

Fig. 25 Uppskattning av omgivningens tritiuminnehåll för perioden 1955-2000 uppdelat på olika källor.

I reaktorerna förekommer tritium som triterat vatten ($^3\text{H}_2\text{O}$) och konventionella separationsmetoder kan inte skilja det från övrigt vatten som släppes ut. Tritiumutsläppet från en 1000 MW reaktor av kokartyp (BWR) uppgår till ca 500 Ci per år. Motsvarande utsläpp från en tryckvattenreaktor (PWR) är ca 7000 Ci per år. (Jfr appendix 2) Speciellt om reaktorutsläppen går till mindre sjöar kan uppbyggnaden av tritium bli ett framtida problem, om sjöarnas vatten används som dricksvatten. Beräkningar för sjön Michigan i USA visar att en tritiumkoncentration på 40 nCi/l i denna ändå rätt stora sjö kan väntas i framtiden. Användes detta som dricksvatten skulle det ge upphov till en absorberad dos av ca 7 mrad per år.

6. Krypton-85 (^{85}Kr)

Alltsedan starten av den första kärnreaktor har mängden ^{85}Kr i atmosfären ständigt ökat från noll 1945 till omkring 16 pCi/m³ 1970. Mätningar visar att ^{85}Kr är mycket jämnt fördelat över jordytan. Eftersom krypton är en ädelgas med låg löslighet i vatten stannar mer än 99% av ^{85}Kr kvar i atmosfären där det ackumuleras under det att det sönderfaller med en halveringstid av 10,7 år. ^{85}Kr produceras vid kärnladdningsexplosioner å ena sidan och vid reaktorer och uppbearbningsanläggningar för reaktorelement å andra sidan. Den mängd ^{85}Kr

som släppts ut i atmosfären vid kärnvapenexplosioner är av storleksordningen 2-3 MCi. Fram till början av år 1970 räknar man med att ca 25 MCi ^{85}Kr tillförts atmosfären p g a reaktordrift, huvudsakligen i samband med bearbetning av utbrända bränsleelement. Det är troligt att icke rapporterade militära reaktorer svarat för en ansevärd ^{85}Kr -produktion; 40-50 MCi. De människor som bor i närheten av uppbearbetningsanläggningar för bränsleelement är den befolkningsgrupp som är mest utsatt för strålning från ^{85}Kr . En uppbearbetning av 6 ton bränsle per dag beräknas ge en huddos av 160 mrad/år och en gonados av ca 1 mrad/år enbart från ^{85}Kr till lokalbefolkningen kring Oak Ridge i USA. Utvecklingstendenserna beträffande ^{85}Kr -utsläppen är sådana att restriktioner för att begränsa utsläppet från reaktorer och bränsleelementfabriker snart måste tillkomma. (Jfr fig.26)

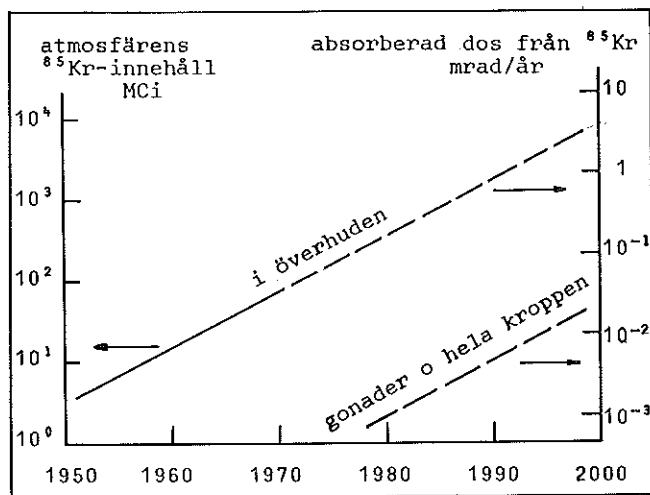


Fig. 26 Atmosfärens ^{85}Kr -innehåll under åren 1950-1970 samt prognos för tiden 1970-2000.

7-8. Plutonium

Plutonium är det fissila material som rönt den största uppmärksamheten på grund av sina biologiska effekter. Det upptas i mycket liten utsträckning av växterna och endast en liten bråkdel av plutonet i födan tas upp i mag-tarm-

kanalen. Vid inandning och sårkontaminering är det emellertid ett av de mest giftiga radioaktiva materialen.

^{239}Pu som är en α -strålnare med 24 000 års halveringstid bildas i reaktorer och bomber vid neutronbestrålning av det ^{238}U som ingår i bränslet. Öförbrukat ^{239}Pu kan också spridas vid detonation av en bomb laddad med plutonium. En annan plutoniumisotop, ^{238}Pu , har tillförts vår omgivning då radionuklidkraftkällor i satelliter återinträtt i jordatmosfären och brunnit upp. Utsläpp av plutonium-238 och -239 kan också förekomma från bearbetningsanläggningar för reaktorelement.

9. Exempel på övriga radionuklider

^{65}Zn förekommer som nämnts bl a i kylvattnet från reaktorer. Zink ackumuleras bl a i vissa skaldjur, så att ^{65}Zn -koncentrationen i dessa blir ca 10^5 gånger större än i det omgivande havsvattnet. ^{65}Zn hör till den grupp av radionuklider som forskningen i stigande grad kommer att koncentreras på under de närmaste åren.

^{106}Ru (^{106}Rh) ingår som tidigare nämnts som en viktig del av det vattenburna avfallet från bearbetningsanläggningar för bränsleelement och koncentreras bl a i en speciell tångart (Pórfyryra umbilicális). Denna tång användes som ingrediens vid tillverkning av en brödsort som äts av ca 25 000 människor i södra Wales i England. Rutenium absorberas i obetydlig grad i kroppen, men i stället måste stråldosen till mag-tarmkanalen vid passage av ^{106}Ru (^{106}Rh) beaktas. Detta begränsar möjligheterna för radioaktivt utsläpp från de kärntekniska anläggningarna i Windscale. Man räknar med en årlig absorberad dos på 400-700 mrad till mag-tarmkanalen hos vissa delar av befolkningen i södra Wales.

Dessa exempel visar, att radioekologiska problem av vitt skilda slag uppstår när artificiella radionuklider hamnar i naturen. De måste studeras och bemästras för att denna sida av kärnkraftens fredliga användning inte skall skapa framtida svårigheter.

Sammanfattning

I tabell 6 sammanfattas människans medelbestrålning under tiden 1950-2000 orsakad av hittills gjorda kärnvapenprov. Den absorberade dosen till mjukvävnad (inkl. gonader) på grund av dessa prov motsvarar under 50-årsperioden ungefär ett års naturlig bakgrundsbestrålning, medan den absorberade dosen till skelettet svarar mot 2-3 års naturlig bakgrundsbestrålning. (Jfr fig.27) Stora lokala variationer förekommer emellertid.

Tabell 7

Människans bestrålning fram till år 2000 orsakad av de kärnvapenprov som utförts under åren 1945-1968. Värdena i tabellen gäller för en "normal"-befolkning på norra halvklotet. Stora lokala variationer förekommer.

Strålkälla; typ av strålning	Absorberad dos (mrad)			
	mjukvävnad inkl. gonader	benvävnad	benmärg	sköldkörtel
<u>Yttre bestrålning</u>				
kortlivade radionuklider	36	36	36	36
^{137}Cs	36	36	36	36
<u>Inre bestrålning</u>				
^{90}Sr	< 1	146	64	< 1
^{137}Cs	21	18	21	21
^{131}I	< 1	< 1	< 1	330 ¹⁾
^{14}C	13	20	13	13
Totalt till år 2000	106	256	170	436
Absorberad dos från ^{14}C efter år 2000	167	270	167	167

De i tabellen givna absorberade doserna för olika organ användes för bedömningen av sannolikheten för följande effekter:

gonaddosen - genetiska effekter

benvävnadsdosen - uppkomst av bentumörer

benmärgsdosen - uppkomst av leukemi

sköldkörteldosen - uppkomst av sköldkörtelcancer.

1) Maximalt bidrag från ^{131}I , vilket förekom hos individer födda 1961-62 då det kraftigaste ^{131}I -nedfallet ägde rum. För individer födda efter 1962 är bidraget från ^{131}I helt försumbart.

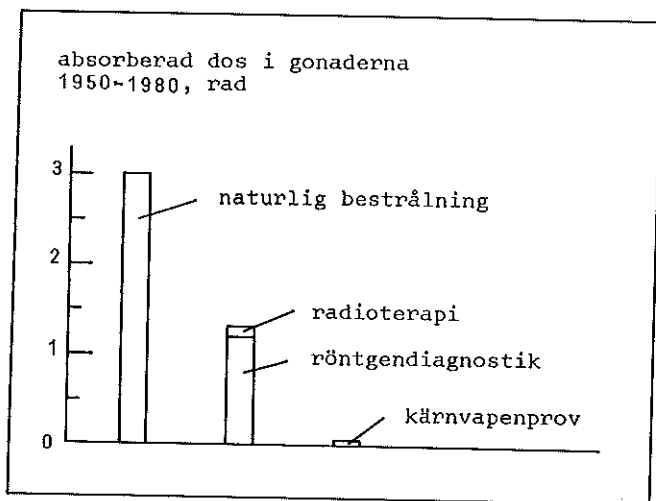


Fig.27 Olika strålningskällors bidrag till den absorberade dosen i människans gonader under tidsperioden 1950-1980. Staplarna representerar grova medelvärden och stora lokala variationer förekommer. Endast de kärnvapenexplosioner som ägt rum före 1970 är medräknade.

För närvarande är medeldosbidraget till jordens befolkning från kärnreaktordriften försumbar i jämförelse med andra bidrag. Emellertid förekommer som tidigare påpekats en förhöjd bestrålning av mindre befolkningsgrupper i vissa kärntechniska anläggningars närhet.

INTERNATIONELLA STRÅLSKYDDSREKOMMENDATIONER FÖR ANVÄNDNINGEN AV JONISERANDE STRÅLNING OCH RADIO-NUKLIDER

Den internationella strålskyddskommissionen ICRP (International Commission on Radiological Protection) bildades år 1928 och har alltsedan dess utfärdat rekommendationer för hur man skall kunna skapa ett betryggande skydd mot joniserande strålning. Ändamålet med strålskyddet är att förhindra akuta strålningseffekter hos personer som arbetar med joniserande strålning och att begränsa risken för uppkomsten av sena somatiska effekter, som kan ha en latent period av tiotals år, samt att begränsa risken för att genetiska effekter skall uppkomma. Strålskyddskommissionens rekommendationer har reviderats undan för undan allteftersom kunskapen om den joniserande strålningens effekter har ökat. Detta kapitel grundar sig i huvudsak på de rekommendationer som antogs av ICRP 1965.

Dosekvivalent

Samma absorberade dos ger inte alltid upphov till samma risk för att en viss biologisk effekt skall uppträda, eftersom den biologiska effektiviteten är olika för olika strålningsslag. Därför användes i strålskyddssammanhang begreppet dosekvivalent, H, som erhålles genom att vikta den absorberade dosen, D, med en kvalitetsfaktor, Q, för olika strålslag. (Jfr s. 12)

Absorberad dos: D rad

Kvalitetsfaktor: $Q = 1$ för β , γ och röntgenstrålning
 $Q = 10$ för α och neutronstrålning

Dosekvivalent: $H = D \cdot Q$ rem

I detta kapitel användes ibland den kortare benämningen "dos" eller "stråldos" för dosekvivalent.

Bestrålning av enskilda individer

Man indelar i strålskyddssammanhang befolkningen i två olika kategorier

- a) vuxna (över 18 år) personer som bestrålas i sitt arbete, s k radiologisk personal
- b) övriga.

Den maximalt tillåtliga dosen, MPH (Maximum permissible dose-equivalent), till en person i radiologiskt arbete (a) definieras av ICRP som

den stråldos som, om den ackumuleras under en lång tidsperiod eller om den är resultatet av en engångsbestrålning, medför att sannolikheten för att somatiska effekter skall uppträda är så liten att den kan försummas jämfört med biologiska variationen i den naturliga frekvensen av sådana effekter. Den dosgräns man sätter för övriga individer av befolkningen (b) bör vara lägre än MPH för den radiologiska personalen som ju endast utgör en liten del av befolkningen. Man sätter därför dosgräns till 1/10 av MPH med motiveringen att det, med nuvarande radiobiologiska kunskap, är ytterst osannolikt att denna dosgräns skall ha någon radiobiologisk signifikans.

Tabell 8

Sammanfattning av maximalt tillåtliga doser MPH och dosgränser vid bestrålning av enskilda individer.

Organ som bestrålas	Radiologisk personal MPH rem/år	Övriga individer Dosgräns= = 1/10 MPH rem/år
Hela kroppen	5	0,5
Gonader, Röd benmärg	5	0,5
Andra organ	15	1,5

Bestrålning av hela befolkningen

Medeldosen för hela befolkningen bestäms förutom av den individuella stråldosen också av antalet personer som bestrålas. Huvudbidraget till den totala medeldosen är för närvarande den naturliga bakgrundsbestrålningen, men även den medicinska användningen av joniserande strålning, kärnvapenproven och den ökande användningen av kärnkraft lämnar bidrag (se fig. 27).

Huvudargumentet för att begränsa den totala befolkningsdosen är risken för genetiska effekter. Antar man att den genetiska effekten är linjärt beroende av gonaddosen (se fig.14) är det möjligt att beräkna ett medelvärde för befolkningsdosen

vid bedömning av risken för genetiska effekter. Den s k genetiska dosen till hela befolkningen är den tänkta stråldos som, om den kontinuerligt gavs till varje individ från födseln upp till 30 års ålder (medelåldern för barnsbörd), skulle resultera i samma risk för genetiska effekter som de verkliga stråldoserna till enskilda individer.

För planeringen av reaktoranläggningar och andra kärntekniska program i samhället behöver myndigheterna ha ett dosvärde som begränsar bestrålningen av befolkningen i stort. Ett sådant stråldosgränsvärde innebär nödvändigtvis en kompromiss mellan risken för genetiska effekter och de fördelar kärnteknologins utnyttjande innebär för befolkningen. ICRP rekommenderar att den genetiska dosen till hela befolkningen från alla källor förutom den naturliga bakgrundsbestrålningen inte bör överstiga 5 rem/30 år plus lägsta möjliga stråldosbidrag från medicinsk bestrålning.

Vi kan aldrig undvika bidraget från den naturliga bakgrundsbestrålningen, vilket i medeltal motsvarar ca 100 mrem per år.

Den medicinska bestrålningen ger i Sverige en genetisk dos av ca 40 mrem per år. Jfr tabell 4.

Den radiologiska personalen som i Sverige uppgår till ungefär 2 st per 1000 inv ger ett bidrag till populationsdosen av endast 0,03 mrem per år, vilket är långt under det "maximalt tillåtliga". Detta låga värde hänger samman med att den största delen av den radiologiska personalen utsättes för långt mindre bestrålning än "maximalt tillåtliga" 5 rem per år. Sålunda får vid ett typiskt radioterapicentrum i Sverige 80% av den radiologiska personalen mindre än 1 rem per år, 17% 1-2 rem per år och 3% 2-5 rem per år.

Vid reaktoranläggningar får 96% av den radiologiska personalen mindre än 0,5 rem per år, 2% 0,5-1 rem per år och 2% 1-5 rem per år.

Tabell 9

Exempel på hur den av ICRP rekommenderade totala genetiska dosen 5 rem/30 år för långsiktig internationell planering kan fördelas på olika "bestrålningposter".

A. Bestrålning i radiologiskt arbete

- | | |
|--|--------------------------|
| 1. Ordinarie radiologisk personals dosbidrag utslaget på hela befolkningen | 33 mrem/år = 1 rem/30 år |
| 2. Reserv | 67 mrem/år = 2 rem/30 år |

B. Bestrålning av den övriga befolkningen

- | | |
|--|---------------------------------|
| 1. Genom utsläpp av radionuklider från kärntekniska anläggningar som kontaminerar luft, vatten och föda och bidrar till den interna bestrålningen av människan | 50 mrem/år = 1,5 rem/30 år |
| 2. Genom bestrålning från externa källor | 17 mrem/år = 0,5 rem/30 år |
| <hr/> Totalt | <hr/> 167 mrem/år = 5 rem/30 år |

Den av ICRP rekommenderade övre gränsen av 5 rem/30 år får således ej utnyttjas för enbart ett ändamål, t ex kärnkraftproduktion. Den skall inte kunna uppnås i en nära framtid utan skall användas som riktmärke för en mycket långsiktig internationell planläggning. I Sverige och de övriga nordiska länderna använder man för begränsningen av aktivitetsutsläpp från kärnkraftverk och kärntekniska anläggningar som en övre gräns en populationsdos av 10-20 mrem per år snarare än de 50 mrem per år som anges i tabell 8:B 1. Dessa takvärden är som framgår i fig.27 i dagens läge inte på långt när uppnådda.

Intag av radioaktiva ämnen via luft, vatten och föda

Med utgångspunkt från den maximalt tillåtliga stråldosen för radiologisk personal, MPH=5 rem/år kan man beräkna vilken total kroppsaktivitet,

q μCi , av olika radionuklider detta motsvarar hos en vuxen s k standardmänniska (70 kg).

För enstaka individer av den övriga befolkningen gäller stråldosgränsen 0,5 rem/år, dvs övre gränsen för kroppens innehåll av radioaktivt material hos vuxna personer är 1/10 q μCi .

Av tabell 8 framgår att bidraget till den genetiska dosen från intern kontaminering ej får överskrida 1,5 rem/30 år = 50 mrem/år, dvs 1/100 av MPH för radiologisk personal. Man skall således för medelkroppsinnehållet av radioaktivt material hos befolkningen sätta gränsen vid 1/100 q μCi . För Sverige och de övriga nordiska länderna sätter man gränsen för den genetiska dosen vid 10 mrem/år, vilket motsvarar 1/500 q μCi .

Tabell 10

Några exempel på den övre gränsen, 1/500 q, för medelaktivitetens innehåll hos befolkningen i stort för en enskild radionuklid som fördelar sig i hela kroppen. Gäller för Sverige och de övriga nordiska länderna.

Radio-nuklid	Strål-art	Fysikalisk halverings-tid d	Effektiv halve-ringstid d	Medel-aktivitet i hela kroppen 1/500 q μCi
^{55}Fe	K rtg	1100	450	6
^3H	β	4500	12	2
^{14}C	β	$2 \cdot 10^6$	12	0,8
^{36}Cl	β	$1,2 \cdot 10^8$	29	0,16
^{65}Zn	β^+, γ	245	194	0,12
^{137}Cs	β, γ	$1,1 \cdot 10^4$	70	0,06
^{59}Fe	β, γ	45	43	0,04
^{22}Na	β^+, γ	950	11	0,02
^{42}K	β, γ	0,52	0,52	0,02
^{60}Co	β, γ	1900	9,5	0,02
^{24}Na	β, γ	0,63	0,6	0,014

Anm. Radiotoxiciteten hos dessa radionuklider tilltar uppifrån och ner.

Maximalt tillåtna radionuklidkoncentrationer i luft och vatten

Den maximalt tillåtliga radioaktivitetskoncentrationen, MPC, i luft och vatten ger efter långtidsintag upphov till den maximalt tillåtliga radioaktivitetsnivån q μCi i kroppen. Som grundval för beräkning av MPC-värden har man en standardmänniska som andas 20 m^3 luft per dygn och som konsumerar $2,2 \text{ l}$ vatten per dygn. För de radionuklider som ej fördelar sig jämnt i kroppen utan koncentreras till vissa organ, måste man förutom absorptionsgraden även känna till hur de fördelar sig.

Tabell 11

Några exempel på maximalt tillåtliga gränser för radioaktivitetskoncentrationerna av enskilda radionuklider i luft och vatten med tanke på befolkningen i stort. Gäller för Sverige och övriga nordiska länder.

Radio-nuklid	Strål-slag	Fysikalisk halverings-tid år	Maximalt tillåtlig radioaktivitets-koncentration 1/500 MPC i	
			vatten nCi/l	luft nCi/m ³
³ H	β	12,6	60	4
¹⁴ C	β	5745	20	4
⁵⁵ Fe	K, α , γ	2,6	40	1,6
⁶⁰ Co	β , γ	5,3	2	0,2
⁶⁵ Zn	β , γ , E	0,68	2	0,2
⁸⁵ Kr	β , γ	10,8	-	6
⁹⁰ Sr(Y)	β	27,7	0,008	0,0014
¹⁰⁶ Ru(Rh)	β , γ	1,0	0,6	0,2
¹³⁷ Cs(Ba)	β , γ	30	0,4	0,04
¹⁴⁴ Ce(Pr)	β , γ	0,78	0,6	0,02
²¹⁰ Po	α	0,4	0,04	0,0014
²²⁶ Ra	α	1602	0,0006	0,00006

Maximalt tillåtliga radioaktivitetskoncentrationer i födoämnen

För att kunna uppskatta högsta tillåtliga koncentrationer av radioaktiva ämnen i födoämnen måste man känna till en rad mycket svårbestämda faktorer såsom medelkonsumtionen av födoämnet per dag, medelaktivitetskoncentrationen och hur det radioaktiva ämnet absorberas och fördelas i kroppen. Eftersom konsumtionen av olika födoämnen varierar kraftigt mellan individer, måste noggranna dietundersökningar ligga till grund för bestämning av medelkonsumtionen. I allmänhet varierar medelaktivitetskoncentrationen och konsumtionen under olika årstider, varför även denna faktor ingående måste studeras. Detta innebär att det är mycket svårt att sätta gränser för tillåtliga radioaktivitetskoncentrationer i födoämnen. Målet för sådana utredningar är att begränsa den genetiska dosen hos befolkningen p g a inre bestrålning som följd av aktivitetsutsläpp från kärntekniska anläggningar till 0,3 rem/30 år, dvs 10 mrem/år.

Då det gäller t ex ^{90}Sr , som i huvudsak koncentreras till benvävnad och där även bestrålar blodbildande organ, är målet att begränsa benmärgsdosen till 10 mrem per år.

Det som diskuterats hittills i detta kapitel berör endast planerad verksamhet med strålkällor och radioaktivt material som kan styras och är under kontroll. Vid påtvingad bestrålning, t ex vid radioaktivt nedfall från kärnladdningsexplosioner, kan man dock inte använda ICRP:s operativa gränsvärden. Då gäller det i stället att avgöra om andra typer av skyddsåtgärder är befogade. Som vägledning för insättande av dylika åtgärder för att begränsa risken för förhöjd bestrålning av berörda grupper har man åtgärdsnivåer (s k action levels) vilka är högre än de operativa gränsvärdena. Det gäller t ex att bedöma vid vilken radionuklidkoncentration man skall stoppa användningen av vissa födoämnen.

MILJÖTEKNISK ANVÄNDNING AV RADIONUKLIDER

Det finns ett stort antal miljötekniska problem som med fördel kan studeras med hjälp av radioaktiva spårämnesmetoder. Vi skall här endast i korthet ge några exempel. Den läsare som vill ägna sig åt ett mera ingående studium av dessa metoder hänvisar vi till IAEA: Proceedings from Symposium on the use of nuclear techniques in the measurement and control of environmental pollution (1970).

Undersökning av strömnings- och utspädningsförhållanden i vattenrecipienter

Vid prospektering av utsläpp av förorenat vatten i sjöar och vattendrag kan man kartlägga strömnings- och utspädningsförhållanden i recipienten med hjälp av radioaktiva spårämnen. Man släpper härvid ut spårämnet där man planerar att förlägga utsläppet och mäter utbredningen av det radioaktiva spårämnet vid olika tidpunkter. Som spårämne användes vanligtvis bromisotopen ^{82}Br i form av ammoniumbromid (NH_4Br) eller kaliumbromid (KBr). Denna bromisotop sönderfaller med 35 timmars halveringstid och utsänder därvid β - och γ -strålning. Med en detektor nedsänkt från en båt med känd position kan man registrera γ -strålningens intensitet och på så sätt bestämma koncentrationen av ^{82}Br vid olika punkter. Mätresultaten vid olika tidpunkter inritas på en karta och punkter med samma radioaktivitetskoncentration sammanbindes till så kallade isoaktivitetskurvor. (Se fig.28)

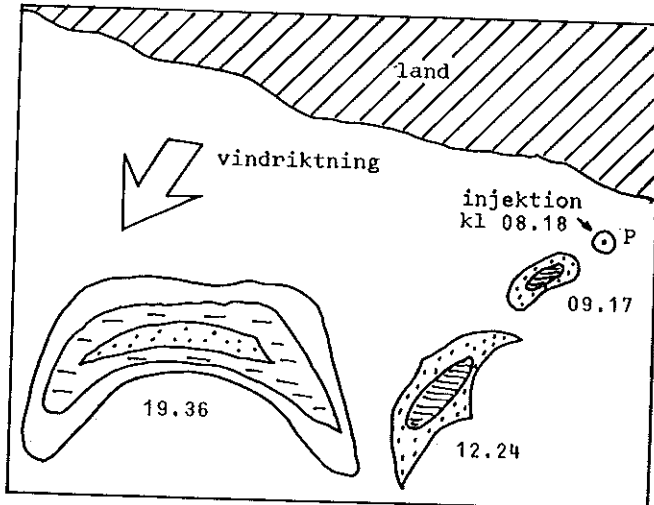


Fig.28 Isoaktivitetskurvor från en injektion av radioaktivt spårämne vid punkten P och därpå följande spårning med båtburen detektor.

Genom att betrakta ett engångsutsläpp av spårämnet som en del av ett kontinuerligt utflöde kan man beräkna utspädningen av avloppsvattnet. Utspädningen definieras som förhållandet mellan koncentrationerna av en specifik förorening i det kontinuerliga utsläppet och i mottagarvattnet.

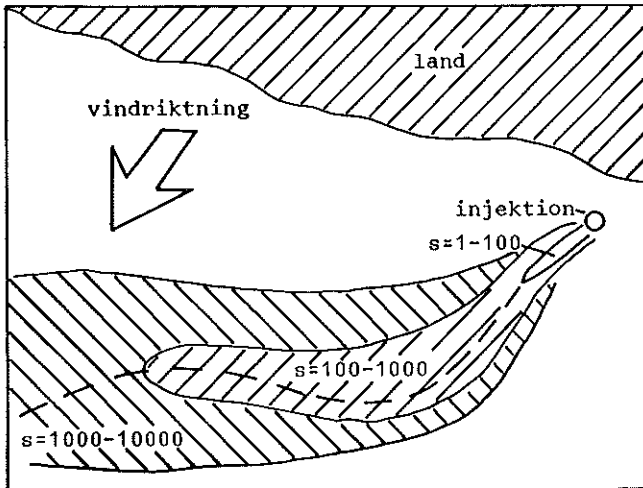


Fig. 29 Utspädningen, s , av avloppsvattnet beräknad på basis av resultaten i fig. 28.

Undersökning av strömnings- och utspädningsförhållanden i atmosfären

För detta ändamål kan man använda ädelgasen ^{85}Kr . De aktivitetsmängder som användes är av storleksordningen 10 Ci. Spårämnet släpps ut i en "puff" från den skorsten eller den punkt man vill kartlägga utsläppet ifrån och bildar ett moln som driver i vindriktningen. Ett detektorsystem har i förväg byggts upp i koncentriskågar 200 till 800 m från utsläppet i vindriktningen. Man registrerar utbredningen av radioaktiviteten med korta tidsintervall. En typisk "puff" passerar första detektorbågen inom 70 s och den andra inom 80 s.

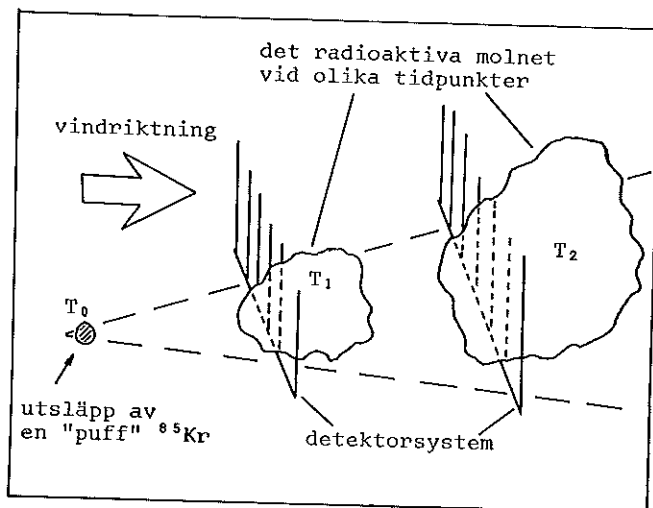


Fig.30 Schematisk representation av ^{85}Kr -molninformationer vid olika tidpunkter efter en "puff", då den passerar detektorsystemet.

Som spårämne har man också använt tritium i form av tritierat vatten ($^3\text{H}_2\text{O}$) i aktivitetsmängder omkring 10 Ci. Genom att uppsamla luftfuktigheten med hjälp av kolsyreis som placerats ut på olika punkter i vindriktningen kan man kartlägga utbredningen utan detektorer på fältet. Tritiumaktiviteten i det uppsamlade kondensvattnet mätes sedan på laboratorium.

Identifiering av källan till marina oljeutsläpp

Det utsläpp av tjockolja, som förekommer i våra farvatten, fortsätter tills det blir möjligt att med bevis binda ett oljeutsläpp till ett visst fartyg. Detta är ett mycket svårt löst problem och ansträngningar pågår på skilda håll i världen för att lösa det.

I Lund har ett forskarlag utarbetat en metod för märkning av fartygens spillolja med radionuklider. Om fartyget släpper ut denna olja i havet, följer radionukliderna med och kan användas för identifiering av oljeutsläppet. Genom att tillföra en spårämnessubstans som är sammansatt av två eller flera radionuklider med olika halveringstider kan man genom mätning av radioaktivitetsförhållandena vid två tillfällen bestämma den tid som förflutit mellan mätningarna. Varje fartyg tilldelas ett identitetsnummer som är bestämt av den tillförda spårämnessubstansens aktivitetsförhållan-

de vid en viss tidpunkt. Upptäcker man sedan ett oljeutsläpp efter en tid, kan man genom att mäta aktivitetsförhållandet i detta och relatera detta till fartygens identitetsnummer bestämma från vilket fartyg oljan härrör.

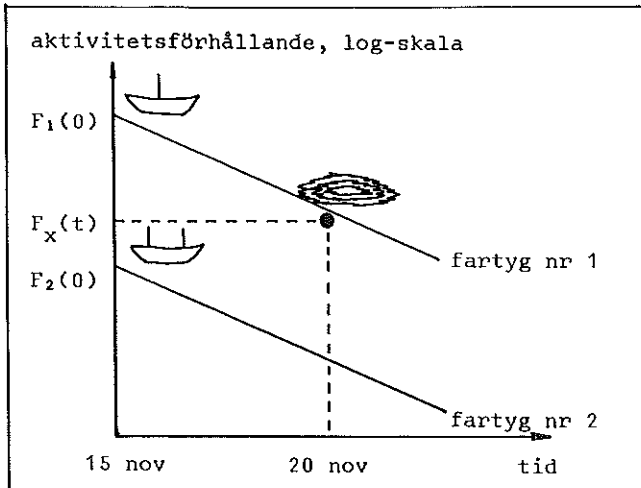


Fig. 31 Två olika fartyg tillföres den 15 nov spårämnessubstanserna med aktivitetsförhållandet $F_1(0)$ och $F_2(0)$ respektive. Man upptäcker den 20 nov ett oljeutsläpp som vid denna tidpunkt har aktivitetsförhållandet $F_x(t)$. Genom att räkna om alla ursprungliga aktivitetsförhållanden till den 20 nov enligt sambandet $F(t)=F(0) \cdot e^{-k \cdot t}$ finner man att det i oljefläcken registrerade aktivitetsförhållandet $F_x(t)$ överensstämmer bäst med aktivitetsförhållandet i oljan från fartyg nr 1.

REFLEKTIONER

Stormakternas kärnvapenlager är idag så stora att de, om de kom till användning, mer än väl skulle räcka till för att utsläcka allt mänskligt liv på jorden. Varje människa som använder sitt förnuft borde därför kunna inse att användningen av kärnvapen måste tillhöra det förgångna. Emellertid förekommer fortfarande en kapprustning inom detta område med kärnvapenprov i atmosfären som följd.

Låt oss betrakta den världsomfattande radionuklidkontamineringsfrån kärnvapenproven och se vad vi kan lära oss av detta då det gäller andra världsomfattande kontamineringsproblem t ex biociderna och oljan på världshaven, vilka för närvarande är de allvarligaste.

Inställningen hos de ansvariga myndigheter som idag tillåter utsläpp av t ex biocider och olja är i stort sett densamma som inställningen då det gällde att utföra kärnvapenprov i atmosfären. För det första antar man att toxiskt material som sprids ut i naturen utspädes till den grad att det blir effektlöst. Eventuella lokala effekter hoppas man är övergående och kan repareras eller att effekterna måste accepteras som ett "litet" offer på det tekniska framåtskridandets altare. Dessa antaganden är emellertid en fälla som de ansvariga lockats in i av bekvämlighet och kortsiktiga ekonomiska skäl.

Man började först inse gränserna för naturens förmåga att svälja stora mängder föroreningar efter de omfattande kärnvapenprov som utfördes i Stilla Havet 1954. Dessa sprängningar resulterade i kraftigt radioaktivt nedfall på Rongelap-atollen och på den japanska fiskebåten "Lyckosamma draken". Flera månader efter de sista sprängningarna var t o m tonfisken i provområdet så radioaktiv att den ej kunde användas som föda. Efter dessa skrämmande händelser började man undra över vilken effekt det världsomfattande radioaktiva nedfallet egentligen kunde ha på människans strålningsmiljö.

En internationell forskning startades för att utreda denna frågeställning. Det har från denna forskningsverksamhet framkommit många resultat som även kan vara av intresse vid diskussion av effekterna av andra föroreningar. Spridningen av stoftpartiklar som frigöres i den lägre atmosfären var tidigare mycket dåligt kartlagd. Nu vet man att de uppfångas av luftströmmar som rör dem runt jorden i perioder om 15-25 dagar. Den tid det tar för hälften av det introducerade ma-

terialeet att falla ned på jordytan ligger mellan några dagar och en månad beroende på stoftpartiklarnas storlek. Det är sålunda utan överraskning som vi nu i Sverige registrerar de radioaktiva moln som bildas vid de kinesiska kärnvapenproven.

Vi har också blivit uppmärksammade på att vissa radionuklider (ämnen) ackumuleras från omgivningen i växter och djur, varvid de koncentreras i hög grad. Koncentrationsfaktorer på 100-100 000 och högre förekommer. Varje radionuklid (ämne) har sin speciella väg genom ett ekologiskt system och det går därför ej att generalisera och bedöma effekterna med utgångspunkt från enstaka ämnen. Kartläggning av transportvägarna och bestämning av anrikningsfaktorer för de olika radionuklider som släpps ut vid kärnvapenexplorationer har fordrat ett intensivt forskningsarbete på varje enskild radionuklid. Metoderna och tillvägagångssättet vid detta arbete kan i många avseenden tjäna som modell för undersökningar av andra föroreningars transport i naturen.

Forskningen kring de radioaktiva ämnenas transport i naturen hänförs numera till ämnesområdet radioekologi. Inom detta ämnesområde studerar man dessutom den joniserande strålningens effekter på djur- och växtlivet. Detta är ett viktigt område speciellt med tanke på att vi för den fortsatta användningen av kärnkraften måste räkna med att den naturliga strålningsmiljön förändras.

Frågan är nu; Hur mycket kan man tillåta att strålningsmiljön förändras? Det gäller härvid att bedöma risken för somatiska effekter på individerna och genetiska effekter på populationen. De biologiska verkningarna av låga stråldoser är, som framgått av det föregående, svåra att registrera. Bakom de allmänt vedertagna riskbedömningarna ligger hypotesen om att sambandet mellan stråldos och risk för både somatiska och genetiska effekter är linjärt och att det inte förekommer något tröskelvärde under vilket risken är noll. Jfr fig. 14. Detta är en försiktig attityd som kan innebära en avsevärd överskattning av risken för somatiska effekter.

Hur stor risk är vi då beredda att acceptera?

De nordiska länderna har beslutat att vid planering för kärnkraftverk och kärntekniska anläggningar populationsdosen på lång sikt aldrig får överskrida 10-20 mrem/år. Med en populationsdos av 10 mrem per år riskerar vi, enligt hypotesen om den linjära extrapolationen, i en population av 10 miljoner individer att få 2-3 extra fall

av leukemi per år och 5-6 extra fall av andra maligna sjukdomar (tumörer o dyl). Med tanke på att det varje år i en population av 10 miljoner individer uppträder ca 400 "naturliga" fall av leukemi och ca 10 000 fall av andra maligna sjukdomar, hamnar dessa extra fall inom den biologiska variabiliteten och kan aldrig utpekas bland alla andra. Men, resonerar många, tänk nu på att dessa extra fall kan drabba dig eller din familj. - Vad säger du då? Vi får i ett sådant resonemang inte glömma att den nämnda risken skulle kunna vara en överskattning och vi får ej heller glömma att jämföra den med andra risker i samhället. Så skördar t ex bilismen enbart i Sverige 1 000-tals döda och skadade varje år, dvs bilkörning innebär en risk som är betydligt större än en bestrålning med 10-20 mrem per år. Skall vi då avstå från att utnyttja bilen som kommunikationsmedel? Eftersom vi för tillfället för många ändamål inte har något bättre alternativ, får vi behålla bilen och göra den så säker som möjligt. Samma resonemang kan tillämpas då det gäller utnyttjandet av kärnteknologin med dess många fördelar i vårt samhälle. Förutsättningen för att vi skall acceptera utvecklingen av kärnteknologin är dock att besluten om tillåtna aktivitetsutsläpp från kärnkraftverk och kärntekniska anläggningar baseras på riktiga grunder. För att kunna garantera detta fordras att den radioekologiska forskning som initierats p g a nedfallet från kärnvapenproven ges möjlighet att fortskrida. Enbart genom resultatet av denna verksamhet och ett omfattande kontrollprogram kan man garantera acceptabla strålskyddsförhållanden när allt större kärnkraftverk tas i bruk.

APPENDIX 1 (Fysikalisk nomenklatur och definitioner)

1. Nomenklatur för atomkärnor

En atom kan uppfattas som uppbyggd av en central positivt laddad atomkärna, till vilken den ojämförligt största delen av atomens massa är koncentrerad. Kring atomkärnan kretsar de negativt laddade elektronerna, så att atomen normalt uppträder elektriskt neutral utåt (se fig.2).

Atomkärnor är uppbyggda av protoner och neutroner, vilka har ungefär samma massa (ca 2000 ggr större än elektronens massa). Protonen är emellertid positivt laddad medan neutronen är elektriskt neutral. Antalet protoner i atomkärnan betecknas vanligen med Z (atomnumret) och antalet neutroner med N (neutrontalet). Summan av antalet protoner och antalet neutroner kallas atomkärnans masstal och betecknas med A ($A=Z+N$).

Ett grundämnes kemiska egenskaper bestäms av antalet elektroner som kretsar kring kärnan vilket är lika med antalet protoner, Z , i atomkärnan, dvs atomnumret. Ämnen med samma atomnummer (Z) kallas isotoper (jfr fig.32).

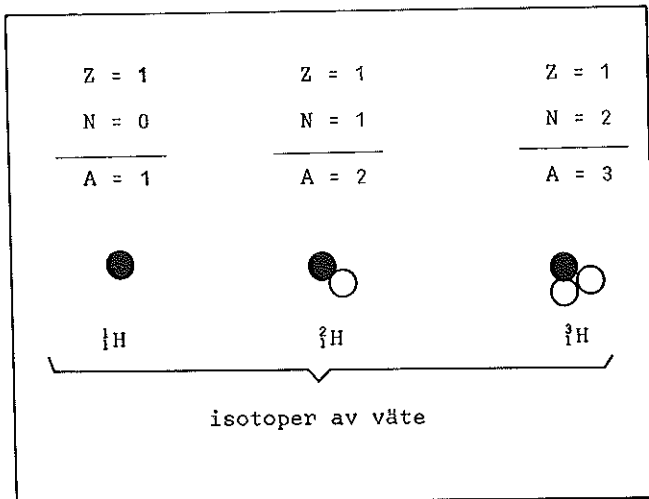


Fig. 32 Av vätets isotoper är endast ${}^3\text{H}$ radioaktiv. Observera alltså att den ofta förekommande benämningen isotoper om radioaktiva ämnen ej är helt entydig.

Om kärnan är radioaktiv kallas den radionuklid, vilket är den korrekta benämningen av radioaktiva grundämnen.

Beteckningar:

masstal $\rightarrow A$
 $\begin{array}{c} \diagup \\ \times \\ \diagdown \end{array}$ + kemisk symbol
 atomnummer $\rightarrow Z$ $\begin{array}{c} \times \\ \diagdown \end{array}$ + neutrontal

Ex.: ${}^{137}_{55}\text{Cs}$, vilket ofta förkortas till ${}^{137}\text{Cs}$
 då ju alla Cs-kärnor har $Z=55$.

2. Energienheter i strålningssammanhang

Vid mätning av energin hos joniserande strålning användes vanligen energienheten elektronvolt (eV).

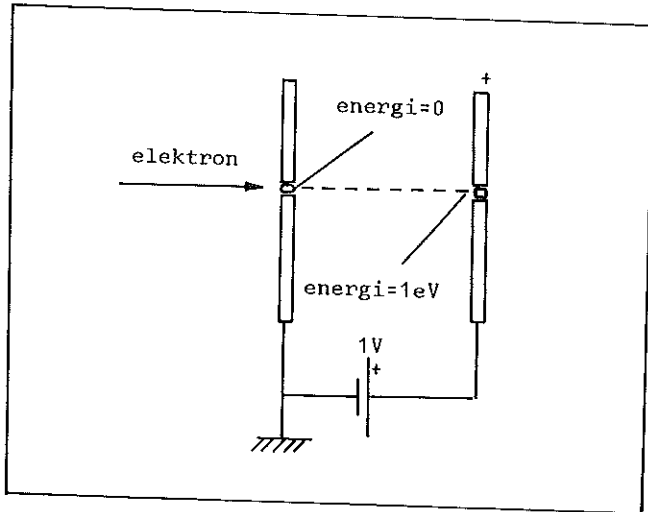


Fig. 33 Med en elektronvolt (eV) menas den energi en elektron erhåller då den genomlöper en spänningsskillnad på 1 volt.

$$1 \text{ eV} = 1,602 \cdot 10^{-19} \text{ J (Joule)}$$

3. Förstavelser

Följande förstavelser användes för att ange tio-potenser av en enhet:

mega (M) = 10^6	exempel	1 MCi = 1 000 000 Ci
kilo (k) = 10^3		1 keV = 1 000 eV
milli (m) = 10^{-3}		1 mrad = 0,001 rad
mikro (μ) = 10^{-6}		1 μ Ci = 0,000001 Ci
nano (n) = 10^{-9}		
piko (p) = 10^{-12}		

4. Beteckning av kärnladdningars explosionsstyrka

1 kton = den energi hos en kärnladdningsexplosion som är ekvivalent med den energi som produceras av 1 kton högexplosivt sprängämne (trotyl), dvs 10^{12} cal eller $4,2 \cdot 10^{12}$ J

eller

1 kton = den energi som frigöres vid $1,45 \cdot 10^{23}$ fissioner

1 Mton = 1 000 kton

APPENDIX 2 (Olika kraftreaktor typer)

I samband med det ökade intresset för kärnkraftens miljöpåverkan uppkommer allt oftare frågor som anknyter till typen av reaktor. De idag existerande reaktorerna brukar i första hand klassificeras efter det ämne som användes som neutronmoderator: lätt vatten, tungt vatten eller grafit. Lättvattenreaktorerna kräver anrikt uran som bränsle medan tungvattenreaktorerna kan utnyttja naturligt uran. De vanligaste reaktorerna i världen idag är lättvattenreaktorerna (ca tio gånger fler än tungvattenreaktorerna).

Lättvattenreaktorerna kan uppdelas i två grupper: kokareaktorer (BWR = boiling water reactors) och tryckvattenreaktorer (PWR = pressurized water reactors).

I kokareaktorer finns en primärvattenkrets vars vatten bringas till kokning i reaktorhärden. Ångan ledes till en turbin och kondenseras därefter i en kondensor. Kondensvattnet återföres till reaktorn och genomgår samma cykel på nytt.

I tryckvattenreaktorn däremot hålls vattnet i primärkretsen under så högt tryck att det inte kokar. Det heta vattnet cirkulerar genom en värmväxlare där värmen överföres till en sekundärvattenkrets. Det vatten som förångas och driver turbinen passerar således aldrig reaktorhärden.

Av alla kraftreaktorer i drift år 1970 var tryckvattenreaktorn i minoritet, men av de reaktorer som var under byggnad eller beställdes samma år var de flesta av denna typ. När det gäller utsläpp av radioaktiva ämnen skiljer sig de två reaktortyperna åt genom att kokareaktorn släpper ut avsevärt större mängder radioaktiva gaser (framför allt isotoper av krypton och xenon) under det att tryckvattenreaktorn släpper ut större mängder tritium.

APPENDIX 3 (Litteraturanvisningar)

a) Kan läsas utan speciella förkunskaper:

1. Gerhardsson, G och Nelson, A (red):
Radioaktivitet
Publikation från Svenska arbetsgivare-
föreningen nr 15
Stockholm 1963.
2. Försvarets Forskningsanstalt (FOA)
"Om" nr 4 (1965).
3. Lindell, B and Dobson, R L:
Ionizing Radiation and Health
WHO, Geneva 1961.
4. Bergström S O W:
Strålning och strålkontroll inom kärntekniken
Svenska Bokförlaget/Bonniers,
AB Atomenergi (1965).

b) För speciellt intresserade utan alltför stora förkunskaper:

5. Adams, J A S and Lowden, W M:
The Natural Radiation Environment
The University of Chicago Press, 1964.
6. Fowler, E B (ed):
Radioactive Fallout, Soils, Plants, Foods, Man
Elsevier Publishing Company
Amsterdam 1965.
7. Russel, Scott R (ed)
Radioactivity and Human Diet
Pergamon Press, Oxford 1966.
8. Spiers, F W:
Radioisotopes in the Human Body
Academic Press, New York 1968.
9. Duhamel, A M F (ed):
Progress in Nuclear Energy, Series XII
Volume 2, Part 1 and 2.
Pergamon Press, Oxford 1969.

c) Facklitteratur för specialister:

10. Klement, A W Jr (ed):
Radioactive Fallout from Nuclear Weapons Tests
Proceedings of the Second Conference
Germantown, Maryland, USA, November 3-6, 1964
USAEC Conf-765.
11. Aleksakhin, R M:
Radioactive Contamination of Soil and Plants
(English translation)
Israel Program for Scientific Translations
Jerusalem 1965.
12. Schultz, V and Klement, A W Jr (eds):
Radioecology
Proceedings of the First National Symposium
on Radioecology held at Colorado State University,
Fort Collins, Colorado, USA, September 10-15, 1961
Reinhold Publishing Corporation, New York 1963.
13. Åberg, B and Hungate, F P (eds):
Radioecological Concentration Processes
Proceedings of an International Symposium
held in Stockholm 25-29 April, 1966
Pergamon Press, Oxford 1967.
14. Nelson, D J and Evans F C (eds):
Symposium on Radioecology
Proceedings of the Second National Symposium,
Ann Arbor, Michigan, USA, May 15-17, 1967
USAEC Conf-670503.
15. International Atomic Energy Agency (IAEA):
Environmental Contamination by Radioactive
Materials
Proceedings of a Seminar on Agricultural and
Public Health Aspects of Environmental Con-
tamination by Radioactive Materials,
Vienna, 24-28 March, 1969
IAEA, Wien 1969.
16. Polikarpov, G G:
Radioecology of Aquatic Organisms
(English translation)
North-Holland Publishing Co,
Amsterdam 1961.

17. International Atomic Energy Agency (IAEA):
Disposal of Radioactive Wastes into Seas,
Oceans and Surface Waters
Proceedings of a symposium,
Vienna, 16-20 May, 1966
IAEA, Wien 1966.
18. Reinig, W C (ed):
Environmental Surveillance in the Vicinity
of Nuclear Facilities
Proceedings of a symposium,
Augusta, Georgia, 24-26 January, 1968
Charles C Thomas Publisher,
Springfield 1970.
19. International Atomic Energy Agency (IAEA):
Nuclear Techniques in Environmental Pollution
Proceedings of a symposium,
Salzburg, 26-30 October, 1970
IAEA, Wien 1971.
20. United Nations Scientific Committee on the
Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR):
Report 1958 (Session XIII, suppl 17)(A/3838)
1962 (" XVII " 16)(A/5216)
1964 (" XIX " 14)(A/5814)
1966 (" XXI " 14)(A/6314)
1969 (" XXIV " 13)(A/7613)
21. International Commission on Radiological
Protection (ICRP):
Publication 9, Pergamon Press 1966
(huvudrekommendationer om högsta tillåtliga
stråldoser)
Publication 2, Pergamon Press 1959
(huvudkällan för uppgifter om MPC-värden
och tillåtliga body burdens utom för ^{90}Sr ,
uranisotoperna och transuranerna där mot-
svarande uppgifter står i slutet av
Publication 6 (1964)
Publication 8, Pergamon Press 1966, och
Publication 14, " 1969
(redovisning av de antaganden om somatiska
och genetiska risker, som ligger bakom
ICRP:s rekommendationer)
Publication 13, Pergamon Press 1970
(strålskydd vid undervisning av elever
under 18 år).

d) Aktuella debattböcker

22. Tamplin, R A and Gofman, W J:
"Population Control" through Nuclear
Pollution
Nelson-Hall Publishers,
Chicago 1970.

23. Novick, S:
Kärnkraften - en miljöfara?
(svensk översättning)
Rabén och Sjögren,
Stockholm 1970.

INDEX

A	sid
absorberad dos, D	10,52
accelerator	18
aktivitet, A	8,9
alfa-strålning	4
arvsanlag	15
atmosfär	38,60
atom	4
" " -bomb"	37
" -kärna	4
" -nummer	66
avfall	34
B	
barium-140 (^{140}Ba)	42
Becquerel	2
befolkningsdos	53
benmärgsdos	25,27,50
beta-strålning	5
biocider	63
biologisk effekt	2,14
bly-210 (^{210}Pb)	23
brom-82 (^{82}Br)	59
bromsstrålning	6
bränsleelement	32
BWR, se kokarreaktor	69
C	
cell	15
cerium-144 (^{144}Ce)	34,57
cesium-137 (^{137}Cs)	34,37,42,44, 45,50,56,57
Ci, se curie	8
Curie	2
curie	8

D	sid
D, se absorberad dos	10
desoxiribonukleinsyra, DNA	15,16
deuterium (^2H)	36
dos	52
dos/effekt-samband	20,21
dosekvivalent, H	12,52
dosgräns	53
E	
elektromagnetisk strålning	5,6
elektron	4,5,66
elektronvolt, eV	67
exposition, X	12
extrapolation	20
F	
fission	3,31,32,37
fissionsprodukt	31,32,33,34, 44,45
fosfor-32 (^{32}P)	33
fria radikaler	16
födoämnen	42,43,58
G	
gammapektrometri	5
gammastrålning	5
gen	15
genetisk dos	51,55
genetisk effekt	14,16
genetiskt signifikant dos	29,30
gonaddos	25,27,50,51,54
gonader	16

H	sid
H, se dosekvivalent	12
halveringstid, fysikalisk	8,9,10
" biologisk	44
helkroppsbestrålning	18,53
huddos	27,48
I	
ICRP	2,52
isotop	66
" -diagnostik	28,30
J	
jod-131 (^{131}I)	28,33,44,45
jonisation	4,5,16
joniserande strålning	4
järn (^{55}Fe , ^{59}Fe)	33,56,57
K	
kalium-40 (^{40}K)	22,23,25
" -42 (^{42}K)	56
karaktäristisk röntgenstrålning	6
katastrof	35
kilo-	68
kiloton, kton	68
klor-36 (^{36}Cl)	56
kobolt-60 (^{60}Co)	33,56,57
kokarreaktor, BWR	47,69
kol-14 (^{14}C)	23,25,37, 46,56,57
koncentrationsprocess	42,43,44,64
korrosionsprodukt	33
kosmisk strålning	1,22,25
kromosom	15
krypton-85 (^{85}Kr)	33,47,57
kvalitetsfaktor, Q	12,52

K (forts)	sid
kylvatten	32
kärnklyvning	3,31
" kraftreaktor	3,32,69
" kraftverk	32
" laddning	36,68
" vapen	3,36,37,38, 50,63
L	
leukemi	21
"Lyckosamma draken"	63
lymfocyter	18
lättvattenreaktor	69
M	
mangan-54 (^{54}Mn)	33
masstal	66
maximalt tillåtlig dos(ekvivalent)	52
" " kroppsaktivitet	56
" " radionuklid- koncentration	57,58
medellivslängd	17,18
mega-	68
" ton, Mton	68
meios	15
mikro-	68
miljövärd	18,20,59
milli-	68
mitos	15
mutation	15,16,17
N	
nano-	68
natrium (^{22}Na , ^{24}Na)	56
naturlig radioaktivitet	22,23
" strålningsmiljö	1,22,51

N (forts)	sid
nedfall	37,38,50
neutrofiler	18
neutron	4,7,31,66
" -aktivering	33,37
" -tal	66
niob-95 (^{95}Nb)	34
näringskedjor	42
O	
oljeutsläpp	61,63
olyckshändelse	18,21,35
ovarier	15
P	
patientbestrålning	27
piko-	68
plutonium (^{238}Pu , ^{239}Pu)	3,40,48
Plowshare (Jfr Jesaja 2:4)	38
polonium-210 (^{210}Po)	23,25,40,57
proton	4,66
provstopp	37
PWR, se tryckvattenreaktor	47,69
Q	
Q, se kvalitetsfaktor	12,52
R	
rad	10
radioaktivt sönderfall	4
radioekologi	64,65
radiologisk personal	52
radionuklid	30,52,66
" -batteri	40
radium (^{226}Ra , ^{228}Ra)	2,23,25,57
radon-222 (^{222}Rn)	23,25

R (forts)	sid
reaktor, se kärnkraftreaktor	3,32,69
recipient	33,59
relativ biologisk effekt, RBE	11
rem	12
riskfilosofi	21,64
rutenium-103 (^{103}Ru)	34
" -106 (^{106}Ru)	34,49,57
Röntgen	2
röntgen, R	12,13
röntgenbild	26
" diagnostik	26,30
" strålning	2,6
" undersökning	26,27
S	
satellit	40
scintigram	28
scintillationsdetektor	28
sköldkörtel	21,28,45,46,50
SNAP-9A	40
somatisk effekt	17,21
spermie	15
spårämne	59
strontium-89 (^{89}Sr)	34,44
-90 (^{90}Sr)	32,33,34,37,42,
	44,45,50,57
strålbehandling	18,29
strålskyddsrekommendationer	52
"superbomb"	37
svavel-35 (^{35}S)	33
sönderfallskedja	23,32
T	
termonukleär reaktion	36
testes	15
torium-232 (^{232}Th)	22,23

T (forts)	sid
tritium (^3H)	33,36,37,44,45, 46,56,57,61
tryckvattenreaktor, PWR	47,69
tröskelvärde	20,21
tumör	2,18,21,29
tungvattenreaktor	69
U	
uran (^{235}U , ^{238}U)	22,23,31
utsläpp	33,34,35
V	
"vätebomb"	36
X	
X; se exposition	12,13
Xenon-133 (^{133}Xe)	33
Y	
yttrium-90 (^{90}Y)	32
Z	
zink-65 (^{65}Zn)	33,49,56,57
zirkonium-95 (^{95}Zr)	34
zygot	15
Å	
åtgärdsnivå	58
Ä	
ägg	15
Ö	