



r

**SSI Rapport**

SSI report

2001:23 TOR INGEMANSSON

*Nuklidinventariet*  
*i*  
*SFR-1*



*Statens strålskyddsinstitut*  
Swedish Radiation Protection Authority

FÖRFATTARE/AUTHOR: Tor Ingemansson

AVDELNING/ DIVISION: Avdelningen för avfall och miljö/ Department of Waste Management and Environmental Protection

TITEL/TITLE: Nuklidinventariet i SFR-1/ The nuclide inventory in SFR-1.

**SAMMANFATTNING:** I denna rapport redovisas ett projekt som har utförts av ALARA Engineering på beställning av Statens strålskyddsinstitut (SSI): "Nuklidinventariet i SFR-1", även kallat NIIS-projektet. Projektet omfattar följande fem delprojekt: 1) Mätmetodik för svärmätbara nuklider, 2) Nuklidinventarium i SFR-1, 3) Nuklidbibliotek för SFR-avfall, 4) Nuklidbibliotek vid mätning på kollin avsedda för markförvar och friklassning, samt 5) Karaktärisering av nuklidinventarierna och dokumentation av SFL-avfall. För samtliga delprojekt har speciellt långlivad aktivitet inklusive Cl-36 beaktats.

**SUMMARY:** This report is an account for a project carried out by ALARA Engineering, on behalf of the Swedish Radiation Protection Authority (SSI): "Nuclide inventory in SFR-1". The project comprises the following five sub-projects: 1) Measuring methods for nuclides, difficult to measure, 2) The nuclide inventory in SFR-1, 3) Proposal for nuclide library for SFR-1 and ground disposal, 4) Nuclide library for exemption, and 5) Characterising of the nuclide inventory and documentation for SFL waste. In all five sub-projects long-lived activity, including Cl-36, has been considered.

SSI rapport : 2001:23

oktober 2001

ISSN 0282-4434

Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

*The conclusions and viewpoints presented in the report are those of the author and do not necessarily coincide with those of the SSI.*



Statens strålskyddsinstitut  
Swedish Radiation Protection Authority

# Förord

Nuklidinnehållet i allt avfall som förs till SFR-1 för deponering ska vara känt. Därför mäts avfallet gammaspektroskopiskt innan det levereras till SFR. Nuklidinventariet förs sedan in i SFR-1:s databas. I den slutliga säkerhetsredovisningen för SFR-1 har nuklidinventariet (uppskattat av SKB) ingått som en grund för myndigheternas beslut. Inventariet har beräknats utifrån vissa uppskattningar om framtida driftförhållanden. Dessa antaganden har i viss mån varit överskattningar, så detta nuklidinventarium är att betrakta som gränssättande.

Eftersom det inte har genomförts någon uppföljning av avfallsprognosernas utfall sedan driftstarten av SFR-1, har SSI bedömt att detta nu måste ske. Utöver frågor rörande mätmetodik och radionuklidinventariet i SFR-1, har SSI även sett att det finns behov av att utreda vissa motsvarande frågeställningar för avfall som deponeras på markförvar och avfall för friklassning. Slutligen har SSI önskat få utrett frågor kring vilken karaktärisering och dokumentation som är nödvändig av avfall som på grund av innehållet av långlivad aktivitet måste slutförvaras i det planerade slutförvaret SFL 3-5. Dessa frågeställningar har utmynnats i projektet *Nuklidinventariet i SFR-1* (NIIS-projektet) vilket utförts av ALARA Engineering. Projektet har bestått av fem delprojekt:

1. Mätmetodik för svärmätbara nuklider
2. Nuklidinventarium i SFR-1
3. Nuklidbibliotek (SFR-1)
4. Nuklidbibliotek (markförvar och friklassat avfall)
5. Karaktärisering och dokumentation av SFL-avfall

Denna rapport är ALARA Engineerings redovisning av NIIS-projektets samtliga delar. Författaren svarar ensam för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas som Statens strålskydds-institutets ståndpunkt.

Författaren önskar tacka P.O. Aronsson, Ringhalsverket, för intressanta diskussioner och förslag och för data från Ringhals.



# Innehållsförteckning

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>3</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>7</b>
<b>1 INLEDNING</b> .....	<b>12</b>
<b>2 MÄTMETODIK FÖR LÄTT MÄTBARA OCH SVÄRMÄTBARA NUKLIDER</b> .....	<b>13</b>
2.1 MÅLSÄTTNING MED DELPROJEKT 1.....	13
2.2 MÄTMETODER VID AVFALLSMÄTNINGAR.....	13
2.3 LÄTT MÄTBARA OCH SVÄRMÄTBARA NUKLIDER.....	16
2.4 KVANTIFIERING AV SVÄRMÄTBARA NUKLIDER.....	18
2.4.1 Kvantifiering av aktinider.....	18
2.4.2 Mätta alfa- och betastrålande nuklider i reaktorvattnet och på primärsystemytor.....	21
2.4.3 Betydelsen av bränsleskador.....	24
2.4.4 Nuvarande metod för kvantifiering av betastrålande nuklider.....	26
2.4.5 Alternativa analysmetoder.....	29
2.5 DISKUSSION – MDA-VÄRDEN.....	32
2.5.1 MDA för alfastrålare.....	32
2.5.2 MDA för gammastrålare.....	33
2.5.3 Sammanfattning av MDA-diskussionen.....	34
<b>3 NUKLIDINVENTARIUM I SFR-1</b> .....	<b>35</b>
3.1 MÅLSÄTTNINGEN MED DELPROJEKT 2.....	35
3.2 KÄLLOR OCH SPRIDNINGSVÄGAR FÖR NUKLIDER.....	35
3.3 TILLÅTET INVENTARIUM I SFR-1.....	37
3.4 UTFALL FÖR SFR-1-INVENTARIET TILL OCH MED 1998.....	38
3.4.1 Gammastrålande nuklider.....	38
3.4.2 Betastrålande nuklider.....	44
3.4.3 Alfastrålande nuklider.....	46
3.5 PROGNOSEN FÖR SFR-1-INVENTARIET TILL OCH MED 2010.....	48
3.5.1 Gammastrålande nuklider.....	49
3.5.2 Betastrålande nuklider.....	51
3.5.3 Alfastrålande nuklider.....	55

<b>4 FÖRSLAG TILL NUKLIDBIBLIOTEK FÖR SFR-1 OCH MARKFÖRVAR</b> .....	<b>57</b>
4.1 MÅLSÄTTNINGEN MED DELPROJEKT 3 .....	57
4.2 ALLMÄNT OM URVAL AV NUKLIDER I NUKLIDBIBLIOTEK.....	57
4.3 NUKLIDBIBLIOTEK FÖR SFR-1 OCH MARKFÖRVAR.....	58
<b>5 FÖRSLAG TILL NUKLIDBIBLIOTEK FÖR FRIKLASSNING</b> .....	<b>65</b>
5.1 MÅLSÄTTNINGEN MED DELPROJEKT 4 .....	65
5.2 NUKLIDBIBLIOTEK FÖR FRIKLASSNING.....	65
<b>6 KARAKTÄRISERING OCH DOKUMENTATION AV SFL-AVFALL</b> .....	<b>68</b>
6.1 MÅLSÄTTNINGEN MED DELPROJEKT 5 .....	68
6.2 ALLMÄNT OM SFL 2-5.....	68
6.3 KARAKTÄRISERING AV AKTIVITETSINVENTARIERNA I SFL 2-5.....	70
6.3.1 Kvantifiering av nuklidinnehållet.....	70
6.3.2 Utbyte av delar.....	74
6.4 FÖRSLAG TILL DOKUMENTATION.....	75
6.5 DISKUSSION.....	79
<b>7 REFERENSER</b> .....	<b>81</b>

## BILAGOR

- A Resultat av ORIGEN-S-analyser
- B Produktionsrat av Cl-36 i reaktorvattnet
- C Dataredovisning
- D Data från BwrCrud-analyser

# Sammanfattning

I rapporten redovisas fem delprojekt:

## 1. MÄTMETODIK FÖR LÄTT- OCH SVÅRMÄTBARA NUKLIDER

Använda metoder för kvantifiering av nuklidinnehållet i avfall avsett för SFR-1 från kärnkraftverken, CLAB och Studsvik diskuteras. Metoderna för mätning och kvantifiering av lätt mätbara gammastrålare, alfastrålare och Sr-90 är väl utvecklade. Osäkerheten i kvantifieringen av enskilda kollin och uppskattningar för aktinid- och Sr-90-mängderna i jonbytarmassa är mindre än ca 30 % ( $1\sigma$ ). Osäkerheterna som introduceras vid fyllning av kollin, inhomogen aktivitets- och densitetsfördelning, och mätosäkerheten är slumpmässiga, vilket gör att den totala osäkerheten i inventariet blir betydligt mindre då ett stort antal kollin mäts. Samma gäller vid indirekta uppskattningar av nuklidinventariet från aktinid- och Sr-90-mätningar av reaktor- och bassängvatten. Då det gäller kraftverken och CLAB kvantifieras all mätbar aktivitet i avfallskollina på ett mycket bra sätt.

Mätmetoderna för gammastrålare är desamma vid Studsvik som vid kraftverken och CLAB, varför kvantifieringen är lika bra som vid verken och CLAB. Däremot mäts inte alfastrålare eller Sr-90 separat vid Studsvik. Detta är inte praktiskt möjligt. Avfallet från Studsvik kan också komma från industri, forskning och sjukhus. Ursprunget och aktivitetshalterna i detta avfall bör vara väl definierat och därmed också kvantifierbart. I dag används förhållande till Cs-137, t.ex. är inventariet av Am-241 och Pu-239/240 4 respektive 1 % av cesiuminventariet. Detta sätt att kvantifiera aktinidinventariet kan innebära ökad osäkerhet varför det avråds att använda denna typ av förhållanden som inte grundas på stationsindividuella mätvärden.

Alternativa mätmetoder för svårsmätbara nuklider diskuteras. Den i dag använda metoden för kvantifiering av aktinider och Sr-90 i avfallskollin från kraftverken och CLAB är mycket bra och ger mycket god överensstämmelse mellan rapporterat utfall och beräknade mängder. Dessa nuklider kan (och behöver) inte direktmätas i avfallskollin.

En nuklid som signifikant bidrar till dosbelastningen i det långa tidsperspektivet för avfall i SFR-1 (och SFL 3-5) är Ni-59 ( $T_{1/2} = 7,5 \cdot 10^4$  år). I rapporten diskuteras möjligheten att införa metod för mätning av Ni-63 (100 år) i reaktor- och bassängvatten samt i jonbytarmassa. Med god kunskap om halterna av Ni-63 kan också halten av Ni-59 beräknas. Nickel kan fällas ut med dimetylglyoxim. Detta kan göras i ett eller två steg. Denna metod för utfällning av nickel används vid provberedning av prover för AMS-analys, diskuterade i rapporten. Fällningen kan mätas gammaspakrometriskt före och efter fällningen för kvantifiering av föroreningar av andra nuklider. På grund av betydligt högre aktivitet för Ni-63 störs inte denna av Ni-59. Fällningen kan mätas i vätskescintillator med avseende på Ni-63.

SKB planerar att göra mätningar av stickprov från interna delar med avseende på Ni-59 (som sönderfaller genom elektroninfångning) med AMS-teknik (Atomic Mass Spectrometry). I rapporten diskuteras att proven är små i förhållande till de komponenter som proverna tas ifrån. Det är svårt att få representativa prover från exempelvis ångseparatorer, härdgaller, moderatortank, moderatortanklock med mera. Vid beräkningen av aktivitetsinnehållet i en stor komponent ansätts ett medelneutronflöde vid beräkningen. Det är inte alls säkert att detta flöde är detsamma som just i den eller de punkter som proven kommer ifrån. Även om beräkningen visar rätt resultat för det totala aktivitetsinnehållet i en komponent kan överensstämmelsen mellan mätt värde och beräknat medelvärde skilja sig åt med en signifikant faktor.

C-14 kan ha signifikant betydelse på de radiologiska förhållandet för SFR-1. Kunskapen om mängden C-14 som kan tillföras förvaret är begränsad. Det rekommenderas därför att C-14 kvantifieras i jonbytarmassa (och i utsläpp till atmosfären). I [38] presenteras en enkel metod för insamling av C-14 som CO<sub>2</sub>. C-14 förekommer också i andra former, t.ex. CO eller C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>, genom oxidation kan dessa omvandlas till CO<sub>2</sub> och därmed också insamlas före mätning [38].

I rapporten diskuteras hur dimensionerande fall för bränsleskador påverkar aktivitetsinventariet för ett antal svårsmätbara nuklider. Den maximala mängden bränslerelaterade nuklider, exempelvis I-129 och Cs-135, som kan tillföras SFR-1 har kvantifierats. Slutsatsen är att dessa inte behöver beaktas i SFR-1.

## 2. NUKLIDINVENTARIUM I SFR-1

Varje år rapporteras från kraftverken, CLAB och Studsvik hur stor aktivitetsmängd av mätta gammastrålare, av alfastrålare och Sr-90, som tillförs SFR-1. Tillförd aktinid- och Sr-90-aktivitet beräknas genom att deras specifika mätta halter i vattnet multipliceras med de tidsintegrerade flödena i reningsfiltren. Detta ger mängden aktivitet i jonbytmassan och därmed i avfallskollina. Även mängden alfastrålare och Sr-90 i övrigt avfall uppskattas med mätta värden som grund.

Det är möjligt att med andra metoder än de som används vid kraftverken och CLAB, uppskatta den mängd aktivitet som tillförs SFR-1. Sådana jämförelser visar mycket god överensstämmelse mellan utfall och uppskattningar. Detta gäller för direktmätta gammastrålare och indirekt mätta alfastrålare och Sr-90. Någon ytterligare verifiering av utfallet för dessa nuklider med kraftverk och CLAB som källa erfordras inte. För framtiden är det tillräckligt med kvalitetssäkring av nuvarande mätmetoder.

För kvantifiering av inventariet i Studsviksavfall har rekommendation getts i andra delprojekt.

Kvantifiering av nuklider som inte mäts, speciellt Ni-59 och Ni-63 men även andra, görs genom att använda förhållanden mellan dessa och någon mätbar nuklid. Normalt används Co-60 för aktiveringsprodukter och Cs-137 för fissionsprodukter och ibland även för alfastrålare. Det rekommenderas att denna metod används med stor försiktighet och att rimlighetsanalys görs av resultat. Om möjligt ska denna metod undvikas och ersättas av någon annan.

Betydelsen av bränsleskador med uranupplösning diskuteras. Den enda signifikanta källan för alfastrålare till SFR-1 är bränsleskador med degraderande kapsling. Hittills har ca 2,2 kg bränsle lösts upp under drift av de svenska kraftverken. Ca 40 % av detta har i dag tillförts SFR-1. Denna lilla mängd har i det långa tidsperspektivet signifikans med avseende på antalet ALI i SFR-1. Om man antar att 0,9 kg bränsle tillförts SFR-1 motsvarar detta  $7,2 \cdot 10^6$  ALI för summan av Pu-238, 239, 240 och 241.

En prognos över nuklidinventariet till SFR-1 visar att det för Co-60 i driftavfall finns god marginal mellan tillåtet inventarium år 2010 och prognostiserat. Marginalen till tillåten aktivitetsmängd är ca en faktor två. Denna marginal kan tas i anspråk av interndelar innehållande ytaktivitet och inducerad aktivitet av Co-60.

SFR-1-inventariet av Ni-59 och Ni-63 uppskattas genom att uppmätt Co-60-mängd multipliceras med 0,001 för uppskattning av Ni-59-inventariet respektive 0,1 för uppskattning av Ni-63-inventariet. Detta kan innebära en signifikant underskattning av bidraget från de tre PWR-stationerna i Ringhals. Produktionsraterna för Ni-59 och Ni-63 i föreningar av nickel som tillförs PWR-reaktorvatten är ca en faktor två högre än vad som har uppskattats för BWR (genom användning av förhållande till Co-60-halten) och betydligt högre än vad som erhålls vid användning av aktuella aktivitetsförhållanden. Detta medför att gällande gränsvärdena för Ni-59 och Ni-63 enligt säkerhetsrapporten för SFR-1 kan uppnås till år 2010 av driftavfallet.

Det råder osäkerhet om mängden C-14 som tillförs SFR-1. Därför rekommenderas att metoder för provinsamling och mätning för rutinmässig övervakning av denna nuklid övervägs och provas. Alternativt kan det göras som en forskningsuppgift. Även den kemiska formen för C-14 kan ha betydelse vid säkerhetsanalysen för de olika förvarn. Den metod som rekommenderas för provinsamling av C-14 i kapitel 2 är också användbar för kvantifiering av den kemiska föreningen av C-14, om C-14 föreligger som CO<sub>2</sub>, CO eller C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>.

Det är naturligtvis viktigt att beakta ny kunskap med avseende på förekomst och produktionsrat av nuklider. Nuvarande begränsningar för nuklidinventariet är nuklidspecifika och uttryckta i det antal becquerel som får tillföras SFR-1 till och med 2010. Med tanke på att ny kunskap ständigt produceras kan relativt små förändringar av kunskapen om produktionsrater för nuklider göra att fastställda nuklidspecifika gränser för enstaka nuklider överskrids, se diskussionen ovan om Ni-59 och Ni-63. Detta gör att nuvarande metod för att fastställa begränsningar inte är speciellt bra. I stället föreslås att en begränsning sätts som anger förvarets maximalt tillåtna radiologiska konsekvens. Detta ska gälla ingående förvarstyper i förvaren och totalt för hela förvaret. Med detta skulle uppnås att användarna av förrådet genom val av driftsätt för reaktorerna kan välja nuklidfördelning för SFR-1 (SFR-3, SFL och i respektive SFL-förvar). Även andra förvarstyper, de olika SFL- och SFR-3-förvaren, rekommenderas att begränsas efter denna modell.



Under lång tid har det antagits att Sverige inte skulle ha några kärnkraftverk i drift efter 2010. Denna tidpunkt för avstängning av samtliga svenska kärnkraftverk verkar i dag osannolik. Dessutom är livstiden för kraftverken inte säkert fastställd, men den kan vara mycket lång, varför vi kan förvänta oss att ha kärnkraftverk i drift under lång tid också efter 2010. Drifttiden efter 2010 kan i dagsläget inte uppskattas. Därför rekommenderas att den tid som de olika förvaren ska kunna användas görs flexibel. I stället för att ange en sluttid för användningen av ett förvar bör en tidigaste tid för upphörande av den institutionella övervakningen anges och hur lång tiden mellan de sista kollina tillförs ett förvar tills den institutionella kontrollen upphör. Detta gäller också markförvar. Dessa tider är viktiga parametrar i säkerhetsanalysen och för urvalet av nuklider som behöver beaktas i säkerhetsanalysen.

Marginalen i dag för de viktiga aktiniderna och för fissionsprodukter mellan utfall och tillåten mängd i SFR-1 är mycket stor. Anledningen till detta är att SFR-1 kan tillföras ca 30 kg bestrålat bränsle och utfallet är enbart knappt 1 kg. Aktiniderna har mycket stor radiologisk signifikans för SFR-1 samtidigt som deras andel är enkel att driftmässigt begränsa. Efter inträffade bränsleskador som medför uranupplösning kan drabbad reaktor tas ur drift för utbyte av patroner med defekter. På så sätt kan nuklidinventariet till SFR-1 effektivt styras. Detta är en av nyckelpunkterna i förslaget ovan om att förvarsbegränsningar ska anges med radiologiskt mått i stället för nuklidspecifikt i becquerel.

### 3. FÖRSLAG TILL NUKLIDBIBLIOTEK FÖR SFR-1 OCH MARKFÖRVAR

För de förslag till nuklidbibliotek som ges nedan har bärande kriterium varit att enbart nuklider som bidrar signifikant, minst ca 2 % av dominerande nuklid, till den radiologiska konsekvensen har tagits med. Det kan finnas andra anledningar att ta med ytterligare någon nuklid, exempelvis av mättekniska skäl, detta diskuteras i rapporten. Principiellt behöver dock inte dessa ingå i säkerhetsanalysen.

Förslag till nuklidbibliotek för SFR-1 och markförvar ges i tabell 15. För att få underlag för vilka nuklider som ska ingå i biblioteket och för kvantifiering av dosbelastningen av dessa gjordes ORIGEN-S-analyser av en bränslepatron, med övergångsstycken, fjädrar, spridare och box. Dessutom gjordes parameterstudier för att undersöka hur föroreningar av klor i material och reaktorvatten påverkar produktionsraten av Cl-36 och hur produktionsraten av C-14 påverkas av kvävehalten i material och av syret i bränslets urandioxid.

Studien visade att produktionen av Cl-36 i material och reaktorvatten är så låg att den inte behöver beaktas i avfallet avsett för SFR-1 från BWR och PWR. Den signifikanta källan och spridningsvägen för C-14 är via reaktorvattnet och jonbytmassan i PWR. Det finns indikationer på att bidraget från BWR till SFR-1 av C-14 också behöver beaktas. C-14:s uppförande i PWR och BWR kan erfordra ytterligare utredning. Metod för provinsamling och mätning av C-14 i avgassystem, reaktorvatten och jonbytmassa diskuteras.

I rapporten föreslås följande revideringar av tabell 5.5-4 i säkerhetsanalysen för SFR-1:

- H-3 från kraftverken eller CLAB behöver inte beaktas då den radiologiska konsekvensen är marginell i förhållande till andra nuklider. Den stora mängden tritium släpps ut till vattenrecipienten (ca 90 %) och via ventilationssystemen (ca 10 %). Mängden tritium som tillförs SFR-1 är liten i förhållande till utsläppen under drift. Eventuellt kan andra H-3-källor finnas, som behöver beaktas.
- Fe-55, Ru-106 och Cs-134 har relativt korta halveringstider och bidrar enbart marginellt till dosbelastningen i driftavfallet. Förvaren står under institutionell kontroll tills dessa nuklider sönderfallit. Detta gäller oberoende av källor för dessa nuklider.
- Nb-94, Tc-99 och Cs-135 har långa eller mycket långa halveringstider. Bidraget till persondoserna från dessa nuklider, räknat i ALI, vid dimensionerande fall är marginellt. Dimensionerande fall är om 30 kg upplöst bränsle tillförs SFR-1. Som nämnts ovan är utfallet till och med 1998 0,9 kg. Vid dimensionerande fall kommer den radiologiska konsekvensen av de tre listade nukliderna i SFR-1 att vara marginell i förhållande till motsvarande för aktinider. Därför behöver de inte beaktas i säkerhetsanalysen för SFR-1.
- Eu-152 ( $T_{1/2} = 13,3$  år) är en aktiveringsprodukt i betongen i biologiska skyddet varför denna nuklid kan behöva beaktas hanteringsmässigt och radiologiskt under rivningen av stationerna. Därför har denna tagits med i förslaget till nuklidbibliotek för SFR-1 och markförvar.

Samma bibliotek föreslås för SFR-1 och markförvaret då bägge förvaren kommer att stå under institutionell kontroll under relativt lång tid och producerade avfallskollin kan förväntas innehålla ungefär samma fördelning av nuklider.

#### 4. FÖRSLAG TILL NUKLIDBIBLIOTEK FÖR FRIKLASSNING

Ett förslag till nuklidbibliotek för material som ska friklassas ges i tabell 16. Utgångspunkten för urvalet har varit vilka nuklider som rutinmässigt mäts i reaktorvattnet. Biblioteket innehåller flera nuklider med relativt korta halveringstider. Orsaken till detta är att möjliggöra friklassning av material kort tid efter det att materialet varit i kontakt med primärvatten under drift av reaktorn.

Som diskuterats i delprojekt 1, är några gammastrålande nuklider, som kan finnas i reaktorvatten, svår-mätbara vid mätning på avfallskollin. Dessa nuklider, Ce-141, Ce-144 och Ru-106, har inte tagits med i det föreslagna biblioteket då de enbart undantagsvis detekteras i reaktorvattnet vid laboratoriemätningar. Aktinider och Sr-90 behöver enbart beaktas vid friklassning för de stationer som drabbats av bränsleskador som medfört signifikant upplösning av bränsle (mer än fem till tio gram) under den senaste tioårsperioden.

För Studsvik kan samma bibliotek ansättas för material från kraftverken och CLAB. För annat material rekommenderas att bibliotek tas fram för varje friklassningskampanj, beroende på källan för aktiviteten.

#### 5. KARAKTÄRISERING AV NUKLIDINNEHÅLLET OCH DOKUMENTATION AV SFL-AVFALL

Till SFL kommer allt avfall som inte lagras i SFR-1 eller SFR-3. Följande rangordning med avseende på aktivitet kan göras:

1. SFL 2 kommer att tillföras det utbrända bränslet. Den radiologiska konsekvensen av olika nuklider i bränslet kan karaktäriseras på följande sätt: Aktiniderna dominerar den radiologiska konsekvensen från det bränslet tas ut och under överskådlig tid. Vid uttag ur reaktorn är summakonsekvensen av Cs-137 och Sr-90 1 % av motsvarande för aktiniderna. Efter 1 000 och 100 000 år är den radiologiska konsekvensen för aktiniderna ca en miljon gånger högre än motsvarande för summan av de vid denna tid dominerande fissions- och aktiveringsprodukterna i bränslet.
2. SFL 3 kommer att tillföras avfall från Studsvik. Detta avfall består av kraftverksproducerad aktivitet och aktivitet från industri, forskning och medicinsk användning. Detta avfall bör klassificeras efter ursprung med avseende på aktivitetshalter. Som exempel kan nämnas att 2,5 kg Pu-239 finns lagrat i Studsvik. Detta bör behandlas och förvaras som utbränt bränsle. Register bör finnas över kollin och kolloinventarium samt källbeskrivning. De dominerande nukliderna år 2040 blir Ni-59,  $1,1 \cdot 10^9$  ALI och möjligen aktiniderna. Det finns vissa frågetecken om hur mycket aktinidaktivitet som kommer att tillföras SFL 3. Detta diskuteras i kapitel 4 i rapporten. Som jämförelse kan nämnas att den radiologiska betydelsen av Co-60 är  $1,8 \cdot 10^8$ , Cs-137  $3,4 \cdot 10^6$  ALI och Ni-59  $2,7 \cdot 10^6$  ALI.
3. SFL 4 kommer att tillföras rivningsmaterial från CLAB, inkapslingsstationen och transportbehållare. Aktivitetsinventariet blir i storleksordning 3,5 ‰ av aktivitetsinventariet i SFL 3 och 0,35 ‰ i förhållande till vad som är dimensionerande för SFL 5.
4. SFL 5 kommer att innehålla hårdkomponenter och interna delar. Aktivitetsinventariet i detta förvar kan påverkas absolut av olika faktorer och nya nuklider kan bli aktuella då utvecklingen gör att nya material införs i hårdregionen. Även förändrad drift av reaktorerna kan påverka inventariet. Det rekommenderas att nya material och förändrade driftbetingelser analyseras rutinmässigt med avseende på avfallsproduktionen innan de införs.

Det finns ingen tillgänglig dokumentation om avfall som lagras i Studsvik. Som exempel kan nämnas att ca 6 000 fat lagras. Dessa ska fördelas mellan SFR-1/3 och SFL. Det är en brist att det inte har varit möjligt att få fram data om nuklidinnehållet i dessa fat. Därför har det inte heller varit möjligt att prognostisera avfall från Studsvik till SFR-1. Det är angeläget att register införs för producerade avfallskollin som ska till SFR. Registret bör innehålla uppgifter om aktivitetsinventarium och hur detta mätts eller beräknats.

Det rekommenderas att bibliotek för SFL-förvaren tas fram. Dessa bör begränsas till ett mindre antal nuklider som dominerar den radiologiska konsekvensen. Säkerhetsanalysen bör koncentreras till dessa nuklider, dock bör samtliga möjliga nuklider beaktas. Det kan vara så att de olika förvarstyperna inom SFL ska ha olika nuklidbibliotek.

SKB planerar att införa ett register för komponenter och kollin som ska placeras i SFL. Det är angeläget att detta genomförs. I registret bör finnas uppgifter om aktivitetsinnehållet i registrerade kollin/komponenter och hur dessa värden har erhållits, mätta eller beräknade och med vilken metod beräkningen gjorts.

Det sker en kontinuerlig utveckling av bränsle, driftoptimering, härdinstrumentering, nya material införs och utbränningen ökar med hittills ca 1 MWd/KgU och år. Denna utveckling förväntas fortsätta. Det rekommenderas därför att planerade förändringar inom dessa områden analyseras med avseende på hur de påverkar nuklidfördelningar och radiologiska förhållanden för avfallsförvaren innan de införs.

Aktivitetskällor klassificeras efter radiologisk signifikans. Bestrålat bränsle dominerar naturligtvis radiologiskt och i detta dominerar aktiniderna. Detta gäller såväl i det korta som i det långa tidsperspektivet. Aktivitetsinventariet i bränsle kan beräknas (exempelvis med ORIGEN-koden) med god noggrannhet. Efter bränsle kommer inducerad aktivitet i komponenter i härden eller i härdens näromgivning. Aktivitetsinventariet i härdkomponenter inklusive neutrondetektorer kan också beräknas med god noggrannhet (med ORIGEN-koden). Lite svårare är det att beräkna inducerad aktivitet i komponenter utanför härden. Problemen är att beräkna korrekt neutronflöde och neutronspektrum utanför härdregionen. Dessutom kan dessa variera med laddning, bränslekonstruktion, effektprofil och reaktoreffekt. Det bör dock vara möjligt att med ingenjörsmässiga avväganden ta fram tillräckligt bra medelgrunddata för beräkning av inducerad aktivitet.

Vid uttag av prov för mätning av svårsmätbara nuklider kan det vara svårt att ta ut ett representativt prov. Det är inte alls säkert att någon god överensstämmelse erhålls mellan ett mätt prov och en uppskattning av aktivitetssinnehållet i en komponent. Aktivitetsgradienten i ett härgaller eller i ångseparatorer kan variera inom flera tiopotenser. Vid beräkning av inducerad aktivitet ansätts oftast ett medelneutronflöde/-spektra över en komponent. Därför är det knappast möjligt att uppnå god överensstämmelse mellan ett litet mätt prov och ett beräknat inventarium i en större komponent.

Det rekommenderas att så långt som möjligt mäta hela objekt gammaspektrometriskt (speciellt Co-60). Sådana resultat kan jämföras med beräknade. På detta sätt kan en viss verifiering erhållas mellan mätta och beräknade värden. Detta bör naturligtvis endast göras om dosbelastningen till mätpersonalen blir låg. Alternativt kan mätt ytdosrat från ett antal punkter i näromgivningen till aktuell komponent användas för jämförelse med beräknad aktivitet.

Förslag till krav på dokumentation listas.

Som nämnts ovan bör vid fastställande av krav beaktas att de blir så flexibla som möjligt. Som exempel bör förvaren begränsas av summan av radiologiska faktorer och inte av nuklidspecifika Bq-värden. Tiden för användning av förvaren bör göras så flexibel som möjligt. Förvaren ska kunna utnyttjas till dess den radiologiska kvoten fyllts.

## Abstract

In the report five projects are discussed:

### **1. MEASURING METHODS FOR EASY AND DIFFICULT TO MEASURE NUCLIDES**

Used methods for quantifying the activity inventory in waste for SFR-1 from the nuclear power plants, CLAB and from Studsvik are discussed. The methods for measuring and quantifying of gamma emitters, alpha emitters, and Sr-90 in waste packages are well developed and provide reliable results. The statistical uncertainty for the activity inventory introduced at filling up one package is estimated to less than 30 %, on an one sigma level. Uncertainties introduced at filling are inhomogeneous activity and density distributions and measuring statistic which all are random. Therefore the uncertainty in the inventory for a large number of packages will be significantly less than in an individually package. The same conditions are valid at indirect estimations of the activity inventory for alpha emitters and Sr-90, based on measured reactor and fuel pool water activity concentrations. At the power plants and CLAB the activity levels of these nuclides are very well established.

The measuring methods for gamma emitters are the same for Studsvik as for the power plants and CLAB, why the quantification is as good at Studsvik as at the plants. The alpha emitters and Sr-90 are not measured at Studsvik. This is not practically possible. The waste from Studsvik comes from industry, research and hospitals. The origin and activity levels ought to be known and thus well defined and easy to quantify. Today the ratio to Cs-137 is used. The Am-241 inventory is estimated as 4 % of the Cs-137 inven-

tory and the Pu-239/240 inventory is estimated to 1 % of the Cs-137 inventory. This way for estimating the actinide inventory may cause a significant uncertainty. Therefore it is recommended not to use activity ratios of this type for quantification. Ratios based on measured and plant specific data are, however, good.

Alternative measuring methods for the difficult to measure nuclides Ni-63 and C-14 are discussed and suggested for further studies. The currently used measuring methods for quantifying the actinide and Sr-90 inventory in waste packages from the power plants and CLAB seem to be very good and provide reliable agreement between reported and estimated inventories.

One nuclide, which significantly contributes to the radiological limitation with respect to impact on the environment in SFR-1 (and SFL 3-5) is Ni-59 ( $T_{1/2} = 7,5 \cdot 10^4$  a). A method for measuring of Ni-63 (100 a) in reactor and fuel pool water and in spent resin is discussed. With good knowledge of the amount of Ni-63 it is possible to estimate the activity levels of Ni-59. Nickel can be extracted by use of dimethylglyoxime. This can be done in one or two steps. This method for extracting nickel is used at sample preparation of samples analysed by AMS (Atomic Mass Spectrometry). The efficiency of the extraction can be validated by gamma spectrometric analyses of the sample before and after the chemical separation. The sample can be measured by use of a liquid scintillator. Because of the high activity level of Ni-63 compared to that of Ni-59 the measurement is not disturbed of the presence of Ni-59.

SKB plans to measure samples of internal parts with respect to Ni-59 with AMS-technique. In the report is discussed that the samples are very small in comparison with the total components. It is obviously difficult to collect a representative sample, for instance from a steam separator or a core grid. When the nuclide inventory in a large component is calculated often average neutron flux and neutron spectra are used. It is most probable that these neutron data not are the same as in the sampled position. Also if the total component activity is correct calculated it can differ significantly from the measured activity in a small sample. The specific activity in an core component can differ with a significant factor.

The C-14 nuclide may significantly effect the radiological conditions of SFR-1. The knowledge of C-14 is, however, limited. It is therefore recommended that C-14 is quantified in resin (and in the gaseous effluents). In [38] is a simple method for sampling of C-14 as CO<sub>2</sub> is presented. C-14 exist also as CO or C<sub>n</sub>H<sub>m</sub>, by oxidation of these species they can be converted to CO<sub>2</sub> and thus sampled, see [38].

In the report is discussed how dimensional cases for fuel failures during operation affects the difficult fuel related nuclides I-29 and Cs-135. In comparison with other nuclides these does not significantly contribute to the radiological impact expressed in ALI.

## 2. THE NUCLIDE INVENTORY IN SFR-1

Each year the amount of the activity of measured nuclides, gamma, alpha emitters and Sr-90, in produced radwaste to SFR-1 is reported from the power plants, CLAB and Studsvik. The actinide and Sr-90 activities are estimated with measured concentrations in reactor and fuel pool water as basis. The measured concentrations are combined with the time integrated flow through the different clean-up filters (system 324, 331, 332 and 342) into radio nuclide inventories in spent resin. Also the inventory of these nuclides in other produced waste is calculated plant specifically by use of measured data.

It is possible, with other methods than currently used, to estimate the amount of activity in produced waste. Comparison between reported amounts and calculated by the alternative methods shows very good agreement for all measured nuclides. This is valid for all measured gamma, alpha emitters and Sr-90. It is not necessary to further develop these measurements. It is enough to verify the quality of the current sampling and measuring methods.

For quantification of the activity inventory in waste from Studsvik, recommendations have been suggested in other projects in the report.

Quantification of nuclides not measured, especially Ni-59 and Ni-63 but also others, is done by using ratios between these nuclides and one measured. Normally Co-60 is used as key nuclide for activation products and Cs-137 for fuel related nuclides, alpha emitters and fission products. It is recommended that this method is used with significant caution and that the results are carefully examined and assessed. If possible it is recommended to avoid this method and replaced it with alternative methods.

The only significant source for alpha emitters in SFR-1 is fuel failures with degrading fuel cladding. Up to today about 2.2 kg fuel has been dissolved in the reactor water during operation of the Swedish reactors. Approximately 40 % of the dissolved fuel has been brought to SFR-1, 40 % has been accumulated on the fuel surfaces and the rest has accumulated on primary system surfaces. Thus about 0.9 kg fuel has been brought to SFR-1. This corresponds to  $7.2 \cdot 10^6$  ALI (Annual Limit of Intake) for the sum of Pu-238, -239, -240 and -241.

A prognosis over the nuclide inventory for SFR-1 shows that Co-60 in operational waste, i.e. the dominating gamma source in resin, at 2010 will reach half of the permitted amount in SFR-1. The remaining marginal can eventually be used for storage of some components containing Co-60 activity.

The SFR-1 inventory of Ni-59 and Ni-63 is estimated by use of the measured Co-60 inventory. The inventory of Ni-59 is calculated to 0.001 of that of Co-60 and Ni-63 is 0.1 of the Co-60. This may cause a significant underestimation of the contribution from the three PWR plants at Ringhals. The production rates for Ni-59 and Ni-63 in nickel in reactor water are about a factor of two higher than is estimated for the nine BWRs (by use of the Co-60 ratio). These production ratios are higher than is established by the Co-60 ratio for the PWRs. This results in the possibility that the activity limits for Ni-59 and Ni-63 for the SFR-1 disposal may reach the permitted amount in SFR-1 for operational waste in 2010.

It is a significant uncertainty of how much C-14 will be disposed in SFR-1. Therefore it is recommended to develop sampling and measurement methods which can be routinely used for quantifying C-14 in resin (and in airborne effluents). Also the chemical form of C-14 is of interest for assessing the radiological effects correctly. The sampling method outlined in chapter 2 is also useful for quantifying the chemical form of C-14, which can be  $\text{CO}_2$ , CO or  $\text{C}_n\text{H}_m$ .

It is of course of significant importance to take new knowledge into consideration with respect to existence and production rates of nuclides difficult to measure. Present limitations of the nuclide inventory in SFR-1 is based on nuclide specific limitations expressed in the amount of Bq allowed in SFR-1. There will be a continuous increase of knowledge of production and production rates for nuclides difficult to measure. Also small changes may cause that established individual nuclide specific limitation, based on old knowledge, can be exceeded. For examples, see the discussion above about Ni-59 and Ni-63. This makes the current limitations not optimal and flexible. Instead it is suggested to establish a limitation build on total environmental impacts for the individual disposals in SFR-1, SFR-3 and SFL or ground disposals. With this principle the user could optimise the nuclide distribution in the disposals by operational strategy and choice of materials. It is recommended that all types of disposals are operated by use of this principle.

During a long time it has been supposed that all Swedish nuclear power plant should be shut down at 2010. This seems most unlikely today. The life time of the power plants in operation is not known but can be long. Therefore we can expect that nuclear power will be used for a long time ahead. Therefore it is also recommended that the operational time for a disposal shall be made flexible without an end-date. The important time for the safety analyses is the time from that the last package is brought to the disposal to it will be closed and not will be under institutional control. This is also valid for ground disposals.

There is a large margin for the radiological important actinides and fission products between expected and allowed quantity in SFR-1. Less than 3 % of the allowed actinide activity has been delivered to SFR-1. It is easy by operational measures to diminish the amount of actinides in SFR-1. The only source for actinides is when fuel is dissolved during operation with defected and degrading fuel. A reactor hit by this type of fuel defects can be shut down and the fuel bundles with defects can be exchanged.

### **3. PROPOSAL FOR NUCLIDE LIBRARY FOR SFR-1 AND GROUND DISPOSAL**

A nuclide library for SFR-1 and for ground disposal is suggested. The criteria for the nuclide libraries has been that only nuclides which contribute significantly, more than about 2 % of the most dominating one, to the environmental impact, has been selected. There can be other reasons to add other nuclides to the libraries, e.g. Cs-134. It is suggested, however, that the safety analyses shall be limited to the nuclides in the suggested libraries.

In Table 15 a suggestion for a nuclide library for SFR-1 and ground disposals is given. In order to get a basis for selection of nuclides an ORIGEN-S analysis of a fuel bundle, including all metal parts, among others fuel spacers, springs, and Zircaloy materials also in the fuel box, has been performed. The results

are presented in Appendix A. The results of the analysis are given as Bq and as ALI-values, for assessment of the environmental impact. A parameter study was carried out for analysis of the importance of Cl-36 because of impurities of chlorine in materials and C-14 because of nitrogen in material and in the oxygen in fuel. This analysis was used to assess the importance of fuel related materials and nuclides for comparison with activated corrosion products.

The study showed that the production of Cl-36 in materials and in reactor water in BWRs and PWRs was so low that the nuclide has no environmental impact for SFR-1. This was also concluded in a Radiation Protection Institute (SSI) study. However C-14 may need to be considered in SFR-1 but there is a need for further studies.

In the report the following revisions of Table 5.5-4 in the safety report of SSR-1 are suggested:

- H-3 does not need to be considered in waste from nuclear power plants or CLAB because the environmental impact of this nuclide is marginal compared to others. The amount of H-3 brought to SFR-1 from these sources is small. However, there can be other sources of H-3 which must be taken into consideration.
- Fe-55, Ru-106 and Cs-134 have relatively short half-lives which means a low environmental impact. These nuclides have more or less decayed during the time the disposals (the ground disposal included) are institutionally controlled. Therefore they need not to be considered. These recommendation is valid independent of source.
- Nb-94, Tc-99 and Cs-135 have long or very long half-lives. The contribution to the environmental impact is, however, small also at the design case for fuel defects, 30 kg dissolved fuel in SFR-1. Therefore they need not to be considered. Other nuclides, actinides, will to a large extent dominate the overall environmental impact in SFR-1.
- Eu-152 ( $T_{1/2} = 13.3$  a) is an activation product in e.g. concrete. Therefore this nuclide need to be taken into consideration at decommissioning of the plants. This nuclide is the only new one in the suggested library for SFR and ground disposals compared to the safety report.

The same library is suggested for SFR-1 and for ground disposal because both of these disposal types will be institutionally controlled during a long period and both disposals can be foreseen to contain about the same nuclide distribution.

#### **4. NUCLIDE LIBRARY FOR EXEMPTION**

A proposal for a nuclide library for exemption is given in Table 16. The basis for the selection have been the nuclides routinely measured in the reactor water with half-lives more than two months. The reason for choosing nuclides with rather short half-lives is that it shall be possible to exempt materials at a relatively short period after it has been in contact with fresh reactor activity.

As has been discussed in project 1, some of the gamma emitting radio nuclides present in the reactor water are difficult to measure in waste packages because the emitted photons have low energies. These nuclides, Ce-141, Ce-144, and Ru-106, have not been included in the library because they are only occasionally detected in reactor water and have no significant environmental impact compared to the suggested nuclides.

Actinides and Sr-90 must only be considered in exemption materials from plants which have suffered from significant dissolution of uranium, for instance more than five to ten grams during the last ten years of operation.

The same library can be used for materials from Studsvik as from the power plants and CLAB. For other exemption waste from Studsvik a special library is recommended.

#### **5. CHARACTERISING OF THE NUCLIDE INVENTORY AND DOCUMENTATION FOR SFL-WASTE**

SFL will contain all radwaste which not will be stored in SFR-1 or SFR-3. The activity can be ranked after environmental impact in the following way:

1. SFL 2 will contain irradiated fuel. The radiological consequence of different nuclides in the fuel can be characterised in the following way: The actinides dominate the radiological load from the time the fuel is burnt-up and during a significant period of time. Immediately after the fuel is removed from the core the environmental impact of the sum of Cs-137 and Sr-90 is about 1 % compared to that of the actinides. After 1000 years the environmental impact of the actinides is about one million times higher than from fission and activation products in the fuel.
2. SFL 3 will contain waste from Studsvik. This waste has its origin from the nuclear industry, from the conventional industry, research (including waste from Swedish research for nuclear weapons) and nuclides used in medicine. This waste must be classified after origin and environmental impact. As an example, 2.5 kg Pu-239 is stored at Studsvik. This amount is recommended to be treated and disposed as irradiated fuel. A register containing information about package identification, nuclide inventory, source description (it may also contain chemical toxic waste) is suggested.
3. SFL 4 will contain decommissioning waste from CLAB the encapsulation plant and transport containers. The activity inventory will be about 3.5 ‰ of that in SFL 3 and 0.35 ‰ in relation to SFL 5.
4. SFL 5 will contain core components and internal parts. The activity inventory in this disposal can be affected by a number of factors and new nuclides can be expected because of development of fuel, fuel related materials, and of core instrumentation. This is one reason that it is better to use total environmental impact instead of nuclide specific limits for a radwaste disposal.

No detailed data about Studsvik radwaste has been available. Approximately 6000 drums with waste are at present stored at Studsvik. Some of these shall be stored at SFR-1. The activity inventory in the drums scheduled for SFR-1 is not known. It is recommended that information about these drums are stored in a data bas.

It is also recommended that nuclide libraries for the different disposals in SFL should be developed. These shall be limited to dominating nuclides for which safety analysis shall be carried out.

SKB plans to introduce a register, including nuclide inventory, for components and packages scheduled for storage in SFL. For later use and to make easier to examine the accuracy of the data, it is an advantage if also the measuring method and the method used for the estimate the amount of nuclides difficult to measure is registered.

There is a continuous development of fuel, operation and core instrumentation. New materials are used, and the burn-up level in fuel is increasing, the last 20 years with about 1 MWd/kg\*U per year. It is recommended to study how new factors affect the radiological conditions in the different radwaste disposals before a significant modification is introduced.

The activity sources are classified after environmental impact. Irradiated fuel dominates the impact directly after the fuel is taken out from the core but also in the long time perspective. The nuclide inventory in fuel and in core materials can be calculated by use of the ORIGEN code with high precision. Neutron induced activity in core components and in internal parts close to the core area follows the irradiated fuel in importance. It is somewhat more difficult to calculate the amount of induced activity in materials outside the core compared to core components, however also these calculations can be done with reasonable accuracy.

When small samples are taken from internal parts of the reactor it can be very difficult to collect a sample representative for the total nuclide inventory in the component. There can be significant gradients for induced activity, e.g. in core grids or steam separators. It is important to have this fact in mind when comparing measured small samples and calculated total inventory in a component.

For benchmarking it is recommended to gamma scan whole components (especially Co-60) or determine the Co-60 inventory by dose rate measurements. A prerequisite for such measurements is that the occupational exposure can be maintained on a low level.

As discussed above the demands on disposals should be held as flexible as possible. The limitations for a disposal shall be expressed in environmental impact for the sum of all nuclides, not as nuclide specific limitations in Bq. Also the time period the disposal can be used should be as flexible as possible.

# 1 Inledning

Statens strålskyddsinstitut har av ALARA Engineering beställt ett projekt, Nuklidinventariet i SFR-1, kallat NIIS-projektet. Projektet omfattar fem delprojekt enligt följande:

1. *Mätmetodik för svårsmätbara nuklider:* Nuvarande metoder för uppskattning av svårsmätbara nuklider i avfallskollin går igenom. Möjliga förbättringar av modeller eller möjligheten till direktmätningar för bättre kvantifiering av svårsmätbara nuklider diskuteras. Betydelsen av bränsleskador diskuteras.
2. *Nuklidinventarium i SFR:* Med utgångspunkt från rapporterade aktivitetsmängder och med beaktande av resultaten från delprojekt 1 uppskattas SFR-1 inventariet till och med 31/12 1998. En prognos görs över nuklidinventariet år 2010.
3. *Nuklidbibliotek för SFR-avfall:* Förslag till nuklidbibliotek för SFR-avfall ges. Motivering till val av nuklider diskuteras. En diskussion om för- och nackdelar med att myndigheten anvisar nuklidbibliotek har tillförts.
4. *Nuklidbibliotek vid mätning på kollin avsedda för markförvar och friklassning:* Ett nuklidbibliotek vid mätning av avfallskollin avsedda för markdeponering och för friklassning föreslås. Föreslagna nuklider motiveras.
5. *Karaktärisering av nuklidinventarierna och dokumentation av SFL-avfall:* Nuklidinventariet i avfall som ska förvaras i SFL karaktäriseras med avseende på nuklidinnehållet. Inom delprojektet diskuteras hur anvisningar kan utformas med beaktande av aktuella nuklidinventarier.

För samtliga delprojekt ska speciellt långlivad aktivitet, inklusive Cl-36, beaktas.

Alla diskussioner i denna rapport behandlar reaktorer som inte drabbats av något allvarigare bränslemisshälsa, vilket ingen svensk station har drabbats av. Detta erfordrar speciell och individuell behandling. Däremot beaktas i hela rapporten de typer av bränsleskador som hittills inträffat i nordiska kärnkraftverk.

Som underlag för flera av delprojekten har mängden aktivitet i bränsle och i bränslerelaterat material uppskattats med ORIGEN-S-koden [17]. Antagna indata och resultat av analysen ges i bilaga A. För uppskattning av de radiologiska konsekvenserna har också antalet ALI (Annual Limit of Intake) via föda (Ingestion) och andning (Inhalation) enligt ICRP 61 [36], tillförts tabellerna i bilaga A. Dessutom har aktivitetsnivån och antalet ALI beräknats vid tidpunkt 0, 1, 10, 100, 1 000, 10 000, 100 000 år efter uttag i en bränslepatron inklusive övrigt material i patronen.



## 2 Mätmetodik för lätt mätbara och svårsmätbara nuklider

### 2.1 Målsättning med delprojekt 1

Inom delprojekt 1 behandlas frågeställning om hur aktivitetsinventariet i SFR-1 av så kallade svårsmätbara nuklider, dvs. nuklider som vid sönderfallet inte genererar signifikant och/eller detekterbar strålning<sup>1</sup>, ska bestämmas. Nuklidinventariet i SFR måste i dag för dessa nuklider uppskattas via modeller eller indirekt bestämmas via t.ex. reaktorvattenmätningar. Då ett flertal av dessa nuklider har en mycket lång halveringstid kommer de att bidra till en signifikant del både av den totala kollektivdosen (framförallt C-14) och de potentiella framtida kollektivdoserna. Det är därför av största vikt för myndigheten att sammanställa de nuvarande analysmetoderna för de nuklider som anges i tabell 5.5-4 i SSR [1] samt att verifiera godheten i dessa analyser och uppskattningar. Möjliga förbättringar av analysmetodiken, t.ex. genom direktmätningar istället för uppskattningar, genom korrelationsmätningar med mera, utreds och redovisas i föreliggande delprojekt. Vilka eventuella personaldos- och kostnadsökningar en övergång till nya föreslagna mätmetoder för med sig för de kärntekniska anläggningarna, belyses. Denna del av projektet ska således utgöras av:

- En sammanställning av vilka analyser och uppskattningar som i dagsläget görs med avseende på svårsmätbara nuklider, inklusive en redogörelse för vilka osäkerheter detta för med sig.
- En utredning av möjliga förbättringar av analysmetodiken och en uppskattning av vilka konsekvenser med avseende på personaldoser och kostnader dessa åtgärder skulle föra med sig.

### 2.2 Mätmetoder vid avfallsmätningar

Vid kraftverken och Studsvik används olika typer av avfallskollin. De vanligt förekommande är:

1. betongkokiller med cementingjuten lågaktiv jonbytarmassa
2. betongkokiller med cementingjuten medelaktiv jonbytarmassa
3. plåtfat med bitumeningjuten lågaktiv jonbytarmassa
4. plåtfat med bitumeningjuten medelaktiv jonbytarmassa
5. betongtank med avvattnad lågaktiv jonbytarmassa
6. plåtfat med aska (Studsvik)
7. plåtfat med sopor och skrot
8. plåtkokill med bitumeningjuten lågaktiv jonbytarmassa
9. plåtkokill med bitumeningjuten medelaktiv jonbytarmassa
10. kokill med sopor och skrot
11. container innehållande plåtfat med sopor och skrot.

---

<sup>1</sup> I förhållande till nuklider som kan kvantifieras genom gammaspektrometriska mätningar.

I [2] redovisas gammamätssystemen vid kraftverken och Studsvik och i [21, 22, 23, 24] redovisas resultat av inspektioner vid de fyra kraftproducerande anläggningarna med avseende på mätteknik med mera, för avfall och reaktorvatten. I dessa referenser behandlas också verkens och Studsviks organisationer för avfallsmätningar. I [2] diskuteras även osäkerheterna i mätningarna för olika kollityper. Även resultat från ett antal oberoende jämförelsemätningar redovisas. Mät-systemen och mätningarna görs i dag på sätt som redovisas i [2, 21, 22, 23 och 24]. Vissa förbättringar har gjorts efter utgivning av [2]. Till exempel har några mätuppställningen kompletterats med dosratsmätare och rimligheten av resultatet från den gammaspektrometriska analysen jämförs med uppmätt dosrat. Detta är en klar kvalitetsförbättring.

Nedan ges en sammanfattande redovisning av hur aktivitetsinventarierna i olika avfallskollin kvantifieras med avseende på gammastrålare. De mättekniska problemen diskuteras. Uppgifter i [2] som är aktuella också idag tas inte upp, däremot ges kompletterande uppgifter och de förändringar som gjorts. Osäkerheterna vid kvantifieringen för enskilda kollin diskuteras.

Vid kärnkraftverken och Studsvik kvantifieras nuklidinnehållet i avfallskollin genom gamma-spektrometriska mätningar. Då det gäller jonbytarmassa, som är den dominerande avfallsströmmen med avseende på aktivitetsinnehåll, kan detta göras på två sätt:

1. Ett litet eller många små delprov av massa tas ut från den tank som ska behandlas. Före provuttag rundpumpas massan i tanken. Provet torkas och mäts gammaspektrometriskt i laboratorium. Homogeniseras massan i tanken omsorgsfullt kommer provet att vara representativt för hela tanken. Osäkerheten i den gammaspektrometriska analysen blir marginell då använda geometrier är enkla att effektivitetskalibrera. Osäkerheten i kalibreringen och provets inpassning i avsedd geometri är i storleksordning 5 %. Genom dessa mätningar kan aktivitetsinnehållet i hela tanken beräknas. Mängden uttagen våt massa vägs och torkas. Det torkade provet vägs och mäts. Volymen i tanken är väl definierad varför bidraget från denna till den totala osäkerheten är liten, 4–5 %. Det är naturligtvis svårt att verifiera att massan homogeniseras vid rundpumpningen av en tank. Tankvolymen är normalt stor i förhållande till provvolymen. Å andra sidan innebär detta att uttagna prover kan ha något högre eller lägre aktivitet än medelaktiviteten i massan. Används denna metod rutinemässigt under längre tidsperioder bör dessa prover ge ett tillfredsställande medelvärde över vad som tillförts avfallskollina. Med noggrant genomförd rundpumpning bör osäkerheten i homogeniseringen bli liten. Detta innebär att alla de från denna tank producerade avfallskollina kommer att innehålla samma aktivitetsmängd. Osäkerheten i homogenisering uppskattas till ca 10 %. Den totala osäkerheten blir då ca 10–15 % ( $1 \sigma$ ) per kolli. Som diskuteras nedan har denna metod en stor mätteknisk fördel. Vid laboratoriemätningarna kan lågenergetiska gamma och minsta detekterbara aktiviteten (MDA) sänkas betydligt i förhållande till vad som är möjligt vid fältmätningar.
2. Samtliga producerade avfallskollin mäts individuellt (fältmätning). Osäkerheten i effektivitetskalibreringen kan uppskattas till ca 10 %. Inhomogenitet (i kollin med jonbytarmassa) av aktivitetsfördelningen inom kollit bidrar med ca 10 %. Till detta kommer andra osäkerheter p.g.a hög räknehastighet, användning av kollimatorer, inhomogenitet i tillförd massa, bitumen eller betong, med mera. Den totala osäkerheten för ett enskilt kolli vid mätning av kollin med homogent fördelat aktivitetsinnehåll kan uppskattas till ca 20 % ( $1 \sigma$ ) för Co-60. Osäkerheten för Cs-137 kan av mättekniska skäl p.g.a hög Comptonbakgrund från Co-60 och i omgivningen naturligt radioaktiva ämnen vid 662 keV-toppen bli något högre än för Co-60. Denna effekt påverkar också MDA för Cs-137.

Oberoende av kollityp och innehåll i kollit uppkommer frågan hur homogent aktiviteten är fördelad i kollit. De två ytterligheterna är att aktiviteten fördelas helt homogent i kollit eller att alla aktivitet ligger som en enda punktkälla. Osäkerheten introducerad av denna faktor för enskilt kolli kan vara stor och påverkas starkt av kollits storlek. Ju större kolli ju större möjlig osäkerhet.

Som nämnts ovan har osäkerheterna i kvantifieringen reducerats för enskilda kollin genom att kollit övervakas av kompletterande mätinstrument, dosratsmätare, och att plåtfat/betongkokiller roteras. Vid några anläggningar förs de upp och ned under mätningen. Genom denna åtgärd exponeras kollits samtliga vertikala ytor för detektorn. Orsaken till den vertikala förflyttningen är att vid hög räknehastighet måste en del av kollit skärmas med blykollimator. Genom den vertikala förflyttningen och rotationen kommer alla vertikala kollitytor att exponeras lika långa tider för detektorn. Vid Ringhals används ett roterande kollimatorsystem istället för den vertikala förflyttningen. Detta ger samma slutresultat som med rörligt kollit. Vid Studsvik mäts dosraten från fyra sidor för varje kollit (80-liters plåtfat) innehållande skrot. Beroende på dosrat placeras 1–4 sådana fat i en kokill. De sidor med högst dosrat placeras mot centrum av kokillen. Med denna metod blir inhomogeniteten systematiskt styrd för kokillen. Då mätningen görs på plåtfaten och dessa roteras under mätningen påverkar inte den styrda placeringen av faten i kokillerna slutresultatet.

Osäkerheten vid kvantifieringen av aktivitetssinnehållet i plåtfat med inhomogen aktivitet fördelning är följande: Osäkerheten i effektivitetstabellen är enligt ovan ca 10 %. Till detta kommer osäkerhet i den densitetskorrektion som görs. Kollits vikt läses av datorsystemet (eller läggs in manuellt) och en medeldensitet beräknas. Ett extremfall är om en punktkälla finns mitt i kollit relativt nära botten eller toppen och dessutom är omgiven av det material som bidrar mest till vikten. Då underskattas nuklidinventariet med en stor faktor. I det motsatta fallet befinner sig denna källa på centrumplanet av kollit mot väggen och inte i någon riktning skärmas varvid erhålles en betydande överskattning av aktivitetssinnehållet. Det är inte möjligt att säkert uppskatta resulterande osäkerhet. Med de använda mätmetoderna, rörliga mätobjekt och övervakning med redundant mätutrustning, reduceras osäkerheten så långt som praktiskt är möjligt. I [2, avsnitt 3.3.5.2] har gjorts en uppskattning hur en punktkälla påverkar mätresultatet i förhållande till om aktiviteten var homogent fördelad. Variationsbredden på osäkerheten för mindre enskilda kollin uppskattas till ca 50 %.

Packas kollina utan hänsyn till hur aktiviteten fördelar sig blir inhomogeniteten slumpmässig. Då ett större antal kollin mäts kommer en del kollin att anges med för lågt och andra med för högt inventarium. Det finns inget som motsäger att slumpmässighet gäller med avseende på osäkerheter för alla led i hantering och mätning av kollina. Om så är fallet är detta en viktig statistisk egenskap som resulterar i följande slutsats: Då ett stort antal kollin produceras varje år kommer det totala aktivitetinventariet att bli korrekt. (Statistiskt reduceras osäkerheten i den totala kvantifieringen omvänt proportionellt mot roten ur antalet kollin som mäts). Därför bedöms nuvarande mätmetoder med avseende på gammastrålande radionuklider som tillräckliga.

Vissa större objekt, främst containrar, kan inte mätas på standardplatsen utan mäts på annan plats med skärmatdetektorsystem. Vid Ringhals benämns denna mätplats "Kassunen". Objekten mäts på två sidor och mättiden varierar från 7 upp till 24 timmar för mätning på en sida [13].

Vid OKG görs mätningarna enligt vad som beskrivs i [2]. Flera av de förslag till förbättringar som gavs i [2] har genomförts. Resultaten från gammamätningen verifieras genom att jämföra beräknad dosrat med mätt. Dessutom är det idag möjligt att beräkna MDA. OKG har kompletterat sin mätkapacitet med ett system som kan användas i BFA [14].

Vid Barsebäck mäts betongtankar med mättiden 4 timmar på 20 meters avstånd och containrar i 6 timmar på 10 meters avstånd, för övriga mätningar se [2]. Kollin som mäts placeras utanför på gården. Detektorn med blykollimator sitter monterad i ett hål i en vägg [15].

Mättiden vid Studsvik är 5 minuter och mätavståndet 3 meter med en detektor med 25 % effektivitet. Pu-239/240-aktiviteten ansätts vara 1 % av uppmätt Cs-137 mängd och Am-241 ansätts vara 4 % av Cs-137 mängden [16]. För övrigt se [2].

Det avfall som placeras i containrar är i form av balar. Dessa kan mätas individuellt på samma sätt som plåtfat och kokiller. Mängden aktivitet i balarna summeras och resultatet ger containerns totala inventarium. I containrar packas sopor och skrot, dvs. allt utom vätskeformigt avfall [13]. Osäkerheten per kolli är som diskuterat ovan för plåtfat och kokiller. Då en container innehåller ett större antal balar kommer den totala osäkerheten att reduceras, vilket också diskuteras ovan. Även hela containrar kan mätas [23]. I detta fall blir osäkerheten större.

Frågan är om det är lämpligt att mäta hela containrar avsedda för markförvar eller friklassning. Det bör övervägas om inte ingående balar eller andra typer av enskilda kollin ska mätas individuellt. Detta görs exempelvis vid Ringhals men inte vid alla stationer. Containrarna är så stora att inhomogenitet i aktivitetsfördelningen i containern har betydligt större påverkan på slutresultatet än för de betydligt mindre plåtfaten och kokillerna. Kan det visas att aktivitetsfördelningen i enskilda kollin är relativt homogen, exempelvis genom övervakning av kollinas dosrater, kan alltid mätning göras på hel container.

### Sammanfattning och slutsats

Mätförfarandet och mätutrustningar för avfallskollin är så bra som man kan nå med en rimlig kostnad. Osäkerheten vid mätning på enskilda avfallskollin kan ha relativt stor statistisk osäkerhet, upp mot 50 % ( $1\sigma$ ) för kollin med inhomogen aktivitetsfördelning. Då packningen är slumpmässig och osäkerheten i mätningen är slumpmässigt fördelad, kommer vid mätning på ett stort antal kollin kvantifieringen av den totala aktivitetsinventariet i samtliga kollin att vara beaktade med betydligt lägre osäkerhet.

Osäkerheten vid mätning av enskild container kan bli signifikant. Det rekommenderas därför att aktiviteten i enskilda kollin avsedda för container på ett eller annat sätt övervakas eller mäts individuellt före inpackning och innan hela containern mäts.

## 2.3 Lätt mätbara och svårämätbara nuklider

Mättekniskt brukar nuklider betecknas som ”mätbara”, eller ”svårämätbara”. Frågan är vilka nuklider som ska karaktäriseras som mätbara respektive svårämätbara. Normalt anses gammastrålning nuklider som lätt mätbara men så är inte alltid fallet i alla mätapplikationer. I tabell 1 visas gammastrålning nuklider som rutinmässigt mäts i reaktorvattnet med dominerande gammalinjer och grenkvoter. Den mest lätt mätbara nukliden är Co-60. Tabell 1 visar att denna har två gammalinjer med höga energier, 1 173 respektive 1 332 keV (kiloelektronvolt) med nära 100 % grenkvot. Motsatser till nukliden Co-60 i tabell 1 är nuklider som sönderfaller genom utsändning av lågenergetisk gammakvanta och/eller har låg grenkvot. Exempel på sådana nuklider är Co-57, Cr-51, Ce-141, Ce-144 och Ru-106, se tabell 1. Den minsta detekterbara nivån för dessa nuklider kommer att bli hög eller mycket hög.

Den hårda gammastrålningen från Co-60 har stor genomtränglighet medan absorptionen i olika material ökar starkt med minskad fotonenergi. Är dessutom grenkvoten låg ökar snabbt den minsta detekterbara aktiviteten (MDA). Detta är ett inget problem vid mätning av vattenprover med liten volym eller filterprover som anbringas i direktkontakt med detektorn. Detta är fallet vid de rutinmässiga mätningarna i kraftverkens kemilaboratorier. Därför är metoden att mäta aktivitetsinnehållet i jonbyttarmassa i laboratoriet att föredra framför fältmätningar.

Om aktiviteten däremot finns i större kollin kommer en betydligt högre andel av den lågenergetiska strålningen att absorberas eller spridas inom kollit. Speciellt gäller detta kollin med tjocka betong- eller stål väggar. För dessa mätapplikationer övergår flera av de i laboratoriet enkelt mätbara nuklider till att i fältmätning bli svårämätbara eller omöjliga att kvantifiera. De kan inte detekteras utanför kollit. Detta är fallet med de nuklider i tabell 1 som har låga energier, exempelvis Cr-51, Co-57, Ru-106, och/eller låg grenkvot, Ce-141 och Ce-144.

**Tabell 1**

Gammastrålande nuklider (med halveringstider längre än ca en månad) normalt förekommande i reaktorvattnet. Dominerande gammaenergier och grenkvot (linjeintensitet) ges också.

Nuklid	Halverings-tid	$E_{\gamma 1}$	$E_{\gamma 2}$	$E_{\gamma 3}$	Anmärkning
		E (keV)/Grenkvot (%)			
Sc-46	83,8 d	889,3/100	1120,5/100		En svag linje till
Cr-51	27,7 d	320,1/9,83	-	-	
Mn-54	312,5 d	834,8/100	-	-	
Co-57	271,4 d	122,1/85,5	136,5/10,7		Åtta svaga linjer till
Co-58	70,78 d	810,8/99,5			Två svaga linjer till
Fe-59	45,1 d	1099/56,5	1292/43,6		Fem svaga linjer till
Co-60	5,27 y	1173/99,9	1332/100		Fyra svaga linjer till
Zn-65	244,3 d	1115,5/50,7			Två svaga linjer till
Zr-95	64,0 d	724,2/44,4	756,7/34,9		
Nb-95	35,15 d	765,8/100			Dotter till Zr-95
Ru-103	39,35 d	497,1/88,9			Många svaga linjer till
Ru-106	1,01 y	511,9/20,7	621,8/9,81		Rh-106 ( $T_{1/2}=30$ s) mäts
Ag-110m	249,9 d	657,7/94,7	937,5/34,3	1384/24,4	Ytterligare 54 svaga linjer
Sn-113	115,1 d	391,7/64			Fyra svaga linjer till
Sb-124	60,2 d	602,7/97,9	1691/48,8		62 svaga linjer till
Sb-125	2,73 y	427,9/29,4	600,6/17,8	635,9/11,3	21 svaga linjer till
Cs-134	2,06 y	604,6/97,5	795,8/85,1		Tio svaga linjer till
Cs-137	30,0 y	661,6/89,9			Ba-137m ( $T_{1/2}=2,55$ min)
Ce-141	32,3 d	145,4/48,4			
Ce-144	284 d	133,5/10,8			Pr-144 ( $T_{1/2}=17,3$ min)
Hf-181	42,4 d	133,0/41,9	482/84		Åtta svaga linjer till

I tabell 2 visas antalet mätningar där nukliderna i tabell 1 detekterats i reaktorvattenprover vid samtliga BWR från uppstart fram till idag samt medelvärdet för dessa mätningar. ALARA Engineering får fortlöpande kemi, radiokemidata med mera från samtliga nordiska BWR. Presenterade data är från denna databas [34]. Antalet mätningar som ges för Co-60 ger en uppfattning om totalantalet resultat av reaktorvattenmätningar i databasen.

Som nämnts ovan är nukliderna i tabell 2 lätt mätbara vid mätningar i laboriemiljö medan ett antal övergår till svårsmätbara vid fältmätningar. Detta indikerar fördelen med analyser på små prov av jonbytarmassa i laboriemiljön jämfört med motsvarande mätning av avfallskolin.

**Tabell 2**

Antalet mätta data och medelvärde för de i reaktorvatten normalt förekommande gammastrålande nukliderna i nordiska BWR. I tabellen ges också motsvarande aktivitetsnivåer efter 1 och 2 års sönderfall [34].

Nuklid	Halverings-tid	Antal 321-mätningar	Medelvärde samtliga mätningar i 321 (Bq/kg)		
			Vid provuttag	Efter 1 år	Efter 2 år
Sc-46	83,8 d	151	4,21E+01	2,1	–
Cr-51	27,7 d	20515	1,05E+05	1,1E+01	–
Mn-54	312,5 d	21153	1,34E+04	6,0E03	2,7E+03
Co-57	271,4 d	4772	7,08E+02	2,8E+02	1,1E+02
Co-58	70,78 d	23414	1,45E+04	4,1E02	1,2E+01
Co-60	5,27 y	23605	1,01E+04	8,9E+03	7,8E+03
Fe-59	45,1 d	7976	3,62E+03	1,3E+01	–
Zn-65	244,3 d	14496	4,58E+03	1,6E+03	5,8E+02
Zr-95	64,0 d	8461	1,57E+03	3,0E+01	<1
Nb-95	35,15 d	10941	1,49E+03	Dotterprodukt till Zr-95	
Ru-103	39,35 d	3112	8,64E+03	1,3E+01	–
Ru-106	1,01 y	1596	1,37E+04	6,8E+03	3,4E+03
Ag-110m	249,9 d	7105	1,66E+03	6,0E+02	2,2E+02
Sn-113	115,1 d	1331	6,45E+02	7,2e+01	7,9
Sb-124	60,2 d	12702	1,65E+03	2,4e+01	–
Sb-125	2,73 y	1228	6,17E+02	4,8e+02	3,7E+02
Cs-134	2,06 y	3401	1,16E+04	8,3e+03	5,9E+03
Cs-137	30,0 y	4396	8,44E+03	8,3e+03	8,1E+03
Ce-141	32,3 d	7961	5,16E+02	<1	–
Ce-144	284 d	2022	3,64E+03	1,5e+03	6,1E+02
Hf-181	42,4 d	226	6,27E+02	1,6	–

## 2.4 Kvantifiering av svårmätbara nuklider

### 2.4.1 KVANTIFIERING AV AKTINIDER

Mängden alfaaktivitet i avfallet beräknas på samma sätt vid samtliga kraftverk och CLAB. Metoden för beräkningen ges i rapporten ”Uppskattning av aktinidinhåll i avfall” OKG PM Reg. Nr. OKG-12/88, författare Per Grahn. Denna PM har nyligen ersatts med [45]. Metoden grundar sig på mätta aktinidhalter i reaktorvatten och bassängvatten. Genom att multiplicera uppmätt aktinidaktivitet med reningsflödet för reaktorvatten, bassängvatten respektive reningsfiltren i avfallsbyggnaden (system 342) erhålls den totala mängd aktinider som tillförs jonbytarmassan. Även tillförseln av aktinider till kondensatreningsystemen, system 332, beaktas. Vid dessa beräkningar ansätts konservativt att filtereffektiviteten är 100 %.

Förhållandet mellan uppmätt aktinidhalt och Co-60 i reaktorvattnet beräknas på årsbasis. Med denna kvot som utgångspunkt beräknas mängden aktinidaktivitet i allt övrigt avfall, skrot, papper med mera, producerat under året. Mängden aktinidaktivitet beräknas genom att multiplicera den uppmätta Co-60-mängden i kollit med det i reaktorvattnet mätta förhållandet mellan aktinider och Co-60. Osäkerheten i kvantifieringen består av:

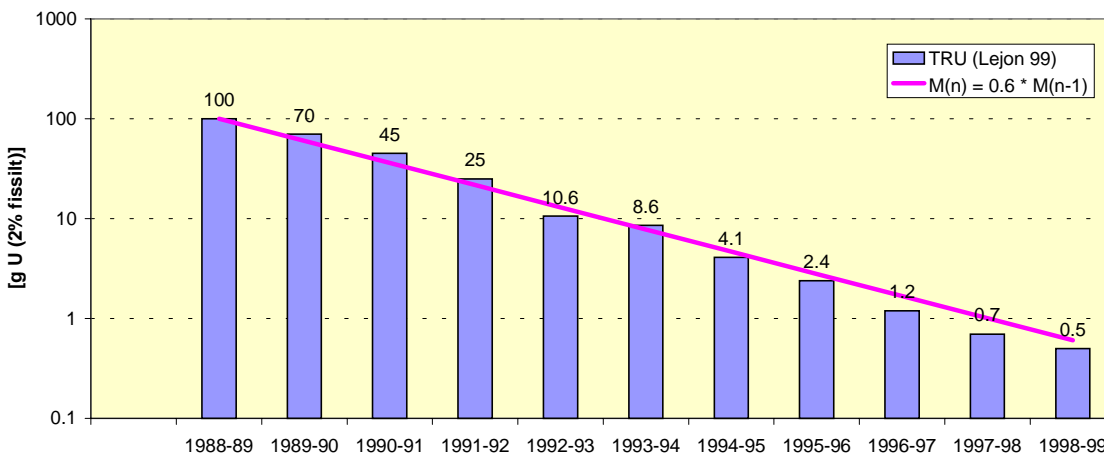
- En osäkerhet introduceras vid den primära provtagningen och behandlingen av dessa prover. Normalt används de integrerande proverna som underlag vid alfaanalyser av reaktorvatten. För bassängvatten tas stickprover ut. Frågan är om uppslutningen av de integrerande proverna är fullständig eller ej och/eller en andel avsätts på väggarna till provberedningskärlen. En rimlig uppskattning på osäkerhet i dessa faktorer är 20 % ( $1 \sigma$ ).
- Vid analyserna tillsätts en utbytesbestämmare med väl definierad aktivitet. Detta medför att effektiviteten i provbehandling och provets geometri vid mätningen beaktas. Osäkerheten p.g.a. det radioaktiva sönderfallets statistiska natur för en enskild nuklid, kan beräknas för alfastrålare som  $\sqrt{n/n}$  där  $n$  är antalet pulser i nuklidens energitopp. Denna uppskattning förutsätter att det inte finns någon bakgrund i spektret. Osäkerheten i mätstatistiken varierar starkt med mängden aktivitet i provet. Är osäkerheten över ca 33 % för en enskild energitopp brukar denna ansättas till nollaktivitet. Som framgår ovan innebär detta att en energitopp utan bakgrund måste innehålla minst ca 10 pulser för att räknas. Med denna siffra, mättiden och grenkvoten för aktuell topp som grund kan MDA-aktiviteten beräknas. På grund av låga alfaaktiviteter brukar långa mättider väljas, från några dagar upp till en vecka. Ibland accepteras större osäkerhet än 33 % ( $1 \sigma$ ).
- Som nämnts ovan påverkas osäkerheten vid kvantifieringen av hur stor halt en nuklid har, dvs. antalet pulser den ger i detektorn. Även om U-238 och U-235 detekteras är deras räknestatistik dålig p.g.a. dessa nuklidens mycket långa halveringstider. Nuklider med kort halveringstid och i förhållande till uranisotoperna hög aktivitet har lägre mätosäkerhet. Vid drift utan bränsleskador med degraderande kapsling är uran/aktinidhalterna mycket låga och inte mätbara i reaktorvattnet. En genomsnittsosäkerhet för mätstatistiken på ca 20 % kan antas men som sagts ovan kan denna osäkerhet variera betydligt.

Den totala osäkerheten kan uppskattas till ca 30 % ( $1 \sigma$ ) i enskilda prover vid mätning av aktinidhalterna i vattensystemen. Som medelvärde över längre tider sjunker osäkerheten med  $1/\sqrt{n}$ , där  $n$  anger antalet mätningar. Detta samband gäller också för mätning på olika typer av avfallsobjekt. Det stora antalet mätningar medför att kvantifieringen av SFR-1-inventariet statistiskt blir väl bestämt. Det som styrker detta påstående är också den goda överensstämmelse som råder mellan verkens och Studsviks mätningar jämfört med de jämförelsemätningar som redovisas i [2]. En viktig förutsättning för att diskussionen ovan är att all osäkerhet är slumpmässig. Bedömningen är också att så är fallet.

Tidigare studier har indikerat att jonbytmassorna i system 331 tillförs ca 40 % av aktiniderna, bränslekapslingen ca 40 % och systemytorna resterande ca 20 % [6]. Till detta kommer att en liten andel, motsvarande medstänket med ångan fastnar i 332-filtren och en mindre del i avfallsbyggnadens, system 342, reningsfilter i stråk 1, och i system 324. Detta innebär att enligt [6] kommer ca 40 % av upplöst bränsle att i samband med bränsleupplösningen tillföras SFR-1 via jonbytmassor i reningssystemen.

Mängden aktinider i annat avfall är alltid liten i förhållande till den mängd som tillförs SFR via jonbytmassan. Den maximala potentialen är de uppskattningsvis 20 % som sitter på systemytorna. Dock tillförs avfallshanteringen maximalt den aktivitet som sitter på systemytorna som friläggs och bearbetas under en avställning. Dessa ytor är alltid små i förhållande till den totala ytan i primärsystemen. Studier av minneseffekten av fritt uran på härtytorna har visat att aktiviteten sitter fast under lång tid. Avlossningen från bränslet för U-235 (U-238), Pu-239 och Pu-241 är en mycket långsam process under driftförhållanden. Detta gäller också under lagring av urankontaminerat bränsle i bassänger vid kraftverken och CLAB, se diskussion nedan. Reduceringen av det fissila materialet på bränsleytorna sker genom utbränning, genom att bränsle byts ut under revisionerna och genom nettoavlossning.

I figur 1 visas minneseffekten av fritt uran på O2:s härd. Mängden fritt uran, året efter det skadade stavarna avlägsnats från härden, är ca 100 g (förutsatt 2 % fissilt material) och avtar därefter exponentiellt med ungefär 40 % per driftår. Detta innebär ett visst utbyte av fritt uran mellan patroner då signifikant mängd fritt uran finns kvar efter det att allt bränsle som fanns i härden under året med bränsleskada utbyts (ca 20 % av härden utbyts per år). Efter 10 år är den uppskattade mängden fritt uran nere på ca 0,5 g vilket motsvarar nivån för en skadefri härd. Det bör noteras att figur 1 beskriver hur den fissila andelen av det fria uranet förändras under konsekutiva driftsäsonger.



**Figur 1**

O2 – uppskattning av mängden fritt uran på bränslet och anpassad exponentialfunktion (förutsatt 2 % fissilt material, uppskattningen gjord av OKG Johan Lejon) [47].

Av det fria uranet tas ca 20 % ur härden i samband med bränslebyte, ca 15 % av det fissila materialet bränns upp. En andel lossnar från bränsle och härddytor och återförs till reaktorvattnet. En del av detta återupplösta uran tillförs reningssystemen, en del återförs till bränslet och till systemytorna. Några av de urankontaminerade patronerna, som tagits ur härden, kan vid en senare driftcykel återladdas. Omfördelningen av aktinider under drift och återanvändning av kontaminerat bränsle förklarar den långa minneseffekten, ca tio år, av upplösning av bränsle. Den under den fortsatta driften till reaktorvattnet återlösta aktinidmängden tillförs bränslet, jonbyttarmassan och systemytorna. Den andel som tillförs reningssystemen beaktas genom de rutinmässiga alfa-spektrometriska mätningarna. Balansräkningen ovan gäller för det fissila materialet. Som jämförelse kan nämnas att andra studier visar att ca 3 % av Co-60-inventariet på härden frigörs under en driftcykel [46]. De icke fissila aktiniderna "renas" från härden i huvudsak genom utbyte av bränsle, ca 20 % per år och med några procent per år som renas bort efter avlossning från bränsle och härddytor. I [44] diskuteras hur mängden upplöst bränsle kan kvantifieras på ett antal oberoende sätt under drift och under avställningar.

En viktig aspekt på den ovan beskrivna metoden för uppskattning av aktinidmängderna till SFR-1 är att den beaktar stationsspecifika förhållanden. Detta garanterar möjligheten att korrekt kvantifiera SFR-1 inventariet med avseende på aktinider (och Sr-90) då huvudkällan är upplösning av urandioxid i samband med bränsleskador med degraderande kapsling. Genom åren har kunskapen om hur uranupplösningsrat ska kvantifieras och hur aktiviteten sprids i reaktorsystemen ökat betydligt för denna skadetyp. Detta gör att utfallet av en inträffad skada kan följas kontinuerligt under drift med analyser av rutinmässigt uttagna prover av reaktorvatten och avgasar.



Denna beskrivning av aktinider gäller för den period, från och med 1988, som man rutinmässigt gjort alfaspektrometriska mätningar av reaktor- och bassängvatten. Före denna period gjordes inga systematiska alfaspektrometriska mätningar. Mängden aktinider i avfall som producerats till och med 1987 har uppskattats.

Som nämnts ovan uppskattas aktinidinnehållet i avfallet vid Studsvik genom att Pu-239/240 ansätts vara 1 % av Cs-137 och Am-241-mängden 4 % av Cs-137-mängden i ett kolli. Det är inte möjligt att uppskatta osäkerheten i denna metod utan kunskap om ursprunget för innehållet i kollina och tiden från det denna aktivitet producerades till mätning. Är denna tid lång reduceras mängden Cs-137 p.g.a. radioaktivt sönderfall varvid mängden aktinider kan underskattas. Frågan är om inte bättre uppskattningar kan göras genom att studera källan för den aktivitet som ingår i ett specifikt kolli. Det rekommenderas att möjligheten att förbättra metodiken för uppskattning av aktinider (och Sr-90) i Studsviksavfall utreds.

### **Sammanfattning och slutsatser**

Osäkerheten i kvantifieringen av aktinider i avfall från reaktorstationerna bedöms vara liten med nuvarande metod. Det bör vara möjligt att uppskatta aktinidmängden i enskilda mätningar till SFR-1 med en osäkerhet väl under 30 %. Används kvartalsprov sjunker osäkerheten till 15 % för bestämning av bidraget från en enskild station till det totala inventariet på årsskalan, med fyra analyserade prover. Osäkerheten i det totala inventariet sjunker med ökande antal prover enligt diskussionen ovan.

Den kvantifieringen av alfastrålare som görs i dag vid kraftverken bedöms ha hög kvalitet och god noggrannhet. Det finns en möjlighet genom en relativt enkel provtagning, provberedning och analys att verifiera den använda modellen. Detta kan göras genom provtagning av jonbytarmassa. Provtagning och gammaspektrometrisk analys av jonbytarmassa ingår som en rutinmässig aktivitet i Forsmark och Barsebäck, och medför ingen signifikant dosbelastning till personalen [se 21, 22, 23 och 24]. Kostnaden för bearbetning av prov och analys är den mantid som åtgår, ca fyra timmar per prov. Osäkerheten i analys av jonbytarmassa kommer att vara lite högre än för reaktorvattenprover då det kan vara problem att säkert uppsluta all material i jonbytarmassan. Till detta kommer eventuell inhomogenitet i det uttagna provet. Endast ett mycket litet prov kan analyseras. Denna jämförande analys kan innebära avvikelser på uppskattningsvis upp till en faktor två ( $1 \sigma$ ). Osäkerheten kan reduceras om flera prover tas ut och analyseras.

Ett bättre sätt att verifiera rimligheten i rapporterade aktinidmängder är att jämföra dessa med verkligt utfall. Vilket innebär att mängden upplöst uran p.g.a. bränsleskador kvantifieras. Detta diskuteras ingående nedan.

#### **2.4.2 MÄTTA ALFA- OCH BETASTRÅLANDE NUKLIDER I REAKTORVATTNET OCH PÅ PRIMÄRSYSTEMYTOR**

Som nämnts ovan görs förutom de gammaspektrometriska analyserna också alfaspektrometriska analyser och kvantifiering av Sr-90 i reaktor- och bassängvatten. Dessutom görs analyser av mängden tritium i reaktorvatten. I tabell 3 visas antalet rapporterade datapunkter i databasen och de aritmetiska medelvärdena för dessa nuklider. Det finns fler mätta data än de som visas i tabell 3, dessa är dock lagrade som papperskopior och ingår inte i den elektroniskt lagrade databasen.

**Tabell 3**

Antalet mätta data och medelvärde för i reaktorvatten normalt förekommande alfastrålände nukliderna samt för tritium (H-3) och Sr-90 i nordiska BWR. [34].

Nuklid	Halverings-tid	Antal reaktor-vattenmätningar	Medelvärde samtliga mätningar (Bq/kg)
Am-241	432 y	558 <sup>1</sup> /42 <sup>2</sup>	3,18E+03/3,1E-03
Pu-238	87,7 y	69	1,79E-02
Pu-239/240	24,1ky/6,56ky	68	1,96E-02
Cm-242	163 d	72	5,62E-02
Cm-244	18,1 y	61	6,99E-03
U-234	246 ky	7	7,89E-04
U-235	704 My	6	3,37E-04
U-238	4,47 Gy	6	3,99E-04
H-3	12,3 y	4236	6,97E+04
Sr-90	29,1 y	28	3,0E+01

1) Mätt gammaspекtrometriskt.

2) Mätt alfaspекtrometriskt.

Tabell 3 visar att uranisotoperna enbart detekterats i ett fåtal prover. Detta är väntat då deras halveringstider är mycket långa och relativt stora halter av U-238/U-235 erfordras för att tillräckligt många sönderfall ska registreras vid mätning.

Mätningarna av alfastrålare och Sr-90 görs på integrerande kvartalsprov. H-3-mätningarna görs en till fyra gånger per månad. Frekvensen är stationsspecifik. Sr-90 mäts med samma tidsintervall och på samma integrerande prover som används för alfaspекtrometriska analyser.

På grund av den mycket korta räckvidden för de tunga alfapartiklarna, heliumkärnor, måste det prov som ska analyseras genomgå en provberedning. Denna avslutas med en elektrodeponering av aktiniderna på en rostfri och polerad planschett. Det deponerade skiktet får inte vara tjockt. Planschetten placeras i en evakuerad mätkammare och mäts med en halvledardetektor. Alfa-spektra är linjespektra och enskilda nuklider kan därför identifieras och kvantifieras. För några nuklider ligger sönderfallsenergierna så nära varandra att de är mättekniskt svåra att separera. Speciellt gäller detta Pu-239 och Pu-240 respektive Am-241 och Pu-238, se tabell 3. Dessa nuklider kan separeras kemiskt, vilket görs vid Ringhals. Men görs inte denna separering bör summaresultatet anges.

Rena vattenprover, exempelvis av reaktorvatten och bassängvatten, är enkla att bereda för alfaspекtrometrisk analys. Anledningen är att dessa vatten är mycket rena. Det deponerade skiktet blir därmed mycket tunt även med förhållandevis stora provvolymmer. De höga energierna vid alfasönderfall, över ca 4 MeV, gör att dessa mätningar inte störs av bakgrundsstrålning från gamma- och betasönderfallande nuklider, som också elektrodeponeras på planschetterna. Detta medför att det är möjligt att nuklidspecifikt och rutinmässigt mäta extremt låga halter av alfastrålare. Minsta detekterbara nivå kan enkelt sänkas genom att förlänga mättiden. Tabell 3 illustrerar känsligheten i alfastrålningarna. Det är möjligt att kvantifiera alfastrålare nuklidspecifikt ner till tiondelar av mBq/kg. Det är just frånvaron av bakgrundsstrålning som möjliggör denna låga detektionsgräns.

Genom sambandet

$$m = A * M_{\text{mol}} * T_{1/2} / (N_A * \ln 2) \quad \text{Ekvation (1)}$$

där

m = massan (g)

A = aktiviteten (Bq)

$M_{\text{mol}}$  = molvikt (g/mol)

T = halveringstiden (s)

$N_A$  = Avogadros tal =  $6,02 * 10^{23}$  (atomer per mol)

kan massan för ett ämne beräknas om ämnets aktivitet är känd. Omräkningsfaktorer mellan aktivitet och massa för några alfastrålande nuklider blir:

$$m_{\text{U-238}} = A * 8,04 * 10^{-5} \text{ (g)}$$

$$m_{\text{U-235}} = A * 1,24 * 10^{-5} \text{ (g)}$$

$$m_{\text{Pu-239}} = A * 4,34 * 10^{-10} \text{ (g)}$$

$$m_{\text{Am-241}} = A * 7,89 * 10^{-12} \text{ (g)}$$

$$m_{\text{Pu-238}} = A * 1,58 * 10^{-12} \text{ (g)}$$

Tabell 3 visar att medelhalten av U-238 i reaktorvattnet är ca  $4 * 10^{-4}$  Bq/kg. Ekvation (1) visar att U-238-medelhalten i dessa sex prover var ca 32 ppt. I jordskorpan finns i medel 2 gram uran per ton och i granit dubbelt så mycket, dvs. den naturliga medelförekomsten är 2 ppm i jord och 4 ppm i granit. De sex proverna i tabell 3 i vilka U-235 detekterats kommer från situationer med bränsleskador med snabb uranupplösning. Om vi antar att ett 331-filter är i drift under sex månader med flödet 30 kg/s och med uranhalten 32 ppt i reaktorvattnet ackumuleras ca 16 g U-238 i filtret. Så höga uranupplösningssituationer har inträffat mindre än 10 gånger vid de svenska kraftverken. Slutsatsen man kan dra är att naturligt förekommande uranisotoper i avfallet till SFR-1 inte behöver beaktas. Däremot måste naturligtvis uranisotoperna i bränslet beaktas då det är fråga om stora och uppkoncentrerade mängder. Möjligen kan avfall med anrikat uran (med U-235 halt över 0,7 %) tillföras SFR-1 från ABB Atoms bränslefabrik. Detta bör beaktas separat.

I tabell 3 visas två olika siffror för uppmätt reaktorvattenhalt för Am-241. Denna nuklid emitterar gammastrålning, grenkvot 35,9 %, med låg energi. 59,5 keV. Am-241 används ofta för kalibrering av germaniumdetektorer p.g.a den låga energin. Den vänstra siffran för Am-241 i tabell 3 visar den aktivitet som mäts med gammaspektroskopi medan den högra siffran visar den aktivitet som mäts med alfaspektrometri. Att utvärdera gammaspektra innehållande många toppar är besvärligt för energier understigande ca 100 keV. Troligen kan de höga uppmätta Am-241-värdena förklaras med felaktig utvärdering av 59,5 keV-toppen. Den alfaspektrometriska mätningen ger däremot ett korrekt resultat. Den störs inte av andra nuklider. Detta är en god illustration av svårigheten att utvärdera den lågenergetiska delen av ett gammaspektrum, vilket också diskuterats allmänt ovan.

Mättekniskt är det enkelt att mäta alfastrålare i rena vattensystem. Provbredning för utsläppsvatten, filter från system 553, jonbytarmassa och skrapprov från systemtor fordrar något större arbetsinsats än renavattenproverna. Även denna typ av provtagning och provbredning görs i dag rutinmässigt på kraftverken. Arbetsinsatsen per prov kan uppskattas till ca fyra timmar. Behandlas flera prover samtidigt erhålls vissa rationaliseringsvinster. Utrustningarna för alfa- och betaspektrometriska mätningar är billiga och robusta.

Sr-90-halten i reaktorvatten, utsläppsvatten och i 553-filter mäts rutinmässigt på kraftverken. Sr-90 emitterar en betapartikel med energin 0,546 MeV och sönderfaller till Y-90 ( $T_{1/2} = 2,67$  d), som är betastrålare med sönderfallsenergin 2,28 MeV. Provbredningen görs genom att stronti-

um i det aktuella provet fälls ut. Då Y-90 uppnått aktivitetsjämvikt, efter ca 14 dagar, görs en ny separation av strontium. Det kvarvarande Y-90 analyseras upprepade gånger i en vätskescintillator med någon eller några dagars tidsmellanrum. Ur denna mätning kan Sr-90-koncentrationen i det ursprungliga provet beräknas. Arbetsinsatsen för provberedning och analys av Sr-90-prover är densamma som för prover för alfaspektroskopi. Endast små provmängder erfordras, motsvarande ca en liter reaktorvatten, varför dosbelastning till personalen blir obetydlig.

H-3-atomen ingår i vattenmolekylen. Därför kan tritium i vattensystem separeras från all annan aktivitet genom destillation. Destillatet mäts i vätskescintillator. Provberedning och mätning av H-3 är en snabb och enkel procedur.

Som sammanfattning över mätningarna ovan kan sägas att alfastrålare, H-3 och Sr-90 i vatten är lätt mätbara. Kvalitetssäkring av mätningarna erhålls genom att kraftverken och Studsvik deltar i interkalibreringsmätningar som genomförs med SSI som sammanhållande.

I avfallskollin eller som inducerad aktivitet i komponenter är dessa nuklider däremot inte möjliga att mäta direkt.

## Diskussion

I och med att aktinidaktiviteten, Sr-90 och H-3, rutinmässigt övervakas i reaktorvattnet och bassängvatten är också källstyrkan av dessa nuklider entydigt bestämd. Den enda signifikanta källan för uran och aktinider är upplösning av uran i samband med bränsleskador. Upplösning av bränsle övervakas på fyra oberoende sätt: 1) aktinidanalyser av reaktorvatten, 2) gamma-spektrometriska analyser av reaktorvattnet, se [8], 3) mätning av frigjord ädelgasaktivitet antingen i avgassystemen i BWR eller i reaktorvattnet i PWR, 4) inspektion i bassängerna och/eller HCL (Hot Cell Laboratory), studier av de defekta stavarna. I och med detta kan den totala mängden upplöst bränsle kvantifieras med stor noggrannhet.

Som framgår ovan är också halterna av fissionsprodukterna Cs-137 och Sr-90 kvantifierade genom de rutinmässiga mätningar. Därmed kan bidraget för Sr-90 till aktivitetsinventarierna i olika avfallstyper uppskattas. Cs-137 kan direktmätas i avfallskollin.

Metoden för kvantifiering av alfastrålare och Sr-90 i jonbytarmassa och i övrigt avfall innebär att all aktivitet bokföringsmässigt tillförs det avfall som förs till SFR-1 under aktuellt år. Metoden tar ingen hänsyn till eventuell lagring av jonbytarmassa i filter eller tankar. I praktiken är det alltid en fördröjning mellan tiden från det aktiviteten fastnar i reningsfilter, på systemytor och till det den tillförs SFR-1. Detta påverkar inte kvantifieringen av inventariet i SFR-1. Däremot är det inte klart vilket/vilka kollin som innehåller dessa alfastrålare och Sr-90. Detta har dock ingen säkerhetsmässig betydelse och har inte heller förutsatts i säkerhetsanalysen för SFR-1. Detsamma gäller också andra avfallstyper.

### 2.4.3 BETYDELSEN AV BRÄNSLESKADOR

Inträffade bränsleskador kan ha stor betydelse för aktivitetsinnehållet i reaktorsystemen och därmed också påverka nuklidinventariet i avfallskollin. Aktivitetsmässigt kan följande principiella gradering av bränsleskador göras:

1. *Stationer som inte drabbats av någon bränsleskada.* För dessa stationer är Co-60 dimensionerande för den tid avfallet behöver kontrolleras med avseende på direktstrålning. För långtidsförloppet är Ni-59 dimensionerande.
2. *Stationer som drabbats av bränsleskador som inte degraderat.* Frigörelsen av aktivitet under drift domineras av ädelgas och jodaktivitet [6]. Dessa nuklider innebär inget problem

med avseende på avfall då de är kortlivade och/eller lättflyktiga. Som nämnts ovan friförs ofta Cs-137 (och jodisotoper) från denna skadetyper. På grund av denna nuklids långa halveringstid kan problem skapas för material som ska friklassas eller lagras i markförvar. Orsaken är den långa halveringstiden för Cs-137. Även för dessa stationer är Ni-59 dimensionerande i det långa tidsförloppet.

3. *Stationer som drabbats av degraderande bränsleskador.* Detta är den enda signifikanta källan för aktinider i avfallskollin. Vid bränsleskador med degraderande kapsling upplöses uranet och tillförs primärvattnet. Via reningssystemen tillförs avfallskollina ca 40 % av den upplösta bränslemängden [6].

I tabell 4 visas mängden av olika element i en färsk och en medelutbränd BWR-bränslepatron (från bilaga A). Uranvikten i en sådan patron är ca 176 kg. Vid ORIGEN-S-analyserna har antagits att bränslet är utbränt efter fem år. I några reaktorer kan bränslet bestrålas under längre tid, upp mot sju år. Detta bränsle har varit i drift med lägre effekt och uppnår samma utbränning som det analyserade knippet. Detta påverkar inte mängden långlivad aktivitet i bränslet.

**Tabell 4**

Innehållet i färskt och under fem år bestrålat bränsle (enligt tabellerna i bilaga A).

Element	I färskt bränsle (i vikt %)	I fem år bestrålat bränsle (i vikt %)
U-238	96,8	93,9
U-235	3,2	0,57
Fissilt plutonium Pu-239/241	0	0,65
Övriga plutoniumisotoper	0	0,37
Fissionsprodukter	0	4,1

Vid upplösning av bränsle tillförs reningsfilter cesium, Sr-90 och aktinider. En andel, ca 20 %, av de frigjorda aktiniderna fastnar på systemytorna [8]. Det är inte klarlagt om Sr-90 fastnar på systemytorna under drift och i så fall hur mycket. En härd som inte drabbats av uranupplösning innehåller i storleksordning 10 mg fissilt material (motsvarande ca 0,5 gram uran med 2 % fissilt material). I samband med bränsleskador som förorsakat bränsleupplösning har upp till 7–8 gram fissilt material frigjorts. Upplösningsrat av bränsle under driftförhållanden kan enkelt och med stor noggrannhet följas upp under drift. En studie vid Ringhals 1 [8] indikerade att en yt-kontamination på primärsystemytorna av alfastrålare på 2,5 kBq per m<sup>2</sup> och gram upplöst uran erhöles. Ca 90 % var Cm-242 (163 d), 3 % Cm-244 (17,6 år), 1,5 % Pu-239/240 och ca 4 % Pu-238 och Am-241.

Som framgår ovan är aktivitetsnivåerna med avseende på alfastrålande nuklider och fissionsprodukter mycket låga i anläggningar som inte drabbats av bränsleskador med uranupplösning eller i de anläggningar som snabbt vidtar åtgärder om denna skadetyper utvecklas. Principiellt behöver inte alfastrålare beaktas i stationer, exempelvis B1 och B2, som inte drabbats av uranupplösning.

## Diskussion

Några stationer har drabbats av mer omfattande uranupplösning, med upplösning av upp till 400 gram urandioxid under en driftcykel, medan andra stationer enbart har drabbats av några mindre och harmlösa skador. Problemet med aktinider är att de har lång halveringstid och i förhållande

till aktiveringsprodukter höga omvandlingsfaktorer från Bq till dos, se tabellerna i bilaga A. En intressant fråga är betydelsen av uranupplösning med avseende på SFR-1.

Om tillåten aktivitet av Pu-239 i SFR ansätts som dimensionerande för SFR med avseende på upplöst bränsle kan denna mängd uppskattas på följande sätt: Tillåten aktivitet Pu-239 i SFR är  $3,8 \cdot 10^{11}$  Bq och  $7,8 \cdot 10^{11}$  för Pu-240 [1, tabell 5.5-4]. Denna aktivitetsmängd motsvarar 165 g Pu-239. Efter ca ett och ett halvt års bestrålning är Pu-239 halten i bränsle ca 0,55 %, se tabell 11. 165 gram Pu-239 motsvarar därmed ca 30 kg bränsle, vilket därmed skulle vara tillåtet att tillföra SFR-1. Summaaktiviteten av Pu-239 och Pu-240 blir  $1,2 \cdot 10^{12}$  Bq, vilket motsvarar  $3,9 \cdot 10^9$  ALI (Inhalation).

SFR-1 får tillföras  $1,8 \cdot 10^{15}$  Bq Co-60, vilket motsvarar  $9 \cdot 10^8$  ALI,  $6,8 \cdot 10^{12}$  Bq Ni-59 som motsvarar  $1,1 \cdot 10^5$  ALI och  $6,3 \cdot 10^{14}$  Bq Ni-63, som motsvarar  $3,2 \cdot 10^7$  ALI. Om den radiologiska effekten uttrycks i ALI (ovan har det ALI-värde som gett högst värde för intag via föda eller via andning angetts) så visar siffrorna ovan att dimensionerande bränsleupplösning har stor betydelse för den radiologiska riskbedömningen såväl i detta korta som det långa tidsperspektivet för SFR-1. Det skiljer mycket mellan tillåtna mängder av nuklider mellan de olika förvarsdelarna. Orsaken till detta är att använda förpackningar medför att olika frigörelserater för nuklider erhålls. Ju högre frigörelserat ju lägre tillåten inventariemängd. Tabell 6 visar att BLA får tillföras ca 0,13 % av den totala aktivitet som får tillföras SILON, BMA 6,5 % och BTF ca 1 %.

Som jämförelse kan nämnas att i Sverige är den integrerade markbeläggningen av Pu-239 och Pu-240 från atmosfäriska kärnvapenprov ca  $40 \text{ Bq/m}^2$  [11]. Den totala markbeläggningen, på  $450\,000 \text{ km}^2$ , blir  $1,8 \cdot 10^{13}$  Bq, vilket motsvarar  $6 \cdot 10^{10}$  ALI. Tillåten Pu-239/240 mängd i SFR-1 motsvarar ungefär 6,5 % av nedfallet över Sverige.

Utfallet till och med 1998 med avseende på upplöst bränsle som tillförts SFR-1 är 0,90 kg, vilket motsvarar  $1 \cdot 10^8$  ALI för Pu-239/240, dvs. mindre än 2 ‰ av den aktivitet som redan finns på svensk mark.

### **Sammanfattning av betydelsen för SFR-1 av dimensionerande bränsleskador**

Dimensionerande bränsleskador har, jämfört med andra nuklider som tillförs SFR-1, stor radiologisk betydelse. I dag har SFR-1 tillförts 3 % (0,90 kg) bränsle av tillåten mängd (30 kg).

#### **2.4.4 NUVARANDE METOD FÖR KVANTIFIERING AV BETASTRÅLANDE NUKLIDER**

Då det gäller betastrålande nuklider får man skilja på Sr-90, som är en fissionsprodukt, och övriga som Ni-59 och Ni-63, som är aktiveringsprodukter. En annan viktig skillnad är att Sr-90 mäts i reaktorvatten och i bassängvatten. Uppskattningen av hur mycket Sr-90 som hamnar i jonbytarmassan görs på samma sätt som för aktinider, beskrivet ovan. Osäkerheten i kvantifieringen av Sr-90 i enskilda prover är i samma storleksordning som för aktinider, ca 40 % ( $1 \sigma$ ) i enskilda prover. Det är inte känt om Sr-90 tillförs kapslingen eller systemtytor under drift.

Kvantifieringen av betastrålande nuklider som inte mäts görs genom att deras halter relateras till Co-60 eller Cs-137. Aktiveringsprodukter jämförs med Co-60 och fissionsprodukter med Cs-137. Nu gällande relationer ges i tabell 5 i andra kolumnen, som visar hur mängden svärmätbara nuklider ska beräknas på systemtytor och i reningsfilter [1, tabell 5.5-2 för aktiveringsprodukter och tabell 5.5-3 för fissionsprodukter]. I tredje kolumnen [från 7 och 20] ges de förhållanden som gäller för inducerad aktivitet. I fjärde och femte kolumnerna ges de värden som erhöles vid ORIGEN-S-analyserna redovisade i bilaga A. De senare kolumnerna omfattar inducerad aktivitet i rostfritt material i härden och i bränsle vid olika utbränningar (beräkningsförutsättningar, se bilaga A).

Då det gäller Fe-55, Ni-59 och Ni-63 har vi god kunskap hur dessa nuklider fördelar sig på rensningsfilter, bränsle- och systemytor i BWR. Deras kemi följer andra enkelt mätbara nuklider eller element inom reaktorsystemen.

På grund av att Co-60 och Cs-137 används för att uppskatta halterna av svärmätbara nuklider enligt tabell 5 brukar de benämnas nyckelnuklider.

Det bör noteras att förhållandena i kolumn två gäller uppskattningar av ytaktivitet och aktivitet i jonbytarmassa. I kolumn tre gäller det inducerad aktivitet, i kolumnerna fyra och fem gäller dessa förhållanden inducerad aktivitet i konstruktionsmaterialen i en bränslepatron.

Värden för aktiveringsprodukterna i kolumn fyra och fem gäller det bränslerelaterade rostfria materialet, ca 19 kg rostfritt och 0,6 kg Inconel med dagens krav på låga kobolthalter. De förhållanden som ges i [1], kolumn två i tabell 5, kommer ursprungligen från [20].

För bränslerelaterat material gäller mycket strikta koboltkrav. Detta medför att Co-60-mängden relativt sett är lägre i bränslerelaterat material än i annat material. Dessutom har kraven skärpts genom åren. Även interna delar har krav på maximal kobolthalt vilken dock kan vara något högre än vad som idag gäller för bränslerelaterat material.

En jämförelse mellan kolumnerna fyra och fem i tabell 5 visar att utbränningen för de mer långlivade nukliderna inte har någon avgörande påverkan på förhållandena. Detta är korrekt vid bestrålningstider som är i storleksordning en eller några halveringstider. Vid riktig långa bestrålningstider av interna delar, över 15–20 år, kommer Co-60-halten att uppnå jämviktsaktivitet. Då kommer förhållandena mellan mer långlivade nuklider och Co-60 att öka. Detta gäller interna delar med långa drifttider. Om en inrerdel bestrålas i 40 år kan nuklidinventariet för Ni-59 och Ni-63 underskattas med i storleksordning en faktor två till tre om dessa nuklidernas halter uppskattas med aktivitetsförhållande till Co-60 enligt tabell 5. Ska denna typ av förhållande användas bör det kompletteras med en faktor som korregerar för den förhållandevis korta halveringstiden för Co-60. Detta indikerar en viktig komplikation vid användning av nyckeltal och förhållanden. Felet i kvantifieringen av Ni-59 och Ni-63 med förhållande till Co-60 beror på hur länge komponenten bestrålas och förutsättningarna för det använda förhållandet. Frågan är också om inte längre bestrålningstider än till 2010 ska beaktas så att SFR-1 och SFL kan utnyttjas också om reaktorerna drivs efter detta årtal.

För aktiveringsprodukterna enligt kolumn tre jämfört med kolumnerna fyra och fem är överensstämmelsen god om skillnaderna i kobolthalterna beaktas. I ORIGEN-analysen ansattes dagens låga kobolthalt i bränslerelaterat material, 0,01 %. Tidigare var kravet lägre än 0,05 %. Utfallet var normalt alltid bättre.

Denna typ av uppskattningar är också behäftade med andra osäkerheter. Förhållandena i kolumn två i tabell 5 används för samtliga BWR och PWR. En skillnad mellan olika stationer är mängden kobolt i konstruktionsmaterial och mängden kobolt som tillförs reaktorn via korrosion av Stellite. Enbart denna olikhet kan påverka Co-60-halten uppskattningsvis upp mot en faktor tre mellan olika stationer. Ånggeneratorerna, ca 1 500 m<sup>2</sup>, i en PWR består av Inconel med ca 70 % nickel vilket gör att i dessa reaktorer kommer att tillföras betydande mängder nickel. I neutronflödet i härden bildas Co-58, Ni-59 och Ni-63 i större mängder än motsvarande i BWR.

**Tabell 5**

Nuklidfördelning för aktiveringsprodukter och fissionsprodukter [1, tabellerna 5.2-2 och 5.2-3, se också 7 och 20] på systemytor och reningsfilter, samt beräknat med ORIGEN-S i bränslerelatrat material och i bränsle vid två utbränningar 13 respektive 42 MWd/kg U.

Nuklid	Aktivitetsandel relativt Co-60 <sup>1</sup>			
	Enligt [1]. För yt- och jonbytaraktivitet	Enligt [7] för inducerad aktivitet	Beräknat vid 13 MWd/kgU med ORIGEN-S i bilaga A	Beräknat vid 42 MWd/kgU med ORIGEN-S i bilaga A
Fe-55	1	5	17	12
Co-60	1	1	1	1
Ni-63	10 <sup>-1</sup>	1	3,0 * 10 <sup>-1</sup>	3,8 * 10 <sup>-1</sup>
C-14	10 <sup>-3</sup>	5 * 10 <sup>-4</sup>	1,1 * 10 <sup>-4</sup>	1,5 * 10 <sup>-4</sup>
Nb-94	10 <sup>-6</sup>	1 * 10 <sup>-5</sup>	–	–
Ni-59	10 <sup>-3</sup>	5 * 10 <sup>-3</sup>	2,3 * 10 <sup>-3</sup>	2,7 * 10 <sup>-3</sup>
Nuklid	Aktivitetsandel relativt Cs-137 <sup>1</sup> på ytor och i jonbytar massa		Aktivitetsandel relativt Cs-137 <sup>1</sup> i bränsle	
	På ytor och i jonbytar massa	I utbränt bränsle enligt [20]	I bränsle vid 13 MWd/kg U	I bränsle vid 42 MWd/kg U
Ru-106	5 * 10 <sup>-3</sup>	6	4,5	2,0
Cs-134	1	2,4	0,64	1,0
Sr-90	5 * 10 <sup>-2</sup>	7,0 * 10 <sup>-1</sup>	8,3 * 10 <sup>-1</sup>	6,7 * 10 <sup>-1</sup>
Cs-137	1	1	1	1
Tc-99	5 * 10 <sup>-5</sup>	1,3 * 10 <sup>-4</sup>	1,3 * 10 <sup>-4</sup>	1,3 * 10 <sup>-4</sup>
Cs-135	3 * 10 <sup>-6</sup>	2,3 * 10 <sup>-6</sup>	3,7 * 10 <sup>-6</sup>	4,5 * 10 <sup>-6</sup>
I-129	3 * 10 <sup>-7</sup>	3,4 * 10 <sup>-7</sup>	2,7 * 10 <sup>-7</sup>	3,2 * 10 <sup>-7</sup>

1) Andelen har angetts till tiden för produktionstillfället.

I [7] ges förslag till ett större antal förhållanden för beräkning av halterna av svårsmätbara nuklider på ytor och i inducerat material. Co-60, Cs-137 och summan av Pu-239 och Pu-240 har ansatts som nyckelnuklider. Osäkerheten i de förslagna förhållanden speglas av de intervall inom vilka aktuella förhållanden varierat enligt det använda underlaget. För uppskattning av ytkontamination från [7] ges följande exempel: C-14/Co-60 varierar inom intervallet 5 \* 10<sup>-8</sup>–6 \* 10<sup>-1</sup>. Förhållandet 1 \* 10<sup>-5</sup> föreslås användas för kvantifiering av C-14. Korrelationsfaktorn Ni-59/Co-60 varierade inom intervallet 3 \* 10<sup>-3</sup>–6 \* 10<sup>-1</sup> med medianvärdet 6 \* 10<sup>-3</sup>. Förslag till förhållande är 1 \* 10<sup>-3</sup>. Tabell 5 visar att det just är dessa föreslagna förhållanden som används i dag för aktivitet på ytor.

För uppskattning av inducerad aktivitet varierar intervallet för C-14/Co-60 enligt [7] mellan 3 \* 10<sup>-5</sup>–2 \* 10<sup>-4</sup>. Förslag till förhållande var 5 \* 10<sup>-4</sup>. För Ni-59 så varierade förhållandet mellan 9 \* 10<sup>-4</sup>–1 \* 10<sup>-2</sup>. 5 \* 10<sup>-3</sup> föreslogs att användas. C-14 och kobolt uppför sig på helt olika sätt vilket ytterligare är ett argument att inte använda Co-60 som nyckeltal för uppskattning av mängden C-14. Detta är enbart några exempel men de visar att vid användning av förhållanden kan osäkerheterna bli stora eller mycket stora, speciellt om nukliderna inte uppför sig kemiskt på samma sätt. Detta gäller allmänt för denna typ av förhållanden. De bör användas med stor försiktighet och följas upp med rimlighetsanalyser. Korrekt använda kan de ge bra resultat, felaktigt använda kan de resultera i stora fel i uppskattningarna.



C-14 kan ha en signifikant betydelse för den radiologiska konsekvensen för SFR-1 (och SFL). Det borde därför utredas om inte C-14 kan kvantifieras genom mätningar på vissa avfallstyper, speciellt jonbytarmassa. Möjligheten att mäta C-14 i reaktorsystem diskuteras i nästa avsnitt.

För aktivitet med långa halveringstider och med likartat uppförande i reaktorsystemen är det möjligt att använda samma förhållande för ytaktivitet som för den aktivitet som tillförs jonbytarmassa. Sådana nuklider är Co-60, Ni-59 och Ni-63. För att kunna använda samma förhållanden för ytaktivitet och aktivitet som fastnar i jonbytarmassa bör det verifieras att Co-60 och aktuell nuklid uppför sig på ungefär samma sätt. Exempelvis bör kobolt och nickelisotoperna uppföra sig på ungefär samma sätt.

Tabell 5 indikerar en relativt stor diskrepans i förhållandet för den viktiga nukliden Ni-63. I kolumn tre föreslås att Ni-63/Co-60 ska ansättas till 1 vid uppskattning av inducerad aktivitet. Kolumnerna fyra och fem indikerar att detta förhållande borde vara ca 0,3 vid kobolthalter på 0,01 % i materialet. Är kobolthalten högre sjunker förhållandet ytterligare. Detta kan indikera att det i [7] föreslagna förhållandet är för högt, vilket kan innebära en allför konservativ uppskattning. Detta gäller också för Ni-59.

En svårighet vid värderingar enligt förgående stycke är att de antaganden och förutsättningar som använts vid analyserna saknas. Därigenom kan inte underlaget granskas på ett korrekt sätt.

Tabell 5 visar god överensstämmelse mellan förhållanden givna för bränsle i [20] och de som erhöles vid ORIGEN-S-analyserna. Enda undantaget är Cs-134. Cs-134 är en aktiveringsprodukt och produktionen av denna påverkas starkt av de reaktorfyikaliska förhållandena, effekt, initialanrikning och utbränning. Eventuella övriga skillnader kan troligen förklaras med skillnaden i antagen utbränning. Det framgår inte av [20] vilken utbränning eller anrikning som ansattes vid framtagning av dessa förhållanden.

C-14 innehållet i avfallskollin mäts inte. I [38] ges metod för kvantifiering av C-14 i jonbytarmassa.

Om vi genom mätningar kan erhålla bättre data för de svärmätbara nukliderna kan de använda förhållandena lätt ändras och tidigare uppskattade inventarier enkelt uppdateras. Det är naturligtvis viktigt att välja förhållandena konservativt så att den säkerhetsanalys som görs gäller även om ny kunskap medför att dessa förändras något.

### **Sammanfattning och slutsatser**

Användning av aktivitetsförhållanden med nyckelnuklider bör göras med stor försiktighet och alltid kompletteras med rimlighetsanalyser. Denna typ av uppskattningar kan innehålla stora osäkerheter men kan också vara bra. Detta får avgöras från fall till fall.

#### **2.4.5 ALTERNATIVA ANALYSMETODER**

Första frågan som man måste ställa sig vid övervägande av alternativa analyser är: Vilka nuklider bör bättre kvantifieras? Svaret på denna fråga är:

1. *Aktiveringsprodukter:* Tabellen över aktiveringsprodukter i bilaga A visar vilka nuklider som är dimensionerande för SFR-1 i det långa tidsförloppet, Ni-63 upp till 1 000 år, därefter Ni-59. Nickelisotoperna produceras från stabilt nickel, som finns i de flesta konstruktionsmaterial, speciellt i Inconel, som innehåller upp till 72 % nickel, och i rostfritt, som innehåller ca 8 % nickel.

Zr-93 och Nb-93m har viss radiologisk betydelse. De produceras genom neutroninfångning i kapslingen och i boxar. Kapslingen kommer att slutförvaras tillsammans med bränslet i ett djupförvar och boxarna tillförs SFL. Enda spridningsvägen för Nb-93m från kapsling och boxar till SFR är genom korrosion av Zircaloymaterial. Högsta tillåtna korrosion av kapsling är 10 % av kapslingstjockleken. Utfallet är betydligt lägre, högst någon procent. Bränsletillverkarna lägger ner stora ansträngningar för att minimera korrosionen av Zircaloy. Tabellen i bilaga A visar mängden Nb-93m som bildas i allt Zircaloy i en patron, inklusive boxen är 24 ALI 100 000 år efter uttag. Mängden Zircaloy i en patron är ca 84 kg. Korrosionsraten för Zircaloy är normalt låg eller mycket låg. Upplösningssraten för Zircaloy är i stort sett noll. Avlossning har däremot skett genom att oxidflagor lossnat från box och kapslingsytor. Under enstaka år vid några reaktorer har en total avlossning av zirkoniumoxid på något kg påvisats. Om vi antar att varje reaktor under varje driftcykel under 40 år förlorat 1 kg Zircaloy har totalt 480 kg förlorats, vilket motsvarar Zircaloymängden i 5,7 patroner. Den radiologiska konsekvensen för allt lossnat material av Nb-93m kommer att bli knappt 140 ALI för Nb-93m och för Zr-93 ca 190 ALI. I och med att zirkonium och niob normalt förligger i en partikulär fraktion förutsätts att intag sker genom föda. Dessa nuklider behöver därför inte beaktas vid lagring i SFR-1 i förhållande till andra aktiveringsprodukter.

2. *Fissionsprodukter:* Tabellen över fissionsprodukter i bilaga A visar att följande nuklider dominerar dosbelastningen i det långa tidsförloppet, Zr-93 ( $1,9 \cdot 10^4$  ALI/per 176 kg bränsle), Tc-99 ( $2,7 \cdot 10^3$  ALI/per 176 kg bränsle), Sn-126 ( $2,4 \cdot 10^3$  ALI/per 176 kg bränsle) och I-129 ( $1,3 \cdot 10^3$  ALI/per 176 kg bränsle). Se diskussionen under nästa punkt.
3. *Aktinider:* Tabellen över aktinider i bilaga A visar att följande nuklider är dimensionerande för den radiologiska konsekvensen i långtidsförloppet, Np-237 ( $3,0 \cdot 10^7$  ALI/176 kg bränsle), Pu-239 ( $4,1 \cdot 10^8$  ALI per patron) och Pu-242 ( $5,9 \cdot 10^7$  ALI per patron). Aktinider sprids till primärsystemet vid upplösning av bränsle i samband med bränsleskador. Detta gäller också fissionsprodukterna uppräknade i föregående punkt. En jämförelse mellan ALI-värdena för aktinider och fissionsprodukter visar att fissionsprodukterna Cs-137 och Sr-90 har en signifikant påverkan på de radiologiska förhållandena under något hundratal år men de har ingen signifikans i förhållande till aktiniderna i det långa tidsperspektivet. Ovan har diskuterats att aktiniderna övervakas i reaktorsystemen genom mätning och att kvantifieringen av enskilda nuklider i avfallskollin kan göras med god noggrannhet. Som framgår av punkt 2 ovan är den radiologiska betydelsen av de listade fissionsprodukterna liten i förhållande till motsvarande för aktiniderna. Även om 10 eller 100 gånger mer av fissionsprodukterna (speciellt I-129 bör vara lättflyktig) frigörs i förhållande till aktiniderna är fortfarande den radiologiska signifikansen störst för aktiniderna. Därför bör aktiniderna speciellt beaktas för kvantifiering och riskanalys.

För de uppräknade nukliderna ovan har antagits att de tillhört den upplösta uranmängden och att inte mer frigjorts från defekterna. Detta är troligen en korrekt ansats för aktinider, Sr-90, Zr-isotoper medan I-129 och Cs-135 normalt har större mobilitet än övriga uppräknade nuklider.

### **Sr-90**

Då det gäller Sr-90 är källtermen väl övervakad i och med att reaktorvatten- och bassängvattenhalterna mäts. De integrerande reaktorvattenproverna fångar också upp eventuell transient frigörelse. Ovan har diskuterats möjligheten att genom provtagning och analys av jonbytarmassa verifiera beräkningsmodellerna. Vad som idag bedöms vara intressant med avseende på avfallshandling, speciellt för material avsett för friklassning, är att avgöra hur Sr-90 fördelar sig på ytor, bränslekapsling och jonbytarmassa. Fastnar inget Sr-90 på systemytorna kan detta förenkla mätning och riskanalysen vid friklassning.

Med ökad kunskap om hur stor mängd Sr-90 som tas upp på bränslekapsling och på systemytor kan den ovan diskuterade osäkerheten reduceras. De prover, som ibland tas ut för studier av crud på kapslingsytor kan analyseras på samma sätt som de ordinarie integrerande proverna. Ytkontaminationen kan kvantifieras genom strykprov (helst skrapprov som ansätts 100 % effektivitet) på systemytor. Skrapprovet måste uppslutas på liknande sätt som bränsleskrapsproverna. Sådan provtagning bedöms inte medföra någon signifikant ökning av persondoserna och analyserna görs på samma sätt som de rutinmässiga analyserna. Allmänt gäller att vid alla typer av aktivitetsanalyser erfordras endast mycket små provolymer med små aktivitetsmängder. Kostnaden för dessa analyser är arbetsinsatsen, som är högst ca fyra timmar per prov.

### **Ni-59, Ni-63**

Vid mätning av de viktiga nukliderna Ni-59 och Ni-63 måste dessa först separeras ur ett prov med många andra betastrålade nuklider. Vissa betastrålare kan genomgå elektroninfångning, electron capture (EC). Vid EC emitteras fotoner med energier som motsvaras av elektronövergångar i de innersta atomskalerna,  $k_{\alpha}$  och  $k_{\beta}$ . De emitterade fotonenergierna är i storleksordning runt 6 keV. Ni-59, som enbart sönderfaller genom EC, kan mätas på detta sätt. Ni-63, som är en ren betastrålare, har mätts i reaktorvatten. I [4] rapporteras metoder för hur Ni-59 och Ni-63 respektive Tc-99 extraherats och mätts med Si(Li) detektorer med tunt Be-fönster samt resultat från ett antal mätningar på processvatten från några kraftverk och CLAB.

Den vanligaste metoden att beräkna inducerad aktivitet i material är att använda någon datorkod. I bilaga A har detta gjorts med ORIGEN-S [17]. De viktiga parametrarna i dessa koder är tvärsnittsbiblioteken, neutronflödet och neutronspektret. Tvärsnittsbiblioteken innehåller kärnfysikaliska grunddata. Denna typ av tvärsnitt ingår också i härdövervakningsprogrammen (FENIX, CASMO m.fl.). Det sker en kontinuerlig validering av dessa data och dessutom verifiering av överensstämmelse mellan beräknade och mätta värden då det gäller härdövervakningsprogrammen. Överensstämmelsen är generellt god. Den dominerande osäkerheten vid beräkningar på interdelar utanför härden är bristande kunskap om neutronflöde och spektra. Vid komplicerade geometrier kan det vara svårt att beräkna korrekt neutronflöde i en punkt. Exempel på en komplicerad geometri är ångseparatorer och härdgaller.

Det bör vara möjligt att med ett begränsat antal prover mäta Ni-59 och stämma av detta resultat mot kvalificerade beräkningar. På samma sätt kan neutronflödet/spektret i olika punkter fastställas. Kan god överensstämmelse erhållas mellan beräknade och uppmätta Ni-59 halter kommer också Ni-63 att vara väl kvantifierad genom de beräknade resultaten. En metod har utarbetats för analys av mängden inducerad Ni-59 i olika material. Denna grundar sig på masspektrometri med en accelerator [31]. SKB planerar att utföra denna typ av analyser vid Pelletronacceleratoren i Lund [27]. Det är material från utbytta interna delar som ska analyseras. Kvantifieringen av Ni-59 i några prover på olika avstånd från härdens centrum kan vara till stor nytta för att verifiera beräkningsprogrammets resultat och ytterst neutronflödena på olika avstånd från härden.

Det finns en alternativ metod [31, bilagorna 2 och 3]. Nickel kan fällas ut med dimetylglyoxim. Detta kan göras i ett eller flera steg. Fällningen kan mätas gammaspektrometriskt före och efter fällningen för kvantifiering av föroreningar av andra nuklider. På grund av den betydligt högre aktiviteten för Ni-63 störs inte denna av Ni-59. Fällningen kan mätas i vätskescintillator. Detta skulle kunna användas för uppskattning av mängden Ni-63, och vara till hjälp vid kvantifiering av Ni-59, i reaktorvatten och jonbytmassa. Denna extraktionsmetod planeras att användas vid AMS-studien diskuterad i föregående stycke. Enligt [35] kan arbetsinsatsen för provberedning uppskattas till ungefär densamma som för Sr-90 analyser. Därmed är det tänkbart att denna metod skulle kunna användas rutinmässigt för övervakning av de radiologiskt viktiga Ni-59- och Ni-63-nukliderna.

Lyckas dessa studier kan det innebära en ökning av noggrannheten i kvantifieringen av Ni-59 och Ni-63 med avseende på inducerad aktivitet.

## C-14

Studierna redovisade i [42] visar att det kan finnas enkla metoder för att rutinmässigt insamla och mäta utsläpp till luft och i jonbytmassa av C-14 från BWR och PWR. C-14 kan ge signifikant bidrag till den radiologiska miljön för SFR-1. Därför är det angeläget att kvantifiera C-14.

I [42] mättes proverna med C-14 i vätskescintillator och i [43] med (Atomic Mass Spectrometry-) AMS-metoden. Denna senare metod är framtagen speciellt för åldersbestämning av organiskt material. Vid denna bestämning bär förhållandet mellan koncentrationerna av C-14 till C-13 den viktiga informationen, åldern för aktuellt material. För åldersbestämning med stor noggrannhet är AMS-tekniken överlägsen de flesta andra. Då halterna av C-14 kan vara mycket låga erfordras avancerade metoder för denna bestämning. Denna metod är onödigt komplicerad och dyrbar för rutinmässig mätning av C-14-utsläppen från kärnkraftverk och i jonbytmassa. Här är aktivitetsnivåerna relativt höga och enbart absolututsläppen är av intresse, inte fördelningen mellan olika kolisotoper. Enklast och billigast är att mäta dessa prover i vätskescintillator.

[42] visar att behandlingen av jonbytmassa kan påverka utsläppen av C-14 och hur mycket C-14 som tillförs SFR-1. Värms massan upp avgår en större mängd CO<sub>2</sub> och frigörs omdelbart till atmosfären. Solidifieras massan utan värmning tillförs SFR-1 en större mängd C-14. Därför kan utsläppen vara reaktorspecifika genom att olika behandling av jonbytmassa vid ingjutning används. Den C-14 som inte frigörs till atmosfären hamnar i SFR-1.

C-14-utsläpp till atmosfären och C-14 i SFR-1 kan ha signifikant radiologisk betydelse. Det finns därför goda skäl att kontinuerligt kvantifiera utsläppen till atmosfären men också ansamlingen i jonbytmassa. Enligt [42] kan detta göras med en rimlig arbetsinsats och med en relativt enkel och okomplicerad utrustning. Denna innehåller inga dyrbara komponenter. Samma metod för insamling av C-14 användes också i de försök som rapporteras i [43]. Den enda skillnaden mellan [42] och [43] är mätningen av C-14 efter det denna nuklid insamlats, i [42] användes vätskescintillator och i [43] tandemacceleratoren vid Fysiska Institutionen vid Lunds Universitet.

Vissa insatser för utveckling av optimering av utrustningar kan erfordras. Grundkonceptet som ges i [42] bör dock vara användbart vid dimensionering av en första utrustning.

### Beräkningsmetod för aktiveringsprodukter

Det är möjligt att simulera uppförande av aktiveringsprodukter inom reaktorsystemen, exempelvis med BwrCrud-koden [19]. I denna kod kan ett antal svärmätbara nuklider simuleras. Indata är reaktorspecifika och använder mätta data som indata. Den ger möjlighet att beakta nukliderna i reaktorvattnet, på systemytor och i reningsfiltren. Som för fallet med interndelar är det naturligtvis en stor fördel att kunna verifiera simulerade resultat mot resultat av mätningar. Även dessa modellerade värden bör jämföras med mätta halter. I bilaga D redovisas resultat av sådana analyser för Ni-59 och Ni-63. Dessa data används och diskuteras i avsnitt 3.5.2.

## 2.5 Diskussion – MDA-värden

### 2.5.1 MDA FÖR ALFASTRÅLARE

MDA står för minsta detekterbara aktivitet. MDA-värden kan enkelt beräknas vid utvärdering av ett spektrum. MDA-värdet för en nuklid påverkas av flera faktorer. Det är enklast att utvärdera MDA för aktinider då bakgrunden normalt är försumbar. Vi kan anta att en liter prov används vid provberedningen, att mättiden är tre dygn, att grenkvoten är 100 % och att utbytet är 10 %. Med dessa antaganden blir MDA 0,4 mBq/kg om en mätstatistisk spridning på 33 % (1  $\sigma$ ) accepteras. Ökas mättiden förbättras MDA-värdet omvänt proportionellt mot roten ur mättiden. Tabell 3 visar att medelvärdet för mätta långlivade alfastrålare, U-238 och U-235, i reaktorvatt-

net är i storleksordning 0,4 mBq/kg. De förhållandevis kortlivade plutoniumisotoperna har betydligt lägre MDA-värden.

Antar vi att t.ex. F3 eller O3 kontinuerligt har denna halt (0,4 mBq/kg) i reaktorvattnet av en aktinid, kommer 331-, 342-, 324- och 332-filtren att tillföras ca  $5 \cdot 10^5$  Bq per år. Detta gäller samtliga alfastrålare i reaktorvattnet. Antar vi konservativt att detta gäller för samtliga 12 reaktorer tillförs filtren, och därmed SFR-1,  $6 \cdot 10^6$  Bq/år av denna nuklid. Detta kan jämföras med det årliga utfallet av Pu-239/240 som är ca  $1 \cdot 10^{10}$  Bq/år eller Am-241/Pu-238 som är ca  $3 \cdot 10^{10}$  Bq/år, se tabell 10. Som framgår nedan är plutoniumisotoperna dimensionerande för samtliga förvarstyper i ett längre tidsperspektiv, efter några hundra år. Detta visar att MDA-halter för alfastrålare inte har någon betydelse för inventariet i SFR-1 och således inte behöver beaktas.

Tabell 10 visar att tillförseln av de mycket långlivade och naturligt förekommande alfastrålarna är i storleksordning av MDA-halten. Detta behöver inte beaktas då uranisotoperna enbart finns i reaktorvattnet vid mycket snabb upplösning av en signifikant bränslemängd. Under sådana omständigheter blir halterna av plutonium och andra aktinider mycket högre.

### 2.5.2 MDA FÖR GAMMASTRÅLARE

För gammastrålare påverkas MDA av flera faktorer:

1. *Sönderfallsenergin:* Ju högre fotonenergi ju mindre är bakgrundsivån och därmed reduceras osäkerheten. Å andra sidan reduceras detektoreffektiviteten snabbt med ökande gammaenergi.
2. *Grenkvoten:* Ju lägre grenkvot desto högre MDA.
3. *Mätförutsättningen:* Den allmänna förutsättningen för mätningen. Vid fältmätningar är normalt bakgrundsivån betydligt högre än vid laboratoriemätningar. Detta har den allra största betydelsen för MDA.
4. *Kollitjockleken:* Ju tjockare kolli ju färre fotoner passerar ut ur kollit utan att undgå någon form av dämpning. Detta påverkar mer fotoner med låga än med höga energier.
5. *Kollimaterialet:* Densiteten på materialet i kollit. Ju högre densitet ju högre MDA.
6. *Mätgeometrin:* Avståndet mellan detektor och mätobjekt påverkar detektoreffektiviteten.
7. *Detektorstorlek:* Vid mätning på material som ska friklassas bör relativt stora detektorer användas och avståndet mellan detektor och mätobjekt göras så litet som möjligt.

I [2] diskuteras hur MDA-värdet påverkas av parametrarna ovan. MDA-värdet för Cs-137 diskuteras och detta varierar från under 1 % till ca 5 % av Co-60-värdet (som har lägre MDA än Cs-137). Enligt tabell 5.5-4 i [1] kan SFR-1 år 2010 innehålla  $1,8 \cdot 10^{15}$  Bq Co-60. Om Cs-137-halten skulle bestämmas med utgångspunkt från MDA-värdet skulle den maximala underskattning av Cs-137 vara ca  $9 \cdot 10^{13}$  Bq (5 % av Co-60 inventariet 2010,  $1,8 \cdot 10^{15}$  Bq), vilket förutsätter att Cs-137 inte detekteras i något kolli som förs till SFR-1. Detta ska jämföras med i SFR-1 uppskattat inventarium  $4,9 \cdot 10^{15}$  Bq Cs-137. Det uppskattade inventariet med det mycket konservativa MDA-värdet motsvarar knappt 2 % av det beräknade inventariet. Detta lilla tillskott behöver inte beaktas.

Övriga gammastrålande nuklider i tabell 2 eller tabell 3 har så korta halveringstider att de inte behöver beaktas då förvaren står under institutionell kontroll under så lång tid att de hinner sönderfalla innan de sluts. Därför behöver de inte analyseras med avseende på MDA.

### **2.5.3 SAMMANFATTNING AV MDA-DISKUSSIONEN**

Diskussionerna om aktinider och gammastrålare ovan visar att MDA-värden inte behöver beaktas. Nuklider som mäts men som inte detekteras i ett prov eller kolli kan ansättas värdet noll. Detta påverkar inte signifikant kvantifieringen av nuklidinventarierna i SFR-1. I dag anges ej detekterade nuklider med noll vilket således är acceptabelt.

## 3 Nuklidinventarium i SFR-1

### 3.1 Målsättningen med delprojekt 2

Inom delprojekt 2 ska följande frågeställningar diskuteras: ”I den slutliga säkerhetsredovisningen för SFR ingick det av SKB uppskattade nuklidinventariet som en grund för myndighetens beslut. Inventariet var beräknat utifrån vissa uppskattningar om reaktorns framtida driftförhållanden. SSI bedömer att det nu krävs en uppföljning av utfallet av avfallsprognoserna i myndighetens regi. Uppföljningen skall:

- Redogöra för den i dagsläget använda delen av budgeten för de olika nukliderna (inklusive det avfall som deponerats från Studsviks anläggningar).
- Redogöra för det prognosticerade utfallet vid år 2010.

I den senare beräkningen ska allt i dagsläget känt avfall som avses deponeras i SFR-1 inkluderas. Vidare ska det i den senare beräkningen även inkluderas det avfall som förväntas uppkomma till följd av planerade och rimligt förutsebara moderniseringsprojekt vid de kärntekniska anläggningarna. Utredningen ska omfatta nuklider som anges i SSR, tabell 5.5.-4, samt även omfatta uran och Cl-36.”

### 3.2 Källor och spridningsvägar för nuklider

Det finns flera källor för aktivitet som tillförs förvaret SFR-1 (och SFL 3-5). Följande listning ger en översiktlig bild över de dominerande källorna:

1. *Jonbytarmassa från reaktorreningsystemen, system 331 i BWR och motsvarande system i PWR:* Reaktor tillförs korrosionsprodukter via matarvattnet från turbin- och primärsystemen, exempelvis nickel, järn, kobolt och zink. En andel av dessa produkter fastnar på bränslet, en andel tillförs reningsfiltren i reaktorerna och en mindre del fastnar på systemytorna. De korrosionsprodukter som fastnar på bränslet, så kallad crud, aktiveras i neutronflödet i härden och flera radionuklider bildas, exempelvis Co-60, Co-58, Fe-59 och Zn-65, som diskuteras nedan. En mindre andel av denna aktivitet lossnar från bränslet och tillförs reaktorvattnet. Liksom för de inaktiva korrosionsprodukterna tillförs en del reaktorns reningsystem, en del systemytorna och resterande tas upp på bränslet. Upptaget av aktivitet i reningsfiltren är normalt mycket effektiv, generellt bättre än ca 95 %, och aktivitetsinventariet i filtren kan uppskattas genom att multiplicera den uppmätta reaktorvattenhalten med det tidsintegrerade reningsflödet.
2. *Jonbytarmassa från system 324 vid BWR och PWR samt från bassängreningsystemen vid CLAB:* Bestrålat bränsle förvaras i bassänger. Crud från bränslekapslingen tillförs bassängvattnet. För att upprätthålla en god vattenkemi och bra radiologiska förhållanden i reaktorhallen renas bassängvattnet kontinuerligt via precoatfilter. Upptaget på filtren kan beräknas på samma sätt som för reningsfiltren för reaktorvatten. Filtereffektiviteten i system 324 är normalt lägre än motsvarande för system 331. Aktivitetsflödet till 324 reningssystemet har tidigare uppskattats till ca 30 % av flödet till 331 [25].
3. *Jonbytarmassa från system 332:* I BWR följer små mängder vatten (medstänk) med ångan till turbinerna. Medstänket är i storleksordning 0,1 % eller mindre av ångflödet. Detta vat-

ten innehåller aktivitet, som renas bort i kondensatreningssystemet (system 332). Aktivitetsflödet är ca 5 % av det till 331-filtren.

4. *Jonbytarmassa från stråk 1 i system 342:* I stråk 1 i avfallsbyggnaden renas processvatten som återförs till reaktorn. Reningen sker i djupbäddfilter. Aktivitetsflödet är ca 5 % av det till 331-filtren.
5. *Jonbytarmassa från bottenblåsningen i PWR:* Detta flöde är ekvivalent med 331-flödet i BWR.
6. *Driftavfall från inkapslingsanläggningen för utbrända bränsleelement:* Se motsvarande för CLAB.
7. *Systemytor som är berörda av vatten innehållande aktivitet:* Mängden aktivitet på systemytorna beror på halten i reaktorvattnet och nettoupptaget på systemytorna. Bägge dessa parametrar kan variera under en reaktors livstid och vara olika för olika reaktorer. Den totala mängden aktivitet på systemytor är liten i förhållande till den på bränsleytorna men likvärdig med den som tillförs jonbytarmassorna i reningsystemen för reaktor- och bassängvatten. I denna kategori kan också olika typer av transportbehållare räknas in.
8. *Aktinider och fissionsprodukter:* Mängden fissilt material, U-235, Pu-239 och Pu-241 (på ytorna i en reaktorhård), i en reaktorhård som inte drabbats av bränsleskador som medfört uranupplösning, är som mest totalt ca 10 mg. Huvuddelen av detta sitter på bränslekapslingen och en mycket liten andel överförs till reaktorvattnet, reningsfilter och systemytor. Vid upplösning av bränsle vid drift med bränsleskador överförs ca 40 % av upplöst bränsle till reningsfilter och ca 20 % till systemytor och resterande 40 % till härddytor [6].
9. *Olika typer av material som varit i kontakt med kontaminerade vätskor eller ytor:* Detta material kan vara brännbart (papper, tyger och dylikt) eller icke brännbart (glas, metall, blästersand m.m.). Aktivitetssammansättning och nuklidfördelning i detta avfall är samma som i reaktorvatten eller på systemytor.

De nio ovan listade källorna har en sak gemensam och det är att aktiviteten tillförts reaktorvattnet och spridits via detta.

10. *Material innehållande inducerad aktivitet (mycket av detta material kommer att lagras i SFL 3-5 [7]):* I komponenter som bestrålas av neutroner produceras inducerad aktivitet. Dessa komponenter sitter i eller i härdens nära omgivning. Som exempel kan nämnas härdgaller, ångseparatorer, moderatortankar, styrstavsledrör, reaktortanken, styrstavar och härdinstrument. Neutronerna sprids även utanför reaktortanken, exempelvis till biologiska skyddet. Vilka nuklider som bildas beror på det neutronbestrålade materialets sammansättning och mängden som induceras beror på den tidsintegrerade neutrondosen och energispektret för neutronerna [7].
11. *Övrigt avfall:* Det finns ett antal aktiva komponenter eller avfallstyper som inte har någon direkt beröring med ovanstående typer. Som exempel kan nämnas neutrondetektorer av fissionstyp, som innehåller uran med relativt hög anrikning, styrstavar, avfall från industrier och forskningslaboratorier, inklusive Studsvik, sjukhus m.m.

Jonbytarmassa, enligt punkterna 1 till 5 ovan är den dominerande källan för driftavfall till SFR-1. Den mesta aktivitet som sitter på systemytor och i komponenter sitter kvar även efter revisionen. Vid normala revisioner kommer, även om stora arbeten görs, enbart aktivitet från små ytor att frigöras, varför potentialen för hög aktivitet i sopor och skrot är begränsad. Detta gäller alla typer av aktivitet.



Däremot kan den på systemytor upplagrade aktiviteten ha viss betydelse. Denna aktivitetsmängd är för R1 i storleksordning densamma som den som ackumulerats i 331-filtren under hela stationens drifttid [46, 48]. För att få en uppfattning om betydelsen av systemkontaminationen kan nämnas att ca 60 % av all aktivitet från reningsfilter kommer från 331-filtren.

Mängden ackumulerad aktivitet på ytor är stationsindividuell. Co-60-kontaminationen på ytor varierar mellan 1 och  $4 \cdot 10^9$  Bq/m<sup>2</sup>. Systemytorna varierar mellan ca 5 000 och 10 000 m<sup>2</sup>. Som exempel kan nämnas att systemytorna vid F1 och F2 är ca 10 000 m<sup>2</sup>. Om vi antar att ytorna har  $2 \cdot 10^9$  Bq/m<sup>2</sup>, är den ackumulerade ytaktiviteten  $2 \cdot 10^{13}$  Bq/m<sup>2</sup>, som kan jämföras med det beräknade ackumulerade 331-inventariet år 2000.  $2,4 \cdot 10^{13}$  Bq vid F1 och  $4 \cdot 10^{13}$  Bq vid F2 enligt figurerna i bilaga D.

Detta medför också att större systemdekontamineringar direkt påverkar SFR-1-inventariet. Å andra sidan reduceras filterinventarierna i reningsfiltren under den tid som systemrekontamineringen pågår. Betydelsen av ytkontaminationen påverkar också hur kontaminerade komponenter fördelas mellan olika förvar.

### 3.3 Tillåtet inventarium i SFR-1

I tabell 6 visas tillåten mängd aktivitet i SFR-1 år 2010 i de olika förvarstyperna.

**Tabell 6**

Tillåten mängd aktivitet i SFR-1 2010 (1, tabell 5.5-4).

Nuklid	Halverings-tid (år)	BLA	BMA	BTF	Silo	Total mängd
		(GBq)				
H-3	12,3				$1,3 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$
C-14	$5,7 \cdot 10^3$	2,6	$2,9 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^2$	$6,8 \cdot 10^3$	$9,8 \cdot 10^3$
Fe-55	2,7	$2,3 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^4$	$7,1 \cdot 10^5$	$8,3 \cdot 10^5$
Ni-59	$7,5 \cdot 10^4$	23	$1,0 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^2$	$6,8 \cdot 10^3$	$8,0 \cdot 10^3$
Co-60	5,3	$5,8 \cdot 10^3$	$2,6 \cdot 10^5$	$4,0 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^6$
Ni-63	$1,0 \cdot 10^2$	$1,9 \cdot 10^3$	$8,8 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$	$6,3 \cdot 10^5$	$7,3 \cdot 10^5$
Sr-90	$28,8 \cdot 10^3$	71	$6,5 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^5$
Nb-94	$2,0 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^{-2}$	1,0	$1,5 \cdot 10^{-1}$	6,8	8,0
Tc-99	$2,1 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^{-1}$	8,8	3,6	$3,3 \cdot 10^2$	$3,4 \cdot 10^2$
Ru-106	1,0	2,1	$1,7 \cdot 10^2$	62	$6,1 \cdot 10^3$	$6,3 \cdot 10^3$
I-129	$1,6 \cdot 10^7$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$	1,9	2,0
Cs-134	2,3	$2,6 \cdot 10^2$	$2,2 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^4$	$8,1 \cdot 10^5$	$8,2 \cdot 10^5$
Cs-135	$3,0 \cdot 10^6$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-1}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$	19	2,0
Cs-137	30,2	$1,4 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^5$	$5,3 \cdot 10^4$	$4,9 \cdot 10^6$	$5,1 \cdot 10^6$
Pu-238	87,7	$4,7 \cdot 10^{-1}$	31	17	$1,2 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^3$
Pu-239	$2,4 \cdot 10^4$	$1,9 \cdot 10^{-1}$	12	6,9	$3,8 \cdot 10^2$	$4,0 \cdot 10^2$
Pu-240	$6,6 \cdot 10^3$	$2,9 \cdot 10^{-1}$	19	11	$7,8 \cdot 10^2$	$8,1 \cdot 10^2$
Pu-241	14,4	15	$9,4 \cdot 10^2$	$5,4 \cdot 10^2$	$4,2 \cdot 10^4$	$4,3 \cdot 10^4$
Am-241	433	$3,8 \cdot 10^{-1}$	24	13	$1,0 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^3$
Cm-244	18,1	$4,4 \cdot 10^{-1}$	2,8	1,5	$1,2 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^2$
Totalt:		$1,2 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$9,2 \cdot 10^6$	

Det är två kriterier som avgör placering i förvarstyp enligt tabell 6. Det ena kriteriet är ytdosraten och det andra är innehållet i kollit kombinerat med hur det är förpackat. Följande gäller med avseende på klassning efter ytdosrat [1, avsnitt 3.1.4]:

- Klass 1** Avfallskollin, vilka kan transporteras i oskärmade behållare. Maximala ytdosraten är bestämd av att dosraten på 2 meters avstånd från behållaren ej får överstiga 0,1 mSv/h.
- Klass 2** Avfallskollin, vilka erfordrar skärmad transport. Ytdosraten för enskilda kollin understiger 500 mSv/h.
- Klass 3** Avfallskollin, vilka erfordrar speciell skärmning vid transport (B-behållare). Ytdosraten för dessa kollin överstiger 500 mSv/h.

Följande principiella kolliseparation gäller för förvarstyperna:

- Silo** Förvarstypen är i första hand avsedd för avfallskollin enligt klass 2 och 3.
- BMA** Förvarstypen är i första hand avsedd för avfallskollin enligt klass 2.
- BTF** Förvarstypen är i första hand avsedd för avfallskollin av typ betongtankar för avvattnad jonbytarmassa (klass 2).
- BLA** Förvarstypen är i första hand avsedd för avfallskollin enligt klass 1.

Då varje kolli mäts på sitt innehåll med avseende på gammastrålare enligt kapitel 2 är inventarierna av dessa nuklider väl bestämda i de olika förvarstyperna. I avsnitt 2.4.2 diskuteras att alfa- och Sr-90-aktivitet kvantifieras och bokförs som inventarium i SFR-1 under det år som det tillförs jonbytarmassa och övrigt avfall. I praktiken är det alltid en fördröjning mellan produktion och tills aktiviteten tillförs SFR-1. Som nämnts ovan påverkar inte detta inventariet i SFR-1 som helhet. Däremot kan det eventuellt påverka fördelningen av denna aktivitet mellan BMA-, BTF- och SILO-förvaren. Jonbytarmassa kan placeras i något av dessa förvar. Då 331-massan är den dominerande källan för alfastrålare och Sr-90 bör denna massa placeras i SILON.

## 3.4 Utfall för SFR-1-inventariet till och med 1998

### 3.4.1 GAMMASTRÅLANDE NUKLIDER

#### Co-58 och Co-60

Maximalt utfall av olika nuklider till SFR-1 kan beräknas genom att uppskatta hur mycket aktivitet som fastnar i reningsfiltren i system 331 (reaktorreningsssystemet), 324 (bassängreningsssystemet), 332 (kondensatreningsssystemet) och i stråk 1 i system 342 (avfallssystemet). Denna aktivitet kommer att tillföras SFR-1. I [25] redovisas hur denna beräkning kan göras och aktuella koefficienterna ges. Dessa har sammanfattats och återges i tabell 7, som visar termisk effekt, ångflöden och viktade reningsflöden för svenska BWR, PWR [25] och CLAB [28].

Som underlag har reaktorvattendata använts [34]. ALARA Engineering får fortlöpande kemi-, radiokemi- dosrats-, avgasdata och liknande data från samtliga nordiska BWR. Vid uppskattningarna nedan har denna databas utnyttjats. Till detta kommer att data för PWR har erhållits från Ringhals [35] och från CLAB [28].

I tabellen ges ett viktat reningsflöde. Detta är ett uppskattat summaflöde för en stations samtliga reningsystem, system 331, 324, 342 och 332 för BWR och motsvarande för PWR. För varje system har ett reningsflöde ansatts som antagits innehålla den aktivitet som gäller för system 321, reaktorvattnet. Detta flöde är skilt från systemens nominella flöden. Som exempel har antagits att ångan till turbinen i BWR innehållit ett medstänk på 0,1 % av ångflödet och detta medstänk har samma specifika aktivitet som reaktorvattnet.

**Tabell 7**

Termisk effekt, ångflöden och viktade reningsflöden för Co-60, Cs-137/134 respektive Co-58.

Station	Termisk effekt (MW)	Ångflöde	331-flöde (kg/s)	324-flöde (kg/s)	För Co-60, Cs-137/134 viktat reningsflöde (kg/s)	För Co-58 viktat reningsflöde (kg/s)
O1	1375	660	12	20	16	12
O2	1800	900	19	40	27	19
O3	3300	1780	32	60	44	32
R1	2550	1208	22	50	32	22
B1	1800	910	17	40	25	17
B2	1800	910	17	40	25	17
F1	2928	1580	30	60	42	30
F2	2928	1580	30	60	42	30
F3	3300	1780	32	60	44	32
R2	2652	1453	7 <sup>2</sup>	7	14	7
R3	2775	1521	7 <sup>3</sup>	7	14	7
R4	2775	1521	7 <sup>3</sup>	7	14	7
CLAB	–	–			90 <sup>1</sup>	–

1) Nominellt 90 kg/s, idag ca 80 kg/s, flödet har successivt sjunkit [28].

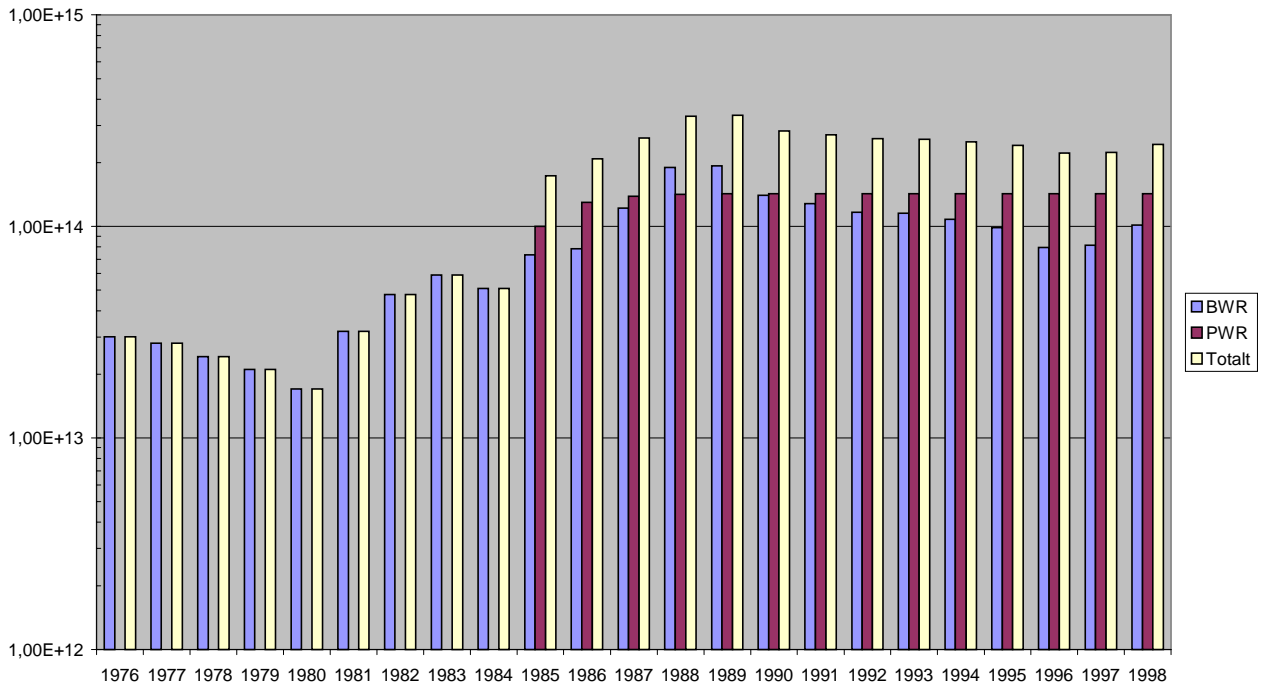
Mängden Co-58- och Co-60-aktivitet som tillförs SFR har beräknats på följande sätt. Det viktade reningsflödet har multiplicerats med medianvärdet för respektive nuklids uppmätta halt för ett kalenderårs mätningar av reaktorvattnet. Mängden tillförd aktivitet i samtliga filter under året har beräknats. Ingen korrektion för radioaktivt sönderfall har gjorts vid denna årsvisa beräkning. Det innebär en överskattning av aktivitetens innehåll med ca 5 % för Co-60 och större för Co-58. För konsekutiva år har den ackumulerade aktiviteten beräknats. Vid denna beräkning har korrigering för radioaktivt sönderfall gjorts.

Beräkningsgången har varit: För andra året har summan av första årets tillförda aktivitet korrikerats med avseende på radioaktivt sönderfall och resultatet summerats med årets tillförda aktivitet. Beräkningen har gjorts för den ackumulerade aktiviteten till och med 1998.

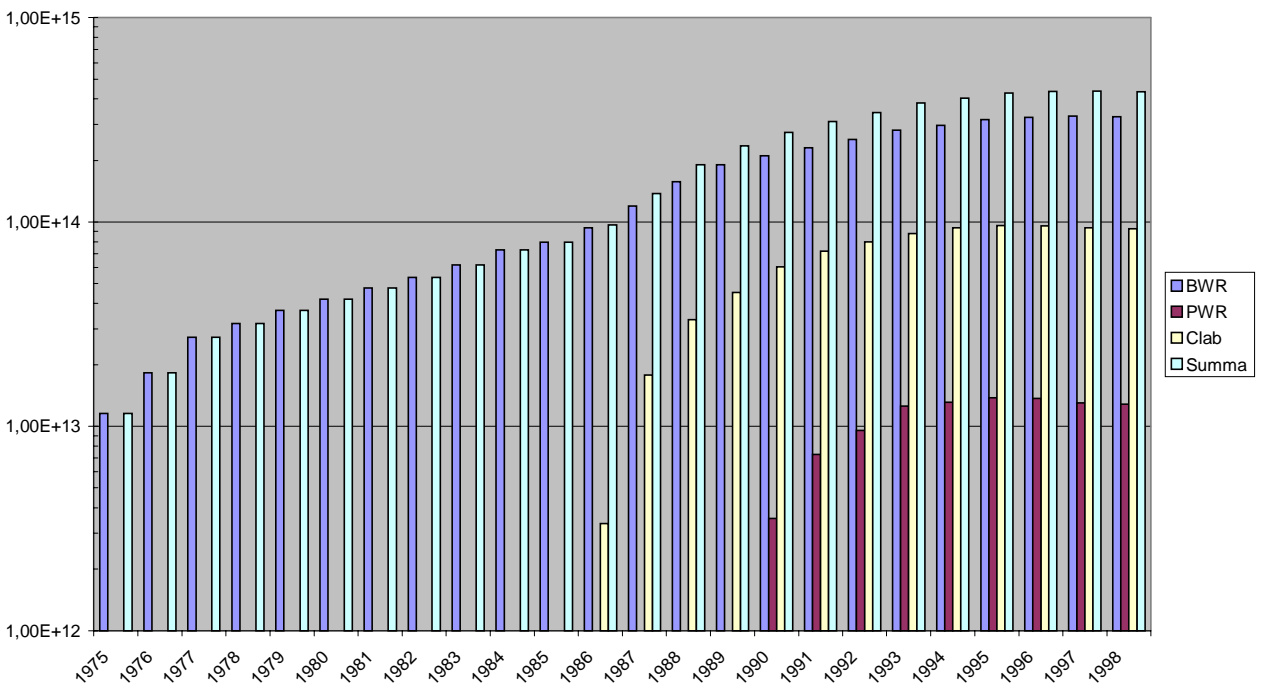
I bilaga C ges figurer över de enskilda stationernas respektive CLABs ackumulerade bidrag av de olika nukliderna till SFR till och med 31/12 1998. Nedan visas sammanfattande figurer uppdelade på BWR, PWR och CLAB.

I figur 2 visas den mängd Co-58 som ackumuleras i reningsfiltren i BWR, i PWR och totalt från bägge reaktortyperna. Den sista december 1998 innehåller filtren i storleksordning  $3 \cdot 10^{14}$  Bq. Enligt [3, bilaga 2] innehöll SFR-1  $2 \cdot 10^{11}$  Bq Co-58. Diskrepansen kan helt förklaras med att det tar tid från det aktiviteten tillförs filtren till dess den transporteras till SFR-1. Skillnaden mellan uppskattad och verklig Co-58 aktivitet i SFR-1 indikerar en fördröjningstid på minst ca två år.

I figur 3 visas den beräknade mängden Co-60 som maximalt kunde tillföras SFR den 31/12 1998. Vid denna tidpunkt var det rapporterade SFR-1 inventariet av Co-60  $2,6 \cdot 10^{14}$  Bq. Figur 3 visar att den beräknade mängden är ca  $4,3 \cdot 10^{14}$ , dvs. ca 60 % mer än rapporterat. Data för aktivitet i Studsviksavfall till SFR-1 har inte varit tillgängligt. Enligt [30] tillför Studsvik SFR-1  $5 \cdot 10^{13}$  Bq Co-60 till och med 2000 (enligt prognos). Detta representerar ca 20 % av det totala rapporterade Co-60 inventariet i SFR-1.



**Figur 2**  
Ackumulerad Co-58-aktivitet från PWR och BWR till SFR-1 (Bq).



**Figur 3**  
Ackumulerad Co-60 i reningsfilter i BWR, PWR och CLAB till SFR-1 (Bq).

Diskrepansen mellan uppmätt mängd och beräknad mängd beror på att aktiviteten lagras på verken en tid efter det reningsfiltren backspolats. Som exempel kan nämnas att vid O3 lagras fortfarande all 331-massa från och med uppstart av stationen. Huvudkällan, 60–65 % av den totala mängden i driftavfall, för Co-60 är 331-filtren. Då ett 331-filter tas ur drift backspolas inte massan direkt utan får vara kvar upp mot ett år som reserv innan det backspolas. Då det backspolas lagras det en tid i massatanken i avfallet före ingjutning. Efter ingjutning lagras kollina en tid innan de transporteras till SFR-1. En medeluppehållstid för denna massa kan uppskattas till ca tre år efter det massan togs ur drift. Korrigeras den uppskattade Co-60 mängden i figur 3 för radioaktivt sönderfall under tre år blir det maximala SFR-1-inventariet  $2,9 \cdot 10^{14}$  Bq. Vidare antar vi att vid O3 finns ca 10 % av all Co-60, ca  $2,3 \cdot 10^{13}$  Bq, i icke ingjuten 331-massa. Vid beräkningen ovan antogs att filtereffektiviteten är 100 %, vilket innebär en överskattning. Effektiviteten i 331-filtren är normalt bättre än 95 %, medan 324-filtren är bättre än ca 80 %. Använda flöden genom filtren är vad som gällde nominellt vid uppstart. Dessa kan i dag vara något lägre vilket också innebär en överskattning på uppskattningsvis ca 6–10 % för filteraktiviteten. Det beräknade maximala inventariet ska reduceras med ca 16–17 % och blir då ca  $2,3\text{--}2,4 \cdot 10^{14}$  Bq vilket stämmer mycket bra med den rapporterade mängden,  $2,3 \cdot 10^{14}$  Bq.

Den ovan använda metoden att beräkna mängden Co-60 i 331-filtret kan medföra en viss underskattning. I och med att de årliga medianvärdena används beaktas inte eventuell transient aktivtetsfrigörelse vid start och avställning av en reaktor. Dessa transienter är stationsspecifika och kan vara betydande. Som exempel kan nämnas att vid R1 tillförs 331-filtren ca 50 % av aktiviteten vid denna typ av transienter [46]. Det bör noteras att Ringhals 1 verkar ha större transient frigörelse-rat än andra BWR och att detta kan ha samband med HWC-driften. Detta medför att den maximala underskattningen av Co-60 bidraget från R1 till SFR-1 kan uppskattas till ca 25 %.

### Sammanfattning för Co-60-balansen

Det råder mycket god överensstämmelse mellan den rapporterade,  $2,6 \cdot 10^{14}$  Bq, mängden Co-60 som tillförts SFR från kraftverken, CLAB och Studsvik och den beräknade,  $2,9 \cdot 10^{14}$  Bq (korrigerat för radioaktivt sönderfall under tre år), mängden som tillförts från kraftverken och CLAB samt ca  $5 \cdot 10^{13}$  Bq (prognos) från Studsvik. Den rapporterade mängden grundar sig på mätning av kollinnehållet. Det beräknade inventariet baseras på mätta reaktorvattendata av aktivitet och reningsflöden i olika reningsfilter. Reaktorreningskretsen dominerar bidraget, ca 60 % av det totala, bassängreningsystemet bidrar med ca 35 % medan filtren i stråk 1 i system 342, kondensatreningsfiltren (332), skrot och sopor bidrar med ca 5 %. Vid beräkningen av inventariet har förutsatts en filtereffektivitet på 100 %. I verkligheten är denna lägre varför den uppskattade mängden bör reduceras med ytterligare 6–7 %. Dessutom lagras all producerad 331-massa från O3 sedan stationens uppstart. Detta innebär en överskattning av Co-60-inventariet på knappt ca 10 %. De två sista faktorerna medför en överskattning av det uppskattade Co-60-inventariet på ca 15 %.

Den goda överensstämmelsen mellan utfall och uppskattat inventarium av Co-60 till SFR-1 visar att nuvarande mätmetoder fungerar bra. Överensstämmelsen är så bra att någon ytterligare förbättring av mätmetoderna inte bedöms erfordras.

Uppskattningen ovan gäller för det totala inventariet i SFR-1. Då samtliga kollin kvantifieras med avseende på nuklidinnehåll kommer fördelningen av kollina mellan olika förvarstyper inte att direkt påverka noggrannheten i inventarierna för de specifika förvaren. Kvantifieringen av nuklidinventarierna i samtliga förvarstyper bör ha samma noggrannhet då osäkerheten i de enskilda kollina är densamma (exklusive containrar).

### Cs-137 och Cs-134

Cs-137-inventariet har uppskattats på samma sätt som för Co-60 ovan med den skillnaden att antalet mätta värden och tiden mellan dessa har beaktats. Den dominerande källan för Cs-137 är frigörelse från defekta stavar, därför detekteras normalt Cs-137 och Cs-134 enbart vid drift med bränsleskador. Vid beräkningen av mängden cesium till reningsfilter har ansatts att varje mätt värde gäller för tiden fram till det nästa prov tas eller maximalt sju dagar. Anledningen till detta är att prover av reaktorvatten normalt tas en gång i veckan. Vid drift med bränsleskador ökas normalt provtagningsfrekvensen. För övrigt har samma metod och faktorer använts som vid motsvarande beräkning för Co-60. Den använda metoden för beräkningen gör att eventuell transient frigörelse har beaktats.

I tabell 8 visas resultatet av beräkningen uppdelat på de olika producenterna, exklusive Studsvik. Från Studsvik hade 1995  $1,8 \cdot 10^{12}$  Bq Cs-137 tillförts SFR-1 [30]. Detta motsvarar mindre än 2 % av hela inventariet. I sista raden i tabell 8 visas det rapporterade innehållet i SFR-1 den sista december 1988.

**Tabell 8**

Uppskattat ackumulerat maximalt inventarium Cs-137 till SFR-1.

År	BWR	PWR	CLAB	Totalt
1975	3,85E+11			3,85E+11
1976	1,53E+13			1,53E+13
1977	2,71E+13			2,71E+13
1978	2,97E+13			2,97E+13
1979	3,03E+13			3,03E+13
1980	3,25E+13			3,25E+13
1981	3,49E+13			3,49E+13
1982	3,83E+13	5,49E+12		4,38E+13
1983	3,91E+13	9,69E+12		4,88E+13
1984	3,97E+13	1,07E+13		5,04E+13
1985	4,08E+13	1,22E+13		5,30E+13
1986	4,07E+13	3,61E+13	3,57E+10	7,68E+13
1987	4,07E+13	5,76E+13	5,94E+10	9,84E+13
1988	4,88E+13	7,28E+13	6,94E+10	1,22E+14
1989	4,96E+13	7,99E+13	7,18E+10	1,30E+14
1990	4,89E+13	9,43E+13	1,25E+11	1,43E+14
1991	5,16E+13	1,05E+14	2,38E+11	1,56E+14
1992	5,17E+13	1,11E+14	2,78E+11	1,63E+14
1993	5,68E+13	1,07E+14	4,38E+11	1,64E+14
1994	5,66E+13	1,03E+14	5,15E+11	1,60E+14
1995	5,58E+13	9,97E+13	5,74E+11	1,56E+14
1996	5,68E+13	9,97E+13	5,95E+11	1,57E+14
1997	5,71E+13	9,30E+13	5,80E+11	1,51E+14
1998	5,60E+13	8,65E+13	6,32E+11	1,43E+14
Rapporterat tillfört SFR-1 till och med 31/12 1998				1,1E14

Tabell 8 visar att den uppskattade mängden Cs-137 till SFR-1 är ca 30 % högre än den rapporterade. Filteffektiviteten för Cs-137 är som regel sämre för Cs-137 än för Co-60. Filteffektiviteten i precoatfilter (pulverfilter) är i storleksordning ca 50 %, vilket förklarar halva diskrepansen enligt tabell 8. Till detta kommer lägre effektivitet i 331-filtren, 85–90 %. Det vill säga totalt ca 20–25 % diskrepans förklaras med lägre filteffektivitet än den ansatta, 100 %. En andra faktor är att ansatta flöden är de för systemen nominella. För speciellt PWR-stationerna är dessa lägre. En tredje faktor är att en mindre mängd Cs-137 kan finnas kvar i tankarna i stationerna. Som nämnts ovan har ingen 331-massa från O3 tillförts SFR-1. Denna massa uppskattas innehålla ca  $0,1 \cdot 10^{14}$  Bq Cs-137, 1998.

Enligt [30] är prognostiserat bidrag från Studsvik till Cs-137-inventariet år 2000  $2,2 \cdot 10^{12}$  Bq. Detta är 2 % av det totala rapporterade inventariet (1998) och har ingen signifikant påverkan på inventariet.

Rimligheten för såväl det beräknade som det mätta värdet i tabell 8 kan verifieras genom kunskapen av mängden Cs-137 i upplöst bränsle. Enligt [32] har 2,2 kg uran totalt lösts upp. Om vi antar att detta bränsle är slututbränt visar tabellen över fissionsprodukter i bilaga A att ett bränsleknippe med utbränningen 42 MWd/kgU innehåller  $8,4 \cdot 10^{14}$  Bq Cs-137. Anledningen att slututbränt bränsle ansätts är att det bränsle som fastnar på härdytorna kommer att fortsätta att brännas upp och kommer att nå högre utbränning än det mest högutbrända bränslet. Minneseffekten av fritt uran från en enskild skada är ca 10 år. Detta fria uran kommer alltid att konstant innehålla ca 0,5 % av fissilt Pu-239. Uranvikten i en patron är 176 kg. 2,2 kg innehåller således  $1,1 \cdot 10^{13}$  Bq Cs-137, vilket är ca en tiondel av beräknad och uppmätt mängd. Detta indikerar att även små skador, som inte medför uranupplösning, bidrar med minst 90 % till det totala mängder cesium till SFR-1. Detta stämmer också väl med erfarenheten då betydande cesiumtransienter (och radiojodtransienter) kan uppkomma vid effektändringar med defekt bränsle och också kan mätas i reaktorvattnet vid drift med små bränsleskador. Som nämnts ovan har dessa transienter beaktats vid beräkningarna.

I tabell 9 visas uppskattad mängd Cs-134 i SFR-1 från samtliga BWR. Tabell 8 visar att bidragen från PWR och CLAB av Cs-137 är totalt ca 30 % varför bidragen till SFR-1 från dessa med avseende på Cs-134 också är ca 30 %.

**Tabell 9**  
Uppskattat Cs-134-inventarium i SFR-1 från BWR.

År	BWR (Bq)	År	BWR (Bq)
1975	6,11E+11	1987	7,01E+12
1976	3,05E+13	1988	1,37E+13
1977	4,49E+13	1989	1,35E+13
1978	4,16E+13	1990	1,01E+13
1979	3,57E+13	1991	1,14E+13
1980	2,9E+13	1992	1,02E+13
1981	2,59E+13	1993	2,58E+13
1982	2,55E+13	1994	3,29E+13
1983	1,95E+13	1995	2,46E+13
1984	1,43E+13	1996	1,83E+13
1985	1,15E+13	1997	1,49E+13
1986	8,59E+12	1998	1,07E+13
		Rapporterat 1998-12-31	5,7E+12

Tabell 9 visar att den beräknade mängden Cs-134 med PWR inräknat är ca  $1,4 \cdot 10^{13}$  vilket är något mer än en faktor två högre som rapporterat. Detta förklaras helt med att det är en lång fördröjning, några år, mellan det aktiviteten tillförs jonbyttarmassan och tills den transporteras till SFR.

### Sammanfattning för cesiumisotoperna

Det är mycket god överensstämmelse mellan uppmätta mängder i avfallskollin av Cs-137 och Cs-134 som placerats i SFR-1 och från mätta reaktorvattenhalter och flöden i olika reningsfilter beräknade mängder.

### 3.4.2 BETASTRÅLANDE NUKLIDER

#### Mätbara nuklider

##### Sr-90

Till och med 1997 har SFR-1 tillförts totalt  $6,7 \cdot 10^{12}$  Bq Sr-90 [32]. Beräkningen av Sr-90 i avfall görs stationsspecifikt på samma sätt som för den ovan använda beräkningsmodellen för Co-60.

I samma referens uppskattas mängden upplöst bränsle under hela den gångna drifttiden för kärnkraftverken till ca 2,2 kg uran. Enligt tabellen över fissionsprodukter i bilaga A är Sr-90-inventariet i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kgU (slututbränt knippe)  $5,6 \cdot 10^{14}$  Bq. Uranvikten i knippet är 176 kg. 2,2 kg innehåller således  $7,2 \cdot 10^{12}$  Bq Sr-90. Vilket är i mycket god överensstämmelse med uppgiven mängd. Ansatsen med ett slututbränt knippe är konservativt och visar därför den största möjliga mängden Sr-90, vilket förklarar att uppskattningen är något högre än utfallet. Produktionen av Sr-90 p.g.a. den naturliga bakgrunden av fissilt material i härden har ingen signifikant påverkan på uppskattningen. Den goda överensstämmelsen indikerar att enbart en mindre andel av Sr-90 fastnar på system- och bränsleytor.

Det bör också noteras att den rapporterade Sr-90-halten bokförs som tillförd SFR-1 vid varje års utgång även om aktiviteten lagras en längre tid vid kraftverken.

I samband med bränsleskador som under drift enbart medför frigörelse av ädelgasaktivitet och kanske radiojodisotoper frigörs enbart mindre mängder Sr-90. Källan för detta är ädelgasisotopen Sr-90, se diskussionen nedan. Vid avställningar med denna skadetyp erhålles två Cs-137- och I-131-aktivitetstransienter. Den första vid trycknedtagning då aktivitet frigörs vid trycknedtagningen den defekta staven och en andra transient efter ca ett dygn då staven nått en så låg temperatur att vatten kan tränga in i den defekta staven genom skadan. Cesium och jod anses kunna diffundera ut genom urandioxiden och kondensera på de inre kapslingsytorna. Det är denna aktivitet som kan frigöras. Det finns inga uppgifter i litteraturen att Sr-90 skulle uppträda på detta sätt vilket kan tolkas så att Sr-90 inte signifikant diffunderar ut från bränslet. I så fall skulle enbart bränsle som löses upp behöva beaktas som källa för Sr-90. Däremot kan betydligt mer Cs-137 (och Cs-134) frigöras från skadat bränsle än vad den upplösta bränslemängden indikerar. Som diskuterats ovan har ca tio gånger mer Cs-137 frigjorts i samband med bränsleskador än vad som finns i den totala mängden upplöst bränsle.

En spridningsväg för Sr-90 till avgas- och turbinsystemen är sönderfall av ädelgasisotopen Kr-90 ( $T_{1/2} = 32,3$  s) som sönderfaller till Sr-90 via Rb-90 (2,55 min) [35]. Detta medför att 332-massan kan innehålla mätbara halter Sr-90 som inte kvantifieras med nuvarande metod. Det rekommenderas att bidraget av Sr-90 till SFR via denna spridningsväg kvantifieras.

##### H-3

H-3 produceras i reaktorvattnet och i neutronabsorbatormaterialen i styrstavar. I reaktorvattnet finns H-3-atomerna som en av väteatomerna i vattenmolekylerna eller som vätgas, radiolysprodukt, varför H-3 inte kan fångas upp i filter eller rensas bort. Det tritium som spridits till reaktor-



vattnet, inklusive det som frigjorts från spruckna styrstavar, kommer i huvudsak att släppas ut till omgivningen via de vattenburna utsläppen (mätningar vid Olkiluoto har visa att ca 90 % släpps ut via vatten) och med ventilationsluften via huvudskorstenen (ca 10 % enligt Olkiluotos-tudien). Ökar återvinningen av primärt kylvatten resulterar detta i ökad reaktorvattenkoncentration och ökande utsläpp till atmosfären. Det tritium som tillförs SFR-1 finns i det primära kylvattnet som följer avfallskollina. Källstyrkan för detta är mycket liten i förhållande till utsläppen till vatten- och luftrecipienterna. Enbart tritium som finns i styrstavar eller använts för speciella applikationer inom forskning och medicin behöver beaktas med avseende på avfallshantering.

#### C-14

C-14 mäts inte rutinemässigt idag. C-14 är mätbar i ventilationsluften i huvudskorstenarna och i jonbytarmassa [38]. Utrustningen för insamling av prover med C-14 är relativt enkel och okomplicerad. Frågan är om inte C-14 ska övervakas med rutinemässiga mätningar? I avsnitt 3.5.2 diskuteras en prognos över mängden C-14 i driftavfall.

### **Svårmätbara nuklider**

#### **Ytaktivet och aktivitet i jonbytarmassa**

I tabell 5, kolumn två, ges de förhållanden som används för att uppskatta halterna av betastrålande nuklider på systemytor och i jonbytarmassa som inte mäts och som tillförs SFR-1. Osäkerheten i denna kvantifiering domineras av hur bra den ansatta korrelationen mellan aktuell nuklid och Co-60 eller Cs-137 stämmer med verkligheten. I avsnitt 2.4.4 diskuteras hur denna korrelation skulle kunna verifieras genom mätningar.

Med bra korrelationer är denna metod att kvantifiera svårmätbara nuklider tillräcklig. Här föreligger alltid möjligheten till enkel korrigering av nuklidinventariet om bättre kunskap medför att nuvarande korrelationer ändras. Det rekommenderas att korrelationerna värderas med jämna mellanrum, exempelvis vart tionde år och att de omprövas om ny kunskap kommit fram.

En alternativ möjlighet att kvantifiera denna aktivitet är att använda en kod som beskriver omsättningen av korrosionsprodukter och aktivitet i stationerna. Tidigare användes ABB Atoms BKMCUD-kod. I [6] visas resultat av uppskattningar av svårmätbara nuklider med BKMCUD-koden. I dag används för samma ändamål ALARA Engineerings BwrCrud-kod [19]. Bägge koderna uppskattar bland annat ytkontaminationen och mängden av ackumulerad aktivitet i 331-filtren. Dessa beräkningar kan även göras för icke mätbara nuklider, exempelvis Ni-59, Ni-63 och Fe-55, då deras spridning och uppförande inom reaktorsystemet är väl kända och kan beskrivas av modellkonstanter, för exempel se bilaga D. Vid användning av någon kod för denna uppskattning kan stationerna behandlas individuellt. Denna metod kan användas som jämförelse, komplement och verifiering av andra metoder.

#### **Inducerad aktivitet**

Då det gäller aktiveringsprodukter i konstruktionsmaterial är produktionsraten beroende av materialsammansättning och neutronflöde. I samtliga reaktorer används i stort samma material. Dessutom är neutronspektra relativt lika för stationerna varför ungefär samma förhållanden med avseende på aktiveringsprodukter bör kunna användas för interndelar i samtliga PWR och BWR. Däremot kan de geometriska förhållandena, avståndet från härdranden till den interna delen kan vara reaktortypsspecifik, och så olika att absolutnivåerna påverkas. Kunskapen om den ursprungliga kobolthalten i material kan vara begränsad. I sådana fall ansätts högsta tillåtna kobolthalt, vilket kan leda till en överskattning av halten Co-60. I [7] görs en sammanställning av samtliga interna delar i svenska BWR och PWR och deras inventarium av nuklider. Underlaget till denna sammanställning är rapporter med beräknade nuklidinventarier.

#### **Fissionsprodukter för lagring i SFR-1**

Fissionsprodukter (och aktinider) bör alltid behandlas stationsindividuell på det sätt som görs i dag för de mätbara nukliderna och också för icke mätta produkter från bränslet. Orsaken till

detta är att huvudkällan är bränsleskador och upplösning av bränsle. Här gäller helt olika förhållanden för stationer som drabbats av denna skadetyper jämfört med stationer som inte drabbats.

Vid CLAB görs mätningar på samma sätt av Sr-90 (och aktinider) som vid kraftverken. Sr-90 i reningsfilter och i övrigt avfall beräknas som vid kraftverken och noggrannheten i denna uppskattning blir densamma som vid kraftverken.

#### Studsviksavfall

För avfall från Studsvik bör andra metoder för inventarieuppskattningar användas. Det finns flera orsaker till detta, exempelvis att Studsviksreaktorn har helt andra egenskaper med avseende på effekt och neutronflöden än de kraftproducerande reaktorerna och därmed kan andra förhållande än de i tabell 5 uppkomma. Vid Studsvik produceras avfall vid arbete med olika forskningsprojekt och studier av material och bränsle från kraftverken. Det kan finnas rester från Ågestareaktorn, från forskningsprogram om kärnvapen under 1950- och 1960-talen, från andra forskningsprojekt, från brandvarnare, m.m. Kvantifieringen av svärmätbara nuklider bör grundas på avfallets ursprung. Finns inte ett speciellt program för detta rekommenderas att ett sådant tas fram. Denna rekommendation gäller såväl betastrålare som alfastrålare med långa halveringstider som inte kvantifieras genom mätning. Samma diskussion gäller för avfall från sjukhus, industri m.m.

#### Sammanfattning för betastrålare

Det råder god överensstämmelse mellan rapporterad mängder Sr-90 i SFR-1 och mängden Sr-90 i den mängd bränsle som förlorats under drift av reaktorer med degraderande kapsling. Detta visar att de mätningar och beräkningar som görs för denna nuklid är tillfredsställande.

Inventarierna av svärmätbara nuklider uppskattas genom en korrelation till Co-60. En korrelation används för yt- och aktivitet som fastnar i jonbytare. En annan korrelation används för inducerad aktivitet. Dessa korrelationer ges i tabell 5. Osäkerheten i uppskattningar med hjälp av nyckelnuklider diskuteras på flera ställen i rapporten.

### 3.4.3 ALFASTRÅLANDE NUKLIDER

Kvantifiering av aktinider i avfallet görs på det sätt som gjorts i denna rapport för aktiveringsprodukterna och cesiumisotoperna ovan. Denna uppskattning görs rutinmässigt vid kraftverken och rapporteras till SKB. Någon bättre metod att göra denna kvantifiering har inte hittats. Frågan är hur denna metod kan verifieras?

Som nämnts ovan är enda signifikanta källan för aktinider upplösning av bränsle vid drift med skadat bränsle med degraderande kapsling. Denna skadetyper väcker alltid uppmärksamhet i branschen och de defekta stavarna undersöks som regel vid HCL (Hot Cell Laboratory) i Studsvik. Vid dessa studier fastläggs hur mycket uran som förlorats. Det finns flera effektiva metoder redan under drift att med god noggrannhet kvantifiera upplösningssraten av uran [6]. Med denna kombination av metoder har mängden förlorat uran under drift, från samtliga stationers hitillsvarande drift, uppskattats till ca 2,2 kg [32, tabell 3]. Detta är den maximala mängden bränsle som kan ha tillförts SFR-1 från kraftverken till och med 1997. Under 1998 inträffade inga skador som givit signifikanta bidrag till aktinider i avfallet.

I tabell 10 visas den ackumulerade aktiviteten av aktinider i SFR. SKB har ställt sin aktiniddatabas till förfogande för denna studie [29]. Grunddata till tabell 10 ges också i [32].

Vid alfaspektrometriska analyser av reaktorvattnet är Pu-239 och Pu-240, med sammanfallande sönderfallsenergi, lätta att mäta. På grund av den långa halveringstiden för U-238 (4,47 Gy) och U-235 (704 My) kommer dessa enbart undantagsvis att kunna detekteras. Då så görs har de ofta dålig räknestatistik p.g.a. den låga aktiviteten.

I avsnitt 2.4.2 ges en ekvation för omräkning av aktivitet till massa för en specifik nuklid. Tabell 10 visar att  $1,16 \cdot 10^7$  Bq U-238 har tillförts SFR-1 till och med 1998. Enligt ekvation 1 representerar denna aktivitet 950 g U-238.

**Tabell 10**

Akkumulerad aktivitet som tillförts SFR från samtliga kraftverk och CLAB till och med 1998 [29, utdrag från SKB:s aktinidatabas].

År	U-235	U-236	Np-237	U-238	Pu-239 + Pu-240	Am-241+ Pu-238	Am-243	Cm-243	Cm-244
<1987	0,00E+00	0,00E+00	3,09E+06	0,00E+00	9,09E+09	1,87E+10	4,99E+07	1,51E+07	4,32E+07
1988	2,82E+05	1,30E+06	9,33E+06	5,30E+06	1,08E+10	2,17E+10	5,34E+07	2,01E+07	1,00E+09
1989	1,24E+06	1,72E+06	1,26E+07	5,83E+06	1,14E+10	2,27E+10	6,06E+07	2,20E+07	1,50E+09
1990	2,02E+06	2,37E+06	1,72E+07	6,44E+06	1,18E+10	2,49E+10	6,16E+07	2,21E+07	2,63E+09
1991	4,75E+06	2,75E+06	4,91E+07	9,76E+06	1,24E+10	2,62E+10	6,24E+07	2,21E+07	3,74E+09
1992	7,14E+06	3,48E+06	5,94E+07	1,11E+07	1,26E+10	2,70E+10	6,40E+07	2,21E+07	4,05E+09
1993	7,24E+06	3,48E+06	5,99E+07	1,12E+07	1,29E+10	2,80E+10	6,52E+07	2,21E+07	4,77E+09
1994	7,24E+06	3,48E+06	5,99E+07	1,12E+07	1,35E+10	2,94E+10	6,70E+07	2,21E+07	7,03E+09
1995	7,35E+06	3,48E+06	6,08E+07	1,14E+07	1,37E+10	3,01E+10	6,73E+07	2,21E+07	7,93E+09
1996	7,35E+06	3,48E+06	6,08E+07	1,14E+07	1,39E+10	3,09E+10	6,74E+07	2,21E+07	8,84E+09
1997	7,35E+06	3,48E+06	6,08E+07	1,14E+07	1,41E+10	3,12E+10	6,74E+07	2,21E+07	8,89E+09
1998	7,55E+06	3,48E+06	6,23E+07	1,18E+07	1,44E+10	3,25E+10	6,89E+07	2,21E+07	9,93E+09

Ett alternativt sätt att göra en massuppskattning är att använda Pu-239. Denna och Pu-240 kan kvantifieras med mycket god mätstatistik. Dessutom kan mycket låga halter detekteras. För denna beräkning måste dock bidraget från Pu-240 till den gemensamma energitoppen subtraheras. I 11 visas mängden i g/patron och aktiviteterna för Pu-239 och Pu-240 som funktion av utbränningen. Dessa data kommer från ORIGEN-S-analysen i bilaga A.

De flesta bränsleskador med uranupplösning har oftast inträffat under första bestrålningsåret. Om vi (konservativt) antar att allt bränsle upplösts vid utbränningen 13 MWd/kgU är, enligt tabell 11, andelen Pu-239 57 % och andelen Pu-240 43 % av total uppmätt summaaktivitet,  $1,44 \cdot 10^{10}$ , se tabell 10. Enligt ekvation 1 motsvarar detta en massa på 3,57 g för Pu-239 i SFR-1 till och med 1998. Tabell 11 visar att vid utbränningen 13 MWd/kgU är relativa mängden Pu-239 i bränslet 0,41 %. Detta indikerar att 870 g bränsle lösts upp. Osäkerheten i denna kvantifiering beror på utbränningen av bränslet då andelen Pu-239 kan variera från ca 0,4 % efter en första driftcykel till 0,5 % under andra. Med detta i åtanke varierar mängden upplöst bränsle som tillförts SFR1 mellan ca 700 och 900 g.

Det bör noteras att det inte var så länge sedan bränslets slututbränning var 25–30 MWd/kgU varför utbränningen 13 MWd/kgU under första driftcykeln är en relativt hög ansatt utbränningsnivå. Slutsatsen blir att det råder god överensstämmelse mellan uppskattad mängd bränsle som tillförts SFR-1 om U-238 och Pu-239 beaktas.

Ovan diskuterades att ca 2,2 kg uran hade lösts upp vid drift av samtliga kraftverk till och med 1997 [32]. Tidigare studier har visat att ca 40 % hamnar i reningsfilter, 40 % på bränslekapslingen och resterande 20 % på systemytor [8]. Detta stämmer väl med uppskattningen ovan att ca 870 g uran tillförts SFR-1 till och med 1998.

**Tabell 11**

Mängden av Pu-239 och Pu-240 som funktion av utbränningen.

Akkumulerad utbränning (MWd/kgU)	Drifftid	Pu-239 (g/patron)	Pu-239 (vikt-%)	Pu-239 (Bq/patron)	Pu-240 (g/patron)	Pu-240 (vikt-%)	Pu-240 (Bq/patron)
3,9	100 d	307	0,18	7,0E11	23,7	0,014	2,0E11
7,8	200 d	517	0,30	1,2E12	72,5	0,043	5,9E11
13,0	1 år	697	0,41	1,6E12	141	0,083	1,2E12
25,4	2 år	864	0,51	2,0E12	318	0,19	2,7E12
35,1	3 år	897	0,53	2,1E12	432	0,25	3,6E12
40,4	4 år	898	0,53	2,1E12	482	0,28	4,0E12
42,1	5 år	897	0,53	2,1E12	496	0,29	4,2E12

Vad händer med det uran som fastnar på kapslingen? Vid upplösning av uran sprids detta jämnt till alla patroner i härden under drift. Studier av minneseffekten av det fria uranet på härdytorna visar att detta under driftförhållande reduceras p.g.a. utbränning och att ca 20 % av bränslepatronerna tas ut ur reaktorn vid omladdningar [6, 32]. Avlossningen från bränslet under drift har visats vara mycket liten. Data från CLAB verifiera detta. Bidraget från CLAB till SFR av Pu-239 och Pu-240 är totalt  $7,2 \cdot 10^7$  Bq av totalt  $1,44 \cdot 10^{10}$ , dvs. ca 0,5 %. Detta visar att det uran som sitter på kapslingen inte heller lossnar under långtidsförvaringen i CLAB. Det bör finnas i storleksordning ca 0,8–0,9 kg uran och aktinider på kapslingen på bränslet i CLAB. Uranet på kapslingen kommer att följa bränslet till djupförvaret. Det finns ingen anledning i dag att anta att detta fria uran från BWR-bränsle i större utsträckning löses i vattnet och tillförs SFR-1. Vid PWR har ca 0,4 kg bränsle lösts upp (i huvudsak vid R2) [35].

### Sammanfattning av aktinidinventariet i avfall för SFR-1

Kraftverken och CLAB: Uppskattningarna ovan indikerar att rapporterade kvantiteter av aktinider i producerat avfall stämmer väl överens med vad som verkligen tillförts SFR-1. En viktig slutsats är att den i dag använda metoden för kvantifiering av aktinider är tillförlitlig och säker.

Kvantifiering av aktinider i avfall från Studsvik diskuterades allmänt i avsnitt 2.4.1.

Som diskuterats ovan kommer alfastrålare och Sr-90 att bokföringsmässigt tillföras SFR-1 det år de frigörs och mäts i reaktorvattnet. I praktiken kommer denna aktivitet att tillföras SFR-1 med några års fördröjning. Då aktuellt avfall alltid packas på samma sätt påverkar detta inte säkerhetsanalysen. Den behandlar ju samma typ av kollin på samma sätt.

## 3.5 Prognos för SFR-1-inventariet till och med 2010

Det är möjligt att göra bra prognoser med avseende på utfallet för aktiveringsprodukter. Däremot är det inte möjligt att med någon större säkerhet göra prognoser för fissionsprodukter eller aktinider. Dessa frigörs i samband med bränsleskador och utfallet avgörs helt av vilken strategi kraftverksägarna har med avseende på bränsleskador. För dessa nuklider görs en uppskattning av deras maximala radiologiska effekt med ALI-värdena som grund. Vid dessa beräkningar ansätts konservativt att SFR-1 tillförs 30 kg upplöst bränsle.

### 3.5.1 GAMMASTRÅLANDE NUKLIDER

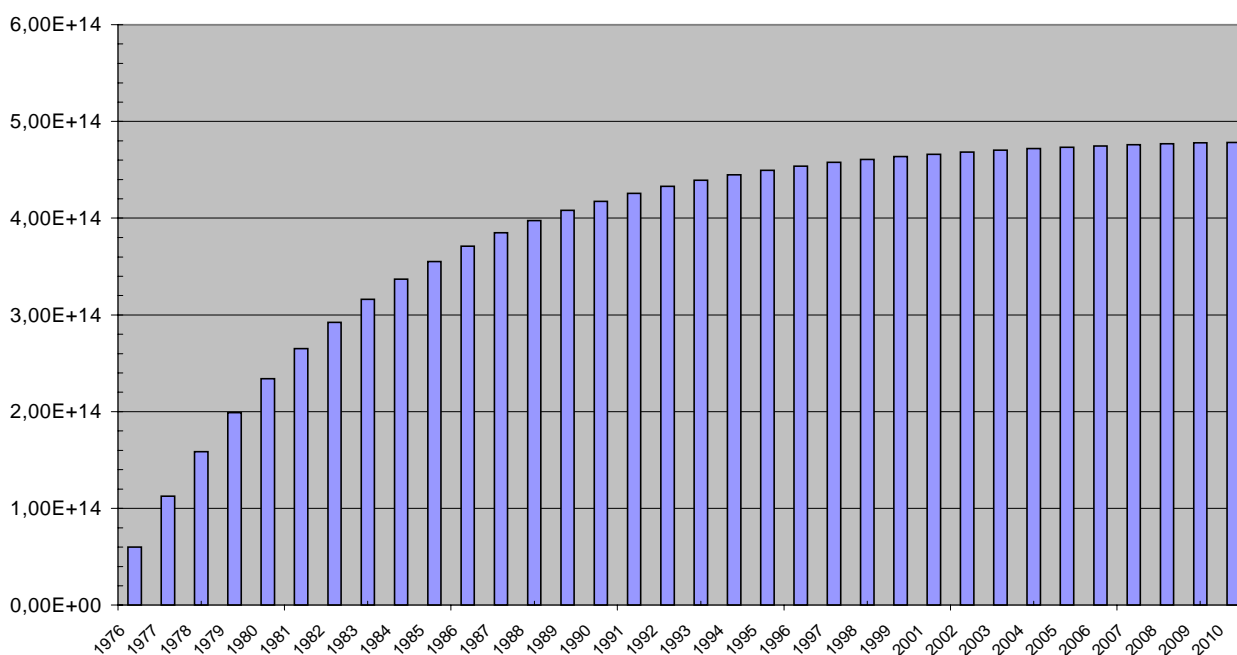
#### Co-60 – nyckelnuklid

Produktionsraten av Co-60 styrs av två faktorer, tillförseln av Co-59 (100 % av det naturliga elementet) och neutronflödet. På grund av sin relativt korta halveringstid, 5,27 år, kommer Co-60 att uppnå ca 90 % av sitt mättnadsvärde efter 15–20 års drift av en station. Denna gräns har uppnåtts vid alla stationer utom O3 och F3. Inom de allra närmaste åren kommer produktionsrat och sönderfall att balansera varandra. Detta visas tydligt i figur 3 genom att det beräknade Co-60 inventariet i SFR-1 i det närmaste är konstant under senare år.

Under de senaste åren har ett antal koboltreducerande åtgärder vidtagits i stationerna, exempelvis borttagning av Stellite i serviceventilerna i system 313 i Ringhals 1, byte av ett större antal Stellitebelagda ventiler i F3:s och O3:s turbinsystem. Effekterna av dessa åtgärder kan inom några år ge en minskande produktionsrat av Co-60, vilket minskar mängden Co-60 till SFR-1.

Figur 3 visar att om all producerad Co-60 tillförs SFR-1 under en kort tid blir inventariet knappt  $5 \cdot 10^{14}$  Bq till och med 1998. Som diskuterats ovan blir då produktionsrat med samtliga stationer i drift ungefär lika stor som mängden Co-60 som sönderfaller. Detta kan jämföras med tillåten mängd, se tabell 6,  $1,8 \cdot 10^{15}$  Bq. Det vill säga, det finns en marginal med en faktor tre även om all producerad Co-60 omdelbart tillförs SFR-1. Det finns inga tekniska orsaker att denna marginal ska behöva tas i anspråk av driftavfall. Då det tar ca tre år från produktion av Co-60 tills det tillförs SFR-1 är utfallet högst ca 70 % av  $5 \cdot 10^{14}$  Bq, dvs. högst  $3,5 \cdot 10^{14}$  Bq till och med 1998. Som nämnts ovan är mängden aktivitet på systemytorna i storleksordning densamma som ackumulerats i 331-filtren. Adderas denna andel till SFR-1-inventariet för Co-60 kommer det totala inventariet att bli ca 60 % högre än uppskattningen ovan, dvs. totalt ca  $5,5 \cdot 10^{14}$  Bq.

I figur 4 visas prognosen för Co-60 i driftavfallsinventariet i SFR till och med år 2010. I figuren har förutsatts att  $6,0 \cdot 10^{13}$  Bq Co-60 per år tillförs reningsfiltren och att ingjutning och transport till SFR sker under det år som aktiviteten produceras. Detta innebär en betydande konservatism. Det verkliga utfallet bör ligga ca 30 % under det i figuren om ingjutning och transport till SFR-1 sker ca 2 år efter det filtren tas ur drift, dvs.  $3,2 \cdot 10^{14}$  Bq 1998 och  $3,4 \cdot 10^{14}$  Bq 2010. Produktionsraten  $6,0 \cdot 10^{13}$  Bq har uppskattats från den för år 1998 beräknade Co-60-mängden som tillfördes SFR-1.



Figur 4  
Co-60 i SFR-1 om ingjutning och transport till SFR-1 sker inom ett år från produktion (Bq).

SFR-1 kommer att efter hand tillföras betydande mängder med reaktorkomponenter som innehåller yt- och inducerad aktivitet. De av dessa komponenter, som tillförs SFR-1, kan således innehålla ungefär lika stor Co-60-mängd som driftavfallet diskuterat ovan.

### **Cs-137 – nyckelnuklid**

I tabell 8 redovisas beräknad mängd Cs-137 som hittills har frigjorts från defekt bränsle och kan tillföras SFR,  $1,66 \cdot 10^{14}$  Bq. Tabellen visar också utfallet,  $1,1 \cdot 10^{14}$  Bq. Tabell 6 visar tillåten mängd Cs-137 2010 i SFR,  $5,1 \cdot 10^{15}$  Bq. Beroende på att källan för Cs-137 är bränslet självt går det inte att göra en prognos med den säkerhet som är möjlig för Co-60. Hur mycket Cs-137 beror på hur framtida bränsle reagerar vid skada och mest av allt på kraftverksägarnas hantering av skadesituationer.

De allra senaste åren har kraftverksägarna visat mycket stor respekt för bränsleskador. Man tvekar inte att stoppa en reaktor och byta ut det defekta bränslet. Fortsätter man med denna strategi, och det finns mycket som talar för detta, kommer med stor sannolikhet frigörelsen av Cs-137 i framtiden inte att vara högre än under de gångna driftåren. Sedan uppstart av O1 har ca 280 driftår avverkats. Antar vi samma årliga frigörelse, ca  $7 \cdot 10^{12}$  Bq/år, under kommande år fram till och med 2010 kommer Cs-137-inventariet i SFR att bli ca  $1,6 \cdot 10^{14}$ . Det innebär en mycket stor marginal, ca en faktor 30, till tillåtet inventarium år 2010. Nuklidspecifika mätningar, MADAC, SAM och liknande mätningar, av systemtor visar att Cs-137 inte fastnar på systemtor, och därmed inte behöver beaktas. Cs-137 finns dock ackumulerat i avgassystemen genom sönderfall av modernukliden Xe-137, mängden varierar mellan olika reaktorer och driftförhållanden och har uppskattats till  $3 \cdot 10^{11}$ – $5 \cdot 10^{11}$  Bq per reaktor [49]. Den lägre uppskattningen grundar sig på utfallet av bränsleskador med avseende på frekvens och konsekvens, den högre på att 400 g bränsle löses upp vart femte år. Det totala Cs-137 bidraget från denna källa kan således uppskattas till  $4 \cdot 10^{11}$ – $6 \cdot 10^{12}$  Bq, vilket för det mest realistiska utfallet är ca 5 % av dagens utfall.

### **Cs-134**

I tabell 9 visas beräknad,  $1 \cdot 10^{13}$  Bq, mängd Cs-134 som skulle kunna tillföras SFR idag och utfallet,  $5,7 \cdot 10^{12}$  Bq. På grund av den korta halveringstiden för Cs-134 kommer inventariet inte att öka under förutsättning att den medelfrigörelserat som gällt de senaste 10 åren bibehålls. Minskar bränsleskadefrekvensen påverkar detta starkt Cs-134-mängden som kommer att minska. Tabell 6 visar att tillåten mängd Cs-134 år 2010 är  $8,2 \cdot 10^{14}$  Bq. Med samma skadefrekvens och frigörelserat som under tidigare driftår kommer marginalen för Cs-134 att vara minst en faktor 80 mellan utfall och tillåten marginal. Detta är en av två anledningar till varför Cs-134 kan utgå från nuklidbiblioteken för SFR-1 och markförvar.

Däremot kan Cs-134 vara lämplig att ha kvar som kontrollparameter vid mätning. Det finns dock ingen anledning att beakta denna nuklids radiologiska betydelse.

### **Eu-152 ( $T_{1/2} = 13,32$ år)**

Eu-152 produceras med termiska neutroner i Eu-151 och med snabba neutroner i Gd-152 (som ingår i den i dag använda brännbara absorbatoren). Betongen innehåller låg halt av naturlig europium, ca 1 ppm. Eu-152 produceras som aktiveringsprodukt i betong, som bestrålas av neutroner. Denna nuklid föreslås beaktas med avseende på sitt inventarium i byggnadsmaterial som utsatts för neutronbestrålning, exempelvis det biologiska skyddet. Denna aktivitetsmängd kommer att ingå i rivningsavfallet och beaktas därför inte närmare i denna utredning.

### 3.5.2 BETASTRÅLANDE NUKLIDER

#### H-3

H-3 i reaktorvattnet bör enbart medföra ett marginellt tillskott till inventariet i SFR-1, då H-3 i detta fall finns i vattnet. Jonbytmassan avvattnas före behandling och vattenhalten i annat avfall är låg. Däremot kan tritium förekomma i konstruktionsmaterial, speciellt betong. Produktionsraten av tritium i betong är mycket låg i förhållande till produktionen i reaktorvattnet. Den radiologiska effekten av tritium är låg. Den stora källan för tritium är produktionen i reaktorvattnet och detta tritium släpps ut via de vätskeburna utsläppen eller följer med ventilationsluften till huvudskorstenen. Det lilla tillskott som ges av tritium från kraftverken och CLAB som tillförs SFR-1 behöver inte beaktas i säkerhetsanalysen.

Det kan finnas specifika källor, som inte direkt är kärnkraftsrelaterad, för tritium som däremot behöver beaktas. Detta bör i så fall göras separat.

#### C-14

För uppskattning av C-14 i avfall avsett för lagring i SFR-1 kan följande sifferuppgifter användas. I tabell 12 visas mätta utsläpp och produktionsrater för C-14 från BWR och PWR. I tabellen ges värdena i enheten TBq/GW<sub>el</sub> och år. I tabell 13 ges medelproduktionen under tre år, 1987–1989 för svenska och finska kraftverksförläggningar uppdelade på BWR respektive PWR. Produktionsdata är hämtade från [41].

**Tabell 12**

Mätta utsläpp och produktionsrater av C-14.

Referens	Produktionsrat <sup>1</sup> eller utsläppsrat <sup>2</sup> (TBq/GW <sub>el</sub> *år)		Andel utsläpp till atmosfären (%)	
	BWR	PWR	BWR	PWR
[38]	0,58 <sup>2</sup> (Olkiluoto)	0,55 <sup>2</sup> (Loviisa)	99,8	99,9
[39]	0,47 <sup>2</sup> (R1)	0,27 <sup>2</sup> (R4)	100 <sup>1</sup>	100 <sup>1</sup>
[40]	0,54 <sup>1</sup> -5,7	0,27 <sup>1</sup> -0,41	80-95	80-95

**Tabell 13**

Årlig medelproduktion mellan åren 1987–1989 [41].

Station	Produktion (GW <sub>el</sub> år) [41]
Loviisa (PWR)	0,809
Olkiluoto (BWR)	1,28
Ringhals PWR	1,83
Ringhals (BWR)	0,549
BKAB	1,00
OKG	1,68
FKAB	2,31

Enligt [38] tillförs reningsfiltren (solidifierat driftavfall) i två BWR vid Olkiluoto 1,6 GBq år och två PWR vid Lovisa 0,45 GBq år av C-14. Omvandlat till GBq/GW<sub>el</sub> och år blir detta 1,25 GBq/GW<sub>el</sub> och år för (BWR) Olkiluoto- och 0,56 GBq/GW<sub>el</sub> och år för (PWR) Loviisastatio-

nerna. Dessa värden kan jämföras med motsvarande för 14 amerikanska BWR, 37 GBq/GW<sub>el</sub> och år och för 15 amerikanska PWR 70 GBq/GW<sub>el</sub> och år [40]. En jämförelse mellan dessa siffror visar stora skillnader: en faktor 30 högre för amerikanska BWR och en faktor 125 högre för amerikanska PWR. En förklaring till den stora diskrepansen kan vara att C-14-innehållet i avfall från amerikanska stationer har uppskattats med förhållandet till Co-60.

För en prognos för C-14 i avfall till SFR-1 kan mätta data från de finska och svenska stationerna användas. Låt oss anta att nio svenska BWR i medel under 40 år har producerar 5,54 GW<sub>el</sub>\*år och tre PWR 1,83 se tabell 13. Antag vidare att driftavfallet tillförs den mängd C-14 som anges i [38], 1,25 GBq/GW<sub>el</sub> och år för BWR och 0,56 GBq/GW<sub>el</sub> och år för PWR. Under 40 år kommer då SFR-1 att tillföras 277 GBq från BWR och 41 GBq från PWR. Den totala mängden C-14 i SFR-1 skulle enligt denna prognos bli 320 GBq, vilket ska jämföras med tillåten mängd enligt tabell 6, 6 800 GBq.

De kvantitativa uppgifterna för hur stor andel C-14 som fastnar i jonbytarmassa i PWR och BWR i förhållande till den mängd som direkt frigörs till atmosfären varierar mycket i de referenser [18, 38, 39, 40] som använts som underlag till denna studie. Det rekommenderas att öka kunskapen om produktionsrat och fördelningen av C-14 inom reaktorsystemen.

### Fe-55

Fe-55 bedöms som ointressant p.g.a. sin korta halveringstid. Den behöver inte beaktas i säkerhetsanalyserna för SFR-1 (eller SFL). Detta gäller oberoende av källa.

### Ni-59/Ni-63

Den allmänna diskussionen om dessa nuklider indikerar att det finns en osäkerhet i kvantifieringen. I tabell 5 ges i dag använda relationer till Co-60 för uppskattning av halterna av Ni-59 och Ni-63 i driftavfall.

En enkel prognos för Ni-59 och Ni-63 i SFR-1 är att använda förhållandena i kolumn två i tabell 5 kombinerat med en produktionsrat på  $6,0 \cdot 10^{13}$  Bq/år för Co-60. Det innebär att Ni-59-mängden blir 0,001 och Ni-63-halten 0,1 av Co-60-halterna i figur 4 i SFR-1 aktuellt år. I så fall kan inventariet av Ni-59 år 2010 uppskattas till  $4,8 \cdot 10^{11}$  och för Ni-63  $4,8 \cdot 10^{13}$ . Enligt tabell 6 ska SFR-1 innehålla maximalt  $7,8 \cdot 10^{12}$  Bq Ni-59 och  $7,3 \cdot 10^{14}$  Bq Ni-63. Detta innebär att marginalerna med de ansatta antagandena är något högre än en faktor två mellan prognos och gällande gränsvärde. De känsliga antagandena i denna prognos är: 1) att de använda aktivitetsförhållandena inte påverkas av de stora skillnaderna i halveringstider för Ni-59 och Ni-63 jämfört med den för Co-60, 2) att samma förhållande ansatts för BWR och PWR. Frågan är vilken osäkerhet dessa antaganden medför?

Figur 3 visar att bidraget från Co-60 från PWR till SFR-1 är betydligt lägre än från BWR. Det finns två orsaker till detta, kobolttillförseln till PWR och upptaget på bränslet lägre i PWR än i BWR då vattnet inte kokar. Figur 2 visar dock att reningsfiltren från tre PWR tillförs nära 50 % mer Co-58 än från nio BWR. Detta indikerar att PWR innehåller betydligt mycket mer nickel än BWR. En förklaring är att ånggeneratorerna har ca 1 500 m<sup>2</sup> Inconelytor, som är en betydande nickelkälla. Reaktorvattnet i en PWR innehåller ca 100 ppt nickel. I och med att Ni-59 och Ni-63 produceras genom reaktioner i nickelisotoper, liksom Co-58, kommer också halterna av dessa isotoper att vara högre för PWR än för BWR. Samtidigt gäller att i och med att Co-60-halten är låg i PWR kommer Ni-59- och Ni-63-halterna också att bli motsvarande låga då samma förhållande används för BWR och PWR.

En alternativ prognos för Ni-59 och Ni-63 kan göras på följande sätt: Produktionsraten för dessa nuklider vid de tre PWR-blocken vid Ringhals har uppskattats till  $2,4 \cdot 10^{13}$  Bq/år för Ni-63 och  $1,8 \cdot 10^{11}$  Bq/år för Ni-59 [35]. Med antagandet att dess tre reaktorer har en sammanlagd drifttid



på 90 år till och med 2010 kommer dessa att bidra med  $7,2 \cdot 10^{14}$  Bq Ni-63 och  $5,4 \cdot 10^{12}$  Bq Ni-59 till inventariet i SFR-1 2010. I denna uppskattning ingår eventuell ytkontamination.

En prognos för nio BWR för Ni-59 och Ni-63 till SFR-1 från 331-massa har gjorts på följande sätt. Med ALARA Engineerings datorkod BwrCrud [19] har uppförandet av korrosionsprodukter och aktiverade korrosionsprodukter i primärsystemen för B1, F1, F2 och F3 simulerats, se bilaga D. Bland annat beräknar denna kod reaktorvattenhalterna och de mängder som ackumuleras i 331-filtren. För denna uppskattning är just de ackumulerade mängderna av Ni-59 och Ni-63 i 331-filtren av intresse. Med resultaten från bilaga D som grund har uppskattningen i tabell 14 tagits fram. I tabell 14 ges också beräknade X/Co-60-förhållanden där X är Ni-59 respektive Ni-63. De förhållanden som används för uppskattning av Ni-59 och Ni-63 i SSR för SFR1 ges under rubriken "SSR-förhållanden". Som framgår av tabell 14 är det god överensstämmelse mellan beräknade förhållanden och i SSR [1] använda år 1998. Detta innebär att dessa förhållanden stämmer mellan den i 331-filtren under 22 år ackumulerade Co-60 halten med motsvarande för Ni-59 och Ni-63. Under denna tid har stora mängder Co-60 sönderfallit.

Används förhållandena i SSR för varje års produktion kommer mängderna av Ni-59 och Ni-63 konsekvent att överskattas för BWR. Används i stället förhållandena för den ackumulerade aktiviteten efter 1999 kommer mängderna att underskattas då den ackumulerade Co-60-halten kommer att vara nära konstant medan halterna av Ni-59 och Ni-63 stiger nära linjärt. Detta illustrerar att aktivitetsförhållanden mellan nuklider med stora skillnader i halveringstid måste användas med eftertanke och försiktighet.

#### Tabell 14

Med BwrCrud beräknade ackumulerade mängder Co-60, Ni-59 och Ni-63 i 331-massa 1998-12. Aktivitetsförhållandena X/Co-60 vid denna tidpunkt ges.

Station	Beräknad mängd i 331 1998 (Bq)			Förhållandet X/Co-60		
	Ni-59	Ni-63	Co-60	Ni-59	Ni-63	Co-60
F1	2,2E+10	2,8E+12	2,9E+13	7,6E-04	9,7E-02	1
F2	3,2E+10	4,3E+12	4,7E+13	6,8E-04	9,1E-02	1
F3	4,5E+10	6E+12	6,5E+13	6,9E-04	9,2E-02	1
B1	1,2E+10	1,4E+12	1,1E+13	1,1E-03	1,3E-01	1
Medel				8,1E-04	1,0E-01	1
Spridning (1 $\sigma$ )				1,9E-04	1,7E-02	0
SSR-förhållande				1,0E-03	1,0E-01	1
Summa 4 BWR	1,1E+11	1,5E+13	1,5E+14			
Tot. 9 BWR 331	2,0E+11	2,6E+13	2,6E+14			
Tot. 9 BWR alla <sup>1</sup>	3,4E+11	4,3E+13	4,3E+14			

<sup>1</sup>"Alla" innebär beräknat bidrag från samtliga filter i system 331, 324, 342 och 332. 60 % från 331 och 40 % från övriga filter har antagits.

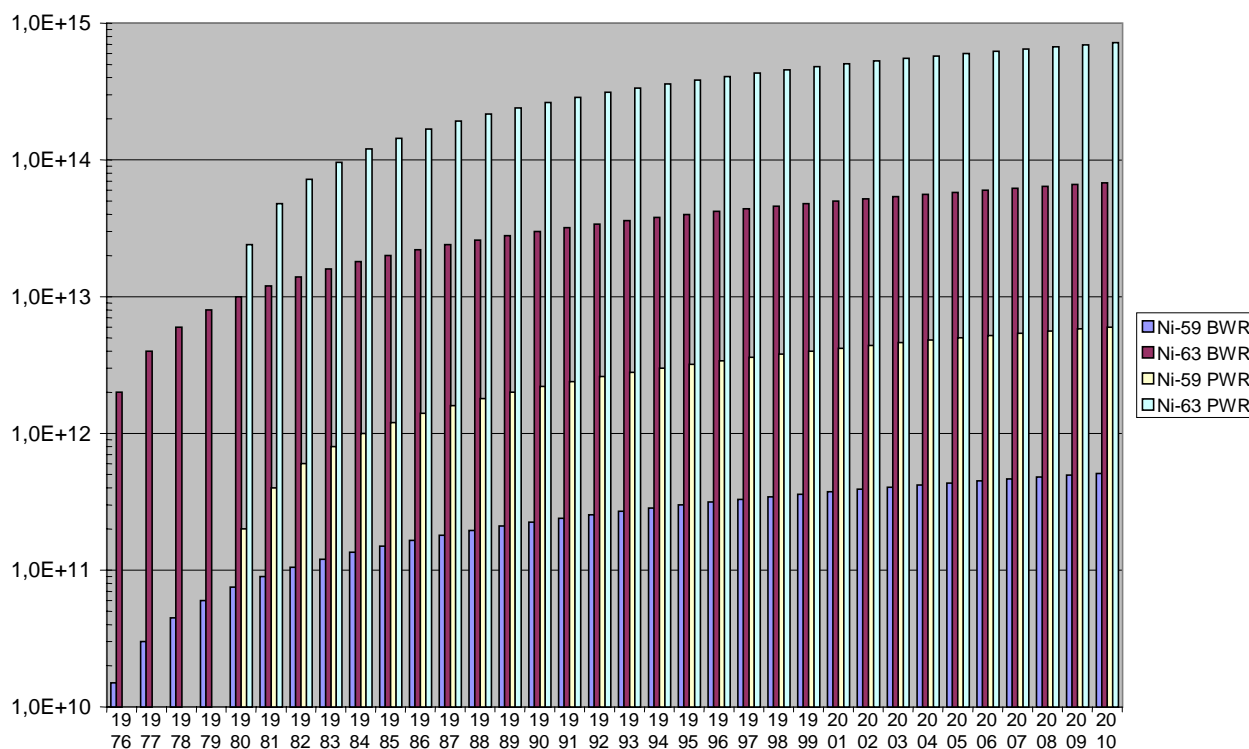
Under rubriken "Summa 4 BWR" i 14 ges summan av de beräknade ackumulerade Ni-59- och Ni-63-mängderna i 331-filtren i F1, F2, F3 och B1. Motsvarande mängder för samtliga nio BWR har beräknats genom att ansätta att B2, O1, O2 och R1 bidrar, med lika mycket aktivitet som B1 och att O3 bidrar med lika mycket som F3. Resultatet av denna beräkning ges under rubriken "Tot. 9 BWR 331". Huvudkällorna för den aktivitet som tillförs SFR-1 är reningsfiltren. Vid BWR är dessa system 331, 324, 342 och 332. Studier av aktivitetsfördelningen mellan dessa filter visar att ca 60 % kommer från 331-filtren och resterande 40 % från övriga filter [44]. Med denna ansatts har den totala mängden ackumulerad aktivitet av Ni-59, Ni-63 och Co-60 i

331 filtren till och med 1998 beräknats och ges i raden med rubriken ”Tot. 9 BWR alla” i tabell 14.

En viktig fråga är hur väl BwrCrud simulerar Ni-59 och Ni-63? För denna analys kan beräknad mängd Co-60 användas. I avsnitt 3.4.1 beräknas med reaktorvattendata mängden Co-60 som tillförts SFR-1 från samtliga svenska reaktorer till  $2,9 \cdot 10^{14}$  Bq till och med 1998. Bidraget från PWR till detta inventarium är marginellt. Uppskattningen med BwrCrud enligt tabell 14 indikerar ca  $4,3 \cdot 10^{14}$  Bq Co-60 i samtliga reningsfilter från BWR till och med 1998. I avsnitt 3.4.1 redovisas en uppskattning av den totalt ackumulerade mängden Co-60 i reningsfilter till och med 1998,  $4,3 \cdot 10^{14}$  Bq, dvs. exakt samma uppskattning som i tabell 14. Vilket stämmer väl överens med prognosen enligt figur 4, denna visar att SFR1 tillförs ca  $4,6 \cdot 10^{14}$  Bq Co-60 från samtliga kraftverk och CLAB, 1998. Detta indikerar att BwrCrud för Co-60 ger samma resultat som uppskattningarna ovan och i god överensstämmelse med rapporterade värden.

I figur 5 visas prognoser för Ni-59 och Ni-63 som för BWR bygger på de data som redovisas i tabell 14 sista raden och med de ovan diskuterade produktionsraterna för dessa nuklider i PWR,  $2,4 \cdot 10^{13}$  Bq/år för Ni-63 och  $1,8 \cdot 10^{11}$  Bq/år för Ni-59 [35].

Figur 5 visar att PWR dominerar bidragen till Ni-59 och Ni-63 till SFR. SFR-1-inventariet år 2010 av Ni-59 prognoseras till  $6,5 \cdot 10^{12}$  Bq och Ni-63 till  $7,9 \cdot 10^{14}$  Bq. Ytkontamination från BWR-system ger ett tillskott på ytterligare ca 7–8 %. Tillåten mängd enligt tabell 6 är  $8 \cdot 10^{12}$  respektive  $7,3 \cdot 10^{14}$  Bq. Detta indikerar att dessa nuklider kan ha nått sitt tillåtna inventarium i SFR-1 år 2010 enligt tabell 5.5-4 i [1].



**Figur 5**  
Beräknade bidrag till SFR-1-inventariet av Ni-59 och Ni-63 från BWR respektive PWR (Bq).

Förutom driftavfall, inklusive reaktordelar med enbart ytkontamination, kommer SFR-1 att tillföras interndelar med inducerad aktivitet. Det rekommenderas att denna problemställning analyseras mer ingående. I avsnitt 6.5 ges ett förslag till hur problemet om en eller några nuklider går över det tillåtna inventariet enligt SFR-1 skulle kunna lösas. Tanken bakom förslaget är att inte ge nuklidspecifika begränsningar för ett förvar utan att sätta upp ett "radiologiskt gränsvärde" för samtliga nuklider i förvaret/förvarsdelarna och att användaren har frihet att välja vilken nuklidfördelning som han vill tillföra förvaret. Kraftverksägarna har stor möjlighet att påverka nuklidinventariet i SFR-1 genom att undvika drift med degraderande bränsle.

### **Sr-90**

Den maximala radiologiska effekten bestäms av den begränsning som ges av mängden upplöst bränsle som kan tillföras SFR-1, ca 30 kg. I så fall har totalt 75 kg bränsle lösts upp. Om all Sr-90 i detta bränsle tillförs SFR-1 blir inventariet  $2,5 \cdot 10^{14}$  Bq Sr-90. Enligt tabell 6 får SFR-1 tillföras just  $2,5 \cdot 10^{14}$  Bq Sr-90 till och med 2010. Denna mängd motsvarar  $4,0 \cdot 10^8$  ALI (Ingestion), vilket ska beaktas i det korta tidsperspektivet. Utfallet kommer som andra fissionsprodukter och aktinider att bestäms av den strategi som kraftverksägarna har vid inträffade bränsleskador. Utfallet kommer med stor sannolikhet att bli betydligt lägre än denna mycket konservativa uppskattning.

### **Tc-99**

Vid upplösning av 75 kg bränsle kommer maximalt ca  $4,8 \cdot 10^{10}$  Bq att tillföras SFR-1. Detta motsvarar ca  $1,6 \cdot 10^3$  ALI (Ingestion). Den radiologiska konsekvensen är i förhållande till övriga nuklider i bränsle så liten att Tc-99 inte behöver beaktas för SFR-1. Utfallet bör bli betydligt lägre. Enligt tabell 6 får SFR-1 tillföras  $3,3 \cdot 10^{11}$  Bq Tc-99. Det är därför god marginal mellan den konservativa uppskattningen ovan och tillåten mängd.

### **I-129**

I 75 kg bränsle finns maximalt ca  $1,2 \cdot 10^8$  Bq I-129. Om lika stor löslighet ansätts för I-129 som uppskattades ovan för Cs-137 kan 10 gånger mer I-129 komma ut än vad som frigörs från bränsleupplösning. (Detta skulle erfordra en mycket stor mängd små bränsleskador förutom dimensionerande med avseende på uranupplösning.) Denna totala mängd I-129 motsvarar ca  $2,3 \cdot 10^4$  ALI (Ingestion). Den radiologiska konsekvensen är därmed så liten, i förhållande till övriga nuklider för dimensionerande scenario som frigörs, att I-129 inte behöver beaktas för SFR-1. Utfallet bör bli mycket lägre, de gjorda antagandena är extremt konservativa. Enligt tabell 6 får SFR-1 tillföras  $1,9 \cdot 10^9$  Bq I-129. Med den ovan konservativa uppskattningen skulle SFR-1 maximalt tillföras  $1,2 \cdot 10^9$  Bq. Utfallet i dag kan beräknas på följande sätt: I de 2,2 kg uran som lösts upp har maximalt innehållit  $3,5 \cdot 10^6$  Bq I-129. Antas sedan att 10 gånger mer frigjorts (i analogi med Cs-137) från små skador är inventariet i dag  $3,5 \cdot 7$  Bq, vilket motsvarar  $6,7 \cdot 10^2$  ALI.

### **Nb-94**

Tabellen över aktiveringsprodukter i bilaga A visar att Nb-94 inte förekommer som aktiveringsprodukt, utan enbart som fissionsprodukt. All Nb-94 i ett utbränt knippe motsvarar mindre 0,1 ALI, se tabellerna i bilaga A. Denna nuklid är därmed helt ointressant ur radiologisk synpunkt. Den behöver inte beaktas med avseende på SFR-1 eller markförvar.

### **3.5.3 ALFASTRÅLANDE NUKLIDER**

Tabell 6 visar att tillåten mängd Pu-239 i SFR-1 2010 är  $4,0 \cdot 10^{11}$  Bq, vilket motsvarar  $1,3 \cdot 10^9$  ALI. Till detta kommer övriga aktinider. Det är just i jämförelse med aktiniderna som några av

ovanstående nuklider har liten radiologisk betydelse. Nackdelen med att använda ALI-begreppet som radiologisk konsekvens är att spridningen från förvaret till människan inte beaktas. Enskilda aktinider, exempelvis Pu-239 dominerar stort med avseende på ALI, med i storleksordning  $10^5$  gånger för I-129 och  $10^6$  gånger för Tc-99. Det är just denna dominans som använts som argument för att inte beakta ett antal nuklider listade ovan.

Pu-239 aktiviteten  $4,0 \cdot 10^{11}$  Bq motsvarar enligt ekvation 1 1,73 g. Antas att halten Pu-239 i det upplösta bränslet är 0,55 %, se tabell 11, motsvarar denna Pu-239 mängd 30 kg bränsle. För att nå upp till denna mängd i SFR-1 måste uppskattningsvis ca 75 kg upplösas [6]. Fram till idag har ca 2,2 bränsle totalt lösts upp. Marginalen i dag är således mycket stor för de radiologiskt viktiga aktiniderna. Med den stora försiktighet som reaktorägarna visar idag med avseende på bränsleskador kommer troligen den framtida upplösningen av bränsle att vara lägre i framtiden än vad som gällt hittills.

# 4 Förslag till nuklidbibliotek för SFR-1 och markförvar

## 4.1 Målsättningen med delprojekt 3

Inom delprojekt 3 ska följande frågeställningar diskuteras: ”SSI arbetar för närvarande med föreskrifter gällande avfallshantering vid de olika kärntekniska anläggningarna. Till dessa föreskrifter ämnar SSI framdeles att även koppla anvisningar för vilka nuklider som ska bestämmas för de olika avfallsströmmarna. Ett förslag till nuklidbibliotek ska presenteras. Valet av nuklider, som ska vara motiverat, bör ske med utgångspunkt från avfallsströmmens härkomst i reaktorsystemet, dess potentiella framtida dosbelastning relativt vilka kostnader för anläggningarna respektive dosbelastning för dess personal analyserna för med sig.

Vidare ska det utredas huruvida anvisningarna bör utformas så att även de nuklider som kan vara av intresse inte primärt ur dosbelastningssynpunkt, utan t.ex. som indikatorer för reaktorns driftförhållanden, ska inkluderas.”

## 4.2 Allmänt om urval av nuklider i nuklidbibliotek

Gemensamt för de nuklidbibliotek som föreslås nedan är att urvalet av nuklider styrs helt av deras signifikans med avseende på deras radiologiska betydelse. Det kan finnas andra anledningar att lägga till nuklider i biblioteken, exempelvis av rent mättekniska skäl eller som indikatorer på reaktorns driftförhållande. Mättekniskt kan det vara en fördel att identifiera så många linjer som möjligt i ett gammaspektra, exempelvis Cs-134. Vid framtagning av nuklidbiblioteken har radiologikriteriet avgjort om en nuklid ska ingå i biblioteket eller ej. Inga nuklider utöver de i biblioteken föreslagna har identifierats som användbara som indikatorer för reaktorns driftförhållande.

Enligt föregående kapitel är osäkerheten i inventarierna i de olika förvaren för nuklider som på ett eller annat sätt mäts eller som kan beräknas på ett säkert sätt, i storleksordning ca 20 %. För nuklider som inte mäts kan osäkerheten i kvantifieringen vara betydligt större.

Detta innebär att nuklider som har begränsad radiologisk betydelse, mindre än ca 5 %, i förhållande till andra nuklider med lika långa eller längre halveringstider inte behöver beaktas om inte speciella skäl föreligger. Osäkerheten i de som har signifikant betydelse täcker in även dessa nuklider.

För att bedöma en radionuklids radiologiska effekt har ALI-värden använts. I bilaga A ges dels beräknade nuklidinventarier och ALI-värden enligt ICRP 61 för intag via föda och via andning för ett antal tidpunkter från uttag ur reaktor till 100 000 år. Ett ALI motsvarar en effektiv dos på 0,02 Sv som medel per år under fem år [36]. Således kan den radiologiska konsekvensen uttryckt i Sv, enligt definition ovan, beräknas från ALI-värdet med omräkningsfaktorn 0,02. Som nämnts ovan beaktar inte denna metod olika nuklidens migrationen från sin plats i förvaret till människan. Det rekommenderas att, om det är möjligt, ta fram omvandlingsfaktorer som beaktar denna rörlighet och spridningsvägar från förvaret till människan. Principiellt innebär detta att varje förvarstyp har sina faktorer.

I [20] används en metod för val av nuklider i bränslet som ska beaktas i säkerhetsanalyserna med Cs-137 inventariet i bränsle som utgångspunkt. Kriteriet för bortval av en nuklid är att dess aktivitet i utbränt (utbränningsnivån ej specificerad) bränsle ska understiga  $10^{-5-x}$  av halten av Cs-137 i bränslet.  $x=1, 2, 3, 4, 5, 6$  för nuklider med halveringstid  $<30$  år,  $30-300$  år,  $300-3000$ , och så vidare, till och med  $>3 \cdot 10^6$  år. Denna relation användes också som urvalskriterium för aktinider.

För inducerad nuklider i material diskuteras nukliderna individuellt i [20]. Som nämnts ovan har denna referens använts som underlag till aktivitetsuppskattningar enligt tabell 5 och val av nuklider som ska beaktas vid säkerhetsanalyser för SFR-1. [20] utgör således ett viktigt underlag för gällande SSR för SFR-1 [1].

Det är en stor skillnaden mellan urvalskriteriet använt i [20] och i denna rapport. [20] utgår från Cs-137-aktiviteten i bränsle och jämför nuklider med såväl korta som långa eller mycket långa halveringstider med Cs-137-halten. [20] beaktar inte att olika nuklider har olika radiologiska signifikans vid samma halt. Alla nuklider som uppfyller Cs-137-kriteriet ovan beaktas utan att hänsyn tas till den enskilda nuklidens betydelse i förhållande till andra nuklider. Dock beaktar inte något av dessa kriterier olika nuklidens migration från förvaret till människan.

### 4.3 Nuklidbibliotek för SFR-1 och markförvar

SFR-1 och markförvaren kommer att stå under institutionell kontroll under ungefär lika långa tider. Förvaren kommer att innehålla ungefär samma nuklidfördelningar och komma från samma avfallsströmmar. Den huvudsakliga skillnaden ligger i att markförvaret tillförs de kollin som innehåller minst aktivitet. Samma metodik kommer att användas vid uppskattning av icke direkt mätbara nuklider i kollin till bägge förvaren. Mätningen av kollina sker på samma sätt. Därför är det lämpligt att använda samma nuklidbibliotek för SFR-1 och markförvaren.

Sex grupper av aktivitet dominerar de olika avfallsströmmarna:

1. *Fissionsprodukter*: Dessa produceras i bränslestavarna i stort proportionellt mot producerad energi. Så länge bränslekaplingen är intakt sprids ingen sådan aktivitet inom reaktorsystemen. Efter inträffade bränsleskador kan små mängder fissionsprodukter läcka ut till det primära kylvattnet och därigenom spridas inom primärsystemet.
2. *Aktinider*: Genom neutroninfångning och upprepad neutroninfångning i U-235- och U-238-kärnor i bränslet bildas successivt ämnen som är tyngre än uran. Som för fissionsprodukter innehålls dessa i bränslestavarna så länge kaplingen är intakt. Vid mer omfattande bränsleskador kan små mängder uran och aktinider tillföras det primära kylvattnet. Aktiniderna har stor radiologisk toxicitet och de flesta har lång halveringstid varför de dominerar den radiologiska konsekvensen i bränslet. De enda fissionsprodukter som har någon signifikans med avseende på radiologi är Cs-137 och Sr-90. På grund av deras begränsade halveringstider kommer de inte ha någon betydelse efter 100–200 år. Aktiniderna dominerar redan efter detta förhållandevis korta tidsperspektiv.
3. *Aktiveringsprodukter*: Genom neutroninfångning i stabila kärnor i konstruktionsmaterial eller korrosionsprodukter som tillförs reaktorvattnet (se nästa punkt), som utsätts för neutronbestrålning från härden, bildas ett antal radioaktiva nuklider. Sammansättningen av aktiveringsprodukter beror på vilka material som bestrålas. Den stora mängden material i och runt härden är rostfritt stål, Zircaloy och mindre mängder Inconel. Denna aktivitet finns integrerad i materialet. Aktiveringsprodukter är det dominerande bidraget till SFR-1. Under de första tiotals åren efter avställning dominerar den radiologiska konsekvensen av Co-60. Från denna tid till några hundra år dominerar Ni-63 och i det långa tidsperspektivet dominerar Ni-59.

4. *Föroreningar i reaktorvattnet:* Genom korrosion av de stora ytorna i matarvattensystemen i BWR, i reaktortankar och i ånggeneratorerna i PWR tillförs reaktorerna små mängder metallföroreningar. En andel tillförs bränslekapslingen och en andel fastnar i något reningsfilter (system 331 och 332). Föroreningarna på bränslekapslingen och i reaktorvattnet i härdområdet genomgår aktivering på samma sätt som i föregående punkt. Från bränslet lossnar en del, några procent av det totala inventariet per år, av det aktiverade materialet. Dessa föroreningar tillförs reaktorvattnet och renas bort via system 331 eller 324. Denna aktivitet hamnar på bränslekapsling, på systemytor och i reningsfilter. För betydelsen av olika nuklider se föregående punkt.

SFR-1 och markförvaren kommer att tillföras aktivitet enligt punkterna 1-4 ovan.

5. *Annan aktivitet från kärnkraftverk:* Vid drift av kärnkraftverk används speciell utrustning, exempelvis styrstavar, neutrondetektorer av fissionstyp och startneutronkällor. Denna typ av utrustningar får behandlas speciellt med avseende på hantering efter det de tjänat ut. Förvaringstyp bestäms av aktivitetens innehåll, men denna avfallsström kommer i största utsträckning att tillföras SFL 3-5. Mängden aktivitet i dessa komponenter är enkel att uppskatta då deras drifhistorik är känd. Utbränningen av styrstavar och neutrondetektorer ingår som viktiga parametrar i härdövervakningsprogrammen. Det finns interna delar som troligen kan placeras i SFR-1. Möjliga sådana delar är fuktavskiljare, ångseparatorer och andra delar som suttit på lite avstånd från härden. Placeringen av sådana delar får avgöras från fall till fall.
6. *Aktivitet från forskning, sjukhus och Studsvik:* Aktivitetens innehåll i denna typ av avfall bör vara väl känd och lätt att kvantifiera med avseende på dimensionerande nuklider. Därmed kan den bästa behandlingen och förvaringstypen kunna väljas för detta avfall med utgångspunkt från denna kunskap.

För samtliga sex avfallsströmmar ovan måste de dominerande nukliderna med avseende på potentiella framtida dosbelastning identifieras. Denna kartläggning fordrar att så många nuklider som möjligt beaktas och att deras dosbelastningen för lång tid framöver uppskattas. Detta har gjorts inom ramen för projektet genom att nuklidfördelningen i ett till 42 MWd/kg utbränt bränsleknippe beräknats. Anrikningen i det färska knippet ansattes till 3,2 %. Beräkningen omfattade 170 kg U-238, 5,6 kg U-235, Zircaloy 85 kg (i kapsling och boxar), Inconel-spridare 0,58 kg, övergångsstycken 16 kg, fjädrar i övre plenum i stavarna 2,2 kg, syre 11,8 kg, samt flera element med låga halter, vilket diskuteras nedan. Analysen gjordes med ORIGEN-S från SCALE 4.4 programsystem [17].

Det bör påpekas att gadolinium används som brännbar absorber i bränslematrisen. Effekterna av denna har inte analyserats vid ORIGEN-S-körningarna då resulterande aktiveringsprodukter innehålls i stavarna och följer bränslet till djupförvaret. Med gadolinium närvarande kommer antalet aktiveringsprodukter att öka. Speciellt produceras Eu-154 och Eu-155 genom kärnreaktioner i gadoliniumisotoper. Anledningen till att inte ta med gadolinium i analysen var att fastställa betydelsen av just Eu-154 och Eu-155 i andra material. Eu-154 och Eu-155 bedöms inte ha någon betydelse i driftavfall från kraftverken eller CLAB. Inte heller drift med någon eller några defekta BA-stavar bedöms ha någon radiologisk betydelse.

Resultaten för analysen ges i bilaga A. De är uppdelade på fissionsprodukter, aktinider respektive aktiveringsprodukter. Aktivitetsnivåerna vid uttag, vid 1, 10, 100, 1 000, 10 000 och 100 000 år ges i tabellerna. För att bedöma den potentiella framtida dosbelastningen av de olika nukliderna har ALI (Annual Limits on Intake) värden för intag via föda (Ingestion) och via inandning (Inhalation) enligt [18] använts. För nukliderna i tabellerna och för de olika tidsperioderna har aktivitetinventarierna delats med respektive ALI-värde. Resulterande siffror visar hur många ALI-värden de olika nuklidaktiviteterna representerar vid olika tidpunkter efter bestrålning.

Dessa siffror används nedan som underlag till förslag till nuklidtabeller. Enbart dominerande nuklider väljs ut.

En bränslepatron innehåller ca 19 kg rostfritt material. I analysen har förutsatts att detta material utsätts för neutronfältet i härden. Neutronflödet vid moderatortanksidan är ca en åttondel jämfört med det i härden. Då det rostfria materialet i bilaga A beräkningsmässigt bestrålas i fem år i härdneutronflödet motsvarar den producerade aktiviteten med lång halveringstid, över 15–20 år, i storleksordning (för noggrann beräkning måste korrekt neutronflöde och spektra ansättas) den som produceras i samma mängd material i moderatortanken under 40 års drift.

I tabellerna i bilaga A har dominerande nuklider för de tre olika aktivitetskategorierna markerats med kursiv stil. Inom tabellerna visas också med kursiv stil under vilka tidsperioder de olika nukliderna behöver beaktas.

För att värdera dosbelastningen är det viktigt att beakta hur mycket bränsle som i praktiken som mest kan nå SFR. Maximal mängd bränsle som får tillföras SFR kan uppskattas till ca 30 kg [1 tabell 5.5-4], dvs. ca 15 % av ett bränsleknippe. Som diskuteras ovan är utfallet till och med 31/12 1998 ca 900 g.

För SFR-1 avfall föreslås följande nuklidbibliotek:

1. *För fissionsprodukter*: Enligt tabellen för fissionsprodukter i bilaga A domineras dosbidragen av Sr-90, Cs-137 i det kortare tidsperspektivet. Dessa ska därför beaktas.

Kommentar: Låt oss konservativt anta att 30 kg bränsle tillförs SFR-1. Då har ungefär 75 kg lösts upp. Antag vidare att alla fissionsprodukter i detta bränsle tillförs SFR-1. Då motsvarar den frigjorda Cs-137 mängden  $3,5 \cdot 10^8$  ALI, Sr-90  $6 \cdot 10^8$  ALI och Cs-134  $2,8 \cdot 10^8$  ALI. Redan efter 10 år har betydelsen av Cs-134 sjunkit till  $1,3 \cdot 10^7$  ALI. Då SFR-1 står under institutionell kontroll under lång tid finns ingen anledning att beakta denna isotop i säkerhetsanalysen. Cs-134 kan vara med av rent mättekniska skäl, ytterligare några energitoppar i gammaspektrumet har identifierats, men de behöver inte beaktas i säkerhetsredovisningen.

Följande nuklider behöver inte beaktas: Ce-144 är svår att mäta, som diskuterats ovan, och har så kort halveringstid att SFR står under institutionell kontroll tills denna nuklid sönderfallit. Med det senare argumentet som grund behöver inte heller Ru-106 beaktas. För bägge dessa nuklider gäller begränsningen av den mängd bränsle som kommer att tillföras SFR. För de långlivade nukliderna gäller: Zr-93 motsvarar som mest  $8,0 \cdot 10^3$  ALI (Inhalation), Tc-99  $1,1 \cdot 10^3$  ALI (Ingestion), Sn-126  $2,0 \cdot 10^3$  ALI (Inhalation) och I-129  $5,7 \cdot 10^2$  ALI (Ingestion). Förutsättningen för att dessa nuklider ska tillföras SFR-1 är upplösning av bränsle. Oavsett hur lite eller mycket bränsle som tillförs SFR-1 kommer fissionsprodukterna att ha liten radiologisk betydelse i förhållande till aktiniderna. Totalt bidrar ovanstående nuklider med  $1,2 \cdot 10^4$  ALI som ska jämföras med motsvarande för aktiniderna enligt nästa punkt, totalt  $2,9 \cdot 10^{10}$  ALI vid dimensionerande scenario vid tidpunkten noll och  $3,3 \cdot 10^9$  efter 1 000 år. Fissionsprodukternas betydelse med avseende på radiologin är  $5 \cdot 10^{-7}$  i förhållande till aktiniderna. Därför behöver de uppräknade fissionsprodukterna inte beaktas i säkerhetsredovisningen.

2. *För aktinider*: Pu-239/240 och Pu-238/Am-241 (dessa bör anges tillsammans om de inte kemiskt separerats före mätning) Pu-241 och Cm-244.

Kommentar: Np-237 växer till och har ingen betydelse förrän efter ca 100 000 år.

Om 75 kg bränsle löses upp kommer uran och aktinider i ca 30 av dess 75 kg att tillföras SFR-1. Om vi konservativt antar att detta bränsle har utbränningen 42 MWd/kg U kan den



radiologiska konsekvensen av aktiniderna uppskattas till  $1,7 \cdot 10^{10}$  ALI för Pu-238,  $1,2 \cdot 10^9$  ALI för Pu-239,  $2,4 \cdot 10^9$  ALI för Pu-240 och  $7,9 \cdot 10^9$  ALI för Pu-241 vid avställning. Efter 1 000 år är motsvarande  $1,1 \cdot 10^9$  ALI för Pu-239,  $2,2 \cdot 10^9$  ALI och  $2,2 \cdot 10^9$  för Pu-240. Först efter 100 000 år börjar Pu-242 bli betydande i förhållande till övriga. Tabellerna i bilaga A visar att aktiniderna dominerar den radiologiska konsekvensen jämfört med alla andra nuklider i bränsle och bränslerelaterat material.

3. *För aktiveringsprodukter:* Följande aktiveringsprodukter föreslås att ingå i ett nuklidbibliotek för SFR: Co-60, Ni-59 och Ni-63.

Kommentar: Co-58 och Zr/Nb-95 ger kortvarigt hög dosbelastning men halveringstiderna är så korta att nukliderna sönderfallit långt innan SFR förslutits. Detta gäller även Fe-55 ( $T_{1/2} = 2,7$  år), som är en ren betstrålar och inte är något problem vid hanteringen av avfallskollin och som hinner sönderfalla under de ca 30 år som SFR-1 står under institutionell kontroll. Fe-55 ingår i dag i tabell 5.5-4 i SSR för SFR-1. Detta beror på att denna nuklid uppfyllde Cs-137 kriteriet ovan.

De två mycket långlivade nukliderna Zr-93 och Nb-93m kan kvantifieras på följande sätt: Antag att 30 kg bränsle tillförs SFR och detta följs av motsvarande mängd kapsling. Kapslingen i en SVEA 100 väger ca 48 kg. 15 % av detta är 7,2 kg. Den totala zirkoniumvikten, inklusive box i ett knippe är 84 kg. Det innebär att ca 9 % av den totala mängden zirkonium i tabellen för aktiveringsprodukter i bilaga A kan tillföras SFR. Då blir dosbelastningen för Zr-93 450 ALI (Inhalation) och 10 ALI (Inhalation) för Nb-93m. Uppskattningen från denna källa är konservativ då det förutsätts att all kapslingsmaterial tillförs reningsfiltren.

En annan källa för Zr-93 och Nb-93m är den direkta ytkorrosionen av kapsling och boxar under drift. Oxidskiktet på kapsling och boxar övervakas med mätningar. Oxid tjockleken är normalt i storleksordning 10  $\mu\text{m}$ . Lösligheten för Zircaloy är mycket liten eller noll. Vid några tillfällen har avlossning genom flagning av Zircaloy förekommit. Mängden lösgjord Zircaloy per reaktor har vid dessa tillfällen uppskattats till i storleksordning 1 kg per år. Bidraget till Zr-93 och Nb-93m från denna flagning bedöms inte vara så stor att den behöver beaktas. Däremot måste Zr-93 och Nb-93m beaktas vid lagring av bränsle och boxar.

4. *Aktivitet i rivningsavfall:* I betong i biologiska skyddet eller annan betong som varit utsatt för neutronbestrålning produceras Eu-152 genom neutroninfångning. Därför föreslås att denna nuklid tillförs biblioteket för SFR. Denna nuklid är inte aktuell förrän konstruktionsmaterial av betong, exempelvis biologiska skyddet, som utsatts för neutronbestrålning ska lagras i SFR-1.
5. *Tritium:* Små mängder produceras i bränslet, se tabellen för fissionsprodukter i bilaga A. Tabellen för aktiveringsprodukter visar att endast mycket små halter av tritium produceras i material. Två källor återstår: produktion av tritium i reaktorvattnet, genom neutroninfångning i D och Li. Detta tritium kan inte renas eller på annat sätt koncentreras för förvaring utan släpps ut till vattenrecipienten, ca 90 % av det i vattnet eller till luft, ca 10 %. En stor tritiumkälla är styrstavar. Det i dessa producerade tritiumet innehålls i stavarna. Dessa bör konsekvensberäknas separat. De kommer inte att lagras i SFR-1. Det tritium som följer med avfallet till SFR är i form av vatten med samma koncentration som i primära kylvattnet. Det innebär att kraftverken och CLAB bidrar till SFR-1 enbart små mängder tritium. Denna mängd är så marginell att den behöver beaktas i säkerhetsredovisningen. Däremot kan avfall från Studsvik, avsett för förvaring i SFR-1, innehålla koncentrerade och höga tritiumhalter. Om så är fallet bör detta ingå i säkerhetsredovisningen.
6. *C-14:* C-14 produceras genom kärnreaktioner i O-17 och N-14. I bränslet finns ca 11,8 kg syre (i form av O<sub>2</sub> i UO<sub>2</sub>) per patron. Naturligt kväve finns i rostfritt stål, upp till ca 100 ppm. Kvävet används för reglering av stålets hårdhet. Vid en ORIGEN-S-analys ansattes

att patronen innehöll 11,8 kg syre och noll kväve. Mängden C-14 producerat i syret i bränslematrisen blev  $2,57 \cdot 10^9$  Bq/patron. En andra analys med kvävehalten 100 ppm kväve, 1,88 g, i rostfritt gav resultatet  $2,58 \cdot 10^9$  Bq. Mängden C-14 i rostfritt material i härden blir således  $5 \cdot 10^5$  Bq/kg vid utbränningen 42 MWd/kgU. Det är detta resultat som ges i tabellen med aktiveringsprodukter i bilaga A. Denna tabell visar att dosbelastningen p.g.a. C-14, med givna förutsättningar, i rostfritt material saknar betydelse i förhållande till andra aktiveringsprodukter. Slutsatsen blir att C-14 inte behöver beaktas som aktiveringsprodukt i material varken för BWR eller PWR.

Den C-14 aktivitet som produceras i vattnet i en BWR bildar i huvudsak CO<sub>2</sub>. Denna gas följer med avgaserna via avgassystemet och frigörs till atmosfären. I avsnitt 3.5.2 diskuteras halter av C-14 i driftavfall.

Slutsats: För PWR och BWR behöver inte C-14 beaktas i interna delar. Däremot behöver C-14 i driftavfall eventuellt beaktas, se diskussionen i avsnitt 3.5.2.

7. *Cl-36*: Klorider kan finnas som förorening i stål. Det har varit svårt att få fram mätta klorhalter i stål. Vid ORIGEN-S-analys gjordes ansatsen att det rostfria stålet, 19 kg, i en patron innehöll 5 ppm klor, 0,1 g. Detta bedöms vara den högsta möjliga koncentrationen i stål. Resultatet i beräkningen redovisas i tabellen för aktiveringsprodukter i bilaga A. Tabellen visar att Cl-36 i interna delar enbart har en marginell betydelse i förhållande till andra produkter. I 19 kg rostfritt material efter fem år i härden innehåller motsvarande ca 0,5 ALI Cl-36 vid intag via föda och 0,4 vid intag via andning. Detta motsvarar ca 0,2 % av den radiologiska betydelsen för Ni-59. Cl-36 i interna delar behöver därmed inte beaktas. Upplösning av det rostfria materialet är en mycket långsam process varför frigörelseraten av Cl-36 och andra aktiveringsprodukter blir mycket långsam.

Frågan är om Cl-36 producerad i reaktorvattnet behöver beaktas? I bilaga B beräknas produktionsraten för Cl-36 i reaktorvattnet. Denna uppskattas till 21 Bq/month/MW<sub>th</sub> per ppb Cl i reaktorvattnet för BWR. Högsta kloridhalten i reaktorvattnet är ca 5 ppb. Normalnivån är i regel mindre än 1 ppb. Totalt under 40 driftår, med antagandet att BWR-reaktorerna är i drift med full effekt under 10 månader per år, produceras med 5 ppb klor i reaktorvattnet totalt  $3,3 \cdot 10^{10}$  Bq Cl-36 i samtliga BWR. Detta klor hamnar i 331-filtren. Denna aktivitetmängd motsvarar totalt 1 600 ALI och 1 100 ALI vid intag via föda respektive inandning. Även denna dosbelastning är så liten i förhållande till andra nuklider att den inte behöver beaktas. Det bör också noteras att denna uppskattning är konservativ med mer än en faktor fem. Kloridhalten i PWR är i storleksordning 5 ppb vilket bidrar med ytterligare ca  $1 \cdot 10^{10}$  Bq Cl-36. Även denna siffra är konservativ. I [26] uppskattas mängden Cl-36 från det svenska kärnkraftsprogrammet till mindre än  $1 \cdot 10^{10}$  Bq, vilket är i god överensstämmelse med uppskattningen ovan ( $3,3 \cdot 10^{10}$ ). Uppskattningen ovan är gjord med betydligt större konservatism än vad som ansattes i [26]. (I [26] är troligen kloridhalten i reaktorvatten felskriven. Där anges halterna i BWR till högst 1 ppm och i PWR till högst 5 ppm. Enheten måste vara ppb.)

På grund av kokningen i BWR kan eventuellt klorider tas upp på bränslekapplingen. Detta fenomen benämns "hide out". Vid avställning, antingen planerad eller vid snabbstopp, kan man förvänta sig att en andel av de upplagrade kloriderna skulle lösas upp ("reversed hide out"). Analyser av reaktorvattenprover uttagna vid normala avställningar av BWR har inte visat någon signifikant ökning av kloridhalten i vattnet vid exempelvis F1 och F2 [37]. Detta visar att BWR-härdarna under drift inte innehåller mer klorider än vad som finns i vattnet. Då ingen mer omfattande kokning sker i en PWR-härd kommer inte heller några signifikanta mängder av klor att tas upp på bränslet i dessa härdar [35].

Slutsats: Cl-36 behöver inte beaktas i interndelar i BWR och PWR och inte heller i driftavfall från BWR eller PWR.

8. *Eu-154 (8,60 år) och Eu-155 (4,96 år)*: Källan för dessa nuklider är neutronreaktioner i Gd-154 respektive Gd-155. Gadolinium används som brännbar absorbator. Bägge nukliderna förekommer också som aktiveringsprodukter. Detta innebär att de i huvudsak förekommer i bränslematrisen och inte frigörs till reaktorvattnet. Dessutom har de relativt korta halveringstider och har ingen radiologisk betydelse i förhållande till andra bränslerelaterade nuklider. De behöver inte beaktas vid säkerhetsanalysen för SFR-1 eller för SFL 3-5.

I tabell 15 sammanfattas punkterna ovan till ett förslag till nuklidbibliotek för SFR-1.

**Tabell 15**

Förslag till nuklidbibliotek för avfall avsett för SFR-1 och markförvar.

Nr	Nuklid	Halveringstid	Anmärkningar
1	H-3	12,3 år	Behövs eventuellt för avfall från Studsvik
2	C-14	5,73 ky	Behöver beaktas för PWR och BWR driftavfall
3	Co-60	5,27 y	Dominerande strålkälla under hanteringsstadiet. Co-60 är dessutom nyckelnuklid <sup>1</sup>
4	Ni-59	74,95 ky	
5	Ni-63	100 y	
6	Sr-90	29,1 y	
7	Cs-137	30,0 y	Cs-137 är nyckelnuklid <sup>1</sup>
8	Eu-152	13,3 år	Finns i neutronbestrålad betong
9	Pu-238/Am-241	87,7 y/432 y	Svåra att mätmassigt separera <sup>2</sup>
10	Pu-239/240	24,11 ky/6,56 ky	Svåra att mätmassigt separera <sup>2</sup>
11	Pu-241	14,4 y	
12	Cm-244	18,1 y	

1) Används för att beräkna andra nuklider. För relationer se tabell 5.

2) Då dessa nuklider har sammanfallande alfaenergi föreslås de slås samman. Alternativt bör det framgå hur uppdelningen av mätt aktivitet på de individuella nukliderna gjorts. Vid Ringhals separeras dessa vid provberedning.

Följande nuklider i tabell 15 mäts idag, Co-60, Sr-90, Cs-137, Eu-152 och aktiniderna. Övervakningen och kvantifieringen av dessa nuklider är tillfredsställande. De som inte mäts är C-14, Ni-59 och Ni-63. Osäkerheten i kvantifiering av dessa nuklider kan vara stor. Därför rekommenderas att metoder för rutinmässig mätning av dessa nuklider utvecklas, alternativt att de kartläggs via ett speciellt projekt.

I dag beaktas de nuklider som ges i tabell 6 i säkerhetsanalysen för SFR-1. Förslaget i tabell 15 visar att följande nuklider har tagits bort, Ru-106, Fe-55 och Cs-134 p.g.a. korta halveringstider och Nb-94, Tc-99, I-129 och Cs-135 p.g.a. att de har marginell radiologisk betydelse i förhållande till aktiniderna. En lättmätbar gammastrålande nuklid, Eu-152, har tillkommit. Denna produceras genom neutroninfångning i konstruktionsmaterial av betong.

Av de i tabell 15 föreslagna nukliderna är enbart Co-60, Cs-137 och Eu-152 direkt mätbara vid gammaspektrometrisk mätning av avfallskollin. H-3, Sr-90 och samtliga aktinider mäts i reaktorsystemen men är inte mätbara i avfallskollin. Övriga nuklider, C-14, Ni-59 och Ni-63, måste i dag beräkningsmässigt uppskattas. Som diskuterats ovan finns goda möjligheter att kvantifiera C-14 och Ni-59 genom mätningar. Detta har diskuterats ovan i avsnitten 2.4.5 och 3.5.2. Inför mätmetoder för C-14 och Ni-59 kommer principiellt samtliga radiologiskt signifikanta nuklider i biblioteket att vara mycket väl kvantifierade. Ökad kvalitet för kvantifieringen medför minskad osäkerhet i verkligt inventarium i SFR-1.

I det mycket långa tidsperspektivet, efter ca en miljon år, kommer Np-237 att dominera den radiologiska konsekvensen med avseende på aktinider. Fram till denna tid kommer Pu-242 att dominera den radiologiska konsekvensen. Dessa nuklider har utelämnats då deras radiologiska konsekvens är måttlig i förhållande till andra alfastrålare. Dessutom kommer de att ha liten radiologisk signifikans med avseende på SFR-1-avfall.

För avfall från Studsvik är det inte möjligt att ge ett generellt nuklidbibliotek för SFR-1 och eventuellt markförvar då avfallet kan ha andra källor och sammansättning än vad kraftproducerande reaktorer och CLAB har. Ursprunget till aktiviteten måste kartläggas och ett avpassat bibliotek fastställas.

### **Diskussion**

Inom delprojektet ska diskuteras om myndighetsanvisningarna ska utformas så att även de nuklider som kan vara av intresse inte primärt ur dosbelastningssynpunkt, utan t.ex. som indikatorer för reaktorns driftförhållanden, ska inkluderas.

Enda driftförhållandet som påverkar aktivitetsfördelning och aktivitetsinventarierna i avfallet är bränsleskador. Andra driftförhållanden, exempelvis HWC-drift, järn- och zinkdosering till reaktorn påverkar inte direkt nuklidfördelning eller nuklidinventariet i SFR på något avgörande sätt. De behöver därför inte beaktas. Däremot kan användning av nya material och ändrat driftsätt påverka nuklidproduktion och nuklidfördelningar, detta diskuteras mer ingående i kapitel 6.

Vid mindre bränsleskador, definierade som ej degraderande kapsling, frigörs ädelgaser, radiojod och cesium. Defekt bränsle är enda signifikanta källan för Cs-137 och Cs-134. Den enda signifikanta källan för aktinider är bränsleskador med degraderande kapsling. I och med att Cs-137 och aktinidnukliderna ingår i de föreslagna nuklidbiblioteken är dessa utformade så att de driftförhållanden som påverkar aktivitetsinventarierna i avfall är beaktade. Denna diskussion omfattar också det material som tillförs markförvar och som är avsett för friklassning.

Vid konsekvensberäkning av avfallet avsett för långtidsförvar i SFR eller SFL behöver enbart nuklider med längre halveringstider, längre än 3–4 år beaktas, då förvaren står under institutionell kontroll under relativt lång tid efter det aktiviteten slutat att produceras. Samma förhållande gäller principiellt för avfall avsett för markförvar. Därför kan samma nuklidbibliotek ansättas för markförvar som för SFR-1, se tabell 15.

Det föreslagna biblioteket innehåller de nuklider som bör ingå i en konsekvensuppskattning. Mättekniskt kan andra nuklider ingå i biblioteket, exempelvis Co-58, Cs-134, Ce-144, Fe-59 och Cr-51.

# 5 Förslag till nuklidbibliotek för friklassning

## 5.1 Målsättningen med delprojekt 4

Inom delprojekt 4 ska följande frågeställningar diskuteras: ”Ytterligare två avfallsströmmar ska utredas, nämligen det avfall som ska markförvaras (Förf. anm. Förslaget är diskuterat under föregående delprojekt.) vid de kärntekniska anläggningarna och det material som ska friklassas. För dessa båda avfallsströmmar gäller samma anvisningar som för SFR-avfall, dvs. nuklidinnehållet ska vara känt. Materialets snabbare omsättning och generell lägre aktivitetsinnehåll kan dock föranleda att SSI:s anvisningar avseende nuklidbibliotek bör vara annorlunda än för material som ska deponeras i SFR.”

## 5.2 Nuklidbibliotek för friklassning

Vid friklassning av material får förutsättas att aktuellt material direkt kommer att användas eller genom återanvändning bli någon form av konsumtionsprodukt. En viktig parameter är tiden från det att det aktuella materialet varit i kontakt med nyproducerad aktivitet tills det släpps som friklassat. Om vi antar att denna tid är minst ca sex månader behöver endast nuklider med halveringstider längre än ca en månad beaktas.

Reaktor- och bassängvatten analyseras rutinmässigt gammaspektrometriskt med högupplösande Ge-detektorer. I tabell 1 visas de gammastrålande nuklider med halveringstider över ca en månad som kan påvisas i reaktor- och bassängvatten. I tabellen visas också dominerande gammaenergier och deras grenkvot. Dessa nuklider tillsammans med de i tabell 15 kan bli aktuella att ingå i ett nuklidbibliotek vid friklassning av material.

Av nukliderna listade i tabell 2 förslås följande att inte ingå i ett nuklidbibliotek:

1. *Sc-46*: Denna nuklid har enbart detekterats i ett fåtal prover och ingår inte bland de signifikanta aktiveringsprodukterna enligt tabellen över aktiveringsprodukter i rostfritt material i bilaga A.
2. *Cr-51, Co-57 och Fe-59*: Har liten radiologisk betydelse enligt tabellen över aktiveringsprodukter i rostfritt material i bilaga A.
3. *Ru-103, Sb-124 och Ce-141*: Marginell radiologisk betydelse, se tabellen över fissionsprodukter i bilaga A.
4. *Hf-181 och Ce-144*: Marginell radiologisk betydelse, se tabellerna över fissionsprodukter och aktiveringsprodukter i rostfritt material i bilaga A.

Förutom de från tabell 2 utvalda nukliderna bör ett selekterat antal från tabell 15 ingå. Följande nuklider i tabell 15 föreslås inte ingå i ett nuklidbibliotek för friklassning:

1. *H-3*: Motiveras ovan. Tritium har liten radiologisk betydelse.
2. *Ni-59*: Denna nuklid har i det korta tidsperspektivet, i 100-årsskalen, liten radiologisk betydelse i förhållande till övriga nuklider varför denna föreslås inte behöva beaktas.

3. C-14: Denna förekommer inte i material som ska friklassas.

I tabell 16 ges förslag till en nuklidtabell för användning vid kvantifiering av nuklider i material som ska friklassas. I tabellen ges också friklassningsgränser enligt [9]. Friklassningsgränserna visar den maximalt tillåtna halten av varje nuklid under förutsättning att materialet enbart innehåller denna nuklid samt också maximal specifik aktivitet. Innehåller materialet flera nuklider bör dessa vägas samman via ett index, som är specifikt för aktuell nuklidfördelning. Något sådant index finns inte idag.

**Tabell16**

Förslag till nuklidbibliotek vid mätning på avfall avsett för friklassning.

Nr	Nuklid	Halveringstid	Anmärkning	Friklassningsgräns <sup>1</sup>	
				(Bq/kg)	(Bq)
1	Fe-55	2,7 y	Uppskattas	1E7	1E6
2	Co-58	70,78 d	Mäts gammaspektrometriskt	10E3	1E6
3	Co-60	5,27 y	Mäts gammaspektrometriskt	10E3	1E5
4	Ni-63	100 y	Uppskattas <sup>2</sup>	1E8	1E8
5	Zn-65	244,3 d	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E6
6	Sr-90	29,1 y	Uppskattas <sup>3</sup>	1E5	1E4
7	Zr-95	64,0 d	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E6
8	Nb-95	35,15 d	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E6
9	Ru-106	1,01 y	Mäts gammaspektrometriskt	1E5	1E5
10	Ag-110m	249,9 d	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E6
11	Sn-113	115,1 d	Mäts gammaspektrometriskt	1E6	1E7
12	Sb-125	2,73 y	Mäts gammaspektrometriskt	1E5	1E6
13	Cs-134	2,06 y	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E5
14	Cs-137	30,0 y	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E4
15	Eu-152	13,3 y	Mäts gammaspektrometriskt	1E4	1E6
16	Pu-238	87,7 y	Uppskattas <sup>3</sup>	1E3	1E4
17	Pu-239/ 240	24,11 ky/6,56 ky	Uppskattas <sup>3</sup>	1E3/1E3	1E4/1E3
18	Pu-241	14,4 y	Uppskattas <sup>3</sup>	1E5	1E5
19	Am-241	432 y	Uppskattas <sup>3</sup>	1E3	1E4
20	Cm-244	18,1 y	Uppskattas <sup>3</sup>	10	1E4

1) Från tabell I-1 i [9].

2) Uppskattas med förhållanden enligt tabell 5. Alternativt beräknas med lämplig datorkod.

3) Uppskattas på samma sätt som innehållet i skrot- och sopkollin. Alternativt kan alfastrålare och Sr-90 på ytor kvantifieras med strykprover.

För avfall från Studsvik är det inte möjligt att ge ett generellt nuklidbibliotek för friklassning då detta avfall kan ha andra källor och annan sammansättning än vad kraftproducerande reaktorer och CLAB har. Ursprunget till aktiviteten måste kartläggas och ett avpassat bibliotek fastställas från fall till fall.

C-14 har inte tagits med då denna nuklid inte förekommer som ytkontamination.

## Diskussion

Anledningen att relativt många kortlivade gammastrålare medtagits i nuklidtabellen för friklassning är att möjliggöra snabb friklassning av material som nyligen varit i kontakt med reaktorvattnet under drift eller av annan anledning kontaminerats med nyproducerad aktivitet.

Då det gäller alfastrålare behöver inte dessa beaktas i material från stationer som inte drabbats av bränsleskador med uranupplösning. Detta gäller för Barsebäck 1 och 2 fram till och med 1999. Med bättre kunskap om minneseffekten på systemytor kan möjligen kravet på kvantifiering av alfastrålare i andra stationer utgå efter någon bestämd tidpunkt efter det stationen drabbats av signifikant uranupplösning. En alternativ möjlighet att kvantifiera alfastrålare är att ta strykprover från det material som ska friklassas och utifrån resultaten från analyserna uppskatta mängden alfastrålare och Sr-90 på ytorna.

Vid friklassning av material från Studsvik kan samma bibliotek användas för material som kommit från kraftverken eller från CLAB. För annat avfall bör specifika bibliotek fastställas för varje kampanj. Dessa bibliotek kan fastställas med utgångspunkt från vilken källa aktiviteten kommer från.

I femte och sjätte kolumnen i tabell 16 ges gränsvärden föreslagna i [9, tabell I-1 i bilaga 1]. Dessa värden visar att variationen mellan gränsvärden för enskilda nuklider är stora. Därför är det olämpligt att ange friklassningsgränser baserade på en totalmängd och/eller en specifik aktivitetsnivå för material avsett för friklassning. Friklassningsgränserna bör utformas som det är gjort i [9] så att enskilda nuklider beaktas. Orsaken är den stora skillnaden i riskfaktorer mellan olika nuklider. Begränsningar bör göras så att samtliga nuklider som ska beaktas har individuella gränsvärden.

# 6 Karaktärisering och dokumentation av SFL-avfall

## 6.1 Målsättningen med delprojekt 5

Inom delprojekt 5 ska följande frågeställningar diskuteras: ”Vid de kärntekniska anläggningarna genereras successivt mer och mer avfall som på grund av ett alltför högt innehåll av långlivade radionuklider inte är lämpligt att deponera i SFR-1. Detta avfall mellanlagras för närvarande i avvaktan på slutförvaring i djupförvar. SSI har inte formulerat några allmänna direktiv för hur detta avfall ska karaktäriseras, framför allt med avseende på nuklidinnehållet, samt dokumenteras.

I denna del av projektet ska det utredas hur SSI:s allmänna anvisningar, för karaktärisering och dokumentation av avfallet, bör utformas, med utgångspunkt dels beroende på det annorlunda nuklidinnehållet i avfallet men även t.ex. beroende på den långa tid som förväntas förflyta innan avfallet slutligt omhändertas.”

## 6.2 Allmänt om SFL 2-5

I [7] listas avfallsinnehållet i de olika förvaren inom SFL 3-5. Redovisningen är detaljerad och beaktar olika komponenter. Dessutom beskrivs hur detta avfall packas. Volym, antal kollar, vikter och aktivitetsmängder har uppskattats med tidigare gjorda utredningar som underlag. De olika SFL-förvaren planeras innehålla följande avfallskategorier [7]:

1. *SFL 2*: Inkapslat och bestrålat bränsle. Detta behandlas inte i [7].
2. *SFL 3*: Låg och medelaktivt avfall från Studsvik. Detta avfall kan exempelvis komma från forskning, industrin eller använts inom medicin. SFL 3 kommer också att innehålla driftavfall från CLAB och inkapslingsanläggningen (Encapsulation Plant, EP) för bestrålat bränsle. Aktivitetsinnehållet i förvaret är beräknat till  $2 \cdot 10^{16}$  Bq.
3. *SFL 4*: Kortlivad aktivitet i rivningsmaterial från CLAB och EP, transportbehållare och containrar som deponeras efter förslutning av SFL 3. Aktivitetsinnehållet i förvaret är beräknat till  $7 \cdot 10^{13}$  Bq.
4. *SFL 5*: Planeras innehålla komponenter från härden och delar som utsatts för neutronflöde från härden. Aktivitetsinnehållet i förvaret är beräknat till  $2 \cdot 10^{17}$  Bq.

Den aktivitet som finns i de olika förvaren kan karaktäriseras på följande sätt:

1. *SFL 2. I bränsle*: Bränslet kommer att innehålla aktinider och fissionsprodukter. Från tabellerna över dessa nuklider i bilaga A framgår att i det korta tidsperspektivet, under de första 100–200 åren är det aktiniderna och några fissionsprodukter, Cs-137 och Sr-90, som dominerar den radiologiska konsekvensen. I det medellånga, efter några hundra år och i det långa tidsperspektivet, upp mot miljontals år, är det Pu-239 ( $T_{1/2} = 24$  ky) och Pu-242 (374 ky) som tillsammans med Np-237 dominerar den radiologiska konsekvensen uttryckt som ALI. Dominerande fissionsprodukter i det mycket långa tidsperspektivet är Zr-93 (1,53 My), Tc-99 (213 ky), Sn-126 (100 ky) och I-129 (15,7 My). Np-237 (2,14 My) ökar under en period p.g.a. att den är en dotterprodukt till Am-241 (och till Pu-241, litet bidrag). I för-



hållande till Pu-239, Pu-242 och Np-237 är fissionsprodukternas radiologiska signifikans låg efter 100 000 år. Efter en miljon år innehåller en patron bränsle motsvarande  $9,2 \cdot 10^6$  ALI (Inhalation) Pu-242. Motsvarande för Np-237 efter en miljon år är  $2,2 \cdot 10^6$  ALI (Inhalation) per patron. Enligt tabell 5-4 i [7] kommer SFL 3-5 att innehålla högst  $6,3 \cdot 10^7$  Bq Sn-126, vilket motsvarar 63 ALI (Inhalation). Vid en miljon år motsvarar fissionsprodukten I-129-inventariet i en patron knapp  $9 \cdot 10^2$  ALI. Även vid detta tidsperspektiv dominerar den radiologiska konsekvensen av aktinider, Np-237 och Pu-242. Den radiologiska konsekvensen för summan av Pu-238/239/240/241 och Am-241 är vid år 0  $1,7 \cdot 10^{11}$  ALI, vid år 1 000  $2,0 \cdot 10^{10}$  ALI och efter 100 000 år  $4,7 \cdot 10^8$  ALI per patron. Motsvarande för summan av Cs-137, Sr-90, Zr-93, Tc-99, Sn-126 är  $1,7 \cdot 10^9$  ALI (Cs-137 och Sr-90 dominerar bidraget i detta korta tidsperspektiv) vid 0 år,  $2,4 \cdot 10^4$  ALI vid 1 000 år och  $2,4 \cdot 10^4$  ALI vid 100 000 år. Jämförelsen visar att den radiologiska konsekvensen för aktiniderna är i storleksordning 1 miljon gånger större än för de listade fissionsprodukterna vid 1 000 år och 100 000 år. Vid tiden 0 är den radiologiska konsekvensen av Cs-137 och Sr-90 1 % av motsvarande för aktiniderna. Detta visar hur dominerande aktiniderna är relativt alla övriga produkter.

Diskussion: En intressant fråga är för vilket tidsperspektiv det är meningsfullt att göra konsekvensuppskattningar. För att göra detta måste vissa antaganden ansättas. Exempel på sådana antaganden är: hur sprids aktiviteten från förvaret till människan (brunnsscenario eller via brand), hur snabbt sker spridningen, hur lever människor efter en två, och så vidare, miljoner år, vad konsumerar man, hur många människor finns runt lagret. Finns andra arter som ska beaktas i detta tidsperspektiv? De antaganden som ansätts kommer med stor sannolikhet att vara felaktiga. Andra modeller för konsekvensanalys bör övervägas och fastläggas för de långa tidsperspektiven, över ett eller några tiotusentals år. Denna diskussion gäller all långlivad aktivitet. För att bättre uppskatta den verkliga konsekvensen, och att göra den neutral i förhållande till antaganden om människor och deras levnadsförhållande om 100 000, en miljon eller flera miljoner år framåt, skulle man kunna jämföra konsekvenserna för de kärnkraftsproducerade aktiniderna med konsekvenserna av naturligt förekommande alfaaktivitet och annan naturligt förekommande aktivitet, från kosmisk strålning, under aktuell tidsperiod. Eventuellt skulle också den aktivitet som tillförts naturen via atmosfäriska eller underjordiska kärnvapenprov, störtande satelliter och liknande mänskliga aktiviteter, kunna användas för jämförande konsekvensanalyser.

Slutsats: Aktiniderna Pu-239, Pu-242 och Np-237 dominerar stort den radiologiska konsekvensen då det gäller all aktivitet som finns i bränsle inklusive fissionsprodukter eller bränslerelaterat material, kapsling spridare m.m. Bidraget till persondoser från fissionsprodukter (I-129) och exempelvis Zr-93 (1,53 My), som är både fissions- och aktiveringsprodukt (i kapslingsmaterial och boxar) är så marginellt att det inte behöver beaktas i förhållande till aktiniderna om de förpackas tillsammans. Detta visas i tabellerna i bilaga A.

2. *SFL 3. I avfall från CLAB, EP och Studsvik:* Avfallet från CLAB och inkapslingsstationen består i huvudsak av jonbytarmassa, skrot och övrigt avfall. Det har samma sammansättning som driftavfall från kraftverken avsett för lagring i SFR-1. En större mängd avfall från Studsvik kommer också att tillföras SFL 3. Aktivitetsinnehållet i detta avfall kan kvantifieras som motsvarande från kraftverken antingen genom gammadetektorisk direktmätning eller genom uppskattningar med mätta data med avseende på aktinider och Sr-90.
3. *SFL 4. Kortlivad aktivitet i rivningsavfall från CLAB och EP:* SFL 4 kommer att tillföras rivningsavfall från CLAB och EP samt de behållare som använts för transport av bestrålat bränsle från kraftverken till CLAB. Även andra transportbehållare för låg och medelaktivt avfall tillförs SFL 4. Aktiviteten kommer att domineras av aktiveringsprodukter som lossnat från bränslekapslingen och kontaminerade systemtytor. Bidragen från aktinider och uran blir små.

4. *SFL 5. Härdkomponenter, interna delar och visst avfall från Studsvik:* Detta avfall består exempelvis av härdgaller, moderatortankar, moderatortanklock, nödkylningssystemet för härden (system 323), styrvstavsledrören, härdinstrumentledrören, borplattor, styrvstavar, bränsleboxar, övergångsstycken i en bränslepatron, SRM-, IRM-, PRM- och TIP-detektorer, PWR-reatortankar, brännbara absorbatörer från PWR och interna delar från PWR [7]. Till detta kan komma annat selekterat avfall.

Här finns många olika material med olika bestrålningshistorik som måste beaktas. I avsnitt 6.3.1 diskuteras hur kvantifieringen kan göras och osäkerheten i denna kvantifiering.

Det avfall som redan finns lagrat och som kommer att tillföras SFL är bränsle, som finns lagrat på stationerna och vid CLAB. Interna delar som antingen är kontaminerade med ytaktivitet, t.ex. ånggeneratorerna från R2 och R3, eller innehåller inducerad aktivitet, exempelvis härdgaller, moderatortank, styrvstavar, m.m. Till detta kommer neutrondetektorer som grundar sig på fissioner som innehåller såväl inducerad aktivitet som små mängder fissionsprodukter och rester av fissilt material.

## 6.3 Karaktärisering av aktivitetsinventarierna i SFL 2-5

### 6.3.1 KVANTIFIERING AV NUKLIDINNEHÅLLET

Metoderna för kvantifieringen av nuklidinnehållet i de olika avfallskategorierna till SFL 2-5 varierar beroende på källan. Följande metoder används:

1. *För bränsle och bränslerelaterat material:* Vid samtliga verk analyseras mängden fissilt material, uran- och plutoniumisotoper i bränslet efter varje års utbränning (med datorkoden ISOTOPKALKYL). Denna analys ingår i Safe Guard-hantering. Inga analyser görs med avseende på fissionsprodukter eller inducerad aktivitet i bränslerelaterat material, Zircaloy (kapsling och box), Inconel (i spridare) och i övergångsstyckena (rostfritt). Resultatet av dessa analyser är således inte lämpade för användning för att kvantifiera nuklidinnehållet i bränslet. Däremot kan ORIGEN-koden (ORIGEN-2 eller ORIGEN-S, den sistnämnda från SCALE-programsystemet, enbart ORIGEN-S dateras upp och utvecklas efter 1995) användas. Med dessa koder erhålls patroninventariet för alla nuklider oberoende av produktions-sätt, fission eller aktivering.

I ORIGEN finns optioner som beräknar aktiviteten vid valfria tidpunkter efter det bränslet tagits ur drift och för valfri utbränningsnivå. Vid analyserna beaktas enskilda driftperioder och hur länge en patron lagras i bränslebassängerna, revisionsperiodernas längder, drifhistorik m.m. Detta gör att noggranna analyser kan göras samtidigt som nuklidinventariet enkelt kan följas under en lång tidsperiod. För exempel på resultat från en sådan analys, se tabellerna i bilaga A. ORIGEN-koden är den i dag mest kända och mest använda programmet för denna typ av beräkningar.

Osäkerhet: Resultaten vid ORIGEN-analyser har liten osäkerhet. Tvärsnittsbiblioteken som används har en största osäkerhet på 1 %. Det går att använda tvärsnittsbibliotek med större noggrannhet men normalt används bibliotek med ovanstående osäkerhet. Dessutom är följande parametrar väl definierade, utbränning, drifhistorik, materialsammansättning, mängden BA (brännbar absorbatör) och olika komponenters vikter. Osäkerheten i enskilda analyser blir därmed liten. För nuklider med lång halveringstid har variationer i drifhistoriken liten betydelse, däremot har utbränningen stor betydelse. Nuklidinventarium i enskilda eller inventarium i ett större antal patroner kan erhållas med ett begränsat antal ORIGEN-analyser.

Det finns flera anledningar till att denna typ av analyser är noggranna och att tvärsnittsbiblioteken håller hög kvalitet. Korrekta tvärsnittsbibliotek var centrala för utveckling av kärnvapen och också som underlag vid härdövervakningen av reaktorer med avseende på de termiska marginalerna. Denna övervakning är en säkerhetsfunktion. Den görs med datorprogram, exempelvis FENIX/POLCA eller CASMO/SIMULATE. Det är inte möjligt att göra denna övervakning med instrument. Tvärsnittsdata till härdövervakningsprogrammen och till program av typ ORIGEN, är desamma. Den totala osäkerheten (på 1  $\sigma$ -nivån) i härdövervakningsprogrammen är i storleksordning ca 3 % med alla osäkerheter beaktade. I reaktorerna måste koderna beakta samtliga parametrar som påverkar de termiska marginalerna, som hc-flöde, effekt, effektprofil, void, effekten i intilliggande patroner, BA, osäkerheten i indata från processen till koderna, m.fl. I ORIGEN ansätts ett typiskt medelvärde med avseende på dessa parametrar för den patron som analyseras med utgångspunkt från givna indata. Den totala osäkerheten i ORIGEN-resultaten blir därför något högre än osäkerheten i härdövervakningsprogrammen. Däremot bör osäkerheten om ett antal patroner analyseras med realistisk utbränningshistorik bli liten med avseende på framräknat medelinventarier. Detta resulterar i att aktivitetsinventarier i bränsle kan beräknas med god noggrannhet under förutsättning att inga grova eller systematiska fel införs genom indata eller beräkningsförutsättningarna.

Sammanfattning: Inventarier av fissionsprodukter, aktinider i bränsle och aktiveringsprodukter i härdområdet kan beräknas med mycket god noggrannhet.

2. *För inducerad aktivitet i stål:* Traditionellt har kvantifieringen av inducerad aktivitet i interna delar beräknats på motsvarande sätt som beskrivits i ORIGEN-koden ovan.

Osäkerhet: Problemet i dessa beräkningar är att fastlägga ett korrekt neutronflöde och neutronspektrum runt aktuell komponent. Tabellen över aktiveringsprodukter i bilaga A kan illustrera denna problemställning. I analysen ansattes att övergångsstyckena i patronen befann sig i härden. I verkligheten befinner sig det undre övergångsstycket under den aktiva delen av härden, ca 25 cm. Den aktiva delen i härden är ca 365 cm lång och slutar ca 35 cm från det övre övergångsstycket. I dag används utarmat uran, så kallade blankets, i botten och toppnoderna i bränslet. En nod representeras av en kub med sidan 15 cm. Blankets används för att minska utläckaget av neutronerna från härden vilket i dag ger ett lägre neutronflöde vid övergångsstyckena, härdgaller och häruppställningsplattor än innan blankets användes. Neutronflödet är därför betydligt lägre i positionerna för övergångsstyckena än vad som ansattes i koden varför tabellen i bilaga A överskattar den inducerade aktiviteten med i storleksordning en faktor fem för det undre övergångsstycket och en faktor åtta vid det övre, dvs. med en faktor sex till sju relativt resultatet i bilaga A. Översta övergångsstycket sitter instyrt i härdgallret varför härdgaller och övergångsstycken utsätts för ungefär samma neutronflöde/spektrum.

Det är förenat med viss svårighet att säkert bestämma neutronflöde och neutronspektrum i en viss punkt. Till detta kommer att det finns en radiell neutrongradient över härden vilket gör att olika delar av härdgallret utsätts för olika neutronflöden. Detta resulterar i att den specifika aktiviteten kan variera betydligt på olika delar av härdgallret. Principiellt gäller samma diskussion för alla interna komponenter, moderatortanken, moderatortanklock, reaktortanken m.fl. Vid passagen genom stål ändras neutronflödet genom att den epitermiska och snabba andelen neutroner ökar medan den termiska, som normalt har högre tvärsnitt, reduceras. Även detta påverkar fördelningen av aktivitet i komponenter.

Som diskuterats ovan kommer SKB att försöka mäta Ni-59-halten i prover från härdkomponenter genom AMS-analyser vid tandemacceleratorn i LUND. Ett prov i gramskalan analyseras. Proven som skärs ut är små och frågan är hur representativa dessa är för aktuell komponent? Tas prov på ett härdgaller har det stor betydelse var provet tas såväl i radiell som axiell position. Den specifika aktiviteten i gallret kan variera från centrum till ytterkant

av den aktiva härden med en faktor 100 och från under till översida med kanske en faktor tre, dvs. med en faktor 300 i två punkter. Går man utanför härdområdet i radiell led sjunker neutronflödet med ytterliga någon tiopotens.

Vid beräkning av mängden inducerad aktivitet i en komponent ansätts ett uppskattat medelneutronflöde och med detta och materialsammansättningen som grund görs beräkningen. Man söker normalt ett neutronflöde som ger konservativ uppskattning av den inducerade aktiviteten. Detta gäller också ansatsen för neutronspektrum, som i äldre beräkningar delades upp i en termisk, en epitermisk och en snabb grupp. I dag ansätts ofta fler energigrupper. Det är därför inte alls säkert att någon god överensstämmelse erhålls mellan beräknade och mätta värden. Grundorsaken är att provet inte är representativt. Troligen kan skillnader på upp mot en tiopotens uppstå vid denna jämförelse trots att korrekt aktivitetsinventarium beräknats för aktuell komponent. En väl motiverad fråga är om det är meningsfullt att göra mätningar för att verifiera beräkningarna? För stora komponenter kan svaret bli nej på denna fråga. Det är svårt att från exempelvis ett härdgaller, moderatortank, moderatortanklock ta ut ett eller flera representativt prov vilket gör att det inte säkert är meningsfullt att jämföra mätta och beräknade värden. Det blir meningsfullt om den inducerade aktiviteten beräknas i den eller de punkter som proverna tas från men att jämföra ett beräknat inventarium för en stor komponent med prov från en punkt bör inte göras.

Vid Ringhals har stora utbytta komponenter mätts gammaspektrometriskt med mobil utrustning [13]. Vid mätningarna har detektorn exponerats för hela komponenten. Mätresultatet, av Co-60, visar därmed medelaktiviteten i objektet. Detta resultat är bättre att jämföra med beräknat aktivitetsinventarium än från små enstaka prover. I praktiken är den enda intressanta nukliden som kan mätas på ett bra och "globalt" sätt Co-60. Uppmätt Co-60-mängd kan jämföras med uppskattad eller beräknad mängd. På detta sätt kan en noggrannheten i kvantifiering av en nuklid säkert verifieras. För inducerad aktivitet är det enbart kärnfysikaliska data som skiljer olika nuklider åt. Dessa data är väl kända och kan bra överensstämmelse uppnås för Co-60 bör också övriga nuklider vara korrekt kvantifierade. En viktig förutsättning för detta är dock att den ursprungliga kobolthalten i materialet är väl känd.

Små komponenter som utsatts för samma neutronflöde och med väldefinierade förhållande, exempelvis bränslespridare kan däremot användas för verifiering av neutronflöde och använd beräkningsmodell, exempelvis ORIGIN-koden. Andra möjligheter är att beräkna det integrerade neutronflödet/spektrumet i en viss punkt. Vid denna punkt tas ett prov ut för jämförelse. En noggrann uppskattning av det tidsintegrerade neutronflödet i en viss punkt innebär ett omfattande arbete då driftbetingelserna ändrats genom åren, principiellt kan det erfordras att varje driftcykel beaktas för att få rätt tidsintegrerat neutronflöde och neutronspektrum.

Sammanfattning: Det poängteras att det kan uppkomma stora skillnader i mätta (i små prover) och uppskattade aktivitetsinventarier i större komponenter trots att det beräknade inventariet kan vara korrekt. Huvudorsaken är svårigheten att ta ut ett representativt prov. Det är inte alls säkert att det är det beräknade inventariet som är orsaken till eventuell diskrepans.

Summan av osäkerheter vid beräkning av ett nuklidinventarium består av: 1) koden själv, 2) systematiska fel i indata, exempelvis neutronflödet och/eller spektrumet och/eller andra grova fel. Dessa fel kan vara stora. Det är därför viktigt att alla förutsättningar för analysen finns dokumenterade med kompletta indata och körbar kod. Analysen ska kunna upprepas när som helst. Det är det enda sättet att kritiskt kunna granska resultaten och avgöra om analyserna behöver göras om eller ej.

3. *Inducerad aktivitet i annat material än stål:* Som exempel på sådana komponenter kan bland annat nämnas gammakänsliga neutrondetektorer, borplåtar som använts under första driftcykeln vid några av reaktorerna, styrstavar, startneutronkällor och absorbatormaterial från PWR. I och med att dessa avfallstyper innehåller olika material bör de behandlas individuellt eller i grupp med beaktande av drifthistorik. För de komponenter som använts för utformning av effektprofil och härdreglering, styrstavar och BA-insats, eller härdövervakning, SRM-, IRM- och PRM-detektorer, är utbränning och drifthistorik väl känd och finns lagrat i härdövervakningsprogrammen. Därigenom finns underlag för säkra beräkningar av nuklidinventarierna.

Osäkerhet: För de delar som hela tiden befunnit sig inom härden är det tidsintegrerade neutronflödet/spektrumet väl känt och därmed kan uppskattningar göras med god noggrannhet. För komponenter som suttit i härden under en eller flera driftcykler kan ett medelneutronflöde och spektrum ansättas. Osäkerheten i beräkningarna blir liten. För styrstavar i avställningsposition eller material som under en längre tid befunnit sig utanför härden och bestrållats med neutroner blir osäkerheten ungefär densamma som för neutroninducerat material diskuterat ovan.

4. *Neutrondetektorer av fissionstyp:* Fissionsdetektorer innehåller klyvbart material. I dag används i huvudsak två typer: den vanliga PRM (Power Range Monitor) och WRM (Wide Range Monitor), vid Forsmark 1 och 2. PRM detektorn innehåller 1,6 mg U-234 och 0,4 mg U-235 och WRM-detektorn 7,6 mg U-234, 0,4 mg U-235 och 0,2 mg U-238 [33]. Vid varje station utbyts tre till fyra detektorer per år. U-234 fungerar som breeder och kompenserar för utbränningen av U-235. I och med att detektorerna används under lång tid kommer det fissila materialet att brännas upp och detektorerna innehåller enbart en liten restmängd U-234 och U-235 samt fissionsprodukter vid utbyte. Då de innehåller mycket små mängder U-238 är aktinidinnehållet litet.

Osäkerhet: Drifthistoriken för dessa detektorer är väl känd och de befinner sig hela tiden i härden varför deras nuklidinventarium kan beräknas med stor noggrannhet. Se diskussionen ovan om osäkerheten för ORIGEN-koden.

Med tanke på aktinidernas stora betydelse med avseende på den radiologiska konsekvensen i det långa tidsperspektivet rekommenderas att den totala mängden aktinider och fissionsprodukter i fissionsdetektorer beräknas.

5. *Övrigt avfall:* Det avfall som planeras tillföras SFL 3 och 4 är av samma slag som driftavfallet från kärnkraftverken. Aktivitetsnivåerna för gammastrålare, aktinider och Sr-90 bör göras på samma sätt som vid CLAB. Producerade avfallskollin mäts med nuvarande metoder och aktinid och Sr-90 innehållet beräknas som vid kraftverken och CLAB idag.

Osäkerhet: Enligt diskussionen i kapitel 2.

6. *Avfall från Studsvik:* Som diskuterats ovan kan nuklidinnehållet i detta avfall ha andra källor än kraftverksindustrin. Som också nämnts ovan bör anpassade metoder tas fram för kvantifiering av nuklidinnehållet i detta avfall.

I [3] redovisas uppskattningar på nuklidinnehållet i det avfall som planeras för SFL 3-5. Inventariet av inducerad långlivad aktivitet byggs kontinuerligt upp under hela bestrålningstiden. Co-60-halten kommer att nå upp till 94 % av mättnadsaktiviteten efter fyra halveringstider, ca 21 år. Byte av en komponent kommer inte att påverka aktivitetinventariet till SFL. Den enda effekt komponentbytet har är att materialmängden ökar.

### 6.3.2 UTBYTE AV DELAR

Under verkens livstid kommer ett antal interna delar att behöva bytas ut. Som exempel på delar som bytts och kommer att placeras i SFR-1 eller SFL fram till i dag kan nämnas att:

- R1 har bytt ut härdgaller, härdsonder, fuktavskiljare. Vid R2 och R3 har vardera tre ånggeneratorer och vid R2 också ett reaktortanklock bytts ut [13].
- F1/F2 har bytt ut samtliga ångseparatorer.
- Vid O1 har moderatortankstativ, moderatortank, moderatortanklock och ångseparatorer bytts ut i samband med moderniseringsprojektet. Tidigare har matarvattenfördelare, fuktavskiljaren, härdgaller, låshylsor till härdstrilens backventiler, 8x2 härdstrilrör och ett antal backventiler i härdstrilen utbytts.
- Vid O2 har härdgallret och fem matarvattenfördelare bytts ut.
- Vid O3 har hjälpmatarvattenfördelare, insatsrör i hjälpmava, stutsfoder i hjälpmavastuts, härdstrilkoppling och matarvattenfördelare bytts ut [14, OKG meddelande 99-05035].
- B1 och B2 har bytt härdgaller.
- Till detta kommer styrtavar, neutrondetektorer och diverse härdinstrument vid samtliga stationer.

Detta innebär att ett relativt stort antal interna delar, även större sådana, som kommer att förvaras i SFL 5, eller i SFR-1, har bytts ut och mellanlagras på olika platser.

Vid Ringhals mättes nuklidinventarierna (ytaktivitet) gammaspektrometriskt i ånggeneratorerna från PWR, och vid R1 förvärmare 3 (ytaktivitet) och fuktavskiljaren (yt- och inducerad aktivitet) med mobil utrustning. Turbinrotorer som bytts ut mättes genom provtagning med stryk- och skrapprov. Moderatortanklocket från R2 mättes med mobil utrustning, så kallade båtprover från lockets olika delar togs ut och strykprov togs för att fastställa ytkontaminationen. Strykproven analyserades med avseende på aktinider och Sr-90. För verifiering av den gammaspektrometriska analysen beräknades och mättes dosraten. Den beräknad dosraten översteg den uppmätta med ca 10 % [13]. Denna differens kan helt förklaras med osäkerheterna i mätningarna. Enbart osäkerheten i den gammaspektrometriska mätningen bör vara något över 10 % på 1  $\sigma$ -nivån. Till detta kommer osäkerheten i dosberäkningen och i dosmätningen. Detta visar hur en bra verifiering av nuklidinnehållet för mätbara nuklider kan göras i stora komponenter. Dessa resultat kan sedan jämföras med beräknat inventarium för Co-60. Därigenom erhålls också en verifiering av godheten i modellberäkning av svärmätbara nuklider. Med de säkra tvärsnitt som finns idag för en stor mängd nuklider kan svärmätbara nuklider uppskattas med ungefär samma noggrannhet som lätt mätbara.

Vid OKG uppskattades nuklidinventarierna i de vid O1 uttagna delarna med syftet att skydda personalen från dosbelastning. Provbiter för senare analys med avseende på Ni-59 och gamma-spektrometrisk analys togs ut. Efter inpackning av delarna i avfallskollin kommer dessa att mätas på rutinmässigt (se kapitel 2) sätt gammaspektrometriskt [14].

Användning av nyckeltal och förhållanden för uppskattning av nuklidinventarier kan resultera i mycket stora fel. Därför bör denna metod enbart användas under förutsättning att förhållandena är väl verifierade. Exempel på väl verifierade förhållanden är uppskattningen av aktinider och Sr-90 i övrigt avfall diskuterat ovan. Detta ger en god uppskattning i och med att metoden behandlas reaktor- och tidsspecifikt. För kvantifiering rekommenderas att som ett första steg ange ett nuklibibliotek begränsat till dominerande nuklider. I steg två beräknas bidragen från produktcenterna till aktuellt förvar för just dessa nuklider.

En effekt av långtidslagring kan vara att aktivitetsinventariet av Co-60 i material med så hög dosrat att det inte kan tillföras SFR-1 under en längre tid avklingar så mycket att det kan tillföras SFR-1. I avsnitt 3.3 visas vilka kriterier som gäller för val av förvarstyp i SFR-1 med avse-

ende på dosrater. För denna typ av material är det bra att veta nuklidinventariet för andra nuklider än Co-60. Om inte dessa är begränsande för SFR-1 bör aktuell komponent kunna tillföras SFR-1. Frågan är om inte detta bör beaktas av myndigheten i ett regelverk för SFL 3-5. Registrering av kollin och deras nuklidinventarium diskuteras i nästa avsnitt.

Det finns redan i dag resultat från flera mätkampanjer av bränsleinventarier av gammastrålande fissionsprodukter i bränsle. Dessa kan utnyttjas för jämförelser mellan beräknade och mätta inventarier i bränsle med olika utbränningar.

Frågan är om inte gammaspektrometriska direktmätningarna av större komponenter som gjorts vid Ringhals, ska göras i så stor omfattning som möjligt. Resultat av sådana mätkampanjer skulle kunna vara av stort värde vid jämförelser med beräknad aktivitet antingen denna är ren ytkontamination eller ytkontamination plus inducerad aktivitet eller enbart inducerad aktivitet. Mätningarna måste utföras på sådant sätt att dosbelastningen till personalen minimeras.

Det är också möjligt att mäta aktiviteten i exempelvis detektorer av fissionstyp för verifiering av beräknat utfall. Här kan såväl Co-60 som fissionsprodukter mätas. Det är troligen tillräckligt om någon eller några detektorer mäts. Denna typ av mätningar kan göras för flera objekt. Allmänt bör urvalet av de objekt som väljs ut för mätning styras av deras radiologiska betydelse och att denna är signifikant i det långa tidsförloppet, efter något eller några tusentals år. Erhålls god överensstämmelse mellan beräknade och mätta aktivitetshalter räcker det i fortsättningen att uppskatta aktivitetsinventariet beräkningsmässigt.

### **Diskussion**

En viktig frågeställning är vilka osäkerheter man kan acceptera för inventariet i enskilda stora komponenter, i komponentgrupper eller på hela inventariet i ett förvar. Bli osäkerheten för stor kommer säkerhetsanalysen inte att vara meningsfull. Detta gäller speciellt för det fall att inventariet blir större än vad som ansatts i säkerhetsanalysen eller nuklidfördelningen inte är korrekt genom att underskatta mängden långlivad aktivitet med stor radiologisk signifikans (speciellt aktinider). Detta kan eventuellt undvikas genom krav på direktmätning av selekterade komponenter.

Frågan är om detta ska ingå i myndighetens regelverk för de olika förvaren. Denna problematik har också betydelse för hur avfall förpackas och i vilket förvar det slutligt placeras. Underskattas nuklidinventariet eller felaktig nuklidfördelning antas kan felaktigt kollityp användas med ökad risk för utläckage av aktivitet.

## **6.4 Förslag till dokumentation**

SKB planerar att införa ett avfallsregister för interna delar och annat material som avses lagras i SFL [27]. Detta är ett viktigt första steg för en kontinuerlig kontroll av vad som kommer att tillföras SFL och var detta finns på de olika stationerna, vid CLAB och Studsvik.

Nuklidinnehållet för de nuklider som kan mätas gammaspektrometriskt i de olika komponenterna eller producerade kollin föreslås ingå i registret. Används metoden med förhållanden för uppskattning av svärmätbara nuklider rekommenderas att referensdatum för nyckelnukliderna fastläggs på sådant sätt att eventuell avklingning p.g.a. radioaktivt sönderfall inte påverkar uppskattningen av mängden svärmätbara nuklider. Även bestrålningstidens längd bör ingå.

Beräknas nuklidinventarium genom modeller rekommenderas att förutsättningarna för beräkningen, indata och körbar kod ska finnas för de analyser som är underlag för säkerhetsanalysen. Analyserna ska enkelt och snabbt kunna göras om. Detta ger möjligheten att i framtiden kunna

värdera dessa och att vid behov göra om analyserna. Detta krav ställs idag på de analyser som kommer att ligga till grund för verkens reviderade FSAR.

Mycket underlag är gammalt och täcker inte helt in dagens driftförhållande och inte heller de nya material som införts under den senaste 10–15-årsperioden. Exempel på detta är:

1. *Neutrondetektorer:* I några stationer har TIP-detektorer av gammaltyp införts istället för sådana med fissilt material. Detta minskar mängden fissilt material i detektorerna. WRM-detektorer innehåller mer fissilt och fertilt material än vad som förkommer i vanliga PRM-detektorer, se ovan.
2. *Styrstavar, drift:* I dag är stationernas driftförhållanden olika mot tidigare. Styrstavarna uppdelas i reglerstavar och avställningsstavar. De senare utnyttjas enbart för att ställa av reaktorn. Dessa kommer att användas under mycket lång tid och under denna tid utsätts för ett relativt måttligt neutronflöde. Reglerstavarna används för att kompensera överskottsreaktiviteten och för att forma en bra effektprofil i härden. Dessa kommer att vara mer eller mindre inkörda i härden under en stor del av driftcykeln. Detta påverkar inventariet av nuklider i styrstavarna.
3. *Styrstavar, konstruktion:* reglerstavarna har en annan konstruktion än avställningsstavarna. De innehåller hafnium som neutronabsorbator i de översta kanalerna. Detta innebär att mindre tritium produceras och att eventuellt aktiveringsprodukter av hafnium istället kan uppkomma.
4. *Bränsle:* Utbränning av bränslet ökas. Detta kan göras genom nya bränslekonstruktioner. Exempelvis är uranvikten i nytt SVEA 10x10, med utbränning på ca 42 MWd/kg U, 176 kg. Uranvikten i det äldre 8x8 bränslet var ca 200 kg och med slututbränning på i storleksordning 25–35 MWd/kg U. Den högre utbränningen har uppnåtts genom att anrikningen höjts, att mängden brännbara absorbator ökat och att en jämnare axiell effektprofil erhålls genom att öka vattenmängden (mer moderator ökar reaktiviteten, därmed kan uranet utnyttjas bättre) i den övre delen av patronen. Denna utveckling påverka nuklidfördelning och nuklidinventariet.
5. *Brännbar absorbator (BA):* För att kompensera för överskottsreaktiviteten och forma en jämnare effektprofil i patronen under första driftsäsongen innehåller 8–10 stavar i en SVEA-100 patron gadolinium. BA har införts efter det stationerna tagits i drift. Mängden BA i patronerna har successivt ökat vid utvecklingen av nya bränsletyper. Eventuellt införande av ett nya neutronabsorberande ämnen innebär att nuklidinventariet i bränslet påverkas.
6. *Boxar:* Under en tid användes en bränslebox under två livstider, ca 10 år, för bränslepatroner. Detta visade sig mycket olämpligt då boxarna böjde sig p.g.a. inverkan av det snabba neutronflödet. Under 1988–1989 förorsakade detta att fyra så kallade dry-out skador inträffade vid O2. I dag används boxarna samma tid som patronen i övrigt, ca fem år. Detta påverkar inte det totala inventariet i boxmaterialet enbart att antalet boxar ökar med en faktor två.

Vi kan förvänta oss att olika hårdkomponenter inklusive bränslet kommer att utvecklas och förändras. Detta kan medföra att nya nuklider produceras om nya material införs, se exempelvis hafnium i styrstavar och brännbar absorbator ovan. Man söker i dag annan brännbar absorbator med lägre tvärsnitt för termiska neutroner än gadolinium för att ytterligare kunna öka bränslets initiala reaktivitet och ytterligare förlänga utbränningen. Även nuklidinventarierna kan signifikant påverkas positivt eller negativt av ändrade förhållanden. Frågan är om inte dessa förändringar ska beaktas och konsekvensutvärderas ur avfallssynpunkt redan före införande av nytt



material eller genomförande av driftförändring om man kan förutse att detta signifikant påverkar nuklidflöde och nuklidfördelning till avfallsförvaren.

Strålskyddsmyndigheten bör överväga att skaffa verktyg och utbilda några personer som klarar att utvärdera hur nya material, driftförhållande, bränsletyper och materialsammansättning påverkar nuklidfördelning och aktivitetsnivåer. Det finns flera fördelar med detta, myndigheten kan kritiskt granska och verifiera gjorda beräkningar. Det är möjligt att med enkla parameterstudier beräkna produktionen av olika nuklider (se diskussionerna om C-14 och Cl-36 ovan) som eventuellt kan påverka de radiologiska förhållandena. Detta skulle ha en väsentlig kompetenshöjande effekt. Det finns i dag bra programvara som enkelt kan hanteras med avseende på indata och analysprogram på en vanlig PC. En viktig synpunkt med detta förslag är att med denna kompetens kan SSI kritiskt bättre granska rapporter som behandlar beräkningar och uppskattningar av inducerad aktivitet i interna delar eller i bränslerelaterat material och också mängden aktivitet i bränslet självt.

### **Sammanfattning till förslag för allmänna anvisningar och dokumentation för SFL 2-5**

För kärnkraftsanläggningarna ges följande förslag på vad som ska beaktas vid framtagning av anvisningar och dokumentation för SFL 2-5:

1. Nuklidbibliotek för de nuklider som ska beaktas i de olika förvarstyperna i SFL 2-5 bör tas fram i analogi till förslagen ovan för SFR, markförvar och friklassning. Konsekvensanalyserna för SFL bör i första hand koncentreras till de nuklider som beslutas ingå i nuklidbiblioteken. Övriga nuklider ska inte behöva beaktas, men finnas dokumenterade i säkerhetsrapporten för SFL. Biblioteken bör vara sådana att de enkelt kan revideras och att nya nuklider kan tillföras registret.

Kommentar: Tabellerna i bilaga A visar att en stor mängd aktiveringsprodukter, aktinider och fissionsprodukter bildas. Det är betydligt effektivare att göra konsekvensberäkning för ett begränsat antal dominerande nuklider än att studera ett större antal som inte har någon radiologisk signifikans. Det är just de nuklider som är dominerande med avseende på den radiologiska konsekvensen som föreslås ingå i nuklidbiblioteken.

2. Innan nya material tillförs härdregionen bör de konsekvensutvärderas med avseende på deras signifikans för avfallet. Som exempel se diskussionen ovan om fissionsdetektorer, styrstavar och BA.
3. Förändrad drift eller driftförhållanden som signifikant kan påverka nuklidproduktionen och nuklidinventariet i avfall till SFL bör beaktas. Som exempel en effekttökning resulterar i en ökande produktion av radionuklider. Vid nya analyser bör detta beaktas så att eventuella framtida effekthöjningar redan är konsekvensutredda med avseende på SFR och SFL.
4. Ett register för avfall som tagits ut ur reaktorn bör införas. För komponenter och kollin anges också nuklidinventariet vid ett referensdatum för de nuklider som kommer att ingå i nuklidbiblioteken enligt punkt 1 ovan.
5. För såväl SFR-1 som för SFL 2-5 bör i anvisningarna en möjlig fortsatt drift av reaktorer efter 2010 beaktas.

Kommentar: Som framgår i avsnitt 3.5 visar prognosen att det finns god marginal mellan tillåtet och uppskattat inventarium i SFR-1 år 2010. Frågan är om det är möjligt att utöka utnyttjandet av SFR-1 och genom mer effektiv komprimering, eller reduktion av volymerna på annat sätt, av avfallsmängden, kunna fortsätta att deponera avfall i SFR-1 efter 2010. Samma frågeställning bör beaktas också för SFL 2-5.

6. I regelverk för interna delar som tas ut och långtidsförvaras kan anges hur dessa komponenter ska klassas för framtida lagring med avseende på aktivitetssönderfall. Sker lagring tillräckligt länge kan de då tillföras SFR-1 i stället för något SFL 3-5-förvar? Gränssättande nuklider måste specificeras och beaktas vid denna överföring av komponenter mellan olika förvar.
7. Enligt avsnitt 3.3 avgör ytdosraten i vilket förvar ett kolli ska placeras. Frågan är om inte också andra kriterier bör övervägas. Exempelvis för lagring av kollin med förhöjda halter av aktinider bör kanske SILO eller annan förvarstyp väljas även om ytdosraten är låg.
8. Det kan övervägas att krav ställs på att primärdata från mätkampanjer sparas tillsammans med information så att mätt kolli kan identifieras och med effektivitetstabell med flera data som är nödvändiga för korrekt analys. Det möjliggör nya analyser av gamla data. Kostnad och nytta med detta förslag bör studeras innan krav ställs.
9. Krav på noggrannhet på nuklidinventarium i enskilda kollin och i förvarstyper bör fastställas. Detta är en förutsättning för att säkerhetsanalysen ska vara uppfylld.

Studsvik tillförs den typ av avfall som de kraftproducerande verken och CLAB levererar till SFL. Till detta kommer aktivitet från andra källor, sjukhus, forskning och industri. Därför bör avfall från Studsvik delvis regleras separat. En annan viktig skillnad är att vid Studsvik kan inte källstyrkan för aktinider uppskattas på det effektiva sätt som är möjligt i de kraftproducerande anläggningarna eller CLAB. För avfall från Studsvik ges följande förslag på vad som ska beaktas vid framtagning av anvisningar och dokumentation för SFL 2-5:

1. Nuklibiblioteken föreslagna under punkt 1 ovan ska gälla också för Studsvik. Till detta kommer nuklider från andra källor än kraftverken och CLAB. Det kan vara olika nuklider för olika avfallskollin.
2. Studsviksavfall som inte kommer från kraftverken ska så långt som möjligt aktivitetsbestämmas utifrån ursprung. Signifikanta aktivitetskällor bör behandlas individuellt. Eventuellt bör ett speciellt register upprättas för aktivt avfall från Studsvik. Registret ska innehålla sådan information att nuklidinnehåll ska vara angett med god noggrannhet och med källa.
3. Även avfall från Studsvik bör ingå i det i avfallsregister för SFL som diskuterats ovan.

Följande exempel kan illustrera vikten av att beakta individuella avfallskategorier från Studsvik. I bilaga B i [7] nämns att 2,5 kg plutonium från Studsvik ska lagras i SFL 2 eller SFL 3. Om allt plutonium är Pu-239 motsvarar detta  $5,8 \cdot 10^{12}$  Bq enligt ekvation 1. Detta motsvarar  $1,9 \cdot 10^{10}$  ALI (Inhalation) och mängden Pu-239 i ca tre utbrända bränsleknippen. Som nämnts ovan är principiellt Pu-239 en av ett fåtal nuklider som är dimensionerande för SFL. Det verkar direkt olämpligt att lägga detta plutonium i någon annan förvarstyp än SFL

I [7] anges också att radiumpreparat från Studsvik kommer att deponeras i SFL. Även detta bör vara väl dokumenterat med avseende på aktivitet och bör ingå i avfallsregister. Det finns även annat avfall vid Studsvik som bör behandlas separat.

Vid Studsvik delas avfallet upp i två kategorier, den ena av dessa härstammar från kärnkraftverken, och benämns Studsvik/kkv, och i annat avfall. I [30] konstateras att uppgifter saknas om avfall lagrat hos Studsvik/kkv. Det konstateras också att antalet fat som ska till SFR-1 är mycket osäkert då det finns ett stort antal gamla fat (ca 6 000 stycken) som ska sorteras mellan SFR-1 och SFL. Det är naturligtvis utomordentligt angeläget att veta vad de individuella faten innehåller med avseende på nuklider och nuklidfördelningar, ursprung m.m. och att det är väl dokumenterat och finns lättillgängligt i databas. Hur ska annars fa-

ten kunna fördelas mellan SFR-1 och SFL? Att behöva göra denna kartläggning och sortering i efterhand kan bli mycket kostsamt och ge signifikanta persondoser. För detta avfall är inga förhållande till nyckelnuklider användbara för kvantifiering av svärmätbara nuklider.

Detta exempel visar behovet av ett regelverk som ställer krav på register och kvantifiering av nuklidinnehåll i producerade avfallskollin eller material lagrat på annat sätt.

## 6.5 Diskussion

Användningen av förhållanden med nyckelnuklider för uppskattning av aktivitetsinventarium bör göras med stor försiktighet och bör där så är möjligt ersättas med andra metoder. Använda förhållanden rekommenderas att antaganden, förutsättningar och använda förhållanden alltid dokumenteras vid varje beräkning. Det ska också framgå vilken referenstidpunkt som ansats för den eller de använda nyckelnukliderna.

Följande kan vara ett resultat av felaktig användning av nyckeltal och förhållanden vid uppskattning av inventariet av (svärmätbara) nuklider. I tabell 2-5 i [7] uppskattas U-238-aktiviteten i SFL 3 år 2040 till  $4,6 \cdot 10^{10}$  Bq. Detta motsvarar 3,7 ton U-238 enligt ekvation 1. Motsvarande för U-235 är  $6,4 \cdot 10^9$  Bq, vilket motsvarar 79 kg och för Pu-239  $2,3 \cdot 10^{12}$  Bq, vilket motsvarar 1,0 kg. Totalt skulle i så fall SFL 3 tillföras motsvarande mängd uran som i ca 22 bränslepatroner med 2,2 % fissilt material. Det verkar inte sannolikt att denna stora uranmängd överhuvudtaget skulle kunna uppkomma och tillföras SFL 3.

Enligt samma tabell uppskattas SFL 3 innehålla som mest  $3,4 \cdot 10^{13}$  Bq Cs-137. Enligt bilaga A innehåller den till 42 MWd/kg U utbrända patronen  $8,4 \cdot 10^{14}$  Bq Cs-137, dvs. SFL 3 inventariet motsvarar ca 4 % av inventariet i en patron. Detta är en motsägelse till mängden av uranisotoper enligt ovan.

Detta exempel kan vara en bra illustration på vad som kan inträffa vid okritisk användning av förhållanden. Det är naturligtvis viktigt att rimlighetsanalyser görs oavsett vilken metod som används för aktivitetsuppskattningen.

I [7] diskuteras hur de använda förhållandena med nyckelnuklider tagits fram. Redovisningen visar att de har mycket stora osäkerheter. De varierar ofta inom flera tiopotenser, vilket naturligtvis resulterar i samma osäkerhet vid uppskattningen. Det är tveksamt om dessa allmänna förhållandena ska användas.

Frågan är om och i så fall hur denna problematik skulle regleras via myndighetsanvisning? Ytterst gäller problemet hur aktivitetsinventarierna i de olika förvaren ska kvantifieras och med vilken noggrannhet detta ska göras. Detta är en central punkt för korrekt riskanalys.

Det bör vara praktiskt möjligt att uppskatta nuklidinventariet för de dominerande nukliderna i SFL med en maximal osäkerhet på 50 %. Analyserna ovan av nuklidinventarierna i SFR-1 visar mycket god överensstämmelse mellan uppskattade mängder i förvaret och utfallet. Det bör vara möjligt att uppnå i stort samma överensstämmelse också för SFL.

För SFR-1 ges gränserna för tillåtet inventarium år 2010 i Bq och uppgiven aktivitetsmängd får inte överskridas, se tabell 6. Frågan är om inte begränsningar allmänt ska anges på annat sätt. Det är fullt möjligt att packa in avfall på valfritt sätt och också att välja förvarstyp. Ett alternativt sätt till dagens begränsningskrav är att i stället ange begränsningarna för de olika förvarstyperna i SFR-1 och SFL till radiologisks konsekvens. Samtidigt bör förvaren ges en flexibel sluttidpunkt. Med ett sådant system kan kraftverken och Studsvik själva avgöra hur man ska använda de olika förvarstyperna.

Följande exempel visar en fördel med ett sådant system. Kraftverken kan enkelt styra flödet av dimensionerande nuklider till SFR-1. Som diskuterats ovan dominera aktiniderna den radiologiska konsekvensen i SFR-1. Ett förändrat regelverk skulle kunna innebära en bra motivering att undvika drift med degraderande bränsle genom att icke utnyttjat utrymme för aktinider i stället skulle kunna utnyttjas för andra nuklider. Detta skulle också ha en positiv påverkan på ädelgasutsläppen och på dosnivåerna i anläggningarna.

En annan fördel med detta förslag är att förvaren blir mindre känsliga för felaktig uppskattning av någon svårsmältable nuklid.

Även de olika förvarstyperna i SFL skulle kunna göras mer flexibla genom att införa begränsningar av radiologisk karaktär i stället för att begränsa inventarierna för enskilda nuklider.

## 7 Referenser

- [1] SSR för SFR. 1993-05-14
- [2] Gamma Data Mätteknik AB. Rapport till SKB juni 1990. Kontroll av SFR-avfall. Delprojekt Mätteknik. A Bäcklin, Juni, 1990
- [3] SKB PM Drift 99/03. Reg. Nr. DS 243. SFR 1- Årsrapport över deponerade mängder, aktivitetsinnehåll och övriga ämnen, 1998. Per Riggare. 1999-01-19
- [4] SKB Anläggningar PM 94/19. Reg. Nr. A4522. Svårmätbara betastrålande radionuklider – Ni-59, Ni-63 och Tc-99. Per Roos. 1994-12-13
- [5] JEF-PC, version 2.0. O.E.C.D./NEA DATA Bank. 1997-10-30
- [6] SSI P 767.93. Methods for estimating the content of transuranium and other difficult to measure nuclides in produced rad waste from BWR's. Tor Ingemansson. 1993-12-20
- [7] SKB rapport Reg. No: 19.41/DL31. Low and Intermediate Level Waste in SFL 3-5. Maria Lindgen et al. December 1998
- [8] ALARA Engineering rapport 97-0038R. ALARA 2000-3 Uppföljning av transurankontaminering. Tor Ingemansson. 98-05-05
- [9] IAEA Safety series No. 115. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for Safety of Radiation Sources. 1996
- [10] Personligt meddelande (SSI). Anders Wiebert. 99-06-01
- [11] Fallout of transuranium elements in Sweden following the Chernobyl accident (Reprint from: The Chernobyl fallout in Sweden). E. Holm. (Department of Radiation Physics, Lund University, 221 85 Lund, Sweden)
- [12] Bfs, Bundesamt für Strahlenschutz, ET-IB-45-REV-3. Produktkontrolle radioaktiver Abfälle-Scharanlage Konrad. Berndt-Rainer Martens. December 1995
- [13] Personligt meddelande, Ringhalsverket brev 0309/99. Annette Lövefors Daun. 1999-05-10
- [14] Personligt meddelande, Oskarshamnsverket Meddelande 99-05039. Mats Hjelm. 1999-04-21
- [15] Personligt meddelande, Barsebäcksverket. Jan-Erik Jönsson. 1999-04-21
- [16] Personligt meddelande, Studsvik Nuclear. Robert Hedvall. 1999-04-26
- [17] SCALE Version 4.4 (with ORIGEN ARP and CSASIN) for PCs. RSICC code package C00545/MNYCP00. 1998-09
- [18] SSI P 877.95: Reducering av C-14 utsläpp från kärnkraftverk. Börje Torstenfelt. 1996-02-27
- [19] ALARA Engineering Report 98-0001R. BwrCrud – Development of model for fuel crud. Klas Lundgren. 1998-02-12
- [20] SFR Slutförvar för reaktoravfall Arbetsrapport SFR 81-08. Aktivitetsinnehåll i reaktoravfall. C Thegerström, E Hård. 1981-08
- [21] SSI Inspektionsprotokoll 6220/2600/98. OKG AB. A Wiebert. M Nordén. 1998-03-30
- [22] SSI Inspektionsprotokoll 6220/2599/98. Barsebäck Kraft AB. A Wiebert. M Nordén, C-M Larsson, Å Wiklund. 1998-04-20
- [23] SSI Inspektionsprotokoll 6220/2597/98. Vattenfall AB, Ringhals. A Wiebert. M Nordén, C-M Larsson, Å Wiklund. 1998-04-22

- [24] SSI Inspektionsprotokoll 6220/2598/98. Vattenfall AB, Ringhals. A Wiebert. M Nordén. 1998-03-04
- [25] SSI P 1115.98. Index för karaktärisering av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftverk. T Ingemansson, C Bergström. 1999-04-15
- [26] SSI-rapport 88-05 (ISSN 0282-4434). Granskningspromemoria: Slutförvar för reaktoravfall – SFR-1. Curt Bergman et al. 1988-05
- [27] Personlig kommunikation, SKB. Jan Karlsson. 1999-08-17
- [28] Personlig kommunikation, OKG. Paul Arvidsson. 1999-09-01
- [29] Personligt meddelande, SKB. Per Riggare, Claes Johansson. 1999
- [30] SKB Anläggningar PM 95/18 rev 1. Prognos över utnyttjande av SFR-1/ Revision 1. Per Riggare. 1995-12-06
- [31] SKB Rapport R-99-02. ISSN 1402-3091. Detection of <sup>59</sup>Ni by accelerator mass spectrometry. Per Persson et al. 1999-02
- [32] SKB Drift PM 98/14. Per Riggare. 1998-05-29
- [33] Personlig kommunikation, FKA. Leif Magnusson. 1999-09
- [34] ALARA Engineerings databas, Kembas. (Anm. Data erhålls fortlöpande från kraftverken.) Christer Bergström
- [35] Personligt meddelande, Ringhals. PO Aronsson. 1999-08/12
- [36] ICRP Publication 61. Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations. C B Meinhold. 1990-11
- [37] Personlig kommunikation, Forsmarksverket. Ingvar Carlsson (FTK12). 1999-10-19
- [38] Paper presented at the IAEA Research Coordination meeting on Carbon-14 from Nuclear Power Facilities, held at Bhabha Atomic Research Centre, Trombay, Bombay, India, 10-14 Dec., 1984. <sup>14</sup>C releases from Finnish nuclear power plants. L Salonen, M Snellman. 1984-12-10/14
- [39] SSI P 781.93. <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> and total airborne <sup>14</sup>C releases from avseende påWR and A BWR at Ringhals Nuclear Power Plant measured with accelerator mass spectrometry. Stenström, Erlandsson, Hellborg, Wibert, Skog. 1995-01
- [40] EPRI TR-105715, Project 2724-04, Final Report. Characterization of Carbon-14 Generated by the Nuclear Power Industry. Carol Hornibrook (Project manager). 1995-11
- [41] UNSCEAR 1993. Sources and effects of ionizing radiation. United Nations. 1993
- [42] Proceeding from IAEA Research Coordination Meeting on Carbon-14 from Nuclear Facilities, held at the Bhabha Atomic research Centre, Trombay, Bombay, India, 10-14 December, 1984. <sup>14</sup>C Releases from Finnish Nuclear Power Plants. L Salonen, M Snellman. 1984-12-10/14
- [43] Internal Report LUNDFD6/(NFR-3062)/1-27/(1993). SSI P 781.93. Measurement of the <sup>14</sup>C concentration in the stack air of two Swedish nuclear power plants by accelerator mass spectrometry (AMS). A one year study of a PWR in Ringhals and a BWR in Forsmark. K Stenström et al. 1993
- [44] ALARA Engineering rapport 99-0046R. Aktinidfördelning i SFR1. Tor Ingemansson. 1999-12-13
- [45] SKB Drift PM 99/11. Bestämning av transuraner och Sr-90 i reaktoravfall. Claes Johansson. 1999-12-17
- [46] ALARA Engineering rapport 99-0040R. Ringhals 1 – Balans för Co- och Co-60. Klas Lundgren. 1999-09-28
- [47] ALARA Engineering rapport 99-0029R. Oskarshamn 2 – Radiologisk inverkan av fritt uran. Klas Lundgren. 1999-06-15

- [48] SSI Project P 930.96. ALARA Engineering rapport 96-0085R. Transuranium contamination in BWRs after fuel accidents and its impact on decommissioning exposures and costs. Klas Lundgren. 1996-12-17
- [49] ABB Atom rapport 91-59. Decommissioning of NPPs – Methods for estimating inventories in BWR systems. Klas Lundgren. 1991





## Bilaga A

# Resultat av ORIGEN-S-analyser

I denna bilaga redovisas resultat av ORIGEN-S-analyser av bränslet i en patron, med övergångsstycken, Inconel-spridare, fjädrar i stavplenum och boxar. Dessutom tillfördes det rostfria material 100 ppb kväve (1,88 g) för att verifiera betydelsen av kväve i material som källa vid produktion av C-14, och 5 ppb klor för att verifiera hur spårmängder av klor i material påverkar produktionen av Cl-36 i rostfritt stål. Patronen innehöll före bestrålning 3,2 % U-235. Den bestrålades i fem år till slututbränningen 42 MWd/kg\*U. Totalvikt för patron inklusive box och övriga delar var 292 kg.

Patronen innehöll 176,7 kg uran, varav 5,6 kg U-235, 84,2 kg zirkonium, 10,8 kg syre (som O<sub>2</sub> i UO<sub>2</sub>), 13,4 kg järn, 2,98 kg nickel, 3,33 kg krom, 0,78 kg tenn och 0,0028 kg kobolt. Till detta kommer kväve och klor enligt föregående stycke.

Det bör noteras att ingen brännbar absorber, gadolinium, ingick i knippet vid ORIGEN-S-analysen. I verkligheten är innehållet ca 630 g. Anledningen till att inte ansätta gadolinium vid analysen var att få ett resultat fritt från de nuklider som bildas genom aktivering av gadolinium.

Ett knippe med ovanstående data och med härdfysikdata typiska för F3 har simulerats.

Resultatutskrift gjordes för beräkning av aktivitetsnivåerna vid avställning, efter 1, 10, 100, 1 000, 10 000 och 100 000 år. För dessa tider beräknades den radiologiska konsekvensen med avseende på intag via föda (Ingestion) och intag via andning (Inhalation). Den radiologiska konsekvensen är omräknad till ALI-värden från ICRP publikation 61 "Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations". En ALI motsvarar en effektiv dosgräns ("Effective Dose Limit") som medel över 5 år på 0,02 Sv/år och med maximalt tillåten effektiv dos under ett enskilt år på 0,05 Sv. De låga ALI-värdena för aktiniderna förklaras med att dessa lagras upp i kroppen under lång tid, beräkningsmässigt har denna tid satts till 50 år. Detta motsvarar den maximala yrkesverksamma tiden, se kapitel 3 i ICRP 61.

Resultaten redovisas i tre tabeller nedan. Tabell 1 omfattar aktinider i bränslet, tabell 2 visar fissionsprodukterna och tabell 3 den inducerad aktiviteten i övergångsstycken, spridare, fjädern i stavplenum och i box och kapsling. Det bör noteras att övergångsstyckena i modellen har varit utsatt för det neutronflöde som råder i härden. I verkligheten är neutronflödet vid övergångsstyckena en faktor fem (det nedersta) till åtta (det översta) lägre.

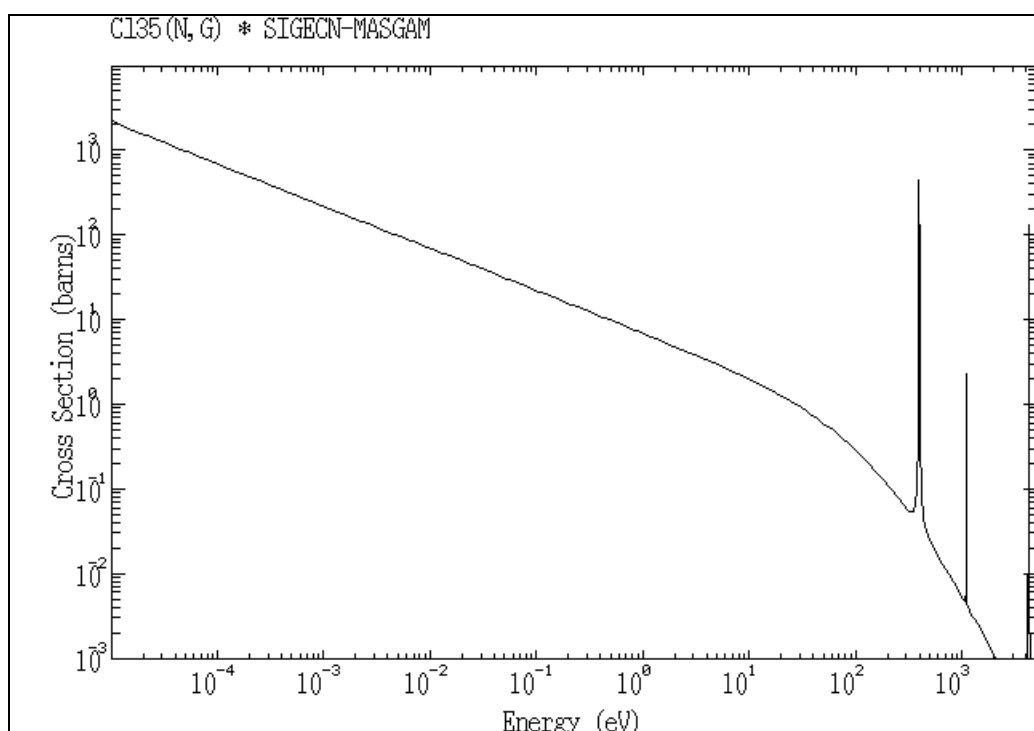
Det poängteras att ORIGEN är en kod som är mest lämpad att användas för beräkning av aktivitetsproduktionen i härden inklusive inducerad aktivitet i material och komponenter i härdregionen. Det är möjligt att använda ORIGEN-S även i andra applikationer men då måste korrekt neutronflödestäthet och neutronspektrum ansättas som indata.



## Bilaga B

# Produktionsrat av Cl-36 i reaktorvattnet

Cl-36 ( $T_{1/2} = 3 \cdot 10^5$  y) produceras genom termisk neutroninfångning i Cl-35 (75,77 % förekomst i Cl): Tvärsnittet enligt JENDL för termisk neutroninfångning i Cl-35 visas i figur B-1. Sammanviktade data i jämförelse med H3-produktion i Li-6 visas i tabell B-1.



**Figur B-1**

Tvärsnitt för termisk neutroninfångning i Cl-35 (JENDL-3.2).

**Tabell B-1**

Tvärsnittsdata för Cl-35 i jämförelse med Li-6.

Reaktion	Nuklidförekomst [%]	2200-m/s [barn]	Res.Int. [barn]
Li-6 (n, $\alpha$ ) T	7,42	940,3	424,9
Cl-35 (n, $\gamma$ ) Cl-36	75,77	43,60	17,81

Enligt /B-1/ är tritiumproduktionen i en typisk BWR-härd på grund av 1 ppb Li i reaktorvattnet 5,5 [MBq/month/MW<sub>th</sub>]. Detta värde går att använda som utgångspunkt till en uppskattning av motsvarande produktionsrat av Cl-36:

- Produktionsrat Cl-36: 21 [Bq/month/MW<sub>th</sub>] per ppb Cl i reaktorvattnet

Halten Cl i reaktorvattnet hålls normalt låg för att undvika materialproblem. Halterna hålls normalt <5 ppb. En normal halt i vattnet är ca 2 ppb eller lägre.

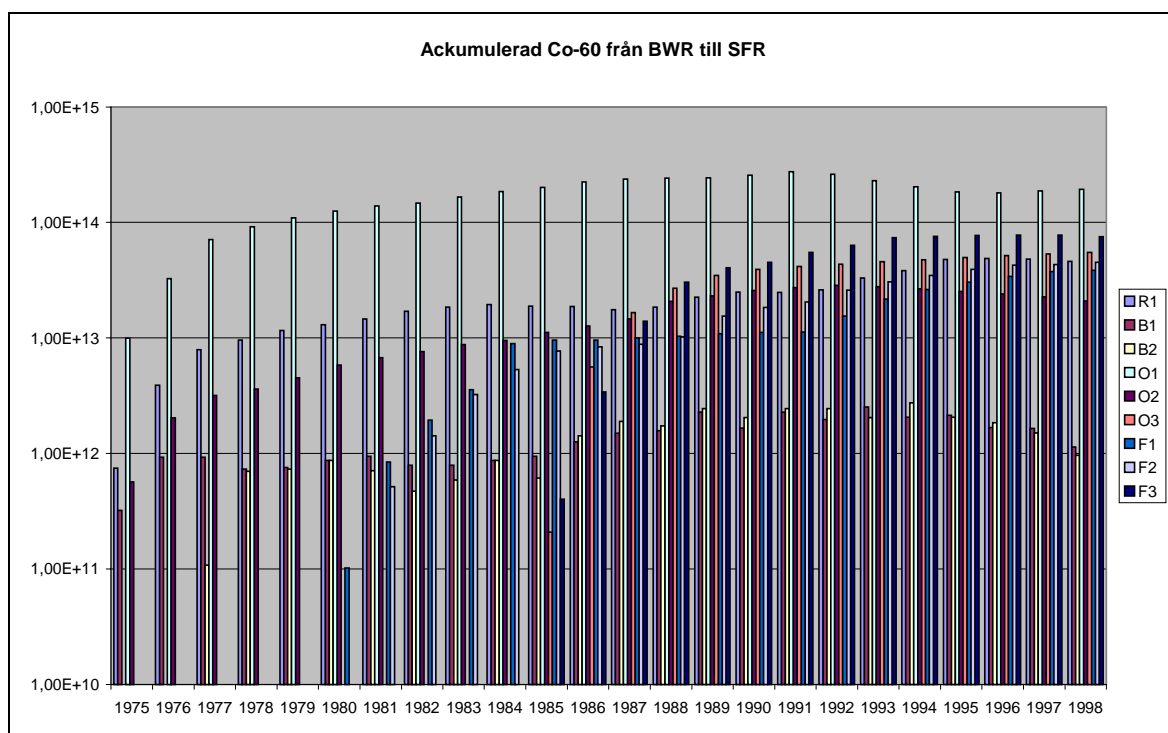
Producerad Cl-36-aktivitet renas i huvudsak bort i 331-jonbytarna.

/B-1/ LUNDGREN K, INGEMANSSON T, "Tritium production in BWRs – A comparison between source term in control rods and other sources", ALARA Engineering Report 98-0021R (Sep. 1998)

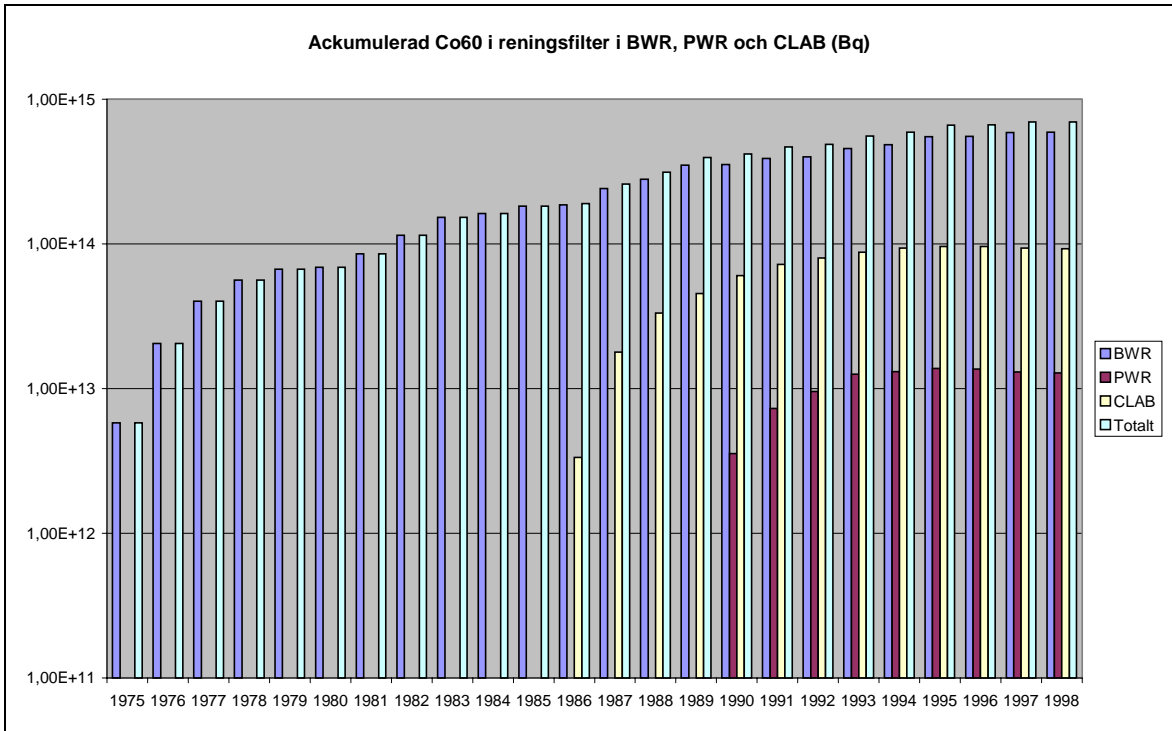
## Bilaga C

# Dataredovisning

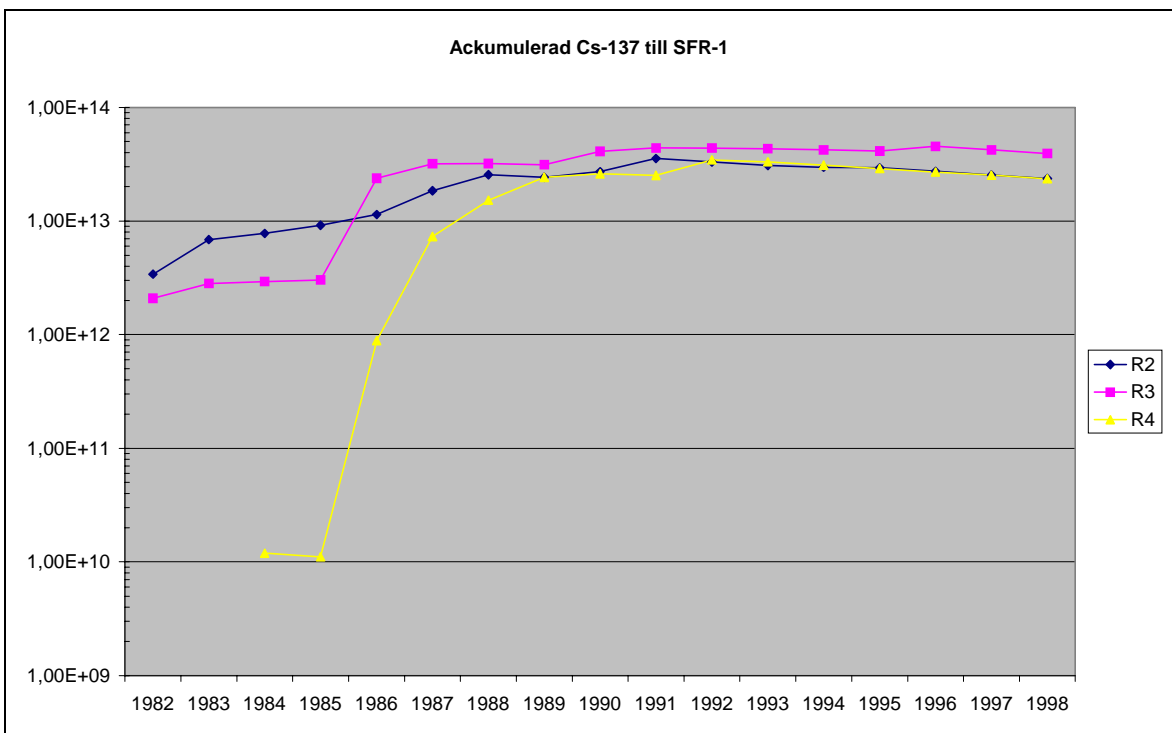
I denna bilaga redovisas mer detaljerade data för Co-60 och Cs-137 än vad som ges i avsnitt 3.2 med avseende på uppskattade bidrag till SFR-1 från individuella stationer.



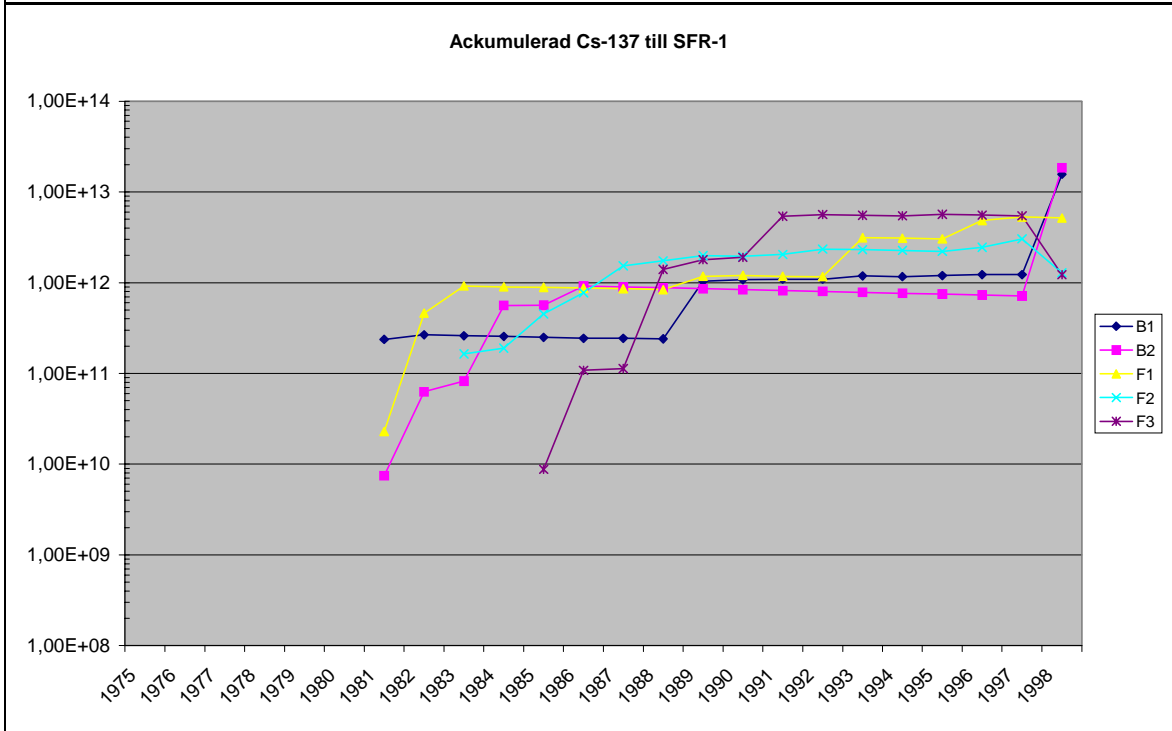
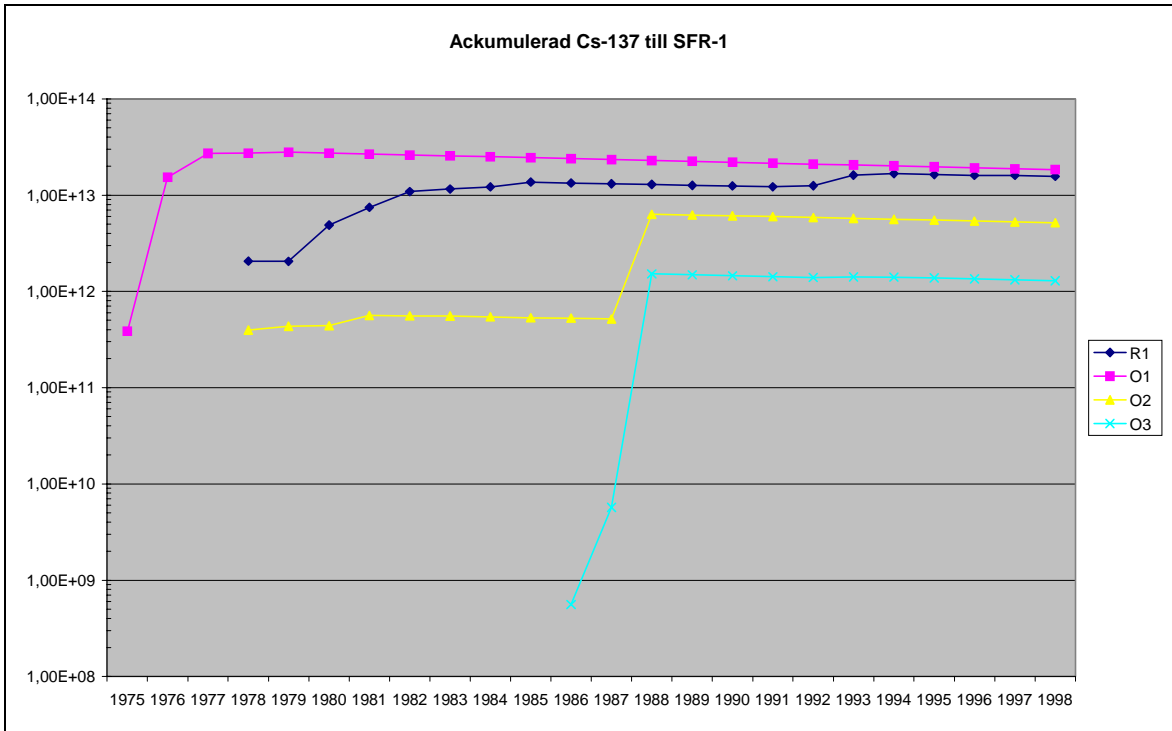
**Figur A3-1**  
Ackumulerade beräknade bidrag till SFR-1 från svenska BWR.



**Figur A3-2**  
Akkumulerat bidrag till SFR-1 av Co-60 från BWR, PWR, CLAB och totalt från dessa.



**Figur A3-3**  
Akkumulerade bidrag av Cs-137 till SFR-1 från svenska PWR.



**Figur A3-4**  
Ackumulerade bidrag av Cs-137 till SFR-1 från svenska BWR.

	Tabell 1. Aktinider i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	0 år	1 år	10 år
tl207	1,95E+04	2,66E+04	7,73E+04	3,20E+05	1,77E+06	1,60E+07	1,16E+08					
tl208	1,80E+07	2,60E+07	6,62E+07	3,11E+07	7,03E+03	3,18E+03	6,92E+03					
pb211	1,96E+04	2,67E+04	7,73E+04	3,22E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	1,00E+08	9,00E+06	1,96E-04	2,67E-04	7,73E-04
pb212	5,00E+07	7,22E+07	1,84E+08	8,66E+07	1,96E+04	8,84E+03	1,93E+04	2,00E+06	5,00E+05	2,50E+01	3,61E+01	9,21E+01
bi211	1,96E+04	2,67E+04	7,73E+04	3,22E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	(Ej med)	(Ej med)			
bi212	5,00E+07	7,22E+07	1,84E+08	8,66E+07	1,96E+04	8,84E+03	1,93E+04	9,00E+07	5,00E+06	5,55E-01	8,02E-01	2,05E+00
po212	3,20E+07	4,63E+07	1,18E+08	5,55E+07	1,25E+04	5,66E+03	1,24E+04	(Ej med)	(Ej med)			
po215	1,96E+04	2,67E+04	7,73E+04	3,22E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	(Ej med)	(Ej med)			
po216	5,00E+07	7,22E+07	1,84E+08	8,66E+07	1,96E+04	8,84E+03	1,93E+04	(Ej med)	(Ej med)			
ra223	1,96E+04	2,67E+04	7,73E+04	3,22E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	2,00E+05	1,00E+04	9,79E-02	1,34E-01	3,87E-01
ra224	5,00E+07	7,22E+07	1,84E+08	8,66E+07	1,96E+04	8,84E+03	1,93E+04	3,00E+05	2,00E+04	1,67E+02	2,41E+02	6,14E+02
ac227	2,04E+04	2,67E+04	7,73E+04	3,22E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	9,00E+03	2,00E+01	2,26E+00	2,96E+00	8,59E+00
th227	1,96E+04	2,63E+04	7,62E+04	3,17E+05	1,75E+06	1,58E+07	1,15E+08	2,00E+06	6,00E+03	9,79E-03	1,32E-02	3,81E-02
th228	5,03E+07	7,22E+07	1,84E+08	8,66E+07	1,96E+04	8,84E+03	1,93E+04	3,00E+05	5,00E+02	1,68E+02	2,41E+02	6,14E+02
th230	1,71E+05	2,16E+05	6,55E+05	7,81E+06	1,40E+08	1,39E+09	8,44E+09	3,00E+05	4,00E+02	5,70E-01	7,19E-01	2,18E+00
th231	7,33E+07	7,33E+07	7,36E+07	7,36E+07	7,55E+07	9,14E+07	1,43E+08	5,00E+07	9,00E+07	1,47E+00	1,47E+00	1,47E+00
th234	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	4,00E+06	2,00E+06	5,12E+02	5,12E+02	5,12E+02
pa231	2,22E+05	2,23E+05	2,37E+05	3,77E+05	1,78E+06	1,60E+07	1,16E+08	1,00E+04	1,00E+02	2,22E+01	2,23E+01	2,37E+01
pa233	2,53E+09	2,53E+09	2,56E+09	3,36E+09	7,92E+09	9,32E+09	9,07E+09	2,00E+07	9,00E+06	1,27E+02	1,27E+02	1,28E+02
pa234m	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	(Ej med)	(Ej med)			
pa234	2,66E+06	2,67E+06	2,66E+06	2,66E+06	2,66E+06	2,67E+06	2,67E+06	4,00E+07	1,00E+08	6,66E-02	6,67E-02	6,66E-02
u232	1,10E+08	1,32E+08	1,95E+08	8,44E+07	1,92E+04	7,70E+03	4,48E+03	2,00E+05	2,00E+04	5,48E+02	6,62E+02	9,75E+02
u233	1,10E+05	1,22E+05	2,22E+05	1,37E+06	2,55E+07	3,85E+08	3,24E+09	7,00E+05	8,00E+04	1,57E-01	1,74E-01	3,17E-01
u234	4,85E+09	4,92E+09	5,70E+09	1,10E+10	1,60E+10	1,57E+10	1,26E+10	7,00E+05	8,00E+04	6,92E+03	7,03E+03	8,14E+03
u235	7,33E+07	7,33E+07	7,36E+07	7,36E+07	7,55E+07	9,14E+07	1,43E+08	7,00E+05	8,00E+04	1,05E+02	1,05E+02	1,05E+02
u236	1,88E+09	1,88E+09	1,89E+09	1,90E+09	2,01E+09	2,67E+09	3,08E+09	7,00E+05	8,00E+04	2,69E+03	2,69E+03	2,70E+03
u237	3,77E+13	2,11E+10	1,37E+10	1,77E+08	7,88E+04	3,77E+04	2,46E+01	2,00E+07	6,00E+07	1,89E+06	1,05E+03	6,83E+02
u238	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	2,05E+09	8,00E+05	9,00E+04	2,56E+03	2,56E+03	2,56E+03
np235	7,25E+07	3,81E+07	1,22E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+08	3,00E+07	3,63E-01	1,91E-01	6,09E-04
np236	9,18E+04	9,18E+04	9,18E+04	9,18E+04	9,10E+04	8,62E+04	5,03E+04	6,00E+07	2,00E+06	1,53E-03	1,53E-03	1,53E-03
np237	2,53E+09	2,53E+09	2,56E+09	3,36E+09	7,92E+09	9,32E+09	9,07E+09	3,00E+04	3,00E+02	8,44E+04	8,44E+04	8,53E+04
np238	2,48E+10	6,73E+08	6,44E+08	4,14E+08	4,96E+06	3,03E-13	0,00E+00	2,00E+07	3,00E+06	1,24E+03	3,37E+01	3,22E+01
np239	3,06E+12	2,78E+11	2,78E+11	2,76E+11	2,53E+11	1,09E+11	2,29E+07	2,00E+07	3,00E+07	1,53E+05	1,39E+04	1,39E+04
pu236	2,72E+09	2,14E+09	2,49E+08	8,14E+03	8,10E+03	7,70E+03	4,48E+03	1,00E+05	8,00E+02	2,72E+04	2,14E+04	2,49E+03



	Tabell 1. Aktinider i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	0 år	1 år	10 år
pu237	6,29E+09	2,33E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	5,00E+07	6,29E+01	2,33E-01	0,00E+00
<i>pu238</i>	3,03E+13	3,08E+13	2,89E+13	1,42E+13	1,25E+10	1,48E-10	0,00E+00	4,00E+04	3,00E+02	<i>7,57E+08</i>	<i>7,71E+08</i>	<i>7,22E+08</i>
<i>pu239</i>	2,06E+12	2,06E+12	2,06E+12	2,05E+12	2,01E+12	1,59E+12	1,23E+11	4,00E+04	3,00E+02	<i>5,15E+07</i>	<i>5,15E+07</i>	<i>5,15E+07</i>
<i>pu240</i>	4,18E+12	4,18E+12	4,22E+12	4,26E+12	3,85E+12	1,49E+12	1,11E+08	4,00E+04	3,00E+02	<i>1,05E+08</i>	<i>1,05E+08</i>	<i>1,05E+08</i>
<i>pu241</i>	9,25E+14	8,81E+14	5,70E+14	7,40E+12	3,30E+09	1,59E+09	1,03E+06	2,00E+06	2,00E+04	<i>4,63E+08</i>	<i>4,40E+08</i>	<i>2,85E+08</i>
<i>pu242</i>	2,13E+10	2,13E+10	2,13E+10	2,13E+10	2,12E+10	2,09E+10	1,77E+10	4,00E+04	3,00E+02	5,32E+05	5,32E+05	5,32E+05
pu243	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,29E+03	2,00E+08	5,00E+08	4,16E-05	4,16E-05	4,16E-05
am240	6,40E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	4,00E+07	2,13E-03	0,00E+00	0,00E+00
<i>am241</i>	3,05E+12	4,48E+12	1,47E+13	2,94E+13	6,99E+12	1,59E+09	1,08E+06	3,00E+04	3,00E+02	1,02E+08	1,49E+08	<i>4,88E+08</i>
am242m	1,51E+11	1,50E+11	1,44E+11	9,21E+10	1,10E+09	6,73E-11	0,00E+00	4,00E+04	3,00E+02	3,76E+06	3,75E+06	3,59E+06
am242	1,50E+11	1,49E+11	1,43E+11	9,18E+10	1,10E+09	6,70E-11	0,00E+00	5,00E+07	2,00E+06	3,00E+03	2,98E+03	2,86E+03
am243	2,78E+11	2,78E+11	2,78E+11	2,76E+11	2,53E+11	1,09E+11	2,29E+07	3,00E+04	3,00E+02	9,27E+06	9,27E+06	9,26E+06
am245	2,71E+03	1,23E+03	9,95E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	1,00E+09	2,71E-05	1,23E-05	9,95E-09
cm241	8,18E+06	3,65E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	7,00E+05	8,18E-01	3,65E-04	0,00E+00
cm242	2,00E+14	4,26E+13	1,18E+11	7,59E+10	9,10E+08	5,55E-11	0,00E+00	9,00E+05	6,00E+03	2,22E+08	4,73E+07	1,31E+05
cm243	1,72E+11	1,68E+11	1,35E+11	1,51E+10	4,70E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+04	4,00E+02	3,45E+06	3,37E+06	2,70E+06
<i>cm244</i>	4,33E+13	4,14E+13	2,94E+13	2,79E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+04	5,00E+02	7,22E+08	<i>6,91E+08</i>	<i>4,90E+08</i>
cm245	3,58E+09	3,58E+09	3,57E+09	3,55E+09	3,30E+09	1,58E+09	1,02E+06	3,00E+04	3,00E+02	1,19E+05	1,19E+05	1,19E+05
cm246	1,30E+09	1,30E+09	1,30E+09	1,28E+09	1,12E+09	3,01E+08	5,62E+02	3,00E+04	3,00E+02	4,34E+04	4,34E+04	4,33E+04
cm247	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,33E+03	8,29E+03	4,00E+04	3,00E+02	2,08E-01	2,08E-01	2,08E-01
cm248	4,81E+04	4,81E+04	4,81E+04	4,81E+04	4,77E+04	4,70E+04	3,92E+04	9,00E+03	8,00E+01	5,34E+00	5,34E+00	5,34E+00
bk249	1,87E+08	8,47E+07	6,85E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	5,00E+07	4,67E+00	2,12E+00	1,71E-03
cf249	4,11E+05	6,66E+05	8,62E+05	7,22E+05	1,22E+05	2,26E-03	0,00E+00	1,00E+07	1,00E+05	4,11E-02	6,66E-02	8,62E-02
cf250	2,82E+06	2,68E+06	1,66E+06	1,41E+04	6,48E-04	4,51E-04	1,25E-05	3,00E+04	2,00E+02	9,41E+01	8,93E+01	5,54E+01
cf251	2,92E+04	2,91E+04	2,89E+04	2,70E+04	1,35E+04	1,30E+01	0,00E+00	3,00E+04	2,00E+02	9,72E-01	9,71E-01	9,64E-01
cf252	7,14E+06	5,48E+06	5,18E+05	2,96E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+05	9,00E+02	7,14E+01	5,48E+01	5,18E+00
cf253	5,03E+04	3,42E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	3,00E+04	7,19E-03	4,89E-09	0,00E+00
es253	1,12E+05	1,70E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+06	2,00E+04	5,61E-02	8,51E-07	0,00E+00
Totalt	1,25E+15	1,01E+15	6,51E+14	5,92E+13	1,35E+13	3,38E+12	2,96E+11			2,44E+09	2,27E+09	2,16E+09

	Tabell 1. Aktinider i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U						X/ALI-inh		
	100 år	1 000 år	100 000 år	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	100 000 år
tl207									
tl208									
pb211	3,22E-03	1,78E-02	1,16E+00	2,17E-03	2,97E-03	8,59E-03	3,57E-02	1,97E-01	1,29E+01
pb212	4,33E+01	9,79E-03	9,66E-03	9,99E+01	1,44E+02	3,69E+02	1,73E+02	3,91E-02	3,86E-02
bi211									
bi212	9,62E-01	2,17E-04	2,15E-04	9,99E+00	1,44E+01	3,69E+01	1,73E+01	3,91E-03	3,86E-03
po212									
po215									
po216									
ra223	1,61E+00	8,88E+00	5,81E+02	1,96E+00	2,67E+00	7,73E+00	3,22E+01	1,78E+02	1,16E+04
ra224	2,89E+02	6,52E-02	6,44E-02	2,50E+03	3,61E+03	9,21E+03	4,33E+03	9,79E-01	9,66E-01
ac227	3,57E+01	1,97E+02	1,29E+04	1,02E+03	1,33E+03	3,87E+03	1,61E+04	8,88E+04	5,81E+06
th227	1,59E-01	8,75E-01	5,74E+01	3,26E+00	4,39E+00	1,27E+01	5,28E+01	2,92E+02	1,91E+04
th228	2,89E+02	6,52E-02	6,44E-02	1,01E+05	1,44E+05	3,69E+05	1,73E+05	3,91E+01	3,86E+01
th230	2,60E+01	4,66E+02	2,81E+04	4,27E+02	5,39E+02	1,64E+03	1,95E+04	3,50E+05	2,11E+07
th231	1,47E+00	1,51E+00	2,86E+00	8,14E-01	8,14E-01	8,18E-01	8,18E-01	8,39E-01	1,59E+00
th234	5,12E+02	5,12E+02	5,12E+02	1,02E+03	1,02E+03	1,02E+03	1,02E+03	1,02E+03	1,02E+03
pa231	3,77E+01	1,78E+02	1,16E+04	2,22E+03	2,23E+03	2,37E+03	3,77E+03	1,78E+04	1,16E+06
pa233	1,68E+02	3,96E+02	4,53E+02	2,82E+02	2,82E+02	2,84E+02	3,74E+02	8,80E+02	1,01E+03
pa234m									
pa234	6,66E-02	6,66E-02	6,67E-02	2,66E-02	2,67E-02	2,66E-02	2,66E-02	2,66E-02	2,67E-02
u232	4,22E+02	9,58E-02	2,24E-02	5,48E+03	6,62E+03	9,75E+03	4,22E+03	9,58E-01	2,24E-01
u233	1,96E+00	3,65E+01	4,63E+03	1,37E+00	1,53E+00	2,78E+00	1,72E+01	3,19E+02	4,05E+04
u234	1,56E+04	2,29E+04	1,80E+04	6,06E+04	6,15E+04	7,12E+04	1,37E+05	2,00E+05	1,58E+05
u235	1,05E+02	1,08E+02	2,05E+02	9,16E+02	9,16E+02	9,20E+02	9,20E+02	9,44E+02	1,79E+03
u236	2,71E+03	2,86E+03	4,40E+03	2,35E+04	2,35E+04	2,36E+04	2,37E+04	2,51E+04	3,85E+04
u237	8,84E+00	3,94E-03	1,23E-06	6,29E+05	3,52E+02	2,28E+02	2,95E+00	1,31E-03	4,09E-07
u238	2,56E+03	2,56E+03	2,56E+03	2,28E+04	2,28E+04	2,28E+04	2,28E+04	2,28E+04	2,28E+04
np235	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,42E+00	1,27E+00	4,06E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
np236	1,53E-03	1,52E-03	8,39E-04	4,59E-02	4,59E-02	4,59E-02	4,59E-02	4,55E-02	2,52E-02
np237	1,12E+05	2,64E+05	3,02E+05	8,44E+06	8,44E+06	8,53E+06	1,12E+07	2,64E+07	3,02E+07
np238	2,07E+01	2,48E-01	0,00E+00	8,25E+03	2,24E+02	2,15E+02	1,38E+02	1,65E+00	0,00E+00
np239	1,38E+04	1,27E+04	1,15E+00	1,02E+05	9,27E+03	9,26E+03	9,19E+03	8,44E+03	7,63E-01
pu236	8,14E-02	8,10E-02	4,48E-02	3,39E+06	2,67E+06	3,11E+05	1,02E+01	1,01E+01	5,60E+00

	Tabell 1. Aktinider i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U						X/ALI-inh		
	100 år	1 000 år	100 000 år	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	100 000 år
pu237	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,26E+02	4,66E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pu238	3,56E+08	3,13E+05	0,00E+00	1,01E+11	1,03E+11	9,63E+10	4,75E+10	4,17E+07	0,00E+00
pu239	5,13E+07	5,02E+07	3,08E+06	6,87E+09	6,87E+09	6,87E+09	6,85E+09	6,70E+09	4,11E+08
pu240	1,06E+08	9,62E+07	2,78E+03	1,39E+10	1,39E+10	1,41E+10	1,42E+10	1,28E+10	3,70E+05
pu241	3,70E+06	1,65E+03	5,14E-01	4,63E+10	4,40E+10	2,85E+10	3,70E+08	1,65E+05	5,14E+01
pu242	5,32E+05	5,31E+05	4,42E+05	7,09E+07	7,09E+07	7,09E+07	7,09E+07	7,08E+07	5,90E+07
pu243	4,16E-05	4,16E-05	4,14E-05	1,67E-05	1,67E-05	1,67E-05	1,67E-05	1,67E-05	1,66E-05
am240	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,60E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
am241	9,79E+08	2,33E+08	3,61E+01	1,02E+10	1,49E+10	4,88E+10	9,79E+10	2,33E+10	3,61E+03
am242m	2,30E+06	2,76E+04	0,00E+00	5,02E+08	5,00E+08	4,79E+08	3,07E+08	3,68E+06	0,00E+00
am242	1,84E+03	2,20E+01	0,00E+00	7,49E+04	7,46E+04	7,14E+04	4,59E+04	5,49E+02	0,00E+00
am243	9,19E+06	8,44E+06	7,63E+02	9,27E+08	9,27E+08	9,26E+08	9,19E+08	8,44E+08	7,63E+04
am245	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,71E-06	1,23E-06	9,95E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cm241	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,17E+01	5,22E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cm242	8,43E+04	1,01E+03	0,00E+00	3,33E+10	7,09E+09	1,97E+07	1,26E+07	1,52E+05	0,00E+00
cm243	3,03E+05	9,40E-05	0,00E+00	4,31E+08	4,21E+08	3,38E+08	3,78E+07	1,17E-02	0,00E+00
cm244	4,64E+07	0,00E+00	0,00E+00	8,66E+10	8,29E+10	5,88E+10	5,57E+09	0,00E+00	0,00E+00
cm245	1,18E+05	1,10E+05	3,42E+01	1,19E+07	1,19E+07	1,19E+07	1,18E+07	1,10E+07	3,42E+03
cm246	4,28E+04	3,75E+04	1,87E-02	4,34E+06	4,34E+06	4,33E+06	4,28E+06	3,75E+06	1,87E+00
cm247	2,08E-01	2,08E-01	2,07E-01	2,78E+01	2,78E+01	2,78E+01	2,78E+01	2,78E+01	2,76E+01
cm248	5,34E+00	5,30E+00	4,36E+00	6,01E+02	6,01E+02	6,01E+02	6,01E+02	5,97E+02	4,90E+02
bk249	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,74E+00	1,69E+00	1,37E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cf249	7,22E-02	1,22E-02	0,00E+00	4,11E+00	6,66E+00	8,62E+00	7,22E+00	1,22E+00	0,00E+00
cf250	4,70E-01	2,16E-08	4,17E-10	1,41E+04	1,34E+04	8,31E+03	7,05E+01	3,24E-06	6,25E-08
cf251	8,99E-01	4,49E-01	0,00E+00	1,46E+02	1,46E+02	1,45E+02	1,35E+02	6,73E+01	0,00E+00
cf252	2,96E-10	0,00E+00	0,00E+00	7,93E+03	6,08E+03	5,76E+02	3,29E-08	0,00E+00	0,00E+00
cf253	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,68E+00	1,14E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
es253	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,61E+00	8,51E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Totalt	1,56E+09	3,89E+08	3,91E+06	3,00E+11	2,74E+11	2,55E+11	1,74E+11	4,38E+10	5,29E+08

	Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	1 år	10 år	100 år
h 3	3,58E+12	3,39E+12	2,04E+12	1,30E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+09	1,00E+09	3,39E+03	2,04E+03	1,30E+01
be 10	2,39E+04	2,39E+04	2,39E+04	2,39E+04	2,38E+04	2,38E+04	2,28E+04	1,00E+07	2,00E+06	2,39E-03	2,39E-03	2,39E-03
c 14	9,62E+05	9,62E+05	9,62E+05	9,51E+05	8,51E+05	2,87E+05	5,37E+00	4,00E+07	4,00E+07	2,41E-02	2,41E-02	2,38E-02
zn 72	3,09E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	1,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ga 72	4,44E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	5,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
as 77	4,29E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+07	6,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
se 79	5,40E+09	5,40E+09	5,40E+09	5,40E+09	5,29E+09	4,37E+09	6,59E+08	1,00E+07	2,00E+07	5,40E+02	5,40E+02	5,40E+02
br 82	2,37E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	6,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
kr 85	6,07E+13	5,70E+13	3,19E+13	9,44E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
rb 86	6,92E+11	8,81E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+06	1,00E+07	1,10E-01	0,00E+00	0,00E+00
rb 87	1,60E+05	1,60E+05	1,60E+05	1,60E+05	1,60E+05	1,60E+05	1,60E+05	2,00E+07	2,00E+07	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03
sr 89	4,37E+14	2,93E+12	7,81E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	1,00E+07	4,88E+05	1,30E-14	0,00E+00
y 89m	4,07E+10	2,73E+08	7,25E-12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
sr 90	5,62E+14	5,48E+14	4,40E+14	4,77E+13	1,13E+04	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+05	4,00E+05	9,13E+08	7,34E+08	7,96E+07
y 90	5,62E+14	5,48E+14	4,40E+14	4,77E+13	1,13E+04	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	8,00E+06	1,10E+08	8,81E+07	9,55E+06
y 91	6,33E+14	8,40E+12	1,02E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	2,00E+06	1,68E+06	2,04E-11	0,00E+00
zr 93	9,29E+09	9,29E+09	9,29E+09	9,29E+09	9,29E+09	9,25E+09	8,88E+09	7,00E+07	5,00E+05	1,33E+02	1,33E+02	1,33E+02
nb 93m	1,33E+09	1,67E+09	4,11E+09	9,18E+09	9,29E+09	9,25E+09	8,88E+09	1,00E+08	2,00E+07	1,67E+01	4,11E+01	9,18E+01
nb 94	7,55E+05	7,55E+05	7,55E+05	7,51E+05	7,29E+05	5,37E+05	2,48E+04	9,00E+06	2,00E+06	8,39E-02	8,39E-02	8,35E-02
zr 95	1,00E+15	1,93E+13	6,70E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	5,00E+06	9,64E+05	3,35E-10	0,00E+00
nb 95	1,31E+15	4,33E+13	1,48E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	2,00E+07	1,44E+06	4,92E-10	0,00E+00
nb 95m	1,18E+13	2,27E+11	7,88E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	3,00E+07	1,13E+04	3,94E-12	0,00E+00
tc 98	5,48E+04	5,48E+04	5,48E+04	5,48E+04	5,48E+04	5,48E+04	5,40E+04	1,00E+07	2,00E+07	5,48E-03	5,48E-03	5,48E-03
mo 99	7,73E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	5,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
tc 99	1,07E+11	1,07E+11	1,07E+11	1,07E+11	1,06E+11	1,03E+11	7,66E+10	3,00E+07	4,00E+07	3,55E+03	3,55E+03	3,55E+03
tc 99m	7,47E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+09	2,00E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
rh102	9,25E+09	7,29E+09	8,47E+08	3,85E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	1,00E+06	1,04E+03	1,21E+02	5,50E-08
ru103	9,14E+14	1,45E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	7,27E+04	0,00E+00	0,00E+00
rh103m	9,10E+14	1,45E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+09	1,00E+10	2,42E+02	0,00E+00	0,00E+00
rh105	8,18E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	1,00E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ru106	1,72E+15	8,73E+14	1,90E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+06	1,00E+06	4,37E+08	9,49E+05	0,00E+00
rh106	1,72E+15	8,73E+14	1,90E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	4,00E+08	8,73E+06	1,90E+04	0,00E+00
pd107	1,06E+09	1,06E+09	1,06E+09	1,06E+09	1,06E+09	1,06E+09	1,05E+09	3,00E+08	4,00E+08	3,54E+00	3,54E+00	3,54E+00
ag108	7,77E+06	7,73E+06	7,36E+06	4,51E+06	3,32E+04	1,54E-17	0,00E+00	3,00E+06	1,00E+07	2,58E+00	2,45E+00	1,50E+00

	Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	1 år	10 år	100 år
ag108m	8,95E+07	8,88E+07	8,47E+07	5,18E+07	3,81E+05	1,77E-16	0,00E+00	1,00E+07	3,00E+06	8,88E+00	8,47E+00	5,18E+00
ag109m	6,40E+06	3,70E+06	2,68E+04	1,09E-17	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
cd109	6,40E+06	3,70E+06	2,68E+04	1,09E-17	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+06	1,00E+06	4,11E-01	2,98E-03	1,21E-24
ag110	1,78E+11	6,48E+10	7,07E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
ag110m	1,31E+13	4,77E+12	5,18E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	2,00E+06	6,82E+05	7,40E+01	0,00E+00
ag111	4,07E+12	7,33E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	7,33E-10	0,00E+00	0,00E+00
cd113m	2,55E+11	2,42E+11	1,56E+11	1,86E+09	1,14E-10	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+05	9,00E+04	2,69E+05	1,73E+05	2,07E+03
in114	4,29E+09	2,60E+07	2,68E-13	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
in114m	4,51E+09	2,72E+07	2,80E-13	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+06	1,00E+06	9,07E+00	9,34E-20	0,00E+00
cd115	6,81E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cd115m	2,64E+11	9,07E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	2,00E+06	1,81E+02	0,00E+00	0,00E+00
in115m	7,73E+08	1,00E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+08	6,00E+08	5,01E-04	0,00E+00	0,00E+00
sn117m	3,22E+10	2,69E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	4,00E+07	1,35E-05	0,00E+00	0,00E+00
sn119m	2,39E+11	1,01E+11	4,22E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	4,00E+07	2,53E+03	1,05E+00	0,00E+00
sn121	1,53E+10	1,51E+10	1,35E+10	4,33E+09	5,18E+04	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+07	2,00E+08	2,16E+02	1,93E+02	6,18E+01
sn121m	1,98E+10	1,95E+10	1,74E+10	5,59E+09	6,66E+04	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	1,00E+07	6,50E+02	5,81E+02	1,86E+02
sb122	6,03E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+06	3,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn123	6,25E+11	8,81E+10	1,92E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	9,00E+06	1,47E+04	3,20E-04	0,00E+00
te123m	1,79E+10	2,16E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	1,00E+07	1,08E+02	0,00E+00	0,00E+00
sb124	8,21E+11	1,23E+10	4,44E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	1,00E+07	2,05E+03	7,40E-14	0,00E+00
sn125	5,51E+11	2,23E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+06	1,00E+07	5,57E-07	0,00E+00	0,00E+00
sb125	4,29E+13	3,34E+13	3,40E+12	4,03E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	4,00E+07	1,67E+06	1,70E+05	2,02E-05
te125m	1,03E+13	8,14E+12	8,29E+11	9,84E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	4,07E+05	4,14E+04	4,92E-06
sn126	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,44E+09	2,38E+09	3,00E+06	1,00E+06	1,58E+03	1,58E+03	1,58E+03
sb126	7,33E+10	6,66E+08	6,66E+08	6,66E+08	6,62E+08	6,22E+08	3,33E+08	7,00E+06	2,00E+07	9,51E+01	9,51E+01	9,51E+01
sb126m	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,74E+09	4,44E+09	2,38E+09	6,00E+08	2,00E+09	7,89E+00	7,89E+00	7,89E+00
sb127	3,70E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+06	3,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te127	1,46E+13	1,40E+12	1,17E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	3,00E+08	1,40E+04	1,17E-05	0,00E+00
te127m	1,45E+13	1,43E+12	1,19E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+06	8,00E+06	1,59E+05	1,32E-04	0,00E+00
xe127	6,36E+07	6,11E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
te129	2,01E+13	1,08E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+08	8,00E+08	2,69E+01	0,00E+00	0,00E+00
te129m	3,13E+13	1,68E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	9,00E+06	3,37E+03	0,00E+00	0,00E+00
i129	2,64E+08	2,64E+08	2,64E+08	2,64E+08	2,64E+08	2,64E+08	2,63E+08	2,00E+05	3,00E+05	1,32E+03	1,32E+03	1,32E+03
xe129m	6,25E+09	2,75E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					

	Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	1 år	10 år	100 år
te131	2,10E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+07	1,00E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te131m	9,32E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	1,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
i131	6,81E+13	1,48E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+05	1,00E+06	1,85E-06	0,00E+00	0,00E+00
xe131m	4,26E+12	3,39E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
te132	2,00E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	6,00E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
i132	2,06E+12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+07	1,00E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cs132	1,71E+09	1,89E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	6,00E+07	4,74E-16	0,00E+00	0,00E+00
i133	5,25E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
xe133	4,03E+13	4,48E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
xe133m	6,22E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
ba133	2,16E+05	2,02E+05	1,12E+05	2,97E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	1,00E+07	1,01E-02	5,59E-03	1,49E-05
cs134	8,70E+14	6,22E+14	3,01E+13	2,18E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+06	2,00E+06	6,22E+08	3,01E+07	2,18E-06
cs135	3,77E+09	3,77E+09	3,77E+09	3,77E+09	3,77E+09	3,77E+09	3,66E+09	1,00E+07	2,00E+07	3,77E+02	3,77E+02	3,77E+02
ba135m	2,11E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	1,00E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cs136	1,34E+13	6,03E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	1,00E+07	8,62E-03	0,00E+00	0,00E+00
ba136m	1,50E+12	6,77E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
cs137	8,44E+14	8,25E+14	6,70E+14	8,36E+13	7,77E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+06	2,00E+06	8,25E+08	6,70E+08	8,36E+07
ba137m	7,99E+14	7,81E+14	6,33E+14	7,92E+13	7,36E+04	0,00E+00	0,00E+00					
ce139	2,74E+08	4,37E+07	2,81E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+07	1,00E+07	8,73E-01	5,62E-08	0,00E+00
ba140	2,98E+14	7,25E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	2,00E+07	1,21E-01	0,00E+00	0,00E+00
la140	3,43E+14	8,36E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+06	2,00E+07	1,05E-01	0,00E+00	0,00E+00
ce141	7,44E+14	3,11E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	9,00E+06	1,55E+04	0,00E+00	0,00E+00
ce142	2,19E+05	2,19E+05	2,19E+05	2,19E+05	2,19E+05	2,19E+05	2,19E+05	(Ej med)				
ce143	2,90E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pr143	2,96E+14	2,36E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	9,00E+06	2,36E-01	0,00E+00	0,00E+00
ce144	2,21E+15	9,10E+14	3,06E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+06	5,00E+05	4,55E+08	1,53E+05	0,00E+00
pr144	2,21E+15	9,10E+14	3,06E+11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+08	2,00E+09	2,28E+06	7,66E+02	0,00E+00
pr144m	3,10E+13	1,27E+13	4,29E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
pm145	9,47E+08	1,07E+09	8,66E+08	2,55E+07	1,26E-08	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	4,00E+06	1,07E+01	8,66E+00	2,55E-01
sm145	5,99E+09	2,86E+09	3,51E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+07	9,00E+06	4,08E+01	5,02E-02	0,00E+00
pm146	2,32E+10	2,04E+10	6,62E+09	8,33E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+05	1,00E+03	3,40E+04	1,10E+04	1,39E-01
nd147	8,62E+13	8,55E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	1,00E+07	8,55E-04	0,00E+00	0,00E+00
pm147	7,66E+14	5,88E+14	5,48E+13	2,57E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+07	4,00E+06	1,18E+07	1,10E+06	5,14E-05
sm147	2,28E+04	2,72E+04	4,03E+04	4,18E+04	4,18E+04	4,18E+04	4,18E+04	6,00E+05	2,00E+03	4,54E-02	6,72E-02	6,97E-02

	Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	1 år	10 år	100 år
pm148	5,33E+12	4,92E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	6,00E+06	9,84E+02	0,00E+00	0,00E+00
pm148m	4,26E+13	9,32E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+06	4,00E+06	1,04E+04	0,00E+00	0,00E+00
pm149	3,31E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
eu150	3,81E+05	3,77E+05	3,16E+05	5,51E+04	1,50E-03	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+07	1,00E+08	7,55E-03	6,31E-03	1,10E-03
pm151	3,68E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	4,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sm151	2,84E+12	2,82E+12	2,63E+12	1,31E+12	1,28E+09	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	4,00E+06	2,82E+04	2,63E+04	1,31E+04
eu152	1,05E+11	1,00E+11	6,29E+10	5,81E+08	2,72E-12	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	4,00E+05	1,00E+04	6,29E+03	5,81E+01
sm153	9,84E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	3,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
gd153	5,66E+10	1,99E+10	1,59E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+07	5,00E+06	3,98E+02	3,19E-02	0,00E+00
eu154	5,29E+13	4,88E+13	2,36E+13	1,65E+10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	3,00E+05	6,98E+06	3,37E+06	2,36E+03
eu155	2,21E+13	1,90E+13	5,00E+12	8,14E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	3,00E+06	4,75E+05	1,25E+05	2,04E-01
eu156	7,99E+13	4,66E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	5,00E+06	7,77E-01	0,00E+00	0,00E+00
tb160	1,35E+12	4,07E+10	8,40E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+06	3,00E+06	4,52E+03	9,33E-11	0,00E+00
tb161	5,37E+10	6,44E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	3,22E-13	0,00E+00	0,00E+00
dy166	7,29E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	8,00E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ho166	1,08E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ho166m	6,99E+06	6,99E+06	6,96E+06	6,59E+06	3,92E+06	2,17E+04	0,00E+00	9,00E+06	1,00E+05	7,77E-01	7,73E-01	7,32E-01
er169	6,25E+05	1,30E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
tm170	3,66E+04	5,11E+03	1,03E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
tm171	1,69E+07	1,18E+07	4,55E+05	3,55E-09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
Totalt	1,98E+16	7,73E+15	2,34E+15	2,60E+14	1,47E+11	1,41E+11	1,05E+11			3,40E+09	1,53E+09	1,73E+08

	Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.							X/ALI-inh	
	1000	10 000 år	100 000 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	100 000 år	
h 3	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,39E+03	2,04E+03	1,30E+01	0,00E+00	0,00E+00	
be 10	2,38E-03	2,38E-03	2,28E-03	1,19E-02	1,19E-02	1,19E-02	1,19E-02	1,14E-02	
c 14	2,13E-02	7,17E-03	1,34E-07	2,41E-02	2,41E-02	2,38E-02	2,13E-02	1,34E-07	
zn 72	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
ga 72	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
as 77	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
se 79	5,29E+02	4,37E+02	6,59E+01	2,70E+02	2,70E+02	2,70E+02	2,65E+02	3,29E+01	
br 82	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
kr 85									
rb 86	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,81E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
rb 87	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	8,01E-03	
sr 89	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,93E+05	7,81E-15	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
y 89m									
sr 90	1,89E-02	0,00E+00	0,00E+00	1,37E+09	1,10E+09	1,19E+08	2,83E-02	0,00E+00	
y 90	2,26E-03	0,00E+00	0,00E+00	6,85E+07	5,50E+07	5,97E+06	1,42E-03	0,00E+00	
y 91	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,20E+06	5,11E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
zr 93	1,33E+02	1,32E+02	1,27E+02	1,86E+04	1,86E+04	1,86E+04	1,86E+04	1,78E+04	
nb 93m	9,29E+01	9,25E+01	8,88E+01	8,33E+01	2,05E+02	4,59E+02	4,64E+02	4,44E+02	
nb 94	8,10E-02	5,96E-02	2,75E-03	3,77E-01	3,77E-01	3,76E-01	3,64E-01	1,24E-02	
zr 95	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,86E+06	1,34E-09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
nb 95	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,16E+06	7,38E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
nb 95m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,56E+03	2,63E-12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
tc 98	5,48E-03	5,48E-03	5,40E-03	2,74E-03	2,74E-03	2,74E-03	2,74E-03	2,70E-03	
mo 99	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
tc 99	3,54E+03	3,43E+03	2,55E+03	2,66E+03	2,66E+03	2,66E+03	2,65E+03	1,91E+03	
tc 99m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
rh102	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,29E+03	8,47E+02	3,85E-07	0,00E+00	0,00E+00	
ru103	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,27E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
rh103m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,45E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
rh105	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
ru106	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,73E+08	1,90E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
rh106	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,18E+06	4,75E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	
pd107	3,54E+00	3,53E+00	3,50E+00	2,65E+00	2,65E+00	2,65E+00	2,65E+00	2,63E+00	
ag108	1,11E-02	5,13E-24	0,00E+00	7,73E-01	7,36E-01	4,51E-01	3,32E-03	0,00E+00	





Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.								X/ALI-inh
	1000	10 000 år	100 000 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	100 000 år
te131	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te131m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
i131	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,48E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
xe131m								
te132	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
i132	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cs132	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,16E-16	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
i133								
xe133								
xe133m								
ba133	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,02E-02	1,12E-02	2,97E-05	0,00E+00	0,00E+00
cs134	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,11E+08	1,51E+07	1,09E-06	0,00E+00	0,00E+00
cs135	3,77E+02	3,77E+02	3,66E+02	1,89E+02	1,89E+02	1,89E+02	1,89E+02	1,83E+02
ba135m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
cs136	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,03E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ba136m								
cs137	7,77E-02	0,00E+00	0,00E+00	4,13E+08	3,35E+08	4,18E+07	3,89E-02	0,00E+00
ba137m								
ce139	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,37E+00	2,81E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ba140	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,63E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
la140	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,18E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ce141	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,45E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ce142								
ce143	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pr143	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,62E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ce144	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,82E+09	6,13E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pr144	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,55E+05	1,53E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pr144m								
pm145	1,26E-16	0,00E+00	0,00E+00	2,68E+02	2,16E+02	6,38E+00	3,15E-15	0,00E+00
sm145	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,17E+02	3,90E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pm146	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,04E+07	6,62E+06	8,33E+01	0,00E+00	0,00E+00
nd147	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,55E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pm147	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,47E+08	1,37E+07	6,42E-04	0,00E+00	0,00E+00
sm147	6,97E-02	6,97E-02	6,97E-02	1,36E+01	2,02E+01	2,09E+01	2,09E+01	2,09E+01

Tabell 2. Fissionsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U.								X/ALI-inh
	1000	10 000 år	100 000 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	100 000 år
pm148	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,20E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pm148m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,33E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
pm149	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
eu150	3,00E-11	0,00E+00	0,00E+00	3,77E-03	3,16E-03	5,51E-04	1,50E-11	0,00E+00
pm151	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sm151	1,28E+01	0,00E+00	0,00E+00	7,04E+05	6,57E+05	3,28E+05	3,20E+02	0,00E+00
eu152	2,72E-19	0,00E+00	0,00E+00	2,51E+05	1,57E+05	1,45E+03	6,81E-18	0,00E+00
sm153	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
gd153	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,98E+03	3,19E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
eu154	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,63E+08	7,86E+07	5,51E+04	0,00E+00	0,00E+00
eu155	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,34E+06	1,67E+06	2,71E+00	0,00E+00	0,00E+00
eu156	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,32E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
tb160	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,36E+04	2,80E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
tb161	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,22E-13	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
dy166	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ho166	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
ho166m	4,36E-01	2,41E-03	0,00E+00	6,99E+01	6,96E+01	6,59E+01	3,92E+01	0,00E+00
er169								
tm170								
tm171								
Totalt	7,69E+03	7,37E+03	5,36E+03	5,21E+09	1,61E+09	1,68E+08	2,82E+04	2,36E+04

Tabell 3. Aktiveringsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U								Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	0 år	1 år	10 år
h 3	1,43E+09	1,35E+09	8,14E+08	5,18E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+09	1,00E+09	1,4319	1,35E+00	8,14E-01
be 10	2,45E+04	2,45E+04	2,45E+04	2,45E+04	2,45E+04	2,43E+04	2,34E+04	1,00E+07	3,00E+08	2,45E-03	2,45E-03	2,45E-03
c 14	2,58E+09	2,58E+09	2,58E+09	2,55E+09	2,29E+09	7,70E+08	1,44E+04	4,00E+07	4,00E+07	6,46E+01	6,45E+01	6,45E+01
p 32	3,32E+07	6,55E-01	1,27E-06	8,81E-07	2,35E-08	4,22E-24	0,00E+00	8,00E+06	1,00E+07	4,14E+00	8,19E-08	1,58E-13
p 33	2,49E+04	1,15E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+07	1,00E+08	3,11E-04	1,43E-08	0,00E+00
s 35	3,07E+09	1,71E+08	8,40E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	2,00E+08	3,07E+01	1,71E+00	8,40E-12
cl 36	1,07E+07	1,07E+07	1,07E+07	1,07E+07	1,06E+07	1,04E+07	8,47E+06	2,00E+07	3,00E+07	5,33E-01	5,33E-01	5,33E-01
ar 37	1,48E+04	1,08E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
ar 39	2,55E+04	2,54E+04	2,48E+04	1,97E+04	1,94E+03	1,64E-07	0,00E+00					
ca 45	2,50E+03	5,33E+02	4,81E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	1,00E+07	1,25E-04	2,66E-05	2,41E-11
sc 47	1,16E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	3,00E+07	3,86E-04	0,00E+00	0,00E+00
cr 51	6,18E+13	6,70E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+08	7,00E+08	1,24E+05	1,34E+01	0,00E+00
mn 54	2,09E+13	9,32E+12	6,29E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	2,00E+07	6,98E+05	3,11E+05	2,10E+02
fe 55	2,12E+14	1,64E+14	1,67E+13	1,98E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	3,00E+07	2,12E+06	1,64E+06	1,67E+05
fe 59	2,17E+12	7,40E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	5,00E+06	2,17E+05	7,40E+02	0,00E+00
co 58	2,02E+13	5,74E+11	6,33E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	1,00E+07	1,01E+06	2,87E+04	3,16E-10
co 60	1,73E+13	1,52E+13	4,63E+12	3,35E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	2,00E+06	2,47E+06	2,17E+06	6,61E+05
ni 59	4,66E+10	4,66E+10	4,66E+10	4,66E+10	4,63E+10	4,26E+10	1,85E+10	3,00E+08	6,00E+07	1,55E+02	1,55E+02	1,55E+02
ni 63	6,62E+12	6,55E+12	6,18E+12	3,31E+12	6,51E+09	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	2,00E+07	6,62E+04	6,55E+04	6,18E+04
zn 65	6,88E+06	2,44E+06	2,13E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	4,00E+06	1,38E+00	4,88E-01	4,27E-05
sr 89	9,69E+10	6,51E+08	1,73E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	1,00E+07	1,62E+04	1,09E+02	2,89E-18
sr 90	4,48E+07	4,37E+07	3,49E+07	3,81E+06	9,03E-04	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+05	4,00E+05	7,46E+01	7,28E+01	5,82E+01
y 89m	9,03E+06	6,07E+04	1,61E-15	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00					
y 90	2,07E+09	4,37E+07	3,49E+07	3,81E+06	9,03E-04	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	8,00E+06	4,14E+02	8,73E+00	6,99E+00
y 91	2,56E+11	3,39E+09	4,11E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+09	3,00E+09	1,28E+02	1,69E+00	2,05E-17
zr 93	2,52E+09	2,52E+09	2,52E+09	2,52E+09	2,51E+09	2,50E+09	2,41E+09	7,00E+07	5,00E+05	3,59E+01	3,59E+01	3,59E+01
zr 95	7,77E+13	1,49E+12	5,18E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	5,00E+06	3,89E+06	7,46E+04	2,59E-11
nb 93m	3,34E+08	4,26E+08	1,10E+09	2,49E+09	2,51E+09	2,50E+09	2,41E+09	1,00E+08	2,00E+07	3,34E+00	4,26E+00	1,10E+01
nb 95	1,01E+14	3,34E+12	1,14E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	2,00E+07	3,37E+06	1,11E+05	3,81E-11
nb 95m	9,14E+11	1,76E+10	6,11E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	3,00E+07	4,57E+04	8,79E+02	3,05E-13
mo 99	8,33E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	5,00E+07	2,78E-01	0,00E+00	0,00E+00
tc 99	4,14E+04	4,14E+04	4,14E+04	4,14E+04	4,11E+04	4,00E+04	2,97E+04	3,00E+07	4,00E+07	1,38E-03	1,38E-03	1,38E-03
cd113m	2,48E+05	2,36E+05	1,52E+05	1,82E+03	1,11E-16	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+05	9,00E+04	2,76E-01	2,63E-01	1,69E-01
cd115	1,60E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+07	2,00E+07	1,60E-03	0,00E+00	0,00E+00

	Tabell 3. Aktiveringsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U							Ingestion	Inhalation	X/ALI-ing		
	0 år	1 år	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	ALI ICRP	ALI ICRP	0 år	1 år	10 år
cd115m	1,45E+07	5,00E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	2,00E+06	2,89E+00	9,99E-03	0,00E+00
in113m	2,41E+12	2,68E+11	6,73E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+08	2,00E+09	2,68E+03	2,97E+02	7,48E-07
in114	2,45E+11	1,48E+09	1,52E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+06	1,00E+06	8,15E+04	4,92E+02	5,07E-18
in114m	2,55E+11	1,54E+09	1,59E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+06	1,00E+06	8,51E+04	5,14E+02	5,30E-18
sn113	2,41E+12	2,67E+11	6,73E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	1,20E+05	1,34E+04	3,37E-05
sn117m	3,56E+12	2,98E+04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	4,00E+07	1,78E+05	1,49E-03	0,00E+00
sn119m	3,29E+13	1,39E+13	5,85E+09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,00E+07	4,00E+07	8,22E+05	3,47E+05	1,46E+02
sn121	5,99E+09	5,92E+09	5,29E+09	1,71E+09	2,02E+04	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+07	2,00E+08	8,56E+01	8,46E+01	7,56E+01
sn121m	7,73E+09	7,66E+09	6,85E+09	2,20E+09	2,61E+04	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+07	1,00E+07	2,58E+02	2,55E+02	2,28E+02
sn123	5,14E+11	7,25E+10	1,58E+03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	9,00E+06	8,57E+04	1,21E+04	2,63E-04
sn125	1,07E+10	4,33E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+08	2,00E+09	1,79E+01	7,22E-11	0,00E+00
sb122	3,60E+08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,00E+06	3,00E+07	4,50E+01	0,00E+00	0,00E+00
sb124	4,44E+10	6,62E+08	2,41E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,00E+06	1,00E+07	7,40E+03	1,10E+02	4,01E-15
sb125	6,88E+12	5,37E+12	5,44E+11	6,48E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	4,00E+07	3,44E+05	2,68E+05	2,72E+04
sb126	3,89E+09	5,33E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,00E+06	2,00E+07	5,55E+02	7,61E-07	0,00E+00
te123m	1,31E+10	1,59E+09	8,55E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	1,00E+07	6,57E+02	7,94E+01	4,27E-07
te125m	1,65E+12	1,31E+12	1,33E+11	1,58E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	8,27E+04	6,53E+04	6,64E+03
te127	7,03E+07	6,88E+06	5,77E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,00E+07	2,00E+07	3,52E+00	3,44E-01	2,89E-10
te127m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,00E+06	8,00E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
xe129m	1,11E+03	4,88E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,00E+06	9,00E+06	2,23E-04	9,77E-17	0,00E+00
Totalt	5,70E+14	2,22E+14	2,83E+13	3,37E+12	5,99E+10	4,81E+10	2,33E+10			1,58E+07	5,11E+06	9,24E+05



Tabell 3. Aktiveringsprodukter i en bränslepatron med utbränningen 42 MWd/kg*U								X/ALI-inh			
	100 år	1 000	10 000 år	100 000 år	0 år	1 år	10 år	100 år	1000 år	10 000 år	100 000 år
cd115m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,23E+00	2,50E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
in113m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,20E+03	1,34E+02	3,37E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
in114	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,45E+05	1,48E+03	1,52E-17	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
in114m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,55E+05	1,54E+03	1,59E-17	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn113	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,20E+05	1,34E+04	3,37E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn117m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,91E+04	7,46E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn119m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,22E+05	3,47E+05	1,46E+02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn121	2,44E+01	2,89E-04	0,00E+00	0,00E+00	3,00E+01	2,96E+01	2,65E+01	8,53E+00	1,01E-04	0,00E+00	0,00E+00
sn121m	7,33E+01	8,70E-04	0,00E+00	0,00E+00	7,73E+02	7,66E+02	6,85E+02	2,20E+02	2,61E-03	0,00E+00	0,00E+00
sn123	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,71E+04	8,06E+03	1,76E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sn125	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,37E+00	2,16E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sb122	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,20E+01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sb124	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,44E+03	6,62E+01	2,41E-15	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sb125	3,24E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,72E+05	1,34E+05	1,36E+04	1,62E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
sb126	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,94E+02	2,66E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te123m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,31E+03	1,59E+02	8,55E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te125m	7,90E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,27E+04	6,53E+04	6,64E+03	7,90E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te127	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,52E+00	3,44E-01	2,89E-10	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
te127m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
xe129m	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,24E-04	5,43E-17	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Totalt	3,35E+04	3,38E+02	2,22E+02	1,20E+02	4,21E+07	1,50E+07	3,21E+06	1,72E+05	6,30E+03	5,86E+03	5,24E+03

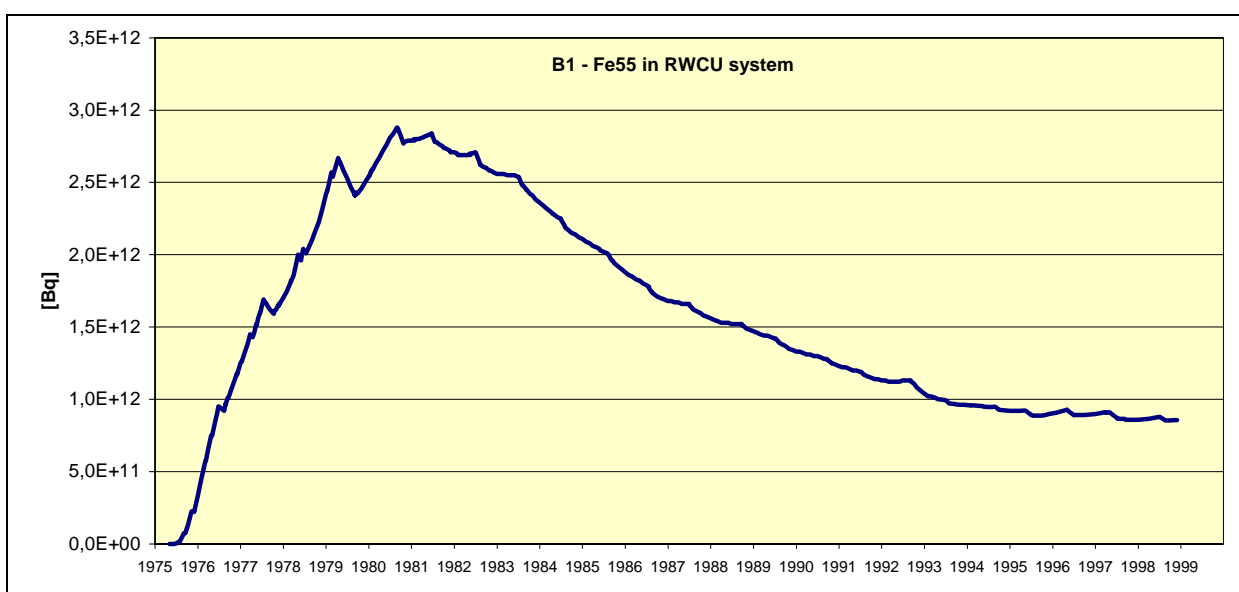
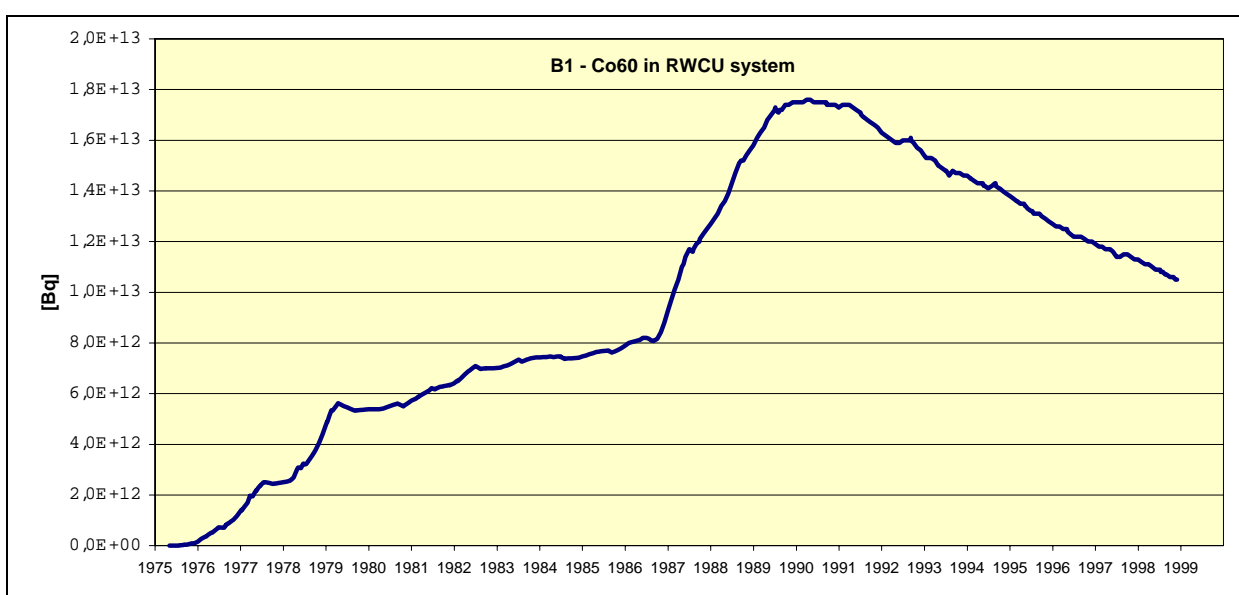


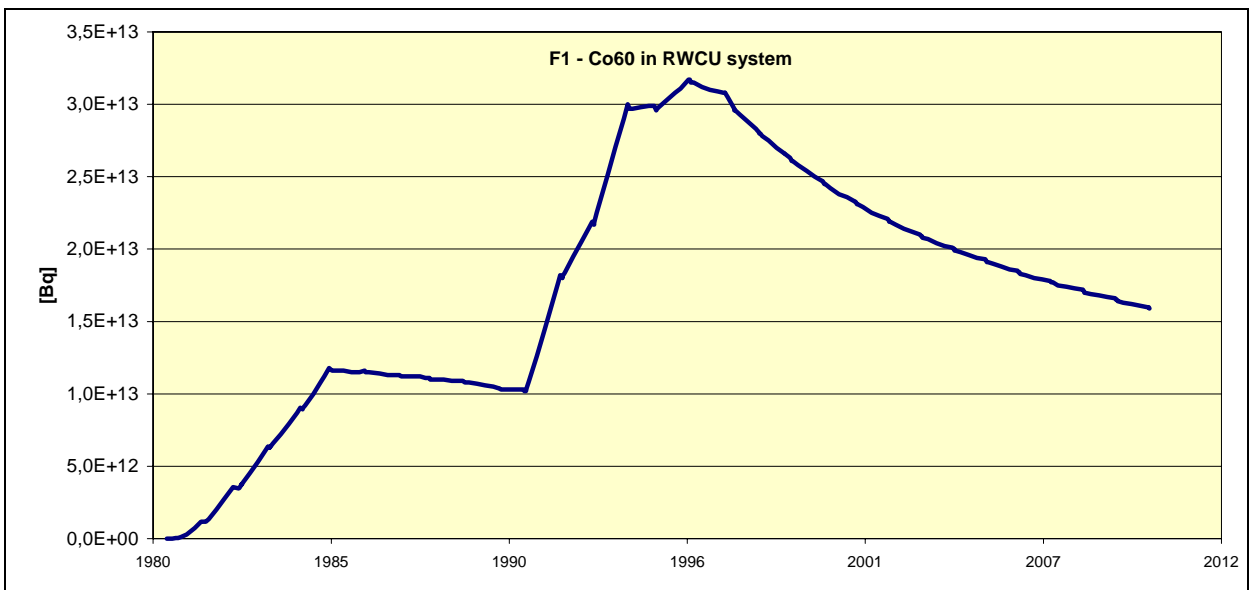
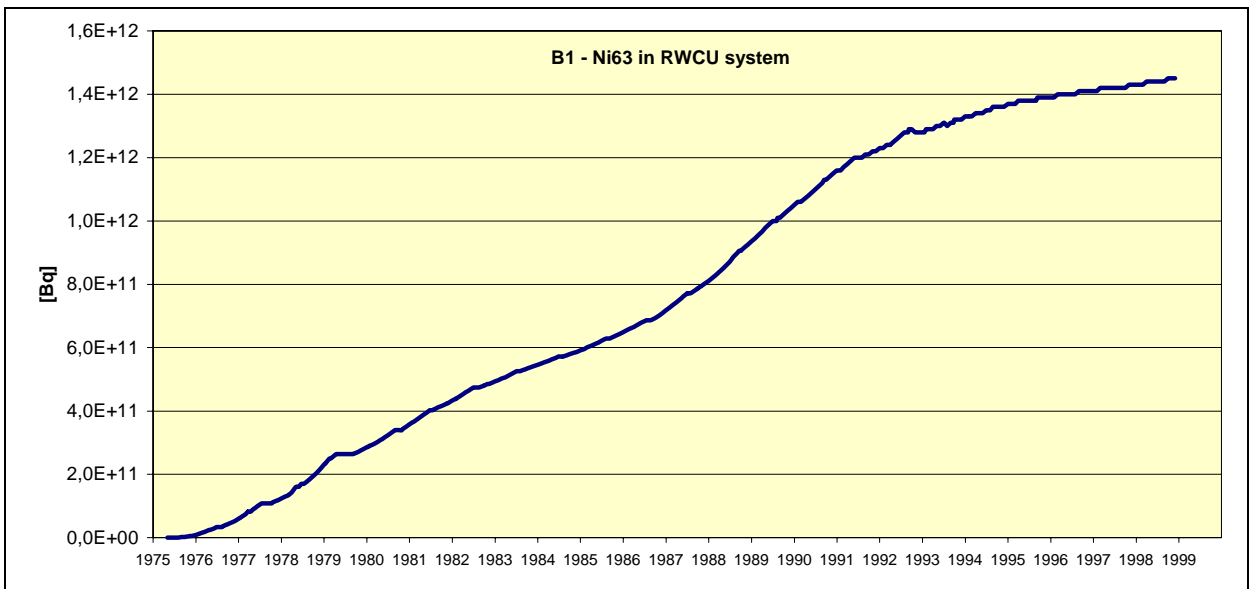
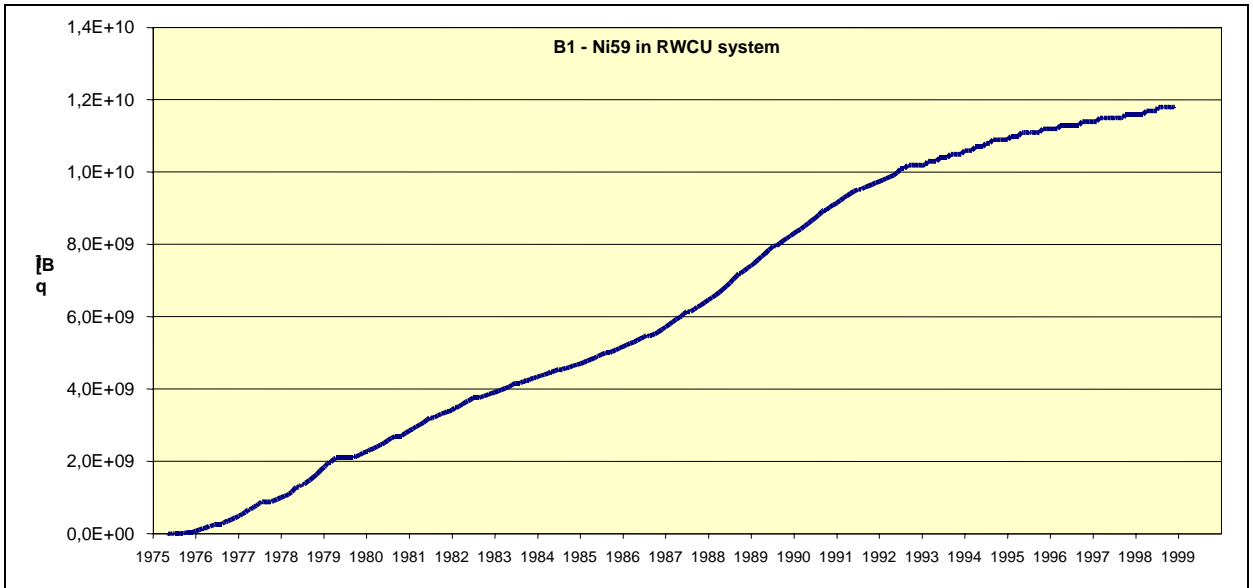


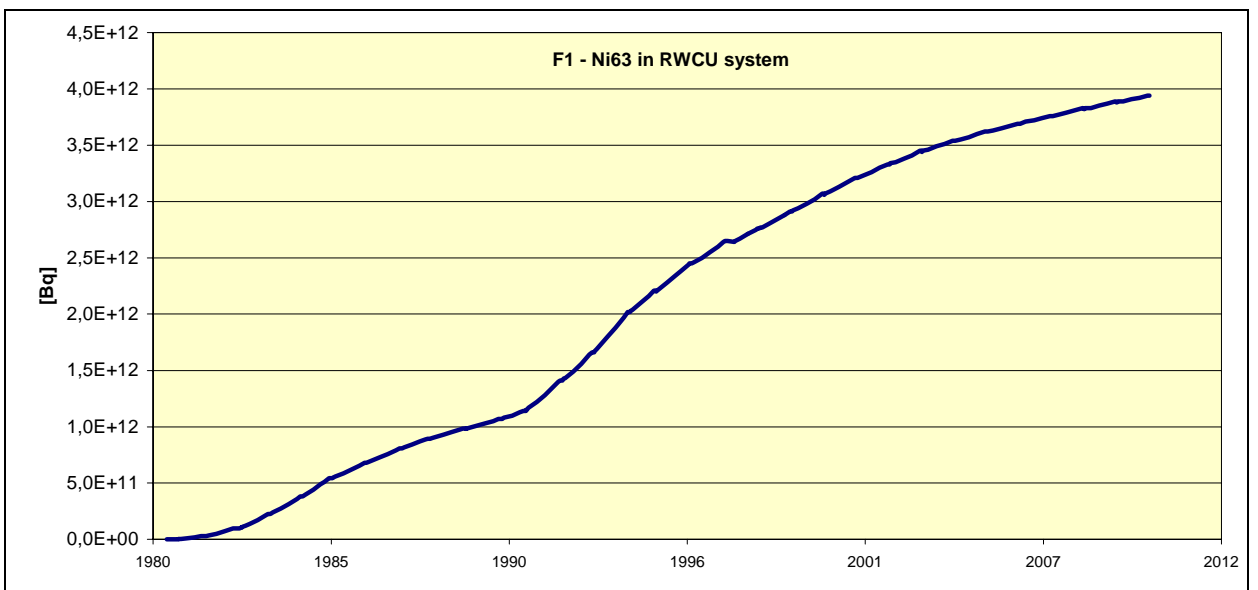
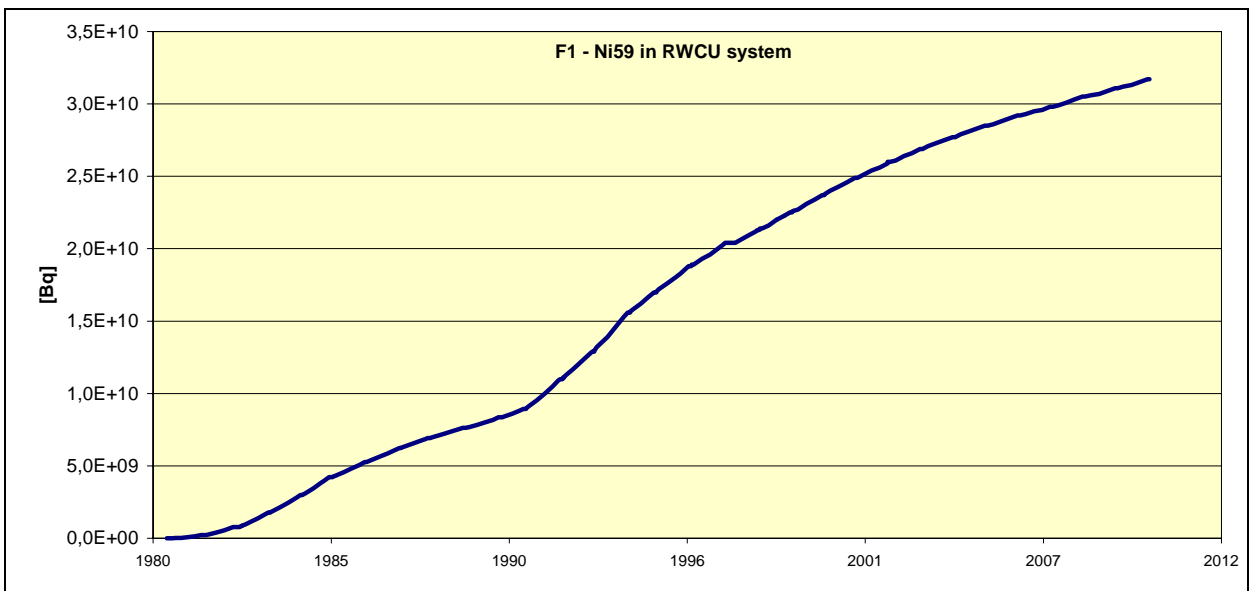
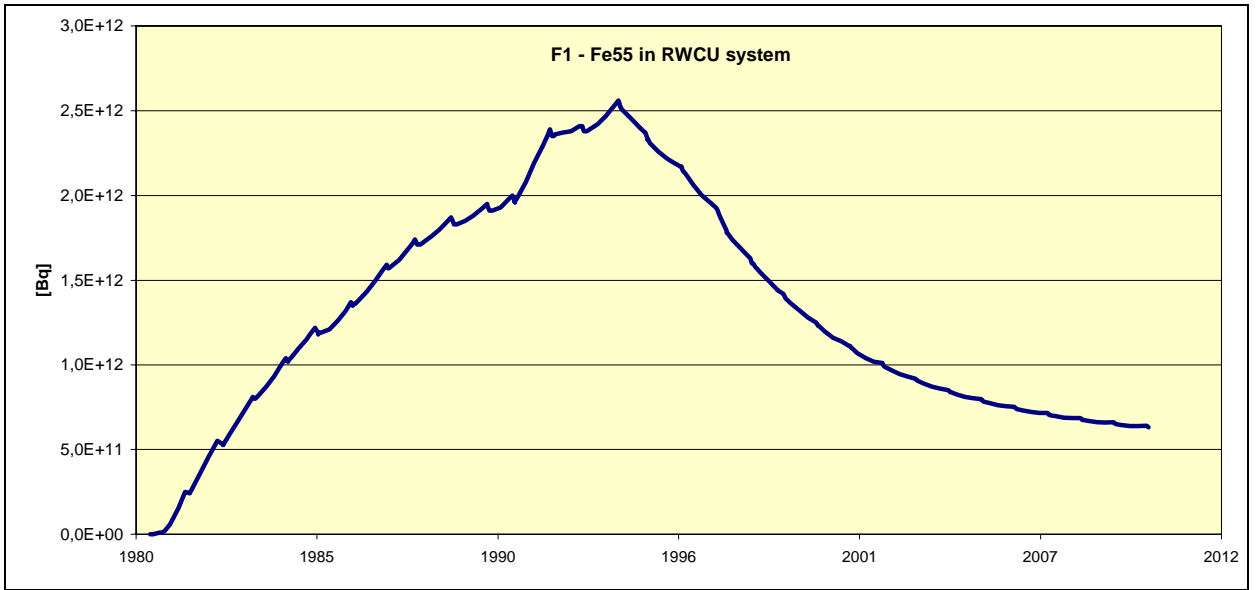
## Bilaga D

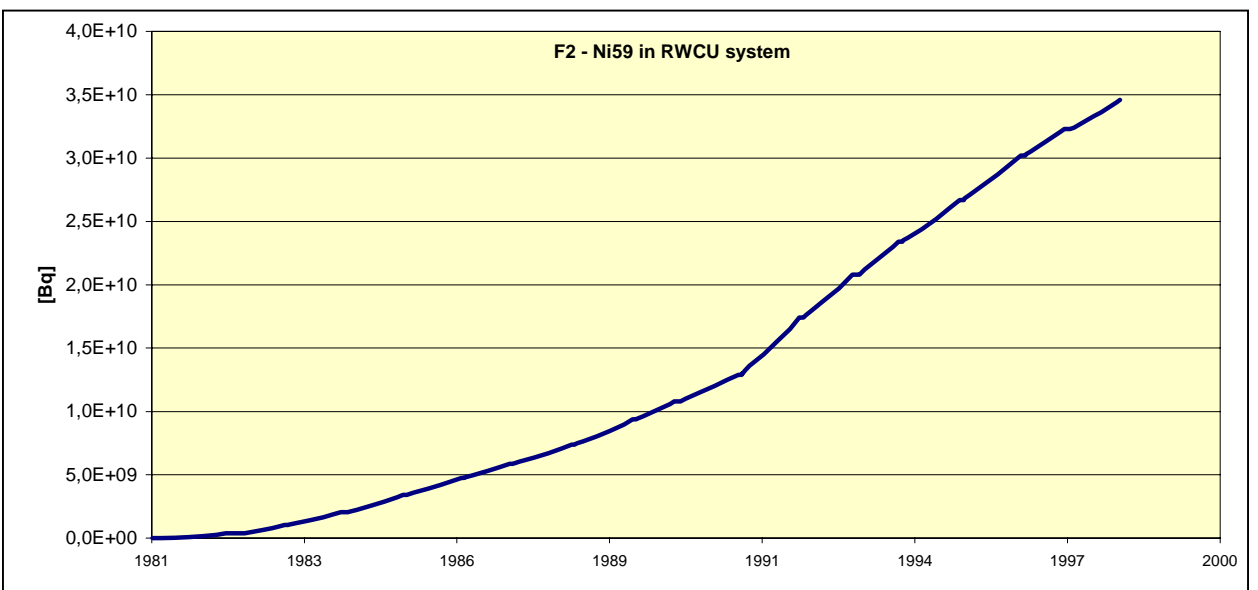
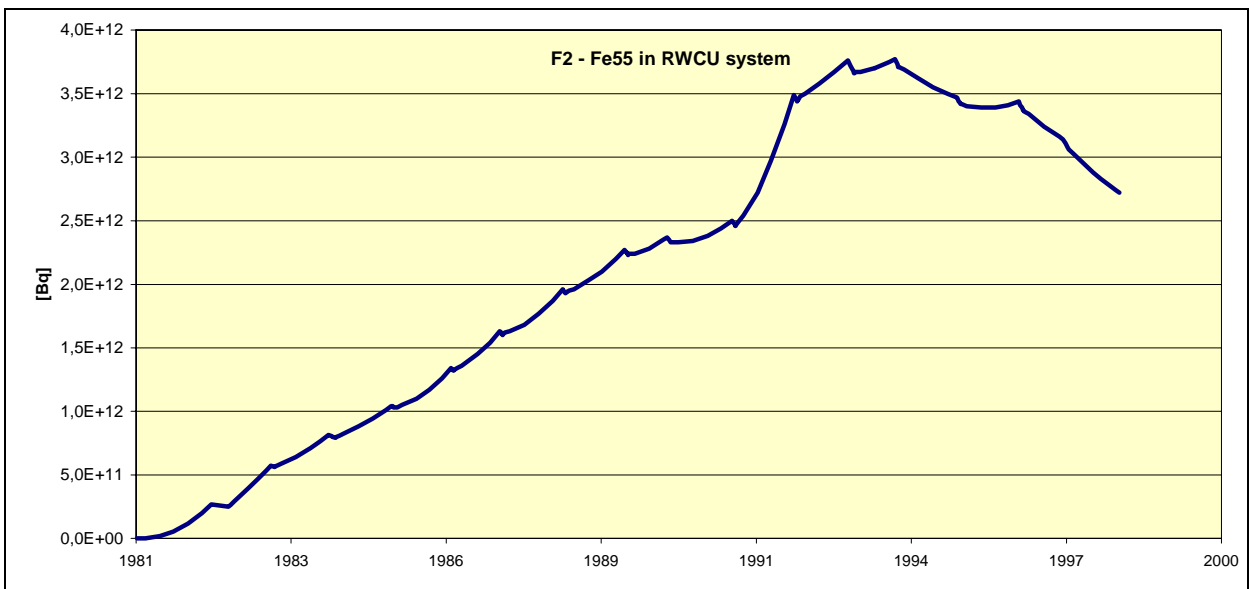
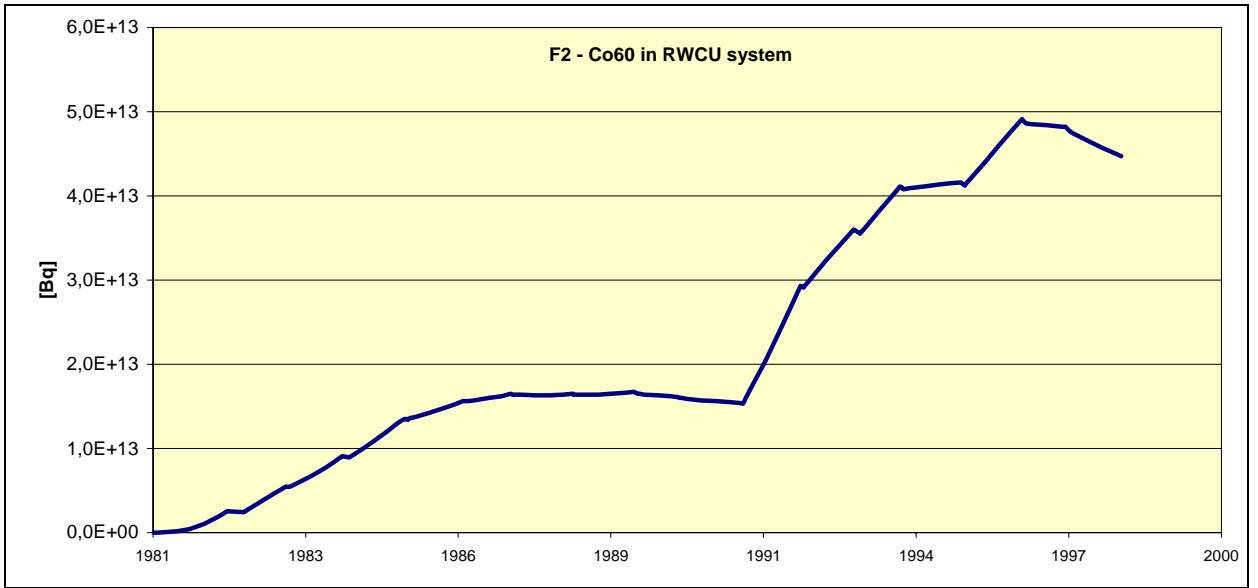
# Data från BwrCrud-analyser

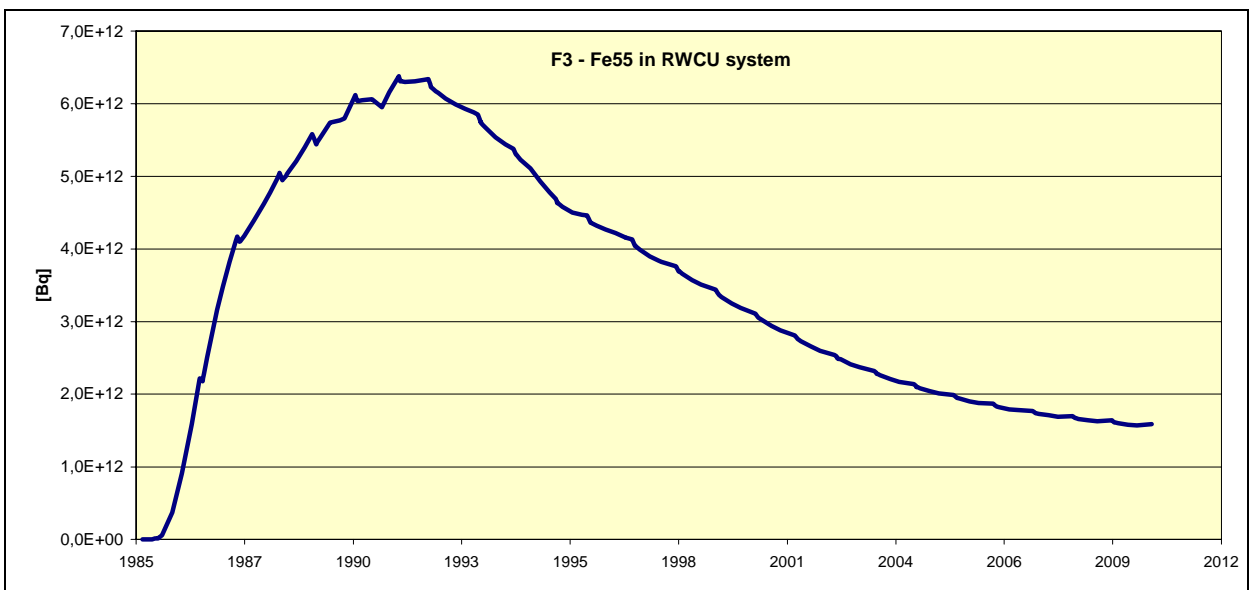
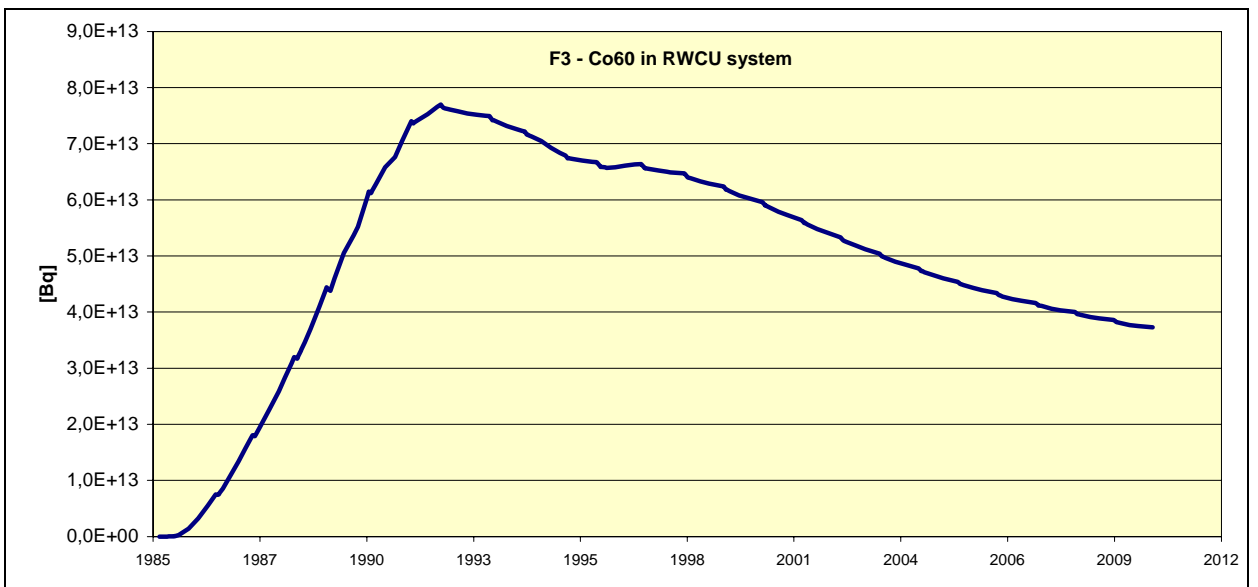
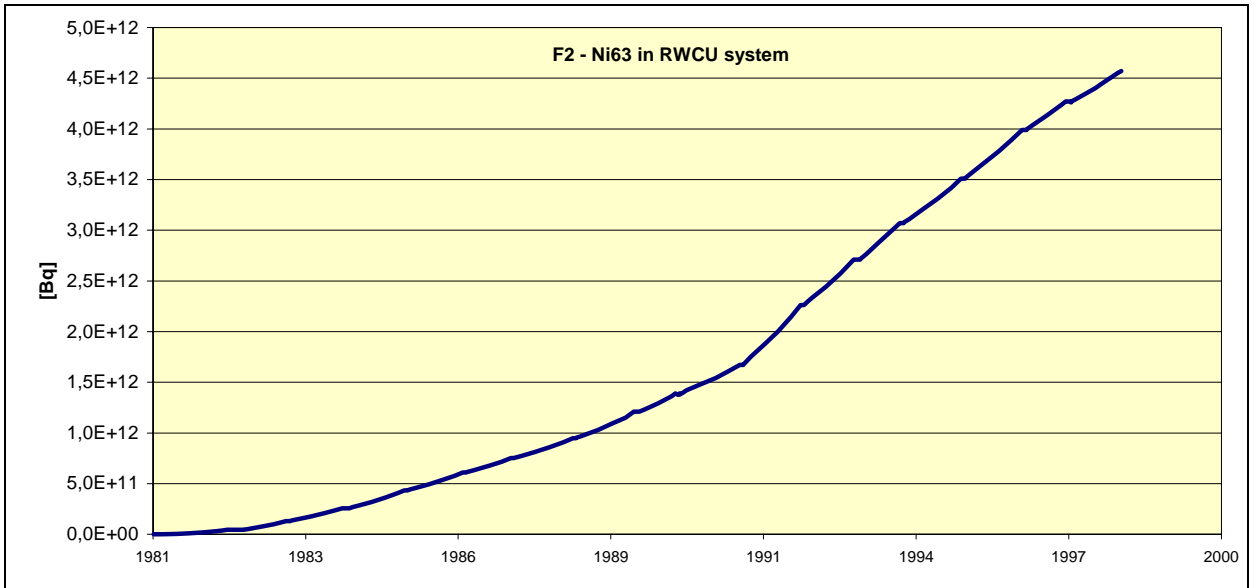
Med ALARA Engineering's BwrCrud-kod [19] har B1, F1, F2 och F3 analyserats med avseende på halterna av korrosionsprodukter och aktiverade korrosionsprodukter i reaktorvattnet och i reaktorkretsens reningsfilter (system 331). För 331-systemet har den ackumulerade mängden av aktiveringsprodukterna Co-60, Fe-55, Ni-59 och Ni-63 beräknats till och med 1999, se figurerna nedan.

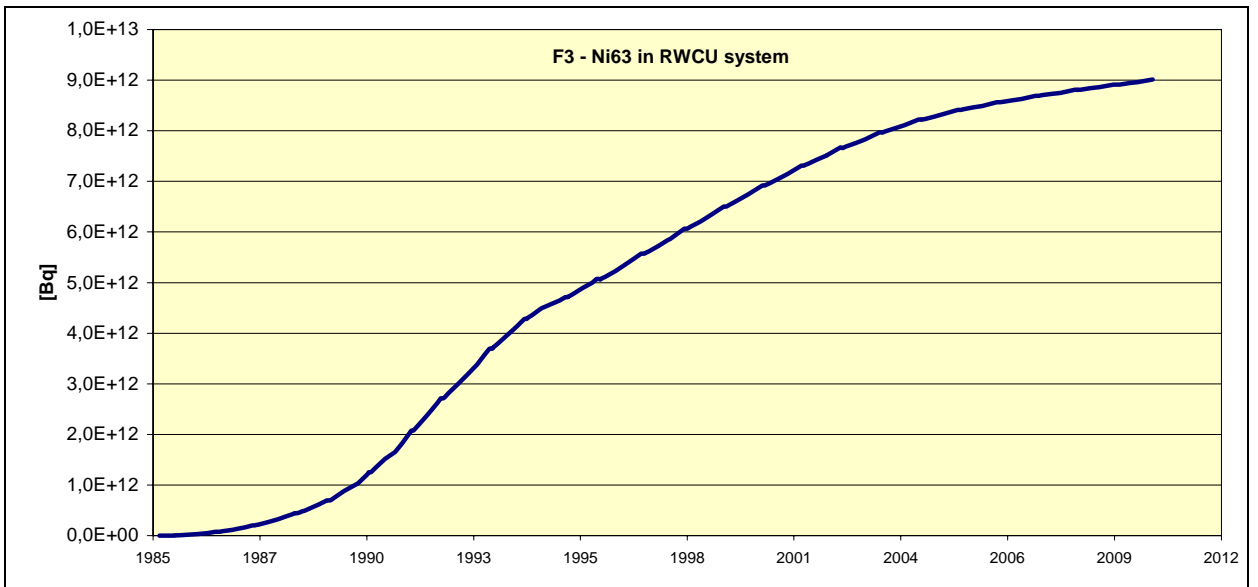
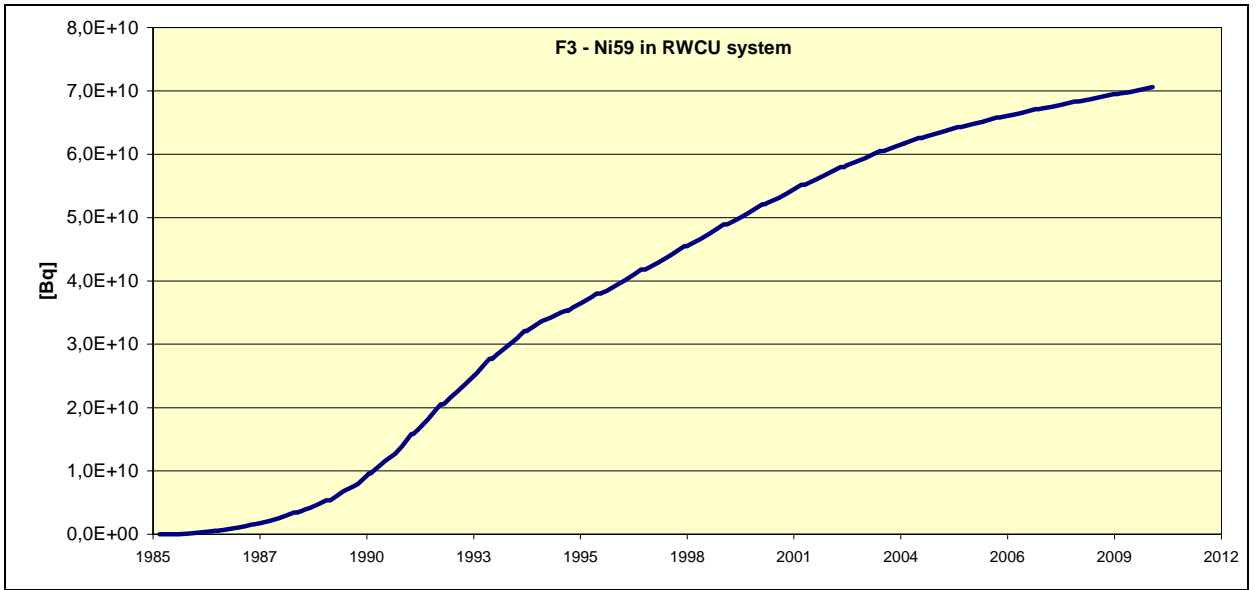












# SSI-rapporter 2001

## SSI reports 2001

- 2001:01 Patientdoser från röntgenundersökningar i Sverige – sammanställning av resultaten från sjukvårdens rapportering 1999**  
Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.  
Wolfram Leitz and Helene Jönsson 70 SEK
- 2001:02 SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97, Summary**
- 2001:03 SKI's and SSI's Joint Review of SKB's Safety Assessment Report, SR 97, Review Report**
- 2001:04 Personalstrålskydd inom kärnkraftindustrin under 1999**  
Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.  
Thommy Godås, Ann-Christin Hägg, Peter Hofvander, Ingemar Lund, Lars Malmqvist och Erik Welleman 60 SEK
- 2001:05 Kalibrerings- och normalieverksamheten vid Riksmätplats 06 under 2000**  
Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.  
Jan-Erik Grindborg, Karl-Erik Israelsson, Jan-Erik Kyllönen och Göran Samuelson 70 SEK
- 2001:06 Säkerhets- och strålskyddsläget vid de svenska kärnkraftverken 2000**  
Statens strålskyddsinstitut
- 2001:07 Kärnkraftsolyckan i Tjernobyli. En sammanfattning femton år efter olyckan**  
Avdelningen för avfall och miljö  
Leif Moberg 60 SEK
- 2001:08 Föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljön vid utsläpp av radioaktiva ämnen från vissa kärntekniska anläggningar – bakgrund och kommentarer**  
Avdelningen för avfall och miljö 60 SEK
- 2001:09 Exponering för radiofrekventa fält och mobiltelefoni**  
Ulf Bergqvist, Gert Anger, Elisabeth Birke, Yngve Hamnerius, Lena Hillert, Lars-Eric Larsson  
Christer Törnevik och Johan Zetterblad 80 SEK
- 2001:10 SKI:s och SSI:s gemensamma granskning av SKB:s preliminära säkerhetsanalys för slutförvar för långlivat låg- och medelaktivt avfall**
- 2001:11 Ethical Problems in Radiation Protection**  
Kristin Shrader-Frechette and Lars Persson 80 SEK
- 2001:12 SSI:s granskning av SKB:s komplettering av FUD-98**  
Avdelningen för avfall och miljö  
Mikael Jensen, Carl-Magnus Larsson, Anders Wiebert, Tomas Löfgren och Björn Hedberg
- 2001:13 Annual Report 2000**
- 2001:14 Avfall och miljö vid de kärntekniska anläggningarna – Tillsynsrapport 2000**  
Avdelningen för avfall och miljö 70 SEK
- 2001:15 Radioaktivt avfall från icke tillståndsbunden verksamhet (RAKET) – identifiering av aktuellt avfall, sammanställning av relevanta regler och principer, förslag på system för omhändertagande**  
Avdelningen för avfall och miljö 70 SEK
- 2001:16 Personalstrålskydd inom kärnkraftindustrin under 2000**  
Avdelningen för personal- och patientstrålskydd  
Ansi Gerhardsson, Thommy Godås, Peter Hofvander, Ingemar Lund och Lars Malmqvist 60 SEK
- 2001:17 Utveckling av metod för utfrågning SKI och SSI**
- 2001:18 Föreskrifter om hantering av radioaktivt avfall och kärnavfall vid kärntekniska anläggningar - bakgrund och kommentarer**  
Avdelningen för avfall och miljö 60 SEK
- 2001:19 SKI and SSI's Joint Review of SKB's Preliminary Safety Assessment for a Repository for Long-lived Low and Intermediate-level Waste**
- 2001:20 Godkännande av persondosimetritjänster**  
Avdelningen för personal- och patientstrålskydd  
Klas Bergman och Lars Malmqvist 60 SEK
- 2001:21 Work in Support of Biosphere Assessments for Solid Radioactive Waste Disposal. 1. Performance Assessments, Requirements and Methodology; Criteria for Radiological Environmental Protection**  
Avdelningen för avfall och miljö  
M.J. Egan, M. Loose, G.M. Smith and B.M. Watkins 100 SEK
- 2001:22 Work in Support of Biosphere Assessments for Solid Radioactive Waste Disposal. 2. Biosphere FEP List and Biosphere Modelling**  
Avdelningen för avfall och miljö  
M.J. Egan, P.R. Maul, B.M. Watkins and A. Venter 100 SEK
- 2001:23 Nuklidinventariet i SFR-1**  
Avdelningen för avfall och miljö  
Tor Ingemansson 100 SEK



**Statens strålskyddsinstitut, ssi**, är en central tillsynsmyndighet med uppgift att skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning. SSI arbetar för en god avvägning mellan risk och nytta med strålning, och för att öka kunskaperna om strålning, så att individens risk begränsas.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och till dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs, bland annat genom inspektioner. Myndigheten informerar, utbildar och ger råd för att öka kunskaperna om strålning. SSI bedriver också egen forskning och stöder forskning vid universitet och högskolor.

Myndigheten medverkar i det internationella strålskyddssamarbetet. Därigenom bidrar SSI till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland. SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. En tidig varning om olyckor fås genom svenska och utländska mätstationer och genom internationella varnings- och informationssystem.

SSI har idag ca 110 anställda och är beläget i Stockholm.

**the swedish radiation protection authority (ssi)** is a government authority with the task of protecting mankind and the living environment from the harmful effects of radiation. SSI ensures that the risks and benefits inherent to radiation and its use are compared and evaluated, and that knowledge regarding radiation continues to develop, so that the risk to individuals is minimised.

SSI decides the dose limits for the public and for workers exposed to radiation, and issues regulations that, through inspections, it ensures are being followed. SSI provides information, education, and advice, carries out research and administers external research projects.

SSI participates on a national and international level in the field of radiation protection. As a part of that participation, SSI contributes towards improvements in radiation protection standards in the former Soviet states.

SSI is responsible for co-ordinating activities in Sweden should an accident involving radiation occur. Its resources can be called upon at any time of the day or night. If an accident occurs, a special emergency preparedness organisation is activated. Early notification of emergencies is obtained from automatic alarm monitoring stations in Sweden and abroad, and through international and bilateral agreements on early warning and information.

SSI has 110 employees and is situated in Stockholm.



*Statens strålskyddsinstitut*  
Swedish Radiation Protection Authority

---

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-17116 Stockholm;

Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z 5.

Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Institute;

SE-17116 Stockholm; Sweden

Telephone: + 46 8-729 71 00, Fax: + 46 8-729 71 08

[www.ssi.se](http://www.ssi.se)