

R-00-22

Osäkerheter vid uppskattning av Sr-90 och aktinidinventariet i SFR 1

Tor Ingemansson
ALARA Engineering

April 2000

Svensk Kärnbränslehantering AB

Swedish Nuclear Fuel
and Waste Management Co
Box 5864
SE-102 40 Stockholm Sweden
Tel 08-459 84 00
+46 8 459 84 00
Fax 08-661 57 19
+46 8 661 57 19



ISSN 1402-3091

SKB Rapport R-00-22

Osäkerheter vid uppskattning av Sr-90 och aktinidinventariet i SFR 1

Tor Ingemansson
ALARA Engineering

April 2000

Sammanfattning

På uppdrag av SKB har ALARA Engineering studerat osäkerheterna i kvantifiering av aktinid- och Sr-90-inventarierna i SFR 1. Analysen har grundats på nuvarande metoder för mätning och uppskattning.

Osäkerheten i uppskattningen av aktivitet som ackumuleras i olika reningsfilter, t ex i system 331, 332, 342 och 324 i BWR-stationerna och i motsvarande system i PWR och CLAB, har beräknats till 10 % eller 14 % (1σ). Skillnaden beror på vilken metod som används för uttag av de prover som mäts. Den lägre osäkerheten gäller för de stationer som insamlar prov kontinuerligt (integrerande prover) och den högre osäkerheten gäller för de stationer som insamlar prover intermittent. Den dominerande osäkerheten uppstår vid provberedning och mätning av proverna och uppskattas till 9 %. Denna osäkerhet har beräknats från redovisade resultat av interkalibreringar, utförda i SSI:s regi.

Övrigt avfall eller skrotavfall tillförs ca 1,5 % av den totala mängden aktinider och Sr-90. Osäkerheten i denna andel uppskattas till 20 % (1σ). Förutom mätosäkerheten på 9 % enligt ovan ingår i denna osäkerhet dessutom inhomogenitet i aktivitetsfördelningen i kollin och osäkerhet för tiden när avfallskollin producerats.

De beräknade osäkerheterna är förvånansvärt låga. De förklarar den mycket goda överensstämmelse som erhållits vid jämförelse mellan rapporterat och med andra metoder uppskattade SFR 1 inventarier.

Nuvarande metoder för provinsamling, provberedning, mätning och uppskattning av aktinid- och Sr-90-tillförseln till SFR 1 bedöms vara bra och hålla hög kvalitet. Dock rekommenderas att interkalibrering med renvattenprover innehållande aktinider och Sr-90 görs intermittent med tre till fem års mellanrum. På så sätt kvalitetssäkras provberedning, mätningar och utförande personals kompetens.

Rapporten har remissgranskats av SKB och Kraftverken. Erhållna kommentarer har beaktats i denna version.

Innehållsförteckning

	sida
1 Inledning	7
2 Kvantifiering av aktinider och Sr-90	9
2.1 Provtagning	9
2.2 Principen för nuklidspecifika alfa-mätningar	9
2.3 Principen för Sr-90-analyser	10
2.4 Kvantifiering av aktinider och Sr-90-inventariet i SFR 1	11
2.5 Allmänt om feluppskattning	11
2.6 Kvalitetssäkring av mätningar	13
3 Uppskattning av osäkerheter för aktinid- och Sr-90-inventariet i filtermassor	15
4 Uppskattningen av osäkerheten i aktinid- och Sr-90-inventariet i skrotavfall	21
4.1 Metoden för uppskattning av kollinventarierna	21
4.2 Osäkerhet i uppskattningen av aktivitet i skrot	21
5 Referenser	25

1 Inledning

ALARA Engineering har i ett uppdrag från SKB uppskattat osäkerheten i rapporterat aktinid- och Sr-90-inventarium i SFR 1.

Studien har begränsats till att omfatta kraftverken och CLAB med de metoder som används i dag för mätning och kvantifiering. I en tidigare rapport har rapporterade mängder av samtliga mätta nuklider till SFR 1 värderats och jämförts med på andra sätt uppskattade mängder /1/. Som sammanfattning för aktinider och Sr-90 kan nämnas att mycket god överensstämmelse mellan rapporterade och uppskattade mängder erhöles. I /2/ diskuteras fördelningen av aktinider till de olika förvarn i SFR 1.

Som underlag i denna utredning har samtliga kraftverk besvarat en frågelista. ALARA Engineerings och SKB:s projektledare, Claes Johansson, besökte Barsebäck och Ringhals (den 22 respektive 23/2, 2000) för en mer ingående genomgång av provtagnings-, provberedningsmetoderna samt av beräkningsgången av mätta data. Från kraftverken erhållet underlag tillförs SKB som extra bilagor till denna rapport. Dessa bilagor finns inte med i övriga rapportexemplar. Underlag från BKAB återfinns i Appendix 1, från Ringhals i Appendix 2, från FKAB i Appendix 3 och från OKG inklusive CLAB i Appendix 4.

2 Kvantifiering av aktinider och Sr-90

2.1 Provtagning

I denna rapport behandlas enbart resultat från mätning av alfa och Sr-90-aktivitet i kemiskt mycket rena vatten från system 321 och system 324 i BWR. Innehåller proverna kemiska mängder av olika föroreningar eller vid stora provvolymerna bör de renas selektivt för dessa föroreningar så att kemiskt rena lösningar innehållande enbart alfastrålare och Sr-90 återstår. Detta är inte nödvändigt med provvolymerna på i storleksordning en liter från BWR, medan det kan erfordras för större provvolymerna /21/. Vatten från PWR-system kan innehålla upp till 3,5 ppm Li (12 ppm LiOH) och upp till 2000 ppm B (12000 ppm eller 0,12 % borsyra). Aktinider och strontium separeras därför från dessa ämnen före analys.

Prover av 321 och 324 insamlas under ett kvartal. Detta kan göras på två sätt. Prov kan insamlas antingen genom kontinuerlig provtagning (BKAB, FKAB, O3) eller som intermittenta prover (Ringhals, O1/O2). Vid insamling av intermittenta prover surgörs dessa för att minimera utfällningen av aktivitet på provkärlens väggar. Vid kontinuerlig (integrerande provtagning) samlas föroreningarna upp på partikel- och jonbytarfilter. Som exempel kan nämnas att vid BKAB placeras filter i filterhållare enligt följande i ordning, ett milliporfilter (0,45 µm), ett anjonfilter, ett katjonfilter, ett anjonfilter och ett milliporfilter. Provvolymer vid BKAB är i intervallet 100–150 liter. Övriga stationer har provvolymerna i literskalan.

Prover som insamlas under ett kvartal analyseras. Utbytesbestämmare tillsätts innan någon bearbetning av proverna påbörjas. Som utbytesbestämmare vid den alfaspektrometriska analysen används oftast Pu-242, Am-243 och/eller U-233. Dessa nuklider finns normalt inte i mätbara mängder i reaktorvattnet.

Som utbytesbestämmare för Sr-90 tillsätts stabilt strontium i ppm-halter. Strontium kan kvantifieras med stor noggrannhet genom atomabsorptionsfotometri (flamma). Vid BKAB tillsätts också yttrium före det Y-90 skiljs från Sr-90, i det sista extraktionssteget före mätning. Detta bedöms inte vara nödvändigt.

2.2 Principen för nuklidspecifika alfamätningar

Provet innehållande utbytesbestämmarna kan renas från järn, litium, borsyra m fl föroreningar, antingen i jonbytarcolonnen eller genom fällning. Vid Ringhals separeras Th och Pu från andra alfastrålare och andra föroreningar i en jonbytare. Därför kommer Am-241 och Pu-238 att kunna anges var för sig i rapporteringen från Ringhals. För övriga stationer görs inte denna uppdelning varför summan av Am-241 och Pu-242 rapporteras. Alfaenergierna från Pu-239 och Pu-240 ligger så nära varandra att dessa nuklider alltid anges som summaaktivitet.

För Ringhals del elueras de alfastrålande nukliderna från respektive kolonn. I sista steget elektroponeras de bägge proven på rostfria planschetter. Används mindre provvolymerna, ca 1 kg 321- eller 324-vatten från BWR, kan separationsstegen hoppas

över och det ursprungliga provet kemiskt behandlas och elektrodeponeras. Det är möjligt att även på detta sätt uppnå mycket tunna skikt på de rostfria planschetterna. För de olika stationernas metoder se Appendix 1-4.

Alfaspektra är linjespektra, vilket innebär att vid sönderfall emitteras alfapartiklar med diskreta energier. Med dagens mycket bra och energiupplösande detektorer och effektiva provberedningsmetoder erhålls spektra med hög kvalitet och mycket god upplösning. De är därför enkelt att identifiera ingående aktinider i ett spektra och kvantifiera dessa med god noggrannhet.

Använda metoder för insamling av prover, provberedning och mätning av aktinider bedöms hålla hög kvalitet och något behov för förbättring har inte identifierats. Resultaten redovisade i tabell 2-1 bekräftar denna slutsats.

2.3 Principen för Sr-90-analyser

Sr-90 ($T_{1/2} = 29,12$ år) är en ren betastrålare med energin 0,546 MeV (100 %). Denna nuklid sönderfaller till Y-90 (2,67 d), som har en mycket svag gammalinje med energin 1,76 MeV (0,016 %) och betasönderfall med energin 0,523 MeV (0,016 %) och 2,284 MeV (99,98 %).

Betaspektra är kontinuerliga med en maxenergi, som ges i tabellverk. Energin som emitteras vid ett sönderfall är konstant men delas mellan en betapartikel och en neutrino. Energifördelningen mellan dessa är sådan att medelenergin för en emitterad betapartikel är ca en tredjedel av den maximala energin. På grund av denna egenskap är det svårt att kvantifiera rena betastrålare om flera stycken ingår i samma prov. Den nuklid som ska mätas bör därför separeras från övriga.

Principen för Sr-90-mätningar är att först extrahera ut Sr-90 och det stabila strontiet (utbytesbestämaren) från övriga betastrålare i provet. Utbytet vid provberedningen erhålls genom analys av den stabila strontiumfraktionen. Y-90 får tillväxa under så lång tid, cirka sex halveringstider, att jämvikt mellan Sr-90- och Y-90-sönderfall uppnåtts. (Vid BKAB tillförs stabilt yttrium för verifiering av kommande separation. Efter mätning av Y-90 fälls stabilt yttrium genom titrering. På så sätt kontrolleras utbytet även vid denna separation. Resultaten av interkalibreringen i tabell 2-1 indikerar att det inte är nödvändigt att göra utbytesbestämning av yttrium). Yttrium och strontium separeras och Y-90 mäts med avseende på Cerenkovstrålning i en vätskescintillator. Mätningen görs upprepade gånger under en 14 dagars period. Resultatet plottas i ett linlogdiagram. I detta kan halveringstiden för Y-90 verifieras och eventuell bakgrund från andra betastrålare kvantifieras och slutresultatet kan korrigeras för detta. Den räta delen av den linje som erhålls i linlogdiagrammet extrapoleras till tiden noll.

Även denna kvantifiering bedöms vara väl beprövad med god tillförlitlighet och noggrannhet.

2.4 Kvantifiering av aktinider och Sr-90-inventariet i SFR 1

Metoden för kvantifieringen av alfastrålare och Sr-90 i avfallskollin till SFR 1 ges i /3/. För reningsystem som tillförs aktivitet via reaktorvatten, 331, 342 stråk 1 och 332 beräknas mängden aktivitet genom att multiplicera uppmätta reaktorvattenhalter med tidsintegrerade flöden i de olika systemen. Bidraget från system 342 är i storleksordning 5 % jämfört med vad som tillförs system 331. För system 332 beräknas det tidsintegrerade flödet genom att multiplicera ångflödet med uppmätt medstänk (eller carry over, ofta felaktigt kallad fukthalt) med ångan. Medstänket med ångan är högst ca 0,1 % av ångflödet, räknat som medelvärde under en driftcykel. Detta bidrag varierar signifikant mellan olika stationer men bidraget är normalt mindre än 5 % jämfört med vad som tillförs via system 331. Några stationer har mycket lågt medstänk och i PWR är denna andel försumbar varför utfallet för 332 som helhet är lägre än 5 %.

För samtliga filter ansätts en effektivitet på 100 %. Utfallet är bättre än 95 %, med avseende på Co-60, i 331, 332 och 342. Effektiviteten för 324-filtret kan variera mellan olika stationer beroende på drifttid m m, effektiviteten är bättre än 70 % (O1/O2/O3) eller 90 % (B1/B2/R1). Detta innebär en mindre systematisk överskattning, ca 5 %, av mängden aktivitet som tillförs reningsfiltren.

I en tidigare studie /2/ visades att ca 80 % av alla aktinider har tillförts SILON, ca 17 % BMA, 2,4 % BTF 1 och 2 och ca 0,06 % till BLA till och med 1998. Källan för denna aktivitet fördelade sig enligt 61 % från 331, 35 % från 324, 2 % från 332 och ca 1,3 % i skrot. Dessa senare siffror används nedan för viktning av bidrag från olika system.

2.5 Allmänt om feluppskattning

All provtagning, provberedning och mätning är behäftade med osäkerheter. Osäkerheterna kan i sin tur variera för varje enskilt steg i processen från provtagning till det värde som ska anges. Ett vanligt sätt att behandla denna problemtyp är att ange osäkerheter som ett sannolikhetsintervall. På samma sätt anges det eftersökta värdet som ett värde inom en statistisk fördelning. "Osäkerheten" diskuterad i denna rapport kommer därför att representeras av en statistisk fördelning och det aktuella värdet representeras av medelvärdet för fördelningen.

Det finns flera sätt att kombinera osäkerheter i en kedja av aktiviteter. I denna rapport har följande modell använts. Först beaktas slumpmässiga osäkerheter (ofta kallade fel), som kan vara positiva eller negativa avvikelser. De summeras genom "kvadratrotsumman av kvadraterna på ingående osäkerheter", se första termen i ekvation 1. Förutom dessa osäkerheter finns osäkerheter, som inte är slumpmässiga och som inte är kända till tecken men väl till storlek och icke slumpmässiga osäkerheter som är kända till tecken och storlek.

Den grundläggande ekvationen för osäkerhetspropagering ges av uttrycket:

$$Z = \pm(A^2 + B^2 + C^2 + \dots)^{1/2} \pm F/ + L - M \quad (\text{Ekvation 1})$$

där

- Z = Den totala osäkerheten.
- A, B, C,.. = Slumpmässiga och oberoende osäkerheter fördelade \pm runt 0, approximativt normalfördelade.
- F = Osäkerhet med okänd fördelning och okänt tecken. Värdet för denna osäkerhet förutsätts öka den totala osäkerheten i en riktning mot ett värsta fall. Därför ansätts denna osäkerhet med \pm .
- L och M = Osäkerheter med känt tecken. De har en bestämd riktning, vilket ges av + respektive - tecknet, till den totala osäkerheten.

Vid användning av ekvation 1 är det viktigt att klargöra hur angiven osäkerhet ska tolkas. Vid mätningar är ingående osäkerheter som regel approximativt normalfördelade. Detta förutsätts i denna rapport och osäkerheter ges på en sigma-(1 σ)-nivån, normalfördelade med medelvärdet m. Detta kan anges på följande sätt: $\sigma \in N(m, \sigma)$ (läses "sigma tillhörigt en normalfördelning (N) med medelvärdet m och spridningen 1 σ ").

Den statistiska tolkningen av 1 σ enligt ovan är att om ett stort antal mätningar görs kommer, om dubbelsidigt konfidensintervall (\pm) på 1 σ -nivån ansätts, 68,27 % av alla mätresultat att hamna inom intervallet $m \pm 1\sigma$, för 2 σ -nivån kommer 95,45 % av mätningarna att hamna inom intervallet $m \pm 2\sigma$ och för 3 σ -nivån 99,73 % av mätningarna inom $m \pm 3\sigma$. Med denna metod erhålls entydiga och enkelt härledda osäkerheter. Ett vanligt konfidensintervall är 95 %, vilket innebär att var 20 mätning ska hamna utanför $m \pm 1,96 \sigma$.

De osäkerheter som ges nedan ska betraktas som givna på 1 σ -nivån. Vid intervjuer av mätansvariga på kraftverken har ofta sagts att "vi hamnar aldrig utanför avvikelser på 10 %". Frågan är hur detta ska tolkas statistiskt med avseende på antalet sigma? Författaren har valt att betrakta denna typ av osäkerheter som givna på 2 σ -nivån och vid beräkningarna tolkat detta specifika uttryck som en osäkerhet på 5 % på 1 σ -nivån. Det erfordras ett stort antal prov, åtminstone något tusental, för kunna ansätta att uttrycket ovan ska motsvara 3 σ -nivån.

För pumpkapaciteter i säkerhetssystem godtas ofta en maximal avvikelse vid provningar på 10 %. Denna avvikelse kan bero på något ändrade driftförhållande sedimentation eller korrosion på skovlar och allmän degraderingen av pump och pumpmotor. För osäkerheter i flöden och mätning av dessa genom olika filter har generellt ansatts en osäkerhet på 5 % (på 1 σ -nivån) i denna rapport.

De slumpmässiga parametrarna, A, B C, osv i ekvation 1 är exempelvis osäkerheter för använd provvolym, resultat av mätning av utbytesbestämnare, övriga mätosäkerheter, tidsintegrerade flöden ock liknande.

Förutom osäkerheterna listade ovan finns också grova fel. Denna feltyp uppkommer vid direkt felhantering eller användning av felaktiga värden vid beräkningar. Denna feltyp kan reduceras eller till och med helt elimineras om resultatet rimlighetsbedöms genom oberoende granskning. Det rekommenderas att mätprotokollen signeras av den som gjort provberedningen och mätning samt av den som gör den oberoende kontrollen. Den formella behandlingen av proverna bör framgå av provinstruktionerna. Den oberoende granskaren bör ha stor kompetens med avseende på aktivitetsmätningar.

Vid intervjuer av mätansvariga vid Barsebäck och Ringhals framkom att erfarenheten hos mätpersonalen kunde ha stor betydelse för osäkerheten. Orsaken till detta är, att mätning av prover avsedda för alfaspektroskopi och Sr-90-analyser, föregås av omfattande provberedning som kräver vana och erfarenhet. Användes oerfaren personal sjunker normalt utbytet. Detta kan höja den detekterbara nivån och öka osäkerheten. Denna felkälla kan reduceras genom den oberoende kontrollen av mätresultat och mätprotokoll samt genom interkalibreringar. I denna rapport beaktas inte bidrag på grund av denna faktor.

2.6 Kvalitetssäkring av mätningar

Som ett led i kvalitetssäkring av mätningar vid kraftverken och Studsvik har ett antal interkalibreringar genomförts. Proverna som analyserats har framställts och distribuerats av SSI. I /8/ redovisas resultat av interkalibrering avseende aktinider, i /9/ redovisas resultat av interkalibrering för Sr-90, i /10/ redovisas resultat av interkalibrering avseende Sr-90 och gammastrålande nuklider, i /12/ redovisas resultat av interkalibrering avseende Sr-90, Cs-134 och Cs-137, i /14/ redovisas resultat av interkalibrering avseende Sr-90, Cs-134 och Cs-137, i /13/ redovisas resultat av interkalibrering avseende gammastrålare i jordprov och Sr-90 i vattenprov och i /14/ redovisas resultat av interkalibrering avseende H-3, Sr-90 och Pu-238 i vattenprover.

I tabell 2-1 redovisas en sammanställning av resultat av interkalibrering avseende Sr-90 och Pu-238 från /14/. I tabellen har medelvärden och spridning, uttryckt i en sigma, för resultat från kraftverk respektive SSI beräknats. Tabellen visar att det råder god överensstämmelse mellan medelvärdena beräknade från mätresultat från kraftverken med de från SSI. SSI-värdena kan betraktas som "rätta" värden. Spridningen i resultaten från kraftverken är de samma för Sr-90 och Pu-238, ca 9 % (på en sigma-nivån). Denna spridning visar osäkerheten i enskilda prover för provberedning och mätning.

För att kvalitetssäkra denna typ av mätningar rekommenderas att interkalibreringar genomförs intermittent, exempelvis med tre till fem års intervaller. Då det gäller Sr-90 och aktinider ska enbart renavattenprover analyseras. För gammaspektrometriska analyser kan vilka provslag som helst användas.

Tabell 2-1. Sammanställning av resultat av interkalibreringar redovisade i /14/.

Station	Sr-90 (Bq/prov)	Pu-238 (Bq/l)
Barsebäck	7,02	19,7
	7,12	17,8
Forsmark	5,5	20,6
		22,2
		20,9
	5,5	19,9
Ringhals	6,29	
	6,4	
Studsvik	6,4	
	6,55	
OKG 1	(OKG:s Sr-90-prover	19
	analyseras av	18
OKG 3	Studsvik)	23
		22
Medel +/- 1 σ	6,35 +/- 0,60	20,3 +/- 1,8
SSI	6,31	21,5
	6,33	20,8
	6,31	20,9
	6,17	20,4
		20,3
Medel +/- 1 σ	6,28 +/- 0,07	20,8 +/- 0,5

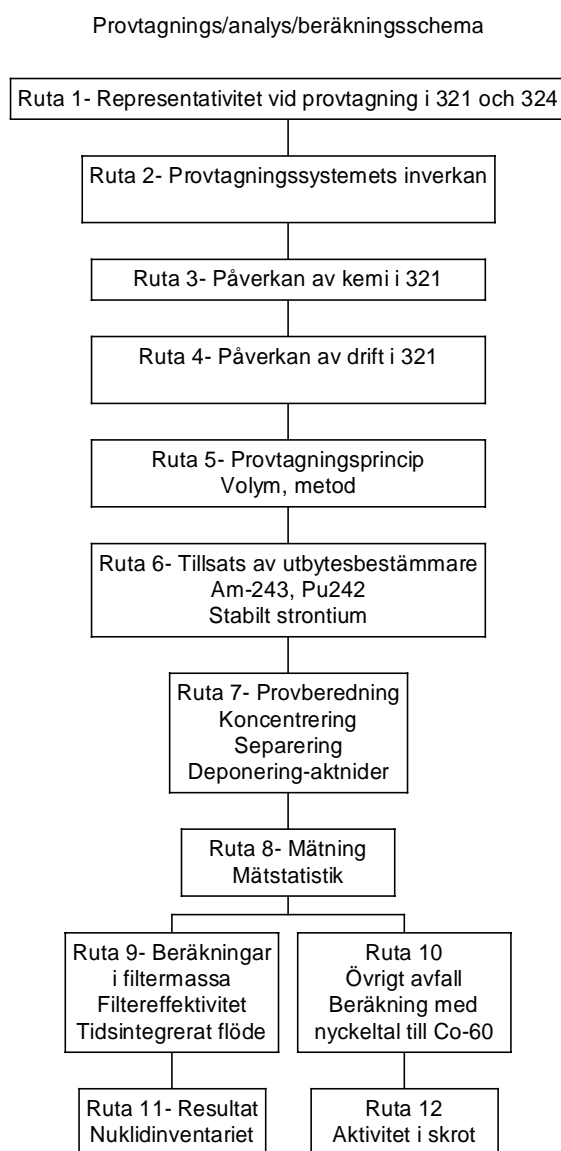
Den goda överensstämmelsen vid interkalibreringen redovisad i tabell 2-1 visar att de metoder som används av kraftverken och Studsvik för Sr-90- och aktinidanalyser är mycket bra och håller hög standard. För framtiden räcker det att kvalitetssäkra använda provberedningsmetoder och mätningar med intermittenta interkalibreringar.

3 Uppskattning av osäkerheter för aktinid- och Sr-90-inventariet i filtermassor

Som diskuterats ovan uppskattas aktinid och Sr-90-inventarierna i reningsfilter med alfaspktrometriska analyser av reaktor- och bassängvatten som grund. Uppmätta halter multipliceras med de tidsintegrerade flödena genom aktuella filter i systemen 331, 332, 342 och 324.

Enligt tabell 8 i /2/ fördelas aktiniderna mellan olika filter och skrot så att 61 % har tillförts 331/342-, 36 % 324-, 2 % 332-filtren och ca 1 % finns i övrigt avfall (skrot).

Arbetsgången för beräkning av aktinid- och Sr-90-inventarierna i reningsfilter och skrot ges schematiskt i figur 3-1.



Figur 3-1. Schematisk bild av hur SFR 1-inventariet i olika reningsfilter och skrot beräknas.

Varje steg i beräkningsgången enligt figur 3-1 bidrar mer eller mindre till den totala osäkerheten. Nedan diskuteras bidragen uppdelade på rutorna 1-9 och 11:

1. *Provets representativitet 321, 332, 342:* För uppskattning av aktinider och Sr-90 i 331-, 332- och 342-filtren ansätts de värden som ges av mätning av reaktorvattnet (system 321).

Sedan stationerna tagits i drift har frågan om hur representativt ett uttaget prov är i förhållande till halten i reaktor diskuterats inom branschen. Något entydigt svar har inte framkommit. Omblandningen i reaktortankarna är effektiv genom att ett cirkulationsflöde upprätthålls med pumpar under all effektdrift och också under avställningar. Minflöde för huvudcirkulationspumparna är i storleksordning 20 % av maxflödet. Flödes hastigheterna är därför relativt höga inom reaktortanken. Även värmeutvecklingen i bränslet resulterar i omblandning. Områdena med stagnanta flöden är begränsade, vilket minimerar mer omfattande sedimentation av partiklar.

321) I internpumpsreaktorerna, F1, F2, F3 och O3, tas vatten ut till 321/331-systemet med ett rör som sitter ca 1 m över härden i fallspalten. I externpumpsreaktorerna, B1, B2, O1, O2 och R1, tas vatten från dessa system ut i en cirkulationsloop i botten av reaktortanken. Tidigare studier /15/ har visat att stora partiklar, ca 50 µm och större, inte når provuttaget i internpumpstationerna. Aktinider förekommer i löst form i reaktorvattnet /16/ varför de bör nå provuttagsledningarna utan några signifikanta förluster. Den kemiska formen för Sr-90 är inte känd men förekommer troligen i löst form då inga så kallade hot-spots någonsin lokaliserats i nordiska reaktorer och att provtagning och separation fungerar så väl som den gör.

Provuttaget för reaktorvatten i PWR ansluter till det varma benet till en av ånggeneratorerna. Detta provuttag kan närmast liknas vid det i externpumpsreaktorerna. Som vid all provtagning är det svårt att även för PWR visa hur bra ett uttaget prov representerar medelvärdet i reaktorn.

Osäkerhet i provuttag 321: Provtagning till system 321/331 för Sr-90 och aktinider bedöms vara representativa för aktivitetsinnehållet i reaktorer. Ingen osäkerhet ansätts.

324) För bidrag från bränsle- och interndelsbassängerna ansätts värden från analyser av vatten från detta system (system 324).

I bassängerna upprättas ett omblandningsflöde, dels genom den resteffekt som bestrålat bränsle har, dels genom reningsflödet. Prover av bassängvatten tas från kylsystemet för bassängerna (system 324). I BWR är vattnet mycket rent. I PWR innehåller det borsyra för att tillåta hantering av färskt bränsle. Med undantag av boret är också detta vatten mycket rent. Vatten till 324-systemet tas ut i bräddavlopp i toppen på bassängerna. På grund av det låga flödet i bassängerna kommer större partiklar och andra tyngre föroreningar att sedimentera och hamna på bassängbotten. Dessa föroreningar tas intermittent bort genom en slamsug (s k Luxemburgare används ofta). De aktiva föroreningarna består av lossnad crud från

bränslet och rester av arbeten, exempelvis efter gnistning, kapning, slipning, borring och liknande arbeten av interndelar innehållande aktiverad aktivitet, i interndelsbassängen.

Enligt underlag från Ringhals (Appendix 2) görs denna rengöring med långa tidsmellanrum. Uppsamlad Co-60-mängd vid en kampanj uppskattas till mellan $1 \cdot 10^{11}$ och $1 \cdot 10^{12}$ Bq. Denna Co-60-mängd motsvarar mellan 0,025 och 0,25 % av inventariet i SFR 1 1998 /1/. Om vi ansätter att vi i dag har 280 års reaktordrift och att rengöring görs vart fjärde reaktorår, har 70 kampanjer genomförts. Om vi vidare antar att $5 \cdot 10^{11}$ Bq insamlats vid varje kampanj motsvarar detta 10 % av inventariet i SFR 1 av Co-60 till och med 1998. Inventariet enligt /1/ har korrigerats för radioaktivt sönderfall vilket inte har gjorts för uppskattningen från bassängföroreningar. Nettotillskottet av aktivitet, korriberat för sönderfall, från bränslebassängerna kan uppskattas till ca 3 % av det aktuella Co-60-inventariet i SFR 1. Aktinid- och Sr-90-mängden i detta specifika avfall uppskattas genom att multiplicera uppmätt Co-60-mängd med beräknade årsförhållanden mellan aktuell aktinid/Sr-90 till Co-60 i system 324. I och med att en signifikant andel av bottenföroreningarna kommer från inducerad aktivitet, beaktas Sr-90 och aktinidinnehållet i detta avfallet. Ovan har diskuterats att aktinider förekommer i löst form varför den crud som sedimenterar i bassängerna inte bör innehålla någon signifikant överskottsmängd av aktinider. Vid Ringhals gjuts detta avfall in tillsammans med 324-massan. Vid andra stationer kan den också läggas i betongkokiller.

Osäkerhet 324: Sedimentation av tyngre partiklar, som inte når provuttagspunkten, medför med använd metod för kvantifieringen av alfa och Sr-90 i bottenlam att ett konservativt värde erhålls för denna andel. Därför ansätts ingen osäkerhet för detta bidrag till SFR 1.

2. *Provtagningsledningen själv:*

321, 332, 342) Provtagningsledningarna för reaktorvatten i BWR är i storleksordning ca 40 m långa med 4 mm diameter. I PWR är de ca dubbelt så långa med diameter 8 mm. I BWR ansluter provtagningsledningen till 321-ledningen. En andel av aktiviteten och stabila ämnen fastnar/lossnar på systemytorna. Större partiklar kan sedimentera i lågpunkter i systemet. Aktiviteten fastnar i olika skikt på ytorna. Vi vet genom andra mätningar att omsättningen av ytkontamination i ett yttre löst sittande skikt är snabb medan omsättningen, såväl upptag som avlossning, är långsam i underliggande mer fasta oxidskikt. Detta innebär att aktiviteten som fastnar i det löst sittande yttre oxidskiktet kan fördröjas i dygns-skalan upp mot årsskala innan den når provledningens utlopp. För långlivad aktivitet, som aktinider och Sr-90, påverkas inte kvantifieringen av fördröjningen i provtagningsledningarna. Kylarna i provtagningsystemen sitter nära uttagspunkten varför den dominerande delen av provtagningsledningarna har rumstemperatur, vilket reducerar den kemiska aktiviteten och därmed upptag på ytorna.

Osäkerhet 321, 332, 342: Efter några års drift bör upptag och avlossning på systemytor för långlivad aktivitet uppnå ett jämviktsläge så att nettoeffekten av provtagningsledningar blir liten. (Effekter av HWC diskuteras under nästa punkt.) Det kan vara möjligt att studera denna yteffekt genom att övervaka förändringen av ytaktiviteten med en on-line-övervakning med högupplösande germanium-

detektor. Det är inte med dagens kunskap möjligt att ange någon osäkerhet för denna effekt. Därför beaktas den inte i osäkerhetsberäkningen nedan. Inverkan av provtagningsledningen bedöms dock vara liten.

Osäkerhet 324: För 324-provtagningsledningar bör gälla samma förhållande som för 321-provtagningsledningar.

3. *Den kemiska formen på föroreningar:* Denna diskussion gäller provuttag av reaktorvatten (system 321). Den kemiska formen på föroreningar i vattnet kan påverka dess möjlighet att nå provuttagspunkten. Föroreningar kan förekomma i löst form eller som partiklar med varierande storlekar. Aktinider föreligger som lösta föroreningar vid oxiderande förhållanden /16/, vilket är fallet för BWR vid NWC-drift. Vid reducerande förhållande bildar aktinider komplex. Komplexen kan antingen finnas bundna till ytorna eller partiklar (komplex är ett begrepp på atom och molekylnivå). Dessa komplex/partiklar är fysikaliskt små och följer således med låga vattenflöden och når därför provtagningsledningarna. De kan också tillföras provtagningsledningarna som lösta föroreningar. Vid reducerande förhållanden, som råder i BWR med HWC-drift och i PWR under drift, bildar aktiniderna komplex på ledningens yta. Provtagningsledningar har stort yt- till volymförhållande jämfört med vad som gäller exempelvis i en 321-ledning. I PWR råder starkt reducerande förhållanden utan avbrott under hela effektdrift-perioden. I samband med avställningar kommer dock oxiderande förhållanden att råda. Under de första dygnet efter avställning resulterar detta omslag i PWR att lika stor aktivitetsfrigörelse från system- och bränsleytor erhålls under denna korta period som under hela driftperioden. En stor andel av den aktivitet som tillförs reningsfiltren i PWR ackumuleras därför i reningsfiltren under en kort tidsperiod. Detta innebär att det är viktigt att provuttag görs under sådana transienta förhållanden. Även i BWR erhålls transienter under uppstart och avställningar och vid inträffade snabbstopp, men dessa är inte lika dominerande som vid PWR men är ändå viktiga att beakta och övervaka genom provtagning.

Osäkerhet: Osäkerheten som ges av kemin påverkas av flera faktorer och kombinationer av dessa. Tas prover intermittent och man inte tar prover under en eller flera transienter ökar osäkerheten. Verkligt värde underskattas. Alternativt kan för mycket prov tas ut vid stora transienter, då ett för högt värde erhålls. Tas prov ut kontinuerligt och proportionellt mot reningsflödet i system 331 erhålls ett provresultat som väl speglar medelaktiviteten under provtagningsperioden. Vid BKAB och FKAB tas prov ut kontinuerligt varför osäkerheten på grund av dessa transienter blir obetydlig. Vid Ringhals tas prov intermittent och vid dessa tillfällen proportionellt mot det tidsintegrerade reningsfilterflödet (gäller såväl 331 som 324). Ringhals har infört ett system för loggning av driftparametrar som ger enkel och snabb metod för visning av reningsflöden. Under transienter tas prover ut mer frekvent än under lugna driftförhållanden. Vid Ringhals tas en provmängd ut som är proportionell mot det tidsintegrerade reningsflödet sedan senaste provtagningen. Osäkerheten vid denna provtagning blir naturligtvis högre än vid kontinuerlig provtagning.

För osäkerhetsbedömning på grund av provtagningsprincip se under punkt 5 nedan.

4. *Driftförhållanden:* Denna diskussion gäller provuttag för reaktorvatten. BWR-stationerna (B1), B2, O2 och R1 är i drift med vätgasdosering till matarvattnet (HWC-drift). Övriga BWR är i drift med normal vattenkemi (NWC). Vid NWC-drift råder oxiderande miljö i hela primärsystemet. Vid HWC-drift råder reducerande eller starkt reducerande miljö. Detta gäller speciellt i nedre delarna av fallspalten, i recirkulationslooparna och i provtagningsystemen. Genom gamma-spektrometriska mätningar kan effekterna av vätgasdoseringen studeras. Som exempel kan nämnas att Np-239- ($T_{1/2} = 2,39$ d) -halten sjunker med två till tre tiopotenser vid övergång från NWC till HWC i en BWR. Vid övergång från HWC till NWC-förhållanden erhålls en signifikant Np-239-transient i provtagnings-systemet. Detta innebär att under HWC-drift kommer en andel av aktiniderna som tillförs provtagningsystemet att fastna på systemytorna på samma sätt som för Np-239. I samband med övergång till NWC-drift lossnar aktiviteten och tillförs därmed provet. Bedömningen i dag är att på grund av avlossningen av aktivitet från systemytor vid övergång från reducerande till oxiderande förhållande är nettoeffekten liten av HWC-drift. Den ackumulerade aktiviteten på systemytorna släpper och tillförs provuttaget. Np-239 kan enkelt mätas med gammaskpektrometri.

Osäkerhet på grund av ruta 3 och 4: Bedömningen är att Sr-90 och aktinid-aktiviteten når provuttagspunkten utan att någon signifikant mängd förloras i provtagningsledningarna. Därför ansätts osäkerheten också för provtagnings- ledningen till noll.

5. *A) Provtagningsprincip:* Det finns två sätt att ta ut prover. Antingen kan prov tas kontinuerligt (integrerande prover) eller intermittent. Inträffar signifikanta aktivitetstransienter och ingen provtagning görs kan aktivitetsmängden underskattas. Å andra sidan kan en förhöjd aktivitetsnivå erhållas om provtagning under en transient är proportionellt för stor. Låt oss ansätta en osäkerhet på 20 % (1σ) för de stationer som använder sig av intermittent provtagning och reaktorvatten-prover. Observera att det finns inget bra sätt att kvantifiera denna osäkerhet! Den uppgivna osäkerheten är en rimlig uppskattning. Att 20 % valts kan motiveras med att då beaktas att inget prov vid en årlig avställning av en PWR insamlas. Enligt uppgift från Ringhals insamlas prover mer frekvent vid transienter och under avställning varför den ansatta osäkerheten på 20 % kan betraktas som konservativ. För 324-prover har provtagningsmetoden mindre betydelse då normalt inga transienter uppkommer under effektdrift. Eventuella transienter under revisioner beaktas i ovanstående osäkerhet då 321 och 324 är i kontakt med varandra. Vikten av 321 som källa för aktivitet är som diskuterats ovan 61 %, se avsnitt 2.4, vilket innebär att den totala osäkerheten reduceras till 12 % (1σ).

B) Provvolymer: Provvolymer kan bestämmas med mycket stor noggrannhet genom vägning. Låt oss anta en osäkerhet på 2 % för volymbestämning.

Osäkerhet på grund av provtagningsprincip: I denna rapport har ansatts att vid intermittent uttag av prover erhålls en extra slumpmässigt fördelad (term 1 i ekvation 1) på 12 % (1σ). För stationer med integrerande provtagning är osäkerheten försumbar.

- 6–8. **Osäkerhet för provberedning, mätning och analys av mätdata:** Osäkerheten på grund av rutorna 6, 7 och 8 har uppskattats i tabell 2-1. Denna osäkerhet uppskattas till 9 % (1σ) i enskilda prover för Sr-90 och aktinider.
9. Osäkerheten i flöden har ovan motiverats till 5 % (1σ). Osäkerheten i filtereffektivitet kan uppskattas på följande sätt:
- I 331-filtren insamlas 61 % av all aktivitet. Filtereffektiviteten i dessa filter är normalt större än 95 %. Filtereffektiviteten kontrolleras rutinmässigt. Låt oss anta en osäkerhet på 2,5 % på en sigma-nivån. Denna osäkerhet medför alltid en överskattning av inventariet. För 342- och 332-filtren kan samma osäkerhet ansättas.
 - I 324-filtren kan filtren vara i drift med lägre effektivitet än 331-filtren, enligt uppgift ner mot 90 %. Låt oss konservativt anta en osäkerhet på 5 % på en sigma-nivån.

Antar vi att 63 % av all aktivitet till SFR 1 tillförs via 331- och 332-filtren och 36 % via 324 blir den viktade osäkerheten för 331 $0,63 \cdot (2,5^2 + 5^2)^{1/2} = 3,5$ % och motsvarande för 324 2,5 %. Låt oss anta att denna osäkerhet är 3,5 % oberoende av källa.

10. **Total osäkerhet för filtermassa:** Om vi antar att alla osäkerheter ovan är slumpmässiga och oberoende kan ovanstående osäkerheter summeras enligt första termen i ekvation 1. Två fall utkristalliserar, det ena fallet gäller de stationer som har integrerande provtagning. Osäkerheten för dessa blir

$$Z = \pm(2^2 + 9^2 + 3,5^2)^{1/2} = 10 \quad \text{(Med integrerande provtagning)}$$

$$Z = \pm(12^2 + 2^2 + 9^2 + 3,5^2)^{1/2} = 14 \quad \text{(Med intermittent provtagning)}$$

Uttrycken för osäkerheterna visar att den del i kedjan som ger högt bidrag till osäkerheten är just den som enkelt kan verifieras genom interkalibrering. Detta visar vikten av interkalibreringar.

Uppskattningen ovan om osäkerhet som introduceras genom intermittent provtagning av 321 bedöms vara konservativ. Uttrycken ovan visar att denna osäkerhet inte påverkar den totala osäkerheten så mycket att ändrad provtagningsmetodik behöver övervägas.

I /1/ visas att det råder mycket god överensstämmelse mellan rapporterade inventarier av aktinider och Sr-90 i SFR 1 med på andra sätt uppskattade halter. Resultaten i denna rapport styrker att osäkerheten i den i dag använda metoden för inventarieuppskattning är liten.

4 Uppskattningen av osäkerheten i aktinid- och Sr-90-inventariet i skrotavfall

4.1 Metoden för uppskattning av kollinventarierna

I verken och CLAB produceras avfallskollin innehållande aktivitet. Detta avfall består exempelvis av skrot, slam från rengöring av bassänger (diskuterat ovan), tankar och liknande, papper, kläder och annat som antingen varit i direktkontakt med processmedier eller blivit kontaminerat av ytaktivitet vid arbete i anläggningarna. Detta avfall betecknas ofta ”övrigt avfall” eller ”skrotavfall”. Detta avfall förpackas i olika typer av avfallsbehållare, se exempelvis /1 eller 17/.

Dessa kollin mäts individuellt gammaspektrometriskt /18/. Metoden för uppskattning av Sr-90 och aktinidinventarierna ges i /3/. Detta görs genom att bilda förhållandet mellan Sr-90 och i reaktorvattnet uppmätta aktinider med reaktorvattenhalten av Co-60. De så fastlagda stationsspecifika förhållandena multipliceras med i enskilda kollin uppmätt Co-60 halt. På så sätt erhålls en uppskattning på kollins innehåll av Sr-90 och aktinider.

4.2 Osäkerhet i uppskattningen av aktivitet i skrot

Figur 3-1 och rutorna 10 och 12 visar bakgrunden för uppskattningen nedan. Fram till ruta 10 gäller de osäkerheter som listats ovan i kapitel 3.

/21/ Vid Ringhals har under de senaste åren observerats att korrelationsfaktorer för Sr-90 och aktinider relativt Co-60 har varierat starkt mellan de olika systemen (321 och 324). Framst är det bränslebassängerna i PWR som visar höga värden. Detta kan förklaras med låg frigörelse till vattnet av Co-60 medan frigörelsen av Sr-90 och aktinider varit hög. Speciellt gäller detta för R2. Bränslebassängerna är en mindre källa för skrot och sopor än reaktorsystemen. På grund av de höga förhållandena medför den i dag använda metoden för uppskattning av Sr-90 och aktinider i övrigt avfall en överskattning av Sr-90 och aktinidhalterna i detta avfall. Effekten av detta är att den uppskattade mängden Sr-90 och aktinider i extremfallet i övrigt avfall i storleksordning motsvarar den som fastnar i jonbytarmassan. Detta innebär naturligtvis en stor överskattning. I dag används det aritmetiska medelvärdet för fastställande av nyckeltalen. Används i stället det geometriska medelvärdet reduceras Sr-90 och aktinidinventariet i övrigt avfall med en faktor 3 till 20, beroende på nuklid.

Det är naturligtvis angeläget att alltid kritiskt granska denna typ av uppskattningar (med förhållanden) och vid behov använda metoder som ger ett realistiskt utfall. Detta bör göras stationsspecifikt. Det bör noteras att ca 40 % av under drift frigjorda aktinidmängder fastnar på bränslet, 40 % i reningsfilter och resterande 20 % på systemytor. Andelen av den totala aktiviteten som i praktiken kan tillföras skrotavfall kommer att vara marginell ända tills den dag en station rivs. Hur mycket som då återstår på systemytor och som sediment får studeras vid denna tidpunkt.

Mängden Sr-90 och aktinider i skrotavfall är i storleksordning 1,5 % av det totala inventariet i driftavfall. Det är, som nämnts ovan, små totalmängder. Den allra största andelen av denna aktivitet är koncentrerade i ett litet antal kollin med hög aktivitet. Dessa kollin tillförs BTF 1 eller 2.

Figur 3-1 visar att osäkerhetspropageringen är gemensam för filtermassor och skrot till och med ruta 8. I ruta 10 finns ytterligare ett antal osäkerheter:

1. Den indirekta mätmetoden kombinerat med att mätningen görs i fält med en besvärlig geometri medför en ökad osäkerhet. Vid homogen fördelning av Co-60 i ett kolli blir osäkerheten 10–20 % för enskilt kolli /18/.
2. Co-60-aktiviteten kan vara inhomogent fördelad i kollin. Detta kan medföra stor osäkerhet för enskilt kolli.

Ett stort antal kollin produceras och mäts vid varje station. Aktiviteten fördelar sig slumpmässigt i kollina. Detta medför att osäkerheterna i mätresultat för enskilda kollin enligt punkterna 1 och 2 kommer att ta ut sig. Den totala osäkerheten i uppgivet uppmätt medelvärde kommer att reduceras enligt sambandet $1/\sqrt{n}$, där n är antalet mätta kollin hos samtliga producenter. Antag att osäkerheten i varje mätt kolli är 50 % (1σ), då blir osäkerheten i medelvärdet om 103 kollin mäts, mindre än 5 % (1σ). Antalet kollin till BMA, BTF och BLA 1998 var 103 /19/. Detta visar att stor osäkerhet vid mätning av enskilda kollin har liten betydelse för den totala osäkerheten i inventariet under förutsättning att osäkerheten är slumpmässig.

3. De skrotkollin som produceras under ett kalenderår kommer att få sitt Sr-90 och aktinidinventarium beräknat enligt metoden ovan. Det är inte alls säkert att detta avfall tillförts avfallsbyggnaden det år som aktuellt förhållande uppmäts utan året eller flera år tidigare. Å andra sidan kan avfall producerat ett år med höga aktivitetsförhållanden lagras en tid och mätas nästkommande år vilket medför en underskattning av mängden aktivitet. Detta kan resultera i stor osäkerhet för enskilda stationer enskilda år. Möjligen kan osäkerheten i inventarierna vara så stor som en faktor två om Co-60-mängden antingen halveras eller fördubblas jämfört med ett medelår. Från uppstart av O1 har ca 280 reaktorår passerat. Därmed bör medelvärdet för samtliga stationer under så många år medfört att dessa osäkerheter jämnats ut. Osäkerheten i det totala inventariet blir således liten om vi antar att osäkerheten på grund av denna punkt är 100 % för varje år och att utfallet är slumpmässigt. I så fall kan osäkerheten i bidraget till SFR 1 från denna station bli $1/\sqrt{y}$, där y anger antalet driftår. O3 och F3 har varit i drift under kortast tid, 15 år, för dessa stationer skulle osäkerheten således bli $100/\sqrt{15} = 26\%$ på grund av denna punkt. Ansätts att alla stationerna har denna osäkerhet och att den är slumpmässig, reduceras den totala osäkerheten till knappt $26/\sqrt{12} = 8\%$ (1σ).

Adderas dessa osäkerheter enligt ekvation 1 blir osäkerheten i det totala inventariet för Sr-90 och aktinider i skrotavfall:

$$Z = \pm(12^2 + 2^2 + 9^2 + 5^2 + 8^2)^{1/2} \sim 20\% (1\sigma) \quad (\text{Vid intermittent provtagning av 321})$$

Detta är en förvånansvärt låg osäkerhet. Det bör poängteras att huvudförutsättningen är att alla ingående osäkerheter är slumpmässiga.

I uppskattad osäkerhet ovan ingår inte den osäkerhet som ges av den använda metoden för uppskattning av aktinid- och Sr-90-inventarierna i övrigt avfall. Frågan är hur bra är denna metod?

I /20/ visas att vid R1 ackumuleras lika mycket Co-60 på systemytorna som i 331-filtret. Vi kan anta att förhållandet är ungefär detsamma vid övriga stationer. Då ca 60 % av Co-60-inventariet i SFR 1 har 331-filtren som källa sitter i storleksordning ca 30 % av SFR 1-inventariet av Co-60 på primärsystemytorna. Studier av hur aktinider fördelar sig mellan olika system visar att ca 40 % fastnar på vardera bränslekapslingen och 331-filter och resterande 20 % fastnar på systemytor /1, 16/ vid drift med bränsleskador som medför uranupplösning. Detta visar att aktinider och Co-60 fastnar på systemytorna i ungefär samma storleksordning. Då uranupplösningen avbryts kommer en andel av aktiniderna att lösas i reaktorvattnet och tillföras bränsleytor och 331-filter. Denna andel kommer att beaktas vid de rutinmässiga mätningarna. Denna situation leder till ett förhöjt Co-60/aktinidförhållande i reaktorvattnet relativt det på systemytor. Sett över några år resulterar detta i en viss överskattning av den uppskattade aktinidmängden i skrotavfall.

Det är inte känt hur mycket Sr-90 som tillförs systemytorna därför är det inte möjligt att göra motsvarande uppskattning för denna nuklid. Å andra sidan har denna nuklid ur avfallssynpunkt relativt kort halveringstid och mängden i skrotavfall är troligen ungefär i samma storleksordning som för aktiniderna.

Osäkerheten i den använda beräkningsmodellen är av systematisk karaktär enligt ekvation 1. Den bör enligt diskussionen ovan ha ett negativt tecken, dvs medföra en överskattning av verklig halt. Beaktas inte tecknet för denna faktor ges en konservativ uppskattning med osäkerheten 20 % beräknad ovan.

Den metod som används för kvantifiering av aktinider och Sr-90 i skrotavfall bedöms vara bra och uppgivna halter bör vara något konservativa.

5 Referenser

- 1 **Ingemansson T.** Nuklidinventariet i SFR-1 (NIIS). SSI P1134.99, 2000.
- 2 **Ingemansson T.** Aktinidfördelningen i SFR1. ALARA Engineering rapport 99-0046R. 00-01-24.
- 3 **Johansson C.** Bestämning av transuraner och Sr-90 i reaktoravfall. SKB Drift PM 99/11, Svensk Kärnbränslehantering AB, 1999-12-17. 4.
- 4 **Ernström R, Åberg T.** Underlag från BKAB, se Appendix 1.
- 5 **Aronsson P O, Eriksson M.** Underlag från Ringhals, se Appendix 2.
- 6 **Ravila A, Bjurman B.** Underlag från FKAB, se Appendix 3.
- 7 **Arvidsson P.** Underlag från OKG, se Appendix 4.
- 8 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1988. SSI-rapport 91-16.
- 9 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1989. SSI-rapport 92-19.
- 10 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1991. SSI-rapport 93-30.
- 11 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1992. SSI-rapport 95-04.
- 12 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1993. SSI-rapport 95-25.
- 13 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1994. SSI-rapport 96-1.
- 14 **Strålskyddsinstitutet.** Kvalitetssäkring av egenkontrollen vid svenska kärnkraftverk och Studsvik AB. Vattenburna utsläpp 1995-96. SSI-rapport 97-20.
- 15 **Lundgren K.** ALARA 2000-2 – Partikelfrigörelse under drift. ALARA Engineering rapport 97-0001R. 97-01-17.
- 16 **Ingemansson T.** Methods for estimating the content of transuranium and other to difficult to measure nuclides in produced rad waste from BWRs. SSI P 767.93.
- 17 **SSR** för SFR. 1993-05-14.
- 18 **Bäcklin A.** Kontroll av SFR-avfall. Delprojekt Mätteknik. Gamma Data Mätteknik AB. Rapport till SKB juni 1990.
- 19 **Riggare P.** SFR 1 – Årsrapport över deponerade mängder, aktivitetshåll och övriga ämnen. SKB PM Drift 99/03, Svensk Kärnbränslehantering AB, 1998.

20. **Lundgren K.** Ringhals 1 – Balans för Co- och Co-60. ALARA Engineering rapport 99-0040R. Daterad 1999-09-28.
21. **Aronsson P O.** Kommentar tillförd DRAFT-rapport som remissats till kraftverken.