade områden och/eller genom utfodring med rent foder. Vissa kemiska bindemedel (som bentonit och berlinerblått) har också testats efter Tjernobylolyckan med delvis lyckat resultat.

Sanering inom jordbruksområdet är det mest studerade och kunskaperna om olika metoders effektivitet är relativt goda.

7.3 Stadsmiljö

Storskaliga saneringar av stadsmiljö har inte genomförts. Sanering av stadsmiljö/boendemiljö syftar väsentligen till att minska externstråldosen. Undersökningar efter Tjernobyl visar att det är viktigt vilka ytor (tak, väggar, vägar, grönområden mm) som saneras och i vilken ordning det görs. Man har uppskattat att en dosreduktion på 50-70% kan uppnås genom olika åtgärder. Effektiviteten är beroende på en rad faktorer. Efter torrdeposition kan det exempelvis vara mycket fördelaktigt att sanera grönområden och att klippa gräsmattor och deponera avfallet. Här kan i vissa fall också enskilda göra en insats för sin närmiljö. Sanering av byggnader utomhus (väggar och tak) ger förhållandevis liten dosreduktion och kräver en väl genomtänkt strategi för att inte förvärra situationen. Vid sanering av vägar och trottoarer kan ofta konventionella metoder användas.

7.4 Skogsområden

Möjligheten att i större skala sanera skogsområden och därigenom minska externbestrålningen är mycket begränsad och väntas medföra höga kostnader. Långsiktiga effekter av exempelvis kalhuggning och avlövning är dåligt kända. Möjligheten att inom begränsade områden ta bort det översta marklagret har diskuterats. Likaså saknas i stort metoder för att minska upptaget av radioaktiva ämnen i olika skogsprodukter. Ändrade jakttider, kostråd, speciella matberedningsmetoder mm har prövats efter Tjernobyl.

7.5 Sötvatten

Relativt omfattande försök i Sverige att genom sjökalkning och tillsättning av kalium till minska framförallt koncentrationen av radioaktivt cesium i insjöfisk har gett liten effekt, enbart några få procent minskning. Kontaminering av ytvattentäkter kan leda till att dricksvatten blir oanvändbart för kortare tider. Grundvattentäkter är betydligt mindre känsliga för radioaktiva nedfall.

7.6 Kostnader

Det finns inte några relevanta kostnader från genomförda saneringar att redovisa. Arbete med att ta fram schablonvärden för olika saneringsmoment giltiga för svenska förhållanden pågår. Framtagna kostnader bör ställas i relation till effekten av saneringen som vanligen ligger i området 2-10 gångers reducering av aktivitetsnivån. De uppskattningar av kostnaderna som gjorts i andra sammanhang visar på att dessa kan bli mycket höga. Hur höga beror också på vad man räknar in i saneringskostnaden (själva saneringen dvs maskiner, arbetstid, kemikalier, skyddsutrustning mm, kostnader i stråldos för saneringspersonal, kostnader för utflyttning av befolkning, produktionsförluster i jordbruk, transporter av avfall, kostnader för förvaring av avfall etc). Många kostnader kan i princip överföras från normalt förekommande verksamheter i samhället som rengöring av gator och trottoarer, ny asfaltbeläggning, kalhuggning av skog, och kalkning av insjöar.

Som exempel på beräkningar av saneringskostnader baserade på preliminära kostnader framtagna i ett nordiskt samarbete kan nämnas: 1) borttagande av det översta 5 cm jordlagret på ett fält samt lastning och transport 20 km uppskattas kosta mellan 45.000 och 60.000 kronor per

ha och motsvarande i stadsmiljö mellan 50.000 och 230.000 kronor, 2) att högtrycksspola husväggar och tak längs en utpräglad stadsgata (exempelvis Sveavägen i Stockholm) uppskattas till ca 0,5 miljon kronor per km, 3) kalhuggning, borttagande av undervegetation och stubbar samt översta jordlagret inom ett 2 km² stort högkontaminerat blandskogsområde två år efter ett nedfall uppskattas kosta mellan 6 och 8 miljoner kronor beroende på hur avfallet tas om hand.

7.7 Allmänt

I Sverige är det i första hand länsstyrelserna som har det operativa ansvaret för sanering efter en reaktorolycka. Inom SSI:s beredskapsorganisation finns en nationell expertgrupp för sanering (NESA) som ska kunna bistå med kunskaper inom området.

Några aktuella referenser avseende sanering är IAEA (1994), TemaNord (1994) och SOU (1995).

8 APPENDIX. Valda parametervärden mm.

8.1 A1. Av SSI rekommenderade åtgärdsnivåer

SSI har 1992 rekommenderat att följande åtgärdsnivåer används. Nivåerna avser avstyrd dos, dvs den dos man kan undvika genom att åtgärden genomförs. I praktiken kan det vara svårt att avgöra vad den avstyrda dosen blir.

Åtgärd	Av SSI rekommenderat dosintervall där åtgärder bör övervägas
Inomhusvistelse	1 - 10 mSv per sextimmarsperiod
Jodtabletter	10 - 100 mSv för barn, 100 - 1000 mSv för vuxna
Utrymning	3 - 30 mSv per dygn
Omflyttning	5 - 50 mSv under första månaden
Återflyttning	när avstyrd dos blir mindre än 3 - 30 mSv per månad

8.2 A2. Parameterval, spridnings- och dosberäkningar

Kännedom om *depositionshastigheten* för partiklar i det radioaktiva utsläppet är väsentlig för beräkningsresultatet. I äldre utredningar antog man ibland ett ganska högt värde på depositionshastigheten för att inte underskatta markbeläggningen. Erfarenheterna från Tjernobylnedfallet och speciella depositionsexperiment visar att depositionshastigheten är olika för olika radioaktiva ämnen, olika partikelstorlekar och ytor (NRC 1994). I städer där det finns gott om hårdgjorda ytor har visat sig att depositionshastigheten för cesium är lägre än vad man tidigare antagit. Generellt gäller att depositionen på släta ytor som asfalt och stenlagda gator är ungefär tio gånger lägre än på bevuxna eller ojämna ytor som gräsmattor och parker. Dessutom tvättas cesium bort med regn och slits bort från hårdgjorda gator och vägar i större utsträckning än vad man tidigare tagit hänsyn till i konsekvensberäkningar, (NKA 1990). Det betyder att kollektivdosen från markbeläggning i mycket tätbebyggda områden som t ex Köpenhamn och Malmö blir mindre än vad den skulle blivit med äldre antaganden. Å andra sidan är depositionshastigheten större i skogsområden än vad man tidigare räknat med eftersom trädkronor visar sig samla upp partiklar mycket effektivt ur luften. Det innebär att stråldoserna i skog ökar jämfört med tidigare antaganden. De ökade doserna i skogsområden slår emellertid inte igenom på kollektivdoserna eftersom få personer vistas i skogen jämfört med i staden.

Följande depositionsparametrar har använts:

Torrdepositionshastighet	cm/sekund
organisk jod	0,01
jod	1,0
övriga ämnen	0,1
Våtdeposition	andel / sek
organisk jod	$2 \cdot 10^{-6}$
övriga ämnen inkl jod	$1 \cdot 10^{-4}$

Samtliga värden har sedan tidigare använts som standardvärden i LENA2. De motsägs inte heller på något sätt av de bedömningar som görs i (NRC 1994) avseende deposition på öppna ytor och i stadsmiljö av 1 mikrons aerosoler vid 2 respektive 5 meter per sekund.

Depositionsparametrar för organisk jod är dåligt kända, men det antas allmänt att den deponeras mycket litet. Detta är anledningen till att den så litet innehålls i haverifiltren. Organisk jod kan därför bli den dominerande jodformen vid utsläpp genom dessa. (Det finns uppgifter om att c:a hälften av den organiska joden skulle kunna innehållas i filtren. Entydiga uppgifter på detta saknas dock, varför ingen sådan reduktion har gjorts.) Skulle det för organisk jod använda värdet vara underskattningar så bör i gengäld innehållningen i reaktorbyggnad och filter vara bättre än antaget.

Blandningshöjd. För D-väder har en antagits att markluften omblandas i ett skikt upp till 600 meter, F-väder upp till 200 meter. Detta är typiska värden som sällan över- eller underskrids med mer än 50 %. Markluftkoncentrationen de första milen från utsläppsplatsen kan sägas vara direkt proportionellt mot blandningshöjden. Mycket låga blandningshöjder har sällan stor utsträckning vare sig i tid eller rum.

Stråldosen från ett passerande radioaktivt moln och från markbeläggning är lägre inomhus än utomhus. Dosreduktionen brukar uttryckas som en *skyddsfaktor för externstrålning*. Dosen utomhus skall multipliceras med skyddsfaktorn för att få den verkliga dosen inomhus. Normalt räknar man för svenska bostäder med en skyddsfaktor omkring 0,3 som medelvärde under längre tid. Det betyder att dosen blir 30 procent av vad den skulle varit om man vistas ute dygnet runt. Antaganden om skyddsfaktorer i utredningen baseras på data från en stor undersökning av skyddsfaktorer för svenska bostäder (Danielson *et. al.* 1984) kompletterad med mätningar efter Tjernobylnedfallet (Finck, 1991). Skyddet mot strålning från markbeläggningen är bättre i flerfamiljshus än i småhus (för svenska flerfamiljshus finns angivet att medelskärmningsfaktorn är 0,04). I utredningen har använts skyddsfaktorn 0,3 som generell skyddsfaktor. För kollektivdosberäkningar har i utredningen använts en skyddsfaktor som varierat från 0,1 i stadskärnor till 0,3 för landsbygd. Faktorn 0,1 kan då anses innehålla dels ett bättre skydd, dels en viss borttransport av det radioaktiva materialet i stadsmiljö.

Vid beräkning av doser erhållna från markbeläggning över långa tider tillkommer frågan om hur det radioaktiva materialet långsiktigt förflyttas på eller försvinner från olika typer av ytor, kombinerat med boendevanor och beteendemönster. Man har under senare år infört en s.k. "location factor" för att på ett enkelt sätt ange hur den för varje år tillkommande dosen varierar med tiden, och där hänsyn tas till hur det radioaktiva materialet förs bort från olika typer av ytor. En komponent av avgörande betydelse är hur människor uppehåller sig på dessa olika slag av ytor. En faktor som diskuteras som realistisk för stadsmiljö är 0,01 efter 10 år, vilket skulle innebära att det dosbidrag som framräknats för det tionde året efter olyckan utan några skyddsfaktorer skulle reduceras till hundradelen för att ge en realistisk uppskattning Roed (1990), Jacob (1990), Karlberg (1990). För skog når motsvarande faktor knappast ner till 0,1. Dessa forskningsresultat, som är relativt nya, har dock ännu inte slutligt utvärderat för svenska förhållanden. I denna utredning har därför ingen sådan ytterligare reduktion medräknats.

Det går att få bättre skydd genom att stanna inomhus och stänga dörrar och fönster under tiden som det radioaktiva utsläppet passerar. Det man framför allt vill minska är mängden inandade radioaktiva ämnen. Experiment gjorda i de nordiska länderna har visat att luftkoncentrationen av radioaktiva ämnen inomhus är omkring 2 - 5 gånger lägre än ute om man håller fönster och dörrar stängda (NKA 1990). Detta beror framför allt på att radioaktiva partiklar som kommer in snabbt fastnar på väggar, golv, möbler mm. Där stannar partiklarna och blir inte tillgängliga

för inandning. Ett normalt möblerat rum fungerar som ett filter som avskiljer de radioaktiva partiklarna från luften. Äldre utredningar har inte tagit hänsyn till denna effekt. I den föreliggande utredningen har en *skyddsfaktor för inhalation* om 0,3 använts för beräkning av inhalationsdoser för alla som vistas inomhus under plympassagen.

I diskussioner avseende den maximala doser till helt oskyddade personer i närområdet kring kärnkraftverket (avsnitt 4.3) har inga skyddsfaktorer tillgodoräknats.

För beräkningarna har antagits att vissa *fördröjnings- och utsläppstider*, dvs den tid som förlöpt mellan avstängning av reaktorn och utsläpp, och tiden under vilket utsläppet pågår. Vissa värden har också antagits för *plymens värmeinhåll*, vilket styr hur snabbt och högt plymen lyfter. För utsläpp med fungerande utsläpps begränsning ges dessa av begränsningsanordningarnas konstruktion. För den källterm som använts vid ej fungerande utsläpps begränsning är såväl fördröjnings- som utsläppstiden korta, och plymen har ansetts vara varm. Det går inte att välja godtyckliga kombinationer av dessa tre parametrar. Man får i så fall arbeta med andra scenarier. Utgångspunkten här har dock varit att utsläppet skulle omfatta den största tänkbara mängden radioaktivt material, vilket lett till de valda parametrarna. Plymens värmeinhåll, och det tillhörande plymlyftet är svårbestämt. Man kan dock göra en klar åtskillnad mellan kalla och varma utsläpp. Inandningsdosen kan bero starkt på plymens höjd.

De *dosfaktorer* som använts har tagits från Koch (1983), ICRP(1989, 1993).

8.3 A3. Parametrar för behandlade källtermer

De parametrar som styr de valda källtermerna finns angivna i PM:en "Representativa källtermer vid haverier i svenska reaktorer", skriven av avdelningschefen Lennart Hammar, SKI. Denna PM ingår som bilaga 1 i denna utredning.

Tidsförloppen för de filtrerade utsläppen skiljer sig mellan BWR och PWR-reaktorer. Från en BWR-reaktor släpps hela den mängd aktivitet som inte kvarhålls i filtret ut efter mellan 16 och 27 timmar, beroende på vilken reaktor det är frågan om. För PWR-reaktorerna är fördröjningen 6 timmar, varefter 35 % av den i filtret ej kvarhållna delen släpps ut under 2 timmar. Därefter inväntar man en ny tryckhöjning vilket kan ta kanske 6 timmar, varefter 20 % av den ej kvarhållna mängden aktivitet släpps ut under flera timmar. Resterande 45 % av den mängd aktivitet som passerar filtret kan innehållas ett antal dygn. Vid beräkningarna har dessa skillnader mellan reaktorerna inte beaktats, då de gett marginellt olika resultat.

9 Referenser

- S.T. Bedyayev et al. "The Chernobyl Source Term", Proc Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. pp 71 - 91 EVR-13574 CEC 1991.
- Y.P. Buzulukov and Y.L. Dobrynin. Release of Radionuclides during the Chernobyl Accident, The Chernobyl Papers. Vol. 1. pp 3 - 21. Eds. S.E. Merwin and M.I. Balonov, Research Enterprises, Richland, WA, 1993.
- G.Danielson, U.Dellgar, S.Lindqvist, J.Schyllander, Svenska bostadshus. Befolkningsfördelning och skyddsfaktorer för radioaktivt nedfall, Civilförsvarsstyrelsen, Karlstad; 1984.
- Ds I, J.Beyea. En undersökning av vissa av följdverkningarna på hypotetiska reaktorolyckor vid Barsebäck. Center for Environmental Studies, Report no 60. Princeton University, januari 1978, Ds I 1978:32
- Ds I, Undersökning av svensk reaktorsäkerhet. Riskbedömning för Barsebäck utförd av MHB Technical Associates, Palo Alto, Kalifornien, januari 1978, Ds I 1978:33
- Ds I, Ångexplosioner i lättvattenreaktorer. Betänkande av ångexplosionskommittén. Industridepartementet, Ds I 1980:25; 1980.
- Ds I, Rapport från den dansk-svenska kommittén 1983-84 om Barsebäcksverket. Avgiven till den danska och svenska regeringen, Industridepartementet, Ds I 1985:1, mars 1985.
- O.Edlund, Ch.Gyllander, HS-77 Haveristudie - Barsebäck. Konsekvensberäkning. Studsvik rapport SM-78/5; 1978.
- EU, European Commission: Nuclear Fission Safety - Workprogramme Edition 1994.
- EU, Probabilistic accident consequence assessment codes. Second international comparison. A joint report by the OECD/NEA and the European Commission. EUR 15109 EN, Bryssel 1994
- R.Finck, L.Svensson, G.Walinder, P.G.Jönsson, P.G.Malm, M.Ahlberg, J.Schyllander, E.Karlsson, Konsekvenser och åtgärder vid stora utsläpp av radioaktiva ämnen från svenska kärnkraftverk under beredskap och krig, Försvarets forskningsanstalt, FOA 4 rapport A 40032-A1 (A3), Umeå, februari 1980.
- R.Finck, Shielding Factors for Gamma Radiation, Experiments and Calculations for Swedish Dwellings, In: The Chernobyl Fallout in Sweden, Ed by L.Moberg, Statens strålskyddsinstitut, pp 489-526; 1991.
- IAEA, Basic Safety Principles for Nuclear Power Plants. IEA Safety Series NO 75 INSAG-3, 1988
- IAEA, Safety Fundamentals - The Safety of Nuclear Installations. IAEA Safety Series No 110, 1993
- IAEA, IAEA Technical Reports Series No 363. 1994. Guidelines for agricultural countermeasures following an accidental release of radionuclides.
- ICRP, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1. ICRP Publication 56. Pergamon Press 1989
- ICRP, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60, Pergamon Press; 1990
- ICRP, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2. ICRP Publication 67, Pergamon Press 1993

Jacob, P., In Proceedings of the Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents, Athens 7 to 11 May 1990, Commission of the European Communities Report UR 13013, sid 407, Bryssel 1990.

Karlberg, O. The Environmental behaviour of Chernobyl deposition in a high fallout region of Sweden, Studsvik Report NS-92/1, 1992.

Kocher, Health Physics Vol 45, No 3, 1983.

B.Lindell, S.Löfveberg, Kärnkraften människan och säkerheten, Publika; 1972.

NKA, Environmental Consequences of Releases from Nuclear Accidents, A Nordic Perspective, Final Report of the NKA Project AKTU-200, Ed by Ulf Tveten, Institutt for energiteknikk, Kjeller; 1990.

NRC, NUREG/CR-6244, Probabilistic Accident Consequence Uncertainty Analysis, Dispersion and Deposition Uncertainty Assessment, Appendices A and B, NUREG/CR-6244, EUR 15855EN, SAND94-1453, Vol 2; 1994

H.M.Parker, J.W.Healy, Environmental effects of a major reactor disaster, Proceedings of the International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Geneva; 1955.

Ringhals 2 - Säkerhetsstudie Nivå 2. Vattenfall Rapport PT 45/94, 1994-06-01.

Roed J., In Proceedings of the Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents, Athens 7 to 11 May 1990, Commission of the European Communities Report UR 13013, sid 373, Bryssel 1990

SOU, Närförläggning av kärnkraftverk. Betänkande av Närförläggningsutredningen, SOU 1974:56, Stockholm 1974.

SOU, Energi, hälsa, miljö. Underlagsrapport till energi och miljökommittén utarbetad inom statens strålskyddsinstitut, Statens offentliga utredningar, SOU 1977:60.

SOU, Energi, hälsa, miljö. Betänkade av energi och miljökommittén, Statens offentliga utredningar, SOU 1977:67.

SOU, Energi. Hälsa- miljö- och säkerhetsrisker. Slutbetänkande av energikommissionen, Statens offentliga utredningar, SOU 1978:49.

SOU, Säker kärnkraft? Betänkande av Reaktorsäkerhetsutredningen, Statens offentliga utredningar, SOU 1979:86, Stockholm 1979.

SOU, Utredningen om kärnkraftberedskapen, Statens offentliga utredningar F8 1987:01

SOU, Samhällets åtgärder mot allvarliga olyckor. Betänkande av utredningen om kärnkraftsberedskapen, Statens offentliga utredningar 1989:86, Försvarsdepartementet, Stockholm; 1989.

SOU, Radioaktiva ämnen slår ut jordbruk i Skåne. Delbetänkande av Hot- och riskutredningen, SOU1995:22.

SKI, Möjliga haverityper vid Barsebäcks kärnkraftverk, SKI dnr 6.1.24-523/83; 1983

SKI, Källtermer vid postulerade svåra hårdhaverier i en reaktor av Barsebäckstyp, SKI dnr 6.1.24-623/83; 1983

SKI-SSI, Uppdrag att redovisa vissa säkerhetsbedömningar, SKI dnr 1.8-658/89, SSI dnr 1268/89; 1990.

SSI, Effektivare beredskap, Volym 5, Konsekvensbeskrivningar, Rapport från Statens strålskyddsinstitut, December 1979.

SSI, LENA User's Guide, SSI-Report 1992:12

SSI Råd avseende åtgärdsnivåer, rapport från statens strålskyddsinstitut till regeringen, 1992.

TemaNord 1994:567. Cleanup of large radioactive contaminated areas and disposal of generated waste

UNSCEAR, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations; 1988.

WASH-740, Theoretical possibilities and consequences of major accidents in large nuclear power plants, United States Atomic Energy Commission, Washington; 1957.

WASH-1250, The Safety of Nuclear Power Reactors (Light Water-Cooled) and Related Facilities, USAEC Report WASH-1250, July 1973.

WASH-1400, Reactor Safety Study, An assessment of Accident Risks in U.S. Commercial Nuclear Power Plants, (Rasmussen-rapporten), USNRC Report WASH-1400, October 1975.

Representativa källtermer vid haverier i svenska reaktorer

Lennart Hammar
Statens kärnkraftinspektion

Bakgrund

Statens strålskyddsinstitut har av Energikommisionen uppdragits att belysa de möjliga konsekvenserna av radioaktiva utsläpp från en svensk kärnkraftreaktor i händelse av ett svårt härdhaveri. Beräkningarna skulle dels avse fall då de konsekvenslindrande anordningarna fungerar som avsett och dels fall då dessa system trots allt inte får avsedd effekt genom att reaktorinneslutningen skadas vid haveriet eller utsläppet på annat sätt tar vägar förbi haverifiltren.

SKI har på uppdrag av SSI med hjälp av en arbetsgrupp tagit fram förslag till haveriscenarier med tillhörande, beräknade radioaktiva utsläpp - i det följande kallade "källtermer" - avsedda att belysa den aktuella riskbilden vad gäller möjliga olyckor i svenska kärnkraftverk.

I arbetsgruppen har ingått Wiktor Frid, Bo Liwång, och Lennart Hammar (sammanhållande), SKI samt Kjell Johansson, KOJKON. Arbetsgruppens underlag har bl.a. utgjorts av PSA-analyser på nivå 2 som på senare tid har genomförts för Ringhals 2[1] och för Barsebäckverket[2]. Arbetsgruppen har därför särskilt haft kontakt med de experter vid kraftföretagen och deras konsulter som har medverkat i dessa studier, nämligen Gustaf Löwenhielm, tidigare Vattenfall Energisystem AB, numera Forsmarks Kraft AB, Vejne Gustavsson, Vattenfall Energisystem AB, Peter Jacobsson och Carl Göran Lindwall, Barsebäck Kraft AB, och Leif Spanier, Sydkraft Konsult AB.

SKI har även bidragit till den beskrivning av den allmänna värdering av riskbilden, som bildar utgångspunkter i SSIs rapport till Energikommisionen, i vilken denna promemoria ingår som bilaga.

Utgångspunkter

Riskbilden belyses med följande exempel på källtermer som valts:

- 1) den källterm som kan förväntas om de utsläpps begränsande anordningarna får avsedd effekt - "*realistiskt haveriutsläpp*";
- 2) den källterm som svarar mot målsättningen för de utsläpps begränsande anordningarna - "*nominellt haveriutsläpp*";
- 3) den källterm som representerar "värsta fall", "*restriskutsläpp*". Inneslutningen fungerar inte eller skadas, haverifiltren aktiveras inte eller förbypassas.

Med restrisker menas risker för allvarliga olyckor som - utan att de helt kan uteslutas - dock är så osannolika att hänsyn inte har ansetts behöva tas till dem vid konstruktionen av säkerhetssystemen. Som exempel på restrisker brukar t.ex. nämnas katastrofala reaktortankbrott som typiska för de "extremt osannolika händelser" som enligt regeringsbeslut i februari 1986[3] inte behövde beaktas vid konstruktionen av reaktorernas utsläpps begränsande system.

Restriskfallet har valts så att det inte skall finnas något identifierat, betydligt allvarligare fall - med hänsyn till utsläppets storlek och hur kort förvarningstiden kan vara - som inte samtidigt är avsevärt mera osannolikt. Detta har visat sig innebära att restriskfallet representerar ett utsläpp av storleksordningen 10% av härdinventariet av cesium och jod med endast kort förvarningstid jämfört med 0,1% för det "nominella haveriutsläppet" och 0,001% för det "realistiska haveriutsläppet", för vilka förvarningstiden är längre.

Att reaktorer är av olika typer - äldre och nyare kokvattenreaktorer samt tryckvattenreaktorer - innebär naturligtvis olikheter också vad gäller olyckor som kan inträffa och hur stora källtermerna blir. Det finns dock i dagens läge inte underlag för att särskilja olika reaktortyper vad gäller storleken på möjliga källtermer. Ingående PSA-studier på nivå 2 har sålunda ännu bara redovisats för Ringhals 2 och Barsebäckreaktorerna. En och samma reaktortyp kan dessutom haverera på olika sätt som ger olika utsläpp samtidigt som osäkerheterna i källtermsberäkningarna är stora. De källtermer som anges här har i stället ansetts kunna vara representativa för alla svenska reaktorer oberoende av reaktortypen, fränsett att källtermen som regel antas i proportion till reaktoreffekten. Vissa skillnader som förekommer mellan olika typer av reaktorer vad gäller tiden till utsläpp efter ett haveri har också angivits för att kunna beaktas.

Förslag till källtermer att anta vid konsekvensberäkningar

De viktigaste radioaktiva klyvningsprodukterna och aktiniderna i reaktorhärden hänförs till följande kategorier:

Ädelgaser	Kr-85, Kr-85m, Kr-87, Kr-88, Xe-131m, Xe-133, Xe-135
Lättflyktiga (L)	I-131, I-132, I-133, I-134, I-135 Rb-86, Rb-88, Cs-134, Cs-136, Cs-137 Sb-127, Sb-129, Te-129, Te-131-m, Te-132
Svårflyktiga (S)	Co-58, Co-60, Mo-99, Tc-99m, Ru-103, Ru-105, Rh-105 Sr-89, Sr-90, Sr-91, Ba-137m, Ba-140
Mycket svårflyktiga (MS)	Zr-95, Zr-97, Nb-95, Nb-97, La-140, Ce-141, Ce-143, Ce-144, Pr-143, Pr-144, Pm-147, Nd-147 Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-242, Cm-242, Cm-244

SKI föreslår att följande haveriscenarier och motsvarande källtermer antas för konsekvensberäkningarna. Utsläppen av svårflyktiga (kategori S) och mycket svårflyktiga produkter (kategori MS) föreslås antas med nedan angivna proportionering mot utsläppet av cesium och jod (kategori L), som bygger på allmän erfarenhet vad gäller de radioaktiva produkternas flyktighet, eller enligt beräknade värden [3] i den mån sådan redovisats.

Realistiskt haveriutsläpp

Scenario: Förlust av yttre kraftmatning i kombination med förlust av all tillgänglig reservkraftmatning under 24 timmar som inom en timme medför härdsälta, tankgenomsältning och efter 6-27 timmar utsläpp genom haverifilter (se tabell). Utsläpp sker genom diffust inneslutningsläckage, motsvarande täthetskrav enligt de säkerhetstekniska föreskrifterna (gäller huvudsakligen kategorierna L, S och MS) och genom haverifiltren. Typfall: reaktor i Barsebäck (BWR) [4]

Utsläppskategori	Fraktion av härdinventarium	Tidpunkt efter snabbstopp, h	Varaktighet, h
Ädelgaser	0,99 (genom haverifilter)	BWR, äldre: 27 BWR, nyare: 15 PWR: 6	4
	0,01 (diffust läckage)	1	24
L (cesium, jod m.fl.)	$2 \cdot 10^{-6}$ (0,1% av joden antas vara organiskt bunden och följa ädelgaserna)	1	4
S (strontium m.fl.)	$4 \cdot 10^{-7}$	1	4
MS (lantan m.fl.)	$4 \cdot 10^{-8}$	1	4

Nominellt haveriutsläpp

Scenario: Som realistiskt haveriutsläpp men med antagandet att utsläppet, t.ex. beroende på otät inneslutning, motsvarar målsättningen för de utsläpps begränsande åtgärderna vad gäller utsläpp av cesium och jod samt motsvarande lättflyktiga klyvningsprodukter. Målsättningen är densamma för övriga klyvningsprodukter och aktinider men eftersom utsläppen av dessa på grund av flyktighetsegenskaperna inte rimligen kan få samma omfattning har de antagits i samma proportioner till utsläppet av de lättflyktiga produkterna som gäller för det realistiska haveriutsläppet..

Utsläppskategori	Fraktion av härdinventarium	Tidpunkt efter snabbstopp, h	Varaktighet, h
Ädelgaser	0,99 (genom haverifilter)	BWR, äldre: 27 BWR, nyare: 15 PWR: 6	4
	0,01 (diffust läckage)	1	24
L (cesium, jod m.fl.)	$1 \cdot 10^{-3}$ (0,1% av joden antas vara organiskt bunden och följa ädelgaserna)	1	4
S (strontium m.fl.)	$2 \cdot 10^{-4}$	1	4
MS (lantan m.fl.)	$2 \cdot 10^{-5}$	1	4

Restriskfall

Scenario: Stort bottenbrott i BWR (Barsebäck) i kombination med bortfall av all yttre kraftmatning, all reservkraftmatning samt med felfungerande tryckdämpningsfunktion som medför tidigt inneslutningsbrott [3]. Motsvarande fall för PWR (Ringhals 2) är ett inneslutningsbrott, i samband med genomsmältning av reaktortanken orsakat av t.ex. ångexplosion, i kombination med utebliven inneslutningssprinkling (utsläppskategori RC 7 [2]).

Utsläppskategori	Fraktion av härdinventarium	Tidpunkt efter snabbstopp, h	Varaktighet, h
Ädelgaser	1	0,5	3
L (cesium m.fl.)	$1 \cdot 10^{-1}$ (0,1% av joden antas vara organiskt bunden och följa ädelgaserna)	0,5	3
S (strontium m.fl.)	$1 \cdot 10^{-2}$	0,5	3
MS (lantan m.fl.)	$1 \cdot 10^{-3}$	0,5	3

Diffusa utsläpp och utsläpp genom haverifilter är "kalla" (ca 20-100°C). Utsläppet i restriskfallet har en temperatur av ca 100 °C för såväl BWR som PWR med utsläpp i BWR-fallet via reaktorbyggnadens blåsluckor i takhöjd och i PWR-fallet från inneslutningens övre del.

Härdinventariet av fissionprodukter beräknas med standardprogram.

Kommentarer

Beräkningarna av haveriförloppen och utsläppen har genomförts med datorkoden MAAP 3.0B. Beräkningarna omfattar dels termohydrauliska processer och fenomen, som bestämmer temperatur-, tryck- och strömningsförhållanden, och dels de radioaktiva ämnenas frigörelse från reaktorbränslet, deras spridning och sedimentation i reaktorinneslutningen och deras tillgänglighet för utsläpp genom inneslutningsläckage eller haverifilter.

MAAP har utvecklats i USA i samarbete mellan kraftföretagen och har fått utbredd användning internationellt. Utvecklingen pågår ännu och användarnas intressen tas tillvara genom en internationell referensgrupp, där även expertis från Sverige deltar. Flera andra datorkoder finns utvecklade som är av samma typ, dvs som behandlar haveriförloppens alla faser både i reaktorns primärsystem och dess inneslutning. En sådan är MELCOR, som utvecklats på uppdrag av den amerikanska myndigheten och också används internationellt.

Valet av MAAP för det svenska reaktorsäkerhetsarbetet, ursprungligen i anslutning till programmet för de utsläpps begränsande åtgärderna som genomfördes åren 1980-1988, är resultatet av en avvägning med hänsyn å ena sidan till värdet av en fullständig och detaljerat verklighetstrogn modellering av haveriförloppen, där MELCOR har vissa företräden, och å andra

sidan till beräkningssnabbhet och lämplighet för att i praktiken kunna studera ett större antal haverifall och känslighet för olika antaganden, där MAAP i allmänhet lämpar sig bättre.

En betydande erfarenhet finns numera från användningen av MAAP i beräkningar av haveriförlopp och konsekvenslindring med utsläpps begränsande system och haveribekämpningsmetoder. Koden har prövats i jämförelse med såväl experiment som beräkningar där även andra koder har använts, däribland såväl MELCOR som olika specialkoder för haveriförloppen i reaktorns primärsystem, inneslutning, interaktion mellan smälta och vatten resp. betong etc. Jämförelserna har i huvudsak gjorts i internationellt forskningssamarbete inom NRCs forskningsprogram CSARP, inom OECD/NEA och inom det nordiska kärnsäkerhetsprogrammet, NKS. Bland annat har MAAP prövats tillsammans med andra datorkoder för beräkningar av de förlopp som ägde rum i den havererade TMI-reaktorn.

Erfarenheterna av MAAP från tillämpningar och jämförelser enligt ovan har gett en god uppfattning om vilka svagheter koden har och deras betydelse för tilltron till resultaten så att de tolkas och används med behövlig försiktighet. De viktiga osäkerheter som förekommer är gemensamma för alla beräkningskoder genom att de speglar dagens kunskapsläge och i någon mån olika uppfattningar. De gäller främst förloppen vid härds smältningen och en eventuell tankgenoms smältning, vätgas bildningen, smältans kylbarhet i vatten och risken för ång- och vätgas explosioner. Till dessa osäkerheter om fenomenen *vid varje givet haveriförlopp* kommer sedan naturligtvis att ett haveri kan utvecklas på många olika sätt genom tillfälliga omständigheter.

En allmän erfarenhet är att MELCOR i jämförelse med MAAP predikterar större vätgasutveckling (oxidation av zircaloy i härden) som tillsammans med mera avancerad termohydraulisk modellering ger något högre temperaturer i inneslutningen, något snabbare förlopp och något större frigörelse av bl.a. cesium och jod. Som exempel på skillnader i beräkningsresultat (som gäller särskilda fall) kan nämnas en faktor två större utsläpp av cesium och jod och utsläpp genom haverifilter efter 23 timmar och 30 timmar enligt beräkningar med MELCOR jämfört med MAAP. Sådana skillnader har dock mindre betydelse med hänsyn till övriga osäkerheter. Det kan skilja mera beträffande utsläppen av de svårflyktiga klyvningsprodukterna (kategorierna S och MS enligt ovan) som å andra sidan under alla förhållanden beräknas till storleksordningar mindre än utsläppen av cesium och jod. En osäkerhet är här frigörelsen av svårflyktiga klyvningsprodukter i reaktionen mellan härds smälta och betong, som dock har mindre betydelse vad gäller de svenska reaktorerna genom den valda strategin att härds smältan skall hamna i vatten och hållas vattentäckt.

Återförångning av cesium och jod, som initialt avsatts på ytor i primärsystemet och kan bidra till utsläpp i senare skeden, är exempel på ett förlopp som predikteras tillförlitligare av MAAP.

Referenser

1. Ringhals 2 - Säkerhetsstudie Nivå 2. Vattenfall Rapport PT 45/94, 1994-06-01
2. Sydkraftkonsult Rapport: Nivå 2 PRA för BVT - Huvudrapport med resultat. 1995-01-15
3. Regeringsbeslut 1982-06-27
4. Barsebäck Kraft Rapport (T-9507-48, rev 1): Haveriscenarier för svenska BWR, 1995-09-12

Inträffade reaktorolyckor

Sedan kärntekniken togs i bruk har ett antal större eller mindre reaktorolyckor inträffat i världen. Sex av de "klassiska" olyckorna redovisas här i korthet. Två av olyckorna (Windscale och Tjernobyl) medförde en betydande spridning av radioaktiva ämnen i omgivningen. Två olyckor (SL-1 och Tjernobyl) vållade omedelbara dödsfall. I tre olyckor (NRX, SL-1 och Tjernobyl) förekom snabba förändringar av reaktiviteten. En olycka (Fermi-1) innefattade en lokal blockering av kylmedel och två olyckor (Windscale och Three Mile Island) medförde allvarlig kylmedelsförlust.

NRX - 1952

NRX-reaktorn togs i bruk 1947 i Kanada. Den var en tungvattenmodererad reaktor avsedd för forskning och produktion av plutonium. Den termiska effekten var 20 MW. I samband med ett experiment som gick ut på att avsiktligt minska kylvattenflödet runt några bränslestavar råkade en operatör i misstag öppna några ventiler till styrstavs-systemet. Det fick till följd att fyra styrstavar drogs ur reaktorn. Misstaget observerades av chefsoperatören som försökte återställa stavarna, men genom en felsägning till styrstavsoperatören kom emellertid ytterligare styrstavar att dras ur reaktorn. Det fick till följd att reaktoreffekten på 50 sekunder ökade till fem gånger den maximalt tillåtna effekten. Operatörerna försökte omedelbart minska effekten genom att dumpa det tunga vattnet som modererade neutronflödet. Detta lyckades och man kunde återställa reaktorn till låg effekt. Tre minuter senare hördes att dån och en våldsamt kaskad av vatten sprutade ur reaktorn. Orsaken kunde senare identifieras som en vätgasbrand. Reaktorbyggnaden utrymdes. Dosen till den mest bestrålade personen utanför reaktorn uppskattades till 3,5 mSv. Reaktorn hade blivit allvarligt skadad, men reparerades och fortsatte att hållas i drift fram till 1987 (Mosey, 1989).

NRX-olyckan innebar en första milstolpe när det gällde utvecklingen av reaktor-säkerhet. Den ledde till att man införde den fundamentala tekniska säkerhetsprincip som idag används i alla kärnreaktorer - ett snabbstoppsystem som är helt oberoende av andra system. Olyckan ledde också till att man utvecklade en formell säkerhetsfilosofi och skapande myndigheter för att upprätthålla och övervaka säkerheten..

Windscale - 1957

Den första reaktorolyckan som gav konsekvenser i omgivningen inträffade i oktober 1957 i Windscale i England. En reaktor som byggts för produktion av vapenplutonium till det brittiska kärnvapenprogrammet fattade eld i samband med en speciell uppvärmningsprocedur för den grafit som fungerade som moderator. Branden gjorde att radio-

aktiv jod och tellur spreds i atmosfären över England, Belgien och Holland. Myndigheterna i England valde att förbjuda användningen av mjölk från ett flera mil långt område längs vindriktningen eftersom betesgräset blivit kraftigt förorenat av radioaktiv jod. (Arnold 1992). Även i Sverige kunde små mängder radioaktiv jod mätas upp i luften, men halterna var så låga att de inte föranledde några åtgärder (Lindell och Lövveberg, 1972). Olycksorsaken berodde på bristande kunskap om reaktortypen och att tillräckliga instruktioner för handhavandet inte fanns.

Reaktorn i Windscale använde luft som kylmedel och grafit som moderator, en brandfarlig kombination. Dagens kraftproducerande reaktorer använder vatten både som kylmedel och moderator och den typ av olycka som inträffade i Windscale skulle överhuvudtaget inte kunna ske i en lättvattenreaktor. Vad olyckan emellertid visade var att radioaktiva ämnen, som frigjordes ur en reaktor, kunde spridas över stora områden och förorena luft, mark och livsmedel långt från spridningskällan.

SL-1, Idaho Falls - 1961

SL-1 reaktorn var en vattenkyld reaktorprototyp med låg effekt (3 MW). Den var avsedd för generering av elektricitet och värme till militära installationer. Reaktorn hade varit i drift i två år när olyckan skedde. Av okänd anledning drog någon av operatörerna ut en styrvastav och orsakade en plötslig reaktivitetsökning. Vattnet i reaktorn "exploderade" och två operatörer som befann sig intill reaktorn dog omedelbart. En tredje person som också var i reaktorhallen dog några timmar senare. Strålningen i hallen var mycket hög, 5000 - 10000 mSv/h (Mosey, 1989). En bidragande orsak till olyckan var att operatörerna inte var tillräckligt medvetna om riskerna med reaktorn. Detta berodde framför allt på att säkerhetskulturen inte var tillräckligt utvecklad.

Fermi 1 - 1966

Reaktorn Fermi 1 började byggas i slutet av 1950-talet. Den var världens första stora kärnkraftverk med en brydreaktor. En brydreaktor producerar mera bränsle i form av plutonium-239 än vad den förbrukar av uran-235. Detta sker på bekostnad av uran-238 och inte av uran-235 som i en vanlig reaktor. För att processen skall fungera måste neutronerna i reaktorn ha en högre hastighet än i vanliga reaktorer och reaktorbränslet måste därför kylas med ett ämne som inte bromsar neutronerna för mycket. Fermi 1 reaktorn använde flytande natrium som kylmedel. För att minska risken för att en eventuell härds smälta skulle tränga igenom reaktortankens botten satte man in ett antal zirkoniumplåtar i kylmedelsflödet under härden. Detta gjorde man i ett sent stadium och plåtarna fanns inte med på ritningarna.

De första proven med reaktorn gjordes 1963. I december 1965 gav myndigheterna tillstånd att använda reaktorn upp till en termisk effekt av 200 MW. Den hann dock aldrig köras med full effekt. Under testperioden då man långsamt ökade effekten upp till 27 MW upptäckte operatörerna en onormal ökning av temperaturen i två bränslepatroner. Några minuter senare gav strålningsmätarna i reaktorbyggnaden larm och reaktorn stoppades.

Det tog ett helt år innan man kom underfund med orsaken till olyckan. När man försiktigt undersökte reaktorn fann man att en av de zirkoniumplåtar som monterats som skydd mot en eventuell härdsmläta hade lossnat och blockerat kylmedelsflödet till de bränslepatroner som blev överhettade. Bränslepatronerna hade demolerats och några av de intilliggande patronerna hade skadats. Dock hade inga radioaktiva ämnen läckt ut till omgivningen (Mosey, 1989).

Senare analys visade att monteringen av zirkoniumplåtarna varit onödig. Eftersom monteringen dessutom inte hade dokumenterats var det mycket svårt att avgöra orsaken till olyckan innan reaktorn hade demonterats. Olyckan visade på hur viktigt det är att göra ordentliga säkerhetsanalyser av alla konstruktioner.

Three Mile Island - 1979

Reaktor 2 i Three Mile Island nära Harrisburg i USA var en tryckvattenreaktor som kunde producera 880 MW elektrisk effekt. Den startades första gången i mars 1978. Exakt ett år senare den 28 mars 1979 inträffade ett oväntat stopp. Under ett arbete på reningssystemet kom vatten genom ett missöde in i ett tryckluftsystem. Det medförde att matarvattenpumparna till ånggeneratorerna stannade. Reaktorn snabbstoppade automatiskt som den skulle och värmeutvecklingen gick snabbt ner till resteffekt. Som ett led i denna händelse öppnades en avblåsningsventil för att minska ett tillfälligt övertryck i systemet. Så långt reagerade alla säkerhetssystem normalt på den utlösande händelsen.

Avblåsningsventilen skulle stänga när trycket i primärsystemet nått normala värden. Ventilen fastnade emellertid i öppet läge. Det observerades inte av operatörerna eftersom man inte kunde se på manöverpanelen om ventilen var öppen eller stängd. Genom avblåsningsventilen strömmade vatten ur primärsystemet. Till följd av förlusten av vatten och tryck i primärsystemet började reaktorn koka, vilket är ett onormalt tillstånd för en tryckvattenreaktor. Eftersom man inte visste att ventilen var öppen sökte operatörerna en annan förklaring till att reaktorn betedde sig onormalt. Ånga från det kokande vattnet i reaktortanken pressade upp vattennivån i en högre liggande trycktank. Detta tolkades felaktigt av operatörerna som om reaktorhärden var väl täckt med vatten. Eftersom man inte ville överfylla systemet ströp operatörerna tillflödet av vatten till härden genom att stänga högtryckspumparna som ingår i nödkylsystemet. I själva verket började vattennivån sjunka under härddtoppen och under 45 minuter avtäcktes stora delar av härden. Gasformiga radioaktiva ämnen, främst ädelgaser och jod frigjordes från bränslet och kom ut i reaktorsystemet och så småningom i reaktorinneslutningen. 2 timmar och 20 minuter efter den inledande händelsen uppräckte en operatör den öppna avblåsningsventilen och stängde en blockeringsventil som stoppade utflödet av vatten från primärsystemet.

Stor osäkerhet rådde nu om läget i reaktorn. Orsaken var främst att primärsystemet var fyllt med vätgas och radioaktiva ädelgaser. Därigenom misslyckades man med att få igång kylvattencirkulationen. Man försökte då sänka trycket genom avblåsning via tryckhållningstanken. Försöket misslyckades men ledde till att stora mängder vätgas och radioaktiva ädelgaser släpptes ut i reaktorinneslutningen. Detta ledde efter drygt nio timmar till en kort och häftig vätgasbrand i inneslutningen. Sexton timmar efter snabbstoppet lyckades man starta en huvudcirkulationspump och därefter var härdkylningen aldrig allvarligt äventyrad (SOU, 1979; Mosey, 1989).

En första uppfattning av härdskadorna fick man 1982 när man för första gången kunde skicka ner en TV-kamera i reaktortanken. Man kunde då se att övre delen av härden hade smält ner. När upprensningsarbetet började fann man att stora delar av smältan hade samlats i en klump längre ner i härden. Senare upptäckte man att stora mängder smält material runnit ner till botten av reaktortanken. Överraskande var att härdsmltan inte hade gått igenom tanken. Det tyder på att någon ännu okänd process gör att vattentäckt härdsmlta inte påverkar reaktortanken så mycket som man tidigare trott. Exakt hur stor marginalen till ett tankbrott var är ännu inte klarlagd. (Pettersson, 1995).

Genom att reaktorn var försedd med en tät inneslutning kom endast en liten del av de radioaktiva ämnen ur reaktorhärden ut i omgivningen. Mindre än 10 procent av de radioaktiva ädelgaserna och en mycket liten mängd radioaktiv jod (två tiomiljondelar) frigjordes till omgivningen. Till helt övervägande del fångades den radioaktiva joden upp av vattnet i reaktorsystemet och inneslutningen. Den högsta stråldosen till någon enskild individ utanför anläggningen blev ca 0,7 mSv, vilket är mindre än årsdosen från den naturliga bakgrundsstrålningen. Omkring 260 personer beräknas ha fått mellan 0,2 och 0,7 mSv. Alla övriga fick troligen doser under 0,2 mSv. (SOU, 1979). Kollektivdosen till allmänheten uppskattas till ca 20 manSv vilket betyder att inget eller högst något enstaka cancerfall kan inträffa bland allmänheten på grund av olyckan.

Inom tre mil från kraftverket bor ca 650.000 människor. Två dagar efter den inledande händelsen rekommenderade delstatens guvernör frivillig utrymning för barn och gravida kvinnor från området närmast kärnkraftverket. Detta gav upphov till att mer än 140.000 personer lämnade sina hem för kortare eller längre tid. Studier som gjorts efter olyckan har visat att den allvarligaste hälsoeffekten av haveriet var svår psykisk stress.

I Sverige ledde olyckan till folkomröstning om kärnkraften och effektivare beredskap för en eventuell svensk kärnkraftolycka. Under 1980-talets senare hälft byggdes stora filteranläggningar vid de svenska kärnkraftverken i syfte att begränsa utsläppen av de radioaktiva ämnen som kan ge markbeläggning vid en olycka

Tjernobyl - 1986

Den hittills värsta reaktorolyckan inträffade i Tjernobyl i Ukraina den 26 april 1986. Tjernobyl ligger ca 10 mil norr om Kiev. När olyckan inträffade fanns fyra reaktorer i drift och ytterligare två (nu övergivna) var under uppförande. Den havererade reaktorn, nr 4, startades i slutet av 1983. Tjernobylanläggningen hade fått pris för hög elproduktion och beskrivits som Sovjets "flaggskepp bland kärnkraftverken".

Tjernobylreaktorerna är grafitmodererade lättvattenkylda reaktorer med beteckningen RBMK-1000. Samma reaktortyp finns i Ignalina i Litauen och i Sosnovy Bor utanför St Petersburg. Den termiska effekten är 3200 MW, vilket ger en elektrisk effekt på 1000 MW. Reaktortypen har en speciell egenhet när det gäller att reglera effekten. Vid högt effektuttag fungerar reaktorn så att en liten ökning eller minskning av reaktiviteten blir självbegränsande och reaktorn går stabilt. Vid lågt effektuttag, däremot, kommer en förändring i reaktiviteten att självförstärkas och reaktorn blir instabil och svår att kontrollera. Detta sker om effekten är lägre än 20 procent, dvs under 700 MW

termisk effekt. Enligt säkerhetsbestämmelserna får reaktorn därför inte köras med låg effekt.

Det som utlöste katastrofen var en test av ett spänningsregleringssystem som skulle göra det möjligt att driva nödkylsystemet även om all elström till anläggningen försvann. Testningen skulle egentligen ha gjorts när reaktorn togs i drift första gången, men eftersom det skedde på nyårsafton hade man uppskjutit det hela och anläggningen hade körts igång fastän säkerhetskraven inte var uppfyllda.

Testet gick ut på att visa att den kvarvarande turbinkraften efter ett snabbstopp var tillräcklig för att få elström till nödkylpumparna under den tid, ca 35 sekunder, som det skulle ta att starta dieselmotorerna till reservkraften. Planerna var att genomföra testet vid 22 - 32 procents effektnivå i samband med att reaktorn skulle ställas av för normal översyn. Vid denna nivå går reaktorn fortfarande stabilt.

Nedtagningen av reaktoreffekten började kl 01:00 den 25 april. Tolv timmar senare hade man nått 50 procents effekt och man kunde stänga av en av de båda turbinerna som var ansluten till reaktorn. Samtidigt fick man önskemål från nätkontrollören i Kiev om att fortsätta köra på samma effektnivå eftersom en annan kraftstation hade fallit bort. Testningen fördröjdes därför ca 12 timmar. Kl 00:28 den 26 april fortsatte man nedtagningen av effekten, men genom ett operatörsmisslag sköt man in för många kontrollstavar. Det fick till följd att effekten snabbt minskade till ungefär en procent - ett resultat av reaktortypens instabilitet i lågeffektområdet. Att nu direkt öka effekten från denna låga nivå är mycket svårt därför att härden efter en snabb effektminskning innehåller mycket xenon-135 som producerats vid den tidigare höga effekten. Xenon-135 absorberar neutronerna (s.k. xenonförgiftning) och förhindrar effekttökningen. Normalt måste man därför vänta tills xenon-135 har sönderfallit innan man kan starta reaktorn igen. Detta gjorde man inte, utan operatören försökte få upp neutronflödet och effekten genom att dra ut styrstavar. Kl 01:00 den 26 april hade operatören lyckats få upp effekten till 7 procent. Men på grund av xenonförgiftningen hade detta skett på bekostnad av att man drog ut fler styrstavar än vad som var tillåtet enligt säkerhetsbestämmelserna. Man låg därmed under den angivna säkerhetsmarginalen för reaktorn.

Reaktorn arbetade nu i ett mycket instabilt område där en eventuell reaktivitetsökning skulle ge en ökning av effekten. Effekttökning skulle i sin tur ge ytterligare reaktivitetsökning som skulle öka effekten ännu mera osv. Detta innebär att reaktorn var mycket instabil. Ångproduktionen var vid tillfället mycket låg. För att förhindra att säkerhetssystemet skulle snabbstoppa reaktorn och omintetgöra testet kopplade operatören bort det automatiska snabbstoppet.

Man ansåg nu att reaktorn var tillräckligt stabil för att genomföra testet. Kl 01:23:04 stängde operatören ångflödet till den återstående turbinen för att den skulle minska fart enligt det fastställda programmet. Normalt skulle reaktorn ha snabbstoppat när ångflödet stängdes av, men operatören hade låst kopplingen till snabbstoppsystemet för att kunna återupprepa testet om det inte skulle fungera första gången. 26 sekunder senare började ångproduktionen öka i reaktorn på grund av att turbinen stängts av och det heta vattnet återcirkulerade till reaktorn. Genom det plötsliga tillflödet av hett vatten i stället för ånga ökade flödet av neutroner som kunde orsaka kärnklyvning. Den positiva reaktivitetsåterkopplingen gjorde att reaktoreffekten snabbt ökade och reaktorns sista sekunder var nu nära. Efter tio sekunder inser skiftingenjören faran och trycker på stoppknappen för att starta motorerna som skall skjuta in alla styrstavarna i reaktorn.

Men det var för sent. Fyra sekunder senare rusar effekten till hundra gånger den maximala - 300.000 MW. Reaktorn exploderar av ångtrycket och det 1000 ton tunga reaktorlocket lyfter och vrider sig ett kvarts varv. Därmed förstörs alla ångtuber och reaktorhärden friläggs. Ett par sekunder senare hörs en andra explosion och ett fyrverkeri av glödande fragment kastas ut från reaktorn och hamnar på intilliggande byggnader och på marken. Luften får fritt tillträde och reaktorn brinner. Det börjar också brinna i byggnader och på tak på flera andra platser dit glödande fragment kastats vid explosionen. Klockan fem på morgonen hade bandkåren lyckats släcka de flesta bränderna utom den i reaktorhärden.

Under de följande dagarna försökte man släcka branden genom att från helikoptrar dumpa omkring 5000 ton av olika material över den brinnande reaktorn. Totalt släppte man ner 40 ton borhaltiga ämnen, 2400 ton bly, 1800 ton sand och lera, 600 ton dolomit, trinitiumfosfat och polymeriserande vätskor. Detta fortsatte man med under drygt en månads tid. Det är emellertid oklart hur stor effekten verkligen var. Senare undersökningar har visat att bara en mindre del av materialet hamnade över den frilagda härden. Det mesta bildade högar upp till 15 m höjd i den förstörda reaktorhallen (Buzulukov och Dobrynin, 1993).

Två personer som arbetade med reaktorn dog omedelbart. Sammanlagt 30 personer dog ganska snart efter olyckan på grund av de strålskador som de ådrog sig under de många heroiska insatserna för att släcka bränderna (Nugis och Konchalovskii, 1993).

De 49.000 invånarna i staden Pripjat, 3 km från reaktorn, evakuerades den 27 april. Den 2 och 3 maj evakuerades 11.000 invånare inom 10 km avstånd. Ytterligare 42.000 invånare evakuerades inom 30 km avstånd mellan den 4 och 7 maj.

Utsläppet av radioaktiva ämnen pågick under 10 dygn innan man lyckades släcka branden och stoppa frigörelsen av radioaktiva ämnen den 6 maj. I efterhand har man beräknat att alla radioaktiva ädelgaser, 50 - 60 procent jod-131, drygt 30 procent cesium-137 och ca 4 procent strontium-90 frigjordes ur härden och kom ut i atmosfären (Buzulukov och Dobrynin, 1993). De radioaktiva ämnena spreds över Ukraina, Ryssland och Vitryssland och stora delar av Europa. Den radioaktiva plymen steg initialt till 1200 m och drev med vindarna mot Sverige och Finland (Persson *et. al.* 1986, UNSCEAR, 1988).

I Sverige registrerades den första svaga dosratökningen vid SSIs fasta mätstation på Ölands södra udde den 27 april klockan fem på morgonen. Då hade en första del av plymfronten passerat över Östersjön. En kraftig dosratökning registrerades på kvällen mellan kl 20 och 24. Detta har kunnat konstateras i efterhand från registreringar på stationens skrivare (Kjelle, 1986). Mätstationen hade vid den tiden inget automatiskt larm utan det var först på morgonen den 28 april som de radioaktiva ämnena upptäcktes på marken i Forsmark. Under några timmar trodde man att den radioaktiva föroreningen berodde på någon okänd källa vid kärnkraftverket i Forsmark. På eftermiddagen kunde SSI med hjälp av FOA:s mätningar konstatera att utsläppet kom från en reaktor i östblocket.

I Sverige hamnade det kraftigaste nedfallet omkring Gävle och längs kusten upp till Umeå och i Västernorrlands län genom att de radioaktiva ämnena tvättades ut med regn. De högst belagda områdena fick omkring 100 - 200 kBq/m² av cesium-137. Den högsta stråldosen som någon enskild individ i Sverige kunde få uppskattas till 6 mSv

under det första året. I genomsnitt fick svenska folket mindre än 0,1 mSv under det första året efter olyckan (Edvarson, 1991). SSI räknar med att ca 500 cancerfall kommer att inträffa i Sverige under en 50-årsperiod till följd av olyckan. Av dessa får ca 300 dödlig utgång.

Myndigheterna i olika länder vidtog åtgärder för att minska stråldosen till befolkningen. I Sverige utfärdades betesförbud för att begränsa överföringen av radioaktiv jod från betesgräs till mjölk. Livsmedelsrestriktioner infördes för att minska stråldosen från jod och cesium. SSI rekommenderade vissa åtgärdsnivåer för jod och cesium som inte fick överskridas för att tillåta bete och försäljning av livsmedel. Ett omfattande mätprogram startades för att kartlägga beläggningen av radioaktiva ämnen på marken och följa upptaget av dessa i livsmedel (Hägg, 1990). Efter kontrollmätningar av betesgräs kunde man efterhand lätta på betesrestriktionerna. De flesta livsmedel visade sig ha aktivitetsvärden långt under åtgärdsnivåerna med undantag av cesium i renkött, vilt, fisk och svamp från de områden som fått hög markbeläggning. Kontrollmätningar på dessa livsmedel fortgår ännu idag.

Varför inträffade olyckan? Det var inget fel på utrustningen. Den utlösande händelsen var det mänskliga misstaget att skjuta in för många styrtavar så att reaktoreffekten minskade alltför snabbt och hamnade under tillåten nivå. Operatörerna bröt sedan mot säkerhetsbestämmelserna genom att fortsätta köra reaktorn på den låga nivån där den var instabil. Avsikten var att genomföra testet av spänningsregulatorn oberoende av vad som hände. Detta krävde bortkoppling av säkerhetssystemen och ytterligare brott mot säkerhetsbestämmelserna. En av orsakerna till att man nödvändigtvis ville genomföra testet var att möjligheten bara uppstod en gång per år och att det egentligen skulle ha gjorts när reaktorn togs i drift första gången. Tidpunkten på dygnet kan också ha bidragit till att omdömet klickade. Det hade blivit tolv timmars försening på grund av att man behövde extra energi i elnätet. Dessutom var det veckohelg och mitt i natten.

Liknade tester av spänningsregleringen hade gjorts vid andra anläggningar och det hade gått bra. Skillnaden i Tjernobyl var att man körde reaktorn på för låg effekt. I ett försök att öka effekten drog man ut så många styrtavar så att marginalen för att kunna reglera den låg vida under den tillåtna. Det verkade som om operatörerna glömt allt säkerhetstänkande. Olyckan berodde inte bara på att säkerhetskulturen var undermålig. Organisationsstrukturen spelade säkert en avgörande roll. Den komplicerade beslutshierarkin gjorde det så gott som omöjligt att genomföra väldefinierade och auktoritativa säkerhetsanalyser. Ingen vågade eller ville meddela problem och säkerhetsbrister uppåt i organisationen.

Ansvaret för säkerhetsarbetet måste definieras klart och hållas helt skilt från "produktionen". Den högsta ledningen måste ge tillräckliga befogenheter för säkerhetsarbetet och övervakande myndighet måste kunna kontrollera att säkerhetsarbetet bedrivs med tillräcklig kvalitet.

Referenser

L.Arnold, Windscale 1957. Anatomy of a Nuclear Accident, Macmillan, London; 1992

Yu.P.Buzulukov, Yu.L.Dobrynin, Release of radionuclides during the Chernobyl accident. In: The Chernobyl Papers, Vol 1, Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies, (Ed by S.E.Merwin and M.I.Balonov), Research Enterprises, Washington; pp 3-21; 1993.

K.Edvarson, External doses in Sweden from the Chernobyl fallout, In: The Chernobyl fallout in Sweden (Ed. by L.Moberg), Statens strålskyddsinstitut, Stockholm, pp527-545; 1991.

C.Hägg, Consequences in Sweden of the Chernobyl accident, Statens strålskyddsinstitut, SSI Report 90-07; 1990.

P-E.Kjelle, Fallout in Sweden from Chernobyl, Part I, Statens strålskyddsinstitut, SSI rapport 86-20; 1986.

D.Mosey, Reactor Accidents. Nuclear Safety and the Role of Institutional Failure, Nuclear Engineering International Special Publications; 1990.

V.Yu.Nugis, M.V.Konchalovskii, Biological Dosimetry, Diagnosis and treatment of bone-marrow syndrome in victims of the Chernobyl accident, In: The Chernobyl Papers, Vol 1, Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies, (Ed by S.E.Merwin and M.I.Balonov), Research Enterprises, Washington; pp 349-384; 1993.

Ch.Persson, H.Rohde, L-E.DeGeer, The Chernobyl Accident. A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden, SMHI Meteorology and Climatology, Report No 55; 1986.

K.Pettersson, Härdsmltan i Three Mile Island: Nu vet vi- nästan - vad som hände inuti reaktortanken, Nucelus nr 11, Statens kärnkraftinspektion; 1995.

SOU, Säker kärnkraft? Betänkande av Reaktorsäkerhetsutredningen, SOU 1979:86, Stockholm 1979.

UNSCEAR, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations; 1988.

SSI-rapporter

- 95-01. Publikationer
SSI-Informationsenheten. *Gratis*
- 95-02. Statens strålskyddsinstituts
skyddskriterier för omhändertagande av
använt kärnbränsle
Enheten för avfalls- och omgivningstillsyn 25 kr
- 95-03. The use of Algae in monitoring dis-
charges of radionuclides
- Experiences from the 1992 and 1993 moni-
toring programmes at the Swedish nuclear
power plants
Pauli Snoeijs, Puck Simenstad 60 kr
- 95-04. Kvalitetssäkring av egenkontrollen
vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB
Vattenburna utsläpp 1992.
Kemienheten 40 kr
- 95-05. Miljökonsekvensbeskrivningar inför
slutförvaring av använt kärnbränsle m.m.
*Boverket, Riksantikvarieämbetet, Statens kärnkraftin-
spektion, Statens naturvårdsverk, Statens strålskydds-
institut* 60 kr
- 95-06. Jämförelser mellan omgivnings-
mätningar och modellberäkningar av radio-
aktiva ämnen i fisk vid de svenska kärn-
kraftverken och Studsvik
Olle Karlberg 40 kr
- 95-07. Kontrollmätning av låg- och medelak-
tivt avfall avsett att slutförvaras i SFR-1;
1994 års mätningar
*Magnus Westerlind, Olof Karlberg, Gunilla Lind-
bom, Ingemar Lund* 40 kr
- 95-08. A BIOSPHERE MODEL for use in the
SKI Project SITE-94
Runo A G Barrdahl 50 kr
- 95-09. Kalibrerings- och normalieverksam-
heten vid riksmätplatsen under 1994
*Ulf Nilsson, Jan-Erik Grindborg, Olle Gullberg
och Göran Samuelson* 40 kr
- 95-10 Underlagsmaterial till SSIs
granskning av SKBs komplettering av
forskningsprogrammet för 1992
M Jensen, J Nolin, G Sundkvist 60 kr
- 95-11. The SSI TOOLBOX Source Term
Model SOSIM
- Screening for important radionuclides and pa-
rameter sensitivity analysis
R. Avila Moreno, R. Barrdahl, C. Hägg 50 kr
- 95-12. Förslag till kursplan
Tillståndsbunden utbildning i strålskydd och
utrustningens handhavande för
personal i röntgenverksamheter
*Medicinsk fysik och teknik, Enheten för röntgen
och radioaktiva ämnen* 50 kr
- 95-13. Kärnkraftindustrins
- aktivitetsutsläpp
- yrkesexponeringar 1994
Huvudenheten för kärnenergi 50 kr
- 95-14. Orienterande undersökning av effek-
ten av vattenbehandlingsutrustning på
radonhalten från borrhade brunnar
Connie Boox, Geosigma AB 40 kr
- 95-15. Determination of the Neutron and
Photon Dose Equivalent at Work Places in
Nuclear Facilities of Sweden
An SSI - EURADOS comparison exercise.
Part 1: Measurements and Data Analysis
H. Klein and L. Lindborg 100 kr
- 95-16. Determination of the Neutron and
Photon Dose Equivalent at Work Places in
Nuclear Facilities of Sweden
An SSI - EURADOS comparison exercise.
Part 2: Evaluation
H. Klein and L. Lindborg 100 kr
- 95-17. Persondosmätningar
Årsrapport 1994
Lars Bergman 40 kr
- 95-18. Radon i vatten från bergborrade
brunnar
Resultat från en undersökning i Örebro kommun
*E. Lidén, A. Lindén, L. Andersson, G. Åkerblom,
T. Åkesson* 100 kr

SSI-rapporter

- 95-19. Omgivningskontroll vid kärnkraftverken och Studsvik 1992-1993
Resultat från mätning av radionuklidhalter i miljöprover, samt SSI:s stickprovsmätningar
P. Bengtson, C-M. Larsson, P. Simenstad, J. Suomela 60 kr
- 95-20. En bedömning av hälso- och miljösituationen i gruvsamhället i Krasnokamensk, östra Sibirien, Ryssland
Hans Ehdwall et al 70 kr
- 95-21. An assessment of the health and environmental situation in the mining community Krasnokamensk, East Siberia, Russian Federation
Hans Ehdwall et al 70 kr
- 95-22. Matkorgsundersökning hösten 1994
Hans Möre et al 40 kr
- 95-23. Comparison of BIOPATH and MARCEN
Rodolfo Avila Moreno, Runo Barrdahl, Ulla Bergström, Sture Nordlinder 40 kr
- 95-24. Forskningsplan för utlagd forskning 1995/1996
Forskningssekreteriatet 40 kr
- 95-25. Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB Vattenburna utsläpp 1993
Kemienheten 40 kr
- 95-26. Statens strålskyddsinstitutets granskning av ASAR-rapport för Oskarshamn 1
Thommy Godås 50 kr
- 95-27. Säkerhets- och strålskyddsläget vid de svenska kärnkraftverken 1994/95
Statens kärnkraftinspektion rapport 95:63, Statens strålskyddsinstitut Gratis
- 95-28. Statens strålskyddsinstitutets granskning av ASAR-rapport för Ringhals 2, 1994
Peter Hofvander 50 kr
- 95-29. Patientdoser vid datortomografi med lathund för beräkning av effektiv dos
G. Szendrö, B. Axelsson, W. Leitz 25 kr
- 95-30. International Survey of Environmental Programmes
- a compilation of information from twelve countries received in response to a questionnaire distributed in 1992
Ch. Gyllander, O. Karlberg, M. Litning, C-M. Larsson and G. Johansson 100 kr
- 95-31. Kontrollmätning av låg- och medelaktivt avfall avsett att slutförvaras i SFR-1; 1995 års mätningar
Magnus Westerlind 40 kr
- 95-32. Stråldoser och markbeläggning i Sverige efter en stor kärnkraftolycka
En utredning utförd av SSI i samråd med SKI, september 1995
Ulf Bäverstam sammanhållande 70 kr