

Införande av en sluten kärnbränslecykel i Sverige

Version 1.0
2013-12-17

Jitka Zakova & Janne Wallenius

Reaktorfysik
Kungliga Tekniska Högskolan
Stockholm, Sweden



Förord

Svensk Kärnbränslehantering AB har i flera decennier planerat och arbetat för att skapa ett slutförvar för det använda kärnbränslet som kommer från dagens reaktorer. Det använda kärnbränslet ska enligt planerna deponeras i berggrunden och inte återvinnas. Grundprincipen handlar om ansvar. De som haft nytta av den kärnkraftsproducerade elen är skyldiga att ta hand om avfallet under sin livstid utan att belasta framtida generationer.

Att återvinna det använda kärnbränslet kan vara ett alternativ till direkt deponering. I dagens samhälle är återvinning och energibesparing viktigt. Därför har den pågående utvecklingen av nya reaktorer som kan återvinna bränsle uppmärksamats (så kallade Generation IV reaktorer). Hushållning med råvaror och energi samt återvinning och återanvändning regleras dessutom i miljöbalkens 2:a kapitel.

Enligt förespråkarna skulle Generation IV reaktorer skapa en förenklad avfallshantering eftersom flera svårhanterliga ämnen transmuterats till mindre farliga ämnen. Dessutom skulle de långlivade avfallsmängderna minska i storlek och lagringstiderna endast bli cirka 1000 år istället för 100 000 år för de restprodukter som fortfarande betraktas som avfall. De mindre optimistiska pekar på att det leder till fortsatt användning av kärnkraft under lång tid och att avfall fortfarande kommer att skapas.

Kärnavfallsrådets uppdrag är att reflektera och ge råd till regeringen inför beslutet om slutförvaring av använt kärnbränsle. Rådet uppmärksammar och undersöker därför frågor som handlar om hur det högaktiva kärnavfallet på olika sätt kan hanteras genom att kunskap byggd på vetenskapliga grunder.

I november 2012 ordnade Kärnavfallsrådet seminariet "The Future of Nuclear Waste - Burden or Benefit?". Syftet var att undersöka hanteringen av kärnavfall utifrån olika utvecklingsscenarioer utan att ge ett utlåtande över kärnkraftens framtid i Sverige.

Presentationerna vid seminariet gav information om vilken framtid som finns för utvecklingen av ny reaktorteknik samt vilka ekonomiska och politiska förutsättningar som finns.

För att öka kunskaperna om hur fjärde generationens reaktorer kan ha betydelse för att hantera använt kärnbränsle anlätade Kärnavfallsrådet Jitka Zakova och Janne Wallenius från KTH som konsulter för att skriva rapporten "En sluten svensk kärnbränslecykel" som presenteras nedan.

De åsikter som framförs i rapporten är författarnas egna ställningstaganden.

Carl Reinhold Bråkenhielm
Kärnavfallsrådets ordförande

Holmfridur Bjarnadóttir
Kärnavfallsrådets kanslichef

Innehållsförteckning

Inledning

Historisk översikt

Forskning och utveckling

Slutna bränslecykler

En sluten bränslecykel i Sverige

Metod

Resultat

Inventariet av radiotoxicitet

Slutförvarets kapacitet

Kostnadsuppskattning

Slutsatser

Källförteckning

Inledning

Svensk kärnkraftsindustri använder sig idag av en så kallad "öppen" bränslecykel. Detta innebär att använt uranoxidbränsle från våra kärnkraftverk mellanlagras i syfte att deponera detsamma i ett geologiskt djupförvar. Industrins gemensamma bolag för hantering av radioaktivt avfall, SKB, har utvecklat det så kallade KBS-3-konceptet för slutförvaring av bränslepatroner, där kopparkapslar deponeras i granitformationer på 500 meters djup, inbäddade i bentonitlera. I mars 2011 lämnade SKB in en ansökan till svenska myndigheter om att uppföra ett djupförvar i Forsmark, avsett att ta emot 12 000 ton använt bränsle [SKB 2011].

Ett alternativ till den öppna bränslecykeln är återvinning av klyvbara ämnen i form av nytt kärnbränsle. I en fullt sluten bränslecykel återvinns alla klyvbara element, vilket innebär uran, plutonium, samt restaktiniderna neptunium, americium och curium [Claiborne 1972]. Förutom förluster som uppstår under återvinningsprocessen kommer då endast klyvningsprodukter att skickas till geologiskt förvar. I ett sådant scenario kan man minska långlivade inventariet av radiotoxicitet i det deponerade avfallet till mindre än en hundradel, jämfört med en öppen bränslecykel [Delpech 1999]. En fördel med detta är att radiologiska konsekvenser vid ett framtida intrång i förvaret blir acceptabla inom 1000 år efter deponeringen, jämfört med 100 000 år efter direktdeponering [von Lenza 2007].

Genom att återvinna element som utvecklar värme i det använda bränslet, kan man packa kapslarna tätare, och därmed öka kapaciteten för slutförvaret. Nackdelen är att återvinning ger upphov till större produktion av så kallat mellanaktivt avfall, vilket gör att den totala volymen för avfallsförvaring inte påverkas nämnvärt [von Lenza 2007]

Fram tills idag är det endast uran och plutonium som de facto återvunnits för kommersiell elproduktion. Detta tillvägagångssätt kan benämnas som en "delvis" sluten bränslecykel. Om den kombineras med införande av så kallade "snabba reaktorer", kan så gott som allt uran-238 omvandlas till klyvbara ämnen, vilket ökar bränsleresurserna med över en faktor 100. Det som vanligtvis inte framkommer i litteraturen är att merparten av denna bränsleresurs utgörs av avfall från anrikningsprocessen, dvs utarmat uran. Utnyttjas denna resurs till fullo, kan man producera kärnkraft i samma omfattning som idag i över 5 000 år, utan att gräva upp mer uran.

Historisk översikt

Återvinning av plutonium utfördes från allra första början inom Manhattanprojektet, och 1946 startades reaktorn Clementine med ett bränsle som till 100% bestod av metalliskt plutonium. 1963 användes för första gången så kallat blandoxidbränsle (MOX, efter engelskans Mixed Oxide) i en kommersiell reaktor, då den belgiska reaktorn BR-3 laddades med uran-plutonium-dioxidbränsle.

Idag separeras uran och plutonium ur använt kärnbränsle vid stora anläggningar i La Hague i Frankrike och Sellafield i Storbritannien. De använder sig av en process som kallas PUREX, baserad på upplösning i saltpetersyra och vattenbaserad kemi. Mellanstora anläggningar finns i drift i Ryssland och Indien, se Tabell 1. Både La Hague och Sellafield tar emot använt kärnbränsle från andra länder och totalt har ungefär 1/3 av all använt kärnbränsle i världen upparbetats. Värt att notera är att Japan, trots olyckan i Fukushima-Daiichi, bestämt att ta en stor återvinningsanläggning i drift under 2013.

Tabell 1: Upparbetningsanläggningar för kommersiellt kärnbränsle

Plats	Kapacitet	Driftstart
Sellafield	2400 ton/år	1964
La Hague	1600 ton/år	1976
Rokkasho	800 ton/år	2013 (?)
Ozersk	400 ton/år	1977
Tarapur	200 ton/år	2011
Kalpakkam	100 ton/år	1998

MOX-bränsle används i betydligt färre länder. Medan Belgien och Tyskland tidigare använt MOX-bränsle i lättvattenreaktorer görs detta idag endast i Frankrike och Schweiz. I franska Marcoule återfinns den enda kommersiella MOX-fabriken i drift, MELOX, med en kapacitet på 195 ton/år. Konstruktionen av Japanska J-MOX i Rokkasho påbörjades 2010, och målet är att kunna tillverka 130 ton MOX per år. Vid Savannah River byggs för närvarande en anläggning för kommersiell MOX-tillverkning från amerikanskt vapenplutonium. I Ryssland planeras en fabrik med kapacitet att tillverka 60 ton per år. Den ryska anläggningen är avsedd att tillverka bränsle till kommersiella snabbreaktorer.

Under 1970-talet tillämpade svensk industri principen om en delvis sluten bränslecykel, och 140 ton använt bränsle från O1 och O2 skickades till BNFL för upparbetning. Redan 1974 provkördes tre MOX-bränslepatroner i Oskarshamn. Av olika anledningar blev det svenska bränslet i Sellafield inte hanterat förrän 1997, då 833 kg plutonium separerades. Planen var att tillverka 84 patroner MOX-bränsle för användning i Oskarshamn. I svallvågorna efter Fukushima bestämde sig dock Sellafield för att avveckla sin anläggning för tillverkning av MOX-bränsle, varför ödet för det svenska plutoniumet idag är oklart.

Forskning och utveckling

Plutoniumåtervinning är idag en mogen teknik, och är etablerad på industriell skala i Frankrike. Länder som Ryssland och Indien avser att använda plutoniumbaserade bränslen i kommersiella snabba reaktorer under 20-talet.

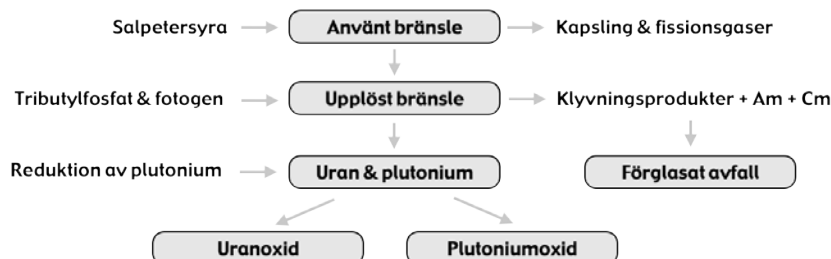
För storskalig återvinning av restaktiniderna neptunium, americium och curium ("minor actinides" på engelska) krävs det emellertid en hel del forskning och utveckling. Bild 1 visar de relativa bidragen till radiotoxiciteten i använt uranoxidbränsle från dessa ämnen. Vi ser att tillsammans med plutonium är americium den största boven i dramat. Americium visar sig vara svårt att separera från vissa klyvningsprodukter i använt bränsle, samtidigt som detta ämne inverkar negativt på flera viktiga säkerhetsparametrar för reaktordrift [Wallenius 2011].

Neptunium är inte ett stort problem, vare sig det gäller radiotoxicitet, separationskemi, eller reaktorsäkerhet. Detta element visar sig dock vara ett utmärkt material för tillverkning av kärnvapen, varför man i samband med en sluten bränslecykel kan ta tillfället i akt att genom transmutation omvandla neptunium till plutonium med "låg" kvalitet. I detta sammanhang betyder låg kvalitet att andelen ^{238}Pu är tillräckligt hög för att värmeutvecklingen från dess alfa-sönderfall skall göra det omöjligt att tillverka ett funktionellt kärnvapen. Denna gräns ligger på cirka 5-6% [Kessler 2010, Rineiski 2010].

Forskning om separation och transmutation av americium och curium har bedrivits i större eller mindre omfattning av de flesta länder med ett aktivt kärnkraftsprogram. Området omfattar separationskemi, bränsletillverkning och reaktordesign.

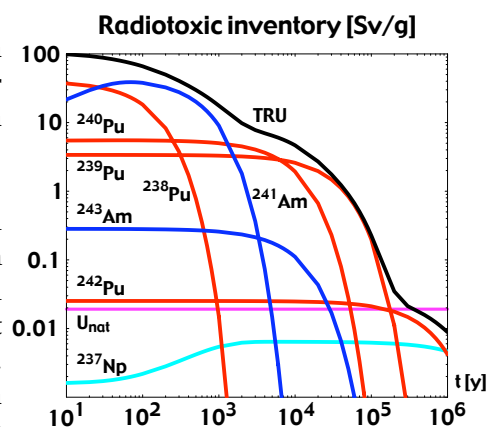
Separation av restaktinider

Ett förenklat flödesschema för PUREX-processen visas i Figur 2. Emedan americium och curium kemiskt liknar klyvningsprodukterna i lantanidserien är det besvärligt att separera dessa från varandra.



Figur 2: PUREX-processen för industriell separation av uran & plutonium

Under det senaste decenniet har europeiska forskare tagit fram en kombination av processer som gör det möjligt att utföra denna separation med kemiska reagenser som minimerar strömmen av sekundäravfall [Madic 2002]. DIAMEX-SANEX har nu provats på genuint högaktivt avfall från PUREX-processen, och resultaten var av



Figur 1: Radiotoxicitet för plutonium och restaktinider i använt uranbränsle

sådan kvalitet för att processen anses duga att skala upp till industriell nivå.

Ett alternativt tillvägagångssätt är att separera alla transuranelement tillsammans. Fördelen med denna metod är att inga strömmar av rent plutonium uppstår. I USA har en process kallad TRUEX provats på genuint högaktivt avfall [Law 1996] och i Europa studeras olika processer inom EU-projektet ACCEPT. En av de mer intressanta processerna utvecklas för närvarande på Chalmers [Aneheim 2012]. Nackdelen med dessa extraktionsmetoder är att man inte kan justera kvoten mellan plutonium och americium vid bränsletillverkningen, vilket gör tranmutationsprocessen mindre flexibel.

Bränsletillverkning med restaktinider

Tillverkning av bränsle som innehåller americium är komplicerat emedan ^{241}Am är en kraftig gammastrålare. Dess kemiska egenskaper innebär dessutom att den redan dåliga värmeledningsförmågan för oxidföreningar blir ännu sämre. Detta fenomen förstärks i sin tur av själv-bestrålningseffekter från alfa-sönderfall. Den kraftiga radiotoxiciteten gör det också väsentligt att undvika processer som ger upphov till dammbildning.

Avancerade tillverkningsmetoder baserade på lösningskemi är under utveckling, vilka skall göra det möjligt att minimera hanteringen av pulver. Exempelvis kan man tillverka keramiska mikrosfärer direkt från en lösning av plutonium och americium genom olika geleringsprocesser. I syfte att uppnå en bättre värmeledningsförmåga kan man omvandla oxidföreningar till nitrider eller metaller. Alternativt kan man tillverka komposita bränslen där ett icke-klyvbart matrismaterial bidrar med önskvärda egenskaper.

Ett flertal tillverkningsmetoder och kemiska former har använts för tillverkning av experimentella americiuminnehållande bränslen som sedan provbestrålats i forskningsreaktorer.

Några av dessa kandidater har visat sig bete sig väl under bestrålning, och idag anses det möjligt att inkorporera americium i konventionella MOX-bränslen med processer som kan tillämpas på industriell skala. Metoder för att åstadkomma detsamma med nitridbränslen och metalliska legeringar är under utveckling.

Reaktordesign för slutna bränslecykler

Americium är en problematisk komponent i kärnbränsle, emedan dess förmåga att fånga in neutroner vid höga energier leder till sämre Doppleråterkoppling och mer positiv temperaturkoefficient för kylmedlet [Wallenius 2011]. I korthet betyder detta att reaktorn blir mer instabil och känslig för störningar. I en konventionell natriumkyld reaktor med oxidbränsle måste man därför sänka effekten väsentligt för att kunna ladda reaktorn med en signifikant mängd americium [Zhang 2010].

Flera olika tekniska lösningar har studerats för att möjliggöra en ökad halt av americium i bränslet. Samlingsnamnet på dessa är "fjärde

generationens reaktorer”, vilka karakteriseras av att de kan tillverka mer fissilt bränsle än de gör av med, och dessutom är kompatibla med en fullt sluten bränslecykel.

Frankrike fokuserar på en variant där allt americium placeras i utkanten av en natriumkyld reaktor, i form av en (U,MA)O₂-mantel. ”MA” står här för engelskans ”Minor Actinides”. Med detta tillvägagångssätt minimeras inverkan på reaktorns säkerhetsparametrar. Provbestrålningar har visat att (U,MA)O₂ beter sig utmärkt under normal drift [Fernandez 2009, Prieur 2011]. Andelen americium blir dock såpass hög i dessa speciella bränslepatroner att man får problem med att hantera dem i luft efter bestrålning [Buiron 2011].

Frankrike arbetar även på att ta fram design för en natriumkyld prototypreaktor med MOX-bränsle där hela bränslepatroner med restaktinidbränslen skall kunna provbestrålas. Reaktorkonceptet går under namnet ASTRID [Mignot 2012]. Projekteringen är finansierad med 600 miljoner euro. Under sommaren 2013 gav den franska regeringen klartecken för att fortsätta arbetet med en detaljerad design av reaktor och MOX-bränslefabrik.

I USA har man istället arbetat med att utveckla metalliska bränslen. Dessa har en bättre förmåga att stabilisera reaktoreffekten efter en störning än vad oxidbränslen har [Wade 1997]. Experiment har visat att metalliska bränslen beter sig bra under drift. Problemet här är att americiums höga ångtryck leder till förluster under bränsletillverkningen, när metallerna blandas i smält form. Metoder som minimerar förlusten av americium har provats i labbskala, men är ännu ej färdiga för industriell tillämpning. Dessutom kräver metalliska bränslen en pyrometallurgisk uppabetningsteknik som har betydligt sämre prestanda än vattenbaserade metoder.

Ryssland baserar sin Gen-IV-strategi på blykylda reaktorer med nitridbränslen [Adamov 1997, Rogozkin 2003]. Bly har en rad fördelar jämfört med natrium, som högre kokpunkt, avsaknad av häftiga kemiska reaktioner med vatten samt bättre potential för naturlig cirkulation. Nitridbränslet kompenserar för blyreaktors sämre neutronekonomi, och ger samtidigt bättre säkerhetsmarginaler för bränslen med höga americiumhalter [Wallenius 2011, Zhang 2013]. De stora nackdelarna med blykylning är problem med korrosion och erosion av bränslekapsling samt pumpskovlar. I Ryssland har man utvecklat ett kiselbaserat stål som visat sig vara mycket korrosionsbeständigt under långtidsexponering i bly vid 600°C. Samtidigt beter sig nitridbränslen med låga halter av kol och syre bättre vid provbestrålningar än man tidigare ansett vara möjligt [Zabudko 2009].

Baserat på dessa tekniska genombrott har ryska kärnkraftsbolaget Rosatom tagit beslut om att bygga den blykylda reaktorn BREST-300 för att drivas med (U,Pu)N-bränsle [Rosatom 2012]. Reaktorn skall enligt plan stå klar i Tomsk-regionen år 2020. Totalt 10 miljarder kronor har avsatts för att finansiera konstruktion av reaktor och bränslefabrik.

Den stora nackdelen med nitridbränslen är att americiumnitrid är relativt lättflyktig [Ogawa 1995, Jolkkonen 2004]. Därför behöver man utveckla tillverkningsmetoder som fungerar vid relativt låga temperaturer ($T < 1500^{\circ}\text{C}$). En möjlig metod är starkströmsassisterad varmpressning, som provats för urannitrid i Japan och Sverige [Muta 2009, Wallenius 2011]. Det återstår dock att visa huruvida denna metod kan användas för tillverkning av industriella kvantiteter bränsle.

Den allra mest effektiva metoden att transmuttera americium är att använda så kallade acceleratordrivna system (ADS). Genom att köra reaktorn i ett underkritiskt tillstånd blir den mindre känslig för störningar, vilket medger att härden kan laddas med uranfria bränslen som innehåller cirka 50% americium. En ADS behöver drivas med en extern neutronkälla, som åstadkoms med hjälp av en protonaccelerator och ett spallationsmål. Japan har tagit fram en ADS med bly-vismutkylning och nitridbränsle [Tsujiimoto 2004], medan ett EU-projekt resulterade i ett koncept med blykylning och oxidbränsle [Chen 2011, Rimpault 2011]. Med denna teknik behöver endast 2-4% av all kärnkraftsproduktion ske i snabba reaktorer för att ta hand om alla restaktinider från kommersiell elproduktion [Wallenius 2011]. Nackdelen med acceleratordrivna reaktorer är att totaleffekten är begränsad till c:a 800 MW termisk effekt på grund av neutronkällans (spallationsmålets) kapacitet, vilket gör systemet relativt kostsamt.

Slutna bränslecykler

Med hjälp av ny teknik för återvinning av americium och curium blir det alltså möjligt att förverkliga en fullt sluten kärnbränslecykel. Detta kan göras på flera olika sätt, beroende på vilken återvinningsteknik och vilka reaktorsystem man bestämmer sig för att använda. Vi beskriver här tre av de bränslecykler som studerats i litteraturen:

1) Transmutation av alla transuraner i snabba reaktorer.

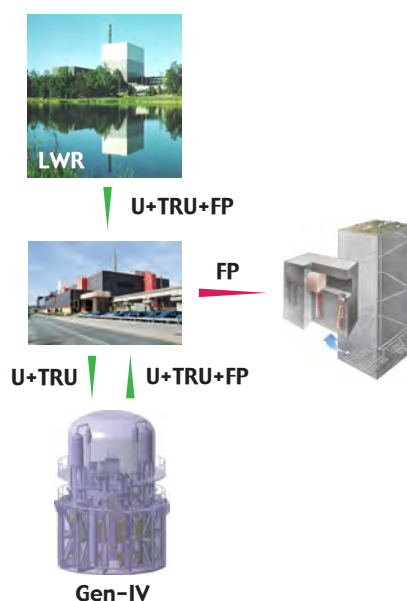
I denna bränslecykel återvinns både plutonium och restaktinider från lättvattenreaktorparken i fjärde generationens snabba reaktorer. Bränsningskvoten för plutonium i de snabba reaktorerna är mindre än 1.0. Man kan enkelt visa att minst 25% av all elproduktion från kärnkraft då måste utföras i avancerade system.

Detta scenario minimerar den teknikutveckling som måste göras för att åstadkomma en fullt sluten bränslecykel. Man kan tillämpa samextraktion av plutonium och restaktinider från använt lättvattenreaktorbränsle.

Figur 3 visualiserar de massflöden, reaktorer och återvinningssystem som återfinns i denna bränslecykel.

2) Transmutation av plutonium i lättvattenreaktorer, kombinerat med transmutation av restaktinider i ADS

I denna bränslecykel återförs det plutonium som produceras i lättvattenreaktorer till samma reaktorpark som MOX-bränsle, medan



Figur 3: Bränslecykel där alla transuranelement återanvänds i fjärde generationens reaktorer.

alla restaktinider transmutteras i acceleratordrivna system. Använt ADS-bränsle återcyklas i ADS.

Detta scenario minimerar andelen elektricitet som måste produceras i snabba reaktorer eller acceleratordrivna system. Restaktinider måste separeras från plutonium.

Figur 4 visualiserar de massflöden, reaktorer och återvinningssystem som återfinns i denna bränslecykel.

3) Transmutation av plutonium i lättvattenreaktorer, kombinerat med transmutation av restaktinider i snabba reaktorer

I denna bränslecykel återförs det plutonium som produceras i lättvattenreaktorer till samma reaktorpark som MOX-bränsle, medan alla restaktinider transmutteras i Gen-IV-reaktorer med bridningskvot för plutonium lika med ett.

Detta scenario minimerar antalet reaktorer som används för att hantera americium. Det ger också de bästa förutsättningarna för en övergång till fjärde generationens reaktorsystem. Restaktinider måste separeras från plutonium.

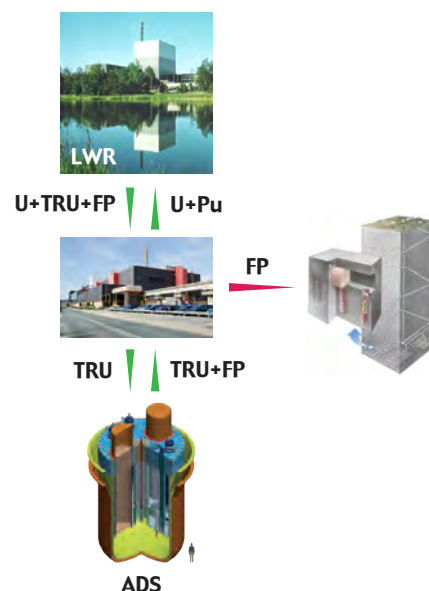
Figur 5 visualiserar de massflöden, reaktorer och återvinningssystem som återfinns i denna bränslecykel.

Vi noterar att det finns en rad andra möjligheter att åstadkomma slutna bränslecykler, till exempel återvinning av alla transuranelement i PWR [Youinou 2005], i BWR [Zakova 2013] eller i ADS [Dufek 2006]. Salvatores har jämfört för och nackdelar med återvinning av TRU i PWR och snabba reaktorer, och kommit fram till att produktionen av Cf-252 blir upp till 1000 gånger högre i PWR, vilket kan leda till väsentliga problem under återvinningsprocessen [Salvatores 2005]. Detta är ett av de viktigaste skälen till att vi valt snabba reaktorer för återvinning av restaktinider i denna studie.

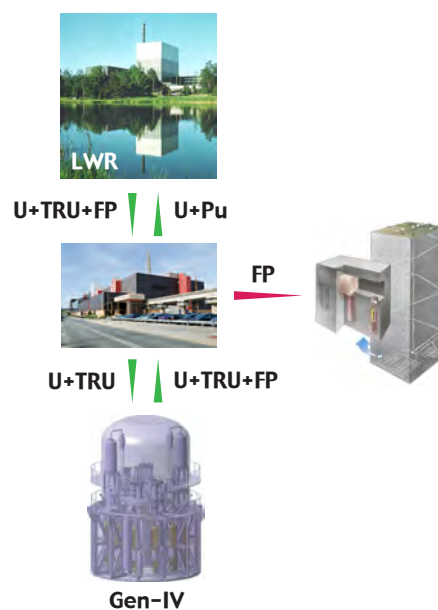
En sluten bränslecykel i Sverige

I denna rapport beskrivs en dynamisk simulering av hur en fullt sluten bränslecykel kan införas i Sverige, och vilka konsekvenser detta har för avfallsströmmar, slutförvar och kärnkraftens hållbarhet. Vid valet av bränslecykel har hänsyn tagits till att teknik för separation av restaktinider från den industriella etablerade PUREX-processen framgångsrikt har provats, om även i pilotskala. Dessutom kommer fjärde generationens snabbreaktortechnik troligen att vara kommersiellt tillgänglig under 30-talet, medan situationen för acceleratordrivna system är mer osäker. Preliminära beräkningar av bränslecykelkostnader, baserade på kostnaden för ADS uppskattad i EU-projektet EUROTRANS, visar dessutom att ADS-alternativet är något dyrare än de varianter där transmutation av restaktinider utförs i fjärde generationens reaktorer [Wallenius 2011].

Vi har därför valt bränslecykel nummer tre för att simulera införande av en fullt sluten bränslecykel i Sverige. Baserat på nyligen publicerade beräkningar utförda i vår grupp, förutsätter vi att Gen-IV-



Figur 4: Bränslecykel där plutonium återanvänds i lättvattenreaktorer och alla restaktinider återvinns i acceleratordrivna system.



Figur 5: Bränslecykel där plutonium återanvänds i lättvattenreaktorer och alla restaktinider återvinns i fjärde generationens reaktorer.

reaktorn använder nitridbränslen, vilka tillåter en högre andel americium i bränslet vid identiska effektnivåer, jämfört med oxid- och metallbränslen [Wallenius 2011, Zhang 2013]. Vi antar dessutom att reaktorn är blykyld, i syfte att optimera dess säkerhetsegenskaper.

Förutsättningar

Vi gör följande antagande i vår simulering:

- 1) År 2025 ersätts Ringhals 1 & 2 samt Oskarshamn 1 med tredje generationens lättvattenreaktorer. Reaktorerna antas ha en elektrisk effekt om 1500 MW och förutsätts använda 100% MOX-bränsle. Det sista antagandet är baserat på varianter av franska EPR och japanska ABWR som redan idag erbjuds med denna kapacitet.
- 2) År 2035 ersätts Ringhals 3 & 4, Forsmark 1 & 2 samt Oskarshamn 2 med Gen-III-reaktorer om 1500 MW elektrisk effekt. Dessa reaktorer använder konventionellt UOX-bränsle.
- 3) År 2045 ersätts Forsmark 3 samt Oskarshamn 3 med Gen-III-reaktorer om 1500 MW elektrisk effekt. Dessa reaktorer använder konventionellt UOX-bränsle. Vid detta laget har den svenska lättvattenreaktorparken en total effekt på 15 GW.
- 4) År 2045 ersätts Forsmark 3 och Oskarshamn 3 av blykylda reaktorer med nitridbränsle i syfte att hantera inventariet av restaktinider. Ringhals 3 övergår till att använda 100% MOX, och Ringhals 4 till 50% MOX.
- 5) Separation av plutonium påbörjas år 2020 i en omfattning som tillåter att starta tre lättvattenreaktorer med MOX-bränsle år 2025.
- 6) Använt bränsle måste svalna minst fyra år innan det upparbetas.
- 7) Använt MOX-bränsle upplöses i salpetersyra genom att späda ut det med använt UOX-bränsle.
- 8) MOX-bränslet får innehålla maximalt 10% plutonium. I takt med att andelen fissilt plutonium sjunker så höjs anrikningen av U-235 för det uran som används vid MOX-tillverkningen.
- 9) Väntetiden mellan bränsletillverkning och laddning i reaktor är två år.
- 10) Nitridbränslet för de blykylda reaktorerna tillverkas med 8% restaktinider. Andelen plutonium justeras så att härdens k -värde är konstant under drifttiden. Detta motsvarar ungefärligen en bränningskvot för plutonium på 1.0.
- 11) Använt snabbreaktorbränsle upplöses i salpetersyra genom att späda ut det med använt lättvattenreaktorbränsle.

Metod

Sammansättningen av använt lättvattenreaktorbränsle har beräknats med Monte Carlo-koden MCNPX för en fullständig modell av en svensk lättvattenreaktor. För specifika utbränningar stämmer våra resultat väl överens med data från en rapport publicerad av OECD/NEA [NEA 1999]. För tiden fram till 2010 används verkliga data för utbränningen i använt svenskt bränsle. Därefter antas en konstant utbränning på 50 GWd/ton. Monte-Carlo-beräkningar med MCNP görs i syfte att bestämma halten av ^{235}U i MOX-bränslet som krävs för att upprätthålla kriticitet. Villkoret att MOX-bränslet tillverkas med 10% plutonium innebär att negativa voidvärden kan garanteras [Youinou 2005].

Ett PERL-skript författades för att hålla reda på massflöden mellan reaktorer, lagringsbassänger och bränsleåtervinning, samt generera indata för simulering av avklingning under lagring med MCNPX.

De blykylda Gen-IV-reaktorer som presenterats i litteraturen [Adamov 1997, Alemberti 2011] är utformade för att återvinna sitt eget använda bränsle, men är inte optimerade för att hantera en större mängd restaktinider från en lättvattenreaktorpark.

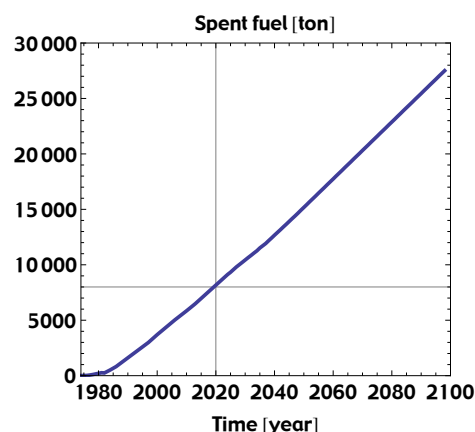
En blykyld snabbreaktorhård optimerad för att uppnå acceptabla reaktivitetskoefficienter med upp till 8% restaktinider i bränslet, har därför utformats med hjälp av Monte-Carlo-koden Serpent [Leppänen 2010]. Arbetsnamnet för reaktorn är SABUNI (Swedish Actinide Burner Using Nitride fuel). Med 17% plutonium i bränslet ger en medelutbränning på 83 GWd/ton upphov till ett i praktiken konstant k -värde.

Resultat

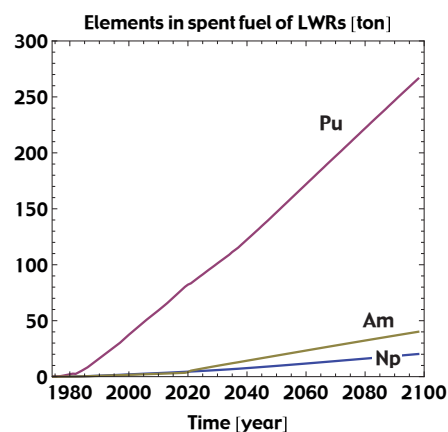
För att kunna utvärdera för- och nackdelar som resulterar från införande av en sluten bränslecykel redovisar vi först en referenssituation där ingen återvinning utförs. Detta innebär att alla nya reaktorer som byggs använder sig av konventionellt uranoxidbränsle. Figur 6 visar hur inventariet av använt bränsle i mellanlager och slutförvar växer fram till år 2100. Vi ser att den nuvarande kapaciteten för CLAB (8 000 ton) uppnås år 2020, och att den planerade kapaciteten för det geologiska förvaret i Forsmark (12 000 ton) överskrids år 2038.

Inventariet av plutonium och restaktinider redovisas i figur 7. Om ingen återvinning görs kommer svenskt använt kärnbränsle vid slutet av detta sekel innehålla 270 ton plutonium, 20 ton neptunium, 40 ton americium och 0.7 ton curium. Varje år produceras 2.4 ton plutonium och 660 kg restaktinider.

Den genomsnittliga isotopsammansättningen av plutoniumet år 2100 anges i tabell 2. Huvuddelen av ^{241}Pu har sönderfallit till ^{241}Am . Andelen ^{240}Pu är 30%, vilket innebär att om ett kärnvapen tillverkas av detta material, är sannolikheten för förtida avfyrning cirka 50%.



Figur 6: Massa av använt bränsle i mellanlager och slutförvar, för nuvarande öppna bränslecykel.



Figur 7: Massa av plutonium, americium och neptunium i använt bränsle.

Tabell 2: Genomsnittlig isotopsammansättning för Pu i CLAB år 2100

^{238}Pu	^{239}Pu	^{240}Pu	^{241}Pu	^{242}Pu
0,021	0,566	0,303	0,026	0,085

Ett större problem för kärnvapenspridning är neptunium. Den kritiska massan för Np-237 är 60 kg, och man kan relativt enkelt separera isotoprent neptunium ur det använda bränslet.

Återvinning av plutonium i lättvattenreaktorer

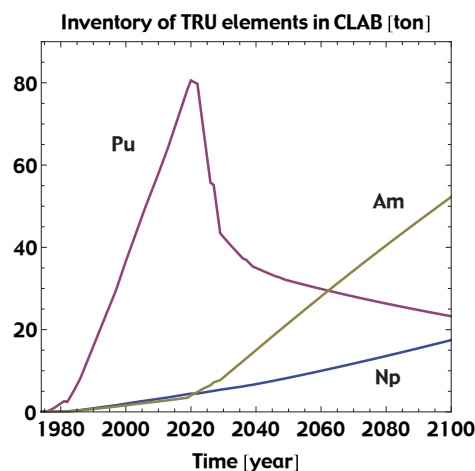
Återvinning av plutonium i lättvattenreaktorer kan göras i stor skala med existerande teknologi. Upparbetning av använt MOX-bränsle har framgångsrikt provats i La Hague genom att vid upplösning späda ut det med använt urandioxidbränsle. Tidigare fanns farhågor om att plutonium inte skulle kunna återanvändas mer än två gånger, emedan bränslet i takt med minskande andel fissila isotoper kräver att plutoniumhalten höjs ända tills reaktorns voidkoefficient blir positiv. En doktorsavhandling utförd på franska CEA har dock visat att man genom att använda låganriktat uran istället för utarmat kan begränsa plutoniumhalten i MOX-bränslet [Youinou 2005]. Likaledes kan man med enkla åtgärder som att justera kvoten mellan bränsle och moderator göra det möjligt att ladda en hel reaktorhård med MOX-bränsle i tredje generationens reaktorer [Barbrault 1996].

Vi kan därför förutsätta att när de äldsta svenska reaktorerna ersätts med nya vid mitten av 20-talet, så är plutoniumbränning i stor skala vara möjlig. Frankrike har nyligen övergått till att använda MOX-bränsle med 9% plutoniumhalt, vilket medger en utbränning på 50 GWd per ton. Reduktionen av Pu i använt MOX-bränsle når därmed 30%, vilket är ett mycket effektivt sätt att minska plutoniuminventariet i en sluten bränslecykel. Nackdelen med att hantera plutonium i lättvattenreaktorer är att cirka 1/4 omvandlas till americium, som är betydligt mer besvärligt att hantera.

I vår simulering förutsätter vi att tre svenska reaktorerna ersätts under 20-talet och byts ut mot modeller med 1500 MW elektrisk effekt. Dessa tre reaktorer använder 100% MOX-bränsle med en plutoniumhalt på 10% och en utbränning om 50 GWd/ton. Förbränningstakten av plutonium är högre i de tre reaktorerna med MOX-bränsle, än produktionen i de sju reaktorer som använder UOX-bränsle. Detta leder till att inventariet av plutonium i denna *delvis* slutna bränslecykel minskar över tid. Figur 8 visar hur man på detta sätt kan minska massan av plutonium i det svenska mellanlagret.

År 2100 är inventariet cirka 23 ton Pu i mellanlagret, jämfört med 270 ton i den öppna bränslecykeln. Produktionstakten av americium samt curium ökar dock, och vi har samtidigt 52 respektive 2.6 ton av dessa ämnen i avfallsströmmen.

I och med att plutoniumet återvinns upprepade gånger, kommer andelen fissila isotoper att minska med tiden, som vi tidigare nämnt. Detta kompenseras genom att vi ökar anrikningen av det uran som används för att tillverka MOX-bränslet. Tabell 3 visar den anrikning som behövs för att kunna hålla en konstant Pu-andel på 10%.



Figur 8: Massa av plutonium, americium och neptunium vid återvinning av Pu som MOX i tre lättvattenreaktorer från år 2025.

Tabell 3: Anrikning av uran som används för MOX-tillverkning.

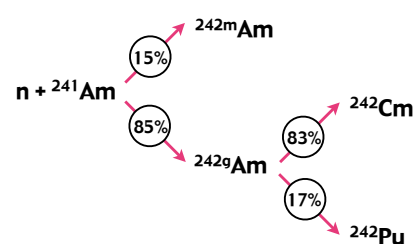
2025	2033	2035	2040	2045	2050	2055
0.30%	0.55%	0.68%	0.92%	1.07%	1.17%	1.22%

Den genomsnittliga isotopsammansättningen för plutoniumet i mellanlagret år 2100 redovisas i tabell 4.

Tabell 4: Genomsnittlig isotopsammansättning för Pu i CLAB år 2100.

^{238}Pu	^{239}Pu	^{240}Pu	^{241}Pu	^{242}Pu
0,033	0,427	0,324	0,112	0,104

Vi ser att andelen ^{239}Pu minskar jämfört med den öppna bränslecykeln, medan andelen av övriga isotoper har ökat. Den relativa ökningen är störst för ^{241}Pu och ^{238}Pu . Förklaringen till detta är att när man bestrålar återvunnet ^{240}Pu bildas mer ^{241}Pu . När denna isotop sönderfaller bildas också mer ^{241}Am än i referensscenariot. När ^{241}Am i sin tur bestrålas, omvandlas den med cirka 70% sannolikhet till ^{242}Cm genom en kedja av sönderfall som beskrivs i figur 9. Till sist sönderfaller ^{242}Cm till ^{238}Pu genom alfa-sönderfall.

**Figur 9:** Transmutation av Am-241 genom neutroninfångning.

Nackdelen med återvinning av plutonium i lättvattenreaktorer är att cirka 25% av ämnet omvandlas till americium, som i sin tur transmutteras till curium och ännu tyngre element. Detta återspeglas i det totala curiuminventariet i mellanlagret som ökar från 0.7 ton i referensscenariot till 2.6 ton. Ingen vinst uppstår med avseende på hur tätt det högaktiva avfallet kan packas i slutförvaret (Figur 14), och reduktionen i raditoxicitet är heller inte av avgörande karaktär. För att åstadkomma en väsentlig förbättring behöver vi återvinna americium och curium i fjärde generationens snabbreaktorer.

Återvinning av restaktinider i fjärde generationens reaktorer.

Som vi har sett kan man använda lättvattenreaktorer för effektiv förbränning av plutonium. Även snabbreaktorer kan bränna plutonium, om man väljer en bränningskvot mindre än 1.0 (lätvattenreaktorer har en bränningskvot på cirka 0.6). En unik förmåga hos snabbreaktorer är att man kan tillverka lika mycket plutonium från ^{238}U som man klyver, dvs man kan utforma reaktorbränslet för att få en bränningskvot lika med 1.0. Detta innebär i sin tur att k -värdet för reaktorn kan hållas relativt konstant, vilket är en säkerhetsmässig fördel, emedan antalet styrestavar kan begränsas till ett minimum. Dessutom kan man effektivt utnyttja den enorma energiresursen i det utarmade uran som idag blir till avfall vid anrikningsprocessen.

Den andra stora fördelen med snabbreaktorer är att man vid transmutation av americium minskar produktionen av curium och californium, vilket gör det praktiskt möjligt att återvinna alla restaktinider [Salvatores 2005]. Med snabba reaktorer kan man alltså åstadkomma en fullt sluten bränslecykel.

Nackdelen med denna teknik är att den historiskt sett varit relativt kostsam. Vi önskar därför minimera andelen elektricitet producerad i snabba reaktorer som introduceras i den svenska bränslecykeln i syfte att hantera restaktinider. Detta kan åstadkommas genom att använda nitridbränslen, som har en bättre marginal till bränsleskada än andra alternativ, och därmed tillåter högre andel americium i bränslet [Wallenius 2011, Zhang 2013]. Om man dessutom använder bly som kylmedel i stället för natrium, förbättrar man reaktorns säkerhetsgenskaper väsentligt. Ryska kärnkraftsbolaget Rosatoms långsiktiga strategi är att erbjuda blykylda reaktorer med en effekt om 1200 MW på den kommersiella marknaden från början av 30-talet, då de räknar med att denna teknik skall vara konkurrenskraftig med lättvattenreaktorer av typ Gen-III⁺.

Vi baserar vår simulering på en blykyld 1200 MW-reaktor som tillåter inblandning av 8.0% restaktinider i nitridbränslet. En genomsnittlig plutoniumhalt på 17.4% medger då ett variation i k-värde på mindre än 0.5% för en utbränning på 81 GWd/ton (cirka 8%). Den motsvarande bridningskvoten för plutonium är 1.01. Reaktorn laddas med 66 ton bränsle, varav 11.4 ton är plutonium, och 5.4 ton är restaktinider. Efter sex års drift vid full effekt har 1.5 ton av restaktiniderna omvandlats till plutonium eller klyvningsprodukter, vilket motsvarar 250 kg per år.

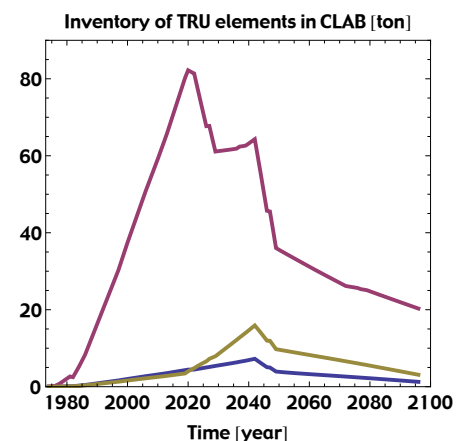
I definitionen av vårt scenario har vi antagit att O3 och F3 år 2045 ersätts med blykylda reaktorer för att hantera det svenska restaktinidinventariet. Om tre av de kvarvarande reaktorererna skulle använda 100% MOX-bränsle blir produktionen av restaktinider för hög för att två blykylda reaktorer skall kunna leda till en minskning av detta inventarie. Därför antar vi i detta scenario att endast O1 och O2 har ersatts med lättvattenreaktorer som går på MOX-bränsle från år 2025. Vi har därmed en kärnkraftspark som består av sex LWR med UOX-bränsle, två LWR med MOX-bränsle, samt två LFR med nitridbränsle. Totaleffekten i denna park blir då 14.4 GW, och andelen som produceras i snabbreaktorer är 17%.

Figur 10 visar hur inventariet av plutonium och restaktinider utvecklas i denna fullt slutna bränslecykel. Emedan vi endast använder MOX-bränsle i två reaktorer uppnår vi inte en nettoförbränning av plutonium i lättvattenreaktorparken. Vi ser dock en snabb minskning av plutoniuminventariet i mellanlagret år 2043, då 23 ton Pu går åt för att tillverka de två första snabbreaktorhårdarna.

Restaktinidinventariet i mellanlagret minskar nu kontinuerligt, och år 2100 är det nere i 4.7 ton, varav 0.35 ton curium. Vår strategi har alltså gjort det möjligt att minska mängden restaktinider till 1/13 av den som uppkommer i referensscenariot. Jämfört med en strategi där man enbart utför återvinning av plutonium i lättvattenreaktorer, minskar vi mängden curium till 1/7.

Inventariet av plutonium kommer aldrig att gå mot noll. Orsaken är att man alltid behöver ha åtminstone 23 ton Pu i beredskap för att ladda om de två snabbreaktorhårdarna. Detta plutonium skall dock inte slutförvaras, utan kommer att återanvändas i fjärde generationens reaktorer under överskådlig framtid.

< 14 >



Figur 10: Massa av plutonium, americium och neptunium vid återvinning av Pu som MOX i två av åtta lättvattenreaktorer, samt återvinning av restaktinider i två blykylda reaktorer.

En intressant sidoeffekt som uppkommer i detta scenario är att transmutation av ^{237}Np och ^{241}Am -leder till produktion av ^{238}Pu i en omfattning som signifikant påverkar isotopsammansättningen för plutonium i det använda bränslet. Den genomsnittliga sammansättningen för plutoniumet i mellanlagret år 2100 redovisas i tabell 5. Vi ser att andelen ^{238}Pu överstiger 6%, vilket är den gräns när plutonium blir oanvändbart för tillverkning av kärnvapen. Orsaken är den restvärme som alfa-sönderfall av ^{238}Pu ger upphov till. Temperaturen för de konventionella sprängämnen som behövs för att avfyra kärnvapnet överstiger då smältpunkten för dessa ämnen [Kessler 2010].

Tabell 5: Genomsnittlig isotopsammansättning för Pu i CLAB år 2100

^{238}Pu	^{239}Pu	^{240}Pu	^{241}Pu	^{242}Pu
0,064	0,455	0,306	0,077	0,099

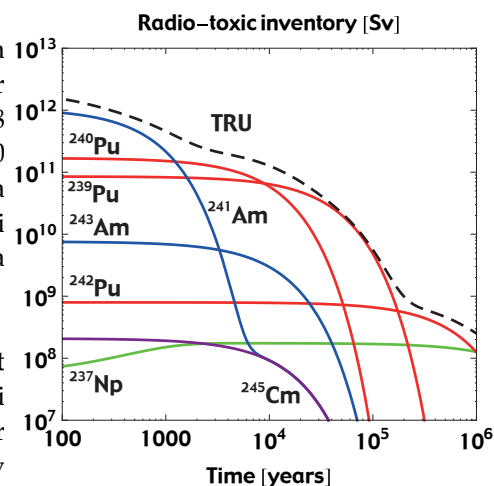
Inventariet av radiotoxicitet

Bild 11 visar det långlivade inventariet av radiotoxicitet från transuranelement i slutförvaret för den öppna bränslecykeln, under antagandet att reaktordriften upphör år 2100. Vid det laget har vi 28 000 ton använt bränsle, och inventariet sjunker från drygt 1000 miljarder Sievert till 560 miljoner Sievert på 350 000 år, vilket är lika med värdet för radiotoxiciteten i 28 000 ton naturligt uran. Förlitar vi oss på naturligt sönderfall tar det alltså 350 000 år att återställa naturen till sitt ursprungliga tillstånd.

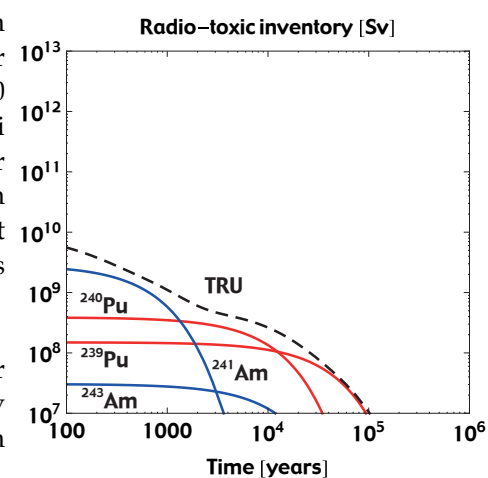
I en fullt sluten bränslecykel kommer alla klyvningsprodukter samt förluster av aktinider i återvinningsprocessen att omhändertagas i slutförvaret. Baserat på erfarenhet från La Hague kan dessa förluster uppskattas till 0.1% av massflödet. Vi förutsätter nu att 1/6 av inventariet i mellanförvaret återvinns varje år, vilket motsvarar att använt bränsle får svalna under totalt sex år. Därmed blir den nödvändiga kapaciteten i återvinningsanläggningen cirka 200 ton använt UOX-bränsle, 70 ton MOX-bränsle samt 4 ton nitridbränsle per år. Detta motsvarar ett årligt massflöde av plutonium och restaktinider på 7.4 respektive 1.5 ton. De resulterande förlusterna blir då ungefär 7.4 kg plutonium och 1.5 kg restaktinider om året. Efter 80 år av upparbetning kommer totalt 710 kg transuraner att hamna i slutförvaret, utblandade i 1500 ton klyvningsprodukter. Vi har därmed minskat massan högaktivt avfall med en faktor 20. Mer än 99.5% av det högaktiva avfallet är nu klyvningsprodukter. Inventariet av transuraner i djupförvaret har minskat från 330 ton till 710 kilo, dvs till två tusendelar!

Den motsvarande reduktionen av långsiktig radiotoxicitet är dramatisk och illustreras i figur 12. Efter 1000 år är inventariet av radiotoxicitet i slutförvaret nere i en sjuhundradel jämfört med den öppna bränslecykeln.

Vi kan även jämföra skillnaden mellan den öppna och den fullt slutna bränslecykeln med avseende på tid. Efter 350 000 år är inventariet av radiotoxicitet från transuranelement i den öppna cykeln 560 miljoner



Figur 11: Inventarie av radiotoxicitet i slutförvaret för en öppen bränslecykel där reaktordrift upphör år 2100.



Figur 12: Inventarie av radiotoxicitet i slutförvaret för en fullt sluten bränslecykel från avfall upparbetat fram till år 2100.

Sievert. Med den fullt slutna cykeln sjunker inventariet till samma nivå efter 2000 år.

Gör vi samma jämförelse med inventariet i den öppna cykeln efter 100 000 år (5.5 miljarder Sievert), sjunker inventariet i den fullt slutna cykeln till samma nivå efter blott 300 år, och domineras då helt av klyvningsprodukter.

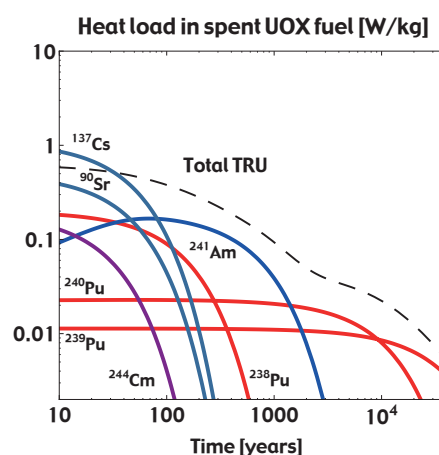
I verkligheten kommer förstås inte allt högaktivt avfall tas upp i den biologiska näringskedjan. Aktinider är inte mobila i den geokemiska omgivningen till det svenska slutförvaret, och ett läckage från slutförvaret har inga signifikanta konsekvenser, ens för den öppna bränslecykeln [von Lenza 2007, SKB 2011]. Den väsentliga skillnaden uppstår när man analyserar konsekvenserna av ett intrång. Jämför man ett scenario för intrång i samband med en geoteknisk undersökning som ger en dos på 100 mSv efter 100 000 år i den öppna bränslecykeln, så sjunker tiden för att samma intrång skall ge upphov till samma dos ner till 1000 år i en fullt sluten bränslecykel [von Lenza 2007].

Dessa resonemang bygger förstås på att man fortsätter använda kärnkraft efter år 2100. Inventariet av radiotoxicitet i mellanlagringen och i reaktorerna är såpass stort att vinsten med avseende på lagringstid skulle försvinna om man i detta skede avbröt användningen av kärnkraft. Studerar man ett utfasningsscenario baserat på snabbreaktorer med brädningskvot på runt 0.5 eller acceleratordrivna reaktorer med uranfria bränslen [Dufek 2006, Fazio 2007], kan man genom gradvis minskning av antalet reaktorer minska inventariet av radiotoxicitet ovan jord till samma storleksordning som i slutförvaret. Detta skulle dock ta ytterligare 100 år i anspråk.

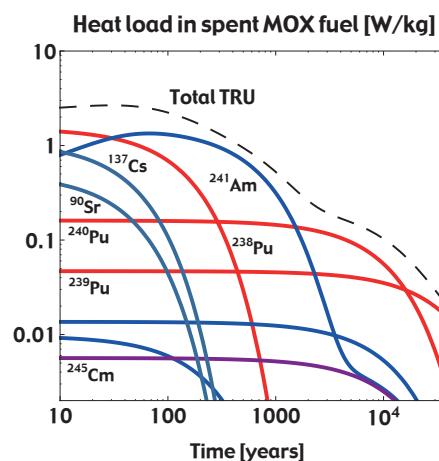
Slutförvarets kapacitet

Restvärmen i använt kärnbränsle uppstår från sönderfallande klyvningsprodukter och aktinider. Bild 13 visar den specifika restvärmen för använt UOX-bränsle med en utbränning på 50 GWd/ton. Klyvningsprodukten ^{137}Cs dominerar värmeproduktionen upp till 30 år efter att bränslet tagits ut ur reaktorn. Restvärmeproduktionen är avgörande för hur tätt kapslarna i ett slutförvar kan packas, och bestämmer därmed förvarets kapacitet. Efter detta är ^{238}Pu och ^{241}Am de dominerande värmeproducerarna. 50 år efter att bränslet tagits ut ur reaktorn, ger både klyvningsprodukter och transuraner upphov till 0.5 W värme per kg använt bränsle. Genom att återvinna plutonium och americium kan man alltså packa resterande avfall dubbelt så tätt, vilket leder till en fyra gånger mindre area för slutförvaret. Väntar man 100 år med förslutningen av slutförvaret vinner man en faktor sex i kapacitet. Dessa enkla uppskattningar är i god överensstämmelse med en betydligt mer detaljerad beräkning gjord för amerikanska förhållanden [Wigeland 2006]

Om vi jämför med värmeutvecklingen i ett förvar avsett för använt MOX-bränsle blir besparingen ännu större. Figur 14 visar den specifika värmeutvecklingen i använt MOX-bränsle. Som vi ser dominerar ^{238}Pu och ^{241}Am restvärmeutvecklingen redan tio år efter



Figur 13: Specifik restvärme i använt UOX-bränsle.



Figur 14: Specifik restvärme i använt MOX-bränsle.

att bränslet tagits ut ur reaktorn. Efter 50 år är effekten från transuranerna 2.6 W/kg, vilket kan jämföras med 0.5 W/kg för använt UOX-bränsle. Genom att återvinna plutonium och americium blir värmeutvecklingen 50 år efter att ett MOX-bränsle tagits ur reaktorn sex gånger lägre, vilket innebär att arean för slutförvaret kan göras 36 gånger mindre. Väntar man 100 år med förslutningen av slutförvaret vinner man en faktor 300 i kapacitet!

Kostnadsuppskattning

Merkostnaden för att använda MOX-bränsle i lättvattenreaktorer är idag relativt väletablerad, och en siffra på 7% för kärnkraftsel har angivits i litteraturen [Runevall 2005]. Kostnaden för elproduktion i fjärde generationens reaktorer är däremot mycket osäker. Den franska natriumkylda reaktorn Super-Phenix kostade enligt en nyligen publicerad revision 12 miljarder euro att bygga och riva [WNA 2012], vilket skulle motsvara mer än en fördubbling jämfört med en genomsnittlig lättvattenreaktor. Å andra sidan finns det goda ryska erfarenheter från drift av BN-600, där merkostnaden jämfört med ryska lättvattenreaktorer uppskattas till 40% [IAEA].

Genom att skala upp snabbreaktortekniken till 1200 MW per anläggning menar ryska Rosatom att kapitalkostnaden för en ny natriumkyld reaktor är i paritet med den för tredje generationens lättvattenreaktorer. Med blykylning skulle enligt Rosatom kostnaden fjärde generationens reaktorsystem bli ekonomiskt konkurrenskraftiga med Generation III⁺-reaktorer baserade på en öppen bränslecykel så snart som 2030 [Rosatom 2012].

Det av oss studerade scenariot är baserat 17% av elproduktionen i fjärde generationens blykylda reaktorer med nitridbränsle. Merkostnaden för restaktinidåtervinning i dessa reaktorer kan därmed bli allt från noll (Rosatoms uppskattning) till 17% (erfarenheten från Super-Phenix). Dyrare än så behöver det dock inte bli. Vi uppskattar därför merkostnaden för att införa en fullt sluten kärnbränslecykel i Sverige till 15±10%, jämfört med en öppen bränslecykel baserad på tredje generationens teknik.

Slutsatser

Vår simulering av en fullt sluten bränslecykel har visat att:

- 1) Genom att införa existerande teknik för återvinning av plutonium i form av MOX-bränsle, kan plutoniuminventariet i det svenska mellanlagret minskas till en tiondel inom loppet av 75 år. För detta ändamål krävs att tre av tio reaktorer använder 100% MOX-bränsle från och med 2025.
- 2) Genom att år 2045 införa två Gen-IV-reaktorer med 1200 MW effekt och bridningskvot lika med 1.0 kan inventariet av plutonium och restaktinider minimeras till den nivå som behövs för att ladda dessa reaktorer med bränsle. Inventariet av högaktivt avfall i det svenska slutförvaret kan därmed minskas med en faktor 700, jämfört med ett scenario då ingen återvinning utförs. Detta innebär att den tid

som krävs för att lagra det högaktiva avfallet minskar till mellan 300 och 2000 år, beroende på vilken referensnivå som antas för att inventariet skall anses vara acceptabelt ur ett förtroendeskapande perspektiv.

- 3) Jämfört med nuvarande öppna bränslecykel leder införande av en fullt sluten bränslecykel till en ökning av slutförvarets kapacitet med en faktor 4-6. Samtidigt uppstår behov av ett slutförvar för mellanaktivt avfall.
- 4) En uppdragskapacitet på 280 ton använt bränsle per år är nödvändig för att åstadkomma den slutna bränslecykeln. En sådan skala innebär att endast hydrometallurgiska (vattenbaserade) återvinningsprocesser är tänkbara.
- 5) Upprepad återvinning av plutonium som MOX-bränsle i lättvattenreaktorer minskar plutoniumets kvalitet, men gör det inte oanvändbart för vapentillverkning. När man transmuterar ^{237}Np och ^{241}Am till ^{238}Pu försvinner möjligheten att använda ^{237}Np för tillverkning av kärnvapen och sammansättningen av plutonium i det svenska mellanlagret gör att det blir mycket svårt att använda separerat plutonium för vapentillverkning.
- 6) Kostnaden för att införa en fullt sluten bränslecykel i Sverige kan uppskattas till en ökning av priset för kärnkraftsel med $15\pm 10\%$. Osäkerheten hörhär framför allt från kostnaden för att uppföra fjärde generationens reaktorsystem.

Källförteckning

E.O. Adamov et al:

The Next Generation of Fast Reactors,
Nucl. Eng. Design **173** (1997) 143.

Alessandro Alemberti et al,

European lead fast reactor – ELSY,
Nuclear Engineering and Design **241** (2011) 3470.

Emma Aneheim et al,

Studies of a solvent for GANEX applications containing CyMe4-BTBP and DEHBA in Cyclohexanone.
Separation Science and Technology **47** (2012) 663.

Patrick Barbrault,

A plutonium-fueled high-moderated pressurized water reactor for the next century,
Nuclear Science and Engineering, **122** (1996) 240.

Laurent Buiron, Bruno Fontaine and Michel Pelletier,

Transmutation abilities of a 3600 MWth SFR core,
Proceedings of GLOBAL 2011 Makuhari, Japan, Dec. 11-16, 2011.

H.C. Claiborne,

High level radioactive waste disposal by transmutation,
Transactions of American Nuclear Society **18** (1972) 91

Xue-Nong Chen et al,

Comparative studies of CERCER and CERMET fuels for EFIT from the viewpoint of core performance and safety,
Progress in Nuclear Energy **53** (2011) 855.

M. Delpech,

The Am and Cm transmutation – physics and feasibility,
In Proc. GLOBAL99. Jackson Hole, WY, USA.

J. Dufek, V. Arzhanov and W. Gudowski,

Nuclear spent fuel management scenarios, Status and assessment report,
Technical report R-06-61, SKB, June 2006.

A. Fernández et al,

Overview of past and current activities on fuels for fast reactors at the Institute for Transuranium Elements,
Journal of Nuclear Materials **392** (2009) 133.

Leppänen, J.

Performance of Woodcock Delta-Tracking in Lattice Physics Applications Using the Serpent Monte Carlo Reactor Physics Burnup Calculation Code,
Ann. Nucl. Energy, **37** (2010) 715.

G. Mignot and N. Devictor,

ASTRID core, design objectives, design approach and R&D in support,
IAEA technical meeting on innovative fast reactor designs with enhanced reactivity feedback features, Vienna, 27-29 February 2012.

Mikael Jolkkonen, Marco Streit and Janne Wallenius,

Thermo-chemical modelling of uranium-free nitride fuels,
Journal of Nuclear Science and Technology **41** (2004) 457.

G. Kessler,

Proliferation-Proof Uranium/Plutonium Fuel Cycle,
KIT Scientific Publishing 2011, ISBN 978-3-86644-614-4

J.D. Law et al,
Demonstration of the TRUEX Process for Partitioning of Actinides from Actual ICPP Tank Waste Using Centrifugal Contactors in a Shielded Cell Facility,
Technical report INEL-96/0353, Idaho National Engineering Laboratory, 1996.

C. Madic et al.,
Recent Achievements in the Development of Partitioning Processes of Minor Actinides From Nuclear Wastes Obtained in the Frame of the NEWPART European Programme (1996-1999),
Prog. Nucl. Energ. **40** (2002) 523.

H. Muta et al,
Thermophysical properties of several nitrides prepared by spark plasma sintering,
Journal of Nuclear Materials **389** (1009) 186.

T. Ogawa et al,
Vaporization behaviour of (Pu,Am)N,
Journal of Alloys and Compounds **224** (1995) 55.

Damien Prieur et al,
Fabrication and characterisation of $U_{0.85}Am_{0.15}O_{2-x}$ discs for MARIOS irradiation program,
Journal of Nuclear Materials **414** (2011) 503.

A. Rineiski, G. Kessler,
Proliferation-resistant fuel options for thermal and fast reactors avoiding neptunium production,
Nucl. Eng. Des. **240** (2010) 500.

B.D. Rogozkin, N.M. Stepenova and A.A. Proshkin.
Mononitride fuel for fast reactors,
Atomnaya Energia **95** (2003) 208.

Rosatom,
www.rosatom.ru, hämtad 2013-01-09.

M. Salvatores et al.,
Intercomparison of systems for TRU recycling at equilibrium,
Proceedings of GLOBAL 2005, Tsukuba, Japan, Oct 9-13, 2005.

SKB,
Ansökan om tillstånd enligt lagen om kärnteknisk verksamhet,
Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011.

Tsujimoto, K., Sasa, T., Nishihara, K., Oigawa, H., Takano, H.,
Neutronics design for lead-bismuth cooled accelerator-driven system for transmutation of minor actinide.
Journal of Nuclear Science and Technology **41** (2004), 21.

D.C. Wade and R.N. Hill,
The design rationale of the IFR,
Progress in Nuclear Energy **31** (1997) 13.

Janne Wallenius,
Transmutation of Nuclear Waste,
LeadCold Books and Games, Märsta, Sweden, 2011.

Janne Wallenius, Erdenechimeg Suvdantsetseg and Andrei Fokau,
ELECTRA: European Lead Cooled Training Reactor
Nuclear Technology **177** (2012) 303.

Roald A. Wigeland et al.,
Separations and transmutation criteria to improve utilization of a geologic repository,
Nuclear Technology **154** (2006) 95.

Werner von Lenza, editor,
Impact of partitioning, transmutation and waste reduction technologies on the final nuclear waste disposal,
Forschungszentrum Jülich (2007), ISBN 978-3-89336-538-8.

Gilles Youinou and Alfredo Vasile,
Plutonium Multirecycling in Standard PWRs Loaded with Evolutionary Fuels
Nuclear Science and Engineering **151** (2005) 25.

L.M. Zabudko et al.,
Fuels for advanced sodium cooled fast reactors in Russia: state-of-art and prospects
In Proc. Fast Reactors and Related Fuel Cycles (FR09), 7-11 December 2009,
Kyoto, Japan

Jitka Zaková and Janne Wallenius
Multirecycling of Pu, Am and Cm in BWR,
Annals of Nuclear Energy **58** (2013) 255.

Youpeng Zhang and Janne Wallenius,
Transmutation of americium in a medium size sodium cooled fast reactor design,
Annals of Nuclear Energy **37** (2010) 629.

Youpeng Zhang, Janne Wallenius and Mikael Jolkkonen,
Transmutation of americium in a large sized sodium-cooled fast reactor loaded with nitride fuel,
Annals of Nuclear Energy **53** (2013) 26.