



DokumentID
1452302

Sida
1(9)
Datum
2014-10-23

Handläggare
Kastriot Spahiu
Lena Zetterström Evins

Ärende

Er referens
SSM2011-2426-198

Ert datum
2014-09-30
Kvalitetssäkrad datum

Strålsäkerhetsmyndigheten
Att: Ansi Gerhardsson
171 16 Stockholm

Kvalitetssäkrad av
Allan Hedin
Godkänd av
Helene Åhsberg
Kommentar

Godkänd datum
2014-10-30

Svar till SSM på begäran om förtydligande angående bränsleupplösning

Strålsäkerhetsmyndigheten, SSM, har i skrivelse till Svensk Kärnbränslehantering AB, SKB begärt förtydligande information om bränsleupplösning i sex punkter. Nedan återges SSM:s begäran punkt för punkt och efter varje punkt ges SKB:s svar.

Vid ett tekniskt avstämningsmöte mellan SSM och SKB den 19 augusti 2014 efterlyste SSM en tydligare förklaring till hur den fördelning av bränsleupplösningshastigheter som används i säkerhetsanalysen SR-Site har härletts. Sist i brevet ges därför en sådan förklaring.

Fråga 1:

I Bränsleprocessrapporten i ansökan (SKB TR-10-46, sid. 55) refereras till en annan SKB-rapport (SKB TR-05-09). I tabell 2-2 i TR-05-09 (sid. 13-14) har isotopsammansättningen av vissa alfadopade prov redogjorts. SSM önskar att SKB förtydligar om värdena i tabellen är beräknade värden eller uppmätta data. Om det inte är uppmätta data, önskar SSM att SKB förtydligar om sådana mätningar har genomförts tidigare och om liknade data kan vara tillgängliga för SSM.

SKB:s svar

Data i tabell 2-2, SKB TR-05-09, sida 13-14 är uppmätta med de analysmetoder som listas i andra stycket i avsnitt 2.1.1 i TR-05-09. Tabell 2-2 i TR-05-09 är identisk med tabell 5 i Carbol et al. 2003 (Bilaga 1). 0,1-1,2 g från de framställda kutsarna upplöstes i 8 M HNO₃ och lösningen analyserades med ICP-MS, LSC, alfa- och gamma-spektrometri. Undantag är de döttrar av ²³³U och ²³²U som är svåra att mäta; dessa har beräknats med Nuclide 2000. Uppmätta och beräknade värden bör överensstämja, så länge man inte har separationsförluster och mätstatistiken är tillräcklig, eftersom Nuclide 2000 bara utför en sönderfallsberäkning. Detaljer om analyserna finns i motsvarande rapporter/bilagor. Andra analyser har också gjorts för att karakterisera kutsen, som alfaradiografi, alfaspåranalys, SEM och XRD. Det finns en detaljerad rapport från ITU om karakterisering av alfa-dopade pellets samt av radiometrisk analys av det ²³³U₃O₈-pulver som användes vid dopningen av kutsarna. Detta nämns också i SKB TR-05-09, sida 12 som referensen Carbol et al. (2000) (Bilaga 2) för radiometrisk analys av ²³³U₃O₈(s) pulver och på samma sida (s. 12) nämns rapporten Carbol et al. (2003) för pelletkarakterisering. Inga starkt gammastrålande föroreningar detekteras i gammaspektra, annat än sönderfallprodukter av ²³²U och ²³³U (Carbol et al. 2000).

Svensk Kärnbränslehantering AB

Box 250, 101 24 Stockholm
Besöksadress Blekholmstorget 30
Telefon 08-459 84 00 Fax 08-579 386 10
www.skb.se
556175-2014 Säte Stockholm

I övrigt noteras att renheten av det radioaktiva preparat från vilket ^{233}U har hämtats för att tillverka kutsarna är mycket viktig för ITU, eftersom dessa lösningar används för att tillverka preparat för injektion i patienter.

Fråga 2 och 3:

Dessa frågor gäller bara för fallet att uppmätta data enligt fråga 1 inte finns att tillgå. Eftersom sådana data finns tillgängliga upprepas inte SSM:s fråga 2 och 3 här.

SKB:s svar

Se svar på fråga 1; data i Tabell 2-2, TR-05-09 är uppmätta.

Fråga 4:

I Bränsleprocessrapporten i ansökan (SKB TR-10-46, sid. 15 och 16) refereras till en annan SKB-rapport (SKB TR-95-23). I avsnitt Sammanfattning och slutsatser (på sidan v) och i tabell 2-2 på sidan 8 i SKB TR-95-23, har specifik area för både icke-bestrålat (unirradiated) UO_2 och för använt kärnbränsle angivits. SSM önskar att SKB förtydligar om nya data med specifik area finns framtagna efter denna rapportering, eller om storleksordningen av värdena i rapporten (SKB TR-95-23) fortfarande gäller.

Dessutom önskar SSM att SKB förtydligar om proven av alfadopade UO_2 har samma storleksordning av specifik area som icke-bestrålat UO_2 .

SKB:s svar

Medelvärdet från tabell 2-2 i TR-95-23 för alla uppmätta fraktioner av använt bränsle med 43 MWd/kgU utbränning är $72 \text{ cm}^2/\text{g}$. Rapporten som står som referens 13 i SKB TR-95-23 blev aldrig publicerad eftersom resultaten inte kunde reproduceras. BET-metoden, som baseras på sorption av ädelgaser på den undersökta ytan, är svår att tillämpa på använt bränsle.

Ett nyare försök till uppskattning av bränsleytan under djupförvarsförhållanden gjordes inom EU-projektet MICADO (Grambow et al. 2010, avsnitt 2.2.1.2). För använt bränsle uppskattas där ett värde på $2,5 - 6 \text{ cm}^2/\text{g}$ som geometrisk area av uppsprucket bränsle, där högsta värdet inkluderar 150 mikrometer stora korn. I samband med detta diskuteras i rapporten också begreppet "surface roughness" vilket används för att korrelera geometrisk area med BET-area. Följande sägs också i MICADO-rapporten (s. 16): "Uncertainties in surface area are very large, up to 5 orders of magnitude for a given constant specific geometric surface area (see Figure 2). However, there exists no proportionality in the relationship between surface area and dissolution rate. It has been observed that while surface area increases upon long term leaching, dissolution rates actually decrease [Hanson and Stout, 2004]. Surface area normalized dissolution rates of multi-grain fragments are faster than the corresponding rates for powders without grain boundaries [Gray & Wilson, 1995]"

SKB kan inte svara entydigt på frågan om huruvida "specifik area för proven av alfadopade UO_2 har samma storleksordning som specifik area som icke bestrålad UO_2 " eftersom vi inte känner till BET-mätningar med alfa-dopade kutsar. Värdet för specifik area för en obestrålad UO_2 kuts i Tabell 2.2, SKB TR-95-23, tycks orimligt stort (större än för alla fraktioner i samma kolumn med kornstorlek $100 \mu\text{m} - 4 \text{ mm}$).

Däremot bör geometrisk area för alla material, inklusive använt bränsle, vara snarlika för samma fraktion eller kornstorlek.

Fråga 5:

I både Bränsleprocessrapporten (SKB TR-10-46, sid. 55) och i SKB:s presentation vid avstämningsmötet (bild 9 i PP-dokument) anser SKB att ett tröskelvärde för alfaaktivitetens inverkan finns på bränsleupplösning. I bilden som visades vid avstämningsmötet (en liknande bild återfinns också i Poinssot m.fl., 2007, figur 2) att tröskelvärdet ligger mellan 3 och 30 MBq g⁻¹. Vid detta tröskelvärde är dock bränsleupplösningshastigheten mellan 0,04 och 0,09 mg m⁻² d⁻¹, vilket motsvarar cirka 10⁷ andel per dygn om specifik area av använt kärnbränsle antas som 100 cm² g⁻¹ (SKB TR-95-23, sid. v). Denna andelupplösning är betydligt högre än SKB:s centralvärde som ligger på 10⁷ andel per år. SSM önskar att SKB kommenterar hur det faktum att upplösningshastigheten inte verkar vara tillräcklig låg vid tröskelvärdet påverkar den långsiktiga betydelsen av alfaradiolys.

SKB:s svar

Området i figuren där upplösningshastigheterna för material med dopningsnivåer under 3 MBq/g visas kallas för "jämviktskontrollerat" och detta område sträcker sig från 0,01 MBq (som motsvarar naturligt UO₂) upp till någonstans mellan 3 och 33 MBq/g området. De två punkterna på figurens y-axel motsvarar t ex "alteration rate" av naturligt UO₂ under Ar atmosfär (inga mätbara mängder oxidanter från alfastrålade nuklider i UO₂ eller syre i lösning), dvs icke-oxidativ upplösningshastighet av U(IV) för att nå jämviktsvärdet. I SR-Site antas icke-oxidativ upplösning ske omedelbart, dvs med obegränsad hastighet, tills lösligheten för UO₂ uppnåtts.

Den långsiktiga upplösningshastigheten (som diskuteras i Werme et al. 2004 samt i SKB TR-10-46) är baserad på data vilka är uppmätta i närvaro av reduktanter som t ex järn eller dess korrosionsprodukter (inkluderande olika nivåer vätgas, ner till nivåer som motsvarar radiolytisk vätgas) eller sulfid. Figuren i Poinssot et al. (2006) gäller däremot data uppmätta utan närvaro av reduktanter.

Poinssot-artikeln (Poinssot et al. 2006) är en sammanfattning av de resultat som uppnådes under EU-projekt SFS. Figuren illustrerar tröskelvärden för att observera oxidativ upplösning och är baserad på upplösningssdata av alfa-dopat material under förhållanden som gör det möjligt att detektera allt oxiderat uran som bildas pga radiolys, dvs i karbonatlösningar och inert atmosfär, utan reduktanter. Data för tröskelvärden baseras på mätningar gjorda på ITU under lakning av alfa-dopade kutsar i karbonatlösningar och inert atmosfär (Rondinella et al. 2004). Rondinella et al. skriver: "No significant radiolysis effect was detected for the material doped with 1% ²³³U compared to undoped UO₂ after ~4 months of leaching". De skriver också: "The fact that enhanced dissolution is measured in the case of UO₂ with 10% ²³³U, while no significant differences are observed between the material with 1% ²³³U and undoped UO₂ indicates that under these experimental conditions and for the experimental timeframes considered, the lowest threshold to observe an alpha-radiolysis enhancement of UO₂ dissolution lies between 3*10⁶ and 3*10⁷ Bq/g".

En annan publikation som rapporterar tröskelvärden är den av Muzeau et al. (2009). På sidorna 585-586 står "Control by solubility: Under anoxic conditions uranium has a low solubility limit (10⁻¹⁰-10⁻⁸ molL⁻¹). The low radiolysis levels are not sufficient to significantly increase the solution potential. The uranium released by leaching low level

alpha doped UO₂ quickly reaches a steady-state value. The concentrations remain constant and appear to reflect a possible equilibrium with UO₂ (xH₂O) or a very slightly oxidized phase UO_{2+x}. [...] Moreover, there appears to be a specific activity threshold below which the uranium concentrations are controlled by solubility. Above the threshold value the release increases continuously. Under anoxic conditions in a carbonate solution the threshold lies between 18 and 385 MBq/g_{UO₂} (Fig.11). Under very similar experimental conditions with α -doped pellets, a threshold could also be defined between 3.5 and 33 MBq/g_{UO₂}[14]. Comparing these two series of experiments allows us to narrow the threshold range: under anoxic conditions (O₂<1 ppm) in carbonate solution (10⁻³ molL⁻¹) the threshold lies between 18 and 33 MBq/g_{UO₂}”.

Sammanfattningsvis vill SKB förtydliga att de upplösningshastigheter som går att avläsa i figuren är a) lägre än den av SKB antagna obegränsade icke-oxidativa upplösningshastigheten (där lösligheten för UO₂ begränsar omfattningen av upplösningen) samt b) högre än den av SKB antagna upplösningshastigheten i närvaro av alfa-stråldoser över tröskelvärdet, eftersom figuren visar data för mätningar utan närvaro av reduktanter.

Fråga 6:

På begäran av SSM, besvarade SKB (SKB docID 1372969) att ädelmetallegeringen (Mo-Tc-Ru-Rh-Pd) i bränslet eventuellt kan aktivera väte (som i sin tur minskar bränsleupplösning), men förgiftningen av ädelmetaller som katalysator har inte diskuterats vidare. Vid avstämningsmötet har SKB förtydligat att förgiftning av katalysförmågan av ädelmetallegering inte är ett problem även på lång sikt, med en föreslagen mekanism att väteperoxid som produceras vid vattenradiolys reagerar snabbt med förgiftningsämnet sulfid. SKB presenterade vid avstämningsmötet (bild 19 i SKB:s PP dokument) att vid en upplösning på 10⁻⁷ per år, finns den högsta halten väteperoxid vid själva bränsleytan, som förhindrar sulfidjoner att nå ytan. SSM vill poängtera att steady-state halten av väteperoxid på bränsleytan ligger flera tiopotenser lägre (se t.ex. Nielsson, 2007, figur 11 på sidan 26) än halten av sulfider i grundvattnet i förvarsdjup (10⁻⁸ M av väteperoxid respektive maximalt 10⁻⁵ M för sulfider). SSM önskar att SKB förtydligar om denna stora skillnad mellan halterna kan ha betydelse för SKB:s ställningstagande om förgiftningen av ädelmetallslegerings-katalysatoren.

SKB:s svar

När man antar en viss oxidativ upplösningshastighet, även om den är låg, antar man samtidigt att det finns tillräckligt med oxidanter (i det här fallet huvudprodukten av alfaradiolys, dvs väteperoxid) vid bränsleytan. Profilerna av väteperoxid som visas i figur 11 i Nielsen (2007) motsvarar 100 år gammalt bränsle. Skillnaden i kurvform jämfört med alfadoprofilen som visas i bild 19 av presentationen beror på att en del av den producerade väteperoxiden har förbrukats vid ytan (i Nielsen-figuren) vid bildning av oxiderat uran, U(VI). Om sulfid hade funnits vid ytan, är det möjligt att också den skulle ha oxiderats på samma sätt som U(IV).

Som SSM påpekar, kan sulfiden i vissa fall tänkas förbruka väteperoxiden helt eftersom halten sulfid är flera storleksordningar högre, särskilt för mycket äldre bränsle. Detta har undersökts experimentellt med alfadopade kutsar, som simulerar alfafält av 3000 eller 10 000 år gammalt bränsle: i närvaro av ~10⁻⁵ M sulfid under inert atmosfär syns ingen oxidativ upplösning av kutsen (Ollila 2006) (vilket också sägs i bild 14 av presentationen). I det här fallet kan ädelmetall-legeringen förgiftas av sulfid, eftersom det inte finns någon

väteperoxid på ytan. Men avsaknad av väteperoxid vid ytan betyder också att ingen oxidativ upplösning sker.

I det antagna fallet med en konstant nivå av väteperoxid, motsvarande en oxidativ upplösning med 10^{-7} /år, är det inte möjligt att ha två reagens (sulfid och väteperoxid) på samma plats (exakt vid bränsleytan) när den ena är en stark oxidant, den andra en stark reduktant och de reagerar snabbt med varandra (Yang et al. 2013).

Sammanfattningsvis bör sulfid kunna nå ytan och förgifta ädelmetallkatalysatorn om väteperoxidhalten är tillräckligt låg (dvs bränslet är över en viss ålder), men i det fallet sker inte heller någon oxidativ upplösning. Det går inte att utföra experiment med bränsle som är 100 år gammalt, men resultat från experiment med alfa-dopat material som simulerar alfafält av 3000 år gammalt bränsle tyder på att sulfiden kan nå ytan, dvs. det finns inga mätbara mängder väteperoxid eller oxiderat uran i närvaro av 10^{-5} M sulfid.

Bakgrund till fördelningen runt centralvärdet 10^{-7} per år

SSM skriver i protokollet efter ett tekniskt avstämningsmöte den 19 augusti 2014:

”SSM anser att det finns förbättringspotential i beskrivningen av underlag för den antagna fördelningsfunktionen av bränsleupplösningshastigheten. Exempelvis är det lämpligt att använda samma fördelning i samband med ett tidigare kapselbrott (där gammastrålning kan vara relativt stark) som denna som används i samband med ett senare kapselbrott (dvs. under dominerande alfastrålning)? En mer pedagogisk beskrivning av hur fördelningsfunktionen härleddes skulle kunna underlätta myndighetens granskning.”

I SR-Site, Datarapporten (TR-10-52), s 95, beskrivs den antagna fördelningsfunktionen: *“Based on the experimental data in the review of/Werme et al. 2004/ and the review of more recent experimental data discussed here and in the Fuel and canister process report, a dissolution rate with a triangular probability density function in the log10-space is suggested. The lower limit, best estimate, and upper limit are suggested to be 10^{-8} , 10^{-7} , and 10^{-6} yr⁻¹.”*

En grundlig bedömning av den föreslagna fördelningen, vilken antogs redan i SR-Can, görs i SR-Site, och med stöd av studier publicerade mellan 2004 och 2010 bedöms fördelningen fortfarande som lämplig. Ytterligare stöd ges i den komplettering som skickades till SSM i december 2012 (SKBdoc 1372969). Nedan följer en kort beskrivning av hur fördelningsfunktionen härleddes.

Den triangulära sannolikhetsfördelningen kring centralvärdet 10^{-7} föreslogs för första gången i Werme et al. (2004), sida 30: *”The weight of the evidence from experimental studies suggests that the model for fuel dissolution in SR-Can should be a linear dissolution rate in the range of 10^{-6} to 10^{-8} per year. A triangular distribution with a peak at 10^{-7} per year would best represent the available data.”* Argumenten för valet av fördelningen beskrivs i avsnitt 3.7 i samma rapport.

Fördelningen valdes utifrån resultaten från ett antal experiment vilka utfördes under reducerande förhållanden, dvs med reduktanter vilka motverkar effekten av den radioaktiva strålningen från materialet. Ytterligare stöd för fördelningen hämtas från elektrokemisk modellering. De experimentella studierna beskrivs i avsnitt 3.3, 3.4 och 3.5 i Werme et al. (2004).

Fördelningen motsvarar en upplösningshastighet under lång tid (*"the rate of processing of U through the solution phase under static conditions"*, sida 28).

De experiment som då, 2004, låg till grund för valet av fördelningen listas i Werme et al. (2004, tabell 3-1):

- **FzK experiments:** Grambow et al. (2000) ger en "minimum lifetime" på 2.7 my. Detta motsvaras av en hastighet på $3,7 \times 10^{-7}$ per år. Dessa experiment, vilka pågick under 4,5 år, utfördes på använt bränsle.
- **VTT experiments:** Ollila och Oversby (2005) var inte ännu publicerad då Werme et al. (2004) publicerades. Rapporten publicerades 2005, både som en SKB TR-rapport (TR-05-07) och som en Posiva-rapport (Posiva Report 2005-05): den korrekta referensen är Ollila och Oversby (2005). Resultaten från Ollila och Oversby (2005), vilka utfördes på alfa-dopad UO_2 under N_2 med en järnkupong i lösningen, presenteras där i ett antal tabeller, och slutsatsen (citeras från s 21) är: *"Sample lifetimes under the conditions of these tests based on total release of U ranged from 7 to 10 my for the sum of the total release from the third and fourth cycles of testing (269 days)."* Detta motsvaras av hastigheter mellan 1×10^{-7} och $1,4 \times 10^{-7}$ per år. Värdet som anges i Table 3-1 är 13 ± 6 my ($5,3 \times 10^{-8}$ till $1,4 \times 10^{-7}$ per år): detta värde motsvarar resultaten från den andra testperioden vilken pågick i 52 dagar. Det bör noteras här att resultaten från Ollila och Oversby (2005) också presenteras i Ollila och Oversby (2006), en vetenskaplig artikel vilken hänvisas till i SR-Site Datarapport (SKB 2010).
- **Electrochemistry:** King och Shoesmith (2004) beräknar en upplösningshastighet för UO_2 i närvaro av vätgas med stöd av en tidigare publicerad elektrokemisk modell (Shoesmith och Sunder 1991, Shoesmith et al. 2003), samt ett antal elektrokemiska experimentella studier på UO_2 , SIMFUEL och alfa-dopad UO_2 . King och Shoesmith skriver: *"the electrochemical model predicts maximum fractional dissolution rates in the presence of H_2 of 10^{-7} – 10^{-8} year⁻¹."* Detta motsvaras av det intervall, 10 till 100 my, som ges i Table 3-1 i Werme et al. (2004).

Fördelningen spänner över 2 storleksordningar, vilket bedöms vara tillräckligt för att täcka osäkerheterna, även de som eventuellt varierar över tid. Angående lämpligheten att använda samma fördelning för tidiga och sena kapselbrott är SKB:s argument följande: Vid tidiga kapselbrott kommer bufferten att vara på plats och vätgashalterna vara höga. Dessa höga vätgashalter motverkar den oxiderande effekten av radiolys. Vid sena kapselbrott är strålningen från bränslet så låg att den är under det s.k. tröskelvärdet, dvs. strålningen har inte någon mätbar oxiderande effekt på bränsleupplösningen. Detta beskrivs i Datarapporten (SKB 2010: TR-10-52, s 95): *"Even though there is hardly any uncertainty that the radiolytic dissolution rate of spent fuel will decrease with time, the SR-Site model conservatively neglects this decrease and assumes a constant dissolution rate, which varies within broad ranges in order to compensate for conceptual and other uncertainties. The rationale for this is that under the first ten thousand years, the amount of hydrogen and iron will be very large and compensate for the higher radiation field of the fuel. At longer times, the α -activity of the fuel reaches such low levels that even radiolytic hydrogen would be sufficient to counteract oxidative fuel dissolution."*

Med vänlig hälsning

Svensk Kärnbränslehantering AB
Avdelning Kärnbränsle

Helene Åhsberg
Projektledare Tillståndsprövning

Bilagor

- 1 Carbol P, Cobos-Sabate J, Solatie D, Wegen D, Wiss T, van Winkel S, Nasyrow R, Birck S, 2003.** Characterisation of ^{233}U -doped UO_2 pellet. Report JRC-ITU-TPW-2003/16, European Commission, DG JRC, Institute for Transuranium Elements, Karlsruhe, Germany. (Ej för spridning.)
- 2 Carbol P, Solatie D, Betti M, 2000.** Analysis of $^{233}\text{U}_3\text{O}_8$ powder by radiometric methods. Report JRC-ITU-TN-2000/01, European Commission, DG JRC, Institute for Transuranium Elements, Karlsruhe, Germany. (Ej för spridning.)

Referenser

Dokument och referenser i ansökan

Grambow B, Loida A, Martínez-Esparza A, Díaz-Arocas P, de Pablo J, Paul J-L, Marx G, Glatz J-P, Lemmens K, Ollila K, Christensen H, 2000. Source term for performance assessment of spent fuel as a waste form. Final report. EUR 19140 EN, European Commission.

Grambow B, Bruno J, Duro L, Merino J, Tamayo A, Martin C, Pepin G, Schumacher S, Smidt O, Ferry C, Jegou C, Quiñones J, Iglesias E, Rodriguez Villagra N, Nieto J M, Martínez-Esparza A, Loida A, Metz V, Kienzler B, Bracke G, Pellegrini D, Mathieu G, Wasselin-Trupin V, Serres C, Wegen D, Jonsson M, Johnson L, Lemmens K, Liu J, Spahiu K, Ekeröth E, Casas I, de Pablo J, Watson C, Robinson P, Hodgkinson D, 2010. MICADO: Model uncertainty for the mechanism of dissolution of spent nuclear fuel in a waste repository. Final report. EUR 24597 EN, European Commission.

King F, Shoesmith D, 2004. Electrochemical studies of the effect of H_2 on UO_2 dissolution. SKB TR-04-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Muzeau B, Jégou C, Delaunay F, Broudic V, Brevet A, Catalette H, Simoni E, Corbel C, 2009. Radiolytic oxidation of UO_2 pellets doped with alpha emitters ($^{238/239}\text{Pu}$). Journal of Alloys and Compounds 467, 578–589.

Ollila K, 2006. Dissolution of unirradiated UO_2 and UO_2 doped with ^{233}U in 0.01 M NaCl under anoxic and reducing conditions. Posiva Report 2006-08, Posiva Oy, Finland.

Ollila K, Oversby V M, 2005. Dissolution of unirradiated UO_2 and UO_2 doped with ^{233}U under reducing conditions. SKB TR-05-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Ollila K, Oversby V M, 2006. Testing of uranium dioxide enriched with ^{233}U under reducing conditions. I Van Iseghem P (red). Scientific basis for nuclear waste management XXIX: symposium held in Ghent, Belgium, 12–16 September 2005. Warrendale, PA: Materials Research Society (Materials Research Society Symposium Proceedings 932), 167–173.

Rondinella V V, Cobos J, Wiss T, 2004. Leaching behaviour of low-activity alpha-doped UO_2 . I Hanchar J M, Stroes-Gascoyne S, Browning L (red). Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXVIII: symposium held in San Francisco, California, USA, 13–16 April 2004. Warrendale, PA: Materials Research Society. (Materials Research Society Symposium Proceedings 824), 167–173.

SKB, 2010. Data report for the safety assessment SR-Site. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Werme L O, Johnson L H, Oversby V M, King F, Spahiu K, Grambow B, Shoesmith D W, 2004. Spent fuel performance under repository conditions: A model for use in SR-Can. SKB TR-04-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Opublicerade dokument

SKBdoc 1372969 ver 1.0. Svar till SSM på begäran om komplettering om inverkan av vätgas på bränsleupplösning. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Övriga dokument

Nielsen F, 2007. The steady-state approach: a model describing the dynamics of spent nuclear fuel dissolution in groundwater. Doktorsavh. Kungliga Tekniska högskolan, Stockholm.

Poinssot C, Ferry C, Grambow B, Kelm M, Spahiu K, Martinez A, Johnson L, Cera E, de Pablo J, Quinones J, Wegen D, Lemmens K, McMenamin T, 2006. Mechanisms governing the release of radionuclides from spent nuclear fuel in geological repository: major outcomes of the European Project SFS. I Van Iseghem P (red). Scientific basis for nuclear waste management XXIX: proceedings of a meeting held in Ghent, Belgium, 12–16 September 2005. Warrendale, PA: Materials Research Society. (Materials Research Society Symposium Proceedings 932), 421–432.

Shoesmith D W, Sunder S, 1991. An electrochemistry-based model for the dissolution of UO_2 . Report AECL-10488, Atomic Energy of Canada Limited.

Shoesmith D W, Kolar M, King F, 2003. A mixed-potential model to predict fuel (uranium dioxide) corrosion within a failed nuclear waste container. Corrosion 59, 802–816.

Yang M, Fidalgo A B, Sundin S, Jonsson M, 2013. Inhibition of radiation induced dissolution of UO_2 by sulphide – A comparison with the hydrogen effect. *Journal of Nuclear Materials* 434, 38–42.