

Samråd med temat: Säkerhetsanalysens plats i miljökonsekvensbeskrivningen

Datum: 3 maj 2010, klockan 18.00–21.00

Plats: Biografen Storbrunn, Klockstapelsgatan 2, Östhammar

Målgrupp: Allmänheten, organisationer, statliga myndigheter och verk.

Inbjudan: Mötet annonserades i lokalt Upsala Nya Tidning (10 och 30 april), Östhammars Nyheter (10 och 30 april), Annonsbladet (14 och 28 april) och Upplands Nyheter (9 och 30 april).

Skriftlig inbjudan gick till de organisationer som erhåller medel ur Kärnavfallsfonden för att följa samråden, Östhammars kommun, Länsstyrelsen i Uppsala län samt till statliga myndigheter och verk.

Underlag: Inget nytt underlag har tagits fram inför mötet. Inkomna synpunkter och frågor från samråden i februari kunde hämtas på SKB:s webbplats.

Presentationer: Mötet inleddes med presentationer av Erik Setzman, som presenterade hur långsiktig säkerhet har tagits upp i samråden och miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, samt säkerhetsanalysens och MKB:s plats i ansökningarna enligt miljöbalken och kärntekniklagen. Allan Hedin presenterade bakgrund och syfte med analysen av säkerheten efter förslutning, SR-Site, samt några preliminära resultat.

Närvarande: Cirka 70 personer.

Allmänhet/närboende: Fem personer.

Representanter från: SSM, Östhammars kommun, Oskarshamns kommun, Kärnavfallsrådet, Forsmarks Kraftgrupp (FKA), Regionförbundet i Kalmar län, MKG, Milkas, SERO och Ålands Natur och miljö (ÅNOM).

SKB: Saida Laârouchi Engström, Mikael Gontier, Allan Hedin, Inger Nordholm, Olle Olsson, Erik Setzman, Magnus Westerlind med flera.

Moderator: Ulf Henricsson.

Justeringspersoner: Marie Berggren och Hans Jivander.

Skriftliga synpunkter och frågor i sin helhet, sammanfattning av skriftliga synpunkter och frågor med SKB:s svar, det vill säga bilaga A i protokollet, ligger separat i dokumentationen från detta tema.

I veckan

Fredag 30 april

VALBORGSMÄSSOFIRANDE Värtal, kör, kase på dammen och fyrverkeri vid herrgårdsdammen i Österbybruk.

Lördag 1 maj

FÖRSTA MAJ-FIRANDE I GIMO Samling vid brandstationen i Gimo kl. 11, avmarsch mot Gimo torg kl. 11.30. Därefter möte på Gimo torg med tal av Birgitta Dahl, Margareta Widén Berggren, Roger Lamell och Sanne Eriksson. Musik av Al Fine. Arr: Socialdemokraterna, SSU, LO och ABF.

FÖRSTA MAJ-FIRANDE I ÖSTERBYBRUK Möte i Folkets hus i Österbybruk kl. 14 med tal av Margareta Widén Berggren och Sanne Eriksson. Prisutdelning till Årets bruksare. Arr: Socialdemokraterna, SSU, LO och ABF.

VÄRMARKNAD Välkommen till Raggarö Gårds traditionella värmarknad. Kaffeservering med hembakat och smörgåsar. På terrassen och i lusthuset finns hantverk, hemslojd, lotter, lax med mera till försäljning. Tid: 11-15.

MUSIK Coverbandet Hoffman Cirkus uppträder i Östhammars bowlinghall, kl. 21.

Söndag 2 maj

KLÄD- OCH PRYLBYTARDAG Harghamns föräldraför-
ening ordnar kläd- och prylbytardag i gamla
lärarbostaden i Hargshamn, kl. 9-13.

Måndag 3 maj

KLÄD- OCH PRYLBYTARDAG Harghamns föräldraför-
ening ordnar kläd- och prylbytardag i gamla
lärarbostaden i Hargshamn, kl. 18-19.30.

Onsdag 5 maj

UNGDOMSSERIE I ORIENTERING Tävlingsplatser finns redovisade på OK Roddens hemsida. Från nybörjare till vana ungdomar. Det går bra att komma och genomföra en bana utan att anmäla sig i förväg. Man kan delta vid ett eller flera tillfällen. Tid: 18.00. Övriga tävlingsdagar är 19 maj, 26 maj och 2 juni.

Fredag 7 maj

MOTIONS Dans i Hargshamns Folkets Hus kl. 19-23. Musik: Skarvarna. Arr: Club-82.

Lördag 8 maj

TRAFIKDAG PÅ LUNDAFÄLTET Kom på din MC och åk den snitslade banan med instruktörer på de olika stationerna. Tid: 10-14. Arr: Östhoj och DMC.

VÄRMARKNAD Massor av knallar från hela landet, kom och fynda! Plats: Gimo torg. Arr: Gimo IF.

Hela veckan

KONSTUTSTÄLLNING Ingegerd Hansson ställer ut på Björkmans konditori 6/4-8/5.

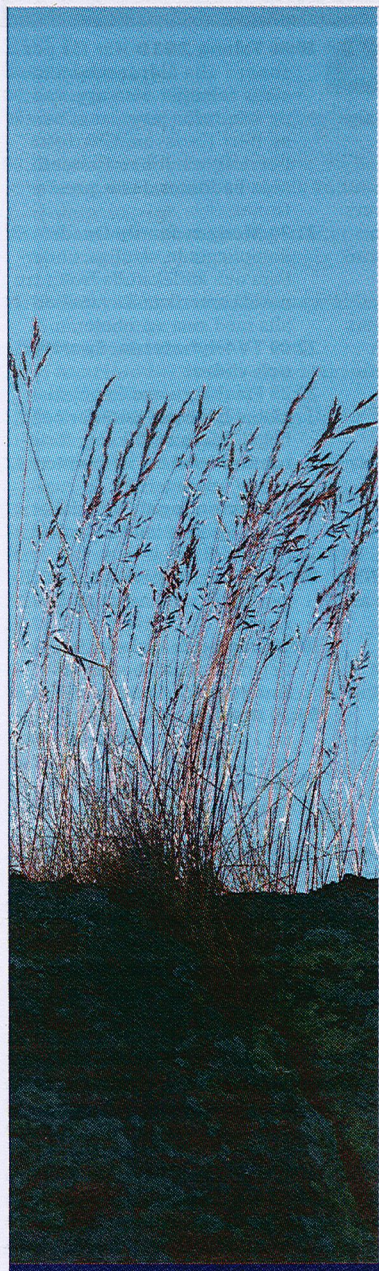
TRASMATTUTSTÄLLNING Eva Sveijer ställer ut handvävda trasmattor i dubbelbindning på Österbybruks bibliotek under april och maj.

KONSTUTSTÄLLNING Hans Gustafsson ställer ut egna verk i motorsågskulptur, olja, akvarell och blyerts, på Galleri Kvarnen i Knutmassomuseet i Gimo. Utställningen pågår 2/4-29/7 och är öppen tisdagar till söndagar, kl. 11-17.

FOTOGRAFIUTSTÄLLNING Anders Forsberg, Gimo, ställer ut fotografier på Östhammars bibliotek under maj månad.

BLYERTSTECKNINGAR Camilla Carsbo, 15 år, ställer ut blyertsteckningar på Gimo bibliotek under maj månad.

ANNONS



Slutförvaring av använt kärnbränsle

SKB inbjuder till samråd om säkerhetsanalysens roll i miljökonsekvensbeskrivningen (MKB).

Måndag den 3 maj

Klockan 18.00–21.00

**Biografen Storbrunn,
Klockstapelsgatan 2, Östhammar**

Inget nytt underlag har tagits fram inför mötet. Inkomna synpunkter och frågor från samråden i februari kan hämtas på www.skb.se.

Inbjudan till samrådsmötet görs i enlighet med kapitel 6 i miljöbalken och avser prövning enligt kapitel 9 (Miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd) och kapitel 11 (Vattenverksamhet) samt enligt kärntekniklagen.

Välkommen.



Svensk Kärnbränslehantering AB
Platsundersökning Forsmark
Stora Asphällan 8, 742 94 Östhammar
Telefon 0173-883 00 info.forsmark@skb.se

Läsarbild



Solnedgång i Öregrundsgrepen.

FOTO: BIRGIT OLSSON

Grattis



GRATTIS CASPER

som fyllde 2 år den 27 april. Grattiskramar från mamma och pappa, Emelie, Anton och Alex.



GRATTIS ALEXANDER

som fyller 8 år den 6 maj. Grattiskramar från mamma och pappa, Emelie, Anton och Casper.

Föreningsreferat

Världsbokdagen, fredag den 23 april, uppmärksammades på Östhammars bibliotek med ett besök av klass två från Kristinelundsskolan med deras lärare Lotta Grehn. Barnen hade promenerat i den första solen ner till biblioteket från skolan och sprang glada och pigga in och satte sig i vår tränga barnavdel-

ning. Där fick de höra två klassiska barnsagor och sedan fick de låna böcker och se sig omkring i biblioteket. Det är alltid roligt med skolklassbesök och extra roligt var det på Världsbokdagen!

INGEBORG SEVASTIK
Östhammars bibliotek

Den 23 april var det parasitkväll på Gimo Ridklubb och vilken kväll vi hade! Stor uppslutning av hästägare från hela Östhammars

ANNONS

BABYFOTO

Fotografering sker på Studio Håkan 11/5, 8/6 samt 3/8 med drop in kl. 14–16.

**STUDIO HÅKAN • GAMMELBYGATAN
22, ÖSTHAMMAR • 0173-123 17**

kommun och även Uppsala. Vidilab (ett ackrediterat laboratorium med lång erfarenhet) analyserade över hundra prov och cirka 40 procent var parasitfria, vilket betyder att vi är på rätt spår när det gäller att minska avmaskningen på våra hästar.

Veterinär Katarina Gustavsson hade ett mycket väl genomtänkt föredrag med helt nya informativa bilder och ord om blod- och spolmaskar, som är de viktigaste parasiterna att tänka på när det gäller avmaskning.

Det var fjärde gången vi hade information om avmaskning och analys.

Arrangörer var Frösåkers- och Olands Hus-hållningssällskap i samarbete med Gimo Ridklubb.

BERIT RUHNE



Öppen Protokoll

DokumentID 1253746	Version 1.0	Status Godkänt	Reg nr	Sida 1 (14)
Författare Sofie Tunbrant och Lars Birgersson			Datum 2010-05-31	
Granskad av Valda justeringspersoner			Granskad datum	
Godkänd av Valda justeringspersoner			Godkänd datum 2010-09-15	

Allmänt samrådsmöte i Östhammar 3 maj 2010

Samråd enligt miljöbalken kapitel 6, för prövning enligt miljöbalken och kärntekniklagen

Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle

Tema: Säkerhetsanalysens roll i MKB:n

Plats: Biografen i Östhammar

Datum: 3 maj 2010, klockan 18.00–21.00

Närvarande: Cirka 70 personer, varav fem allmänhet/närboende.
Representanter från Östhammars kommun, Oskarshamns kommun, Kärnavfallsrådet, Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), Forsmarks Kraftgrupp (FKA), Regionförbundet i Kalmar län, Miljörörelsens kärnavfallssektariat (Milkas), Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning (MKG), Sveriges Energiföreningars RiksOrganisation (SERO), Ålands Natur och miljö (ÅNOM).
SKB: Ulf Henricsson (mötesledare), Saida Laârouchi Engström, Mikael Gontier, Allan Hedin, Inger Nordholm, Olle Olsson, Erik Setzman och Magnus Westerlind.
Lars Birgersson och Sofie Tunbrant (sekreterare).

Innehåll

1	Mötets öppnande och syfte.....	2
2	Säkerhetsanalysens roll i MKB:n.....	2
3	Lägesrapport – säkerhetsanalysen SR-Site.....	3
4	Frågor och diskussion	4
5	Avslutning	14

Bilagor:

- A. Sammanställning av inkomna frågor och synpunkter samt SKB:s kommentarer.
- B. Erik Setzmans presentation
- C. Allan Hedins presentation
- D. Material överlämnat av Milkas
- E. Bilder visade av Milkas

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

1 Mötets öppnande och syfte

Erik Setzman hälsade alla välkomna och höll en kort inledning om de avslutande samråden och kvällens tema. Erik informerade om att detta är det sista samrådstillfället enligt miljöbalken och att det är möjligt att inkomma med synpunkter och frågor fram till den 17 maj 2010, se bilaga B, bild 1–5.

Ulf Henricsson introducerades som mötesledare.

Justeringspersoner: Marie Berggren och Hans Jivander, båda från Östhammars kommun, utsågs av mötet till justeringspersoner.

Kommentar: (Milkas) Jag föreslår att man hittar ett bättre sätt att dokumentera mötet. Jag överlämnar härmed en Milkasrapport från förra mötet. I den beskrivs mötet på ett annat sätt än vad som framgår i SKB:s protokoll, man kan till exempel se vem som har sagt vad. Eftersom SKB har egna kameror här ikväll föreslår jag att man spelar in mötet.

(Milkas överlämnade Kärnavfallsnytt nr 1/2010 till sekretariatet, se bilaga D.)

Svar: SKB har inte för avsikt spela in hela mötet. Inspelning kommer endast att ske av Allan Hedins framträdande, för att användas i SKB:s interna arbete. Det är alltid möjligt att lämna synpunkter på SKB:s protokoll och mötet har utsett personer som kommer att justera protokollet från kvällens möte.

2 Säkerhetsanalysens roll i MKB:n

Erik Setzman presenterade hur långsiktig säkerhet har tagits upp i samråden och miljökonsekvensbeskrivningen, MKB:n, samt säkerhetsanalysens och miljökonsekvensbeskrivningens plats i ansökningarna enligt miljöbalken och kärntekniklagen, se bilaga B, bild 6–14.

Fråga: (MKG) Ska SR-Site även lämnas till miljödomstolen?

Svar: (SKB) Ja, säkerhetsredovisningen inklusive SR-Site och dess huvuddokument kommer att lämnas till miljödomstolen, i prövningen enligt miljöbalken. Om miljödomstolen behöver ta del av ytterligare dokument kommer dessa att finnas tillgängliga och vi kommer att lämna den informationen de anser sig behöva.

Fråga: Kommer underbilagorna till säkerhetsredovisningen endast att lämnas med KTL-ansökan?

Svar: (SKB) Ja, den kompletta säkerhetsredovisningen lämnas in med KTL-ansökan, men de centrala delarna kommer även att lämnas med miljöbalksansökan till miljödomstolen.

Fråga: (Milkas) Det vore bra med en sammanfattning av vilka delar av säkerhetsredovisningen som redan är klara och vilka som återstår.

Svar: (SKB) Allan Hedin kommer att redogöra för detta i sin presentation.

3 Lägesrapport – säkerhetsanalysen SR-Site

Allan Hedin presenterade bakgrund och syfte med analysen av den långsiktiga säkerheten, SR-Site samt några preliminära resultat, se bilaga C.

Fråga: Det står BP på kartbilden (bild 6). Vad betyder detta?

Svar: (SKB) Before Present.

Fråga: (MKG) Gäller slutsatserna i SR-Can beträffande istider både för Forsmark och Laxemar (bild 14)?

Svar: (SKB) Ja.

Fråga: (MKG) Ni säger att smältvatten kan tränga ned till förvaret, men inte syre. Är det mikrober som kommer att förbruka syret?

Svar: (SKB) Syret kommer framför allt att förbrukas vid reaktioner med mineraler i berggrunden.

Fråga: (SERO) Ni säger att vattnet inte innehåller syre. Består inte vatten av syre?

Svar: (SKB) Vatten är ju H₂O (två väteatomer och en syreatom), men det som avses är syrgas (O₂) som är löst i vatten. Hur mycket syre som är löst i vatten styrs vid ytan något förenklat av luftens jämvikt med vatten.

Fråga: (SERO) Vilka nuklider handlar det om, uran, plutonium? Var härstammar de ifrån? (bild 15)

Svar: (SKB) Det handlar om väldigt många nuklider, de flesta med korta halveringstider. De nuklider som kan ge upphov till skador har halveringstider på 10 000-tals till 100 000-tals år.

Nuklider med långa halveringstider är bland annat jod-129, som uppstår vid fission av uran, och har en halveringstid på 15 miljoner år. Det finns även nuklider som vi i princip aldrig blir av med, till exempel uran-238, som har en halveringstid på 4,5 miljarder år. Uran-238 sönderfaller i 14 steg till stabilt bly-206. I den sönderfallskedjan bildas bland annat radium-226 som en mellanprodukt. Radium har sådana egenskaper att det ganska enkelt slinker igenom barriärerna.

Fråga: (SERO) I sönderfallskedjan finns polonium, som har en kort halveringstid, men även plutonium, americium och curium. Kommer de att röra sig därnere?

Svar: (SKB) Americium och curium kommer att finnas till att börja med, men försvinner relativt fort. Plutonium-239 har en halveringstid på 24 000 år och försvinner inte så fort.

Fråga: (SERO) Hur mycket plutonium innehåller avfallet? Någon procent?

Svar: (SKB) Ungefär så, det beror dock på hur reaktorn har körts.

Fråga: Vad är det för tidsplan för ansökan om drifttillstånd (bild 20)?

Svar: (SKB) Enligt nuvarande planering ska ansökan om tillstånd för provdrift lämnas in till Strålsäkerhetsmyndigheten omkring år 2023 och därefter krävs tillstånd för rutinmässig drift.

4 Frågor och diskussion

Fråga: Vad säger finländarna om SKB:s slutsatser gällande långsiktig säkerhet (bild 22–24)? Gör de andra bedömningar än SKB?

Svar: (SKB) I Finland brottas man med samma frågeställningar som vi gör på SKB. De har inte genomfört någon säkerhetsanalys motsvarande SR-Site på senare tid. De tittar på en variant av KBS-3-metoden med horisontellt deponerade kapslar, istället för vertikalt deponerade som är SKB:s huvudalternativ. Deras bedömningar, till exempel vad gäller buffererosion, baseras delvis på annat underlag. De har dock full tillgång till allt vårt underlag och jag föreställer mig att de kommer att komma till samma resultat som vi.

Fråga: Du pratar om de största jordbävningarna som bedöms kunna inträffa i Forsmark. Hur kraftiga är dessa (bild 24)?

Svar: (SKB) De har en magnitud mellan 5 och 6.

Fråga: Är riskkriteriet detsamma i Finland som i Sverige, det vill säga en på miljonen?

Svar: (SKB) I Finland har man annan lagstiftning, som innebär begränsning i utsläpp. De har således en annan typ av kriterium, men det är satt på ett sådant sätt så att det blir ungefär jämförbart med vårt. Det pågår en uppdatering av lagstiftningen gällande detta i Finland.

Fråga: (SERO) Jag har en fråga med tanke på radioaktiviteten i sedimenten i vattenområdet utanför Forsmark. I MKB:n framgår att ni kommer att ta ut cirka 50 000 kubikmeter sprängstensmassor vid piren. Schaktning och schaktmassor kommer via vattendränage/avrinning att transportera radioaktiva ämnen från land till vattenområdet utanför, som redan är radioaktivt förorenat. Cesium, kobolt, strontium med mera kommer att frigöras. Det kommer också att frigöras radioaktivitet i berget vid krossning och från bergupplaget. Hur har ni tänkt hantera detta? Har man gjort efterforskningar efter Tjernobyl?

Svar: (SKB) I MKB:n finns information och tydliga beskrivningar om hur vi kommer att hantera massorna och de eventuella problem som kan befaras. Massorna bedömer vi kunna hantera utan problem och hanteringen av radon i slutförvarsanläggningen är en arbetsmiljöfråga, men finns ändå beskriven i MKB:n.

Fråga: (Östhammars kommun) Det här samrådet är ett ytterligare tillfälle att diskutera säkerhetsanalysen, med möjligheter att lämna synpunkter fram till 17 maj. Har det tillkommit någon ny information eller nya frågeställningar utöver vad som presenterades i SR-Can?

Svar: (SKB) Säkerhetsanalysen och MKB:n kopplar till varandra, som Erik Setzman just har beskrivit. Vi har haft samrådsmöten med preliminär säkerhetsanalys (SR-Can, 2007) respektive preliminär MKB (februari 2010) som underlag. Slutsatserna från SR-Site kommer att arbetas in i det slutliga MKB-dokumentet. Det har inte tillkommit några ytterligare frågeställningar än de som hittills har hanterats och belysts.

Fråga: (MKG) SKB (Erik Setzman) framförde tidigare att frågan om långsiktig säkerhet varit en viktig del av samrådet. Miljörörelsen anser att den borde ha lyfts fram mer. Vi kan konstatera att vi har helt olika bild av hur denna fråga har hanterats i samrådet. Vi har en hel del kvarstående synpunkter och frågor gällande den långsiktiga säkerheten.

Svar: (SKB) Att vi har samrått om den långsiktiga säkerheten och haft med denna fråga på samrådsmötena framgår av tidigare samrådsprotokoll. Vi har fått många synpunkter och frågor genom åren, som vi är mycket tacksamma för, och vi anser att vi har samrått och haft en mycket givande dialog kring denna fråga. Under 2007 var säkerhet och strålskydd tema för ett samrådsmöte.

Jag uppfattar din fråga nu som: Finns det och har det funnits möjlighet att lämna synpunkter och frågor gällande analyserna av den långsiktiga säkerheten? Det har det gjort och det gör det. De preliminära resultaten finns redovisade i SR-Can, som myndigheter, berörda kommuner, miljöorganisationer och andra aktörer har haft möjlighet att lämna kommentarer på. Resultatet från myndigheternas (SKI och SSI) granskning av SR-Can har avrapporterats.

Fråga: (MKG) Det har flera gånger sagts att den långsiktiga säkerheten är den viktigaste frågeställningen för miljöprövningen. Min bild att är vi ska samråda om alla delar av den långsiktiga säkerheten. Eftersom ni inte vill ha ytterligare samråd om den långsiktiga säkerheten är det viktigt att föra den här dialogen här och nu. Är det inte viktigt för er att undvika en diskussion om SR-Site i prövningen av ansökningarna? Det är angeläget både för myndigheten och för oss. Jag har till exempel ännu inte sett hur SKB hanterar kopparkorrosionen.

Svar: (SKB) Det är SKB som ansvarar för att lägga fram teman för samråden i samarbete med berörda parter/aktörer. Vi har presenterat förslag på olika teman i god tid för att möjliggöra för alla berörda att framföra sina synpunkter. SKB har inte på något sätt försökt undvika vissa delar. Allan Hedins presentation i dag visar detta. De som har synpunkter, har möjlighet att lämna dessa. Så har det varit under alla år samrådet pågått. Samtliga synpunkter och frågor har tagits omhand och finns med i våra protokoll. Vi är mycket tacksamma för alla era synpunkter och kommentarer.

Fråga: (MKG) Vi har haft många synpunkter och SKB har bara hänvisat till SR-Can. Vi har ställt många nya frågor och lämnat många synpunkter sedan 2007, då SR-Can publicerades. Hur har dessa hanterats? Är det inte möjligt att få ta del av en preliminär version av SR-Site? Att samråda om den? Det skulle, som jag ser det, gynna processen om vi får se den innan ansökningarna lämnas in. Annars riskerar ni att prövningen av ansökningarna drar ut på tiden.

Svar: (SKB) Jag delar din åsikt om att det är bra att få synpunkter och det har vi fått. Vi har haft många möten med berörda myndigheter och kommuner inom ramen för MKB-forum i Oskarshamn och Samråds- och MKB-grupp Forsmark. Flertalet av dessa har varit öppna för allmänheten. Vi har presenterat en preliminär MKB, samrått om den och kommer att arbeta in de kommentarer och synpunkter som vi har fått och sedan lämna in den slutliga versionen med ansökningarna. Vi kommer inte att samråda om den slutliga versionen. Detsamma gäller för analysen av den långsiktiga säkerheten. Vi har presenterat en preliminär version, SR-Can, som bland annat var underlag för samråd, arbetat in de synpunkter vi fått och lämnar in den slutliga versionen med ansökningarna. Vi sätter värde på de synpunkter vi fått från olika aktörer och vill få en smidig prövning av våra ansökningar.

Fråga: (SERO) I nuläget ökar vi kapaciteten i våra kärnkraftverk, då vi genomför effekthöjningar med 20–30 procent och ingen vet hur reaktorerna kommer att reagera. Det vi vet är att vi inte kan öka trycket eller temperaturen, utan effekthöjningen måste ske genom att höja ångflödet. Då kommer bränslet att utsättas för kraftigare vibrationer, vilket ger mer skadat bränsle att ta hand om. Det innebär också att bränslet kommer att innehålla mer vatten än de 600 milliliter som nämns i MKB-rapporten.

Jag fick lära mig redan tidigt i skolan att ”slå aldrig en järnspik i koppar”. Här ska koppar hanteras tillsammans med stål och i närvaro av både radiolys och värme. Det leder till uppkomst av spaltgaser. Det finns ett tyskt patent som löser problemen med spaltgaser, som jag redovisade i de dokument som överlämnades under förra mötet (6 februari 2010).

Szakálos (KTH) har belyst frågan om den kemiska påverkan inne i kapseln. Vad blir påverkan vad gäller helium/vätgas? Är detta hanterat?

Effekthöjningen innebär att vi får ett bränsle med högre restvärme och som måste mellanlagras längre tid i Clab. Ni säger att man ska använda kompaktkassetter, vilket måste vara helt fel. Avståndet mellan bränsleelementen borde istället ökas.

Borskölden ska användas i Clab enligt SSM, stämmer det?

Svar: (SKB) Jag rekommenderar att du läser ”Bränslelinjerapporten”, när den blir tillgänglig. Där beskrivs bränslets öden och äventyr innan det placeras i kopparkapslarna. Där framgår vilka bränsletyper vi ansöker om. Vi har även tagit med och redogjort för konsekvenserna av effekthöjningarna. Även den ökade heliumproduktionen ingår i förutsättningarna. Jag vill förtydliga att vi inte tillgodoräknar oss bränslets kapslingsrör som barriär.

Det är riktigt att ett bränsle som körts på högre effekt utvecklar mer värme, men vi ställer krav på vilken värmeeffekt som får finnas i kapseln. Bränslet ska torkas och vattenmängden som följer med bränslet kontrolleras. De 600 milliliter, som du nämnde, är den övre gränsen.

Förtydligande från FKA: En effekthöjning innebär inte att man höjer effekten i enskilda bränsleelement, utan man höjer effekten över härden. Det blir alltså ingen förändring av den kravbild som finns för använt kärnbränsle i dag. Ändringar av utbränningen av bränslet sker i samförstånd med SKB. Det finns inget som säger att effekthöjningen kommer att öka antalet bränsleskador. Vi har redan nu få bränsleskador och arbetar ständigt för att minska dessa.

Fråga: (ÅNOM) Jag har många frågor, men min huvudpunkt är att jag håller med MKG om att det skulle vara bättre för oss alla om vi hade möjlighet att få lämna synpunkter på SR-Site. Det vore bra om mer information kunde göras tillgänglig snabbt, till exempel genom att lägga ut presentationerna som visats och videon på SKB:s hemsida.

Svar: (SKB) Presentationen är en del av protokollet från samrådet och kommer att läggas ut på webbplatsen. Du kan också lämna dina synpunkter och frågor skriftligen fram till den 17 maj, så kommer dessa med i protokollet från samrådsmötet.

Kommentarer: (ÅNOM) Det är svårt att lämna synpunkter på något som jag inte har läst.

Fråga: (ÅNOM) Om ni stöter på problem i Forsmark, måste ni i så fall göra om säkerhetsanalysen SR-Site för Laxemar?

Svar: (SKB) Underlaget räcker inte, eftersom SR-Site endast omfattar Forsmark måste nya analyser göras för Laxemar.

Fråga: Jag har fått uppfattningen, av det som står i MKB:n, att Laxemar är ett alternativ.

Svar: (SKB) Vi har valt Forsmark och kommer i ansökningarna att argumentera för Forsmark. Miljödomstolen kan säga nej till Forsmark, men kan inte kräva att vi ska förlägga förvaret i Laxemar.

Fråga: (ÅNOM) SSM:s riskkriterium på 10^{-6} räknas om till dos. Forskning om konsekvenser av lågdosstrålning pågår. Hur hanteras kunskapsutvecklingen under driftskedet? Hur gör ni om kriteriet ändras till följd av nya forskningsresultat?

Svar: (SKB) Omräkningen från dos till risk är reglerad i SSM:s föreskrift. ICRP lägger fast hur detta ska göras.

Fråga: (ÅNOM) SKB har inte gjort någon egen analys?

Svar: (SKB) Nej, SSM:s föreskriver hur omräkningen från dos till risk ska göras. För att ge perspektiv på detta kan man påminna om att vi alla ständigt utsätts för en naturlig bakgrundsstrålning och att man sätter dos- och riskgränser i relation till denna. Alla dosgränser sätts långt under dosen från den naturliga bakgrundsstrålningen.

Fråga: (MKG) Jag återkommer till samma fråga: Har ni någon plan för hur ni ska göra om ICRP skärper dosgränsen eller om SSM ändrar föreskriften? Skulle detta innebära att nytt tillstånd krävs?

Svar: (SKB) Om myndigheter ändrar föreskrifterna måste vi naturligtvis anpassa oss till detta. Om vi redan har ett tillstånd behöver lagstiftaren ange hur man ska förfara med en eventuell ny gräns. Det är en juridisk fråga.

Fråga: (MKG) Vad är tidsplanen för bränslelinjerapporten och referenserna till SR-Site? Finns det några planer för att presentera några av de pågående arbetena innan ansökningarna lämnas in?

Svar: (SKB) Bränslelinjerapporten är under produktion. Några av referenserna är publicerade, exempelvis den platsbeskrivande modellen för Forsmark som publicerades i samband med platsvalet. Huvuddelen av referenserna kommer att publiceras i samband med att ansökningarna lämnas in.

Fråga: (MKG) Allan Hedin hänvisar till att vi ska läsa rapporterna i ansökansdokumentationen. Det är det som är problemet för oss som arbetar med detta. Rapporterna finns inte tillgängliga. Är detta rimligt? Den långsiktiga säkerheten är den viktigaste frågan, ändå är den dåligt behandlad i MKB:n. Som aktör känns det inte som man deltar i ett samråd när dialogen sker på detta sätt.

Svar: (SKB) Vi anser att vi har fått många bra synpunkter, kommentarer och granskningsfrågor beträffande analysen av den långsiktiga säkerheten, under lång tid, från myndigheterna, miljöorganisationerna, kommunerna och andra. Det är flera års inkomna synpunkter som vi har arbetat med. Alla granskningsfrågor från SR-Can kommer att besvaras. De som är kvar har vi tagit hänsyn till i vårt arbete. Vi ska inte samråda om en slutlig produkt. Vi samråder om pågående arbete. Samråd ska leda fram till en slutlig produkt, som ska granskas.

Fråga: (ÅNOM) Det känns inte som att vi har haft möjlighet att lämna alla synpunkter som vi vill, eftersom vi inte har kunnat ta del av alla dokument. Det kommer därför att komma många synpunkter under prövningstiden. Vi vill inte samråda om den slutliga ansökan, vi vill samråda om en preliminär SR-Site. Om ni hade ett samråd, ett sista om den preliminära versionen av handlingarna som kommer att gå med ansökningarna, skulle vi slippa detta. Hur kan Esbo-samrådet ha slutliga produkter – MKB och SR-Site – som underlag?

Kommentar: (MKG) Jag instämmer.

Svar: (SKB) Omfattningen av Esbo-samrådet är inte i närheten av den granskning som kommer att ske i Sverige.

Vi vill ha synpunkter och vi är tacksamma för de vi får. Vi vill lägga fram en ansökan som vi känner kan få samhällets acceptans. Din synpunkt, att vi inte har haft något fullständigt samråd, delar vi inte.

Fråga: (SERO) Jag har pratat med Oddbjörn Sandervåg på SSM som säger att om man tar fram nya bränsleelement och ökar utbränningen så ökar risken för haveri.

Jag vill återkomma till att vi ökar riskerna med lagringen i Clab i och med effekthöjningen. Hur lång tid tar det att ordna reservpumpar? Hur kommer ni att klara ett haveri vid kärnkraftverket med tanke på att Clab ligger endast cirka 700 meter från reaktorerna? Facket kommer inte att tillåta att ni skickar in folk i kontaminerade områden.

Svar: (SKB) Clabs driftchef berättade vid senaste samrådsmötet i Oskarshamn (9 februari 2010), att man klarar elbortfall i Clab i cirka åtta veckor. Detta framgår även i driftsäkerhetsrapporten för Clab.

Bränsle som placeras i en kapsel måste ha en begränsad resteffekt. De planerade effekthöjningarna ingår i våra beräkningar.

Fråga: (Milkas) Finns olika sorts samråd? Dels som detta möte, dels i form av en annan dialog?

Svar: (SKB) Det finns samråd enligt 6:e kapitlet i miljöbalken, som dagens möte. Vi bjuder in till dessa möten bland annat via annonser i tidningar i berörda kommuner. Sedan bedriver SKB och SSM samråd enligt ett regeringsbeslut och slutligen har vi – genom Naturvårdsverket – samråd med länderna runt Östersjön enligt Esbo-konventionen.

Fråga: (Milkas) Vi önskar att samrådet ska vara en dialog om det underlag som ska ingå i ansökningarna. Vi ser detta möte som ett informationsmöte. Om vi ska kunna ha en diskussion måste vi få tillgång till underlagen.

Det är svårt att förstå vad som redan har gjorts och vad som ska göras. Ni har sagt att ett förvar vid Forsmark uppfyller riskkriteriet. Betyder det att analyserna är klara?

Svar: (SKB) Analyserna är inte klara, de pågår fortfarande. Jag har gett en lägesrapport och presenterat preliminära slutsatser.

Fråga: (Milkas) När får vi ta del av hur ni kommit fram till dessa slutsatser?

Svar: (SKB) Det kommer att framgå i ansökan.

Fråga: Den är alltså något som ni inte kommer att samråda om?

Svar: (SKB) Nej. Det är samma svar som tidigare: Vi samråder inte om en slutlig produkt. Samråd ska leda fram till en slutlig produkt, som sedan ska granskas.

Jag uppmanar er alla att ställa frågor till vår expert på säkerhetsanalys som är med i dag. Ni har bett om detta extra samråd, ta nu chansen och ställ alla era frågor.

Milkas överlämnade dokument, se bilaga D och visade bilder, se bilaga E.

- Bild: *The size relationship between a sweat pore (the large circle) and an alpha emitting particle (the small dot in the middle of the circle).*

Fråga: (Milkas) Tar ni hänsyn till att alfapartiklar kan komma in i kroppen? Kroppen är full av svettporer, där det är väldigt lätt för dessa partiklar att komma in kroppen och orsaka hudcancer.

Svar: (SKB) Vi beräknar konsekvens av stråldoser utifrån ICRP:s regler och SSM:s föreskrifter.

- Bild: *Lüning, Maria. 2005-11. Utsläpps- och omgivningskontroll vid de kärntekniska anläggningarna 2002-2004. Bild 1–2.*

Fråga: (Milkas) Hur räknar ni ut bakgrundsstrålningen?

Svar: (SKB) Vi räknar inte ut den utan använder oss av ett ungefärligt värde av en millisievert per år, vilket är ett genomsnitt i Sverige.

Fråga: (Milkas) Under normal drift av kärnkraftverken släpper man ut radioaktiva ämnen. Tar ni hänsyn till detta när ni beräknar bakgrundstrålningen? En millisievert per år är väl ett genomsnitt? Är det verklighetsförankrat?

Svar: (SKB) Bakgrundsstrålning som vi utgår från är verklighetsförankrad. Det finns ingen mätbar förhöjd bakgrundsstrålning runt kärnkraftverken.

Förtydligande: (FKA) Verksamheten vid kärnkraftverken lyder under den lagstiftning som finns och de regler som SSM fastställer. Utsläppen ligger långt under fastställda gränsvärden för dos till kritisk grupp. Det finns ingen möjlighet att det skulle kunna ge någon mätbar påverkan på bakgrundstrålningen.

Kommentar: (Milkas) Jag tror inte på detta!

Svar: (SKB) Vi lever i en rättsstat. Lägg fram din sak för myndigheten.

- Bild: *Lüning, Maria. 2005-11. Utsläpps- och omgivningskontroll vid de kärntekniska anläggningarna 2002-2004. Bild 3.*

Fråga: (Milkas) ICRP tar inte hänsyn till vilken isotop som kommer till vilken del av kroppen.

Svar: (SKB) Jo, det är just vad vi gör i våra analyser. Vi tar hänsyn till var isotoperna ansamlas i kroppen. När vi till exempel analyserar kapselskador, räknar vi på specifika isotoper som uppkommer just vid kapselskador, hur de kan transporteras upp till ytan, in i kroppen och till vilka kroppsdelar.

Fråga: (Milkas) Kan jag få tillgång till denna information? Finns den på hemsidan?

Svar: (SKB) Samma information finns i SR-Can. Vi har forskat, utvecklat och analyserat kring KBS-3-metoden i ett par decennier. Det finns ingen möjlighet att vi skulle kunna hänvisa till allt underlag som finns, men vi har informationen.

Kommentar: (Milkas) SKB skulle kunna hänvisa till vilken information man hittar var på hemsidan.

Det är viktigt att man tar sig tid att se vad oberoende forskare kommit fram till. Jag har en bok – *A primer in the art of Deception*, som jag tycker ni ska läsa. (Information om boken överlämnades, se bilaga D.)

- Bild: *Kommunenenes Internasjonale Miljøorganisasjon – KIMO*
www.kimointernational.org

Fråga: (Milkas) Har ni haft kontakt med Local Authorities International Environmental Organisation – KIMO ("kommunernas internationella miljöorganisation")? Har ni inhämtat deras synpunkter på transporter av använt kärnbränsle på Östersjön?

Svar: (SKB) Nej, men SKB transporterar redan i dag använt kärnbränsle med m/s Sigyn. Transporterna följer myndigheternas krav och föreskrifter.

Fråga: (ÅNOM) Som jag förstår kommer det flera säkerhetsanalyser efter SR-Site. Till exempel inför ansökan om drifttillstånd, då man vet mer om berget. Detta kan jämföras med processen i Finland där man först tar sig ned i berget och sedan får tillstånd. Hur ser ni på hur man gör i Finland? Har det diskuterats?

Svar: (SKB) Historiskt var tanken att göra på samma sätt i Sverige och börja med ett berglaboratorium för att därefter ansöka om att få deponera kapslar med använt kärnbränsle. Men den svenska lagstiftningen ändrades, så nu är man tvungen att ha tillstånd innan man tar sig ned i berget. När man väl börjar ta sig ned i berggrunden binder man upp mycket pengar. Det vore alltså kostsamt att ta sig ned i berggrunden, genomföra undersökningar och därefter riskera att inte få tillstånd att förlägga slutförvaret dit. Svensk och finsk lagstiftning skiljer sig åt.

Fråga: (MKG) Jag vill återkomma till den långsiktiga säkerheten. De första 1 000 åren är speciellt viktiga. Då är kapslarna varma och aktiviteten är hög, vilket kan ge allvarliga konsekvenser om något skulle hända. Har ni något "worst case"-scenario för de första 1 000 åren, om något skulle gå fel?

Det vore värdefullt att få ta del av ert tänkande i förväg, till exempel om vad som kan hända under de första 1 000 åren, och kunna återkoppla innan prövningsprocessen startar. Ett exempel är det som KTH-forskarna framfört om kopparkorrosion. De menar att kapslarna skulle kunna korrodera sönder inom 1 000 år i vatten som saknar löst syre. Hur kan ni, med den kunskap ni fått bland annat från LOT-försöken, påstå att inga kapslar kan gå sönder under de 1 000 första åren? Hur förmedlar ni resultaten från LOT-försöken så att alla kan lära sig utifrån dessa? Hur tänker ni gällande KTH-forskarnas resultat? Jag vill kunna återkoppla till KTH-forskarna.

Svar: (SKB) Det finns "what-if"-analyser för de 1 000 första åren. Redan i SR-Can analyserades ett tänkt scenario: Vad händer om en kapsel är otät redan vid deponering? Vi kommer dock att argumentera för att det inte kommer att finnas några sådana kapslar.

Hur gör vi med påståendena om kopparkorrosion? Vi har gjort en "what if"-analys utgående från det som KTH-forskarna framför. Det finns dock en gräns för korrosionsprocessen, om den förekommer, som bestäms av hur snabbt den vätgas som bildas kan transporteras bort. Under de första 1 000 åren är volymen där vätgas kan ansamlas begränsad och kan uppskattas. Därmed kan mängden koppar som kan korrodera beräknas. Resultaten visar att endast en bråkdel av kapseln kan korrodera bort. Det är det huvudsakliga angreppssättet.

KTH-forskarna baserar sina påståenden på laboratorieförsök, där korrosionsprocessen inte begränsas av hur snabbt bildad vätgas transporteras bort. Man har alltså inte tagit hänsyn till förhållandena på förvarsnivå. Vi har tagit hänsyn till att bergets kapacitet att transportera bort vätgas är begränsad under verkliga förhållanden i ett förvar.

Fråga: (MKG) Vad är det som begränsar volymen där vätgas kan ansamlas?

Svar: (SKB) En bit ut i bergen råder vattenmättade förhållanden, där går gränsen.

Fråga: (MKG) Är inte vätgas lösligt i vatten?

Svar: (SKB) Jo, men transportegenskaperna är begränsade.

Kommentarer: (MKG) Det här resonemanget kommer alltså att redovisas i SR-Site. Jag ska försöka beskriva detta för KTH-forskarna.

(SKB) Även SKB har haft möten med KTH-forskarna för att diskutera detta.

Fråga: (Östhammars kommun) Kan förvaret innebära en risk för närboende? Hur definieras närboende? Det vill säga, var går gränsen för att få räknas som närboende? I en av bilderna (bild 15) framgick att metoden för beräkning av spridning av radionuklider i biosfären inte var färdigutvecklad i SR-Can. Är den det nu?

Svar: (SKB) Begreppet närboende bestäms av hur radionuklider sprids i biosfären. Det är ingen fysisk gräns, utan man tittar på spridningen för att hitta de områden där koncentrationen kan bli som störst.

Den andra frågan gällande biosfärmodellen. Har vi nu tillräcklig kunskap? Ja, det anser vi. Sammanställning av material pågår. Vi ser fram emot att presentera resultaten och få dessa prövade.

Fråga: (Östhammars kommun) Är det möjligt att få ta del av själva modellen?

Svar: (SKB) Dokumentation av den utveckling av modellen som skett sedan SR-Can blir inte klar förrän ansökningarna lämnas in. Det blir alltså möjligt att ta del av den inom prövningen.

Fråga: (MKG) Jag funderar över beskrivningen av hur vätgas transporteras. Ni har pågående experiment i Äspö, LOT-projektet. Ni tog upp ett paket i början av år 2006. När ska ni ta upp det andra paketet – LOT-S2? Det kan ge kunskap om kopparkorrosion och hur vätgas transporteras.

Svar: (SKB) LOT-försöket är inte utformat för att man ska kunna mäta kopparkorrosion eller vätgasutveckling. Från laborieförsök, till exempel de som utförts på KTH, vet vi att det är väldigt små mängder vätgas som bildas, så små mängder att de inte skulle kunna gå att spåra i LOT-försöken.

Fråga: (MKG) SKB säger att den korrosion som sker huvudsakligen beror på sulfider. Har ni visat detta i laborieförsök eller i Äspö? Vad säger att detta stämmer?

Svar: (SKB) Det går inte att studera med LOT-försöken. Vi har däremot gjort det i "trådförsöken", försök med tunn koppartråd i syresatt vatten. Efter att syret förbrukats avstannade korrosionen.

Fråga: (MKG) Finns detta avrapporterat? Då vill jag gärna ha rapporterna.

Svar: (SKB) Jag tror du redan har dem eftersom de ingick i underlaget till det seminarium om kopparkorrosion som Kärnavfallsrådet ordnade i november 2009. Jag skickar ändå rapporterna till dig. (Förtydligande tillagt efter mötet. Allan Hedin skickade två artiklar till Johan Swahn, MKG:

- Betova et al. **Application of an One-line Probe and a Reference Electrode for Copper Corrosion Studies in Repository Conditions.** Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 807 © 2004 Materials Research Society
- Bojinov et al. **Corrosion of Copper in 1 M NaCl under Strictly Anoxic Conditions.** Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 807 © 2004 Materials Research Society)

Kommentar: (SKB) I försöket minskar korrosionshastigheten varefter syret förbrukas. Resultaten från försöket kan dock inte användas för att otvetydigt argumentera mot KTH-forskarna, vilket inte heller var syftet med försöket. Vi försätter dock våra studier, vilket även andra experter gör. Baserat på det underlag vi sett hittills, tycker vi dock inte att det finns skäl att anta att processen förekommer.

Kommentar: (MKG) Det måste vara ett slutet system.

Fråga: (SERO) Karsten Pedersen forskar om cyanobakterier, det finns mer än 200 arter. Cyanobakterier, som även finns på stora djup i berggrunden, bildar vätgas.

Svar: (SKB) Det är jättebra om bakterierna bildar vätgas, eftersom det innebär att korrosionsprocessen avstannar. I vår analys utgår vi från att det inte finns vätgas i berget. Om det finns är alltså gynnsamt.

Fråga: (ÅNOM) I beräkningarna av kopparkorrosion förutsätter ni att det bara finns ett visst utrymme för vätgas, vilket innebär att bara en viss mängd koppar kan korrodera. Har ni utgått från ett medeltal för alla kopparkapslar? Eller att endast vissa kapslar producerar vätgas?

Svar: (SKB) Vi har varit väldigt försiktiga i vår analys. Vi har inte spritt ut utrymmet på alla kapslarna, men inte heller antagit att en kapsel får allt utrymme.

Fråga: (ÅNOM) Det finns en risk för att framtida generationer tar sig ned i förvaret, vilket kan leda till att barriärerna förstörs.

Svar: (SKB) I SR-Can finns ett scenario som behandlar oavsiktliga intrång. Vi har tittat på vad det skulle ge för konsekvenser för barriärerna och för de som gör själva intrånget. Det ingår som en del av säkerhetsanalysen, enligt krav i SSM:s föreskrift.

Fråga: (MKG) När ska LOT-S2 tas upp? Innan eller efter ansökan?

Svar: (SKB) Det finns inga omedelbara tankar på att ta upp det, så det blir efter ansökan. Därefter kommer det att ta flera år att göra analyser och avrapportera försöket.

5 Avslutning

Erik Setzman tackade för framförda synpunkter och påminde om att mötet håller öppet till den 17 maj. De synpunkter och frågor som framförs fram tills dess kommer med i protokollet från detta möte.

Vid protokollet



Sofie Tunbrant
Svensk Kärnbränslehantering AB



Lars Birgersson
Svensk Kärnbränslehantering AB

Justeras



Marie Berggren



Hans Jivander

Justerarens uppgift har varit att justera anteckningarna från samrådsmötet om säkerhetsanalysens roll i MKB:n den 3 maj, det vill säga kapitel 1–5 i detta dokument inklusive bilagorna B, C och E.

Slutförvaring av använt kärnbränsle

Säkerhetsanalysens roll i miljökonsekvensbeskrivningen

Presentationer och samrådsmöte
3 maj 2010

Erik Setzman



1

Säkerhetsanalysens roll i MKB:n
3 maj 2010

Avslutande samråd

Samråden påbörjades år 2002 och avslutas år 2010

- **Preliminär MKB och vattenverksamhet**

- 6 februari – Östhammar
- 9 februari – Oskarshamn

Många synpunkter tog upp analysen av slutförvarets
långsiktiga säkerhet och dess roll i miljökonsekvensbeskrivningen

- **Detta möte – 3 maj – Säkerhetsanalysens roll i MKB:n**

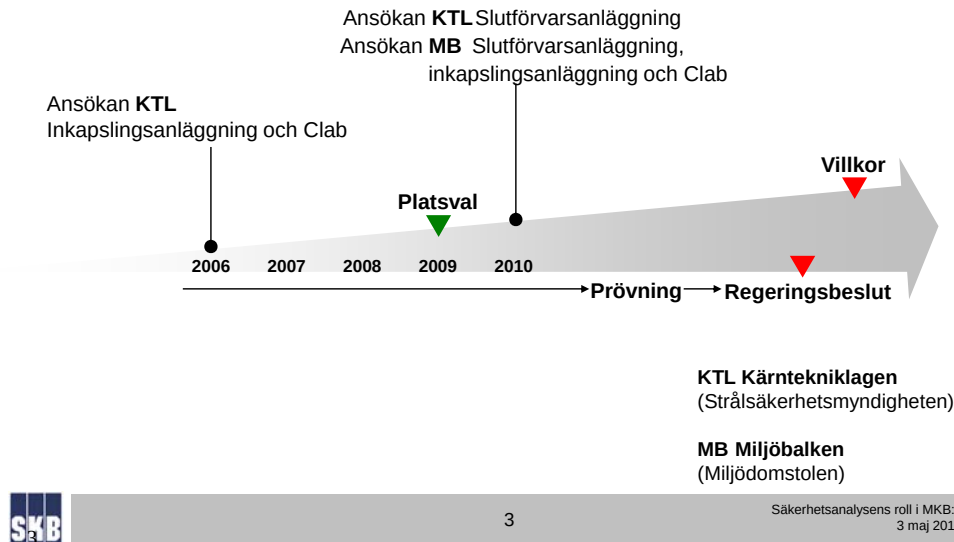
- Fördjupad diskussion
- Möjligt att lämna synpunkter till 17 maj



2

Säkerhetsanalysens roll i MKB:n
3 maj 2010

Ansökningar – prövning – beslut



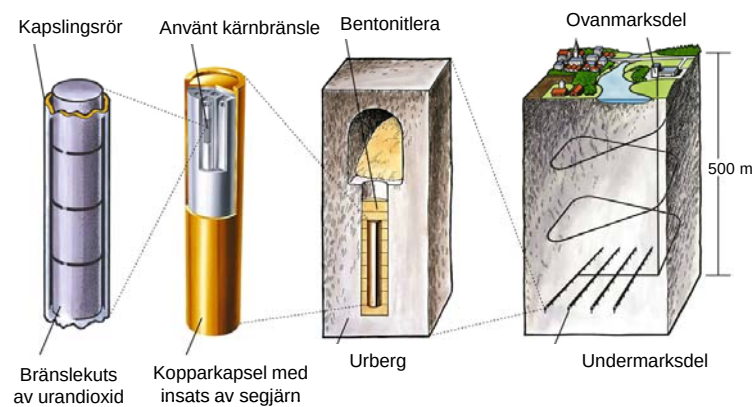
Presentationer

- **Säkerhetsanalysen i MKB:n** – Erik Setzman
- **Lägesrapport säkerhetsanalys** – Allan Hedin

Mötesledare

Ulf Henricsson, tidigare länsråd och ordförande
i Samråds- och MKB-grupp Forsmark

KBS-3-metoden



- Primär säkerhetsfunktion: Fullständig inneslutning
- Sekundär säkerhetsfunktion: Fördröjning

Samråd 2003–2010

Teman – tid – antal möten

Tema	Tidsperiod	Antal möten
Avgränsning, innehåll och utformning av MKB	Nov 2003 – maj 2004	6
Lokalisering och utformning av slutförvar och inkapslingsanläggning	Nov 2004 – juli 2005	4
Preliminär MKB för inkapslingsanläggningen	Nov 2005 – jan 2006	2
Metod, lokalisering, framtid	Maj – aug 2006	4
Säkerhet och strålskydd	Maj – juni 2007	2
Lokalisering, gestaltning och transporter	Okt 2008 – feb 2009	2
Preliminär MKB för slutförvarssystemet	Dec 2009 – mars 2010	4
Vattenverksamhet	Dec 2009 – april 2010	2
<i>Säkerhetsanalysens roll i MKB:n</i>	<i>Maj 2010</i>	<i>1</i>

30 möten med MKB-forum och Samråd- och MKB-grupp Forsmark varav 18 öppna för allmänheten

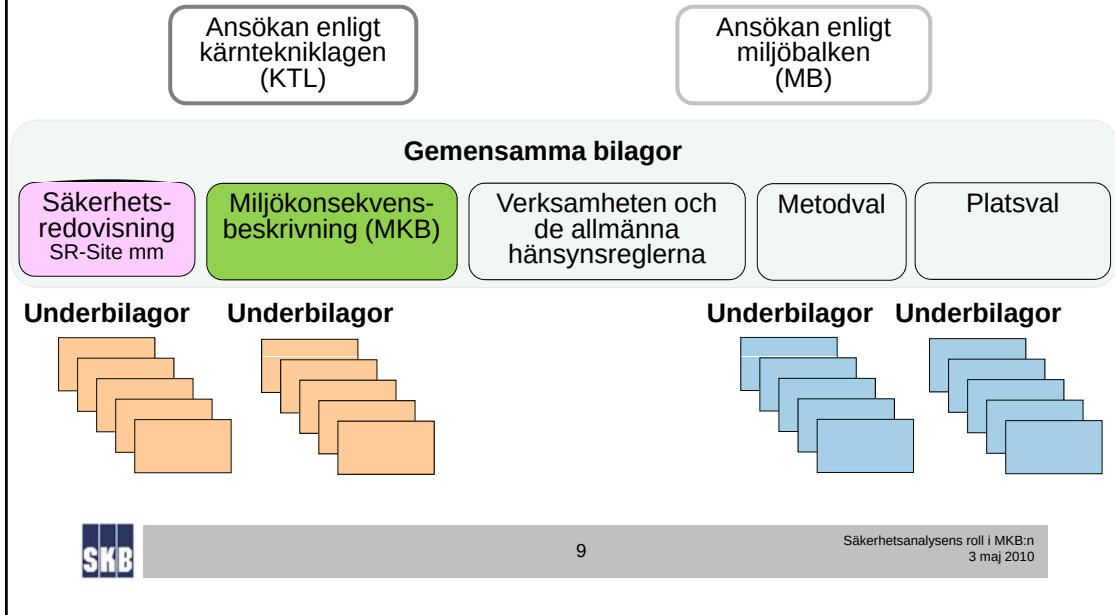


Långsiktig säkerhet i samråden

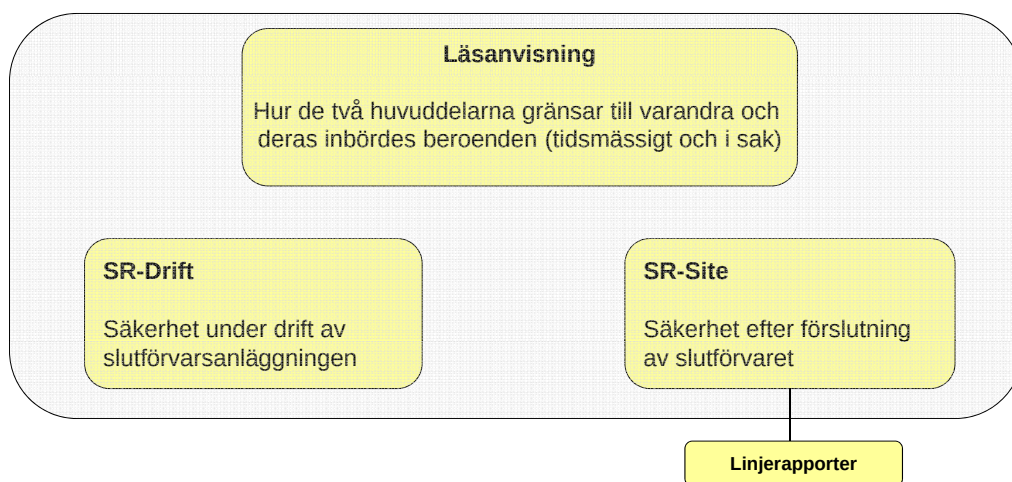
- 2003 – Avgränsningsrapporterna, förslag på innehåll i MKB:n
 - tänkbara scenarier
 - slutsatser beträffande långsiktig säkerhet
- 2007 – Samråd med underlag: Säkerhet och strålskydd
 - översiktlig beskrivning av SKB:s arbete med säkerhet och strålskydd, under driftskede och efter förslutning
 - sammanfattning av SR-Can som bilaga
- 2010 – Samråd med underlag: Preliminär MKB
 - beskrivs översiktligt med utgångspunkt från preliminära resultat
- Återkommande fråga vid alla samrådstillfällen
- 2008 – 2011 Esbo-samråd, med säkerhetsanalyser som underlag



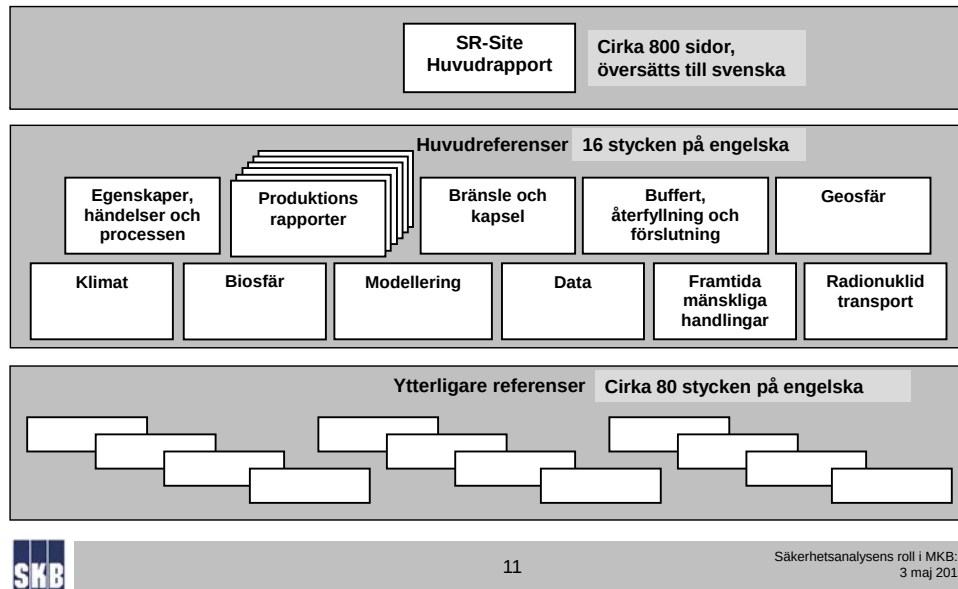
Säkerhetsanalysens och MKB:ns plats i ansökningarna



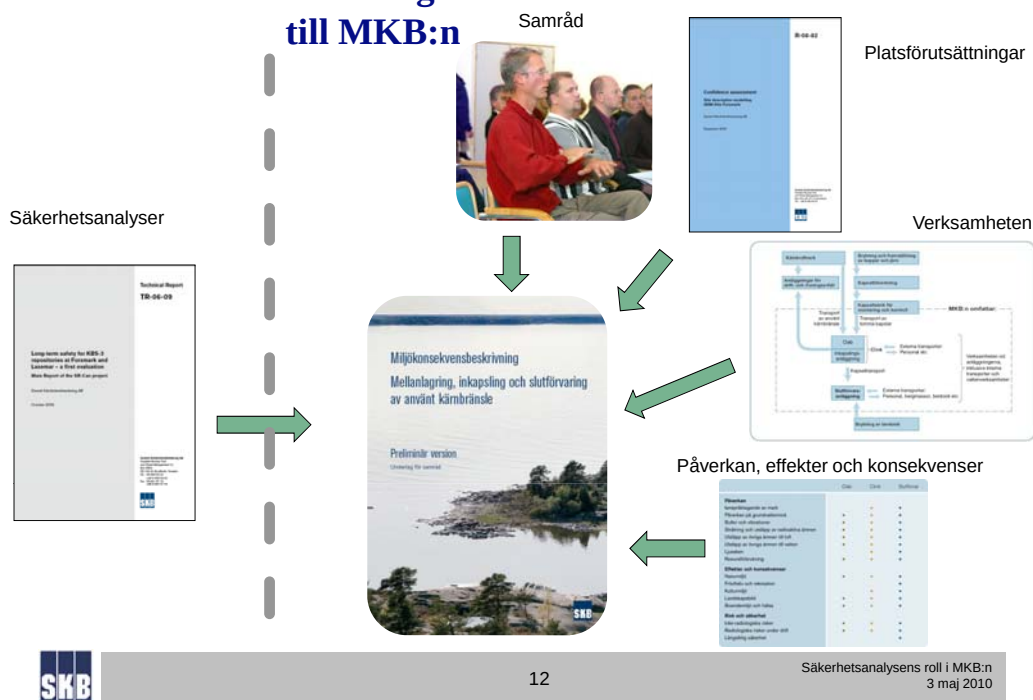
Säkerhetsredovisning för slutförvaring av använt kärnbränsle



Underlag till SR-Site



Underlag till MKB:n



Samråd → Granskning



- **Samråd 2002 – 2010**



MB 6 kap 4 § "Samrådet ska avse verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan samt miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning"



- **Prövning 2011 – 201X**

Alla underlag som ingår i ansökningarna blir föremål för granskning under prövningsprocessen



13

Säkerhetsanalysens roll i MKB:n
3 maj 2010

Långsiktig säkerhet, SR-Site i miljökonsekvensbeskrivningen

Sammanfattning av viktiga utgångspunkter och resultat från SR-site, omfattar:

- Referensutveckling
- Scenarier
- SSM:s riskkriterium
- Slutsatser



14

Säkerhetsanalysens roll i MKB:n
3 maj 2010

Lägesrapport säkerhetsanalysen SR-Site

Samrådsmöte 3 maj 2010

Allan Hedin



1

Lägesrapport SR-Site, 3 maj 2010

Disposition

- Vad är en säkerhetsanalys?
- Säkerhetsanalysen SR-Can – bakgrund, syften och resultat
- Den pågående säkerhetsanalysen SR-Site



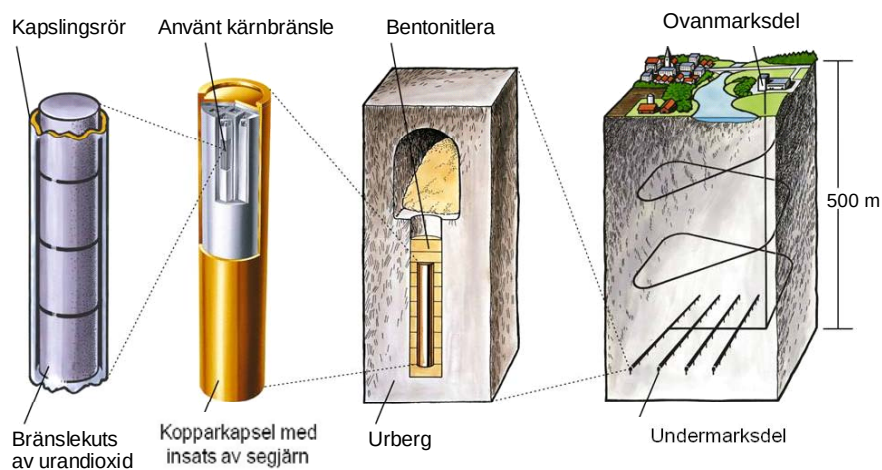
2

Lägesrapport SR-Site, 3 maj 2010

Vad är en säkerhetsanalys?

- Ska svara på frågan "Är förvaret långsiktigt säkert?"
 - Kan förvaret i framtiden innebära en risk för närboende?
 - Metoder för analys etablerade genom internationellt samarbete
- SSM:s föreskrifter
 - Risken att drabbas av cancer eller ärftliga skador får inte överskrida en på miljonen per år. Omräknat till dos svarar det mot ungefär en procent av bakgrundsstrålningen som är 1 mSv/år
 - Säkerhetsanalysen ska omfatta en miljon år efter förslutning
 - Riskkriteriet mest användbart 100 000 år efter förslutning

KBS-3-förvaret



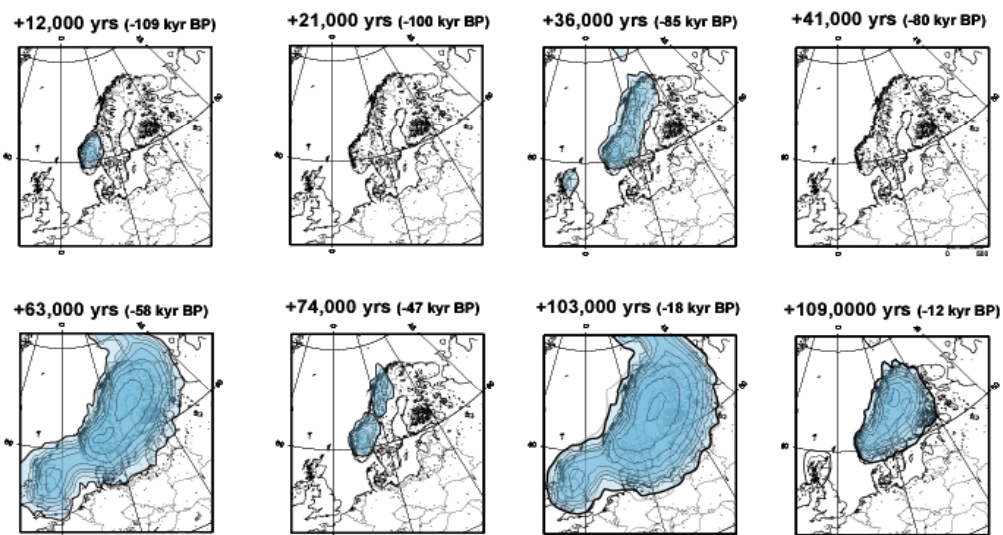
- Primär säkerhetsfunktion: Fullständig inneslutning
- Sekundär säkerhetsfunktion: Fördröjning

Förvarets utveckling – huvudscenariot

- Hur ser förvaret ut från början?
 - Platsundersökningar
 - Specifikationer av kapsel, buffert, återfyllning, etc.
- Vad händer på sikt?
 - Vilka processer styr den långsiktiga utvecklingen?
 - Jobbar med olika scenarier, dvs olika alternativ för den framtida utvecklingen
 - Viktig faktor: Klimatförändringar – både istider och varmare klimat
- Huvudscenariot = "rimlig" utveckling
 - Upprepning av senaste 120 000-åriga istidscykeln
 - Vad händer då med förvaret?
 - Studerar värmeutveckling i berget, grundvattenrörelser, jordskalv, buffertens stabilitet, korrosion av kopparkapslarna etc.
 - Viktiga frågor:
 - Kan kapslar gå sönder?
 - Vilka blir i så fall konsekvenserna?



Inlandsisen i huvudscenariot



Ytterligare scenarier (1/2)

- Huvudscenariot "lär oss" vilka typer av påfrestningar förvaret utsätts för
- Kan påfrestningarna bli värre än i huvudscenariot?
- Ytterligare scenarier för att studera detta
- Exempel: En is ovan förvaret gör att kapslarna kan utsättas för höga tryck och eventuellt skadas. Inga sådana skador i huvudscenariot SR-Can – men:
 - Kan isen bli tjockare och därmed trycket högre än i huvudscenariot?
 - Kan bufferten ge högre tryck på kapseln än i huvudscenariot?
 - Missade konstruktionsfel i kapselns insats?
- I ett "tryckscenario" analyserar vi sådana frågor
 - Utvärderar på så sätt osäkerheter som inte togs hänsyn till i huvudscenariot
 - Målet: Att utröna om kapslar på *något* sätt kan skadas av höga tryck



Ytterligare scenarier (2/2)

- Motsvarande för kapselskador orsakade av
 - korrosion av kopparhöljet – **Korrosionsscenario**
 - jordskalv – **Jordskalvsscenario**
- Om kapslar går sönder i ett scenario
 - Vi beräknar vilka konsekvenserna blir för omgivningen
 - Scenariot bidrar till den totala riskbilden för förvaret



Hantering av information och data i säkerhetsanalysen

- Arbetar systematiskt med att hitta alla processer av betydelse för den långsiktiga säkerheten
- Kunskapen om varje process dokumenteras
- Detta ligger till grund för vår hantering av processerna i säkerhetsanalysen
 - Vissa processer försummas
 - Andra hanteras genom enkla beräkningar
 - Många studeras i egna datorsimuleringar
 - Vattenmättnad av buffert och tunnelåterfyllning
 - Uppvärmning av kapsel/buffert/berg
 - Grundvattenflöde i berget
 - Transport av radionuklider om en kapsel skulle skadas
- Kräver expertkunskaper och gedigen erfarenhet

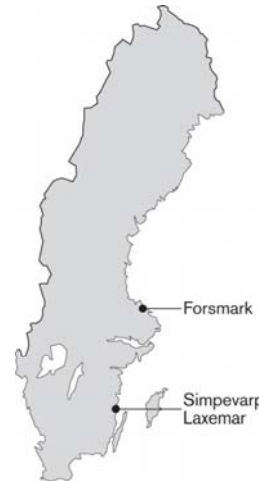


Säkerhetsanalysen SR-Can: Bakgrund, syften och resultat



Allmänt om SR-Can

- Publicerades i november 2006
- Platsdata från inledande steg i undersökningar av kandidatplatserna Forsmark och Laxemar
- Var ett förberedande steg för säkerhetsanalysen SR-Site. SR-Site ingår i SKB:s ansökningar om ett slutförvar.
- SR-Can var inte del i någon ansökan
- SR-Can interimrapport 2004, granskad 2005
 - Granskarnas synpunkter omhändertagna i slutrapporten SR-Can



Syften med SR-Can

- Att preliminärt bedöma säkerheten för KBS-3 förvar vid Forsmark och Laxemar
- Att ge återkoppling till kapselutveckling, till anläggningsutformning för slutförvaret, till fortsatta platsundersökningar, till SKB:s program för forskning kring frågor av betydelse för långsiktig säkerhet samt till kommande säkerhetsanalyser samt
- Att bereda SKI och SSI tillfälle att granska SKB:s preliminära säkerhetsanalys inför tillämpningen i ansökan om att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle

Exempel på slutsatser i SR-Can: **Uppfyllelse av riskkriterium**

- Inga kapselbrott bedöms inträffa under den första perioden av tempererat klimat, som förväntas sträcka sig flera tusen år framåt
- Ett förvar vid Forsmark bedöms uppfylla SSI:s riskkriterium
- Ett förvar vid Laxemar bedöms preliminärt uppfylla SSI:s riskkriterium – men mer representativa data krävs

Exempel på slutsatser i SR-Can: **Frågor relaterade till framtida istider**

- Frysning av en intakt buffert bedöms uteslutet – också för mycket pessimistiskt valda klimatförhållanden
- Kapselskador till följd av isostatisk last bedöms uteslutet – också för mycket pessimistiskt valda klimatförhållanden
- Syrenedträngning bedöms preliminärt som uteslutet – också för mycket pessimistiskt valda förhållanden
- Riskbidraget från jordskalv bedöms som litet
- Buffertmaterial kan förloras då bufferten utsätts för glaciala smältvatten, men omfattningen är osäker – ytterligare studier krävs
- Omfattande förlust av buffert kan leda till kapselskador i mycket långa tidsperspektiv
- En förlängd period av varmt klimat (ökad växthuseffekt) före nästa istid bedöms i huvudsak som positivt för förvarets säkerhet

Återkoppling från SR-Can – om vad vill vi veta mer?

- Flera osäkra faktorer hanterades pessimistiskt
 - För dessa är det angeläget att förbättra kunskapsläget till SR-Site
 - Bufferterosion, fysikalisk övre gräns
 - Hydraulisk tolkning av berget i Forsmark
- Andra faktorer hanterades med metoder som inte var färdigutvecklade
 - Spridning av radionuklider i biosfären
 - Möjligheten att syre tränger ned till förvaret vid en istid
 - Grundvattnets sulfidhalt (svavelförening som korroderar kopparkapseln)



Granskning och samråd av SR-Can (1/2)

- Granskad av SKI/SSI inom ramen för det regeringsbeslutade samrådet under SKB:s platsundersökningskede
 - Bred remiss till berörda kommuner, miljöorganisationer med flera
 - Tre internationella expertgrupper och en rad enskilda experter bistod SKI/SSI
- Slutsatser i SKI/SSI-rapport mars 2008:
 - SKB:s metodik för säkerhetsanalys är i huvudsak i överensstämmelse med myndigheternas föreskriftskrav, men delar av metodiken behöver vidareutvecklas inför en tillståndsansökan
 - SKB:s kvalitetssäkring av säkerhetsanalysen är otillräcklig
 - Inför tillståndsansökan behövs ett bättre kunskapsunderlag kring vissa kritiska processer med potentiellt stor påverkan på risken från slutförvaret, bland annat erosion av buffert i deponeringshåll
 - SKB behöver styrka att det antagna initialtillståndet hos slutförvaret är realistiskt och uppnåeligt
 - Redovisningen av risken för tidiga utsläpp bör förstärkas



Granskning och samråd av SR-Can (2/2)

- Vår hantering av SKI/SSI-granskningen
 - Identifierat över 200 punkter i SSM:s rapport att hantera i SR-Site
 - Dokumenterar hur varje punkt tas om hand i SR-Site; del av projektplanen
- Sammanfattning av SR-Can ingick i underlaget för samråd enligt miljöbalken med tema Säkerhet och strålskydd, 2007



Säkerhetsanalysen SR-Site: Status och viktiga frågor



SR-Site - allmänt (1/2)

- Pågår sedan april 2007
- Ingår i ansökningarna årsskiftet 2010/2011
- Tar hand om granskningssynpunkter på SR-Can
- Baseras på fullständiga data från platsundersökningen
- Betydligt mer omfattande dokumentation av hur vi avser att bygga förvaret
 - Dokumenteras i sex s.k. Linjerapporter som behandlar alla steg i produktions- och hanteringslinjen av
 - Bränslet
 - Kapsel
 - Buffert
 - Tunnelåterfyllning
 - Förslutning
 - Hållrum i berget



SR-Site – allmänt (2/2)

- Omfattar Forsmark
 - Men många av analyserna görs för både Forsmark och Laxemar
 - Hela argumentationen kring platsvalet i särskild bilaga i ansökan; långsiktig säkerhet en tungt vägande faktor
- Arbetas fram på engelska och översätts till svenska
- I senare skeden kommer fler säkerhetsanalyser
 - Inför ansökan om drifttillstånd – då vet vi mer om berget
 - Inför ansökan om förslutning



Status SR-Site

- Mycket av underlaget är klart eller under slutlig sakgranskning
- Omfattande beräknings- och analysarbete som underlag för huvudrapporten pågår
- För tidigt att presentera slutsatser
- Några viktiga frågor:
 - Bufferterrosion
 - Kopparkorrosion
 - Jordskalv



Kan bufferten förloras genom erosion?

- Erosion av bufferten orsakad av utspädda grundvatten kunde inte uteslutas i SR-Can
- Förståelsen av processen var då otillräcklig och vi tvingades till pessimistiska antaganden
- Forskning om denna fråga har varit prioriterad sedan dess
- Bufferterrosion kan fortfarande inte uteslutas om grundvatten med tillräckligt låg salthalt träffar bufferten
- Den förbättrade förståelse av processen gör att den kan hanteras mindre pessimistiskt, därmed blir den beräknade omfattningen betydligt mindre än tidigare för ett utspädd grundvatten
- Dessutom kan grundvattnets sammansättning på lång sikt bedömas betydligt bättre än i SR-Can – i Forsmark beräknas grundvattnet bara i undantagsfall bli tillräckligt utspädd för att orsaka erosion
- Försiktigtvis kommer vi ändå att anta att utspädda vatten förekommer cirka 20 procent av tiden
- Detta ger omfattande buffertförlust i enstaka deponeringshål efter 100 000 år och i något tiotal hål efter en miljon år



Kopparkorrosion

- Sulfid i grundvattnet bedöms ge de klart dominerande bidragen till korrosion
 - Med en intakt buffert finns betryggande säkerhetsmarginal till genombrott av kopparhöljet till följd av sulfidkorrosion under en miljon år
 - Om bufferten eroderats bort kan sulfidkorrosion möjligen orsaka genombrott av kopparhöljet på hundratusentals års sikt för enstaka kapslar i de positioner där grundvattenflödet är som högst
 - Konsekvenserna av detta blir preliminärt små i förhållande till SSM:s riskkriterium
- Syre i grundvattnet bedöms preliminärt inte ge något bidrag till korrosionen, annat än det lilla bidraget från syre som "stängs in" i förvaret under bygge och drift.
- Syre- och sulfidfritt grundvatten bedöms inte ge korrosion, baserat på tillgängligt vetenskapligt underlag
 - Vi gör en beräkning av vad det skulle betyda om kopparkorrosion i rent vatten enligt KTH-forskare verkligen förekommer
 - Borttransport av bildad vätgas sätter gräns för omfattningen
 - Resultatet visar att omfattningen blir en bråkdel av den för sulfid



Jordskalv

- Ett kraftigt jordskalv är detsamma som en rörelse i en stor sprickzon i berget
- En sådan rörelse kan ge upphov till mindre rörelser (sekundärrörelser) i enskilda sprickor i berget
- Kraftiga jordskalv är ovanliga i Sverige
 - men kan inte uteslutas helt i långa tidsperspektiv
- Kapselskador till följd av jordskalv undviks genom att
 - placera kapslar med respektavstånd till de större sprickzoner där skalv kan förekomma
 - undvika deponeringshål som korsas av större enskilda sprickor där sekundärrörelser kan förekomma
- Om vi försiktigtvis antar...
 - att de största skalven som sprickzonerna i Forsmark kan hysa verkligen inträffar
 - att vår förmåga att hitta större enskilda sprickor är begränsad (vissa deponeringshål godkänns "av misstag")
- ...så kan vi inte helt utesluta att någon kapsel skadas på en miljon års sikt
 - Konsekvenserna av detta blir preliminärt små i förhållande till SSM:s riskkriterium



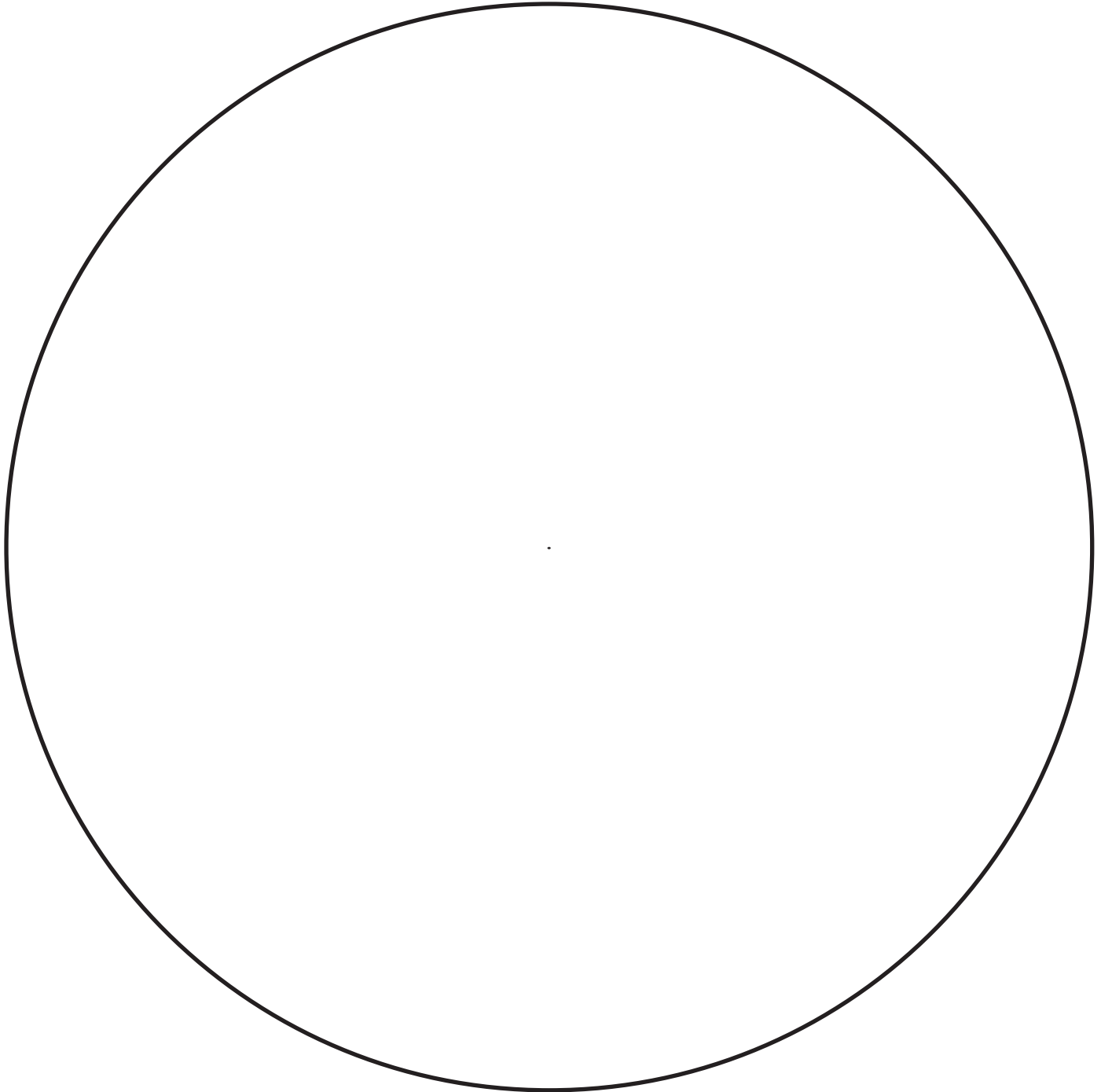
Projektgruppen SR-Site



- Kastriot Spahiu, bränsle
- Christina Lilja, kapsel
- Patrik Sellin, buffert , återfyllning och förslutning
- Ignasi Puigdomenech & Birgitta Kalinowski, geokemi
- Raymond Munier, geologi
- Jan-Olof Selroos, grundvattenflöde och -transport
- Tobias Lindborg, biosfär
- Jens-Ove Näslund, klimat, istider
- Fredrik Vahlund, indata, QA beräkningar
- Martin Löfgren (Niressa), indata
- Christina Greis, radionuklidtransportberäkningar
- Kristina Skagius (Kemakta), biträdande projektledare, FEP-databas, intrångsfrågor, QA
- Christian Nyström & Ann-Mari Nissula, administration, QA
- Johan Andersson (JA Streamflow AB), koordinering med platsundersökningar och projektering, bergmekaniska frågor, mm
- Allan Hedin, projektledare, metodik, mm

Miles Goldstick, 1992

The size relationship between a sweat pore (the large circle) and an alpha emitting particle (the small dot in the middle of the circle).



For more information see: Goldstick, Miles. 1992-09. "The Ability Of Alpha Radiation To Penetrate Human Skin." www.nonuclear.se/goldstick199209.html

The Ability Of Alpha Radiation To Penetrate Human Skin

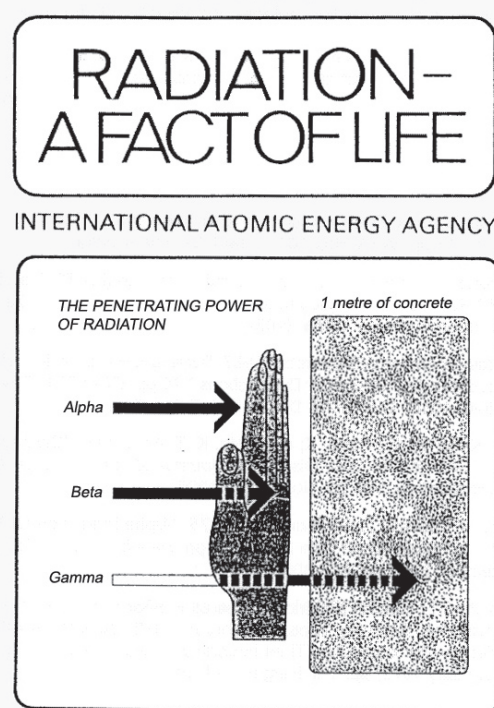
By Miles Goldstick
September 1992

Adapted from: Golstick, Miles. April 1991. "The Hex Connection, Some Problems And Hazards Associated With The Transportation Of Uranium Hexafluoride." 196 pp. ISBN: 91-576-4440-3. Ph.D. dissertation. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Ecology and Environmental Research, Box 7072, S-750 07 Uppsala, Sweden. See pp. 82-88.

Compared to other forms of radiation, alpha radiation has a relatively low penetrating power. Authors for or against nuclear power, worried or not worried about the effects of radiation, use the same type of graphics illustrating the penetrating ability of radiation. In these graphics, alpha radiation is illustrated as being stopped by the skin or a piece of paper. An example of such a graphic is included below. It was published in 1982 by the IAEA in a booklet titled "Radiation Is A Fact Of Life." [1]

The main perpetrator of the belief that alpha radiation cannot penetrate the skin is the International Commission For Radiological Protection (ICRP). It is ICRP recommendations, based on the belief that alpha radiation cannot penetrate the skin, that are the basis for many official claims that alpha radiation presents a low radiological hazard. For example, the U.S. Department of Energy (DOE) wrote in 1987 that,

"Alpha particles resulting from the primary disintegration of uranium present no external radiation problem, since they do not penetrate the skin." [2]



Following is an examination of the validity of this belief. However, it is not contested that radionuclides pose the greatest threat to human health when they are inhaled or ingested. With regards to alpha radiation, the short distance alpha particles are capable of travelling and their low penetrating power make it especially important to distinguish between internal and external exposure. This is particularly important where radiation exposure to workers determines the time limit the workers are allowed to carry out certain tasks.

In the event of external exposure to alpha radiation the skin will receive a radiation dose. To determine if alpha radiation can penetrate human skin deep enough to reach living cells it is necessary to define thickness of the outermost skin layer (called epidermis) and determine the significance of sweat pores. These problems are discussed below, followed by results of a skin cancer frequency study among Czechoslovakian uranium miners.

Defining Epidermal Thickness, The Study By Judi Whitton

In the early 1970s Judi Whitton recognized the significance of epidermal thickness for radiological protection. Sponsored by the Central Electricity Generating Board (CEGB, a then British government owned nuclear utility company), she carried out a detailed literature survey to try and determine the origin and accuracy of epidermal thickness values then in use. Whitton wrote that "ICRP Publication 2" (1959, p. 9) refers to a meeting of the Permissible Dose Conference at Chalk River, Canada in September 1949 where a value of 77 microns was chosen for minimum epidermal thickness. The source of this measurement is given as a histology [3] textbook from 1942, which in turn gives no original source of the data. [4]

A possible source of the ICRP 77 micron value was traced by Whitton from a presentation made at a 1963 symposium held in England called "Radiation and Health." This presentation also gave a value of 77 microns for epidermal thickness, and listed the source as two German studies from 1876 and 1879. Since some of the results of the 1879 study correspond to those given in the 1942 histology textbook, it is possible that the ICRP value originates there. Whatever the purpose of the 1879 experiment, it could not have been performed for the purpose of setting radiation protection standards, as the modern nuclear era did not come into being until several decades later. Further, formation of what was to become the ICRP did not happen until 1928, about a half-century later.

A fundamental aspect of any epidermal thickness experiment is whether or not it takes into consideration the natural elasticity of the skin. When epidermis is removed from a body it naturally shrinks and curls up. Results of an epidermal thickness experiment are therefore much more accurate when correction is made for shrinkage of the epidermis. Comparison of results from experiments that did and did not take into consideration shrinkage of the epidermis shows that the value for epidermal thickness is about half when shrinkage is taken into account. [5] Regardless of the origin of the ICRP value of 77 microns, the number is clearly within the range of results from experiments that did not take into consideration shrinkage of the epidermis.

As Whitton's literature survey was unable to confirm the origin and accuracy of epidermal thickness values then in use, a project was set up to make original measurements that overcome the

inadequacies of previous experiments. The problem of shrinkage of the epidermis was overcome by marking a circular area of epidermis to cut out, tracing the size of this area onto a template, cutting the epidermis around the mark, then stretching and pinning it down onto the template corresponding to the original size. The normal measuring procedure can then be carried out. Since large samples of epidermis are required for this technique, the thickness measurements derived from epidermis from a dead body were converted to weight measurements of a small sample. Sampling was then carried out on live volunteers using a three millimeter diameter punch. Two weight/thickness correlation factors were used; one for thick epidermal areas such as the palm of the hand and soles of the feet (100 micrograms is approximately equal to 33.3 microns) and the second for other epidermal areas such as the face and trunk (100 micrograms is approximately equal to 24.4 microns).

Whitton concluded:

"Epidermal thickness has been shown to be in general less than is usually assumed at present. In particular the value of 7 mg/cm² (77 microns) [6] suggested by ICRP for 'minimal epidermal depth' appears to be an over-estimate for most body sites.

"As health physicists have assumed in the past that minimal epidermal depth is 7 mg/cm² (77 microns), skin dose from alpha emitters external to the body has been ignored. From the present study it is clear however that on many parts of the body the basal layer [7] lies within the range of several high energy alpha emitters." [8]

This conclusion is supported by observations that alpha sources can cause abnormal redness of the skin, [9] and by studies of skin cancer frequency among Czechoslovakian uranium miners (discussed below).

Whitton found that epidermal thickness can vary over the body from a mean of 44 to 440 microns. [10] However, the ICRP uses a uniform value for the whole body, despite it being common knowledge that epidermal thickness varies greatly between different parts of the body. For general skin dose control, Whitton recommended replacing the value of 77 microns for minimal epidermal thickness with a value of 44 microns for mean epidermal thickness. [11] In 1977, the ICRP recommended use of a mean epidermal thickness value of 70 microns, and noted epidermal thickness may range from 50 to 100 microns. [12] This ICRP recommendation was

made four years after publication of the research by Whitton reviewed here.

Providing Whitton's measurements are correct, several alpha emitting isotopes, including U238 and U235, have a particle energy great enough to penetrate the epidermis where it is thinnest on the body. Some examples of the approximate mean depth different alpha particles can penetrate tissue are: americium-241, 54 microns; U235, 43 microns; and U238, 41 microns. [13] Though these U235 and U238 values are below the mean minimum epidermal thickness of 44 microns noted above, it must be remembered that 44 microns is the mean minimum not the absolute minimum. In some cases epidermal thickness is greater and in some cases less than 44 microns.

Whitton further concluded:

"No obvious correlation of epidermal thickness with sex was observed on any of the body sites. Similarly there appears to be no consistent change in epidermal thickness with increasing age on any body site." [14]

Sweat Pores

One may assume from the Whitton study that parts of the body where the epidermis is thickest, such as the palm of the hand and finger tips, that the epidermis is sufficiently thick to block the most energetic alpha particles. This is not the case. Whitton fails to mention that for fragments as tiny as alpha emitters the existence of eccrine sweat glands, commonly called sweat pores, and hair follicles all over the skin present a barrier with few but large holes. What is more, the palm of the hand, though having extra thick epidermis, has a greater density of sweat pores than areas of the body where the epidermis is thinner.

The average density of sweat pores varies greatly with the individual and body site. The total number of sweat pores distributed over the entire body has been estimated at from 1.6 to four million; and the number on specific body sites as 64/cm² on the back, 108/cm² on the forearm, 181/cm² on the forehead, and 600 to 700/cm² on the palms of the hand and soles of the feet. [15]

The size of the sweat gland has been found to vary as much as fivefold between individuals. The dimension of the coil leading down from the opening in the epidermis is about two to five mm long and about 60 to 80 microns in diameter, with the duct having a slightly smaller diameter. [16] In contrast, the diameter of a uranium oxide particle is about one micron. [17] The diameter of an alpha emitter itself

is more than one thousand times smaller than the diameter of a sweat pore. The spiraling nature of the sweat gland coil leading down from the opening may limit the depth into the epidermis that alpha particles and emitters reach. Further, the percentage of total surface area of epidermis made up of sweat gland openings is small, being only a few percent in areas where sweat pores are most dense. Nevertheless, alpha emitters can cause skin cancer after fastening in sweat pores despite:

- the small percentage of total surface area of the epidermis made up of sweat gland openings,
- the coiling nature of sweat glands,
- and other considerations such as sweat gland openings being plugged, and the angle of entry.

In addition, alpha emitters can stick to any part of the skin.

Skin Cancer Among Czechoslovakian Uranium Miners

Analysis has been done of skin cancer frequency in a group of several thousand Czechoslovakian uranium miners over an eight year period (1968-1975). The study concluded that the incidence of skin cancer (basal cell carcinoma) was significantly higher than expected (by almost 10 times), especially among miners who had worked for 10 years or more. The predominant location of facial cancers was the cheek and forehead, places where skin is especially thin. [18]

Dose estimates were made from radon daughters to the skin. The dose from uranium and other alpha emitters was not included. It was found that after working 10 years or more, miners could receive a cumulative dose equivalent of 10-20 Sv. The study concluded that such high doses to the basal epidermal layer (where live cells nearest to the surface of the skin are located) is evidence that external alpha radiation from radon daughters may be the cause of the cancers. [19] The authors concluded,

"The results of this short-term observation indicate the actual possibility of a carcinogenic effect of external alpha irradiation of the skin." [20]

Adding hope to their dismal conclusion, the authors noted,

"The consequences of skin cancer are much less severe than the consequences of malignant tumors in other organs because skin cancer occurs in accessible places, allowing an early diagnosis and more successful surgical therapy." [21]

Conclusion

Contrary to popular belief, alpha radiation is not always blocked by the outermost skin layer (the epidermis) and external exposure to alpha radiation may cause cancer. Several alpha emitting isotopes, including U238 and U235, have a particle energy great enough to penetrate the epidermis where it

is thinnest on the body. In addition, alpha emitters can fasten in hair follicles and sweat pores and stick to any part of the skin. For these reasons, external dose to the skin from alpha emitters must be taken into account in determining the health effects of alpha radiation.

Notes

- [1] IAEA, June 1982, p. 3.
- [2] Oak Ridge Operations, September 1987, p. 56.
- [3] Histology is the branch of biology dealing with the study of tissues.
- [4] Whitton, 1972, p. 1; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [5] Whitton, 1972, pp. 4-5; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [6] One mg/cm² is approximately equal to 11 microns for tissue, according to Whitton, p. 1; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [7] The "basal layer" contains the live cells closest to the surface of the skin.
- [8] Whitton, 1972, pp. 7-8; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [9] Whitton, 1972, p. 7; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [10] Whitton, 1972, p. 1; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [11] Whitton, 1972, p. 8; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [12] International Commission For Radiological Protection (ICRP), March 1987, p. 13.
- [13] These micron values are based on a formula presented in: Sorenson, James A. and Phelps, Michael

- E., 1980, p. 148. The average alpha particle energies are listed in: Browne, Edgardo and Firestone, Richard B.; Shirley Virginia S. (ed), 1986.
- [14] Whitton, 1972, p. 5; in: Health Physics, Vol. 24, January 1973.
- [15] Sato, et. al., 1989, p. 538; in: Journal Of The American Academy Of Dermatology, Vol. 20, No. 4. April 1989.
- [16] Sato, et. al., 1989, p. 539; in: Journal Of The American Academy Of Dermatology, Vol. 20, No. 4. April 1989.
- [17] The size of uranium oxide particles is taken from a 22 January 1981 report by Mark Goldberg prepared for the Bjarnie Paulson court case on behalf of the Canadian Coalition For Nuclear Responsibility, Box 236 Snowdon Post Office, Montreal, Quebec, Canada. H3X 3T4. Tel. 1-514-489-2665.
- [18] Sevcova, et. al., 1975, p. 805; in: Health Physics, Vol. 35, December 1978.
- [19] Sevcova, et. al., 1975, p. 805; in: Health Physics, Vol. 35, December 1978.
- [20] Sevcova, et. al., 1975, p. 806; in: Health Physics, Vol. 35, December 1978.
- [21] Sevcova, et. al., 1975, p. 806; in: Health Physics, Vol. 35, December 1978.

Bibliography

International Atomic Energy Agency (IAEA). June 1982. "Radiation - A Fact Of Life." 16 pp. IAEA, Box 100, A-1400 Vienna, Austria.

International Commission For Radiological Protection (ICRP). March 1987. "ICRP Publication 26, Recommendations Of The ICRP, 2nd Edition." 84 pp. Pergamon Press. ISBN: 0-08-0215114.

Oak Ridge Operations. September 1987. "Uranium Hexafluoride: Handling Procedures And Container Descriptions." 79 pp. ORO-651 (Rev. 5) (DE87014088). U.S. DOE, Box E, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. 37831.

Sato, K; Kang, W. H.; Saga, K; and Sato, K. T. April 1989. "Biology Of Sweat Glands And

Their Disorders. I. Normal Sweat Gland Function." Journal Of The American Academy Of Dermatology, Vol. 20, No. 4. April 1989, pp. 537-xxx.

Sevcova, M.; Sevc, J.; and Thomas, J. 1975. "Alpha Irradiation Of The Skin And The Possibility Of Late Effects." 4 pp. Health Physics, Vol. 35, December 1978, pp. 803-806.

Whitton, Judi T.; Central Electricity Generating Board, Berkeley Nuclear Laboratories, Berkeley, Glos. 14 February 1972. "New Values For Epidermal Thickness And Their Importance." 8 pp. Health Physics, Vol. 24, January 1973, pp. 1-8. Pergamon Press.

Kärnavfallsnytt Nr. 1/2010

6 februari 2010

Information om kärnavfallshantering i Sverige från ett miljöperspektiv

Rapport från SKB AB:s avslutande samråd i Östhammar 6 februari 2010

Svensk Kärnbränslehantering AB bombarderades med frågor på samrådsmötet som hölls på biograf Storbrunn i Östhammar den 6 februari. Många kritiserade att den preliminära miljökonsekvensbeskrivning som företaget presenterat innehåller många frågetecken, men att företaget beslutat att nu ändå avsluta samrådet enligt miljöbalken.

– Flera av de rapporter som det hänvisas till i MKB:n är inte publicerade ännu. Det känns märkligt att samråda när man inte kan kontrollera vad kunskaperna står för i den här rapporten. När publiceras rapporterna? frågade Bertil Alm, ordförande i [MKB-gruppen](#) för Östhammars kommun.

Vatten, grodor och orkidéer

Det ena temat för mötet var vattenverksamhet, vilket avhandlades under förmiddagen. Kent Werner, SKB:s vattenutredare, redovisade att det kan bli viss grundvattensänkning under de sju år anläggningen iordningställs. Han förklarade också att slutförvaret kommer att konstrueras och fyllas på bit för bit.

– Hela anläggningen kommer aldrig att vara öppen samtidigt, men vi har ändå antagit det när det gäller vattenströmmarna, för att inte underskatta konsekvenserna och effekterna på vattnet.

Effekterna presenterades ändå som små. På grund av grundvattensänkningen kan skogstillväxten och skördarna i jordbruket komma att minska något. Liksom att vattenståndet i sjöarna kan sjunka någon centimeter under de år arbetet pågår. Andra problem rör möjliga sättningar i byggnader, och man måste fylla igen tre gölar där den sällsynta gölgrodan trivs, liksom den lika skyddade orkidén gulyxne.

Samråd på ofullständigt underlag

Men det var inte vattenfrågan som de flesta frågorna handlade om och som de omkring 40 församlade undrade över, en skara som utökades till omkring 70 under eftermiddagen. Det handlade om att den 350 sidor långa MKB:n fortfarande saknar viktiga delar och att referenserna innehåller luckor. Exempelvis tas de radiologiska riskerna inte upp. Från SKB:s håll motiverade man hur man tänkt:

– Allt är inte klart, men MKB:n är så klar den någonsin kan bli utan att vara klar. Det är för att vi vill ha synpunkter på den. Det ligger i samrådets natur att det är ett pågående arbete, sa Erik Setzman, chef för MKB-enheten på SKB AB.

– Detta är inte en granskning, utan en möjlighet att ställa frågor. Den dagen domstolen ska granska materialet kommer rapporterna att finnas, sa Saida Laârouchi Engström, avdelningschef på SKB AB.

Jonas Christensen, miljöjuridiskt konsult för Östhammars kommun, höll inte med.



Från vänster: Ulf Henricsson moderator och från [SKB](#) Mikael Gontier, Pia Ottosson och Erik Setzman.

– Jag vill att det förs till protokollet att samrådet delvis handlar om information som inte delgivits. Det påverkar vår möjlighet att hålla samråd, när materialet delvis inte är publicerat. På många ställen i den här MKB:n har slutsatserna dragits någon annanstans.

Miles Goldstick från [Miljöövervakningens kärnavfallssektariat](#), [Milikas](#), ställde frågan hur SKB tänker sig hantera inkomna synpunkter efter den 5 mars som är det sista datum som är satt för synpunkter på MKB:n.

– Vi gör som vi gjort i 13 år, vi lyssnar, vi noterar och vi reagerar. Skillnaden är att det som inkommer före 5 mars kommer med i samrådsredogörelsen, sa Saida Laârouchi Engström.

Även [strålsäkerhetsmyndigheten](#) fick frågan om hur SKB borde hantera sin redovisningsplikt.

– Samrådet pågår tills ansökan lämnas in. Men man behöver också tid på sig att sammanställa inkommet material. Sen får var och en tolka vad det innebär, svarade Virpi Lindfors, utredare på avdelningen för radioaktiva ämnen, SSM, diplomatiskt.

”Samrådet borde förlängas”

Representanter från såväl [Milikas](#) som [Miljöövervakningens kärnavfallsgranskning](#), [MKG](#), tyckte att samrådet borde förlängas till dess att säkerhetsanalysen är klar så att även den långsiktiga säkerheten kan genomgå ett ordentligt samråd. Jenny Lundström från MKG menade att det är ett ”transparensproblem av stora mått” att så inte är fallet. Tre representanter från miljöorganisationen [Natur o miljö på Åland](#), Östhammars närmsta granne vattenvägen, hade tagit sig till mötet: Dan Jansén, Adam Conway och Anna-Linnéa Rundberg. Rundberg höll med Lundström:

– Jag är besviken över att vi inte hört mer om den långsiktiga säkerheten. Vad är vitsen för oss att vara här om vi inte får samråda om den? Ni tycker att miljödomstolen



Anna-Linnéa Rundberg

ska avgöra den frågan, och då ansökan ska lämnas in ska säkerhetsanalysen vara klar. Varför kunde man inte vänta ett år med det här samrådet? Ni har faktiskt bjudit in de andra Östersjöländerna enligt [Espoo-konventionen](#).

– Det blir ett slutligt samråd med Östersjöländerna när ansökan är inlämnad, svarade Erik Setzman.

– Det är den viktigaste frågan i MKB:n, det skriver ni själva. Det räcker inte att se den först vid ansökan, sa Johan Swahn från [MKG](#).

– Vi anser att vi samråder och har samrått kring den långsiktiga säkerhetsanalysen. Vi tar den på största allvar. Det får räcka så, tror jag, sa Erik Setzman.

Onämnbara faror

Andra frågor handlade om kärnvapenspridning och framtida medvetna mänskliga intrång, liksom riskerna med att kopparkapslarna kan rosta även i syrefri miljö som vissa experiment påvisat, eller att bentonitleran ska visa sig mindre stabil än enligt SKB:s modeller.

– Vi lämnar ingen ansökan om vi inte är säkra, det kan vi lova, sa Saida Laârouchi Engström.

Att slutförvaret placeras intill ett kärnkraftverk som dessutom precis fått tillåtelse att höja effekten med 40 procent var ett annat orosmoln som framfördes bland annat av Roland Davidsson från [Sveriges Energiföreningars Riksförbund, Sero](#).

– I USA har man sagt att avståndet mellan reaktorn och slutförvaret måste vara minst 30 km. Här är det 710 meter mellan Clab och O-ettan i Oskarshamn. Vid Forsmark blir slutförvaret bara ett par hundra meter därifrån. Jag tycker det är oansvarigt, sa han.

Ditta Rietuma från [Baltic Sea Region Radioactivity Watch \(BSRRW\)](#) tog tillfället i akt och lämnade över [en rapport](#) om hur man modellerar hälsorisker från radioaktivitet från professor Chris Busby, (Scientific Secretary of the [European Committee on Radiation Risk, ECRR](#)). Busby och ECRR menar att de officiella riskantagandena, baserade på modeller från [International Commission on Radiological Protections \(ICRP\)](#), kraftigt undervärderar riskerna med radioaktiv strålning.

– Ni formulerar er i MKB:n som att det inte finns någon risk för radioaktiv spridning. Ni konstaterar det. Men kan ni beskriva en situation där en kapsel går sönder. Hur ser ett sådant scenario över huvud taget ut?



Roland Davidsson från [Sero](#) presenterade dokument från Helsingforskommissionen som uppmätt en radioaktivitet på 150 000 bequerel/kvadratmeter i botten sedimenten utanför Forsmark. Han varnade för risken att radioaktivt material från sedimenten rivs upp och åter kommer i omlopp i ekosystemen när arbetet med ett slutförvar kommer igång.

Utgångspunkten måste vara att det kan hända något sådant, sa Jonas Christensen, miljöjuridisk konsult för Östhammars kommun.

Olle Olsson, ansvarig för SKB:s slutförvarsprojekt svarade.

– Ett scenario är att kapseln tappas från en viss höjd. Lösningen på det är att aldrig hantera den från en sådan höjd. I SR-Can har vi två viktiga scenarion. Det ena är ett jordbävningsscenario där en spricka går tvärs över kapseln och klipper isär den. Den går sönder. Den väsentliga risken för det skulle vara vid nästa istid när isen smälter. Det andra scenariot är att väldigt utspätt vatten från glaciäris orsakar en borttransportering av bentoniten. Om tillräckligt mycket bentonit försvinner kan det bli korrosion på kopparkapseln. Det kan ligga 30-, 40-, 50 000 år fram i tiden.

– Tack! Utmärkt! Varför beskriver ni inte det här i MKB:n? Ni har skrivit 350 sidor utan en rad om vad som kan hända. Ni utsätter er för onödig kritik när ni gör så. Vi kommer att fortsätta fråga in till förhandling. Det är ett löfte, sa Jonas Christensen.

Såväl MKG, Sero som Östhammars kommun efterlyste utförligare redovisning av alternativa slutförvarsmetoder. MKG förde fram djupa borrhål som ett exempel, men metoden avfärdades av SKB:s ansvariga.



Marie Berggren, Enhetschef, [Slutförvarsheten](#) på Östhammars kommun redogjorde för kommunens arbete med MKB:n.



Jonas Christensen

Fakta slutförvaret

SKB har valt att ansöka om slutförvar i Östhammars kommun. I december 2010 har företaget sagt att man kommer att lämna in en slutgiltig miljökonsekvensbeskrivning till miljödomstolen med ansökan om att bygga slutförvaret.

Slutförvaret är tänkt att placeras alldeles intill Forsmarks kärnkraftverk. Totalt ska förvaret dimensioneras för allt svenskproducerat kärnavfall fram till att dagens reaktorer tas ur drift. Den valda metoden är KBS-3. Sammanlagt rör det sig om 12 000 ton radioaktivt kärnavfall placerat i 6 000 kopparkapslar inbäddade i bentonitlera. Området under jord på 470 meters djup omfattar tre-fyra kvadratkilometer. Ytanläggningen placeras cirka tre meter över havsytan.

Sveriges nuvarande lagstiftning medger inte att använt kärnbränsle från andra länder slutförvaras i Sverige.

Lüning, Maria. 2005-11. "Utsläpps- och omgivningskontroll vid kärntekniska anläggningarna 2002-2004." SSI rapport: 2005:19.

ISSN 0282-4434. S. 55.

Tabell B.12 Utsläpp till luft angivet i becquerel (Bq) för Forsmark 2004.

Table B.12 Releases to air for Forsmark for 2004 given in Bq.

Nuklid	Block 1	Block 2	Block 3	SFR	Övriga anl.
H-3	1,81E+11	1,67E+11	1,71E+11		
C-14	6,91E+11	6,71E+11	8,62E+11		
Cr-51		1,79E+07			4,41E+05
Mn-54		3,22E+06	7,57E+05		8,61E+05
Co-58	5,69E+06	1,91E+07	8,17E+05		5,84E+05
Co-60	1,44E+07	1,35E+07	6,50E+06		4,35E+06
Mo-99	4,82E+06	8,86E+05			
Sb-122	1,77E+06	4,11E+06			
Sb-124			5,53E+05		
Am-243	1,80E+04	2,38E+04	9,31E+03		
Ädelgaser					
Ar-41		5,24E+08	2,33E+08		
Kr-85m	1,57E+10	3,70E+09	1,07E+09		
Kr-87	5,62E+08	2,66E+08			
Xe-131m		2,42E+10	7,93E+10		
Xe-133	2,78E+12	2,27E+10			
Xe-133m	1,06E+10				
Xe-135	1,05E+12	3,22E+10	8,29E+08		
Xe-135m	6,00E+11	1,79E+08			
Xe-137	5,01E+12	2,22E+08			
Jod					
I-131	1,54E+07	1,27E+06	4,22E+06		
I-133	9,96E+07	5,72E+06	7,00E+06		

Miles Goldstick 20081106

**Tabell B.12 Utsläpp till luft angivet i becquerel (Bq) för Forsmark 2004.
 ssi-rapp-2005-19.pdf, sida 55 ***

Isotop, summa block 1-3	år	dag	timma	minut	sekund	halveringstid	sönderfall
1 H-3	518,000,000,000	1,419,178,082	59,132,420	985,540	16,426	12.3 år	beta
2 C-14	2,224,000,000,000	6,093,150,685	253,881,279	4,231,355	70,523	5730 år	beta
3 Cr-51	17,900,000	49,041	2,043	34	1	27.7 dagar	gamma/xray
4 Mn-54	3,977,000	10,896	454	8	0	312.3 dagar	beta -
5 Co-58	25,607,000	70,156	2,923	49	1	70.86 dagar	Electron Capture
6 Co-60	34,400,000	94,247	3,927	65	1	5.2714 år	beta -
7 Mo-99	5,706,000	15,633	651	11	0	65.94 timmar	beta -
8 Sb-122	5,880,000	16,110	671	11	0	2.7238 dagar	beta -
9 Sb-124	553,000	1,515	63	1	0	60.20 dagar	beta -
10 Am-243	51,110	140	6	0	0	7373 år	alfa
Ädelgaser							
11 Ar-41	757,000,000	2,073,973	86,416	1,440	24	109.34 minuter	beta -
12 Kr-85m	4,770,000,000	13,068,493	544,521	9,075	151	4.480 timmar	beta -
13 Kr-87	828,000,000	2,268,493	94,521	1,575	26	76.3 minuter	beta -
14 Xe-131m	103,500,000,000	283,561,644	11,815,068	196,918	3,282	11.84 dagar	Isomeric Transition
15 Xe-133	2,802,700,000,000	7,678,630,137	319,942,922	5,332,382	88,873	5.243 dagar	beta -
16 Xe-133m	10,600,000,000	29,041,096	1,210,046	20,167	336	2.19 dagar	Isomeric Transition
17 Xe-135	1,083,029,000,000	2,967,202,740	123,633,447	2,060,557	34,343	9.14 timmar	beta -
18 Xe-135m	600,179,000,000	1,644,326,027	68,513,584	1,141,893	19,032	15.29 minuter	beta -
19 Xe-137	5,010,222,000,000	13,726,635,616	571,943,151	9,532,386	158,873	3.95 minuter	gamma/beta
Jod							
20 I-131	20,890,000	57,233	2,385	40	1	8.01 dagar	beta -
21 I-133	112,320,000	307,726	12,822	214	4	20.8 timmar	beta -
summa	12,358,812,284,110	33,859,759,682	1,410,823,320	23,513,722	391,895		

*

<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Publikationer/Rapport/Avfall-transport-fysiskt-skydd2/2005/200519--Utslapps--och-omgivningskontroll-vid-de-karntekniska-anlaggningarna-2002-2004/>

IONIZING RADIATION

Protokoll från allmänt samrådsmöte 3 maj 2010

Säkerhetsanalysens roll i MKB:n

Sidan 10 av 46

THYROID

iodine-131
beta (gamma) ; 8 days

SKIN

sulphur-35
beta ; 87 days

LIVER

cobalt-60
beta (gamma) ; 5 years

OVARIES

iodine-131
beta (gamma) ; 8 days

cobalt-60
beta (gamma) ; 5 years

krypton-85
gamma ; 10 years

ruthenium-106
gamma ; 1 year

zinc-65
gamma ; 245 days

barium-140
gamma ; 13 days

potassium-42
gamma ; 12 hours

cesium-137
gamma ; 30 years

plutonium-239
alpha ; 24 000 years

MUSCLE

potassium-42
gamma ; 12 hours

cesium-137
gamma ; 30 years

LUNGS

radon-222 (and whole body)

alpha ; 3,8 days

uranium-233 (et os)

alpha ; 162 000 years

plutonium-239 (and bone)

alpha ; 24 000 years

SPLEEN

polonium-210 (and whole body)

alpha ; 138 days

KIDNEYS

uranium-238 (and bone)

alpha ; 4 500 000 years

ruthenium-106

gamma (beta) ; 1 year

BONE

radium-226

alpha ; 1 620 years

zinc-65

gamma ; 245 days

strontium-90

beta ; 28 years

yttrium-90

beta ; 64 hours

promethium-147

beta ; 2 years

barium-140

beta (gamma) ; 13 days

thorium-234

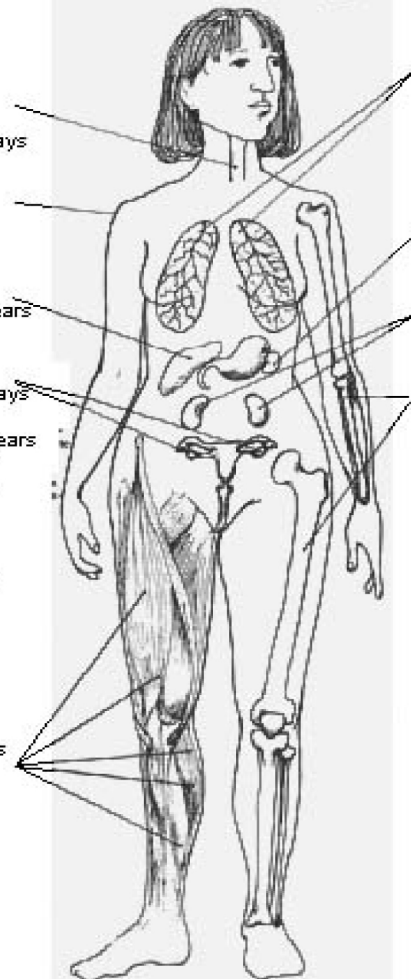
beta ; 24,1 days

phosphorus-32

beta ; 14 days

carbon-14 (and fat)

beta ; 5 600 years



Source: Gyorgy, Anna, and friends. No Nukes: Everyone's Guide to Nuclear Power. Boston, MA: South End Press, 1980.



available at www.sciencedirect.com



journal homepage: www.ejconline.com



Case-control study on childhood cancer in the vicinity of nuclear power plants in Germany 1980–2003

Claudia Spix^{a,*}, Sven Schmiedel^a, Peter Kaatsch^a, Renate Schulze-Rath^a, Maria Blettner^b

^aGerman Childhood Cancer Registry, Institute for Medical Biostatistics, Epidemiology and Informatics, University Mainz, 55101 Mainz, Germany

^bInstitute for Medical Biostatistics, Epidemiology and Informatics, University Mainz, 55101 Mainz, Germany

ARTICLE INFO

Article history:

Received 31 July 2007

Received in revised

form 11 October 2007

Accepted 29 October 2007

Keywords:

Infant

Preschool child

Neoplasms

Leukaemia

Nuclear reactors

Case-control study

Germany

ABSTRACT

The 1984 Windscale study raised concern about a possible association between living in the vicinity of nuclear power plants and childhood cancer. No such effect for all cancers was seen in ecological studies in Germany (1980–1995). Results from exploratory analyses led to a new study.

Pre-selected areas around all 16 major nuclear power plants in Germany formed the study area. The design is a matched case-control study; cases are all cancers under five years diagnosed in 1980–2003: 1592 cases, and 4735 controls. Inverse distance of place of residence to the nearest nuclear power plant at the time of diagnosis was used as the independent variable in a conditional logistic regression model.

Results show an increased risk for childhood cancer under five years when living near nuclear power plants in Germany. The inner 5-km zone shows an increased risk (odds ratio 1.47; lower one-sided 95% confidence limit 1.16). The effect was largely restricted to leukaemia.

The results are compatible with the corresponding subgroups in the previous German ecological studies, with which this study shares most of the cases. They contrast with the lack of an effect observed or expected from other studies due to low doses from routine nuclear power plant operation.

© 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The German population has long been worried about the potential dangers and health effects of nuclear power. In 1984, the public was frightened by reports of elevated childhood cancer rates within a 10-mile zone of the Windscale (Sellafield) nuclear power plant in England, other investigations followed shortly.^{1–5} The German Childhood Cancer Registry, founded in 1980, investigated whether there had been a similar increase in Germany. In an ecological study with a similar design to the UK (United Kingdom) studies,^{1–4,6} the incidence

rates of all cancers in children under 15 years of age during 1980–1990 in communities within a 15-km zone of all West German nuclear power plants (812 cases) were compared with those in reference communities with similar population densities and degrees of urbanisation. No statistically significant increase in risk was found (relative risk [RR] 0.97; 95% confidence interval [CI] [0.87;1.08]).⁷ Nevertheless, exploratory analyses of subsets showed statistically significant results particularly for acute leukaemia in children under five years of age living in the inner 5-km zone (RR 3.01; 95%CI [1.25;10.31]). When five more years of data had been accrued

* Corresponding author: Tel.: +49 6131 17 3252; fax: +49 6131 17 2968.

E-mail address: kinderkrebsregister@imbei.uni-mainz.de (C. Spix).

URL: <http://www.kinderkrebsregister.de> (C. Spix).

0959-8049/\$ - see front matter © 2007 Elsevier Ltd. All rights reserved.

doi:10.1016/j.ejca.2007.10.024

(1991–1995) the study was repeated: the RR for all cancers amongst children under 15 living within a 15-km zone was 1.05 (95% CI [0.92;1.20]) and the RR for acute leukaemia amongst children under 5 living within a 5-km zone was 1.39 (95% CI [0.69;2.57]).⁸

In the late 1990s, a third party obtained data up to 1998 from the German Childhood Cancer Registry (GCCR) by county via the Bundesamt für Strahlenschutz (Federal Office for Radiation Protection) for the State of Bavaria. The data were analysed in an exploratory manner applying linear regression to standardised incidence ratios (SIR's) by county. Elevated SIR's were observed for selected combinations of years, counties, and disease subgroups around Bavarian nuclear power plants. The GCCR criticised the methods used in this analysis.⁹ Nevertheless the results, published over the Internet but never in a peer-reviewed journal and quoted briefly by the *Deutsches Ärzteblatt*,¹⁰ were sufficiently alarming to the public to induce the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety to call for applications for another study. The design originated from discussions with a Bundesamt für Strahlenschutz (Federal Office for Radiation Protection)-expert committee. The design was influenced by the exploratory results of the previous studies.¹¹ The study is a matched case-control study in which the exposure surrogate is the distance of individual residences at the date of diagnosis from the nearest nuclear power plant. Data from 1996 to 2003 are now included.

The main question of the investigation presented here is: Is the risk of childhood cancer associated with living in the proximity of nuclear power stations? The distance measure, previously based on community midpoints, is now determined by the place of residence at the date of diagnosis. A subset of cases and controls was to be interviewed with regard to potential confounders.

Since the emissions from a nuclear power plant add only minimally to the background radiation level, no effect would be expected on the basis of the usual models for the effects of low levels of radiation, as presented by the biological effects of ionizing radiation (BEIR) – Committee and the international commission on radiological protection (ICRP).^{12,13} However, these models are based mainly on data from adults, as childhood cancer is very rare. The BEIR Committee reviewed studies on leukaemia/childhood cancer of populations living around nuclear facilities but did not draw any conclusions from them, as they generally do not include individual estimates of radiation dose.¹²

This paper presents the overall results of the recent study conducted by the GCCR. Another paper presents the results for leukaemia and the comparison with the previous ecological studies in more detail.¹⁴

2. Materials and methods

2.1. Nuclear power plants

The study covered the data available at the GCCR for 1980–2003. The expert committee selected all 16 sufficiently large and long running German nuclear power plants, resulting in the inclusion of only West German nuclear power plants. A power plant was considered relevant for the study from 1 year

after it started producing energy until 5 years after ceasing to operate (Table 1). The committee then selected areas around these power plants, with an emphasis on the east side because of the predominant west winds in Germany. For each nuclear power plant, the corresponding county, its next neighbour and usually one more county east of it were to be included. These counties define the area for this specific nuclear power plant. These areas overlap for several nuclear power plants. The total study area is shown in Fig. 1. The borders shown are county borders. As can be seen, nuclear power plants tend to sit close to district borders. A county in Germany consists either of one large city (community) or of a larger mixed/rural area with a varying number of smaller towns and villages (communities).¹¹

2.2. Participants

One thousand five hundred and ninety two cases of cancer amongst children under 5 years of age, with oncologic diseases included in the International Classification of Childhood Cancer (ICCC)¹⁵ resident in the study area at the date of diagnosis with known address and diagnosed in the relevant study period of the nearest nuclear power plant were included. All cases were matched with controls selected from the records of the appropriate registrar's offices. The controls were matched for date of birth (as closely as possible but at least within 1.5 years), age, sex and nuclear power plant area (at the date of diagnosis). Per control, a community was selected randomly out of the respective area according to the case-corresponding population (by sex, age and year of diagnosis). This community was asked to make available addresses and names of children with the matching criteria. From this address list the control closest to the date of birth of the case was selected.

Not all communities complied with our request to provide the addresses of controls. Six controls per case were requested and three of these were selected randomly. Finally, 4735 controls were used in the analysis.

For all case and control children, the geo-code of the place of residence at the date of diagnosis was obtained from the Land register.¹⁶ For 9.9% of the case children and 8.4% of the controls, the address could not be coded and was replaced by the street mid-point (140 cases, 359 controls) or by the community or zip-code area mid-point (20 cases, 40 controls). The position of the chimney of each nuclear power plant was coded in the same way from high-resolution maps. All distances were given in metres.

2.3. Control for potential confounders

To assess potential confounding, the families of a subset of all cases and controls were invited to participate in a telephone interview covering other potential risk factors for childhood cancer.^{17,18} The subset included all cases with selected diagnoses (leukaemia, lymphoma or a central nervous system tumour) diagnosed in 1993–2003 and their controls. The questions were summarised to a total of 20 potential confounders: social status, information on additional radiation exposure (parents, child), other risk factors (such as pesticides, mother's hormone intake), immune sys-

Table 1 – Relevant nuclear power plants and their operation periods and study periods

Name	Operating period	Study period
Brunsbüttel	23.06.1976 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Brokdorf	08.10.1986 – 31.12.2003	08.10.1987 – 31.12.2003
Krümmel	14.09.1983 – 31.12.2003	14.09.1984 – 31.12.2003
Stade	08.01.1972 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Unterweser	16.09.1978 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Lingen	31.01.1968 – 05.01.1977	01.01.1980 – 05.01.1982
Emsland	14.04.1988 – 31.12.2003	14.04.1989 – 31.12.2003
Grohnde	01.09.1984 – 31.12.2003	01.09.1985 – 31.12.2003
Würgassen	10.10.1971 – 26.08.1994	01.01.1980 – 26.08.1999
Grafenrheinfeld	09.12.1981 – 31.12.2003	09.12.1982 – 31.12.2003
Biblis	16.07.1974 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Obrigheim	22.09.1968 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Neckarwestheim	26.05.1976 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Philippsburg	09.03.1979 – 31.12.2003	09.03.1980 – 31.12.2003
Isar	20.11.1977 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003
Gundremmingen	14.08.1966 – 13.01.1977 ^a 09.03.1984 – 31.12.2003	01.01.1980 – 31.12.2003

All periods right censored at 31.12.2003 (end of study) and study periods left censored at 1.1.1980 (start of childhood cancer registration). The order is roughly North to South.
 a The 'gap' was intentionally included in the study period.

tem related issues (such as vaccinations, breast feeding and child's social interaction), type of region and folic acid in pregnancy. In addition, we asked about previous residences of the child.

2.4. Statistical methods

The main question was whether there is a monotonic descending relation between proximity of place of residence at the date of diagnosis to the nearest nuclear power plant included in the study at the time of diagnosis and the risk for childhood cancer. On the basis of the linear no-threshold low-dose effect excess relative risk-models as proposed by the BEIR Committee, the ICRP and the dispersion models presented by the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), a conditional logistic regression with $1/(\text{distance})$ as the continuous independent variable was used.^{12,13,19} In the following $1/(\text{distance in km})$ is referred to as measure of proximity. We adopted the view proposed by BEIR that a beneficial effect of radiation cannot be expected even at extremely low doses.¹² This is the basis for the one-sided analysis.

Additionally, categorical analyses were performed for the inner 5- and 10-km zones versus the respective outer zones. The results of the categorical models and the continuous model were compared by calculating the corresponding odds ratio (OR) from the continuous model, using the mean proximity of the controls in the respective inner zone. The conditional logistic regression model included one proximity measure at a time (continuous or categorical) and no other covariates.

If it is assumed that the estimated odds ratios are approximations of relative risk estimates, the categorical results can be converted to population attributable risks and to an attributable risk fraction for exposed cases with corresponding confidence intervals.²⁰

The primary analysis included all cases in children under 5 years of age at diagnosis. The diagnostic groups defined in advance in the study protocol were leukaemia (ICCC Ia-e), lymphoid leukaemia (ICCC Ia), acute non-lymphocytic leukaemia (ICCC Ib), central nervous system tumours including medulloblastoma (ICCC IIIa-f) and embryonal tumours except for medulloblastoma (ICCC IVa, V and VIa). Detailed results for the leukaemia subgroups are presented elsewhere.¹⁴ In further subgroup analyses, we divided the operating periods of the nuclear power plants by half, and we analysed only those who were to be interviewed. All regression results are presented with one-sided lower confidence limits (CL) at a significance level of 5%.

2.5. Sensitivity analyses

The randomness of the selection of the three matched controls from the maximum of six controls was assessed by repeating the regression using all available (up to 6) controls. The appropriateness of the fitted curve was investigated by fractional polynomial and Box-Tidwell-models for assessing the 'best fitting' curve (based on the deviance).^{21,22}

Further sensitivity analyses were required in addition to those planned in advance. While 10% of the communities generally refused to provide control addresses, the proportion of refused addresses was higher (16%) amongst the communities situated in the inner 5-km zone. Therefore, the relevant analyses were repeated only for cases and controls from communities which provided control addresses.

The questionnaire part of the study raised a strong suspicion that communities might have sent the addresses of persons who were never resident in the respective community before the date of diagnosis of the corresponding case (about 5%). We therefore simulated artificial datasets by removing this 5% of controls from the analysis, assuming these 5% were either randomly distributed with respect to distance from the

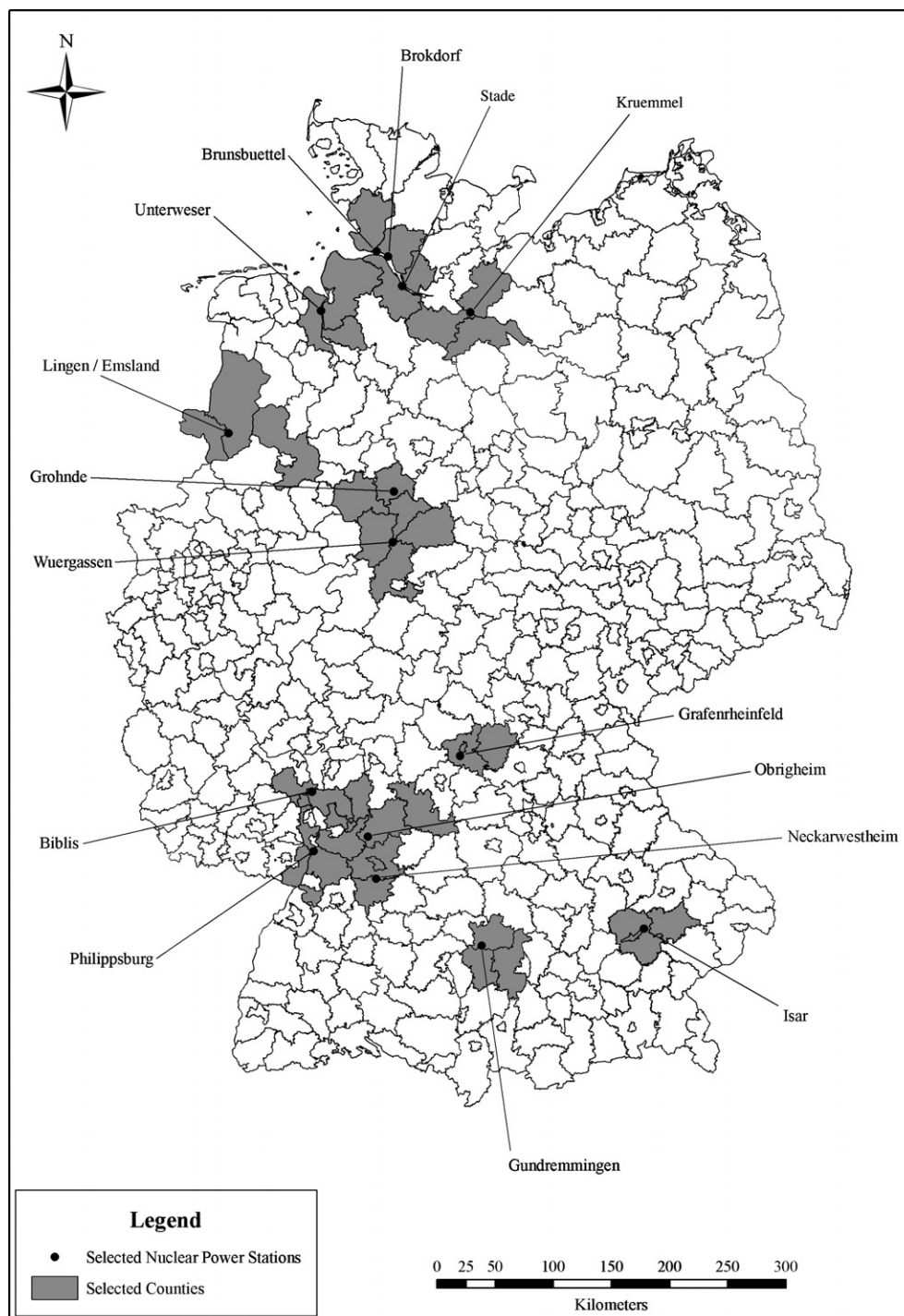


Fig. 1 – Selected nuclear power plants and study areas in Germany. Each nuclear power plant is identified by name; Lingen/ Emsland are two reactors 2 km from each other.

nuclear power plant, or more likely to live close to it or far from it. For a sub sample of the controls (45%) we were able to check the address information at the date of diagnosis of the corresponding case. Amongst these we found 15% of controls that had not lived in the indicated place at that time, though they might have lived there prior to the date of diagnosis of the corresponding case. The analysis was repeated including only controls, where the address could be checked

and excluding those, whose address at the date of diagnosis of the corresponding case had been incorrect.

The previous German studies had shown single nuclear power plants to influence the results considerably, so the calculations were repeated leaving the nuclear power plants out of the analysis one by one.

As confounder assessment we planned to use a change by more than one standard deviation (out of the calculation for

the respective subset of cases not including any confounder variables) of the continuous proximity parameter.

To ensure the correctness of our analyses all relevant computations were repeated independently by the coordinating centre of clinical trials (KKS) of the University of Mainz.

3. Results

Table 2 shows the characteristics of the case children and the controls. The age and sex distributions were similar, as these were matching criteria. The case children lived 1.2–81.6 km from the nearest nuclear power plant and the controls between 1.1 km and 92.0 km.

The parameter from the continuous model for the measure of proximity was $\beta = 1.18$ (lower one-sided 95% confidence limit [CL] 0.46) (Table 3, Fig. 2). The diagnostic groups defined in the study protocol showed a statistically significant effect only for leukaemia, which was stronger than the general effect (Table 2). We also give the complementary calculation beyond the study protocol (non-leukaemia cases, Table 3). No statistically significant difference was found comparing the first and second half of the respective operating periods of the nuclear power plants. The effect in the subgroup eligible

for interviewing was almost the same as that in the study as a whole, although it was not statistically significant because of small numbers ($\beta = 1.05$; lower one-sided 95% CL -0.30) (Table 3).

When the continuous model was refitted with all available (maximally 6) controls per case (1592 cases, 8527 controls), the parameter estimate was $\beta = 1.18$ (lower one-sided 95% CL 0.50), which is identical to that obtained with the three selected controls (compare to Table 3). When the model was refitted after exclusion of communities that did not provide control addresses (leaving 1310 cases and 3905 controls), a statistically significant parameter estimate was found $\beta = 1.01$ (lower one-sided 95% CL 0.24) (compare to Table 3).

When 5% of all controls were either excluded randomly from the dataset with respect to their distances from the nearest nuclear power station, or selectively from close to or far from the nearest nuclear power station, we found average statistically significant estimated regression parameters of 1.18, 1.54 or 1.09, respectively, based on 1000 simulations each. These are all close to the results found with the full data (compare to Table 3). Excluding the controls from the analysis, which had their address at the date of diagnosis checked and found incorrect, led to an estimated regression parameter of

Table 2 – Characteristics of cases of all malignancies in children under 5 years of age, as defined by the ICCC,^a diagnosed in 1980–2003 resident in the study areas, and their matched controls

	Cases		Controls	
	N	%	N	%
All	1592	100.0	4735	100.0
Boys	893	56.1	2656	56.1
Girls	699	43.9	2079	43.9
Age (years)				
0–<1	344	21.6	1016	21.5
1–<2	330	20.7	984	20.8
2–<3	340	21.4	991	20.9
3–<4	315	19.8	947	20.0
4–<5	263	16.5	775	16.4
5–<6	0	0.0	22	0.5
Diagnostic groups ^a				
Leukaemia	593	37.3	1766	37.3
Central nervous system tumours	242	15.2	720	15.2
Embryonal tumours	486	30.6	1447	30.5
Other	271	17.0	802	16.9
First half of power plant operation period	698	43.8	2073	43.8
Second half of power plant operation period	894	56.2	2662	56.2
Eligible for interview (1993–2003, selected diagnoses)	471	29.6	1402	29.6
Distance from nearest nuclear power plant (km)				
<5	77	4.8	148	3.1
5–<10	158	9.9	464	9.8
10–<20	523	32.9	1589	33.6
20–<30	403	25.3	1181	24.9
30–<40	225	14.1	726	15.3
40–<50	137	8.6	371	7.8
≥50	69	4.3	256	5.4
Mean proximity measure ^b in the inner 5-km zone	0.3133	–	03245	–
Corresponding harmonic mean distance (km)	3.2		3.1	

a Controls matched to cases with respective diagnosis.

b Proximity measure = 1/distance in km (kilometres).

Table 3 – Estimated parameters from the conditional continuous logistic regression model for all cancers, diagnostic groups and some relevant time periods

	Estimated regression coefficient	Lower one-sided 95% confidence limit	N cases	N controls
All malignancies 1980–2003	1.18	0.46	1592	4735
Diagnostic groups 1980–2003				
Leukaemia	1.75	0.65	593	1766
Central nervous system tumours	–1.02	–3.40	242	720
Embryonal tumours	0.52	–0.84	486	1447
All malignancies except leukaemia	0.76	–0.20	999	2969
First half of power plant operation period	1.89	0.85	698	2073
Second half of power plant operation period	0.54 ^a	–0.47	894	2662
Eligible for interview: diagnosed 1993–2003 with leukaemia, lymphoma, or a central nervous system tumour	1.05	–0.30	471	1402

a The difference between the first and the second half was not statistically significant.

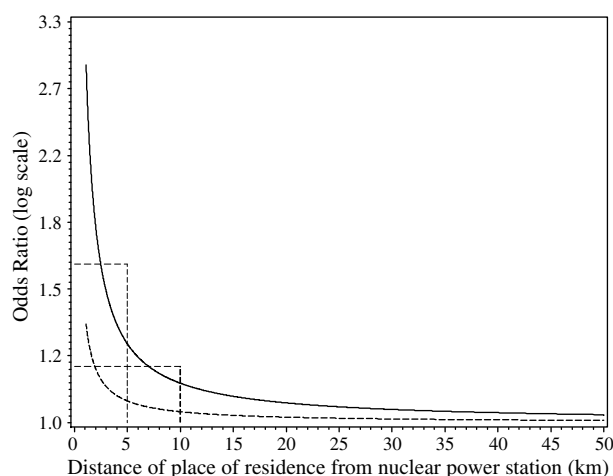


Fig. 2 – Graphical representation of the main regression analyses. Estimated regression curve for all malignancies versus distance from nearest power plant, based on 1592 cases and 4735 matched controls based on conditional logistic regression modelling. Distance axis cut off at 50 km. Black line: continuous fitted regression curve. Dotted curved line: lower one-sided 95%-confidence limit of continuous fitted regression curve. Dotted straight lines: categorical analysis for <5 km and <10 km respectively.

1.05, which again does not differ much from the full data (compare Table 3).

Leaving the nuclear power stations out of the data set one by one yielded statistically significant regression coefficients close to the overall estimate.

Fractional polynomial modelling and the Box–Tidwell model both suggested that an alternative measure of proximity of the form $1/\sqrt{(\text{distance})}$ would fit slightly better than $1/(\text{distance})$, but not significantly so.

The categorical analyses showed a statistically significant effect for children living in the inner 5-km zone OR = 1.61 (lower one-sided 95% CL 1.26). Comparing diagnostic groups, the effect was again found only for leukaemia (OR = 2.19; low-

er one-sided 95% CL 1.51). Living in the inner 10-km zone had a far smaller effect (OR = 1.18; lower one-sided 95% CL 1.03). The fitted curve for all malignancies predicted similar OR's for the inner 5-km and 10-km zone as obtained by the categorical analysis (Table 4, Fig. 2).

Based on the categorical analysis, our result indicates that 29 out of the total observed 77 cases (38%; 95% CI [24%;61%]) diagnosed in the inner 5-km zone in 1980–2003 may be attributed to the fact that they were living in this 5-km zone. These were 1.2 cases per year, representing 0.2% (95% CI [0.1%; 0.4%]) of all 13,373 cases of cancer in children under 5 years in Germany in those years.

4. Discussion

4.1. Principal findings

Our results show an increased risk for cancer amongst children under 5 years of age living in the proximity of nuclear power plants in Germany. The continuous model, in agreement with the categorical analyses, identified the inner 5-km zone as the zone of increased risk (about 1.5-fold higher). The observed effect was largely restricted to leukaemia (Tables 3, 4).

Expression of the categorical estimate for living in the inner 5-km zone as an attributable risk fraction would attribute 29 out of 77 observed cases (38%; 95% CI [24%;61%]) in 1980–2003 to having lived in that zone representing 0.2% (95% CI [0.1%;0.4%]) of all 13,373 childhood cancer cases under 5 years in 1980–2003 in Germany.

4.2. Previous studies

The associations found in our study were strongest for leukaemia in children under 5 years of age living within a 5-km zone of a nuclear power plant. This group had yielded the most notable exploratory result in the first of the previous ecological studies.^{7,8} It has to be pointed out that the cases of this study diagnosed in the study years 1980–1995 had already been included in the previous studies and that the results pre-

Table 4 – Estimated odds ratios from the conditional categorical and continuous logistic regression models for all cancers and for diagnostic groups

	OR for inner 5 km derived from continuous model ^a		Modelling 5-km distance categorically		OR for inner 10 km derived from continuous model ^b		Modelling 10-km distance categorically	
	OR	Lower one-sided 95% confidence limit	OR	Lower one-sided 95% confidence limit	OR	Lower one-sided 95% confidence limit	OR	Lower one-sided 95% confidence limit
All malignancies	1.47	1.16	1.61	1.26	1.23	1.09	1.18	1.03
Diagnostic groups								
Leukaemia	1.76	1.24	2.19	1.51	1.37	1.12	1.33	1.06
Central nervous system tumours	0.72	0.33	0.81	0.37	0.83	0.54	1.03	0.71
Embryonal tumours	1.19	0.76	1.20	0.75	1.10	0.86	1.05	0.81

Cases diagnosed/controls resident in the study area in 1980–2003.

OR: odds ratio.

a Using the mean proximity measure of the controls in the inner 5-km zone: $1/(\text{distance in km}) = 0.3245$.b Using the mean proximity measure of the controls in the inner 10-km zone: $1/(\text{distance in km}) = 0.1786$.**Table 5 – Results of studies on all malignancies under the age of 5 years in the vicinity of nuclear power plants performed at the German Childhood Cancer Registry: previous studies 1 and 2 compared to recent study (categorical estimates)**

Study periods	Relative risk estimate/Odds ratio	95%-confidence interval/lower one sided 95% confidence limit	Cases 5-km zone
Previous studies			
1980–1990 Study 1	1.43	[0.89; 2.43] ^a	45
1991–1995 Study 2	0.97	[0.50; 1.89] ^a	22
1980–1995 Study 1+2	1.24	[0.84; 1.85] ^a	67
Recent study: Results shown for previous studies' study periods, for the period following the previous studies and for the total study period			
1980–1990 (period of study 1)	1.99	1.33 ^b	31
1991–1995 (period of study 2)	1.41	0.90 ^b	20
1980–1995 (period of previous studies 1 + 2)	1.70	1.26 ^b	51
1996–2003 (period following previous studies)	1.45	0.96 ^b	26
1980–2003 (total recent study period)	1.61	1.26 ^b	77

Relative risks and odds ratios by different study periods in the inner 5-km zone (periods shown analogous to periods of former studies).

a Relative risk resulting from ecological study, two-sided 95% confidence interval.

b Odds ratio resulting from case–control study, lower one-sided 95% confidence limit.

sented here are consequently not entirely independent. Table 5 summarises the findings from the previous studies for all malignancies, cases under the age of five in the inner 5-km zone. It compares them with the results of this case–control study split up by the previous study periods (1980–1990, 1991–1995) and separating the new study years (1996–2003). The observed effect estimate is larger in the earliest study period (Table 5). This corresponds to the observation, that the regression parameter is larger in the first half of the nuclear power plant operation periods, though not significantly so (Table 3). While the ecological effect estimates are smaller, they are generally in the same order of magnitude (Table 4). It is thus unlikely, that the previous findings were affected by ecological bias in a major way.

This issue will be discussed more thoroughly for leukaemia in a separate paper.¹⁴

4.3. Strengths and weaknesses

The GCCR, founded in 1980, is a nationwide childhood cancer registry cooperating with all paediatric oncology units and therapy optimisation studies in Germany. Registration for cases under the age of 15 is 95% complete since the mid-1980ies.²³ Almost all cases are registered with their full address at the date of diagnosis. Given this data base, this is one of the largest studies with this objective world wide (1592 cases, including 593 leukaemia cases).

Distance to the nearest nuclear power plant at the date of diagnosis is a crude surrogate for potential exposure to radiation, however, it does not account for topography, weather, vegetation, differences in background radiation, other sources of individual exposure to radiation or the time actually spent by the individual in the home. Information

on previous residences of the child from the questionnaire could not be used in the analysis due to poor and selective participation in the questionnaire part of the study (see below). The extremely low number of parents reporting occupation in a nuclear installation (0 cases, 4 controls) did not allow evaluating an effect of parental radiation exposure.

The former studies investigated only the inner 15-km zone. In the case control study, the study areas around the nuclear power plants were very large and included cases and controls from up to about 100-km distance from the nuclear power plants, which increases the statistical power slightly. Adding unexposed cases and controls does not, however, cause bias.

German nuclear energy providers are required to maintain the exposure of the population below 0.3 mSv/year.²⁴ Compared to this, the annual background radiation exposure estimated for the German population is 1.4 mSv/year. The average annual dose of persons of any age from medical procedures is 1.8 mSv, though this is lower for children (no specific figures given).²⁵ The actual emissions from nuclear power plants are far lower; e.g. for a 50-year-old person in 1991 living 5 km from one of the German nuclear power stations included in the study, the expected cumulative exposure to atmospheric discharges would have ranged from 0.0000019 mSv (Obrigheim) to 0.0003200 mSv (Gundremmingen).²⁶ At these levels of radiation, no detectable effects are expected from the usual models.^{12,13}

The sensitivity analyses for the various expected and unexpected problems in control recruitment yielded statistically significant regression parameters of a similar magnitude to that reported in Table 2. We conclude that the biases due to these problems were small and the results cannot be explained by the biased control recruitment. The specificity of the effect for leukaemia makes it unlikely that biased control recruitment is the explanation for the effects seen in this study. The analysis excluding the nuclear power station areas one by one showed that the result is not caused by a specific nuclear power plant.

With regard to uncontrolled confounding, there may be other risk factors close to nuclear power stations, although no risk factors of the necessary strength for this effect are known for childhood cancer and specifically childhood leukaemia. We saw considerable self-selection by the persons who were to be interviewed, so that those who were interviewed were not representative of the study population as a whole, particularly with respect to their distance distribution from nuclear power plants. Assessing the change in the (biased) estimate by confounders as planned nevertheless, showed that none of them changed the distance parameter estimate by more than one standard deviation. This is true for all diagnoses investigated in the survey subset of the study as well as for diagnosis subgroups.

4.4. International context

The best-known quantitative summaries of current knowledge on the effects of environmental low-dose radiation effects are based mostly on adult data. Children are included, but their small number makes a negligible impact. These models deal mainly with solid tumours and adult leukaemia,

applying them to children or to acute leukaemia should be done with caution.^{12,13} The BEIR Committee has refused to assess studies of residents living near nuclear facilities, many of which had childhood cancer as the main objective, because of lack of actual data on exposure. They are reviewed, but not summarised or discussed beyond this.¹² Many other studies have addressed the health risks of children of parents exposed (occupationally or to radiation from the atomic bombs dropped in Hiroshima and Nagasaki) and these are therefore not comparable. If we had nevertheless applied the models proposed for adults, no detectable effect would have been predicted.

A French study of a design similar to that of the earlier incidence studies in Germany, in which SIR were computed for communities by distance, found no elevated SIR for leukaemia amongst children under five living in the inner 5-km zone of French nuclear installations (670 cases, SIR 0.97; 95% CI [0.69;1.33]).²⁷ When this study was repeated, with distance replaced by estimated gaseous discharges, neither the highest exposure category (≥ 0.001 mSv/year; 750 cases, SIR 0.93; 95% CI [0.30;2.17]), nor any other exposure category was associated with an elevated SIR for leukaemia.²⁸ A recent study addressed the risk for leukaemia of children under six years of age in countries near the Chernobyl site (421 cases), on the basis of estimated cumulative doses from gaseous discharges and from food, derived from individual residence histories. This study estimated an OR of 1.46 (95% CI [1.00;2.12]) for doses between 1 and 5 mGy compared with <1 mGy.²⁹ 1 mGy is a far higher exposure than from a nuclear power plant under regular conditions in Germany.²⁶

For some of the nuclear power plants in relatively isolated communities in northern Britain, Kinlen suggested population mixing as a potential cause of elevated leukaemia risks.³⁰ We inspected migration figures,³¹ but there are no indications that any of the nuclear sites investigated here were particularly isolated and all have average migration at any time during the study period. This is not to say that infective causes may not in principle be an alternative explanation for the patterns we see in this study.

5. Conclusion

The design of this study aimed to clarify issues raised by previous ecological studies in Germany by using the same data plus more recent cases in a case-control study assigning individual distance estimates (as compared to community based zones). In Germany 1980–2003 we see an increased risk for cancer in children under 5 years of age, particularly leukaemia, when living in proximity (<5 km) to a nuclear power station. This observation is not consistent with most international studies, unexpected given the observed levels of radiation, and remains unexplained. We cannot exclude the possibility that this effect is the result of uncontrolled confounding or pure chance.

Funding

This study was funded by the Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear

Safety) via the Bundesamt für Strahlenschutz (Federal Office for Radiation Protection), St.Sch.-Nr. 4334.

The funding agency was not involved in the data collection, the analysis, the interpretation, in writing the report, or the decision to submit the article for publication. The sponsor's expert committee approved the design of the study and the statistical analysis plan before the start of the data collection.

The research group is independent from the funding agency. The authors are responsible for the content.

Conflict of interest statement

All authors declare that they have no conflict of interest and no organisational, personal or financial connection with other people or organisations that could inappropriately influence this work.

Acknowledgements

The authors thank Jörg Michaelis for the constructive criticism of the manuscript. The authors thank Carsten Hornbach for the preparation of the map and geographical expertise. Further preparatory work and technical assistance were provided by Eva Münster, Irene Jung, Melanie Kaiser, Sabine Kleinfeld, Andreas Mergenthaler, Claudia Trübenbach and Steffen Weinand.

The authors thank the Robert-Koch-Institut, Berlin, for performing an audit of the data and the Koordinierungszentrum für klinische Studien (KKS), University Mainz, for performing an independent recalculation of the regression results.

REFERENCES

- Gardner MJ, Winter PD. Mortality in Cumberland during 1959–1978 with reference to cancer in young people around Windscale. *Lancet* 1984;1(8370):216–7.
- Black D for the Independent Advisory Group. *Investigation of the possible increased incidence of cancer in west Cumbria*. London: HMSO; 1984.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment. The implications of the new data on the releases from Sellafield in the 1950s for the conclusions of the report on the investigation of the possible increased incidence of cancer in west Cumbria. London: HMSO, 1986. [COMARE 1st report].
- Forman D, Cook-Mozzaffari P, Darby S, et al. Cancer near nuclear installations. *Nature* 1987;329:499–505.
- Beral V, Roman E, Bobrow M, editors. *Childhood cancer and nuclear installations*. London: BMJ Publishing Group; 1993.
- Cook-Mozzaffari PJ, Darby SC, Doll R, et al. Geographical variation in mortality from leukaemia and other cancers in England and Wales in relation to proximity to nuclear installations, 1969–78. *Br J Cancer* 1989;59:476–85 [erratum, *Br J Cancer* 1989, 60, 270].
- Michaelis J, Keller B, Haaf G, Kaatsch P. Incidence of childhood malignancies in the vicinity of West German nuclear power plants. *Cancer Cause Control* 1992;3:255–63.
- Kaatsch P, Kaletsch U, Meinert R, Michaelis J. An extended study on childhood malignancies in the vicinity of German nuclear power plants. *Cancer Cause Control* 1998;9:529–33.
- Michaelis J, Kaatsch P, Spix C. Krebskranke Kinder und Kernkraftwerke, Datenfischen'. *Dtsch Arztebl* 2001;98(38): A-2405/ B-2056/ C-1927.
- Krebskranke Kinder: Mehr Fälle in der Nähe von Atommeilern. *Dt. Arzteblatt* 2001; 98: A-1917.
- Schulze-Rath R, Kaatsch P, Schmiedel S, Spix C, Blettner M. Childhood cancer in the vicinity of German nuclear power plants, report on an ongoing epidemiological study [Krebs bei Kindern in der Umgebung von Kernkraftwerken, Bericht zu einer laufenden epidemiologischen Studie]. *Umweltmed Forsch Prax* 2006;11:20–6.
- Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, Board on Radiation Effects, Research Division on Earth and Life Studies, National Research Council of the National Academies. Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation, BEIR VII, Phase 2. United States of America, National Academies, 2006.
- Valentin J. Low-dose extrapolation of radiation-related cancer risk. *Ann ICRP* 2005;35(4):1–140.
- Kaatsch P, Spix C, Schulze-Rath R, Schmiedel S, Blettner M. Leukaemia in young children living in the vicinity of German nuclear power plants. *Int J Cancer* in press.
- Kramarova E, Stiller CA. The international classification of childhood cancer. *Int J Cancer* 1996;68:759–65.
- Kahmen H. *Vermessungskunde II*. Berlin: Walter de Gruyter & Co; 1986.
- Little J. *Epidemiology of childhood cancer*. Lyon: IARC Scientific Publications; 1999.
- Kaatsch P, Kaletsch U, Meinert R, et al. German case control study on childhood leukaemia—basic considerations, methodology and summary of the results. *Klin Pädiatr* 1998;210(4):185–91.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR Report 2000, Sources and effects of ionizing radiation, vol. I Sources, Annex A, Dose assessment methodologies, Chapter III 'Atmospheric dispersion from a near-surface release'. United Nations, 2000. (<<http://www.unscear.org/docs/reports/annexa.pdf>>).
- Greenland S. Variance estimation for attributable fraction estimates in both large strata and sparse data. *Stat Med* 1987;6:701–8.
- Royston P, Ambler G, Sauerbrei W. The use of fractional polynomials to model continuous risk variables in epidemiology. *Int J Epidemiol* 1999;28:964–74.
- Box P, Tidwell P. Transformation of the independent variables. *Technometrics* 1962;4(4):531–50.
- Kaatsch P. Das Deutsche Kinderkrebsregister im Umfeld günstiger Rahmenbedingungen. *Bundesgesundheitsbl Gesundheitsforsch Gesundheitsschutz* 2004;47:437–43.
- Bundesministerium der Justiz. Strahlenschutzverordnung vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, (2002, 1459)), zuletzt geändert durch Artikel 2 § 3 Abs. 31 des Gesetzes vom 1. September 2005 (BGBl. I S. 2618). *Bundesanzeiger* 2005.
- Bundesamt für Strahlenschutz: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresbericht 2005. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2006.
- Smith JG, Bexon A, Boyer FHC, et al. Assessment of the radiological impact on the population of the European Union from European Union nuclear sites between 1987 and 1996. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities, 2002.
- White-Koning ML, He'mon D, Laurier D, et al. Incidence of childhood leukaemia in the vicinity of nuclear sites in France, 1990–1998. *Br J Cancer* 2004;91:916–22.

28. Evrard A-S, He'mon D, Morin A, et al. Childhood leukaemia incidence around French nuclear installations using geographic zoning based on gaseous discharge dose estimates. *Br J Cancer* 2006;**94**:1342–7.
29. International Consortium for Research on the Health Effects of Radiation Davis S, Day RW, Kopecky KJ, et al. Childhood leukaemia in Belarus, Russia, and Ukraine following the Chernobyl power station accident, results from an international collaborative population-based case-control study. *Int J Epidemiol* 2006;**35**:386–96.
30. Kinlen LJ, Clarke K, Hudson C. Evidence from population mixing in British new towns 1946–85 of an infective basis for childhood leukaemia. *Lancet* 1990;**336**: 577–82.
31. Statistische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, 2005.



Press Release

For Immediate Release
Nov. 11, 2008

Contact: Joseph J. Mangano
609-399-4343
Odiejoe@aol.com

CHILD LEUKEMIA DEATH RATES INCREASE NEAR U.S. NUCLEAR PLANTS RISES GREATEST NEAR OLDEST PLANTS, DECLINES NEAR CLOSED PLANTS

New York, . Leukemia death rates in U.S. children near nuclear reactors rose sharply (vs. the national trend) in the past two decades, according to a recent study.

The greatest mortality increases occurred near the oldest nuclear plants, while declines were observed near plants that closed permanently in the 1980s and 1990s. The study was published in the most recent issue of the *European Journal of Cancer Care*.

The study updates an analysis conducted in the late 1980s by the National Cancer Institute (NCI). That analysis, mandated by Senator Edward M. Kennedy (D-MA), is the only attempt federal officials have made to examine cancer rates near U.S. nuclear plants.

U.S. Rep. Edward J. Markey (D-MA), a senior member of the House Energy and Commerce Committee, said

"Nothing is more important to American families than the health of their children. It is critical that we continue to improve our understanding of the causes of child leukemia and learn how this heartbreaking disease be prevented, therefore this study deserves critical consideration."

Actor and advocate Alec Baldwin said

"exposure to ambient levels of radiation near nuclear reactors used by public utilities has long been suspected as a significant contributor to various cancers and other diseases." Baldwin, who has a long-standing interest in radiation health issues, adds "nuclear power is not the clean, efficient energy panacea to which we are presently being reintroduced. It is dirty, poses serious security threats to our country, and is ridiculously expensive. Nukes are still a military technology forced on the American public with a dressed up civilian application."

Study authors were epidemiologist Joseph Mangano MPH MBA, Director of the Radiation and Public Health Project and toxicologist Janette Sherman MD of the Environmental Institute at Western Michigan University. They analyzed leukemia deaths in children age 0-19 in the 67 counties near 51 nuclear power plants starting 1957-1981 (the same counties in the NCI study). About 25 million people live in these 67 counties, and the 51 plants represent nearly half of the U.S. total).

Using mortality statistics from the U.S. Centers for Disease Control and Prevention, Mangano and Sherman found that in 1985-2004, the change in local child leukemia mortality (vs. the U.S.) compared to the earliest years of reactor operations were:

- An increase of 13.9% near nuclear plants started 1957-1970 (oldest plants)
- An increase of 9.4% near nuclear plants started 1971-1981 (newer plants)
- A decrease of 5.5% near nuclear plants started 1957-1981 and later shut down

The 13.9% rise near the older plants suggests a potential effect of greater radioactive contamination near aging reactors, while the 5.5% decline near closed reactors suggests a link between less contamination and lower leukemia rates. The large number of child leukemia deaths in the study (1292) makes many of the results statistically significant.

The Mangano/Sherman report follows a 2007 meta-analysis also published in the *European Journal of Cancer Care* by researchers from the Medical University of South Carolina. That report reviewed 17 medical journal articles on child leukemia rates near reactors, and found that all 17 detected elevated rates. A January 2008 *European Journal of Cancer* article that found high rates of child leukemia near German reactors from 1980-2003 is believed to be the largest study on the topic (1592 leukemia cases).

The carcinogenic effects of radiation exposure are most severe among infants and children. Leukemia is the type of childhood cancer most closely associated with exposures to toxic agents such as radiation, and has been most frequently studied by scientists. In the U.S., childhood leukemia incidence has risen 28.7% from 1975-2004 according to CDC data, suggesting that more detailed studies on causes are warranted.

The Radiation and Public Health Project is a non profit group of health professionals and scientists based in New York that studies health risks from radioactive exposures to nuclear reactors and weapons tests. RPHP members have published 23 medical journal articles on the topic. A copy of the child leukemia article (PDF or faxed) is available upon request from Mangano and is also available online [by clicking here](#).

[< Back to Spotlight](#)
[< Back to Press Releases](#)

Search for...

Search

[Mailing List](#) • [Search](#) • [Links](#) • [Contact Us](#)

This site and all documents herein not otherwise copyrighted are ©1997-2008 by RPHP. All rights reserved.

Childhood Leukaemia Near Nuclear Installations

To the Editor:

A recent meta-analysis by Baker and Hoel (2007) documented consistently elevated leukaemia incidence and mortality in children, especially those under age 10 years, near nuclear installations. Although a consistent dose-response association was not found, results suggest more detailed investigation is in order. The report extends an investigation of low-dose radiation exposure and childhood leukaemia risk that began in the late 1950s, when a near-doubling of leukaemia mortality by age 10 years from in utero pelvic X-rays was documented (Stewart *et al.* 1958).

The studies cited by the authors indicate that more current data may be needed. Of the 17 studies in the meta-analysis, 12 were published before 1994, raising the question of whether the findings accurately represent present patterns of childhood leukaemia. Only one study examined US nuclear plants, even though the USA is home to nearly one-fourth of all nuclear power reactors worldwide. This report examined cancer mortality rates near US plants that began operating before 1982, before and after startup, but ended with 1984 data (Jablon *et al.* 1991). The availability of historical mortality data on the US Centers for Disease Control and Prevention web site makes an update of this study feasible. The prior study, conducted by the US National Cancer Institute, presented mortality data for childhood leukaemia (age 0–9 and 10–19 years) near 51 US nuclear power plants. It used a Standard Mortality Ratio (SMR), defined as the proportion of the local to national death rate, to analyse temporal changes near nuclear plants after startup. (The one or two closest counties to each plant were selected as the local area.) It is now possible to observe any changes in SMR for childhood leukaemia as nuclear plants age. Table 1 compares the ratio for the year after startup through 1984 to the period 1985–2004. The 51 plants are also divided into three categories: older plants (startup from 1957 to 1970

and still operating), newer plants (startup from 1971 to 1981 and still operating) and plants permanently closed. The local areas constitute a total of 67 counties, with a current population of about 25 million, or 8% of the US total.

We observe a uniform pattern of increase in childhood leukaemia SMR from the earlier period to the most recent 20 years for the plants that remain in operation. The greatest changes occurred in the older plants; the leukaemia SMR for children aged 0–19 years rose 13.9%, from 0.986 to 1.123 ($P < 0.02$). Areas closest to the newer plants had a smaller increase of 9.4% (SMR from 0.897 to 0.981, not significant). For both groups of plants, the SMR rose more rapidly for the 10–19 age group compared with the 0–9 group, a pattern that is inconsistent with the Baker and Hoel findings. The areas near the closed plants experienced an insignificant 5.5% decrease in SMR, from 1.028 to 0.971. In the most recent two decades, a total of 1037 childhood leukaemia deaths occurred near the plants still operating, while 255 occurred near the closed plants.

Current (1985–2004) local childhood leukaemia mortality near older US plants still operating is above the US rate (SMR > 1.00), while mortality near newer plants is below the US (SMR < 1.00). While it is feasible that higher emissions of radioisotopes into the environment from older plants may account for the observed trends, caution should be used when interpreting the data. There may be demographic differences between the two groups that can include factors affecting mortality risk such as poverty, proximity to medical facilities and presence of other environmental pollutants. Prudence should also be used when reviewing results for the areas near closed reactors. It is possible that reduced emissions after closing are associated with reduced childhood leukaemia mortality, but other possible confounding factors should be considered.

The analysis is also affected by the time frames used in the early years after nuclear plant startup. Anywhere from 3 to 27 years after startup was used by the US National Cancer Institute in the earlier period, according

Table 1. Change in Standard Mortality Ratio (SMR), childhood leukaemia; US nuclear plants started 1957–1981; startup–1984 vs. 1985–2004

	SMR (deaths)			
Age (years)	Startup–1984	1985–2004	% Change in SMR	
All plants still operating, startup 1957–1981 (<i>n</i> = 39)				
0–9	1.004 (639)	1.077 (504)	+7.3	<i>P</i> < 0.24
10–19	0.910 (516)	1.038 (533)	+14.1	<i>P</i> < 0.04*
Total 0–19	0.960 (1155)	1.055 (1037)	+9.9	<i>P</i> < 0.03*
Older plants still operating, startup 1957–1970 (<i>n</i> = 12)				
0–9	1.051 (487)	1.176 (292)	+11.9	<i>P</i> < 0.14
10–19	0.909 (351)	1.077 (283)	+18.5	<i>P</i> < 0.04*
Total 0–19	0.986 (838)	1.123 (575)	+13.9	<i>P</i> < 0.02*
Newer plants still operating, startup 1971–1981 (<i>n</i> = 27)				
0–9	0.880 (152)	0.964 (212)	+9.5	<i>P</i> < 0.39
10–19	0.913 (165)	0.996 (250)	+9.1	<i>P</i> < 0.39
Total 0–19	0.897 (317)	0.981 (462)	+9.4	<i>P</i> < 0.22
San Onofre plant, San Diego CA and Orange CA Counties, startup 1967				
0–9	1.080 (229)	1.305 (204)	+20.8	<i>P</i> < 0.06
10–19	0.880 (171)	1.242 (199)	+41.1	<i>P</i> < 0.002*
Total 0–19	0.984 (400)	1.269 (403)	+29.5	<i>P</i> < 0.0004*
All plants now closed, startup 1957–1981 (<i>n</i> = 12)				
0–9	1.015 (150)	0.962 (120)	–5.2	<i>P</i> < 0.66
10–19	1.043 (137)	0.980 (135)	–6.0	<i>P</i> < 0.61
Total 0–19	1.028 (287)	0.971 (255)	–5.5	<i>P</i> < 0.51

*Significant at *P* < 0.05.

to the plant. This could affect results, even though a standard of 20 years was used for the later period.

The plant with the largest local population is the San Onofre installation in southern California, located on the border of San Diego and Orange Counties. Results are also presented for this site in Table 1, and a significant increase in leukaemia SMR for children aged 0–9 and 10–19 years was observed. Areas near other individual facilities experienced many fewer deaths, and no changes achieved statistical significance.

Because of major therapeutic advances in the past several decades, the childhood leukaemia survival rate is one of the highest of any type of cancer in developed nations. The death rate has plunged while incidence has risen; in the USA, the childhood leukaemia mortality and incidence changes from 1975 to 2004 were –49.0% and +28.7% respectively. Currently, there are about seven newly diagnosed cases of childhood leukaemia each year for each death (Ries *et al.* 1975–2004). Analysis of recent childhood leukaemia mortality data near nuclear plants may reflect the efficacy of treatment as much as it does an outcome of radioactive exposures or other factors. While further study should include both incidence and mortality data, incidence of recent childhood leukaemia patterns near nuclear plants may provide more meaningful data. In addition, as cancer registries acquire data for longer

periods, it would be helpful to continue examining temporal trends of this disorder near nuclear installations.

REFERENCES

- Baker P.J. & Hoel D.G. (2007) Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities. *European Journal of Cancer Care* **16**, 355–363.
- Jablon S., Hrubec Z. & Boice J.D. (1991) Cancer in populations living near nuclear facilities: a survey of mortality nationwide and incidence in two states. *New England Journal of Medicine* **265**, 1403–1408.
- Ries L.A.G., Melbert D., Krapcho M., Mariotto A., Miller B.A., Feuer E.J., Clegg L., Homer M.J., Howlander N., Eisner M.P., Reichman M. & Edwards B.K., eds (1975–2004) *SEER Cancer Statistics Review*, National Cancer Institute, Bethesda, MD, USA: Available at: http://seer.cancer.gov/csr/1975_2004.
- Stewart A., Webb J. & Hewitt D. (1958) A survey of childhood malignancies. *British Medical Journal* **1**, 1495–1508.
- US Centers for Disease Control and Prevention (2007) *Underlying cause of death*. Available at: <http://wonder.cdc.gov>, ICD-9 codes for leukemia prior to 1999 include 204.0–208.9; ICD-10 codes for leukemia for 1999 and after include C90.1–C95.9.

JOSEPH MANGANO

Radiation and Public Health Project, New York, USA

JANETTE D. SHERMAN

*Environmental Institute, Western Michigan University,
 Kalamazoo, MI, USA*

APPENDIX

US nuclear plants started 1957–1981, used in Table 1, by startup date and open/closed status

Startup 1957–1970	Startup 1971–1981		Closed
Shippingport/Beaver Valley	Palisades	Hatch	Yankee Rowe
Dresden	Pilgrim	Peach Bottom	Big Rock Point
Indian Point	Quad Cities	Three Mile Island	Hallam
Fermi	Surry	Brunswick	Humboldt Bay
San Onofre	Turkey Point	Cook	Pathfinder
Ginna	Vermont Yankee	Salem	Haddam Neck
Nine Mile Point/Fitzpatrick	Browns Ferry	St. Lucie	LaCrosse
Oyster Creek	Fort Calhoun	Crystal River	Maine Yankee
Millstone	Oconee	Davis Besse	Zion
Point Beach/Kewaunee	Prairie Island	Farley	Rancho Seco
Robinson	Arkansas 1,2	North Anna	Trojan
Monticello	Calvert Cliffs	Sequoyah	Fort St. Vrain
	Cooper Station	McGuire	
	Duane Arnold		

Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities

P.J. BAKER, PHD, *Research Analyst, Department of Biostatistics, Biostatistics and Epidemiology, Medical University of South Carolina, Gulph Mills, PA and Senior Project Statistician, Omnicare Clinical Research, & D.G. HOEL, PHD, Professor, Department of Biostatistics, Biostatistics and Epidemiology, Medical University of South Carolina, Charleston, SC, USA*

BAKER P.J. & HOEL D.G. (2007) *European Journal of Cancer Care* **16**, 355–363

Meta-analysis of standardized incidence and mortality rates of childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities

The meta-analysis combined and statistically analysed studies of childhood leukaemia and nuclear facilities. Focus was on studies that calculated standardized rates for individual facilities. Due to variability between study designs, eight separate analyses were performed stratified by age and zone. One hundred and thirty-six sites were used in at least one analysis. Unadjusted, fixed effects and random effects models were used. Meta-rates greater than one were found in all models at all stratification levels often achieving statistical significance. Caution must be used when interpreting these results. The meta-analysis was able to show an increase in childhood leukaemia near nuclear facilities, but does not support a hypothesis to explain the excess. Each type of model utilized has limitations. Fixed effects models give greater weight to larger studies; however, population density may be a risk factor. Random effects models give greater weight to smaller studies that may be more likely to be affected by publication bias. A limitation of the overall study design is that standardized rates must be available for individual sites which led to exclusion of studies that only calculated rates for multiple sites and those that presented other statistical methods. Further, dose-response studies do not support excess rates found near nuclear facilities. However, it cannot be ignored that the majority of studies have found elevated rates, although not usually statistically significant.

Keywords: childhood leukaemia, nuclear, radiation, meta-analysis.

INTRODUCTION

In response to the cluster of childhood leukaemia reported near the Sellafield nuclear site in Great Britain in 1984 (Black 1984), there have been numerous studies assessing the possible risk of childhood leukaemia due to irradiation from nuclear sites. While many studies have found positive associations, few results have been significant. Although there is little doubt that exposure to radiation increases the risk of developing leukaemia (BEIR V 1990;

Preston *et al.* 1994; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1994; IARC 1999), there is disagreement as to whether the amount of exposure received by children living near nuclear sites is sufficient to increase risk.

Determining individual exposure in proximity to nuclear sites is problematic. Parameters that need to be considered include type of nuclear site, wind speed and direction, topography, plant emissions and distance from the site. For the child, parameters include age and lifestyle. Due to the difficulty in determining individual exposure levels, researchers have largely relied on identifying cases or deaths in a pre-defined area and calculating a standardized rate without a specific reference to exposure, instead, using geographical zones in the vicinity of a nuclear site as a surrogate for exposure.

Correspondence address: Peter J. Baker, Department of Biometry and Epidemiology at the Medical University of South Carolina, 933 Mayberry Road, Gulph Mills, PA 19428, USA (E-mail: pjbaker@alumni.musc.edu).

Accepted 3 February 2006

DOI: 10.1111/j.1365-2354.2007.00679.x

European Journal of Cancer Care, 2007, **16**, 355–363

Within the multitude of studies, many type of inconsistencies in methodology have surfaced including:

- Age – The choice of age group to study has not only varied between studies in different countries, it has also varied between studies of a single nuclear site. This may reflect the uncertainties in determining at which age a child is no longer more susceptible in developing leukaemia than an adult.
- Area – Since the selection of area is often arbitrary (defined by an area with available census data), the choice naturally lends itself to selection bias. Too small an area may underestimate risk to children living outside the area and too large an area may miss a slight increase in risk if that risk is found near the nuclear site and much of the study area is not in the actual exposure zone.
- End point – Incidence data are generally preferable to mortality data as incidence data include the census area where the person lived at date of diagnosis. Residence at diagnosis is a better indicator of where the person may have resided at time of exposure. Conversely, mortality data are more easily affected by migration bias. Survival rates have also increased for childhood leukaemia making incidence a better indicator than mortality.

Another difficulty is that childhood leukaemia is a rare disease and nuclear sites are commonly found in rural areas leading to small sample sizes and, consequently, low power to detect slight increases in risk. An advantage of a meta-analysis is the ability to pool several cohorts that share common study characteristics to increase sample size and power.

MATERIALS AND METHODS

Study identification

Studies were identified by a comprehensive literature search, review of references, government publications and recommendations from researchers active in the field. Rates, observed cases and expected cases from candidate studies were validated by a second researcher to ensure that the appropriate data were identified and transcribed onto the spreadsheet correctly.

The criteria used for inclusion were:

- 1 The study must be a cohort study examining leukaemia in proximity to a nuclear site. A study must differentiate between leukaemia and lymphoma.
- 2 The study must include at least two of the following three variables: observed, expected, or end point [stan-

dardized incidence or mortality rate (SIR/SMR)] for individual nuclear sites, as opposed to a summarization that includes multiple sites.

- 3 If a site has zero observed cases or deaths, it is considered 0.01 for calculations.
- 4 The study must have at least one age category less than 26 (only ages less than 26 were used in the meta-analysis).
- 5 The study must indicate geographical zones in which cases or deaths occurred.

For multiple studies on the same cohort, the most complete study was used that met the study characteristics of interest for each analysis (defined below). The primary criterion used to identify the most complete study was the longest time interval, and the secondary criterion was the most recent publication.

Thirty-seven studies were identified for possible inclusion. Seventeen studies covering 136 nuclear sites in nine countries or former countries (East Germany) met the criteria for at least one analysis.

Statistical methods

Since one of the inclusion criteria is that an end point had to be reported for individual nuclear sites, each site was considered as an individual study in the statistical analysis. After the appropriate subset of sites had been identified for each analysis, three separate models were used to calculate a meta-SMR or meta-SIR: an overall unadjusted model, a fixed effects model and a random effects model.

The unadjusted model is the total observed cases or deaths divided by the total expected cases or deaths. An alternative model to adjust for sample size is a fixed effects model using the inverse variance-weighted method as described by Sutton (Sutton *et al.* 2000).

The meta-analysis combines nuclear sites that perform different functions and are located in a multitude of environmental settings (with respect to topography, wind, etc.); it is unlikely that all studies estimate the same underlying effect size, a fixed effects model assumption. One way to account for variation in effect size is to use a random effects model (DerSimonian & Laird 1986; Sutton *et al.* 2000).

Forest plots were used to show each site's SMR or SIR and corresponding 95% confidence intervals calculated by the method of exact Poisson confidence intervals (Liddell 1984). The forest plot contains several sites and visually represents the variability between estimates (Sutton *et al.* 2000).

Heterogeneity was analysed with Chi-Square Tests for Homogeneity (Cochran 1952) and radial plots, which plot

the z-statistic for each study against the reciprocal of its standard error (Galbraith 1988). Radial plots also include an unweighted regression line constrained through the origin and corresponding 95% confidence regions. Studies located outside the confidence regions contribute to heterogeneity (Sutton *et al.* 2000).

Publication bias was analysed with funnel plots, which plot the log of the treatment effect from individual studies and the inverse of their standard error (Sutton *et al.* 2000). If the funnel plot is skewed, publication bias may be present.

Analysis

If childhood leukaemia from radiation exposure is more likely to occur in young children (i.e. 0–9 age group), an analysis of the 0–25 age group may not allow the excess risk to be identified. Similarly, if the population living within 10 km of the nuclear site is at a much higher risk than the population residing 10–25 km from the site, a study including all children residing within a 25 km radius of the nuclear site may again miss a small excess risk to the 0–10 km population. Because the numerous studies examined several different age groups, geographical zones and end points, it was not possible to calculate an overall meta-SIR or meta-SMR. Therefore, we developed multiple subsets of interest as defined in Table 1.

RESULTS

Table 2 lists the studies that appeared in at least one analysis. Table 3 shows the number of sites included for each

analysis. One hundred and thirty-six sites were used in at least one analysis (For Great Britain, Burghfield was included in Aldermaston data due to the close proximity of the sites). Seventeen studies reported 70 SIRs and 193 SMRs that met the analysis criteria for the various sites. Five sites in the USA were excluded due to zero observed deaths, and expected could not be calculated because only observed and SMR were reported. When all geographical zones were used, SMRs were reported at least twice as often as SIRs. However, when geographical zones were restricted to <16 km, SIRs were reported more often than SMRs. The great disparity between reporting SIRs and SMRs can be attributed to the sites in the USA. Jablon reported 116 SMRs for USA sites, as compared with eight SIRs, that met the criteria (Jablon *et al.* 1990). The US

Table 1. Stratification of analysis by age group, geographic zone and end point

Analysis	Age group*	Geographic zone*	End point
1	0–9	All	SIR
2	0–9	All	SMR
3	0–9	<16 km†	SIR
4	0–9	<16 km†	SMR
5	0–25	All	SIR
6	0–25	All	SMR
7	0–25	<16 km†	SIR
8	0–25	<16 km†	SMR

*Contains all subsets within the defined range. If more than one study exists for a cohort, the study with the largest range within the defined range is used. For example, 0–9 age group may include a study that contains only 0–4 age group.

†Rounded to the nearest kilometer. For example, 10 miles converts to 16.09 km; therefore it is considered 16 km.

SIR, standardized incidence rate; SMR, standardized mortality rate.

Table 2. Studies of childhood leukaemia and nuclear facilities that met the criteria for the meta-analysis

Study	Country	End point	Age group*	Zone (km)*
COMARE III (1989)	Great Britain	SIR/SMR	0–9, 0–14, 0–24	<10, <16
Goldsmith (1992)	Great Britain	SIR/SMR	0–9	<16
Ewings <i>et al.</i> (1989)	Great Britain	SIR	0–24	District†, <12.5
Baron (1984)	Great Britain	SMR	0–14	<8
Clarke <i>et al.</i> (1989)	Canada	SIR/SMR	0–4	County†
Clarke <i>et al.</i> (1991)	Canada	SIR/SMR	0–14	County†
Viel <i>et al.</i> (1995)	France	SIR	0–4, 0–24	<10, <35
Viel & Richardson (1990)	France	SMR	0–4, 0–24	<35
Hattchouel <i>et al.</i> (1995)	France	SMR	0–25	<16
Jablon <i>et al.</i> (1990)	USA	SIR/SMR	0–9, 0–19	County†
Mohner & Stabenow (1993)	East Germany	SIR	0–14	<15
Heasman <i>et al.</i> (1987)	Scotland	SIR	0–24	<12.5
COMARE II (1988)	Scotland	SIR	0–24	<12.5, <25
Hole & Gillis (1986)	Scotland	SIR	0–14	Adjusted postcodes†
Kaletsch <i>et al.</i> (1997)	West Germany	SIR	0–14	<15
Iwasaki <i>et al.</i> (1995)	Japan	SMR	0–14	District†
Lopez-Abente <i>et al.</i> (1999)	Spain	SMR	0–24	<15, <30

*Categories used in at least one analysis.

†Considered greater than 16 km.

SIR, standardized incidence rate; SMR, standardized mortality rate.

study was conducted at the county level and the sites are assigned to 'All' geographical region, which also accounts for the disparity in number of sites between 'All' and '<16 km' geographical regions.

Mortality analyses

Although all unadjusted meta-SMRs were at least 1.00, none were statistically significant at $\alpha = 0.05$. Table 4 shows the fixed effects and random effects meta-SMRs. All fixed effects and random effects models were greater than one and the 0–9 age group achieved statistical significance across geographical zones. Confidence intervals were similar between fixed effects and random effects models at a given strata suggesting the absence of significant heterogeneity. No significant heterogeneity was found using Cochran Chi-Square Test for Homogeneity at $\alpha = 0.10$.

Radial plots indicated Rancho Seco and Zion might contribute considerably to heterogeneity for age group = 0–9

and geographical zone = 'All'. Removing the sites resulted in lower confidence bands of 1.00 for both models. Radial plots also indicated Dresden, Rancho Seco, Zion and Naraha might contribute considerably to heterogeneity for age group = 0–25 and geographical zone = 'All'. Removing the sites had a negligible effect on the meta-SMR and no change in significance. Last, radial plots indicated Aldermaston might contribute considerably to heterogeneity for age group = 0–25 and geographical zone = '<16 km'. Removing Aldermaston resulted in statistically significant SMRs for both models (Table 5).

The funnel plots for publication bias do not appear to be skewed leading us to reject that significant publication bias exists.

Incidence analyses

All unadjusted meta-SIRs were at least 1.00 and statistically significant. Table 6 shows the fixed effects and random effects meta-SIRs. All fixed effects and random effects meta-SIRs were greater than 1.00 and statistically significant. As in the mortality results, confidence intervals were similar between fixed effects and random effects models at a given strata suggesting the absence of significant heterogeneity. Testing for heterogeneity using Cochran Chi-Square Test for Homogeneity, no analyses were significant at $\alpha = 0.10$.

Radial plots for age group = 0–25 and geographical zone = 'All' indicated that Amersham (SMR = 1.48) might be contributing considerably to heterogeneity; and for age group = 0–25 and geographical zone = '<16 km', Amersham and Dounreay (SMR = 3.26) might be contributing

Table 3. Number of nuclear facilities used in each analysis

Age group	Geographic zone	End point	Number of sites
0–9	All	SIR	22
0–9	All	SMR	76
0–9	<16 km	SIR	13
0–9	<16 km	SMR	14
0–25	All	SIR	50
0–25	All	SMR	115
0–25	<16 km	SIR	41
0–25	<16 km	SMR	37

SIR, standardized incidence rate; SMR, standardized mortality rate.

Table 4. Mortality meta-rates for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities by age group and geographic zone

Age group	Geographic zone	Fixed effects		Random effects	
		Rate	95% CI	Rate	95% CI
0–9	All	1.06	(1.01, 1.11)	1.06	(1.01, 1.12)
0–9	<16 km	1.23	(1.04, 1.46)	1.24	(1.03, 1.50)
0–25	All	1.02	(0.98, 1.06)	1.02	(0.98, 1.06)
0–25	<16 km	1.09	(0.97, 1.23)	1.09	(0.97, 1.23)

Table 5. Mortality meta-rates for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities by age group and geographic zone: excluding sites that may be contributing to heterogeneity

Age group	Geographic zone	Fixed effects		Random effects	
		Rate	95% CI	Rate	95% CI
0–9	All	1.05	(1.00, 1.11)	1.05	(1.00, 1.11)
0–9	<16 km	1.23*	(1.04, 1.46)	1.24*	(1.03, 1.50)
0–25	All	1.02	(0.98, 1.06)	1.02	(0.98, 1.06)
0–25	<16 km	1.18	(1.03, 1.34)	1.18	(1.03, 1.34)

*Models not reran.

Table 6. Incidence meta-rates for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities by age group and geographic zone

Age group	Geographic zone	Fixed effects		Random effects	
		Rate	95% CI	Rate	95% CI
0–9	All	1.25	(1.13, 1.38)	1.24	(1.12, 1.38)
0–9	<16 km	1.23	(1.07, 1.40)	1.22	(1.05, 1.41)
0–25	All	1.12	(1.06, 1.18)	1.12	(1.06, 1.18)
0–25	<16 km	1.11	(1.03, 1.18)	1.10	(1.03, 1.19)

Table 7. Incidence meta-rates for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities by age group and geographic zone: excluding sites that may be contributing to heterogeneity

Age group	Geographic zone	Fixed effects		Random effects	
		Rate	95% CI	Rate	95% CI
0–9	All	1.21	(1.09, 1.35)	1.21	(1.08, 1.35)
0–9	<16 km	1.14	(0.98, 1.33)	1.14	(0.98, 1.33)
0–25	All	1.10	(1.04, 1.17)	1.10	(1.04, 1.17)
0–25	<16 km	1.07	(1.00, 1.15)	1.07	(1.00, 1.15)

considerably to heterogeneity. All SIR analyses were rerun without Amersham (and Dounreay in age group = 0–25 and geographical zone = '<16 km'). Fixed effects and random effects rates were no longer significant for both age groups where geographical zone = '<16 km' (Table 7).

Forest and funnel plots

The log rate and 95% confidence intervals are shown in forest plots for SIR and SMR where age group = 0–9 and geographical zone = '<16 km', likely the most susceptible cohort (Figs 1 and 2). A solid vertical line is presented to indicate a rate equal to one and a dashed vertical line represents the random effects meta-rate. A smaller confidence interval represents a larger study, which will have a greater effect on the meta-rate. Although the majority of studies have rates greater than one, most of these studies have confidence intervals that contain one. Observing these plots, it is difficult to rule out heterogeneity.

The funnel plots (not displayed) do not indicate the presence of significant publication bias.

DISCUSSION

We attempted to compile the most complete list of professional journals and government publications, in English and other languages, from around the world that studied childhood leukaemia in the vicinity of nuclear facilities. Observed and expected numbers were available for 136 nuclear sites in nine countries or former countries. The number of sites allowed for multiple analyses based on area and age. We were able to develop unadjusted mod-

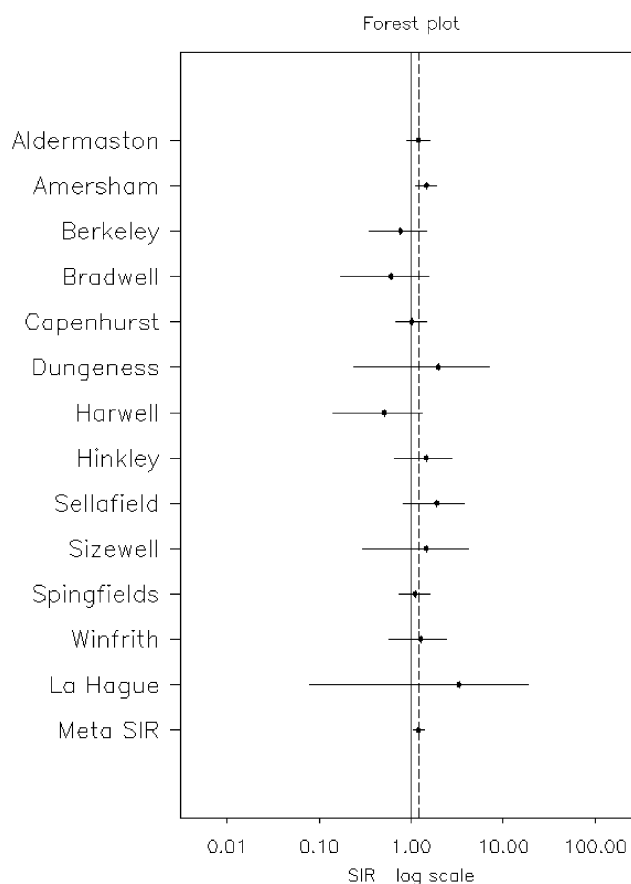


Figure 1. Forest plot of SIR for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities for: age group = 0–9, geographic zone = '<16 km'. Also includes the random effects meta-SIR. SIR, standardized incidence rate.

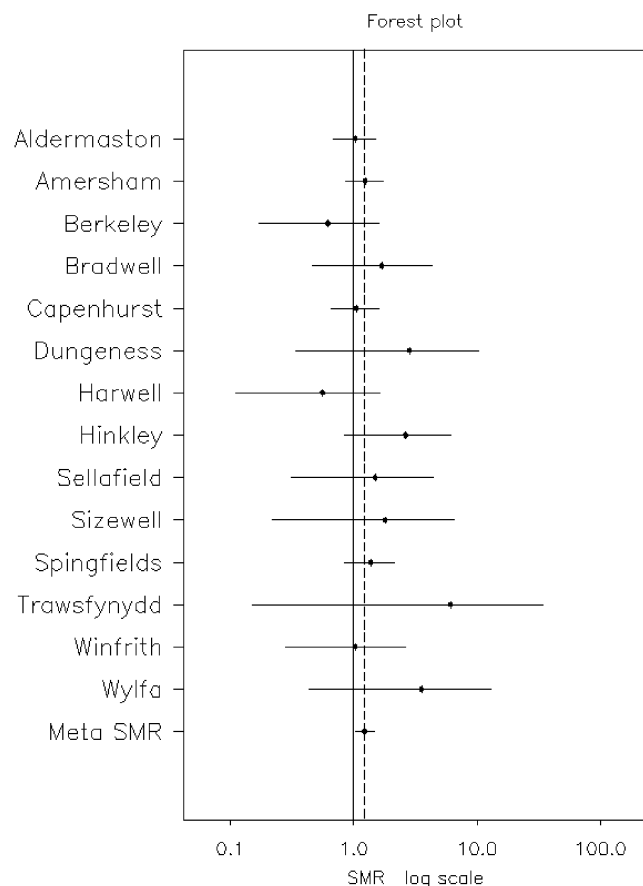


Figure 2. Forest plot of SMR for childhood leukaemia in proximity to nuclear facilities for: age group = 0–9, geographic zone = '<16 km'. Also includes the random effects meta-SMR. SMR, standardized mortality rate.

els (summing all observed and expected and calculating a meta-rate), fixed effects models and random effects models. Meta-SMRs and meta-SIRs were all greater than one. Within geographical zones and for meta-SMRs and meta-SIRs, the 0–9 age group experienced higher standardized rates than the 0–25 age group, suggesting that the 0–9 age group accounted for the majority of the excess cases and deaths. No pattern was found when comparing geographical zones within age groups.

It is highly unlikely that studies for different nuclear sites estimate the same underlying effect size. This is so because there are multiple types of nuclear generators operating at differing capacities, nuclear reprocessing sites, nuclear weapons sites and uranium mining sites. Therefore, even in the absence of evidence of heterogeneity between studies in a given strata, the use of a random effects model is more appropriate. In this meta-analysis, the meta-rates for the fixed effects and random effects models agree so closely that the choice of model is not critical.

Although many of the world's nuclear sites are represented in the meta-analysis, the inclusion rules did not allow certain sites to be used in calculated meta-rates. Four nuclear sites in Sweden were not included because only an overall *P*-value was published. Results in Sweden did not find a positive association between childhood leukaemia and nuclear sites (Waller *et al.* 1995). Israel's nuclear generator was not included because only incidence rates were reported. Similar to Sweden, no excess cases were found (Sofer *et al.* 1991). The inclusion of the Swedish and Israeli sites would have likely decreased the meta-rates, although it is difficult to determine whether that drop would have affected the statistical significance. It would also have been beneficial to include nuclear sites from the former Soviet Union, China and other countries with nuclear facilities. However, that was not possible and the consistently significant results that were found in the meta-analysis cannot be ignored.

Model limitations

The unadjusted model makes no attempt in adjusting for study size. Fixed effects models weight studies based on sample size. Thus, a larger study has more influence on the overall effect than smaller studies. This may be problematic when studying childhood leukaemia, since a possible risk factor is population density. The EUROCLUS study suggests that there might be an increase in cases in the areas of intermediate population density (Alexander *et al.* 1998). Therefore, weighting based on sample size has the unintended result of giving more influence to studies that cover areas of higher population density, a possible risk factor. Another disadvantage is the underlying assumption that each study is estimating the same treatment effect and the treatment effect differs solely as a result of random sample variability (Hedges & Olkin 1985; Friedenreich 1993). The assumption is highly unlikely for reasons explained throughout this paper. Formal tests for heterogeneity were carried out to test the underlying assumptions of fixed effects models. The results were not significant, but such tests suffer from low power (Sutton *et al.* 2000). Random effects models have their own limitations. An important limitation is the assumption that the studies included in the meta-analysis are from a hypothetical random distribution described by a common variance (Friedenreich 1993; Thompson & Sharp 1999). Another potential problem is that random effects models give greater weight to smaller studies than fixed effects models. Smaller studies may be more likely to reflect certain biases, including publication bias

(Thompson & Pocock 1991; Friedenreich 1993; Rothman & Greenland 1998).

Explaining elevated rates near nuclear facilities

Although the meta-analysis found consistently elevated rates for all stratification levels, it is important to note that there are many questions still to be answered; and several hypotheses have been proposed to explain the excess of childhood leukaemia in the vicinity of nuclear facilities, including environmental exposure, paternal exposure and viral transmission [see Laurier and Bard for a thorough summary of these hypotheses (Laurier & Bard 1999)].

Environmental exposure to radiation is a known risk factor for leukaemia (BEIR V 1990; Preston *et al.* 1994; IARC 1999). However, there is a question as to whether the amount of exposure received by children living near nuclear sites is sufficient to increase risk. Authors that have used emissions data from nuclear facilities and conducted dose-response studies have consistently found that plant discharge was too low to account for the excess cases of childhood leukaemia (Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment 1986, 1988, 1989, 1996). It also appears highly unlikely that preconception paternal exposure to radiation increases the risk of leukaemia to the child, an original hypothesis from the Sellafield studies (Urquhart *et al.* 1991; McLaughlin *et al.* 1993a; Parker *et al.* 1993; Draper *et al.* 1997; Pobel & Viel 1997). Several problems arise when conducting dose-response studies in an epidemiologic setting. Determining an individual's dose relies not only on knowledge of plant emissions and geographical parameters but also on the lifestyles of the individuals in the population. Another difficulty is that the expected dose-response relationship is established in an external population, and exposure between the population of interest and the external population may differ. For example, many of the dose-response studies relied on the Life Span Study of Atomic Survivors (Shimizu *et al.* 1988) and the Oxford Survey of Childhood Cancers (Stewart *et al.* 1970). The Life Span Study was a single acute high-dose exposure and the Oxford Survey of Childhood Cancers was intermittent high doses; whereas, the potential exposure from a nearby nuclear facility is most likely a continuous low dose. It may also be that there are interactions between environmental exposures that we are yet to understand. Gibson and Wheldon believe that there may be a synergistic effect between radiation and chemicals that could increase the risk of developing childhood leukaemia (Gibson *et al.* 1968; Wheldon *et al.* 1989).

If the amount of exposure were too low to cause the excess risk, then one would expect that the rates remained

consistent before and after the start-up of a nuclear facility. Several studies were able to calculate rates for regions before and after a nuclear facility began operation (Baron 1984; Clarke *et al.* 1989, 1991; Jablon *et al.* 1990; McLaughlin *et al.* 1993b; Mohnner & Stabenow 1993). Rates generally remained unchanged before and after start-up, even in regions with elevated rates. For example, Jablon analysed 62 nuclear sites in the USA and found that SMRs for childhood leukaemia in the 0–9 age group were higher before start-up when compared with after start-up. For the four facilities that incidence data were available, three sites had higher SIRs after start-up; however, rates were above one for both time points (Jablon *et al.* 1990). Other authors compared regions that were considered for the installation of a nuclear facility and regions that had an existing nuclear facility. Both types of areas had excess mortality. It was suggested that there might be an unidentified risk factor shared by these regions, other than environmental radiation (Cook-Mozaffari *et al.* 1989).

A hypothesis that has been well received is the possibility of an infectious origin to childhood leukaemia caused by population mixing (Kinlen 1988). When a population is mixed with another population that has not previously been exposed to the virus, individuals in the previously unexposed population may develop the disease (Kinlen *et al.* 1990). Although the possibility of a viral agent is suggested by several studies (Greaves *et al.* 1985; Kinlen *et al.* 1990, 1993; Kinlen & Hudson 1991; Kinlen & John 1994; Smith *et al.* 1998), an infectious agent has yet to be identified.

CONCLUSION

Although there exists papers that summarize the many studies on childhood leukaemia in proximity to nuclear sites, as well as report other potential causes such as the possibility of an infectious origin associated with population mixing (Kinlen 1988; Laurier & Bard 1999), there has not been an attempt to combine and statistically analyse these many studies, which is the purpose of this meta-analysis.

ACKNOWLEDGEMENT

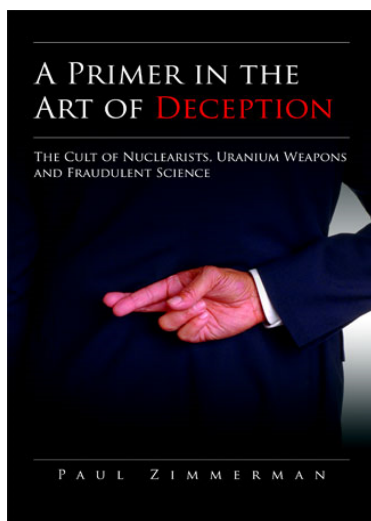
This publication is supported by funds from the U.S. Department of Energy cooperative agreement DE-FC09-02CH11109.

REFERENCES

Alexander F.E., Boyle P., Carli P.M., Coebergh J.W., Draper G.J., Ekblom A., Levi F., McKinney P.A., McWhirter W., Michaelis

- J., Peris-Bonet R., Petridou E., Pompe-Kirn V., Plisko I., Pukkala E., Rahu M., Storm H., Terracini B., Vatten L. & Wray N. (1998) Spatial clustering of childhood leukaemia: summary results from the EUROCLUS project. *British Journal of Cancer* **77**, 818–824.
- Baron J.A. (1984) Cancer mortality in small areas around nuclear facilities in England and Wales. *British Journal of Cancer* **50**, 815–824.
- BEIR V (1990) *Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation. National Research Council. Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation (BEIR V)*. National Academy Press, Washington, DC, USA.
- Black D. (1984) *Investigation of the Possible Increased Incidences of Cancer in West Cumbria*. Her Majesty's Stationary Office, London, UK.
- Clarke E.A., McLaughlin J. & Anderson T.W. (1989) *Childhood Leukemia Around Canadian Nuclear Facilities – Phase I, Final Report*. Atomic Energy Control Board, Ottawa, ON, Canada.
- Clarke E.A., McLaughlin J. & Anderson T.W. (1991) *Childhood Leukemia Around Canadian Nuclear Facilities – Phase II, Final Report*. Atomic Energy Control Board, Ottawa, ON, Canada.
- Cochran W.G. (1952) The chi-square tests of goodness of fit. *Annals of Mathematical Statistics* **23**, 315–345.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1986) *First Report, the Implications of the New Data on the Releases from Sellafield in the 1950s for the Possible Increased Incidence of Cancer in West Cumbria*. Her Majesty's Stationary Office, London, UK.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1988) *Investigation of the Possible Increased Incidence of Childhood Cancer in Young Persons near the Dounreay Nuclear Establishment, Caithness, Scotland*. Her Majesty's Stationary Office, London, UK.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1989) *Report on the Incidence of Childhood Cancer in the West Berkshire and North Hampshire Area, in Which are Situated the Atomic Weapons Research Establishment, Aldermaston and Royal Ordnance Factory, Burghfield*. Her Majesty's Stationary Office, London, UK.
- Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment (COMARE) (1996) *The Incidence of Cancer and Leukemia in Young People in the Vicinity of the Sellafield Site, West Cumbria: Further Studies and an Update of the Situation since the Publication of the Report of the Black Advisory Group in 1984*. Department of Health, London, UK.
- Cook-Mozaffari P.J., Darby S.C., Doll R., Forman D., Hermon C., Pike M.C. & Vincent T. (1989) Geographical variation in mortality from leukaemia and other cancers in England and Wales in relation to proximity to nuclear installations, 1969–78. *British Journal of Cancer* **59**, 476–485.
- DerSimonian R. & Laird N. (1986) Meta-analysis in clinical trials. *Controlled Clinical Trials* **7**, 177–188.
- Draper G.J., Little M.P., Sorahan T., Kinlen L.J., Bunch K.J., Conquest A.J., Kendall G.M., Kneale G.W., Lancashire R.J., Muirhead C.R., O'Connor C.M. & Vincent T.J. (1997) Cancer in the offspring of radiation workers: a record linkage study. *British Medical Journal* **315**, 1181–1188.
- Ewings P.D., Bowie C., Phillips M.J. & Johnson S.A. (1989) Incidence of leukaemia in young people in the vicinity of Hinkley Point nuclear power station, 1959–86. *British Medical Journal* **299**, 289–293.
- Friedenreich C.M. (1993) Methods for pooled analyses of epidemiologic studies. *Epidemiology* **4**, 295–302.
- Galbraith R.F. (1988) A note on graphical presentation of estimated odds ratios from several clinical trials. *Statistical Methods in Medical Research* **7**, 889–894.
- Gibson R.W., Bross I.D.J. & Graham S. (1968) Leukemia in children exposed to multiple risk factors. *New England Journal of Medicine* **279**, 906–909.
- Goldsmith J.R. (1992) Nuclear installations and childhood cancer in the UK: mortality and incidence for 0–9-year-old children, 1971–1980. *Science of the Total Environment* **127**, 13–35.
- Greaves M.F., Pegram S.M. & Chan L.C. (1985) Collaborative group study of the epidemiology of acute lymphoblastic leukaemia subtypes: background and first report. *Leukemia Research* **9**, 715–733.
- Hatchouel J.M., Laplanche A. & Hill C. (1995) Leukaemia mortality around French nuclear sites. *British Journal of Cancer* **71**, 651–653.
- Heasman M.A., Urquhart J.D., Black R.J., Kemp I.W., Glass S. & Gray M. (1987) Leukaemia in young persons in Scotland: a study of its geographical distribution and relationship to nuclear installations. *Health Bulletin* **45**, 147–151.
- Hedges L.V. & Olkin I. (1985) *Statistical Methods for Meta-Analysis*, pp. 189–203. Academic Press, Toronto, ON, Canada.
- Hole D.J. & Gillis C.R. (1986) Childhood leukaemia in the West of Scotland. *Lancet* **2**, 524–525.
- IARC (1999) *International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Ionizing Radiation Part I: X- and Gamma Radiation, and Neutrons*, 75 edn. IARC, Lyon, France.
- Iwasaki T., Nishizawa K. & Murata M. (1995) Leukemia and lymphoma mortality in the vicinity of nuclear power stations in Japan, 1973–1987. *Journal of Radiological Protection* **15**, 271–288.
- Jablon S., Hrubec Z., Boice J.D. & Stone B.J. (1990) *Cancer in Populations Living Near Nuclear Facilities* Vol. 2. Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Bethesda, MD, USA.
- Kaletsch U., Meinert R., Miesner A., Hoisl M. & Kaatsch P. (1997) *Epidemiologische Studien zum Auftreten von Leukämieerkrankungen bei Kindern in Deutschland. Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*. BMU-1997-489, GFM Dossenheim.
- Kinlen L. (1988) Evidence for an infective cause of childhood leukaemia: comparison of a Scottish new town with nuclear reprocessing sites in Britain. *Lancet* **2**, 1323–1327.
- Kinlen L.J., Clarke K. & Hudson C. (1990) Evidence from population mixing in British New Towns 1946–85 of an infective basis for childhood leukaemia. *Lancet* **336**, 577–582.
- Kinlen L.J. & Hudson C. (1991) Childhood leukaemia and poliomyelitis in relation to military encampments in England and Wales in the period of national military service, 1950–63. *British Medical Journal* **303**, 1357–1362.
- Kinlen L.J. & John S.M. (1994) Wartime evacuation and mortality from childhood leukaemia in England and Wales in 1945–9. *British Medical Journal* **309**, 1197–1202.
- Kinlen L.J., O'Brien F., Clarke K., Balkwill A. & Matthews F. (1993) Rural population mixing and childhood leukaemia: effects of the North Sea oil industry in Scotland, including the area near Dounreay nuclear site. *British Medical Journal* **306**, 743–748.
- Laurier D. & Bard D. (1999) Epidemiologic studies of leukemia among persons under 25 years of age living near nuclear sites. *Epidemiologic Reviews* **21**, 188–206.
- Liddell F.D. (1984) Simple exact analysis of the standardised mortality ratio 419. *Journal of Epidemiology and Community Health* **38**, 85–88.

- Lopez-Abente G., Aragonés N., Pollán M., Ruiz M. & Gandarillas A. (1999) Leukemia, lymphomas, and myeloma mortality in the vicinity of nuclear power plants and nuclear fuel facilities in Spain. *Cancer Epidemiology, Biomarkers and Prevention* **8**, 925–934.
- McLaughlin J.R., King W.D., Anderson T.W., Clarke E.A. & Ashmore J.P. (1993a) Paternal radiation exposure and leukaemia in offspring: the Ontario case-control study. *British Medical Journal* **307**, 959–966.
- McLaughlin J.R., Clarke E.A., Nishri E.D. & Anderson T.W. (1993b) Childhood leukemia in the vicinity of Canadian nuclear facilities. *Cancer Causes and Control* **4**, 51–58.
- Mohner M. & Stabenow R. (1993) Childhood malignancies around nuclear installations in the former GDR. *Medizinische Forschung* **6**, 59–67.
- Parker L., Craft A.W., Smith J., Dickinson H., Wakeford R., Binks K., McElvenny D., Scott L. & Slovak A. (1993) Geographical distribution of preconceptional radiation doses to fathers employed at the Sellafield nuclear installation, West Cumbria. *British Medical Journal* **307**, 966–971.
- Pobel D. & Viel J.F. (1997) Case-control study of leukaemia among young people near La Hague nuclear reprocessing plant: the environmental hypothesis revisited. *British Medical Journal* **314**, 101–106.
- Preston D.L., Kusumi S., Tomonaga M., Izumi S., Ron E., Kurotomo A., Kamada N., Dohy H., Matsuo T. & Matsui T. (1994) Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III. Leukemia, lymphoma and multiple myeloma, 1950–1987. *Radiation Research* **137**, S68–S97.
- Rothman K.J. & Greenland S. (1998) *Modern Epidemiology*, 2nd edn. Lippincott, Williams & Wilkins, Philadelphia, PA, USA.
- Shimizu Y., Kato H. & Schull W.J. (1988) *Life Span Study Report 11. Part. 2. Cancer Mortality in the Years 1950–1985 Based on the Recently Revised Doses (DS86)*. Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima, Japan.
- Smith M.A., Simon R., Strickler H.D., McQuillan G., Ries L.A. & Linet M.S. (1998) Evidence that childhood acute lymphoblastic leukemia is associated with an infectious agent linked to hygiene conditions. *Cancer Causes and Control* **9**, 285–298.
- Sofer T., Goldsmith J.R., Nusselder I. & Katz L. (1991) Geographical and temporal trends of childhood leukemia in relation to the nuclear plant in the Negev, Israel, 1960–1985. *Public Health Reviews* **19**, 191–198.
- Stewart A.M., Gilman E.A. & Kneale G.W. (1970) Radiation dose effects in relation to obstetric x-ray and childhood cancer. *Lancet* **2**, 1185–1188.
- Sutton A.J., Abrams K.R., Jones D.R., Sheldon T.A. & Song F. (2000) *Methods for Meta-Analysis in Medical Research*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Thompson S.G. & Pocock S.J. (1991) Can meta-analyses be trusted? *Lancet* **338**, 1127–1130.
- Thompson S.G. & Sharp S.J. (1999) Explaining heterogeneity in meta-analysis: a comparison of methods. *Statistics in Medicine* **18**, 2693–2708.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (1994) *Sources and Effects of Ionising Radiation*. United Nations, New York, USA.
- Urquhart J.D., Black R.J., Muirhead M.J., Sharp L., Maxwell M., Eden O.B. & Jones D.A. (1991) Case-control study of leukaemia and non-Hodgkin's lymphoma in children in Caithness near the Dounreay nuclear installation. *British Medical Journal* **302**, 687–692.
- Viel J.F., Pobel D. & Carre A. (1995) Incidence of leukaemia in young people around the La Hague nuclear waste reprocessing plant: a sensitivity analysis. *Statistics in Medicine* **14**, 2459–2472.
- Viel J.F. & Richardson S.T. (1990) Childhood leukaemia around the La Hague nuclear waste reprocessing plant. *British Medical Journal* **300**, 580–581.
- Waller L.A., Turnbull B.W., Gustafsson G., Hjalmarsson U. & Andersson B. (1995) Detection and assessment of clusters of disease: an application to nuclear power plant facilities and childhood leukaemia in Sweden. *Statistics in Medicine* **14**, 3–16.
- Wheldon T.E., Mairs R. & Barrett A. (1989) Germ cell injury and childhood leukaemia clusters [letter]. *Lancet* **1**, 792–793.



Menu

HOME

ABOUT THE BOOK

TABLE OF CONTENTS

**A WORD ABOUT
URANIUM**

PREFACE

INTRODUCTION

FREE PDF EXCERPTS

ARTICLES

LINKS

ORDERING

CONTACT US

Depleted uranium is a fascinating topic of study. Turn over any facet of the subject and what scurries out from underneath into the light of day are lies and subterfuge, distortions of truth and scientific fraud. To attain a panoramic vision of the guile that impregnates the subject of depleted uranium, one needs to recognize that, by its very nature, everything about DU can be nothing other than duplicitous. Disingenuousness is an inherent property of DU, as intrinsic to it as its density or specific activity. This is not because of what DU is or what it does, but because of what it points to.

The official agencies that set standards for radiation safety have artfully manipulated the pivotal concepts of dose and risk to perpetuate an archaic and inaccurate understanding of radiation effects. In so doing, these organizations, to which the whole world turns for guidelines, promulgates as safe levels of exposure to radionuclides which are hazardous. This intentional corruption of scientific fact is what has allowed the nuclear establishment to pursue its agenda with impunity while leaving in its wake an epidemic of ailing victims whose health has been destroyed by internal contamination.

To order the book, choose a quantity and click the button below.

The price for each book is \$35.00 USD plus \$5 for shipping in the US. Due to the weight of the book (1 Kg/2 lbs) shipping charges to Canada are \$12 and \$23 for worldwide shipping.

Quantity

Purchase the Book

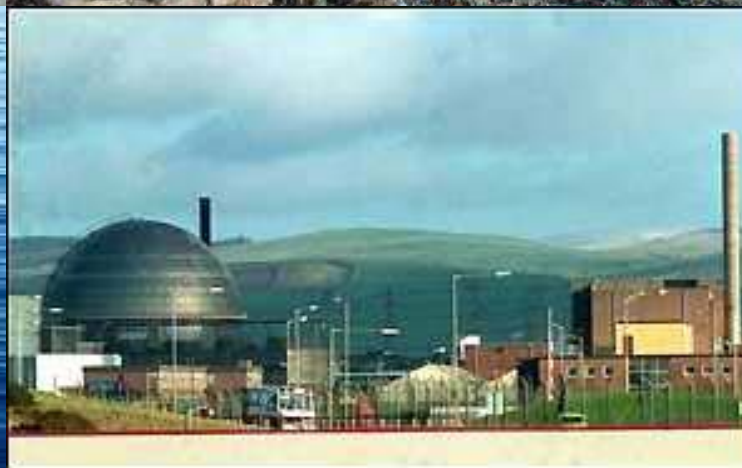
**2Checkout.com, Inc. is an authorized retailer of
dudeceptions.com**

Copyright © 2009 Paul Zimmerman

Kommunenenes Internasjonale Miljøorganisasjon



Local Authorities International Environmental Organisation





Questions?



www.kimointernational.org

OPEN ACCESS

International Journal of
**Environmental Research and
Public Health**
ISSN 1660-4601
www.mdpi.com/journal/ijerph

Article

Very Low Dose Fetal Exposure to Chernobyl Contamination Resulted in Increases in Infant Leukemia in Europe and Raises Questions about Current Radiation Risk Models

Christopher C. Busby ^{1,2}

¹ School of Biomedical Sciences, University of Ulster, Coleraine, UK

² Green Audit, Castle Cottage, Sea View Place, Aberystwyth SY23 1DZ, UK;
E-Mail: christo@greenaudit.org; Tel.: +441970630215; Fax: +441970630215

Received: 13 October 2008 / Accepted: 25 November 2009 / Published: 7 December 2009

Abstract: Following contamination from the Chernobyl accident in April 1986 excess infant leukemia (0–1 y) was reported from five different countries, Scotland, Greece, Germany, Belarus and Wales and Scotland combined. The cumulative absorbed doses to the fetus, as conventionally assessed, varied from 0.02 mSv in the UK through 0.06 mSv in Germany, 0.2 mSv in Greece and 2 mSv in Belarus, where it was highest. Nevertheless, the effect was real and given the specificity of the cohort raised questions about the safety of applying the current radiation risk model of the International Commission on Radiological Protection (ICRP) to these internal exposures, a matter which was discussed in 2000 by Busby and Cato [7,8] and also in the reports of the UK Committee examining Radiation Risk from Internal Emitters. Data on infant leukemia in the United Kingdom, chosen on the basis of the cohorts defined by the study of Greece were supplied by the UK Childhood Cancer Research Group. This has enabled a study of leukemia in the combined infant population of 15,466,845 born in the UK, Greece, and Germany between 1980 and 1990. Results show a statistically significant excess risk $RR = 1.43$ (95% CI $1.13 < RR < 1.80$ (2-tailed); $p = 0.0025$) in those born during the defined peak exposure period of 01/07/86 to 31/12/87 compared with those born between 01/01/80 and 31/12/85 and 01/01/88 and 31/12/90. The excess risks in individual countries do not increase monotonically with the conventionally calculated doses, the relation being biphasic, increasing sharply at low doses and falling at high doses. This result is discussed in relation to fetal/cell death at higher doses and also to induction of DNA repair. Since the cohort is chosen specifically

on the basis of exposure to internal radionuclides, the result can be expressed as evidence for a significant error in the conventional modeling for such internal fetal exposures.

Keywords: ionising radiation; infant leukemia; child leukemia; Chernobyl

1. Introduction

The Chernobyl accident contaminated most of Europe with fission-product radioisotopes including short-lived, high-activity Iodine and Tellurium, and also fuel particles containing uranium and other intermediate half-life isotopes, including the 30-year half life Caesium-137 [1]. In the UK, whole body monitoring showed the persistence of Caesium-137 in the population [2] and grassland surveys enabled the radiological modeling of equivalent dose. In general, the exposures in Europe were examined in some detail and doses to the population were well characterized [1]. For all of the countries of Europe except Belarus, the first year average committed effective doses were below 1 mSv, ranging from 0.02 mSv for the whole of the UK through 0.07 mSv for the whole of Germany, 0.2 mSv for Greece up to 2 mSv for Belarus. At these levels, the risk model of the International Commission on Radiological Protection (ICRP) predicts no measurable health effects. The absorbed doses were less than a quarter the mean natural background dose, and if dose has any universal radiological meaning, the exposures must be considered safe. Nevertheless there were reported increases in infant leukemia in the *in utero* exposed cohort in Scotland [3], Belarus [4] Greece [5], Germany [6] and Wales and Scotland combined [7,8].

Busby and Scott Cato [7,8] examined the likely absorbed doses to the children and applied the current radiation risk models of the ICRP, those employed also by all radiological protection legislation, to show that the risk factors currently being employed for the protection of members of the public were in error by upwards of 100-fold. Such an error might begin to illuminate other apparently inexplicable associations between childhood leukemia and exposure near nuclear sites, notably the ongoing child leukemia cluster near the UK Sellafield reprocessing plant in Cumbria [9] and the results of the recent KiKK study in Germany [10]. Infant leukemia is believed to be a consequence of a gene mutation *in utero* [5]. The importance of the infant leukemia results are that the *in utero* doses were well characterized, and that since the cohort is so well described, there is really no other explanation for the finding apart from exposure to ionizing radiation. Thus the existence of the effect may be taken as a *prima facie* evidence of the failure of the ICRP model and may be used to determine the accurate risk factors for this kind of internal exposure.

The seriousness of this question led in the UK to the formation of the Committee Examining Radiation Risk from Internal Emitters (CERRIE) whose remit was to examine the assertion that for internal exposures from fission-product radioisotopes, the true risk factors for cancer and leukemia were much greater than those currently employed by the radiation protection legislation. It was argued that the ICRP model was largely based on historical external radiation exposure studies, principally that of the Japanese A-bomb survivors and may not be safe for examining internal chronic exposures. This question was addressed in 2003 by the new European Committee on Radiation Risk (ECRR) [11]

and also in 2006 by the French IRSN [12]. The application of the ICRP model (which is based on adult exposures) to fetal exposures has also been questioned recently [13,14].

As part of its remit to examine the issue, CERRIE applied to the Oxford-based Childhood Cancer Research Group (CCRG) in order to follow up the 2000 Busby and Cato analysis [7,8] by examining the UK by contamination area and period. Data limitations had forced Busby and Scott Cato to employ very slightly different periods to those used by Petridou *et al.* [5] and Kaletsch *et al.* [6] and CERRIE decided to obtain data for the same periods. The first question was whether there was an effect in the high and intermediate exposure areas of the UK if the time periods used by Petridou *et al.* [5] were used to define exposure cohorts. Exposure in the UK depended upon rainfall at the time, and areas were agreed on the basis of measurements made by the UK National Radiological Protection Board and supplied to CERRIE. Results of the CERRIE analysis were difficult to interpret since the committee failed to agree on the significance of the data. There were two reports. The main report presented a statistically significant excess risk in Greece and Germany and non-statistically significant excess risk in the UK and in Belarus but was disinclined to conclude that the effect was real [15]. A minority of the committee argued that the effect had occurred in different countries as well as the UK and therefore should be taken as evidence that raised questions over the adequacy of the ICRP risk model for radiation safety [16].

2. Method

In the present study the populations of Germany, Greece and the UK and the respective population-weighted doses, are combined into one meta-analysis which is employed to examine the risks of infant leukemia from this type of internal exposure compared with the best available external exposure data, that of the Oxford Series obstetric X-ray studies [17]. Standard contingency table analysis was employed to compare risk in unexposed (periods A + C) with exposed (B) cohorts.

3. Results

Table 1 shows the time periods A, B and C employed by Petridou *et al.* (1996) [2] and for which the CCRG data from the UK was made available. Table 2 gives the number of infant leukemia cases (male and female combined) diagnosed in the period and the rates per 100,000 population 0–1 (birth population supplied by CCRG). Table 3 gives the data for all three countries and for all cases in the UK and compares the rates per 100,000 births with the mean population weighted fetal doses obtained from the original data and also from the UK National Radiological Protection Board which supplied the data to CERRIE.

Table 1. Exposure categories and time periods employed in the present study.

Cohort Group code	Time period	In utero exposure
Petridou <i>et al.</i> analysis periods		
A	01/01/80 to 31/12/85	Unexposed
B	01/07/86 to 31/12/87	Exposed
C	01/01/88 to 31/12/90	Unexposed

Table 2. Number of infant leukemia cases (rates per 100,000 births in the period) in UK by exposure category (from CCRG).

Period	Exposure category			
	High	Medium	Low	Total
A	3 (3.33)	52 (2.2)	66 (3.69)	121 (2.86)
B	1 (4.32)	16 (2.6)	24 (5.0)	41 (3.69)
C	2 (4.16)	39 (3.15)	35 (3.5)	76 (3.33)
Total	6 (3.72)	107 (2.54)	125 (3.8)	238 (3.11)

Table 3. Infant leukemia in UK Greece and Germany in the Chernobyl *in utero* exposure periods, (with rates per 100,000 and mean population-weighted fetal doses).

	Mean Dose ^d (mSv)	Period A unexposed	Period B Exposed	Period C unexposed
^a UK all cases	0.02	121 (2.86)	41 (3.69)	76 (3.33)
UK births		4237421	1112069	2282014
^b Germany all cases	0.1	83 (2.30)	35 (3.76)	60 (2.96)
Germany births		3601176	928649	2029613
^c Greece all cases	0.2	22 (2.75)	12 (7.35)	9 (2.89)
Greece births		801175	163337	311391
All 3 all cases	0.067	226 (2.62)	88 (3.99)	145 (3.13)
All 3 births		8639772	2204055	4623018

^a from CCRG; ^b from Kaletsch *et al.*; ^c from Petridou *et al.*; ^d from original data, furnished by NRPB for CERRIE.

In the United Kingdom, the fallout from Chernobyl was patchy, and related to outbreaks of thundery rain that occurred in Scotland, Wales and Yorkshire. However, food supplies in the UK are sourced from all areas and therefore it is not at all clear that the high external exposure areas defined by CERRIE will be the same as high internal exposure areas. Significant Cs-137 contamination was measured by whole body monitoring at Oxford in the south of the UK where there was little precipitation both in the Summer of 1986 and the Spring of 1987 [2]. The high exposure area defined by NRPB for CERRIE was quite low in population and for this reason the high and intermediate areas are combined into one area. Results are given in Table 4.

Table 4. Statistics of infant leukemia rates in the UK based upon high + intermediate exposure groups in Scotland, North Wales and Yorkshire. Comparison of exposed (B) and unexposed (A + C) periods after Petridou *et al.*; data from CCRG.

Data Period	Cases High + Intermediate (rates)	Population High + Intermediate
A	69 (2.8)	2453548
B	25 (4.0)	632073
C	37 (2.9)	12840973
Statistics. B vs (A + C)	Relative Risk 1.4 (95% C. I. 0.88 < RR < 2.20) $\chi^2 = 2.26$; p = 0.132; two tailed	

Table 5 gives results for all three countries combine comparing the excess risk of infant leukemia in the exposed cohort with the unexposed cohorts on the basis of mean exposure doses *in utero*.

Table 5. Infant leukemia in the combined population of UK, Germany [3] and Greece [2] using all UK data from CCRG.

Data Period	Cases (rates)	Population
A	226 (2.62)	8639772
B	88 (4.0)	2204055
C	145 (3.1)	4623018
B vs (A + C)	Relative Risk 1.43 (95% C.I. 1.13 < RR < 1.80) $\chi^2 = 9.1$; p = 0.0025; two tailed	

4. Discussion

In the UK data, supplied by CCRG, and based upon the 1996 Petridou *et al.* [5] birth cohort criteria, there was an increase in infant leukemia in the exposed cohort in both the high and intermediate group combined and also in the total population. Unlike the increases in Scotland and Wales [7,8], the UK increase fell short of statistical significance at the $p = 0.05$ level using a two tailed test though would have been statistically significant using a directional test (which is justified since the prior hypothesis is directional: no one would argue that exposure to radiation would have *reduced* the risk of infant leukemia). This result (Table 4) differs from the earlier finding of Busby and Cato for Wales and Scotland [7,8] which found a statistically significant excess risk of $RR = 3.9$; $p = 0.0002$) because different areas were employed by CERRIE and also a slightly different period was employed. Most of the UK was unexposed and so the exposed population was diluted with unexposed individuals, reducing the Relative Risk and therefore also the statistical significance.

Combining the UK increases with those in Greece and Germany, (where the doses were greater) gave a 43% increase in infant leukemia in the combined cohort of 2.2 million births in children exposed to a mean population weighted dose of 0.067 mSv. The mean dose was obtained by population weighting the fetal doses determined for each country supplied by NRPB to the CERRIE committee for UK and obtained from the German study [6] where the doses were measured by the German Radiological Protection personnel and from UN data for Greece [1]. It should be emphasized that the internal dose here is unknown. The dose calculations are based mainly upon external dose, mainly gamma shine from Caesium-137 deposition. However, it is just this (mainly) external dose that is employed in radiological modeling of health effects, and so for the purpose of what follows this is the dose that is relevant.

In calculating the dissonance between the predictions of the ICRP models and the observed number of cases found in Scotland and Wales, Busby and Cato [7,8] used the ICRP risk factor of 0.0125 per Sievert (employed by the UK government COMARE committee in 1996 to examine the Sellafield child leukemias) [17]. However, in discussions within CERRIE it was pointed out that the obstetric data of Stewart *et al.* [18] was a firmer basis on which to compare the risks from internal fetal exposure with those from external. Stewart *et al.* found a 40% increase in childhood cancer aged 0-14 after an X-ray dose of 10mSv [19].

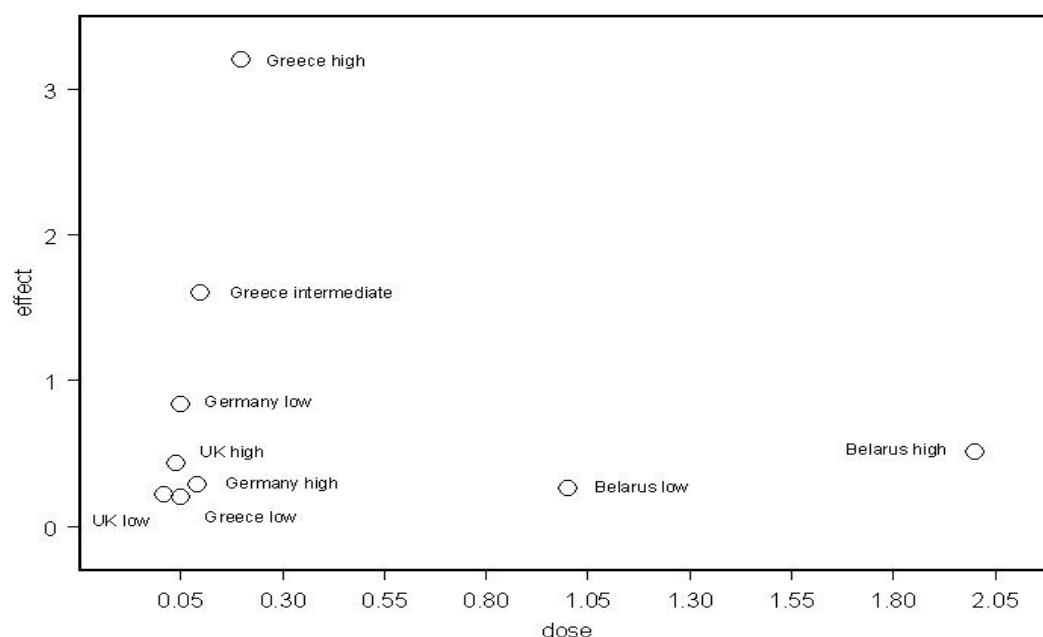
If we assume a 10mSv X-ray dose causes a 40% increase in childhood cancer, it is clear from Table 5 that a mean dose of 0.067 mSv from Chernobyl fallout has caused a mean increase in infant leukemia of 43%. The mean corresponding error in the application of the obstetric external risk factor to the infant leukemias is thus $43/40 \times 10/0.067 = 160$. There were therefore 160 times more infant leukemias in this combined population that would be predicted by the use of the obstetric X-ray data. And this is only in children aged 0–1: this is a minimum value, as we have yet to see what other cancers or leukemias emerge in this group as they age between 1 and 14 years. If the ICRP cancer risk coefficient is employed, as it was in the COMARE analysis of the Sellafield child leukemias the difference between the observed and predicted number of infant leukemias would be far greater, in excess of 1000-fold.

Because the number of exposed children is so large, it can be safely concluded that there was a real increase in infant leukemia in those who were exposed *in utero* to the fallout from Chernobyl although we cannot say for certain that the effect was not due to parental pre-conception irradiation, since our exposed groups (defined by Petridou *et al.*) were born up to the end of 1987.

A number of researchers have dismissed the increases in infant leukemia following the Chernobyl fallout as causally due to radiation exposure on the basis that the dose response relationship does not increase monotonically e.g., [6,8]. This argument needs to be addressed.

In the data available from the several countries, there was also a biological gradient in the rates over a certain range. Figure 1 shows the increases in infant leukemia with dose in the European countries which have been studied.

Figure 1. Dose response for infant leukemia in the countries examined by this study and CERRIE. (Data from CCRG and CERRIE [15]. Effect is fractional excess risk, and dose is in mSv.



The German study presented results for three dose areas and showed that the dose response was biphasic, *i.e.*, the greatest effect was not at the highest reported dose level. This was also true for the data from the UK when it was subdivided into the high, intermediate and low dose areas. In both countries the highest effect was in the intermediate dose area. Infant leukemia increases were also reported in Belarus [4] and the effect there was quite modest there although the doses were higher than in Greece. The data suggest that over the range 0–2 mSv the overall dose response is biphasic (Figure 1).

This biphasic behaviour is not remarkable for an *in utero* cause and endpoints in the living child, since above a certain dose some defense system may become overwhelmed and fetal death may intervene. Increasing the dose of any fetal poison will generally result in fetal damage and ultimately in death of the fetus. Therefore the highest doses will not necessarily produce the greatest effect if the outcome is measured after birth. Alternatively, biphasic radiation dose response relationships have been reported in the literature by Burlakova, who believes they represent a consequence of induced repair efficiency and the overwhelming of defense responses [20]. In addition, dismissal of causality because of the absence of a monotonic increase in effect with external dose may be insecure since it is not clear that the dose levels reported correlate with internal exposures of the specific type that cause the illnesses, since agricultural produce from high exposure areas may end up anywhere in the country or even in another country. In the main, the exposures used for these studies are based upon external radiation measurements or ground deposition of Caesium-137. If the exposures were to milk from cattle fed in the winter of 1986/87 with grass contaminated with radionuclides, this milk might end up anywhere in the country, not necessarily where the main deposition was; indeed dairy cattle are unlikely to be feeding in areas where the rainfall is high *e.g.* mountains. In support of this conclusion it is clear from the whole body monitoring results in the South of England, where Cs-137 precipitation was almost absent, that winter cattle feed was contaminated with radionuclides and that the radiation in the food travelled south from the affected areas. There was a clear second peak in Cs-37 in the Spring of 1987 which the produce from winter fed cattle appeared in the food supply [5,6,10].

Given the extremely low mean dose involved in the combined exposure area, UK, Greece and Germany (<70 μ Sv), the increase in infant leukemia was not predicted by the ICRP model. This defines an error in the use of a risk coefficient defined by the obstetric X-ray data of at minimum of 160-fold and an even greater error in the predictive radiation risk model of the ICRP. The ICRP model has been criticized for lack of scientific method and for failures to predict or explain a number of observations in children [11–13,16]. In particular, it has been argued that the use of acute external irradiation data to inform the model for health risks from internal chronic irradiation involved misuse of scientific method, and employed deductive rather than inductive reasoning [9,12,13]. If these criticisms are valid then clearly it is not possible to employ risk factors culled from the Japanese A-Bomb external high-dose acute exposure series to inform risk about chronic low-dose internal irradiation. And by the same argument, it is not valid to employ the risk factors obtained from the external obstetric X-ray data to inform risk models for internal irradiation. It is necessary to employ studies of children exposed to internal chronic radiation from fission product isotopes if we wish to develop models to predict or explain these same exposures.

The nuclear site child leukemia clusters, e.g., Sellafield, Dounreay and La Hague, and others listed by ECRR2003 [11] have been extensively studied and confirmed as being real and not due to chance. Recently a very large German government-funded study also revealed significant excess leukemia risk in children living within 5 km of nuclear sites from 1988–2005 [10]. These children will have been exposed to fission-product and uranium releases from the sites; *i.e.*, internal exposures. In all these nuclear sites the difference between the yield of childhood leukemia predicted by the ICRP and the observed numbers for these nuclear sites is in excess of 300-fold. The existence of the infant leukemias reported here for the European cohorts has resulted from doses which are less than those experienced by the nuclear site children, but for whom there is no alternative explanation apart from internal radiation exposure to largely the same fission product isotopes. Further research on infant leukemia in this cohort in other countries of Europe might usefully be pursued.

5. Conclusions

The fetal exposures to fallout from the Chernobyl accident in the combined exposed population of 2204055 children in Germany, Greece and the United Kingdom resulted in a 43% increase in infant leukemia, a disease associated with a gene mutation *in utero*. The specificity of the cohort defined it as one in which exposure to the radioactive fallout from the Chernobyl accident is the only possible cause of the increased infant leukemia incidence. Since the mean calculated weighted fetal dose to this population was 0.067 mSv, this finding defined an error in the ICRP risk model for this kind of exposure and suggests that it is unsafe to predict risks from chronic exposure to internal radionuclides on the basis of external doses. Using the best data for external fetal exposures and leukemia, that of the Oxford Obstetric X-ray studies of Stewart *et al.* [18,19] the error in employing such an approach is upward of 160-fold.

Acknowledgements

The author is grateful to the Childhood Cancer Research Group, Oxford, UK for supplying the data used in this study and to the Joseph Rowntree Charitable Trust for financial support.

References

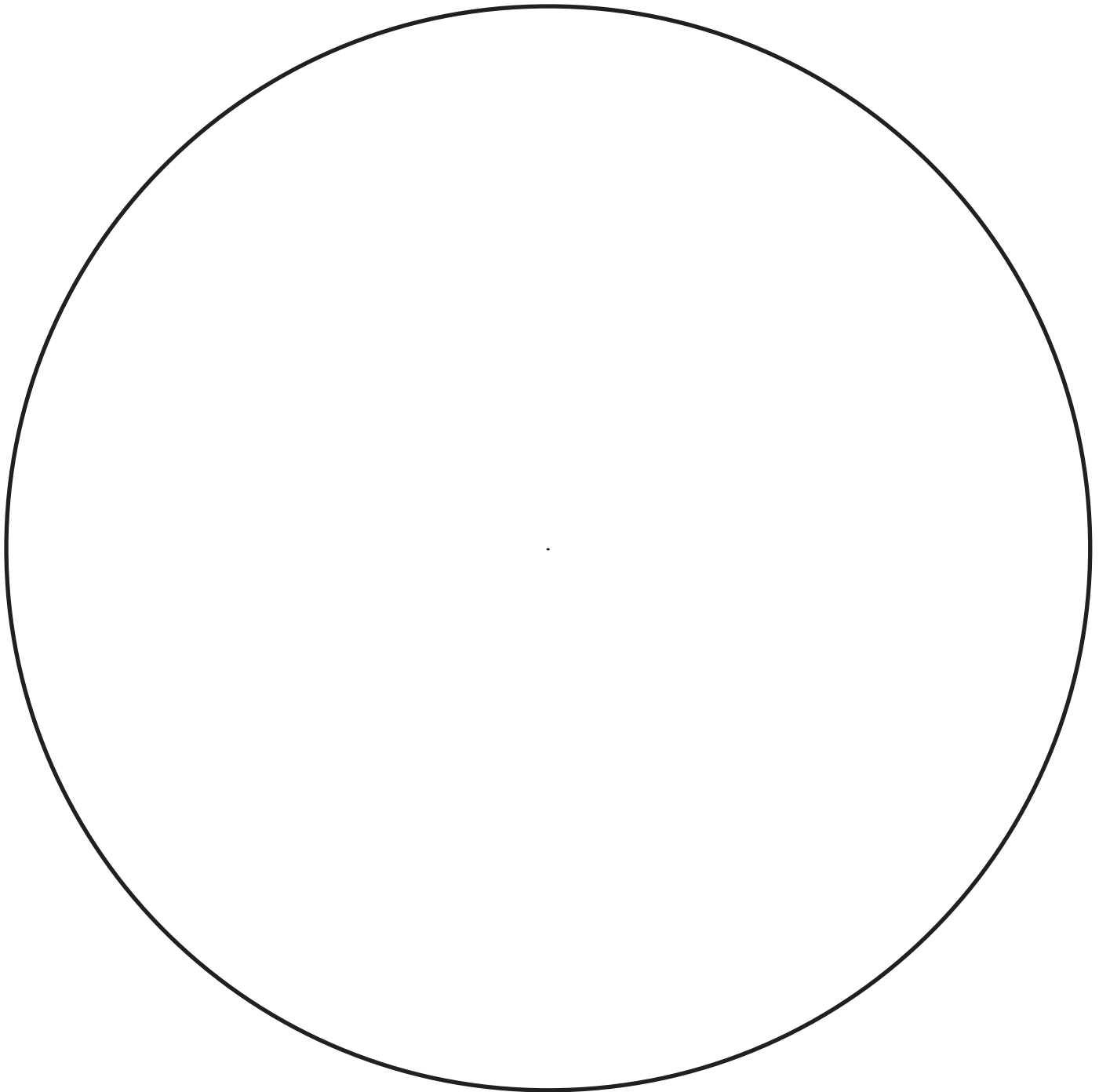
1. Savchenko, V.K. *The Ecology of the Chernobyl Catastrophe: Scientific Outlines of an International Programme of Collaborative Research*; UNESCO: Paris, France, 1995; pp. 6-7.
2. Etherington, G.; Dorrian, M.D. *Radiocaesium Levels, Intakes, and Consequent Doses in a Group of Adults Living in Southern England*. International Atomic Energy Agency Document IAEA-SM-306/29; IAEA: Vienna, Austria, 1991.
3. Gibson, B.E.S.; Eden, O.B.; Barrett, A.; Stiller, C.A.; Draper, G.J. Leukemia in young children in Scotland. *Lancet* **1988**, *2*, 630.
4. Ivanov, E.; Tolochko, G.V.; Shuvaeva, L.P. Infant leukemia in Belarus after the Chernobyl accident. *Radiat. Env. Biophys* **1998**, *37*, 53-55.

5. Petridou, E.; Trichopoulos, N.; Dessypris, N.; Flytzani, V.; Haidas, S.; Kalmanti, M. Infant leukemia after *in utero* exposure to radiation from Chernobyl. *Nature* **1996**, *382*, 352-353.
6. Kaletsch, U.; Michaelis, J.; Burkart, W.; Grosche, B. Infant leukemia after the Chernobyl Accident. *Nature* **1997**, *387*, 246.
7. Busby, C.; Cato, M. Increases in leukemia in infants in Wales and Scotland following Chernobyl. *Energy Environ.* **2000**, *11*, 127-137.
8. Busby, C.; Scott, C.M. Increases in leukemia in infants in Wales and Scotland following Chernobyl: Evidence for errors in statutory risk estimates and dose-response assumptions. *Int. J. Radiat. Med.* **2001**, *23*.
9. *Childhood Cancer near Nuclear Installations*; Beral, V., Roman, E., Bobrow, M., Eds.; BMJ Publishing: London, UK, 1993.
10. Kaatsch, P.; Spix, C.; Jung, I.; Blettner, M. Childhood leukemia in the vicinity of nuclear power plants in Germany. *Deutsch Arztebl. Int.* **2008**, *105*, 725-732.
11. Busby, C.; Bertell, R.; Schmitz-Feuerhake, I.; Yablokov, A. *2003 recommendations of the European Committee on Radiation Risk. The health effects of ionising radiation exposure at low doses for radiation protection purposes. Regulators Edition*; ECRR: Brussels, Belgium, 2003.
12. IRSN. *Les consequences sanitaires des contaminations internes chroniques par les radionucléides. Avis sur le rapport CERI 'Etudes des effets sanitaires de l'exposition aux faibles doses de radiations ionisantes a des fins de radioprotection*. DRPH 22005/20 Institut de Radioprotection at de Surete Nucléaire (IRSN): Fontenay aux Roses, France, 2005.
13. Busby, C.; Fucic, A. Ionizing Radiation and children's health: PINCHE conclusions. *Acta Paediat.* **2006**, *453*, 81-86.
14. Busby, C.; Lengfelder, E.; Pflugbeil, S.; Schmitz-Feuerhake, I. The evidence of radiation effects in embryos and fetuses exposed by Chernobyl fallout and the question of dose response. *Med. Conflict Survival* **2009**, *25*, 18-39.
15. Bramhall, R.; Busby, C.; Cox, R.; Darby, S.; Day, P.; Goodhead, D.; Harrison, J.; Muirhead, C.; Roche, P.; Simmons J. *Report of the Committee Examining Radiation Risks from Internal Emitters*; NRPB: Chilton, UK, 2004.
16. Bramhall, R.; Busby, C.; Dorfman, P. *Minority Report of the Committee Examining Radiation Risk from Internal Emitters*; Sosiumi Press: Aberystwyth, UK, 2004.
17. Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment COMARE. *The Incidence of Cancer and Leukemia in Young People in the Vicinity of the Sellafield Site in West Cumbria: Further Studies and Update since the Report of the Black Advisory Group in 1984, COMARE 4th Report*; Department of Health: Wetherby, UK, 1996.
18. Wakeford, R.; Little, M.P. Risk coefficients for childhood cancer after intrauterine irradiation. A review. *Int. J. Radiat. Biol.* **2003**, *79*, 293-309.
19. Stewart, A.M.; Webb, J.W.; Giles, B.D.; Hewitt, D. Malignant Disease in Childhood and Diagnostic Irradiation in Utero. *Lancet* **1956**, *271*, 447.

20. Burlakova, E.B; Goloshchapov, A.N; Zhizhina, G.P.; Konradov, A.A. New aspects of regularities in the action of low doses of low level irradiation. In *Low Doses of Radiation—Are They Dangerous?* Burlakova, E.B., Ed.; Nova Science Publishers: New York, NY, USA, 2000.

© 2009 by the authors; licensee Molecular Diversity Preservation International, Basel, Switzerland. This article is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).

The size relationship between a sweat pore (the large circle) and an alpha emitting particle (the small dot in the middle of the circle).



For more information see: Goldstick, Miles. 1992-09. "The Ability Of Alpha Radiation To Penetrate Human Skin." www.nonuclear.se/goldstick199209.html

Tabell B.12 Utsläpp till luft angivet i becquerel (Bq) för Forsmark 2004.*Table B.12 Releases to air for Forsmark for 2004 given in Bq.*

Nuklid	Block 1	Block 2	Block 3	SFR	Övriga anl.
H-3	1,81E+11	1,67E+11	1,71E+11		
C-14	6,91E+11	6,71E+11	8,62E+11		
Cr-51		1,79E+07			4,41E+05
Mn-54		3,22E+06	7,57E+05		8,61E+05
Co-58	5,69E+06	1,91E+07	8,17E+05		5,84E+05
Co-60	1,44E+07	1,35E+07	6,50E+06		4,35E+06
Mo-99	4,82E+06	8,86E+05			
Sb-122	1,77E+06	4,11E+06			
Sb-124			5,53E+05		
Am-243	1,80E+04	2,38E+04	9,31E+03		
Ädelgaser					
Ar-41		5,24E+08	2,33E+08		
Kr-85m	1,57E+10	3,70E+09	1,07E+09		
Kr-87	5,62E+08	2,66E+08			
Xe-131m		2,42E+10	7,93E+10		
Xe-133	2,78E+12	2,27E+10			
Xe-133m	1,06E+10				
Xe-135	1,05E+12	3,22E+10	8,29E+08		
Xe-135m	6,00E+11	1,79E+08			
Xe-137	5,01E+12	2,22E+08			
Jod					
I-131	1,54E+07	1,27E+06	4,22E+06		
I-133	9,96E+07	5,72E+06	7,00E+06		

Miles Goldstick 20081106

**Tabell B.12 Utsläpp till luft angivet i becquerel (Bq) för Forsmark 2004.
 ssi-rapp-2005-19.pdf, sida 55 ***

Isotop, summa block 1-3	år	dag	timma	minut	sekund	halveringstid	sönderfall
1 H-3	518,000,000,000	1,419,178,082	59,132,420	985,540	16,426	12.3 år	beta
2 C-14	2,224,000,000,000	6,093,150,685	253,881,279	4,231,355	70,523	5730 år	beta
3 Cr-51	17,900,000	49,041	2,043	34	1	27.7 dagar	gamma/xray
4 Mn-54	3,977,000	10,896	454	8	0	312.3 dagar	beta -
5 Co-58	25,607,000	70,156	2,923	49	1	70.86 dagar	Electron Capture
6 Co-60	34,400,000	94,247	3,927	65	1	5.2714 år	beta -
7 Mo-99	5,706,000	15,633	651	11	0	65.94 timmar	beta -
8 Sb-122	5,880,000	16,110	671	11	0	2.7238 dagar	beta -
9 Sb-124	553,000	1,515	63	1	0	60.20 dagar	beta -
10 Am-243	51,110	140	6	0	0	7373 år	alfa
Ädelgaser							
11 Ar-41	757,000,000	2,073,973	86,416	1,440	24	109.34 minuter	beta -
12 Kr-85m	4,770,000,000	13,068,493	544,521	9,075	151	4.480 timmar	beta -
13 Kr-87	828,000,000	2,268,493	94,521	1,575	26	76.3 minuter	beta -
14 Xe-131m	103,500,000,000	283,561,644	11,815,068	196,918	3,282	11.84 dagar	Isomeric Transition
15 Xe-133	2,802,700,000,000	7,678,630,137	319,942,922	5,332,382	88,873	5.243 dagar	beta -
16 Xe-133m	10,600,000,000	29,041,096	1,210,046	20,167	336	2.19 dagar	Isomeric Transition
17 Xe-135	1,083,029,000,000	2,967,202,740	123,633,447	2,060,557	34,343	9.14 timmar	beta -
18 Xe-135m	600,179,000,000	1,644,326,027	68,513,584	1,141,893	19,032	15.29 minuter	beta -
19 Xe-137	5,010,222,000,000	13,726,635,616	571,943,151	9,532,386	158,873	3.95 minuter	gamma/beta
Jod							
20 I-131	20,890,000	57,233	2,385	40	1	8.01 dagar	beta -
21 I-133	112,320,000	307,726	12,822	214	4	20.8 timmar	beta -
summa	12,358,812,284,110	33,859,759,682	1,410,823,320	23,513,722	391,895		

*

<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Publikationer/Rapport/Avfall-transport-fysiskt-skydd2/2005/200519--Utslapps--och-omgivningskontroll-vid-de-karntekniska-anlaggningarna-2002-2004/>

IONIZING RADIATION

THYROID

iodine-131
beta (gamma) ; 8 days

SKIN

sulphur-35
beta ; 87 days

LIVER

cobalt-60
beta (gamma) ; 5 years

OVARIES

iodine-131
beta (gamma) ; 8 days

cobalt-60
beta (gamma) ; 5 years

krypton-85
gamma ; 10 years

ruthenium-106
gamma ; 1 year

zinc-65
gamma ; 245 days

barium-140
gamma ; 13 days

potassium-42
gamma ; 12 hours

cesium-137
gamma ; 30 years

plutonium-239
alpha ; 24 000 years

MUSCLE

potassium-42
gamma ; 12 hours

cesium-137
gamma ; 30 years

LUNGS

radon-222 (and whole body)

alpha ; 3,8 days

uranium-233 (et os)

alpha ; 162 000 years

plutonium-239 (and bone)

alpha ; 24 000 years

SPLEEN

polonium-210 (and whole body)

alpha ; 138 days

KIDNEYS

uranium-238 (and bone)

alpha ; 4 500 000 years

ruthenium-106

gamma (beta) ; 1 year

BONE

radium-226

alpha ; 1 620 years

zinc-65

gamma ; 245 days

strontium-90

beta ; 28 years

yttrium-90

beta ; 64 hours

promethium-147

beta ; 2 years

barium-140

beta (gamma) ; 13 days

thorium-234

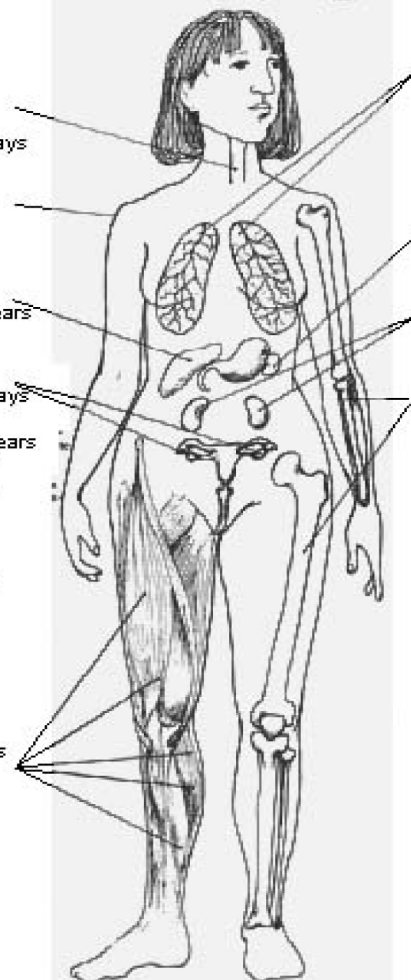
beta ; 24,1 days

phosphorus-32

beta ; 14 days

carbon-14 (and fat)

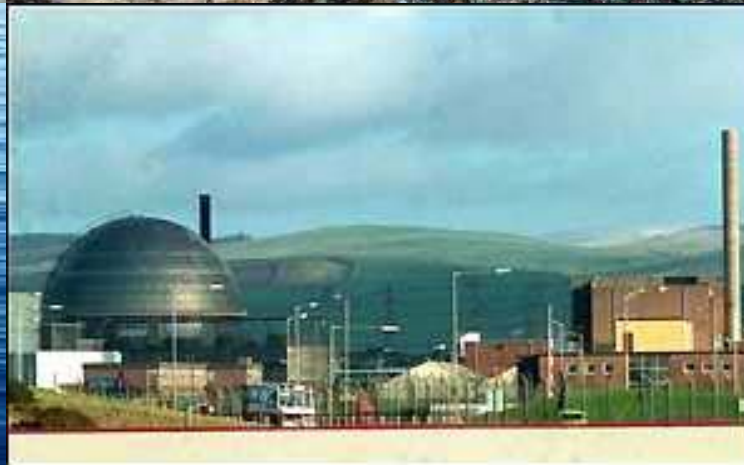
beta ; 5 600 years



Kommunenes Internasjonale Miljøorganisasjon



Local Authorities International Environmental Organisation





Questions?

www.kimointernational.org