

Rapport

R128:1981

Radon i bostäder

**— litteraturstudie och förslag till
forskningsinsatser**

Sven-Olov Ericson

Bygghforskningsrådet

R128:1981

RADON I BOSTÄDER

- litteraturstudie och förslag till
forskningsinsatser

Sven-Olov Ericson

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
790002-7 från Statens råd för byggnadsforskning
till AIB - Allmänna Ingenjörbyrå AB, Stockholm.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R128:1981

ISBN 91-540-3593-7

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

INNEHÅLL

1.	Inledning	1
2.	Riskvärdering	3
3.	Definitioner, sortomvandling och fysikaliska grunddata	5
4.	Sönderfallskedjorna	9
5.	Gammastrålning från byggnadsmaterial	11
6.	Innehåll av naturligt radioaktiva ämnen i olika byggnadsmaterial	18
7.	Diffussion i material och radonavgång	26
8.	Uppmätt radonhalt	67
9.	Betydelsen av ventilation och vädring	78
10.	Avskiljning av radon ur luft?	88
11.	Teknik att avskilja radonets sönderfallsprodukter ur luft	94
12.	Samband mellan exponering för radon/radondöttrar och ökad risk för lungcancer	103
13.	Radon i vatten	126
14.	Radon i petroleumprodukter	137
15.	Radon från användning av kol	138
16.	Gränsvärden	140
17.	Åtgärder	152
18.	Förslag till forskningsprogram	160
19.	Referenser	164
Bilaga 1		
	Förteckning över personer och institutioner som lämnat värdefulla upplysningar	
2	Förslag till forskningsprogram	
3	Exempel på genomförda eller planerade saneringsprogram	
4	Reseberättelse Radon Workshop i Port Hope, Canada 12-14 mars 1980	
5	Reserapport USA 7-29 mars 1981	
6	Anteckningar från diskussion med Roger Eaton i Berlin 9 april 1981	

1. Inledning

Denna rapport är resultatet av en litteraturstudie inom området förekomst av radon och radondöttrar i inomhusluft och möjligheter att reducera koncentrationen av dessa. Arbetet har finansierats av Statens Råd för byggnadsforskning (BFR) och Naturvetenskapliga Forskningsrådet (FRN).

Det ursprungliga syftet var att göra en översiktlig beskrivning av kunskapsläget och att med denna som bakgrund utforma förslag till forskningsprogram för BFR och FRN. Arbetet hade knappt påbörjats när Radonutredningen tillsattes, varför det föll sig naturligt att ett förslag till forskningsprogram lämnades direkt till radonutredningen, bilaga 2.

Det föreligger inga väsentliga skillnader mellan detta förslag och det program som radonutredningen framlade och vilket genomförande till stora delar möjliggjorts genom Regeringens anslag till Radonutredningen.

I kapitel 18 i denna rapport beskrivs kort de områden där det idag finns motiv för mer omfattande insatser än som ryms inom Radonutredningens och BFR's budget. Under de senaste 9 månaderna har man identifierat hundratals hus som har en radonhalt flera gånger högre än vad som tillåts i uran- och andra gruvor och det finns idag inga rimliga åtgärder för dessa hus utprovade någonstans i världen. Det skulle vara befogat med kraftfulla insatser på detta område.

Rapporten bör kunna ge en överblick av dagens kunskapsläge och vad som har gjorts inom ett visst område. Den som är intresserad av ett speciellt område uppmanas att fortsätta sina studier i originalreferenserna. I dessa finns mycket mer information än som kunnat tas med i denna sammanställning. De flesta av referenserna i kap 19 finns tillgängliga i bl a Studsviksbiblioteket och Strålskyddsinstitutets bibliotek. En del referenser är svåråtkomliga. Det är främst fråga om rapporter mellan konsult och uppdragsgivare samt interna utredningar. Dessa kan troligen i många fall erhållas från respektive organisation eller lånas av författaren till denna rapport. Under arbetets gång togs kontakt med ett flertal institutioner i andra länder. I bilaga 1 finns en förteckning över dessa med adress och namn på kontaktperson. I några fall har resp persons fackområde angivits med en kort kommentar.

Forskning om dessa frågor pågår vid ett flertal institutioner. Den som överväger att starta forskning eller utvecklingsarbete rekommenderas att först undersöka om samma eller likartat arbete pågår någon annanstans. En sådan undersökning torde i de

flesta fall ge värdefulla impulser till arbetets detaljuppläggning.

2. Riskvärdering

Problemet med radon i inomhusluft karakteriseras bl a av följande:

- vi vet att den enda potentiellt negativa effekten är att en viss andel av de exponerade personerna drabbas av lungcancer. Det är helt utslutet med effekter på ekosystem, naturmiljö eller andra skador.
- de exponerade personerna känner ingenting av exponeringen och de flesta kommer inte att lida någon som helst skada, medan andra så småningom avlider i lungcancer.
- om inga åtgärder vidtas och de riskuppskattningar som presenterats av Strålskyddsinstitutet är riktiga, kommer en liten grupp människor att löpa en extremt hög risk. Bland dem som bor i de hus som har de högsta radonhalterna skulle tiotals procent kunna förväntas avlida i lungcancer även om de aldrig rökt, varit i kontakt med asbest e dyl. Denna nivå på den enskilde individens befarade risk torde vara unik för Sverige i modern tid.

Inom riskhantering och konventionellt strålskydd brukar man i situationer då det är fråga om en slumpvis inträffande negativ händelse som drabbar någon eller några anonyma personer i en stor grupp optimerade skyddsinsatserna så att man vidtar åtgärd fram till en punkt där marginella kostnaden per undviket statistiskt skadefall eller dödsfall uppgår till en viss summa. Skulle man däremot kunna identifiera en liten grupp eller enskild individ och veta att skadan kommer att drabba någon i den lilla gruppen eller just den utpekade personen skulle man vara beredd att satsa en betydligt större, eventuellt oändligt stor, summa om man bara visste att skadan härigenom kan undvikas.

Inom konventionellt strålskydd tillämpas denna filosofi så att man genomför åtgärder fram till en punkt där den marginella kostnaden för att ytterligare begränsa stråldoserna överstiger en viss nivå. Dessutom finns en regel att till varje pris skall en enskild individs stråldos hållas under en viss gräns.

En sådan filosofi skulle innebära att i samtliga hus beaktas möjligheterna att begränsa exponeringen för radon upp till en viss marginell kostnad. För de hus där radonhalten är så hög att den enskilde individens risk för lungcancer ej är rimlig måste åtgärder vidtas oavsett kostnad. Ett sådant system avviker från vad som är praxis inom byggnadsverksamhet där man har ett stort antal normer som anger minimikrav. Resultatet är att hus i allmänhet byggs med så låg kvalitet som möjligt utan att bryta mot byggnormen. Det är inte vanligt att man utnyttjar möj-

ligheten att ibland till förhållandevis låg kostnad öka kvaliteten. Denna möjlighet tas inte till vara ens om den ökade kostnaden kan väntas betala sig snabbt genom minskad energiförbrukning eller minskat framtida underhållsbehov. Till denna situation har de statliga lånereglerna bidragit, eftersom dessa endast beaktat byggnadskostnaderna och bortsett från möjligheten att minska framtida drift- och underhållskostnader.

3. Definitioner, sortomvandling och fysikaliska grunddata

När man beskriver aktiviteten hos material, den joniserande strålningens intensitet och den stråldos som upptas i vävnad används ett flertal sorter.

Med aktiviteten hos ett ämne menas antalet kärnomvandlingar per tidsenhet. I SI-systemet är sorten becquerel med förkortningen Bq. En becquerel är lika med en kärnomvandling per sekund. Tidigare uttrycktes aktivitet i enheten curie, med förkortning Ci. Aktiviteten en curie motsvarar $3.7 \cdot 10^{10}$ kärnomvandlingar per sekund, dvs. det antal atomer som varje sekund omvandlas till radon-222 i ett gram av radium-226.

$$\begin{aligned} 1 \text{ Bq} &= 27 \cdot 10^{-12} \text{ Ci} & 1 \text{ pCi} &= 0.037 \text{ Bq} \\ 1 \text{ Bq/m}^3 &= 0.027 \text{ pCi/l} & 1 \text{ pCi/l} &= 37 \text{ Bq/m}^3 \end{aligned}$$

Koncentrationen av radium, thorium och kalium vägs ibland samman med begreppet gammaindex. Detta index definieras av

$$\frac{C_K}{10000} + \frac{C_{Ra}}{1000} + \frac{C_{Th}}{700}$$

där C_K , C_{Ra} och C_{Th} är koncentrationen av kalium-40, radium-226 och thorium-232 i Bq/kg.

För radiuminnehållet används begreppet radiumindex som definieras som

$$\frac{C_{Ra}}{200}$$

där C_{Ra} är koncentrationen av radium-226 i Bq/kg.

Koncentrationen av radon i luft angavs förr även i Mache Units M.U. 1 M.U. motsvarar 364 pCi/l (Be. 70)

När man anger radondöttrar i Bq, är situationen något mer komplicerad. När en atom av radon-222 sönderfaller, bildas polonium-218, även kallad radium A RaA. Detta ämne har en kort halveringstid och omvandlas snart till bly-214 (RaB), som sönderfaller till vismut-214 (RaC). Vismut-214 omvandlas i ett steg via polonium-214 till bly-210. När vi talar om radondöttrar, menar vi de kortlivade polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214. För var och en skulle vi kunna ange aktiviteten i Bq/m³ luft. Vanligen betraktas de emellertid i klump och när vi anger koncentrationen av radondöttrar i Bq/m³, menar vi ej att det är så många becquerel av varje radondotter i en kubikmeter luft. Vi menar inte heller att det totalt sker så många sönderfall per sekund i en kubikmeter luft av någon radondotter.

När radondotterkoncentrationen anges i Bq/m^3 menas att det föreligger en godtycklig blandning av de olika radondöttrarna som dock vid fullständigt sönderfall till bly-210 avger lika mycket energi i form av alfapartiklar som om det varit denna koncentration av varje radondotter.

Om koncentrationen av de enskilda radondöttrarna är kända, kan den viktade radondotterkoncentrationen (ekvivalent jämviktskoncentration) beräknas med följande formel:

$$C_{\text{RnD}} = 0.10C_{\text{RaA}} + 0.52C_{\text{RaB}} + 0.38C_{\text{RaC}}$$

I utländsk litteratur anges koncentrationen av radondöttrar sällan i becquerel, utan man använder företrädesvis enheten working level (WL). En working level definieras som en godtycklig kombination av kortlivade radondöttrar som i varje liter luft vid fullständigt sönderfall till bly-210 ger upphov till alfastrålning med total energi motsvarande $1.3 \cdot 10^5$ MeV. 1 WL motsvarar 3700 Bq/m^3 ekvivalent jämviktskoncentration av radondöttrar.

Gammastrålning från mark och byggnadsmaterial anges ofta i mikroröntgen per timme ($\mu\text{R/h}$). Enheten röntgen beskriver den jonisation som röntgen- och gammastrålning åstadkommer i luft och definieras som den gammastrålning som orsakar den elektriska laddningen $2.58 \cdot 10^{-4}$ coulomb per kg luft. Röntgen är ett mått, inte på absorberad dos i vävnad, utan på exposition för röntgen- eller gammastrålning. Motsvarande begrepp för radondöttrar är becquereltimme eller working level month (WLM). Med detta avses tidsintegralen av radondotterhalten i den luft som en person vistas i. En WLM motsvarar koncentrationen 1 WL under en arbetsmånad ca 170 timmar, dvs.

$$1 \text{ WLM} = 3700 \times 170 = 6.3 \cdot 10^5 \text{ Bqh}$$

WLM är inte ett mått varken på den mängd radondöttrar som följer med inandningsluften, den mängd radondöttrar som avsätts i andningsorganen eller den stråldos som vävnaden får motta. Detta påverkas av ett flertal faktorer som partikelspektrum i luften, andningsvolym och hastighet samt tjocklek på slemskikt i luftvägar. Exponering uttryckt i WLM ger dock en indikation av lungdosens storleksordning.

När strålningen träffar kroppen, erhålls en stråldos. Den mängd energi som kroppen erhåller från strålningen kallas absorberad dos och mäts i enheten joule per kg. Denna enhet kallas i SI-systemet för gray, förkortat Gy. Tidigare användes enheten rad.

$$1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad} = 1 \text{ J/kg.}$$

Olika typer av strålning har olika stor biologisk verkan vid samma mängd avgiven energi. Som en grov uppskattning brukar man t.ex. räkna med att 1 Gy i form av alfastrålning ger lika stor skada som 20 Gy i form av gammastrålning. För att kunna jämföra olika typer av stråldoser multipliceras därför absorberad dos av alfastrålning med en faktor t.ex. 20. För att undvika missförstånd, huruvida denna multiplikation har utförts, använder man en annan beteckning efter det att omräkningen genomförts. I SI-systemet kallas den sievert, förkortat Sv. Den äldre enheten var rem. För gammastrålning gäller definitionsmässigt att

$$1 \text{ Gy} = 1 \text{ Sv}$$

Man brukar räkna med att vid förhållanden som råder i vanliga bostäder motsvarar 7 Bq/m^3 radon-döttrar 1 mSv/år .

Grundläggande begrepp inom strålskyddet förklaras ingående i en rapport från Statens Strålskyddsinstitut (SSI 77).

Fysikaliska data för radon

Följande fysikaliska data har angivits för radon-222 (Koe 77):

atomvikt	222
densitet (gas)	9.7 kg m^{-3}
atomradie	2.29 \AA
smältpunkt	-71°C
kokpunkt	-61.8°C
kritisk temperatur	104°C
kritiskt tryck	62.4 atm .

Lösligheten i vatten avtar med stigande temperatur och är $0.51 \text{ cm}^3/\text{gH}_2\text{O}$ vid 0°C och $0.085 \text{ cm}^3/\text{gH}_2\text{O}$ vid 60°C . Detta motsvarar 0.5113 resp. $0.069 \text{ mg}/\text{gH}_2\text{O}$. Lösligheten minskar också med ökande jonstyrka (Knut 75). Vid 20°C fördelar sig radon mellan luft och vatten så att koncentrationen i vatten vid jämvikt är 0.23 gånger koncentrationen i luft. Radon är fettlösligt och i olivolja blir jämviktskoncentrationen 125 gånger högre än i vatten vid 37°C . På grund av blodets innehåll av fett tar det upp radon till en koncentration motsvarande 45 % av koncentrationen i luft (Con 67).

Radonets partialtryck i luft

100 pCi/l (3700 Bq/m^3) av radon-222 motsvarar ett partialtryck av $7 \cdot 10^{-17}$ atmosfärer (Litt 75). Således motsvarar 100 Bq/m^3 $1.9 \cdot 10^{-18}$ atmosfärer.

Värmeutveckling vid radioaktivt sönderfall

Det radioaktiva sönderfallet i ett material (t.ex. en bergart) ger upphov till viss värmeutveckling. Värmeutvecklingen mäts ibland i enheten HGU ("heat generation unit"). 1 HGU motsvarar $0.42 \mu\text{W}/\text{m}^3$. Såväl uran, thorium som kalium bidrar till värmeutvecklingen. Värmeutvecklingen uttryckt i HGU kan beräknas med följande formel

$$0.317 \cdot \rho \cdot (0.718 C_U + 0.198 C_{Th} + 0.262 C_K)$$

där C_U = uraninnehåll i ppm

C_{Th} = toriuminnehåll i ppm

C_K = kaliuminnehåll i %

ρ = densitet kg/dm^3

Uraninnehållet i den mest aktiva skifferbaserade lättbetongen (ca 180 ppm) motsvarar således ca 20 HGU eller $9 \mu\text{W}/\text{m}^3$.

4. Sönderfallskedjorna

Den naturligt förekommande radioaktiviteten härrör från olika isotoper tillhörande de sönderfallskedjor som inleds med thorium-232 och uran-238 samt från kalium-40. Dessa tre isotoper har mycket lång halveringstid. När en atom av t ex uran-238 sönderfaller inleds en serie omvandlingar via ett flertal olika isotoper med olika halveringstid innan atomen slutligen omvandlas till ett stabilt ämne, nämligen bly-206. Om det per tidsenhet inträffar lika många sönderfall i varje led i sönderfallskedjan sägs den vara i radioaktiv sönderfallsjämvikt. Den mängd som föreligger av respektive isotop är då proportionell mot produkten av isotopens halveringstid och dess atomvikt. På grund av bl a att de olika isotoperna i en sönderfallskedja har olika kemiska egenskaper och att vissa har lång halveringstid, tusentals till hundratusentals år, är det inte ovanligt med vissa avvikelser från sönderfallsjämvikt. De gasformiga isotoperna av radon är även lättrorliga, bl a genom diffusion i gasform och löslighet i vatten och leder ibland till att det inte föreligger sönderfallsjämvikt genom hela kedjan.

I tabell 4-1 anges halveringstid samt massa och antal atomer per bequerel och picocurie för de isotoper som har störst betydelse för strålning i bostäder.

Tabell 4-1 halveringstid, sönderfallskonstant samt det antal atomer och den massa som motsvarar en bequerel resp picocurie för vissa isotoper.

Tabell 4-1

Isotop	Halveringstid	Sönderfallskonstant	Antal atomer		Massa i gram per	
			Per Bq	Per pCi	Bq	pCi
^{40}K , kalium-40	$1.3 \cdot 10^9$ år	$1.67 \cdot 10^{-17} \text{ s}^{-1}$	$5.91 \cdot 10^{16}$	$2.19 \cdot 10^{15}$	$3.9 \cdot 10^{-6}$	$1.45 \cdot 10^{-7}$
^{232}Th , thorium-232	$1.39 \cdot 10^{10}$ år	$1.58 \cdot 10^{-18} \text{ s}^{-1}$	$6.32 \cdot 10^{17}$	$2.34 \cdot 10^{16}$	$2.43 \cdot 10^{-4}$	$9.01 \cdot 10^{-6}$
^{238}U , uran-238	$4.51 \cdot 10^9$ år	$4.87 \cdot 10^{-18} \text{ s}^{-1}$	$2.05 \cdot 10^{17}$	$7.59 \cdot 10^{15}$	$8.1 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-6}$
^{226}Ra , radium-226	1622 år	$1.35 \cdot 10^{-11} \text{ s}^{-1}$	$7.38 \cdot 10^{10}$	$2.73 \cdot 10^9$	$2.77 \cdot 10^{-11}$	$1.02 \cdot 10^{-12}$
^{222}Rn , radon-222	3.823 dygn	$2.098 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$	$4.76 \cdot 10^5$	$1.76 \cdot 10^4$	$1.75 \cdot 10^{-16}$	$6.5 \cdot 10^{-18}$
^{218}Po , polonium-218	3.05 min	$3.79 \cdot 10^{-3} \text{ s}^{-1}$	263	9.77	$9.5 \cdot 10^{-20}$	$3.5 \cdot 10^{-21}$
^{214}Pb , bly-214	26.8 min	$4.31 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$	2320	85.85	$8.2 \cdot 10^{-19}$	$3.1 \cdot 10^{-20}$
^{214}Bi , vismut-214	19.7 min	$5.86 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$	1705	63.11	$6.1 \cdot 10^{-19}$	$2.2 \cdot 10^{-20}$
^{214}Po , polonium-214	$1.64 \cdot 10^{-4} \text{ s}$	4226 s^{-1}	$(2.36 \cdot 10^{-4})$	$(8.7 \cdot 10^{-6})$	$(8.4 \cdot 10^{-26})$	$(3.1 \cdot 10^{-27})$

I naturen är mängden av de olika isotoperna oftast konstant genom att de ständigt nybildas ur närmast föregående isotop i sönderfallskedjan och genom att uran-238 resp thorium-232 har en mycket lång halveringstid. Om denna kontinuerliga tillförsel avbryts minskar aktiviteten enligt en exponentialfunktion:

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t}$$

N_0 = ursprungligt antal atomer eller ursprunglig aktivitet vid tiden $t = 0$.

N = återstående antal atomer eller aktivitet vid tiden $t = t$.

λ = sönderfallskonstanten, som är relaterad till halveringstiden, $T_{0,5}$, på följande sätt: $T_{0,5} = \ln 2/\lambda$. Halveringstiden är den tid efter vilken antalet atomer eller aktiviteten reducerats med 50%.

Av tabell 4-2 framgår hur mycket en viss mängd av radon-222 reduceras genom radioaktivt sönderfall under de första 45 timmarna. Om man försummar det radioaktiva sönderfallet vid normal uppehållstid för luft i bostadsutrymmen blir felet således ca 1% vid en luftomsättning per timme och ca 4% vid 0,2 luftomsättning per timme och ca 7% vid 0,1 luftomsättning per timme.

Tabell 4-2 Radioaktivt sönderfall av radon-222 (Tapp77)

tid, h	andel av sprunglig mängd som återstår	tid, h	andel av ursprunglig mängd som återstår	tid, h	andel av ursprunglig mängd som återstår
0	1.0000	15	0.8929	30	0.7972
1	0.9925	16	0.8861	31	0.7912
2	0.9850	17	0.8795	32	0.7853
3	0.9776	18	0.8729	33	0.7793
4	0.9702	19	0.8663	34	0.7735
5	0.9629	20	0.8598	35	0.7677
6	0.9557	21	0.8533	36	0.7619
7	0.9485	22	0.8469	37	0.7561
8	0.9414	23	0.8405	38	0.7505
9	0.9343	24	0.8342	39	0.7448
10	0.9272	25	0.8279	40	0.7392
11	0.9203	26	0.8217	41	0.7336
12	0.9133	27	0.8155	42	0.7281
13	0.9065	28	0.8093	43	0.7226
14	0.8996	29	0.8033	44	0.7172
				45	0.7118

5. Gammastrålning från byggnadsmaterial

Byggnadsmaterialens innehåll av radioaktiva ämnen ger en viss dos av gammastrålning till dem som vistas i byggnaden. Det är främst kalium-40, radium-226 och dess sönderfallsprodukter samt sönderfallskedjan efter torium-232 som bestämmer byggnadsmaterialens gammastrålning. Det bidrag till gammastrålningen som erhålles från andra ämnen är av underordnad betydelse. Förutom byggnadsmaterialets innehåll av radioaktiva ämnen bestäms gammastrålningen av byggnadsdelarnas tjocklek, storlek av fönster och dörrar m m.

En teoretisk övre gräns för hur kraftig gammastrålning ett material kan ge är den strålning som erhålles i ett hålrum på alla sidor omgivet av materialet till minst sådan tjocklek att strålningen ej påverkas av ytterligare ökad tjocklek. För denna situation har Krisiuk (Kris 71) angivit följande samband:

$$\begin{aligned} \text{Gammastrålning } \mu\text{R/h} &= 4,66 C_{\text{Ra}} + 6,7 C_{\text{Th}} + \\ &+ 0,37 C_{\text{K}} \end{aligned}$$

där C ges i pCi/g. Vid omräkning till stråldos i gonader antogs att materialet skärmar den naturliga bakgrundsstrålningen med 8,9 $\mu\text{R/h}$, att man vistas 18 h per dygn i huset och att kroppens egen skärmning gör att omräkningsfaktorn mellan $\mu\text{R/h}$ och $\mu\text{rad/h}$ i gonader är 0,63. Detta ger gonaddos i m rad/år som funktion av aktivitet C (pCi/g) till:

$$18,5 C_{\text{Ra}} + 26,7 C_{\text{Th}} + 1,47 C_{\text{K}} - 35,4 \text{ m rad/år}$$

Det är av betydligt större praktiskt intresse att kunna uppskatta vilken den verkliga stråldosen blir i en byggnad.

Detta har studerats av Swedjemark (Swe 77), som funnit att den verkliga dosen blir i svenska flerfamiljshus ca 2/3 av detta teoretiskt maximala värde. I småhus är andelen stenmaterial ofta mindre, varför den verkliga dosen blir ca hälften av motsvarande i flerfamiljshus. Detta är i god överensstämmelse med resultat från Norge (Stra 76). Resultaten kan omräknas till att byggnadsmaterialets bidrag till gammastrålningen m Sv/år räknat per bequerel och kg material för de olika ämnena blir:

	<u>flerfamiljshus</u>
Radium-226	$2,6 \cdot 10^{-3} \pm 0,6 \cdot 10^{-3}$
Thorium	$3,6 \cdot 10^{-3} \pm 0,9 \cdot 10^{-3}$
Kalium	$2,0 \cdot 10^{-4} \pm 5 \cdot 10^{-5}$

	<u>småhus</u>
Radium-226	$1,4 \cdot 10^{-3} \pm 0,5 \cdot 10^{-3}$
Thorium	$2,0 \cdot 10^{-3} \pm 0,7 \cdot 10^{-3}$
Kalium	$1,1 \cdot 10^{-4} \pm 4 \cdot 10^{-5}$

Motsvarande samband har beskrivits av ett flertal forskare. Feher (Fe 75) har angivit bidraget till gammastrålningen i mR per år för några olika konstruktioner av betong och tegel. Resultaten sammanfattas i Tabell 5-1.

Byggnadskonstruktion

Material	höjd m	tjocklek m	densitet kg/m	(mR/år) / pCi/g)		
				Ra	Th	K
Betongelement (precast concrete)	2,5	0,14	2500	22	32	2,5
Tegel (brick)	2,8	0,38	1700	26	36	2,8
Soltorkat tegel (adobe)	2,8	0,50	1600	24	37	2,7

Tabell 5-1 Samband mellan aktivitet i byggnads-material (pCi/g) och gammastrålning inomhus (mR/år) för ett par hus-konstruktioner (Fe 75)

Totalt har publicerats minst ett tiotal studier av denna typ. Dessa har nyligen utvärderats av en expertgrupp under NEA (NEA 79). I dess rapport behandlades tre olika nivåer av aktivitet i byggnadsmaterial definierade av (aktiviteter i Bq/kg):

$$\text{Representativ bak-} \\ \text{grundsnivå} \quad \frac{C_K}{1500} + \frac{C_{Ra}}{150} + \frac{C_{Th}}{100} = 1$$

$$1:a \text{ förhöjda nivå} \quad \frac{C_K}{3000} + \frac{C_{Ra}}{300} + \frac{C_{Th}}{200} = 1$$

$$2:a \text{ förhöjda nivå} \quad \frac{C_K}{6000} + \frac{C_{Ra}}{600} + \frac{C_{Th}}{400} = 1$$

Man beräknade den höjning av ekvivalent helkroppsdos, utöver naturlig dos vid vistelse utomhus, som erhålles i byggnader uppförda av material med dessa strålningsnivåer. Resultat från 10 olika studier av samband mellan aktivitet och gammados utnyttjades.

Resultatet blev i mSv/år:

	<u>flerfamiljshus</u>	<u>småhus</u>
Representativ bakgrunds nivå	0,1	0,03
1:a förhöjda nivå	0,5	0,3
2:a förhöjda nivå	1,2	0,8

Inom Harvard School of Public Health i Boston har man utvecklat ett dataprogram som beräknar gammastrålningen inomhus (Moe 76). Som indata krävs uppgift om rummets dimensioner inklusive storlek och placering av fönster och dörrar samt uppgift om byggnadsdelarnas densitet, tjocklek och innehåll av radioaktiva ämnen. I programmet delas varje omslutande yta i 100 delar. Den totala strålningen beräknas som summan av strålningsbidragen från samtliga dessa delar.

Två parameter i beräkningsgången är ofta okända, nämligen radonets diffusionskoefficient i det aktuella byggnadsmaterialet samt ytbehandlings eventuella förmåga att hindra radonavgång. Det är nämligen så att mer än hälften av den gammastrålning som avges från den sönderfallskedja som börjar med uran-238 avges vid sönderfallet av radon-222 och dess dotterprodukter. Radonets diffusionslängd påverkar den andel som hinner avgå från byggnadsdelen innan det sönderfaller och indirekt därmed även den totala gammastrålningen från väggen. Det radon som avgår härstammar till övervägande del från materialets ytliga delar och det är från dessa delar som gammastrålning har störst möjlighet att nå rumsluften. Strålning från byggnadsdelens centrala delar skärmas till viss del av av omgivande byggnadsmaterial. Försummas inverkan av radonavgång överskattas gammastrålningen med upp till 20% (Stra 79b).

Stranden (Stra 79b) har beräknat strålningsbidraget på 3 m avstånd från en vägg med ytan 6 x 3 m. Det visar sig att väggens tjocklek och materialets densitet har stor betydelse för stråldosen. Vid samma aktivitet ger t ex 20 cm tjock betong med tätheten 2350 kg/m³ fem gånger kraftigare strålning än en 7,5 cm tjock vägg av gips med tätheten 800 kg/m³.

I Sverige har Strålskyddsinstitutet mätt gammastrålningsnivån i ca 1200 slumpvis utvalda bostäder. Sedan bidraget från kosmisk strålning räknats bort, blev resultatet i medeltal 0,58 mGy/år. Härvid antogs vistelse i bostaden 100% av tiden. I trähus är strålningen låg, medan den högsta nivån erhålles i hus av lättbetong, Tabell 5-2.

	Antal hus i under- <u>sökningen</u>	Medeldos i vävnad mGy/år	absorberad i luft µrad/h
Trä	405	0,32	5,3
Tegel	382	0,56	9,2
Betong	221	0,70	11,6
Lättbetong	181	1,04	17,2
Hela undersök- ningen	1189	0,58	9,6

Tabell 5-2 Medelvärde av gammastrålning i olika typer av byggnader

Medelvärdet för strålningsnivån visade sig variera mycket mellan olika delar av landet. På Gotland uppmättes i medeltal 0,15 mGy/år. Detta låga värde förklaras av att kalkstenen innehåller mycket låg koncentration av radioaktiva ämnen. I Stockholm uppmättes det högsta medelvärdet, 0,79 mGy/år, beroende bl a på förhöjd aktivitet i berggrunden och att skifferbaserad lättbetong varit ett vanligt byggnadsmaterial. Även i Bohuslän, Skaraborgs län, Örebro län, Östergötlands län, Södermanlands län och Västmanlands län uppmättes i medeltal strålnivåer över riksgenomsnittet (Mjö 78).

I Norge har Stranden (Stra 77) bestämt medeldosen av gammastrålning från byggnadsmaterial till 0,48 mSv/år, dvs ca 20% lägre än i Sverige.

I vissa typer av hus har man uppmätt betydligt högre värden på gammastrålningen än dessa medelvärden.

I juni 1978 rapporterade Statens Strålskyddsinstitut resultat av mätningar i fyra småhus med hela stommen av skifferbaserad lättbetong av typ Durox (Swe 78). Dostillskottet till gonader utöver 0,3 mSv kosmisk strålning för vistelse i huset ett helt år angavs till:

Mitt i rum	2,7 - 4,4 mSv
Invid vägg	3,5 - 5,3 mSv
I säng, fåtölj el dyl	3,2 - 4,7 mSv

Med normala livsmönster bedömdes gammastrålningen från byggnadsmaterial ge ett tillskott om ca 2,3 - 3,3 mSv/år.

I några enstaka hus i landet kan strålningen motsvara ca 5 mSv/år eller något mer.

Gammastrålningen är genomträngande och den strålning som utsänds från byggnadsmaterial resulterar i att kroppens samtliga organ erhåller en stråldos. Kroppens ytliga delar fungerar delvis som skydd för de centrala delarna. Det är främst gammstrålning med låg energi som stoppas. När man anger dosen till gonader eller som ekvivalent helkroppsdos korrigeras därför exponeringen mätt i röntgen med en faktor ca 0,6 - 0,7.

När gammastrålningen passerar genom vävnad avges energi. Energin avges inte kontinuerligt utan i 'paket' med i medeltal 60 eV. Dessa energipaket ger i medeltal upphov till vardera 1,8 par av joner. För gammastrålning avges energipaketet med ett avstånd om ca 3000 Å (0,3 µm). Detta innebär att gammastrålning avger förhållandevis lite energi per längdenhet vid passage genom vävnad, varför den benämnes låg-LET strålning (Linear Energy Transfer). När ett gammakvantum passerar genom en cellkärna hos människa är dess väg genom cellkärnan i genomsnitt ett par µm och följaktligen bildas storleksordningen något tiotal jonpar. Detta motsvarar ett par mSv stråldos till den träffade cellkärnan. Vid alfastrålning, som har hög-LET, bildas storleksordningen 10000 jonpar i en träffad cellkärna, vilket motsvarar 2 Sv (200 rad). (Ehr 78)

Strålning ger i höga doser upphov till akuta skador, strålsjuka, genom att skada de blodbildande organen, tarmslemhinnorna eller vid mycket höga doser, centrala nervsystemet. I samband med byggnadsmaterial förekommer aldrig risk för dessa effekter. Däremot kan man inte utesluta att gammastrålning i bostäder med viss sannolikhet orsakar dödsfall i cancer. Mekanismen för detta är att den energi som strålningen avger i vävnaden resulterar i en skada på DNA-molekylen. Kroppen har ett mycket effektivt försvar och nästan alla skador på DNA repareras innan cellen delas. Man utesluter dock inte att enstaka skador förblir oreparerade och förs vidare till efterkommande cellgenerationer. En sådan skada kan så småningom resultera i cancer eller skada på kommande generationer.

Man har aldrig kunnat observera några effekter av de strålnivåer som förekommer i byggnader. Däremot har man observerat förhöjd cancerfrekvens hos personer som erhållit höga stråldoser vid medicinsk behandling eller sprängning av kärnvapen.

Från detta material har man uppskattat att 10^6 manrem (10^4 manSv) ger upphov till 100 - 300 cancerfall med dödlig utgång (EKA 78). Osäkerheten i denna uppskattning är dock stor. Fördelningen mellan olika organ skulle kunna vara:

Leukemi	20
Sköldkörtelcancer	5 - 15
Bröstcancer	10 - 60
Lungcancer	25 - 50
Skelettcancer	2 - 5
Övrig cancer	ca 100

Totala antalet sjukdomsfall skulle kunna vara ungefär det dubbla. Det är främst sköldkörtelcancer som endast i undantagsfall får dödlig utgång. När dessa samband tillämpas på t ex situationer i bostäder antar man att en viss kollektivdos ger upphov till lika många cancerfall oavsett hur doserna är fördelade mellan olika personer och fördelade i tiden.

Det finns hypoteser enligt vilka dessa antaganden skulle leda till en överskattning av riskerna med gammastrålning från byggnadsmaterial. Eftersom strålningen avger energipaket med 3000 Å inbördes avstånd och avståndet mellan två närliggande DNA-molekyler är ca 30 Å är det endast liten sannolikhet för att ett och samma gammakvantum kan skada bägge molekylerna. Det ligger därför nära till hands att anta att det krävs träff av två olika kvanta för att bägge DNA-molekylerna skall skadas. En sådan mekanism leder till att sambandet mellan gammastrålning och effekt kan väntas innehålla en kvadratisk term. Detta skulle innebära att små doser fördelade med låg intensitet i tiden skulle ge mindre effekt än samma dos koncentrerad i tiden och till färre individer (Ehr 78). Kunskapen om dessa frågor är begränsad, och man använder i administrativa sammanhang dessa samband för att uppskatta de totala följderna av samtliga stråldoser till en stor grupp människor. Man är härvid medveten om att man kan överskatta det verkliga skadeutfallet.

På detta vis uppskattas att medeldosen av gammastrålning i svenska bostäder (0,58 mSv/år) ger upphov till en kollektivdos om 4800 Gy/år (480.000 manrem/år) med ett skadeutfall om 50 - 150 årliga dödsfall i cancer. En jämförelse mellan detta antal och totalt inträffande 20.000 årliga dödsfall i cancer kan tjäna som underlag vid samhällets prioritering mellan olika möjliga åtgärder.

Däremot är det mer tveksamt hur stor nytta det är att ange att för en enskild individ motsvarar den normala gammastrålningen i bostaden

ca 0,04 - 0,1 procent risk att få cancer. För en person som hela livet bor i ett av de få husen med extremt kraftig gammstrålning skulle motsvarande siffror bli 0,4 - 1 procent.

6. Innehåll av naturligt radioaktiva ämnen i olika byggnadsmaterial

Alla byggnadsmaterial baserade på mineral (dvs betong, lättbetong, tegel, gips mm) innehåller varierande mängder av naturligt radioaktiva ämnen. Koncentrationen av dessa ämnen bestäms av koncentrationen i de utnyttjade råvarorna och varierar därför från plats till plats. Det har inte bedömts meningsfullt att referera det mycket stora antal mätningar som presenterats i litteraturen. En bibliografi över detta publicerades 1975 (Ea 75).

I det följande presenteras några data om gips och pimpsten. Fosfatslagg behandlas något i bilaga 3 och kolaska i kap 15 och bilaga 5. Kapitlet avslutas med vissa uppgifter om innehållet av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial i Norge, Storbritannien, Danmark och Sverige.

Gips

Naturligt gips innehåller ofta mycket låga halter av radioaktiva ämnen; normala koncentrationer i svenska gipsplattor brukar anges till:

^{226}Ra	< 3 Bq/kg
^{232}Th	< 1,5 Bq/kg
^{40}K	< 22 Bq/kg

Innehållet av radioaktiva ämnen i naturgips utnyttjad i Storbritannien är av samma storleksordning (O Ri 72):

^{238}U	15 Bq/kg
^{226}Ra	22 Bq/kg
^{232}Th	7 Bq/kg
^{40}K	150 Bq/kg

Gips som erhålles i stora kvantiteter som biprodukt vid tillverkning av fosforsyra innehåller ofta hög koncentration av radium (O Ri 72).

Forfatmineral (apatit) innehåller ofta väsentligt högre halt av uran än jordskorpans medelhalt (ca 2 ppm). Normal koncentration av uran ^{238}U i fosfatmineral från norra och västra Afrika har angivits till ca 40 pCi/g (motsvarande 120 ppm) (O'Ri 72). I mineralet är radioaktiv sönderfallsjämvikt i allmänhet utbildad, men vid tillverkning av fosforsyra går uranet till stor del i lösning (vilket utnyttjas i vissa processer för utvinning av uran ur fosfatmineral) medan radium -226 till stor del åter-

finnes i det bildade biproduktgipset; eftersom radiumsulfat är svårlösligt. Koncentrationen av radium i biproduktgips uppskattas till ca 25 pCi/g.

Användning av 4,2 ton biproduktgips med 25 pCi/g radium-226 i en enfamiljsbostad bedömdes öka radonhalten med 0,2 pCi/l (7 Bq/m³) vid 1 luftomsättning/h; vid 0,5 omsättning/h motsvarar detta 0,4 pCi/l (15 Bq/m³) (O' Ri 72).

Pimpsten

I sydvästra delarna av USA används pimpsten som inblandning i syfte att minska vikten i cementblock. Vid sanering av byggnader där avfall från uranutvinning använts som fyllnad mm, fann man förhöjd radon-dotterhalt, drygt 2 pCi/l (70 Bq/m³) över bakgrundsnivån, i en byggnad uppförd av detta material. Fortsatta studier visade då att pimpstenen innehöll ca 5-6,5 pCi/g (185-240 Bq/kg) radium-226. Inblandningen i betongen var ca 40-65% räknat på volym. Det resulterade radiuminnehållet i murblocken var ca 2-3,7 pCi/g (74-140 Bq/m³). Vid jämförelse av radondotterhalten i ett begränsat antal hus av material med resp utan inblandning av pimpsten uppmättes i medeltal 0,32 resp 0,40 pCi/l (12 resp 15 Bq/m³) radondöttrar. Man fann med detta som underlag ingen anledning förorda reglering av användning av pimpsten i byggnadsmaterial (EPA 78).

Norge

Berteig (Bert 80) ger följande exempel på innehåll av uran och thorium i olika norska bergarter:

Bergart	U ppm	Th ppm
Icke metamorfa sediment		
Sandsten Svalbard	4	< 1
Icke metamorfa eruptiva bergarter		
a Sura		
Drammengranit	12	20
b Intermediära		
Normarkitt	10	12
c Basiska		
Nefelinsyenit Stjernøy	0,04	0,55
Metamorfa		
Sura och intermediära		
Alunskiffer Oslo	42	9
Grafitskiffer Bidjovagge	8	5
Mica skiffer Sulitjelma		14
Rendalsvik	10	11
Bleikvassli		9

Gnejsgranit Knaben	230	610
Basiska		
Grönsten Hövringen	0,5	0

Stranden (Stral976) anger följande aktivitet är representativ för byggnadsmaterial som används i Oslo-trakten:

Material	antal prov	specifik aktivitet		
		pCi/g		40 _K
		232 _{Th}	226 _{Ra}	
Tegel	6	1,7	2,8	28
Betong	4	1,0	0,7	20
Lättbetong	5	0,7	0,9	6
Klinker	6	1,6	2,6	22
Naturgips	2	0,1	0,3	0,3
Cement	4	0,5	0,8	7

Storbritannien

Innehållet av radioaktiva ämnen har angivits till:

Tegel	50 Bq/kg radium	(Cliff 78)
Granittegel	86 Bq/kg radium	(Cliff 78)
Lättklinker	60 Bq/kg radium	(ORi 72)

Danmark

Ulbak (Ulb 80) har mätt innehållet av kalium, radium och torium i danska byggnadsmaterial. Resultatet framgår av tabell 6-1. Betong, gasbetong och vitt tegel har i allmänhet gammaindex ca 0,2 och radium index \leq 0,1. Tegel har dubbelt så hög aktivitet, medan naturgips innehåller mycket små mängder av radioaktiva ämnen. Flygaska från koleldning har innehållit 100-200 Bq/kg radium (radiumindex 0,5-1) och haft ett gammaindex på ca 1-1,6. Gasbetong från Sverige med alunskiffer visade gammaindex 2,9 och i medeltal 670 Bq/kg radium.

Ulbak presenterade vidare en jämförelse mellan medelinhåll av kalium, radium och torium i tegel (tabell 6-2) och betong ballast (tabell 6-3) i de nordiska länderna. Danmark har lägst och Sverige högst såväl radium- och torium som gammaindex i bägge materialen. För tegel från Sverige påpekas att underlaget ej är fullständigt.

Tabell 6-1

Innehåll av radioaktiva ämnen och gammaindex m
 definierat = $C_K/3000 + C_{Ra}/300 + C_{Th}/200$
 i danska byggnadsmaterial

Material	Antal prov	Aktivitet			Bq/kg		m	Anm
			K-40		Ra-226	Th-232		
betong ballast	107	min	240	<4	<4	<0,04	representativ provtagning.	
		medel	360	19	13	0,25		
		max	1150	95	56	0,98		
cement	6	min	<20	9	<4	<0,06	representativ provtagning.	
		medel	90	20	12	0,16		
		max	140	30	21	0,29		
betong	6	min	280	13	9	0,24	ej representativ provtagning	
		medel	360	16	13			
		max	420	24	17			
lertegel	79	min	340	23	21	0,37	representativ provtagning	
		medel	630	42	34	0,52		
		max	900	86	58	0,78		
vitt tegel	3	min	160	6	4	0,16	ej representativ provtagning	
		medel	260	9	8			
		max	340	11	11			
lättbetong	2	min medel max	280	18	10	0,20	ej representativ provtagning	
lättbetong med alumskiffer (svensk)	2	medel	1190	670	53	2,90	ej representativ provtagning	
klinker (olika länder)	13	min	230	22	22	0,73	ej representativ provtagning	
		medel	710	66	55			
		max	1080	108	73			
ballast med låg densitet	3	min	860	36	37	0,66	ej representativ provtagning	
		medel	910	40	45			
		max	1000	43	51			
naturgips	12	min	<20	<4	<4	<0,04	representativ provtagning	
		medel	<20	8	<4	<0,05		
		max	35	13	6	0,09		
flygaska	10	min	190	110	74	0,96	representativ provtagning	
		medel	730	150	90	1,19		
		max	1030	210	160	1,58		
mineralull	5	medel	<190	<40	<40	<0,40	ej representativ provtagning	

Tabell 6-2

Medelkoncentration av radioaktiva ämnen i lertegel från de nordiska länderna, Bq/kg (1 Bq/kg = 0,027 pCi/g)

Land	Antal prov	C _K	C _{Ra}	C _{Th}	m	anm
Danmark	79	630	42	34	0,52	repres. provtagn
Finland	37	984	80	62	0,90	repres. provtagn
Norge	18	1140	63	74	0,96	
Sverige	12	960	96	127	1,28	ej repr. provtagn

Tabell 6-3

Medelkoncentrationen av radioaktiva ämnen i betongballast i de nordiska länderna, Bq/kg (1 Bq/kg = 0,027 pCi/g)

Land	Antal prov	C _K	C _{Ra}	C _{Th}	m	anm
Danmark	107	360	19	13	0,25	repres. provtagn
Finland	266	967	34	39	0,63	repres. provtagn
Norge	137	650	28	36	0,49	betong repres. provtagn
Sverige	306	814	48	72	0,79	repres. provtagn

Sverige

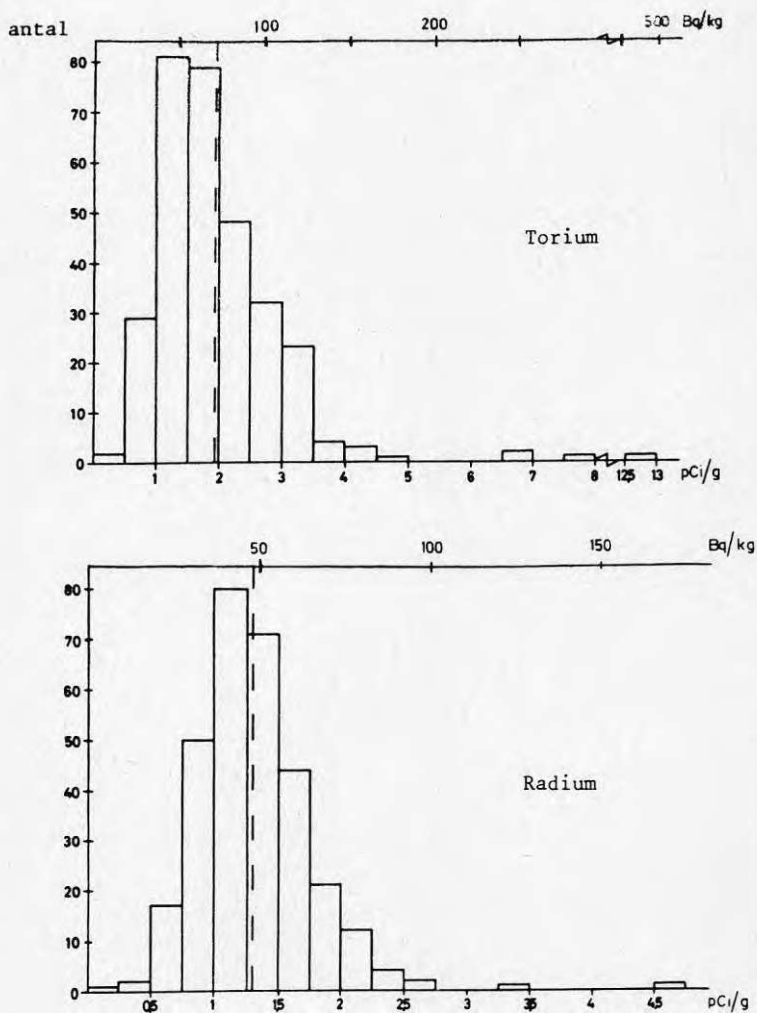
Den höga radiumhalten i skifferbaserad lättbetong är välkänd och uppgick till 670 - 2300 Bq/kg.

För det framtida byggandet torde aktiviteten i betong vara av störst betydelse.

Strålskyddsinstitutet har i samarbete med Svenska Fabriksbetongföreningen studerat aktivitetshalten i olika

ballastmaterial. Studien omfattade totalt 306 prover av grus, singel och makadam från 155 fabriker och resultatet presenterades i en rapport 1978 (Hag 78). I medeltal fann man 48,72 och 814 Bq/kg av radium, torium och kalium. Fördelningen framgår av figur 6-1.

Figur 6-1. Fördelning av toriumhalt och radiumhalt i 306 ballastprover (Hag 78)



Som framgår av figuren var det endast ca 1% av proven som innehöll >100 Bq/kg och 6% som innehöll mer än 75 Bq/kg radium. I materialet såg man en viss tendens till högre aktivitet i prover från de delar av landet där berggrunden består av granit. Man uppmätte också i all-

mänhet ca 20% högre aktivitet i singel och makadam än i grus. Om urvalet av prov är någorlunda representativt skulle det kunna innebära att det i de flesta fall är möjligt att begränsa radiuminnehållet i betongballast till ca 75 Bq/kg, dvs radiumindex ca 0,4 i stället för det provisoriska gränsvärdet med radiumindex 1,0. Huruvida detta är möjligt och vilka kostnader det eventuellt skulle medföra kommer att belysas av radonutredningen i samarbete med Industrins Byggmaterialgrupp. Dessa aktiviteter tyder på att ballast i Sverige i allmänhet har något högre aktivitet än i våra grannländer. I Finland har man funnit i medeltal 37 och 43 Bq/kg av radium resp torium i 166 sand- och grusprover. I ett antal betongprov från Osloområdet har man funnit 26 resp 36 Bq/kg av radium och torium (Stra 76).

Förekomst av bergarter med förhöjd aktivitet har troligen stor betydelse för möjligheterna att hålla låg aktivitet i betongballast och risken för att vissa partier ballast med ovanligt hög aktivitet kommer till användning. Sveriges Geologiska undersökning har nyligen presenterat en rapport om graniter med förhöjd uranhalt (Wil 80). Figur 6-2 visar läget av de mer betydande förekomsterna av graniter med sådan aktivitet att de kan ge upphov till mer än 25 μ R/h.

Det finns dock många små förekomster av mineraliseringar med hög uranhalt även utanför de markerade områdena, bl a i Stockholmstrakten.

7. Diffusion i material och radonavgång

Radons diffusion

Diffusion av radon genom betong

Mätning av radonavgång

Radonavgång från upplag av radiumhaltigt material, berg och jord

Radonavgång från olika typer av byggnadsmaterial

Lufttryckets inverkan på radonavgången

Avskärmning av radonflödet från ett material

Inverkan på gammastrålningen av ett ytskikt som hindrar radonets avgång.

Radonets diffusion

Det är i många fall av stort intresse att känna radonets diffusionshastighet genom bergarter, jord, fyllnings- och byggnadsmaterial. Diffusionshastigheten bestämmes nämligen hur långt radonet hinner diffundera innan det sönderfaller och därmed bestäms även från hur stor kvantitet av materialet som radon kan avgå till luften.

Teorin för radons diffusion har ingående beskrivits av Krisiuk et al (Kris71), Culot (Cul76a) (Cul76b), Jonassen (Jona77) (Jona78) och Moeller et al (Moe78).

Några centrala begrepp rörande diffusion är:

diffusionskonstant k cm^2/s . I ett poröst material kan denna definieras med avseende på total volym eller porvolym (Cul76a).

diffusionsväg medeldiffusionssträcka $= \sqrt{\frac{k}{\lambda}}$
 eller $\sqrt{\frac{k}{\lambda \rho}}$ beroende på hur k definierats med

λ = radonets sönderfallskonstant

ρ = porositeten

relaxationslängd är den tjocklek av ett radiumfritt material som minskar ett radonflöde med en faktor $1/e$. Det är även det djup där radonkoncentrationen når 63,2 % av jämviktkoncentrationen (Goo73).

När radonet bildas genom sönderfall av radium bestämmer den närmaste omgivningen hur långt radonatomer kan röra sig. Inne i mineralernas kristallstruktur har radon en låg diffusionskoefficient på ca 10^{-22} cm^2/s (Kris71). En förutsättning för att atomer skall kunna diffundera över större avstånd innan de sönderfaller är att de bildas nära en por eller korngräns eller slungas dit genom den rekyl som erhålles när alfapartikeln avges vid sönderfallet. Den andel av bildat radon som når materialets porer brukar benämnas emanationen. En del av denna mängd radon sönderfaller i porerna, resten avgår till luften och benämns ibland exhalationen.

I det följande refereras vissa data om radons diffusion i olika material.

Under vissa förhållanden kan radon transporteras ganska långt i marken. Man har t ex i några fall erhållit förhöjd radonavgång från markytan från uranförande skikt på 30-40 resp 90-120 m djup (Bar75).

EPA anger att det radon som avgår från mark kan härstamma från ca 50 m djup ("from hundreds of feet below the surface") men på grund av radonets halveringstid och diffusionsmotståndet i de flesta jordarter är det oftast de närmaste 6 metrarna som ger det dominerande bidraget. Detta avstånd kan vara mycket kortare, någon meter eller mindre ("just a few feet") om jorden innehåller mycket vatten (EPA79).

Snihs (Sni68) refererar uppgifter om radonets diffusionsförmåga i mark. Markens beskaffenhet och speciellt fuktigheten påverkar diffusionsvägen:

Markbeskaffenhet	Diffusionsväg (m) under 5,5 dagar
Torr jord	1
Fuktig jord	0,1
Våt jord	0,02

Swedjemark et al (Swe79) anger att relaxationslängden är 1,60 m för byggsand, 0,84 m för granit och ca 0,1 m för betong. Uppgifter om hur stor andel av radonet som diffunderar genom en 8 cm tjock betongplatta refereras:

obehandlad utan tätning av sprickor	15-20%
" med " " "	7-10%
behandlad med polyesterstyren	3- 5%

Den effektiva diffusionskoefficienten för radon i betong har uppmätts av Jonassen (Jona78) till $3,4 \cdot 10^{-5}$ cm²/s och till ca $2 \cdot 10^{-5}$ cm²/s av Culot (Cul76a).

Radon har relaxationslängd ca 5 cm i vanlig betong (densitet 2350 kg/m³) (EPA79).

Schiager (Schia74) anger följande data för diffusion i våt packad jord och i vanlig betong

	våt packad jord	betong
porositet	0,25	0,06
diffusionskoefficient D(cm ² /s)	$5 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-5}$
relaxationslängd m	1,5	0,05

Krisiuk et al (Kris71) har ingående behandlat teorin för radons diffusion. Som resultat av mätningar har man angivit följande diffusionslängder:

betong	10-15 cm
lättbetong	22-29 cm
röd tegel	15 cm

I våt jord med 40% porvolym har radon diffusionskonstanten $0,02 \text{ cm}^2/\text{s}$. I torr alluvium med 25% porvolym är motsvarande siffra $0,10$. Uranförande sandstenar i New Mexico har $0,03 \text{ cm}^2/\text{s}$ (Thom73).

Relaxationslängden för radon i sandsten med 20% porvolym är ca 1 meter (Goo73).

Baretto (Bar73) studerade radonflödet genom 15 cm långa borrhärnor av granit. Sidoytan belades med 1 cm tjock epoxi. När en radonkälla anslöts till ena änden fann man att 85% av radonet passerade genom borrhärnan och avgick från den andra änden.

I de flesta porösa material är radonets diffusionskoefficient av storleksordningen $10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$ (Bus79).

Radonets diffusionskoefficient varierar med kvadraten på porositeten (Bus79).

Barretto et al (Bar75) refererar till uppgifter att radon synes med lätthet kunna diffundera genom 2 mm tjock polyetenfolie. Man hade försökt innesluta uranmalm i tuber av detta material. "A substantial amount of the radon produced" penetrerade tubens vägg (Bar73).

Diffusion av radon genom betong

Culot har mätt radonflödet genom en 20 cm tjock betongvägg. I experimenten fylldes avfall från uranutvinning mot väggens utsida. Detta gav $1,5 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$ radon i markluften och ett flöde från betongväggens insida av 3700-4600 atomer per m^2 och sekund. Culot försummade bidraget av radon från betongen och beräknade radonets diffusionskonstant i betong till $1,7-3,1 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ beroende på porositeten (ref i Work78). Detta är i god överensstämmelse med diffusionskonstant $2,4 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ som kunnat beräknas ur mätningar av syre och kväve diffunderande i betong.

I Elliot Lake gjorde man mer än 100 mätningar av radonflödet från källarväggar. Radonkoncentrationen i markluften utanför grundmuren var i dessa fall 1800-37.000 Bq/m^3 - dvs ett par storleksordningar lägre än vid Culots mätningar. Det uppmätta radonflödet varierade kraftigt men var i medeltal 2200 atomer/ m^2, s , dvs väsentligt mer än man kunnat vänta om all radon härstammade från markluften på andra sidan betongväggen.

Slutsatsen av detta var att vid lägre radonkoncentrationer i markluften utgör det radon som bildas genom sönderfall av radium inne i betongen ett icke oväsentligt bidrag till radonavgången (Work78).

Med utgångspunkt från dessa mätvärden och med hjälp av diffusionsteori har därefter beräknats (Work78) hur radonavgången från insidan av en betongvägg påverkas av aktivitet i materialet (emanerande radium) och radonhalt i markluften på utsidan. Resultatet framgår av figur 7-1. Vid beräkningarna förutsattes radonets diffusionskonstant i betong vara $1,7 \cdot 10^{-5}$ cm²/s och betongens porositet vara 5%.

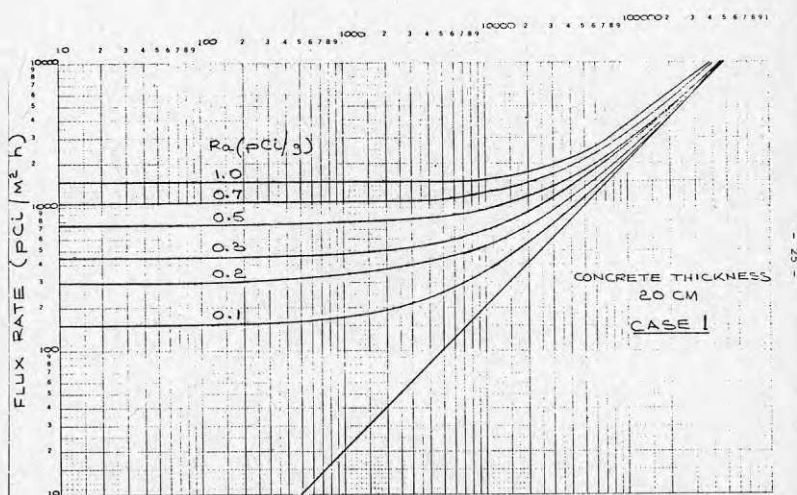


Fig 7-1. Radonavgång från betongvägg som funktion av innehåll av emanerande radium och radonhalt i gasfas på andra sidan (pCi/l).

Även radonavgången från en betongvägg (utan hög radonhalt på utsidan) beräknades, figur 7-2.

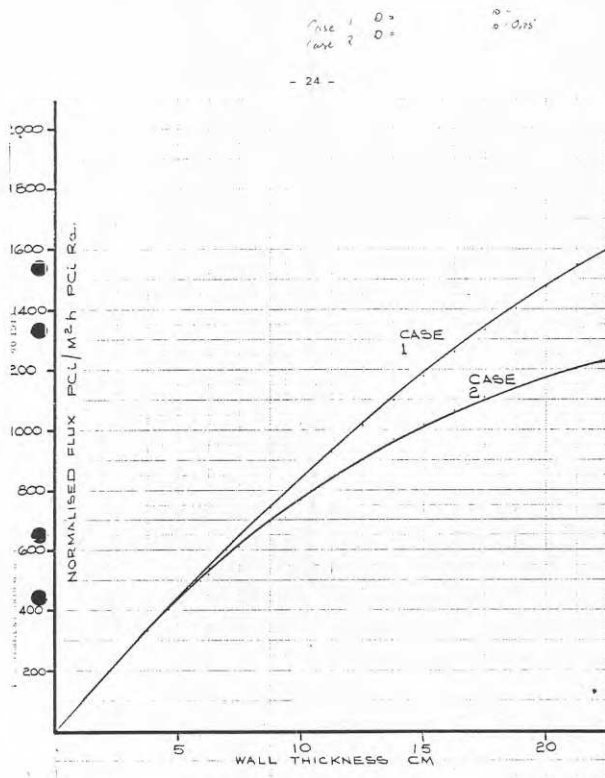


Fig 7-2. Radonflöde pCi/m²,h radon-222 per pCi/g emanerande radium i betong som funktion av betongväggens tjocklek.

Case 1=diffusionskonstant $1,7 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$
porositet 5%

Case 2=diffusionskonstant $3,1 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$
porositet 25%

Man studerade även hur radonhalten i rumsluften kan väntas påverka radonflödet in genom en källarvägg av betong. I figur 7-3 redovisas resultatet av dessa studier för väggar av 5 resp 20 cm tjock betong. Vid radonflöden över 100 pCi/m²,h (500 atomer/m²,s) är normalt förekommande radonkoncentrationer inomhus utan praktisk betydelse. Vid 20 cm tjock betong och den radonhalt som vanligen förekommer i markluft 1000-5000 Bq/m³ (27-135 pCi/l) blir däremot radonhalten i inomhusluften helt avgörande för hur mycket radon som diffunderar från marken genom väggen.

Flödet är dock maximalt $2 \text{ pCi/m}^2, \text{h}$ (5 atomer/ m^2, s), vilket innebär att det radon som bildas inne i betongen blir helt avgörande för radonavgången från betongens yta (Work78).

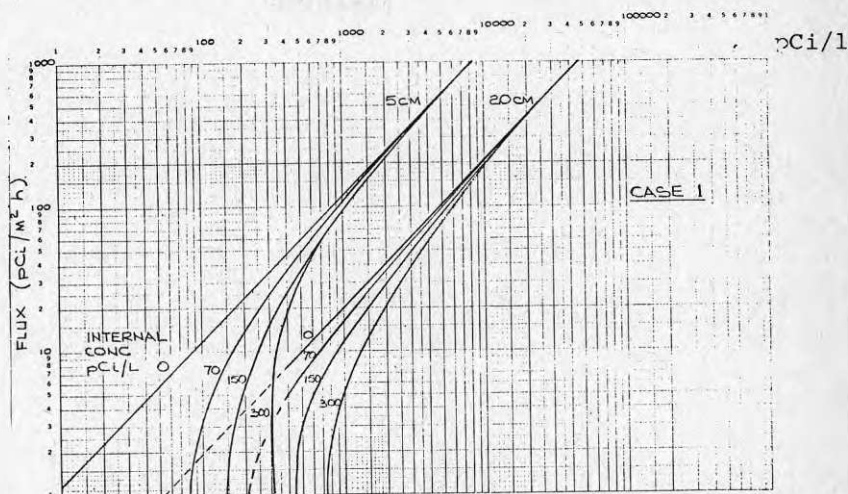


Fig 7-3. Beräknat samband mellan radondiffusion in genom 5 resp 20 cm tjock betongvägg som funktion av radonhalt i markluft omedelbart utanför, samt inverkan av radonhalt i inomhusluften. I beräkningarna har förutsatts att betongen har 5% porositet och att diffusionskonstanten för radon i denna betong är $1,7 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (Work78).

Om det finns porer eller sprickor genom betongen kan markluft sugas in på grund av undertryck i huset. På detta vis kan betydande mängder radon föras in, även om marken utanför grundmuren inte innehåller ovanligt hög halt av radium. Detta har ansetts vara av avgörande betydelse för radonhalten inomhus i Elliot Lake i Kanada.

Diagrammet i figur 7-1 kan ej antas gälla exakt oavsett betongkvalitet. Resultat från flera platser tyder dock på att det i stort ger en riktig bild av radonets diffusion genom betong av god kvalitet.

I Grand Junction har man uppmätt att koncentrationen 40.000 pCi/l utanför en betongplatta gav ett radonflöde genom plattan på $0,26 \text{ pCi/m}^2, \text{s}$ (4600 atomer/ m^2, s) (MacL79). I Elliot Lake har man funnit att 50-1000 pCi/l på ena sidan av betong utan synliga sprickor ger ett inflöde av $0-0,28 \text{ pCi/m}^2, \text{s}$ (0-5000 atomer/ m^2, s). I Uranium City fann man att krossat berg med drygt 20 pCi/g (750 Bq/kg) radium-226 gav upphov till ett radonflöde genom ovanliggande 10 cm betong med 34% porositet på ca $1,1 \text{ pCi/m}^2, \text{s}$ (19.000 atomer/ m^2, s) (MacL79).

Dilworth (Dil78) har uppgett att ett radonflöde på $140-350 \text{ pCi/m}^2, \text{h}$ ($680-1700 \text{ atomer/m}^2, \text{s}$) genom en källarmur av betong eller betongblock motsvarar en radonhalt i markluften omedelbart utanför grundmuren av storleksordning $5000-10.000 \text{ pCi/l}$ ($180.000-370.000 \text{ Bq/m}^3$).

Krisiuk (Kris71) påpekar att det från annan rysk litteratur är känt att radonavgång från marken är av stor betydelse för radonhalten inomhus i byggnader med golv av träkonstruktion. Däremot anses radonpenetration från mark genom betongplatta in i byggnader vara av underordnad betydelse.

I samband med saneringsprogram i Uranium City, Kanada, har man studerat radondiffusion genom betong av olika kvaliteter. Man har därvid sökt efterlikna porös, lokalt beredd betong. Mätningarna har tillgått så att en burk med känd, hög radonhalt anslutits mot ena sidan av en betongplatta. Radonflödet genom betongen studerades med hjälp av en huv ansluten mot andra sidan. Man har uppmätt diffusionskonstanter mellan $3 \cdot 10^{-4}$ och $1 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{s}$. Relaxationslängden i denna betong blir ca $0,2-1,0 \text{ m}$ (Work79). Dessa resultat indikerar att betongens kvalitet har stor betydelse för radonets diffusion.

Mätning av radonavgång

Mätning av radonavgång från byggnadsdelar kan ske på ett flertal olika sätt:

- i ett helt slutet rum inväntas jämvikt och härur uppskattas radonavgången (Haq65). Denna metod förutsätter att luftomsättningen är mindre än ca 10^{-3} h^{-1} .
- samtidig mätning av luftomsättning och radonhalt i ett rum ger ett mått på radontillförseln totalt och därmed även medelvärdet av radonavgången från omslutande byggnadsdelar.
- en huv ansluts mot byggnadsdelens yta. Registrering av hur radonhalten ökar i huven ger ett mått på hur mycket radon som avgår från materialet.

Den senare metoden kan utföras på flera olika sätt:

- registrering av hur radonhalten ökar. Detta kan göras kontinuerligt eller genom uttag av punktprov.
- genomspolning av huven med radonfri luft varvid radonavgången ges av luftflödet multiplicerat med koncentrationen efter passage genom huven.

- huven får sitta ansluten mot byggnadsdelen till dess radioaktiv sönderfallsjämvikt inställt sig. Detta kräver perfekt tätning.

I samtliga fall startar man med radonfri luft i huven och radonkoncentrationen ökar därefter kontinuerligt enligt formeln (Mus80):

$$C(t) = \frac{E}{\lambda^*} \cdot \frac{F}{V} (1 - e^{-\lambda^* t})$$

- där $C(t)$ = radonkoncentration vid tiden t i huven
- F/V = exhalerande yta genom huvens volym, m^{-1}
- λ^* = effektiv sönderfallskonstant h^{-1} , dvs summan av radonets radioaktiva sönderfall, läckage ut ur huven och minskad exhalation vid hög radonhalt inne i huven (bakdiffusion)
- E = exhalation $Bq/m^2, h$

Skillnaden mellan effektiv sönderfallskonstant och det radioaktiva sönderfallet brukar benämnas "back diffusion". Denna skillnad medför att man inte kan vara säker på att med en huv mot en vägg kunna uppmäta samma radonflöde som verkligen äger rum under vanliga förhållanden. Anledningen till detta kan vara

- anslutningen är ej tät och ett visst luftbyte äger rum mellan huven och rummet. Detta leder till att koncentrationen byggs upp långsammare och till ett avsevärt mycket lägre jämviktsvärde
- huven förhindrar tryckvariationer att fullt ut fortplanta sig till väggens ytskikt
- luftflöde genom sprickor och porer upphör eller minskar när huven ansluts
- när koncentrationen av radon i huven ökar till en nivå som är högre än den som förekommer i rummet blir koncentrationsgradienten mindre, vilket minskar det diffusionsstyrda radonflödet. I väggmaterialets ytskikt vid huvens kanter utbildas en koncentrationsgradient i väggens plan, vilket ger diffusionen en komponent i sidled.

Samtliga dessa faktorer leder till att ett uppmätt värde tenderar att bli lägre än verklig radonavgång.

Mustonen (Mus80) har angivit hur detta sammantaget kan påverka ansamlingen av radon i huven, figur 7-4.

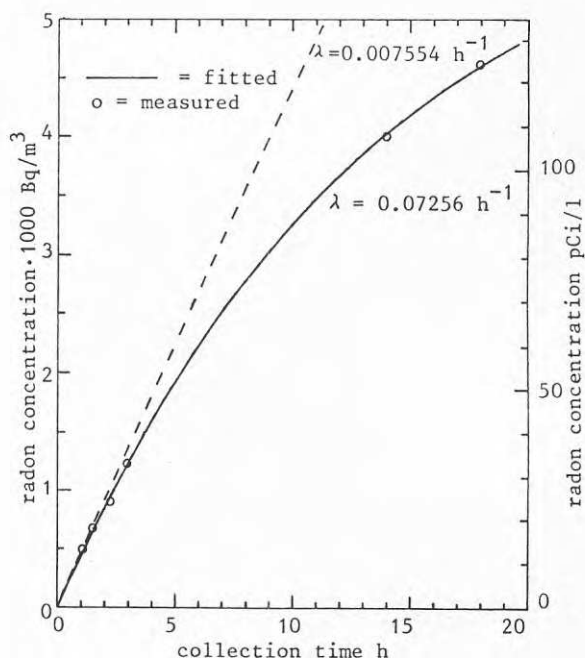


Fig 7-4 Radonkoncentration i huv som funktion av tid. Den streckade linjen illustrerar förloppet vid perfekt tätning.

Skillnaden är enligt dessa resultat liten under de första timmarna, men skulle bli mycket stor om man väntade till jämvikt.

Radonavgången från mindre materialprover kan studeras genom att provet inneslutes i en tät behållare varefter radonkoncentrationen registreras på motsvarande sätt.

Stranden (Stra80) har funnit att radonavgången från en kvadratmeter av en betong med tjockleken 20 cm är ca 125 gånger större än radonavgången från en betongkub med sidan 0,1 m. Han föreslår därför att mätningar på provkuber skall kunna ersätta mätningar på hela väggelement, när syftet är mer rutinmässig provning av byggnadsmaterial.

Teoretiskt är det även möjligt att bestämma radonavgången genom att mäta hur gammastrålningen från ett prov ökar sedan det förseglats så att ingen radon avgår.

Radonavgång från upplag av radiumhaltigt material, berg och jord

Radonavgången till luften från ett upplag eller en utfyllnad av ett material med hög radiumhalt är beroende av tjockleken. Ett tunt skikt avger mindre radon än ett tjockt skikt. När tjockleken ökar över en viss nivå påverkar detta dock ej radonavgången nämnvärt därför att av det radon som bildas i botten hinner endast en obetydlig del diffundera upp till ytan innan det sönderfaller.

I figur 7-5 visas hur radonavgången enligt teorin kan väntas öka med tjockleken hos skiktet av radonavgivande material.

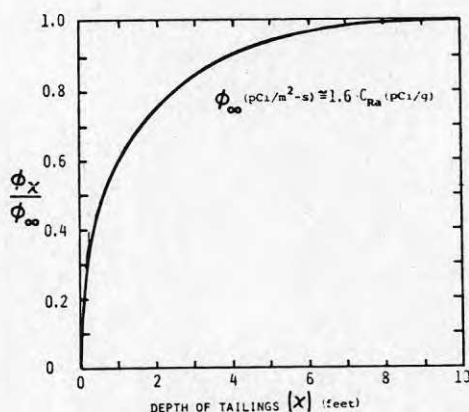


Fig 7-5. Radonavgång som funktion av tjockleken hos upplag av mill tailings el dyl. Radonavgången anges relativt radonavgången från ett oändligt djupt upplag, under antagande av att relaxationslängden är 1,5 m (Schia74).

Vid relaxationslängden 1,5 m har det ingen betydelse för radonavgången om tjockleken ökas över ca 1,5 m. Radonavgången från ett skikt med minst 1,5 m tjocklek uppges vara $1,6 \text{ (pCi radon/m}^2\text{,s) / (pCi radium/g)}$ (Schia74). Den radonavgång som uppgivits för lakrester från Ransstad, $2 \text{ pCi/m}^2\text{,s}$ (Min77) motsvarar ca $2 \cdot 10^{-2} \text{ (pCi/m}^2\text{,s) / (pCi/g)}$, dvs endast 1% av vad som angivits av Schiager.

Det har även dokumenterats att radonflödet i vissa fall kan vara betydligt kraftigare än man skulle vänta. Rundo (Run79) har uppmätt radonflödet $26 \text{ nCi/m}^2\text{,h}$ ur marken i ett kryputrymme, trots att det ditlagda gruslagret innehöll knappt 1 pCi/g och underliggande glaciala grus ca 1 pCi/g radium.

Detta motsvarar $7,2 \text{ (pCi/m}^2, \text{s) / (pCi/g)}$. Man kan inte utesluta att radon i detta fall förts upp till större eller mindre del av en luftström. En sådan mekanism har antagits i likartade geologiska förhållanden i Elliot Lake.

Vid bedömning av riskerna med radonavgång från upplag av avfall från uranutvinning har Ford, Bacon & Davies Utah Inc (For78) utnyttjat följande data för avfallet:

densitet	1600 kg/m ³
porositet	0,4
diffusionskoefficient ("bulk")	0,028 cm ² /s
emanation till porer	20%

Detta leder för djupare upplag till radonavgång motsvarande ca $1,2 \text{ (pCi/m}^2, \text{s) / (pCi/g)}$.

Emanationen av radon från ett mineral beror av ett flertal faktorer. Bland dessa kan nämnas kristallernas struktur och homogenitet, koncentration och fördelning av radium samt de kapillära porernas storlek och hur grenade de är (Bus79). Sålunda skulle man kunna anta att radonavgången från graniter där radiuminnehållet till stor del är lokaliserat till korngränserna är större än från de graniter som har sitt radiuminnehåll i de enskilda kristallernas inre. Det radon som bildas inne i en kristall har små möjligheter att nå till ytan innan det sönderfaller.

Man har i allmänhet funnit att krossning har liten effekt på emanationen av radon. Orsaken till detta har förklarats vara att emanationen främst bestäms av den inre ytan, dvs hur många och hur stora kapillärerna är och i hur stor utsträckning de är grenade och förbundna med varandra. Som exempel nämns ett monazitmineral med $1,7\text{--}3,4 \cdot 10^5 \text{ cm}^2/\text{g}$ inre yta. När detta mineral krossades från 0,05 cm till 0,001 cm ökade den yttre ytan från 24 till 1200 cm²/g, men var fortfarande <1% av den inre ytan. I andra situationer där den yttre ytan minst är lika stor som den inre eller om styckestorleken är sådan att en väsentlig del av radonet sönderfaller i kapillärerna, dvs det hinner ej diffundera genom kapillärerna till ytan, ökar dock radonavgången vid krossning (Bus79).

Vid en given koncentration av radium i det fasta materialet varierar radonavgången beroende på, dels andel radon som emanerar till porerna, dels diffusionslängden, som bestämmer hur mycket av det emanerande radonet som hinner diffundera till materialets yta innan det sönderfaller.

Alunskiffern i Ranstad är en mycket tät bergart och i underjordsgruvan har man uppmätt radonavgången $0,1\text{--}0,2 \text{ pCi/m}^2, \text{s}$ (1800–3500 atomer/m²,s). Denna radonavgång beräknas ge 5 pCi/l (200 Bq/m³) radon i underjordsgruvan (Ran77). Denna radonavgång är lika stor som radonproduktionen inom 0,25–0,5 mm djup i berget.

Den uranförande sandstenen i New Mexico, Colorado och Utah är däremot mycket porös och har 20% porvolym. Man har där uppmätt radonavgången 100 pCi/m²,s (1,8·10⁶ atomer/m²,s) (Litt75).

Thomas har angivit följande radonavgång från olika uranmalmer (Thom73):

New Mexico, USA	sandsten	500 pCi/m ² ,s
Utah, USA	skiffer	50 pCi/m ² ,s
Elliot Lake, Kanada	konglomerat	7 pCi/m ² ,s

Barretto et al (Bar75) har studerat radonavgång från olika mineraler och bergarter. Proverna krossades före mätning till mellan -60 och -115 mesh. Den andel av bildat radon som avgår till luften varierade för olika bergarter, tabell 7-1.

Tabell 7-1. Andel av bildat radon som avgår från olika bergarter efter krossning till mellan -60 och -115 mesh (Bar75). Radonavgången även angiven i absoluta tal.

Bergart	Andel emanerande radon %	Radonavgång		Antal prov
		pCi/g,h x 10 ⁴	atomer/g,h	
gnejs	1-15	0-8	0-14	5
granodiorit	5-17	0-9	0-16	3
kvarts-diorit	4-9	0-5	0-9	3
granit	3-16	0-43	0-76	15
dacite	7	16	28	1
gabbro	3	4	7	1
basalt	1-7	0-5	0-9	4
serpentin	1	1	2	1
kvartsit	1-8	3-20	5-35	3
konglomerat	2-26	4-80	7-140	3
vulkanisk tuff	2	20	35	1
sandsten	4-12	4-43	7-76	4
arkos	4	45	79	1
kalksten	1-2	0-4	0-7	5

Andelen av bildat radon som avgick varierade mellan 1 och 26%. Uttryckt i absoluta tal var variationen i radonavgång större.

Man studerade även hur stor andel av bildat radon som avgick från olika mineral, tabell 7-2.

Tabell 7-2. Andel av bildad radon som avgår från olika mineral krossade till mellan -60 och -115 mesh (Bar75).

Mineral	Andel av bildat radon som avgår %	Antal prov
zircon	0,2-4,9	20
sphene	0,1-4,4	15
monazit	0,2	1
xenotime	0,2	1
apatit	0,9	1
biotit	3-6,5	2
allanite	0,4	1
magnetit	4	1
glauconit	3,3	2

Biotit förefaller avge större andel av bildad radon än övriga mineral. Detta kan troligen förklaras med olika stabila och täta kristallstrukturer, radiums lokalisering och kristallernas benägenhet att undergå metamiktisering. Användande av en ballast med låg halt av radium och liten andel emanerande radon anges som en möjlig väg att erhålla betong med låg radonavgivning.

Resultat av uppmätt radonavgång från olika jordarter framgår av tabell 7-3.

Tabell 7-3. Absolut radonavgång samt andel av bildad radon som avgår från olika typer av jord (Bar75).

Jordtyp	Andel av bildad radon som avgår %	Absolut radonavgång		Antal prov
		10 ⁴ pCi/g,h	ato-mer/g,h	
sandig	10-20	3-17	5-30	2
lerig	20-35	15-30	26-53	3
alluvium-alluv	18-48	9-26	16-46	3
granitisk	38-45	29-35	51-62	2
calcareous	19-55	3-40	5-70	3
lignitisk	35	30	53	1
vulkanisk	48	45	79	1
bauxit	14-30	10-58	18-102	2
calcareous(r)	50-55	90	158	2

Andelen av bildat radon som avgår förefaller vara större från jord än från krossat berg. Den angivna radonavgången är möjlig radonavgång till porer, korngränser o dyl. Den verkliga radonavgången till luften bestäms av diffusionslängd till ytan, fuktighet och luftrörelser till följd av tryckvariationer.

Baretto (Bar73) har även studerat hur temperaturen inverkar på radonavgången. Normala temperaturvariationer har liten inverkan på radonavgången. Om temperaturen sänks till -80°C minskar radonavgången med ca 70%, tabell 7-4.

Tabell 7-4. Radonavgång från granit med 3,3 pCi/g radium efter krossning till mellan -60 och -115 mesh (Bar73).

Temperatur $^{\circ}\text{C}$	Radonavgång atomer/h,h	Andel av bildad radon som avgår %
+265	45	10,6 \pm 0,3
+160	43	10,2 \pm 0,4
+ 22	39	9,4 \pm 0,3
- 20	35	8,1 \pm 0,3
- 80	12	2,8 \pm 0,2

Auxier (Au74) har vid mätning av radonavgång från betong funnit att temperaturförändringar mellan $+23$ och $+43^{\circ}\text{C}$ har ingen eller obetydlig effekt.

Radonavgång från olika typer av byggnadsmaterial

I det följande refereras olika mätningar och uppskattningar av radonavgång från byggnadsmaterial eller byggnadsdelar.

Genom att mäta hur högt radonhalten steg i tre rum som hölls stängda beräknade Haque (Hag65) radonavgången från golv, väggar och tak till 28,64 resp 110 atomer/ m^2 ,s. Han antog därvid att inget luftutbyte ägde rum och att sönderfallet i luften kompenserade för avgången ur byggnadsmaterial. Detta antagande är berättigat endast om luftomsättningen är $<10^{-3}$ omsättningar per timme. I en annan lokal med 4 luftomsättningar (delvis återluft) uppmättes 0,06-0,13 pCi/l radon, vilket omräknades till avgång ur byggnadsmaterial på 500 atomer/ m^2 ,s.

Vid mätningar i Bancroft, Ontario, Kanada har man funnit följande radonavgång från olika material:

Material	pCi/ m^2 /s	atomer/ m^2 ,s
Avgång från upplag av bergmassor erhållna vid öppnande av urangruva med 34-183 pCi/g radium-226	6,4	31
jordgolv	0,03-44	0,1-215
betonggolv utan synliga sprickor	0-0,83	0-4
betongvägg (källare) utan synliga sprickor	0-0,92	0-4

När man sökte fastställa orsaken till förhöjda radonhalter inomhus i Elliot Lake i Kanada mättes bl a emanationen från betonggolv och källarväggar med hjälp av en kopp som tätades mot underlaget med butylgummi. Prov togs ut när koppen varit monterad ungefär 1 timme.

Medelvärdet på emanation från vägg (betong eller betongblock) var $350 \text{ pCi/m}^2\text{,h}$ ($1700 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$) men varierade mellan 30 och $1000 \text{ pCi/m}^2\text{,h}$ ($150\text{--}4900 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$). Emanationen ur betonggolvet varierade mellan 10 och $530 \text{ pCi/m}^2\text{,h}$ ($50\text{--}2600 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$) med medelvärde $140 \text{ pCi/m}^2\text{,h}$ ($680 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$) (Dil78).

Cliff har mätt radonhalten i ett rum beläget på 3:e våningen samtidigt som angränsande utrymmen såväl bredvid som över och under ventilerades kraftigt. Tillflödet av radon till rummet uppmättes till $12 \text{ Bq/m}^3\text{/h}$ ($0,32 \text{ pCi/l,h}$). Tre av väggarna utgjordes av gipsblock med 444 Bq/kg (12 pCi/g) radium-226. Den fjärde väggen samt golv och tak var av betong med $18,5 \text{ Bq/kg}$ ($0,5 \text{ pCi/g}$) radium-226 (Cliff79). Om rummets geometri är sådan att den radonavgivande ytan totalt är 2 m^2 per m^3 motsvarar detta radonavgången $800 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$.

Radontillförseln till inomhusluften i Storbritannien har uppskattats till i medeltal $0,5 \text{ pCi/l,h}$. Om detta kommer ur byggnadsmaterialen, och den exponerade ytan är 2 m^2 per m^3 motsvaras det av radonavgången $1300 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$ (Cliff79).

O'Riordan (ORi72) studerade radonavgången från byggnadsdelar av gips med 25 pCi/g radium-226 genom att placera materialet i en $12,5 \text{ m}^3$ tät stålbehållare. Radonavgången bestämdes genom analys av 3 liters luftprov uttagna under ca 2 ä 3 veckor. Man fann att den andel av i materialet bildad radon som avgår inte påverkades av tjockleken, åtminstone inte för det studerade intervallet 12-76 mm.

Från obehandlade byggelement av gips $\leq 76 \text{ mm}$ tjocka ("untreated panels") avgick 10% av bildad radon. Tapetsering eller målning sänkte denna andel till 7%. Från obehandlade gipsplattor ("untreated plaster boards") avgick 4% av bildad radon. Från 76 mm tjocka gipsblock (2400 kg/m^3) motsvarar detta radonavgången 850 resp $600 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$ från varje sida före resp efter målning eller tapetsering.

Jonassen (Jona76, Jona78) har studerat radonavgången från betongväggar genom att montera burkar (diameter $0,6 \text{ m}$, höjd $0,1 \text{ m}$) mot betongen. Tätning utfördes med epoxi. Rummet hade dimensionerna $18 \times 6 \times 3 \text{ m}$, dvs 360 m^2 omslutande 324 m^3 rumsvolym ($1,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$). Betongen var 30 cm tjock, tät och innehöll $0,55 \text{ pCi/g}$ (Jona77) radium-226. Genom att ta ut luftprov ur burkarna och mäta radonhalten kunde radonavgången bestämmas till $379 \pm 107 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$. Detta motsvarar att ca 5% av bildad radon avgår till luften i rummet. Luftomsättningen bestämdes med spårgas till $0,013$ omsättningar per timme ($2,245 \cdot 10^{-4} \text{ min}^{-1}$).

Ur fig 9-1 o 9-2 framgår att detta motsvarar en radonhalt av 2,8-4,2 pCi/l. Om hänsyn även tas till att ventilationsluften har tagit upp radon innan den tillförs rummet blir förväntad radonhalt 5,4 + 1,5 pCi/l. Verkligt uppmätt radonhalt var under 5 månader i medeltal 6,9 ± 1,7 pCi/l.

Jonassen har även studerat radonavgång från olika byggnadsmaterial genom att placera dem i en tillsluten tunna och mäta hur radonhalten stiger med tiden (Jona76). Innehållet av radium i de studerade materialen bestämdes ej. Resultatet framgår av tabell 7-5.

Tabell 7-5. Radonavgång från olika byggnadsmaterial (Jona76).

SAMPLE/MATERIAL	Mass	Volume	Surface	Surface	A	EXHALATION RATE		
	OF SAMPLE USED					atoms	atoms	atoms
	kg	10 ⁻³ m ³	m ²	m ⁻¹		pCi	sec·kg	sec·m ²
1 ordinary concrete, gravel and sand from the sea, Danish deposits	111.5	47.7	1.59	30	7184	2.38	5573	167
2 ordinary concrete, gravel and sand from pits, Danish deposits	107.0	47.7	1.59	30	5938	1.98	4451	134
3 ordinary concrete, composition unknown	89.0	37.1	1.263	34	5333	2.22	5319	156.2
4 ordinary concrete, composition unknown	76.8	32.0	0.960	30	4769	2.30	5514	183.8
5 light weight concrete, Swedish origin slate based, old type	11.1	20.6	0.573	28	63328	210	113744	4089
6 light weight concrete, Swedish origin slate based, new type	48	75.0	2.40	32	93125	71.8	45942	1436
7 light weight concrete, Danish origin clay based	50.3	67.0	2.234	33	1930	1.42	1066	32
8 light weight concrete, Danish origin clay based	25.2	32.5	1.676	52	968	1.42	1102	21
9 expanded clay concrete, LECA	28.8	44.6	1.553	35	927	1.19	769	22
10 bricks, solid type	209.7	109.8	7.333	67	460	0.08	155	2.3
11 bricks, cavity type	21.7	11.4	1.84	161	48	0.08	156	0.97
12 chipboard	43.5	63.9	11.2	175	103	0.09	60	0.34
13 fiberboard	53.5	63.9	11.2	175	159	0.11	92	0.53
14 gypsum board	70.3	71.5	12.7	178	209	0.11	108	0.61

Tegel, spånplattor och gipsplattor avgav maximalt ett par atomer per m^2 och sekund. Betong avgav ca 100 gånger mer, 130-190 atomer per m^2 och sekund. Skifferbase-rad lättbetong avgav 1400 resp 4100 atomer/ m^2, s , beroende på andelen ingående skifferaska.

Stranden (Stra76) angav att radonemanationen 440 atomer/ m^2, s ($2,5 \cdot 10^{-2}$ pCi/ m^2, s) är representativt för många byggnadsmaterial med följande data:

koncentration av radium:	2 pCi/g (motsvarar radioaktiv sönderfallsjämvikt med 6 ppm uran-238)
emanationsfaktor (andel av bildat radon som avgår till luften):	2%
vägg tjocklek:	0,3 m
densitet:	2000 kg/m^3

Detta var i god överensstämmelse med uppgifter av Auxier (Au74) och Oriordan och Cliff (ORi79). Auxier har uppmätt att från 15 cm tjock betong med 250-500 ppm uran, efter inblandning av uranmalm, avgick ca 1% av bildad radonmängd. Oriordan och Cliff angav att av den mängd radon som bildas i tegel och betong utan ytbehandling avgår 3% resp 4% till omgivande luft.

Krisiuk et al (Kris71) har uppmätt följande emanationsfaktor för olika byggnadsmaterial:

Material	Andel av bildad radon som emanerar till materialets inre porer, %			Antal prov
	lägsta uppmätta	median	högsta uppmätta	
tegel "red brick"	0,4	1,1	6	12
kalktegel "lime brick"	4	-	8	4
sand	2	-	5	2
pimpsten och pimpstentezel	6	-	9	2
lättbetong	0,4	1	10	19
masugnsslagg		0,4		1
slaggull		0,7		1
gips		7		1
tuff	2		6	4
betong	0,5	1,4	9	18

Senare har Stranden presenterat data som tyder på väsentligt större radonavgång.

För 20 cm tjocka väggar av betong, tegel eller lera anger han följande:

Material	Radonavgång (pCi/m ² ,h)/(pCi/g)	Radonavgång i % av totalt bildad mängd
betong	500 ± 100 (Stra 79a,80)	ca 20-35
tegel	200 ± 100 (Stra 80)	ca 7-20
lera	260 ± 50 (Stra 80)	ca 40-59

I högra kolumnen har angivits vilken radonavgång, i procent av totalt bildad mängd, som resultaten innebär. 500(pCi/m²,h)/(pCi/g) motsvarar för normal svensk betong ca 3200 atomer/m²,s (48 Bq/kg 226 Ra). Den mest aktiva kända betongen innehåller 170 Bq/kg och skulle enligt detta kunna väntas avge 11.000 atomer/m²,s.

Emanationsfaktorer av samma storleksordning har tidigare rapporterats av Feher et al (Fe75). De har mätt radonavgången från betong och olika typer av tegel från Ungern. För betong angavs att 47% av bildad radon avgick. Motsvarande siffra för tegel var 12-37%, tabell 7-6.

Tabell 7-6. Radonavgång från olika typer av byggnads-material, enligt Feher et al (Fe75).

	pCi/g			Andel av bildad radon som emanerar,%
	228 Th	226 Ra	40 K	
betongblock, gjutna i Budapest av "radiumfree Danube ballast"	0,3	0,2	7	47
röd tegel från Pécs	1,7	1,5	16,0	12
soltorkat tegel (adobe)				
- från rivning i Pécs	1,6	1,8	23,0	35
- från Tápiógyörgye	1,7	1,2	16,0	37
- gammal, kompakt från Laggmányos	1,1	1,5	12,0	16

Mustonen har mätt samhörande radonhalt och luftomsättning i 26 lägenheter, 20 av betong och 6 av tegel. Mätvärdena omräknades till exhalation från byggnadsdelarna i Bq/m²,h. I lägenheter av betong uppmättes 5-80 Bq/m²,h (660-10.600 atomer/m²,s) med medelvärde 26 Bq/m²,h (3400 atomer/m²,s) och standarddeviation 21 Bq/m²,h (2800 atomer/m²,s).

I lägenheter av tegel uppmättes lägre exhalation, 3-16 Bq/m²,h (400-2100 atomer/m²,s) med medelvärde 8,5 Bq/m²,s (1100 atomer/m²,s) och standarddeviation 5,1 Bq/m²,h (670 atomer/m²,s).

Genom studium av hur radonhalten ökar med tiden i en huv ansluten mot byggnadsmaterial har Mustonen även direkt mätt radonavgång från betong, siporex och gips. Resultatet framgår av tabell 7-7.

Tabell 7-7. Radonavgång ur byggnadsmaterial (Mus80).

Material	Thickness	$C_{Ra} \sqrt{Bq/kg}$	$E \sqrt{Bq/m^2 h}$
Concrete	18 cm	65.9	27.0 ± 0.5 ⁺
"	20 "	41.6	19.7 ± 1.1*
"	20 "	48.9	21.7 ± 1.2*
"	20 "	59.9	22.2 ± 1.2*
Siporex expanded concrete	20 "	49	2.8 ± 0.5*
"	15 "	49	1.6 ± 0.4*
"	10 "	49	1.2 ± 0.4*
"	7 "	49	1.1 ± 0.4*
Gypsum	6.7 "	25.0	1.5 ± 0.3*
"	6.7 "	319	13.9 ± 0.9*

+ = standard deviation in the mean

* = standard deviation

Betong med ca 20 cm tjocklek och 40-60 Bq/kg radium-226 avgav ca 20 Bq/m²,h (2600 atomer/m²,s) radon-222. Detta motsvarar ca 0,3-0,5 (Bq/m²,h) / (Bq/kg) och skulle innebära att ca 22-33% av bildad radon avgår ur betongen, dvs samma resultat som erhållits av Stranden.

För sandbaserad lättbetong med 49 Bq/kg radium-226 uppmättes radonavgång 1,1-2,8 Bq/m²,h (150-370 atomer/m²,s) vid tjocklek 7-20 cm. Detta motsvarar att ca 11-17% av bildad radon avgår.

Från 67 mm tjocka gipsblock med 25 resp 319 Bq/kg radium-226 uppmättes radonavgången 1,5 resp 13,9 Bq/m²,h (200 resp 1800 atomer/m²,s). Detta motsvarar att 14 resp 10% av bildad radon avgår ur blocket, vilket överensstämmer med motsvarande mätning av O'Riordan (10%).

Mustonen (Mus80) studerade även ytbehandlings effekt på radonavgången från ett betongblock. Spackling hade begränsad effekt och minskade radonavgången från 27 Bq/m²,h (3700 atomer/m²,s) till ca 21 Bq/m²,h (2800 atomer/m²,s). Målning 2 gånger med vattenbaserad latexfärg reducerade därefter radonavgången till 7 Bq/m²,h (900 atomer/m²,s), tabell 7-8.

Tabell 7-8. Ytbehandlingens inverkan på radonavgången från 18 cm tjock betong med 65,9 Bq/kg radium-226.

Surface treatment	$E/\sqrt{\text{Bq}/\text{m}^2\text{h}}$
Uncovered concrete	$27.0 \pm 0.5^+$
Concrete + bottom leveller	$22.3 \pm 0.5^+$
Concrete + bottom leveller + surface leveller	$21.4 \pm 0.6^+$
Concrete + bottom leveller + surface leveller + latex paint	$7.1 \pm 0.1^+$

+ = standard deviation in the mean

Samtliga tillgängliga uppgifter om radonavgång från olika material har sammanställts i tabell 7-9.

Tabell 7-9. Sammanställning av uppgifter om radonavgång.

Byggnadsmaterial	Radonavgång pCi/m ² ,h	pCi/m ² ,s	atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
<u>Betong</u>						
Källarvägg av betong eller betongblock i Elliot Lake	30-1000 350		150-4900 1700		aktivitet i mate- rial ej angivet	Dil78
Betongolv i källare i Elliot Lake	10-530 140		50-2600 680		"-	Dil78
Betongolv i Bancroft		0-0,83	0-4		utan synliga sprickor	
Källarvägg i Bancroft		0-0,92	0-4		"-	
30 cm tjock betongvägg			379±107		0,55 pCi/g radium	Jona76,78
4 betongprover			134-184			Jona76
15 cm tjock betong				1%	250-500 ppm U	Au74
Betong				4%		ORi79
Betong				1,4%	emanation till inre porer, medi- anvärde av 18 prov	Kris71
Betong 20 cm tjock				20-35%	500±100 (pCi/m ² ,h) / (pCi/g)	Stra80

Byggnadsmaterial	Radonavgång pCi/m ² ,h pCi/m ² ,s	atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Betongblock från Bu- dapest			47%		Fe75
20 lägenheter i be- tonghus	660-10.600			medelvärde 3400 atomer/m ² ,s	Mus80
18-20 cm tjock betong	2600-3600		22-33%		Mus80
Betongblock	3700 2800 900			obebehandlat spacklat latexfärg 2 gånger	Mus80
Normal betong			8-25% (medium 22%)	0,6-3,0 ppm U	Ing80
<u>Tegel</u>					Jona76
2 prover	1-2				
Red brick			3%	medianvärde av 12 prover	OR179
			1,1%	emanation till inre porer	Kris71
Lime brick			4-8%	emanation till inre porer	Kris71
Red brick, Californien			1%		Ing80
Adobe brick, New Mexico			6%		Ing80

Byggnadsmaterial	Radonavgång pCi/m ² ,h pCi/m ² ,s atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Tegel av pimpsten		6-9%	emanation till inre porer	Kris71
Tegelvägg 20 cm tjock		7-20%	200+100 (pCi/m ² ,h) / (pCi/g) 20 cm tjocklek	Stra80
Rödtegel		12%		Fe75
Soltorkat tegel (adobe)		16-37%	3 prov	Fe75
6 lägenheter i tegelhus	400-2100		medelvärde 1100	Mus80
<u>Gips</u>				
Gips + betong	800		3 väggar av gipsblock med 444 Bq/kg och 1 vägg, golv samt tak av betong med 18,5 Bq/kg 226 Ra	Cliff79
Gips 12-76 mm tjock	850 (76 mm)	10%	obehandlad yta	ORi72
	650 (76 mm)	7%	efter målning eller tapetsering	
		4%	obehandlade gipsplattor	
Gips		28%	1 ppm U	Ing80

Byggnadsmaterial	Radonavgång pCi/m ² ,h pCi/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Gipsplatta	0,6			Jona76
6.7 cm tjock	200	7%	emanation till inre porer	Kris71
	1800	14%	25 Bq/kg 226 Ra	Mus80
		10%	319 Bq/kg 226 Ra	Mus80
<u>Lättbetong m m</u>				
Skifferbaserad	4089			Jona76
Sandbaserad med viss in- blandning av skiffer	1436			Jona76
Dansk, baserad på lera	21-32		2 prov	Jona76
Leca	22			Jona76
		1%	medelvärde av 19 prov	Kris71
Leca 20 cm tjock		40-59%	260+50 (pCi/m ² ,h) / (pCi/g)	Stra80
Siporex	150-370	11-17%	49 Bq/kg 226 Ra	Mus80

Byggnadsmaterial	Radonavgång pCi/m ² ,h pCi/m ² ,s	atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
<u>Träprodukter</u>					
Spånplatta		0,3			Jona76
Fiberplatta		0,5			Jona76
Trä, västra USA				0,02 pCi/kg,h	Ing80
<u>Ospecificerat</u>					
		28			
		64			
		110			
		500			
					Hag65
Medelvärde för Stor- britannien		1300			Cliff79
Stenmaterial		440	2%	0,3 m tjock, 2 pCi/g 226 Ra	Stra76

Sammanställning av radonavgång

Mill tailings m m	Radonavgång pCi/m ² ,s atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Lakrester Ranstad				
utan täckning	2	35.000		Min77
täckt med 1 m pack- ad morän +0,3 m jord		90		Min77
Mill tailings $\geq 1,5$ m tjockt lager		20%	1,6 pCi/m ² ,s/ pCi/g (ur sandkorn)	Schia74
Massiv alunskiffer i un- derjordsgruva i Ranstad	0,1-0,2	1800-3500		Ran77
Uranförande sandsten i New Mexico, Colorado och Utah	100	1,8·10 ⁶	20% porvolym	Litt75
Avfall från uranutvin- ning mill tailings	35-1900	6·10 ⁵ -33·10 ⁶		Work78
--	170		årsmedelvärde	Co77
--	0,2-2		från istäckt yta	Co77
Upplag av avfallsberg i Bancroft	6,4	31	34-183 pCi/g 226 Ra	
Uranförande sandsten, New Mexico	500			Thom73

Sammanställning av radonavgång

Mill tailings m m	Radonavgång pCi/m ² ,s atomer/m ² ,s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Uranförande skiffer, Utah	50			Thom73
Uranförande konglomerat, Elliot Lake	7			
Flygaska		<1%	14,5 ppm U	Ing80

Mark och jord	Radonavgång pCi/m ² , s atomer/m ² , s	Andel av bildat ra- don som avgår	Kommentar	Referens
Orörd mark i Ran- stad	0,005-0,3	90-5300		Min77
Krypgrund i Chicago	7,2	130.000	grus med knappt 1 pCi/g Ra underliggande mate- rial 1 pCi/g Ra, glacialavlagring	Run79
Betongballast i Elliot Lake				Work78
Jordgolv i Bancroft	0,1-215			
Frilagd berghäll	0,0,06			Dil796
Jord		25%	sprickfri yta 20-50 ur/h	Ing80
Sten		4%	3,2-3,3 ppm U	Ing80
Sand, San Francisco		16%	4,5 ppm U	Ing80
--		12%	2,8 ppm U, finkornig	Ing80
Sand, Knoxville		<4%	0,8 ppm U, grovkornig	Ing80
Grus, --		<3%	1 ppm U	Ing80
			1 ppm U	Ing80

Lufttryckets inverkan på radonavgången

Radonavgången från porösa material påverkas av förändringar i lufttrycket. När jämvikt inställt sig har dock det absoluta trycket liten betydelse för radonavgången. Diffusionslängden för radon är nämligen omvänt proportionell mot roten ur lufttrycket.

Vid fallande lufttryck ökar volymen hos luften som fyller materialets porer. Om materialet har stor porvolym och porerna står i förbindelse med varandra kan en betydande mängd radon föras ut med den luft som härvid pressas ut ur materialet.

Samma mekanism gäller för gruvgas (metan) i kolgruvor (Schro77). Man har visat att det föreligger ett statistiskt samband mellan lågt lufttryck och explosioner i kolgruvor, troligen beroende på att inflödet av gas ökar när lufttrycket faller.

Trots att bergväggar i gruvor tätats med epoxi el dyl har man uppmätt betydande radonavgång vid fallande lufttryck. Detta flöde blir då koncentrerat till porer i tätningsmaterialet, och utströmningen blir av betydelse främst om porerna står i förbindelse över förhållandevis stora avstånd i materialet. Så är fallet i torr, porös sandsten. T ex har 20 mm Hg ökat lufttryck visats öka radonhalten i porerna i porös sandsten med 40% på 1,2 m avstånd från ytan (Thom73). Betong förefaller vara betydligt tätare.

Jonassen (Jona77) har studerat tätheten hos betong genom att ansluta evakuerade flaskor till olika djup i en betongvägg i syfte att mäta radonkoncentrationen i porer på olika avstånd från väggens yta i syfte att bestämma diffusionslängd. Det visade sig att betongens motstånd mot luftrörelser var så högt att ännu efter 24 h hade trycket i flaskan stigit till endast ca 300 mm Hg. Med detta som bakgrund kan man vänta att otätheter i en radontät yta endast får marginella effekter på denna typ av betong.

Trots att betongen var så tät ökade radonavgången vid fallande lufttryck (Jona75). Vid 1% reduktion av lufttrycket ökade radonkoncentrationen i ett dåligt ventilerat källarutrymme med 60%. Detta är i överensstämmelse med litteraturuppgift att radonavgången från "valley alluvium" ökar med 20-60% från 5000 atomer/m²,s när lufttrycket faller 1%.

När huvar anslöts mot betongytan och försattes under tryck ökade radonavgången. Ökningen kunde bestämmas till 91 atomer/m²,s per mm Hg undertryck. Vid neutralt tryck var radonavgången 379±107 atomer/m²,s (Jona78).

När man försöker bestämma radonhaltens långtidsmedelvärde med ett begränsat antal provtagningar vill man undvika att mäta när radonhalten ej är representativ.

För mätprogrammet i Grand Junction har man därför angivit att radon ej bör mätas om lufttrycket under föregående 4 timmar ändrats med mer än 2,5 mm Hg.

Avskärmning av radonflödet från ett material

I de fall ett material avger så mycket radon att man önskar begränsa avgången finns det flera möjliga metoder. Den mest tilltalande metoden vore att avlägsna det material som innehåller radium och som därigenom utgör källan till radonet. Den metoden är dock i vissa situationer orimligt dyr eller omöjlig. Det är t ex mycket dyrbart att ersätta bärande delar i en byggnad. I de fall man deponerar material med ovanligt hög halt av radium, t ex avfall från uranutvinning, skulle man endast flytta problemet till en annan plats. I dessa situationer är det därför önskvärt att kunna förhindra radonets avgång till luften. För att begränsa radonavgången från avfallsupplag har man prövat eller diskuterat bl a följande metoder:

- o Övertäckning med lösa jordarter
- o " " betong
- o sprutning med asfaltemulsion
- o begränsning av radonets diffusion genom inblandning av olika ämnen, kompaktering eller deponering under grundvattenyta

Det är möjligt att kombinera flera av dessa metoder. Dagens kunskap gör det möjligt att utforma deponering så att radonavgång till luften blir jämförbar med avgången från vanlig mark. I vissa fall kan detta dock innebära stora kostnader och praktiska svårigheter. Om man ej erhåller stora kvantiteter schaktmassor utan förhöjd halt av radium och området är torrt är det svårt att finna en god, billig lösning.

De krav man måste ställa på metoder att minska radonavgången från byggnadsdelar är helt annorlunda än vid deponering av stora kvantiteter avfall i marken. Det radontätande skiktet måste i detta fall vara tunt och kunna förenas med övrig ytbehandling. Bland de metoder som studerats kan speciellt nämnas:

- o målning med epoxi
- o " " oljefärg
- o " " latexfärg
- o " " polyester
- o beklädnad med aluminiumfolie
- o " " vinyltapet

Begränsning av radonavgång från upplag av avfall från uranutvinning "mill tailings" o dyl

Radonavgången från material av typ "mill tailings", rödfyr, alunskiffermorän m m kan begränsas genom två principiellt olika vägar:

- materialet ändras så att diffusionskoefficienten minskas (relaxationslängden minskas) varigenom en mindre volym kan avge radon.
- materialet täcks med ett ytskikt som är ogenomsläppligt för radon. Detta kan vara ett tjockt lager av ett material där radon har lång relaxationslängd (sand) eller ett tunt skikt av ett tätare material (betong eller asfalt).

I syfte att förhindra radioaktiva ämnens rörelse i mark har teknik utvecklats som innebär att marken görs ogenomtränglig genom injektering av ett ämne (monomer) som polymeriseras i marken. Tekniken är i första hand avsedd att förhindra spridning av strontium och cesium, men kan även tänkas kunna användas i syfte att begränsa radonets diffusion i mark (US Patent nr 4156658).

Flera andra likartade metoder har föreslagits tidigare. Dessa baseras på inblandning av cement, bitumen, lera o dyl (Bus79). Hur en sådan åtgärd inverkar på radonavgången beror på hur mycket diffusionskoefficient och/eller emanation påverkas. Busigin (Bus79) har presenterat ett diagram över hur radonavgången till luften från ett upplag av radonavgivande material påverkas av att diffusionskoefficienten sänks från 10^{-2} cm^2/s till $5 \cdot 10^{-3}$ – 10^{-4} cm^2/s , figur 7-6.

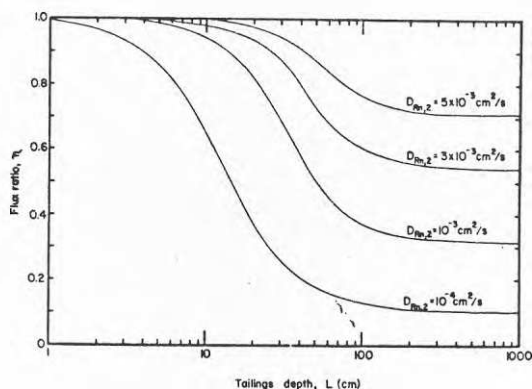


Fig 7-6. Relativ förändring av radonavgången från ett skikt radonavgivande material när radonets diffusionskoefficient sänks från 10^{-2} cm^2/s till 10^{-4} , 10^{-3} , $3 \cdot 10^{-3}$ resp $5 \cdot 10^{-3}$ cm^2/s (Bus79).

Deponering under grundvattenyta eller allmänt fyllning av materialets porvolym med stillastående vatten, reducerar radonavgången avsevärt.

Komprimering kan även ha viss effekt.

Om man önskar avskärma radonflöde från mark eller "mill tailings" med jord eller sand med lågt radium-innehåll krävs det ett tjockt lager, storleksordningen 3 meter (Schia74).

Härvid antogs att relaxationslängden var 1,5 m, vilket är representativt för lös jord och sand.

Relaxationslängden varierar dock mellan olika jordarter. I t ex kompakterad morän är den väsentligt kortare än i sand. Detta är bakgrunden till att man i Ranstad beräknar att kunna reducera radonavgången från avfallsupplagen från 2 pCi/m²,s (35.000 atomer/m²,s) till 0,005 pCi/m²,s (90 atomer/m²,s) genom övertäckning med 1 m kompakterad morän och 0,3 m jord (Min77). Detta motsvarar relaxationslängden ca 0,2 m.

I betong är radonets relaxationslängd betydligt kortare, ca 0,05 m. Detta innebär att även ett förhållandevis tunt skikt väntas begränsa radonavgången. Figur 7-7 visar hur radonavgången från ett upplag minskar som funktion av tjockleken hos en överliggande betongplatta.

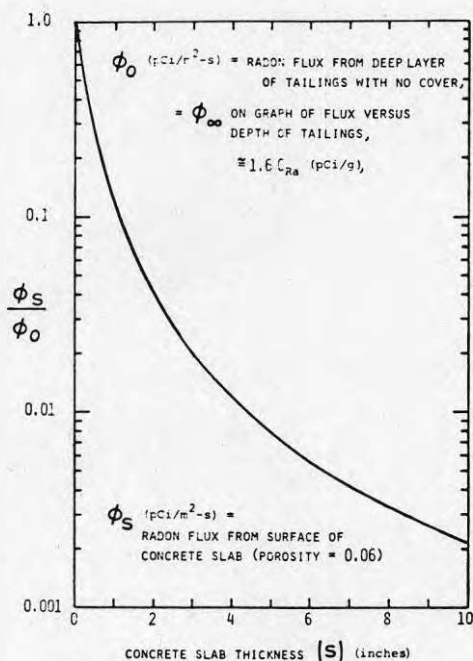


Fig 7-7. Reduktion av radonavgång från upplag av t ex "mill tailings" med hjälp av betong (Schia74).

Det föregående förutsätter att radonets strömning enbart styrs av diffusion och att skillnaden i radiumkoncentration är mycket stor mellan de två materialen. Om radon även förs upp till ytan genom luftrörelser kan resultatet bli ett helt annat.

Vid måttliga radiumhalter i det deponerade materialet kommer inte radonavgången från betong resp morän att kunna försummas annat än vid relativt tunna skikt. Känner man diffusionslängd och radiuminnehåll kan detta emellertid lätt beräknas.

Auxier (Au74) anger att asfaltbetrykning av betongblock (innehållande ca 250-500 ppm uran efter inblandning av uranmalm) inte hade någon effekt på radonavgången.

Battelle Institut (Koe77) har kommit till motsatt resultat. Man har studerat möjligheten att minska radonavgången från avfallsupplag från uranutvinning med hjälp av asfalt och funnit att vissa katjoniska asfaltemulsioner är mycket effektiva. Experimenten utfördes med emulsionerna Armak E-63 och Armak 13-MR. I laboratorieexperiment var radongenomgången genom en med 3,2 mm tjock asfaltemulsion tätad yta ej detekterbar. För att nå fullgott resultat anses det dock vara nödvändigt att bestämma de fysikaliska och kemiska egenskaperna hos det material man önskar täta för att kunna välja lämplig asfaltemulsion och eventuella nödvändiga tillsatser till emulsionen. Fuktigheten på materialet är en viktig parameter och man tror att bäst resultat erhålles om materialet är nästan mättat med vatten. Det är också viktigt att emulsionen ej skummar vid applicering, eftersom skumbildning kan leda till att porer bildas i asfaltskiktet.

Den effektiva tätningen förklaras av att de elektrostatiske krafterna ger ett jämnt skikt som vidhäftar underlaget utan någon mellanliggande vattenfilm (eller med en ytterst tunn vattenfilm). På grund av den elektrostatiske bindningen blir inte heller uppstickande partier frilagda genom emulsionens strömning under inverkan av tyngdkraften. Man påpekar att bindningsmekanismen inte fungerar vid alltför stora partiklar.

Till skillnad från asfaltemulsionens elektrostatiske bindning till underlaget binds andra polymerer (t ex epoxidispersion i vatten, katalyserad furfurool, styren-polyester, mjukgjord polyvinylacetat, latex, vinylidenklorid copolymer, emulgerad akryl) rent mekaniskt, vilket bedöms innebära större risker för sprickbildning.

Teoretiskt beräknades även hur mycket radon som kan förväntas diffundera genom asfaltskiktet. Det antogs att det underliggande avfallet innehöll $2,18 \cdot 10^{-14}$ g/cm³ radon (3400 pCi/cm³, $5,9 \cdot 10^7$ atomer/cm³). Resultatet blev följande:

Tjocklek på asfaltskikt cm	Radontransport	
	atomer/m ² ,s	pCi/m ² ,s
0,3	170.000	9,5
0,6	40.000	2,3
1,3	2.800	0,16
2,5	14	8 · 10 ⁻⁴
5,1	3 · 10 ⁻⁴	1,9 · 10 ⁻⁸

För att förhindra asfaltens nedbrytning av UV-ljus eller syre föreslogs övertäckning med jord. Det bakteriologiska angreppet angavs till maximalt 0,025 mm per 3 år. Arbete pågår i syfte att förbättra tekniken.

Dessa metoder kan i husbyggnadssammanhang vara av intresse då man önskar begränsa radonavgången från t ex materialet i en kryppgrund. De kan även användas då man önskar begränsa radonflödet in genom en källarvägg helt eller delvis genom att minska radonhalten i markluften utanför.

Av större intresse är dock metoder att med tunna yt-skikt kunna begränsa radonavgången från fasta, homogena material (sten, betong o dyl).

Begränsning av radonavgång från fasta material (sten, betong o dyl)

Möjligheterna att finna en metod att medelst ytbehandling begränsa radonavgången från ett fast material har studerats främst för applikation i urangruvor samt vid saneringsprogram för bostäder i vissa samhällen i USA och Kanada. Man har i vissa fall nått goda resultat med dessa metoder. I andra fall har effekten varit begränsad eller endast tillfällig.

Franklin et al (Fran75) har rapporterat resultatet av försök att i laboratorium utprova olika ytbehandlings-materials förmåga att begränsa radonavgången från uranmalm. Försöken omfattade ca 50 olika material och bestod i att bitar av uranmalm förvarades i fosforbelagda flaskor till dess att radioaktiv jämvikt inställt sig (30 dygn). Därefter behandlades malmprovernans yta med respektive material och efter ytterligare 30 dygn avlästes den nya jämvikten. Kvoten mellan antalet alfasönderfall före och efter ytbehandling antogs vara ett mått på i hur stor utsträckning radonavgången reducerats.

Produkter av ett flertal olika typer ingick i programmet. De fyra som visade sig mest levande blev föremål för fortsatta studier.

- 2 olika kommersiellt tillgängliga vattenbase-
rade två-komponentepoxiprodukter. De gav 80-
-94% reduktion av radonavgången. Spädning med
vatten till lägre viskositet föreföll ge bättre
inträngning i porer och förbättrade effek-
ten.
- en Saran-latex (experimenttyp) reducerade ra-
donavgången med 89%.
- lufthärdande omättad enkomponent polyester
minskade radonavgången med 95%, trots att ma-
teriallet hade hög viskositet och knappast
trängde in i porerna.

Dessa blev utvalda inte enbart på grund av deras för-
måga att begränsa radonavgången. Man beaktade även om
ytbeläggningen var brandfarlig och huruvida den avger
giftiga gaser vid brand. Ingen av dessa 4 ytskikt kunde
fås att brinna med hjälp av en propanlåga. Samtliga
sloknade så snart propanlågan avlägsnades.

När dessa produkter prövades i en urangruva i sandsten
reducerades radoninflödet med ca 60%.

Hammon et al (Ham75) studerade ett flertal polymerer
och fann att i princip var samtliga effektiva och re-
ducerade radonavgången med nästan 100%. En förutsätt-
ning var dock att appliceringen lyckades så att mate-
rialet fick god vidhäftning mot underlaget och att en
porfri film bildades. Följande polymerer studerades:

epoxi (även vattendispergerad)
furan (katalyserad furfurylalkohol)
styren-polyester
PVA (polyvinylacetat)-latex
polyvinyliden klorid copolymer
akrylemulsion

Studien gjordes med andra ädelgaser (neon och krypton).
Resultaten kunde omräknas till effekt på radon genom
att logaritmen för de olika ädelgasernas genomgångs-
koefficient är en linjär funktion av kvadraten på
atomdiametern.

I syfte att finna en metod att hindra radon i mark-
luft att tränga in genom grundmurar har man i Kanada
prövat 9 olika produkter. Man har studerat vidhäft-
ning mot underlaget, tålighet vid sprickbildning i
underlaget samt gastäthet. Man har funnit ett par
produkter som har förmågan att upprätthålla ett gas-
tätt skikt även om underlaget spricker (Dil79c).
Man antar i detta fall att diffusion är av helt un-
derordnad betydelse och att det således är fråga om
att hindra luft med hög radonhalt att strömma in.

I de fall radon avgick från frilagd bergyta i källa-
ren försökte man i Elliot Lake begränsa radonavgången
genom betongsprutning.

Effekten blev ej varaktig eftersom det efter en tid bildades sprickor över bergets sprickor. Sedan man belagt berget med ett elastiskt material och täckt med glasfiberarmerad betong med polymertillsats ("Tapecrete") erhöles en bestående tätning. Beläggning med ett tjockare lager betong bedömdes vara en dyrare lösning (Dil79f).

Vid andra studier har man dock funnit att olika plaster är mer eller mindre effektiva radonspärrar. Mylar uppges vara mycket tät för radon, ett par storleksordningar tätare än gummi och de flesta andra plaster.

Aluminiumbelagd polyvinylfluorid (aluminized polyvinyl fluoride) i 5 skikt är även tät och har utnyttjats i form av påsar för provtagning för radonbestämning (Work78). Radon har däremot visats penetrera 2 mm tjock polyeten (Bar73).

Radonavgången från betong uppges minska om ytskiktet görs tätare, t ex genom stålslipning (Work78).

Krisiuk et al (Kris71) anger att kalkstrykning ("white-washing") eller tapetsering ej påverkar radonavgången. Däremot uppges målning 3 gånger med oljefärg reducera radonavgången med 90% ("about an order of magnitude").

Mustonen (Mus80) har rapporterat att radonavgång från betong i ett fall reducerats med 2/3 genom två strykningar med latexfärg. O'Riordan (ORi72) har uppmätt att målning eller tapetsering av gipsblock minskar radonavgången med ca 30%. Feher et al (Fe75) har studerat radonavgång från prover av betong och tegel och funnit att varken tapet eller färg påverkade radonavgången.

Auxier (Au74) studerade radonavgången från betongblock ca 1 x ca 1 x 0,15 m³. Blocken bestod av 12 eller 25% uranmalm med 0,2% U. Varken ytbehandling med asfaltklister för vinylplattor eller "stucco with cement plaster" påverkade radonavgången. När den senare ytbehandlingen kompletterades med epoxifärg minskade radonavgången med ca 75%.

Vid Georgia Institute of Technology (Ei80) har man studerat radonavgång från en vägg av betongblock som till följd av inblandning av fosfatslagg innehöll 780 Bq/kg radium. Resultaten presenterades som den reduktion av radonavgång från obehandlad yta som man uppnådde med olika ytbehandling:

Blockfilter (gipsbaserat spackel)	27%	reduktion
Polyetenfolie	78-97%	"
Epoxyfärg med polyamid	47-49%	"
Dito efter spackling	59-87%	"
Vattenbaserad latexfärg	32%	"
Dito efter spackling	67%	"
Tunnputs med glasfiberarmerad cement	18%	"
Dito med tapet	51%	"

Inverkan på gammastrålningen av ett ytskikt som hindrar radonets avgång från väggen till rumsluften

Radonets emanation från väggen till rumsluften innebär att mängden kortlivade (polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214) och långlivade (bly-210, vismut-210 och polonium-210) radondöttrar i väggen blir mindre än vad som skulle ha varit fallet om emanationen av radon varit obefintlig. Vid jämvikt blir minskningen proportionell mot den andel av total mängd bildad radon som emanerar till rumsluften. Om det antas att en yta tätas i befintlig bebyggelse kommer koncentrationen av kortlivade radondöttrar att öka snabbt så att ny jämvikt ställer in sig lika fort för dessa som för radon.

Eftersom halveringstiden för bly-210 är 21 år kommer det att ta mycket lång tid innan ny jämviktsskoncentration av de långlivade dotterprodukterna hinner inställa sig. Eftersom de långlivade dotterprodukterna emellertid huvudsakligen avger alfastrålning (polonium-210) och betastrålning (bly-210 och vismut-210) vid sina sönderfall, är den ökande koncentrationen av dessa ämnen inne i byggnadsmaterialet av begränsad betydelse. Av större betydelse är den ökade koncentrationen av kortlivade dotterprodukter i, främst, byggnadskonstruktionens ytliga delar. Bland dessa dotterprodukter finns två gammastrålare, nämligen bly-214 och vismut-214. Den senare är den starkaste gammastrålaren i uranets sönderfallskedja. På grund av att byggnadsmaterialet även fungerar som en strålskärm är de nuklider som ligger ytligt (räknat inifrån) farligare än de som ligger mot utsidan eller mitt i byggnadskonstruktionen. Eftersom det kan antas att det företrädesvis är radon från konstruktionens ytliga delar som emanerar kommer också ökningen av gammaaktivitet till följd av tätningen av ytan att företrädesvis äga rum i ytliga delar. Detta leder till en ökning av gammastrålningen i byggnadens inre utrymmen. Ökningen har av Auxier (Au76) angivits till 25%, räknat på gammastrålningen från dotterprodukterna till radon-222. Dessa dotterprodukter ger dock upphov till mer än 50% av den totala gammastrålningen från sönderfallskedjan som börjar med uran-238 (Moe76).

De relativa bidragen till gammastrålningen från uran-kedjan, thoriumkedjan och kalium-40 är av samma storleksordning i tegel, betong och sandbaserad lättbetong. Den skifferbaserade lättbetongen avviker dock kraftigt från de övriga, inte bara genom att den ger betydligt intensivare strålning, utan även genom att den del av strålningen som härstammar från uran-serien är ca 90% mot ca 20-30% i övriga byggnadsmaterial. Innehållet av thorium-232 och kalium-40 är i den skifferbaserade lättbetongen jämförbart med innehållet i de övriga byggnadsmaterialen, medan uranhalten är förhöjd.

Sammantaget skulle detta kunna innebära att tätning av ytan på skifferbaserad lättbetong leder till en ökning av gammastrålningen med ca 10-15%, vilket i en

liten grupp hus med hela stommen av detta material skulle kunna motsvara storleksordningen 50 mrad/år (0,5 mSv/år). I de flesta hus skulle ökningen bli mindre. Den relativa ökningen av gammastrålningen skulle troligen vara beroende av väggens tjocklek; särskilt stor kan den förväntas bli när tunna väggar (t ex innerväggar) tätas på bäge sidor.

Inom School of Public Health vid Harvard University har man utfört teoretiska beräkningar (Moe76) över hur gammastrålningen från radondöttrar i en vägg påverkas av:

- väggens tjocklek
 - radons medeldiffusionssträcka \bar{x} i byggnadsmaterialet
- $$\bar{x} = \sqrt{D/\lambda} \quad \text{cm där}$$
- D = diffusionskoefficient cm^2/s
 λ = sönderfallskonstant för radon-222 =
 $= 2,1 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$
- förekomst av radontätt skikt på väggens in- och/eller utsida.

Resultatet av beräkningar med $\bar{x} = 10, 30$ och 160 cm framgår av figur 7-8, 7-9 resp 7-10. Med normaliserad strålning (normalized flux) menas i dessa figurer kvoten mellan verklig strålning och strålningen från oändligt tjock vägg med radontätt ytskikt. Figur 7-8 motsvarar ungefär betong, medan figur 7-10 närmast motsvarar sand.

Uppgift från Auxier (Au76) (vid tätning av bägge sidor av 15 cm tjock betong ökar strålning från radondöttrar med 25%) tyder på att medeldiffusionssträckan för radon i betong är mindre än 10 cm.

Detta är i överensstämmelse med resultat framlagda av Culot et al (Cul76a) och Jonassen.

Culot (Cul76a) har beräknat gammastrålningen från en källarvägg av betong med avfall från uranutvinning som fyllning på utsidan före och efter det att innerytan förses med ett radontätt skikt. Vid 10 cm tjock betongvägg bedömdes gammastrålningen öka med 1-20%. Intervallet förklaras av olika antaganden om hur mycket radioaktivt avfall som fyllts mot väggen samt osäkerhet i ingående data. Högre porositet i betongen tenderar, liksom ökad tjocklek på betongväggen, att leda till större relativ ökning av gammastrålningen. Större tjocklek på betongväggen är dock positivt eftersom det fungerar som strålskärm och minskar strålningens absoluta nivå. Vid 20 cm tjock betongvägg beräknades ökningen i gammastrålning bli 3-60%.

GAMMA FLUX FROM RADON DAUGHTERS IN CONCRETE OF LOW PERMEABILITY TO RADON

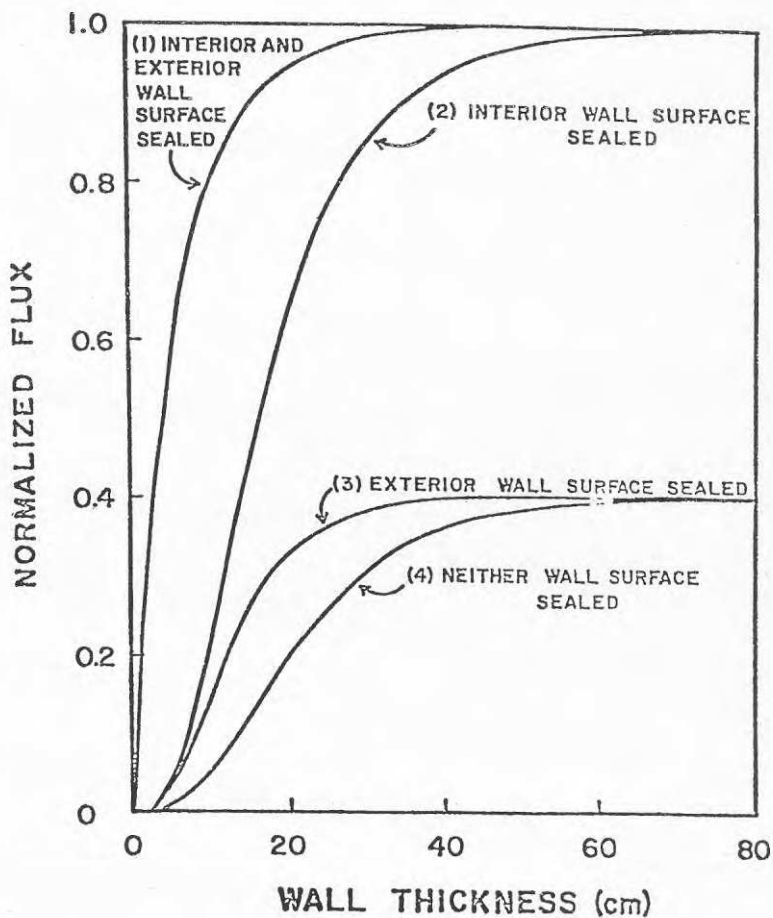


Fig 7-8. Gammastrålning från dotterprodukter till radon-222 i en vägg som funktion av väggens tjocklek om medeldiffusionssträckan i materialet är 0,1 m. Eventuell förekomst av radontätt ytskikt på in- och/eller utsida är parameter

GAMMA FLUX FROM RADON DAUGHTERS
IN CONCRETE OF MEDIUM PERMEABILITY TO RADON

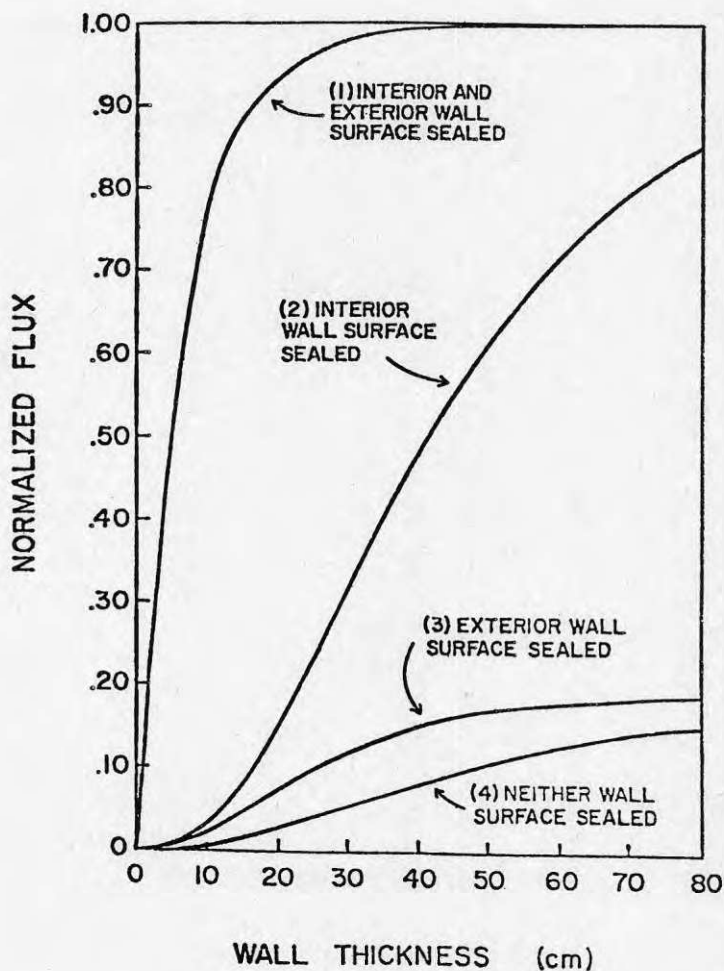


Fig 7-9. Gammstrålning från dotterprodukter till radon-222 i en vägg som funktion av väggens tjocklek om medeldiffusionssträckan i materialet är 0,3 m. Eventuell förekomst av radontätt ytskikt på in- och/eller utsida är parameter

GAMMA FLUX FROM RADON DAUGHTERS IN CONCRETE OF HIGH PERMEABILITY TO RADON

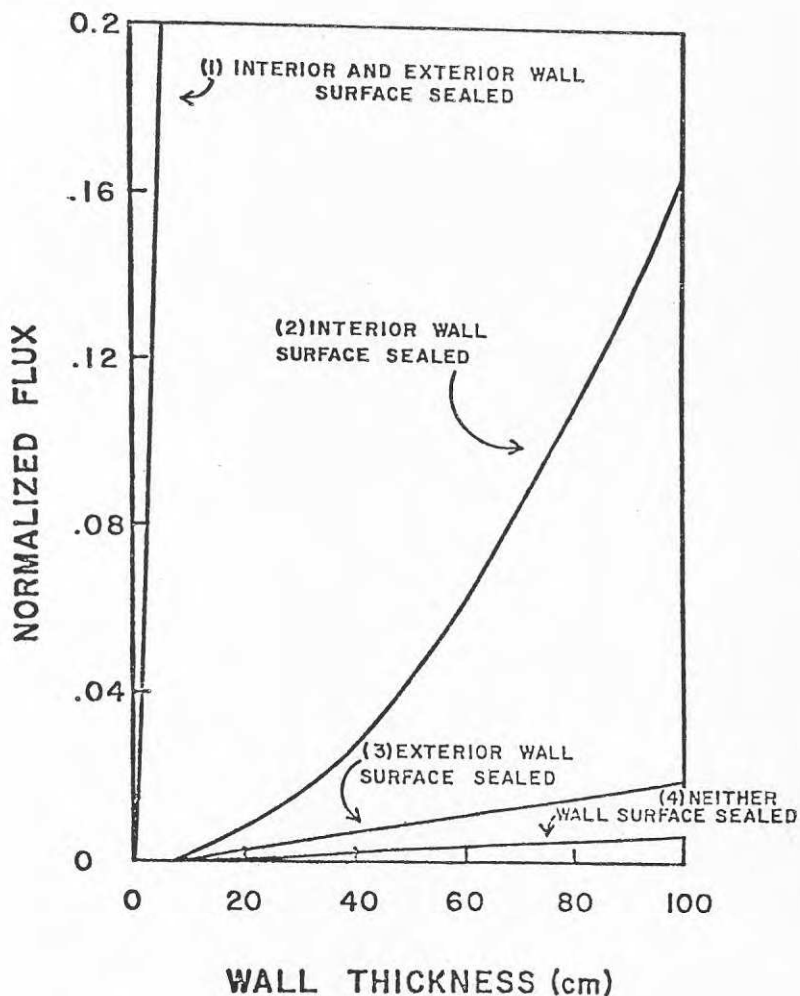


Fig 7-10. Gammastrålning från dotterprodukter till radon-222 i en vägg som funktion av väggens tjocklek om medeldiffusionssträckan i materialet är 1,6 m. Eventuell förekomst av radontätt ytskikt på in- och/eller utsida är parameter

8. Uppmätt radonhalt

Det har publicerats ett mycket stort antal rapporter och artiklar innehållande resultat av radonmätning i bostäder, gruvor och utomhusluft. En komplett katalogisering av dessa har ej ansetts meningsfull i detta sammanhang.

I gruvor, speciellt urangruvor, har radonhalten i många fall varit mycket hög. Under de senaste 10 - 15 åren har koncentrationen i allmänhet reducerats radikalt efter det att mer och mer information om riskerna presenterats.

I bostäder har trenden troligen inte bara i Sverige varit den motsatta. I Sverige har detta orsakats dels av storskalig användning av skifferbaserad lättbetong fram till mitten av 1970-talet, dels av minskad luftomsättning till följd av nya byggnadstekniska lösningar och strävan att spara energi.

Radonhalten i utomhusluften är mycket låg och har ej förändrats.

En del uppgifter är resultat av enstaka punktmätningar i källare eller under tillstängda förhållanden. I andra studier har man med olika metoder sökt fastställa ett representativt årsmedelvärde. Det är därför inte möjligt att direkt jämföra olika uppgifter.

I de flesta fall har man rapporterat radonhalter som ur svenskt perspektiv är mycket låga. Under senaste året har det dock kommit fram resultat som tyder på att det förekommer mycket höga halter orsakade av naturlig aktivitet i marken och/eller överdrivet energisparande genom tätning. I byggnader som tätats i energispar syfte har t ex i några hus storleksordningen 1000 Bq/m^3 radondöttrar uppmätts i Pennsylvania (Alt81).

Rundo et al (Run79) har mätt radonhalten i olika hus nära Chicago. I de flesta fall var de uppmätta halterna några tiotals Bq/m^3 , men i några fall uppmättes mycket höga halter i enfamiljshus av trä med krypgrund. I varandra närliggande hus av denna typ uppmättes 960, 440 resp 1200 Bq/m^3 radon. Undersökningen omfattade totalt 22 hus, varav i nio uppmättes minst 5 pCi/l (185 Bq/m^3) och i 6 mer än 10 pCi/l (370 Bq/m^3). Man kunde konstatera att det som orsakade dessa höga radonhalter inomhus var att marken i kryprummet, som täckts med 175 mm grus, avgav stora mängder radon. Emanationen kunde bestämmas till minst $26 \text{ pCi/m}^2\text{,h}$ ($0,27 \text{ Bq/m}^3\text{,s}$; $130.000 \text{ atomer/m}^2\text{,s}$). Koncentrationen av ^{226}Ra uppmättes till knappt 1 pCi/g i gruset och ca 1 pCi/g i underliggande jord.

I det följande ges en sammanställning av mätningar utförda i Canada, USA, Storbritannien, Norge, Österrike, Ungern och Sverige.

Canada

I Canada har man i en landsomfattande studie mätt radonhalten med ett punktprov sommartid i 10.000 slumpvis valda bostäder i 13 olika städer. Det geometriska medelvärdet av uppmätt radondotterhalt varierade för de olika städerna mellan 0.0007 WL (3 Bq/m^3) och 0,0036 WL (10 Bq/m^3). Den andel som var över 0,02 WL (74 Bq/m^3) varierade i de olika städerna mellan 0,0 och 6,9%. Den högsta koncentration som uppmättes var 0,233 WL (860 Bq/m^3) och 2800 Bq/m^3 radon (Let80).

I Elliot Lake har man kunnat hänföra förhöjda radonhalter inomhus till radonavgång från den naturliga marken, som består av glaciala sand och grusförekomster med ett innehåll av radioaktiva ämnen motsvarande endast 7 - 10 $\mu\text{R/h}$. Radonavgången från sanden har uppmätts genom bestämning av jämviktsskoncentrationen av radon sedan 300 g torkad sand förvarats i en 4,7 liters färgburk i 14 dygn. Resultatet för olika delar av samhället var att radonavgången motsvarade i ca 60% av proven 4 - 7 Bq/kg.

Fram till december 1978 hade man gjort mer än 11.000 punktmätningar av radon och radondöttrar och identifierat 109 hus med årsmedelvärden över 0,02 WL (74 Bq/m^3 radondöttrar). Genom statistisk behandling av detta omfattande material visades att det krävs 10 - 13 slumpvisa punktmätningar för att med 95% konfidens ange årsmedelvärdet inom $\pm 30\%$ (Dil 79f). Fördelningen av mätresultat är lognormal, vilket ger till följd att antalet oberoende mätningar betyder mer för möjligheten att uppskatta årsmedelvärde än precisionen i den enskilda mätningen. Tex ger 8 helt korrekta mätningar ett sämre underlag än 11 mätningar var och en med en osäkerhet om $\pm 10\%$ (Work79). Man fann även att radondotterhalten i allmänhet var högre på vintern än på sommaren. Man bildade kvoten mellan medelvärdet av mätningar under maj-augusti och medelvärdet för resultat av mätningar under eldnings-säsongen september-april för ett stort antal hus. Denna kvot visade sig fördelas med ett medelvärde på 1,7 och ett medianvärde på 1,4. Således skulle koncentrationen av radondöttrar inomhus vara ca 50% högre under vintern. I 20% av husen var dock koncentrationen högre under sommaren (Dil 79f).

Uppmätt årsmedelvärde av radondotterhalt fördelade sig på följande sätt (Work80):

50% < 40 Bq/m³

90% < 150 Bq/m³

99% < 380 Bq/m³

I områdena kring Bancroft har man mätt radonhalt i ett större antal hus (Work80). Markens betydelse illustreras när materialet delas in i tre grupper efter förekomst av uran i bergrunden omkring byggnaden:

1. medelkoncentration av uran 2-20 ppm och förekomst av mineraliseringar med högre koncentration. Vissa mineraliseringar brytvärda.
2. medelkoncentration av uran 1-3 ppm med betydligt högre koncentration i mineraliseringar, som dock ej är brytvärda.
3. medelkoncentration av uran 0,4-2 ppm med låg sannolikhet för mineraliseringar. Lösa jordarter kan dock innehålla material med högre aktivitet transporterat av landis från mineraliseringar i andra områden.

Uppmätta radonhalter visar isamtliga tre grupper en log-normalfördelning och det visar sig att sannolikheten för att radondotterhalten skall vara förhöjd (> 74 Bq/m³) ökar med förekomsten av uran-mineraliseringar. Resultaten kan sammanfattas:

Grupp	Geometriskt medelvärde på radondotterhaltens årsmedelvärde, Bq/m ³	Andel av byggnader med > 74 Bq/m ³ radondöttrar som årsmedelvärde
1	44	29%
2	37	7%
3	22	2%

Morse (Mor79) har mätt koncentrationen av radondöttrar i 58 likadana hus i ett område där bergrunden innehåller förhöjda halter av uran. Resultatet visade att de hus som hade källare nersprängda i denna bergart hade högre radonhalt än hus belägna så att berget och källaren mellanlagras av lösa jordarter med inblandning av lera.

I en icke påverkad stad i Ontario, Canada, var medelvärdet av radonhalt i källare till 70 hus 0,42 pCi/l (16 Bq/m³) (Ai77).

I ett flerfamiljshus av betong uppmättes 150 - 260 Bq/m³ av radon, inte enbart på bottenvåningen.

Luftomsättningen befanns vara mycket låg ca 0,03 - 0,04 per timme, varför radonavgång från golv och tak, som uppmätts till 560 pCi/m²,h (2700 atomer/m²,s), förklarade den förhållandevis höga radonhalten. Efter installation av fläktar som gav en luftomsättning på några timmar reducerades radonhalten till 50 - 80 Bq/m³. Radondotterhalten ut-

tryckt i WL var ovanligt hög i förhållande till radonhalten. Detta förklarades av att dotterprodukter till radon-220 gav ett bidrag till alfaaktiviteten i rumsluften motsvarande upp till 23 mWL (85 Bq/m³ radondöttrar) (Work80).

USA

Tidigare mätningar av radon i bostäder har givit vid handen att trähus i Massachusetts har ca 0,3 - 10 Bq/m³, med medelvärde ca 2,6 Bq/m³ radon. För hus i Tennessee och Florida har medelvärde på 52 resp 48 Bq/m³ rapporterats; husens konstruktion har ej angivits. Spridningen i dessa fall var mellan ca 5 och ca 150 Bq/m³ radon (Run79).

Vid North Carolina State University i Raleigh noterade man omkring 1970 att radonhalten i fysikbyggnaden var ovanligt hög, 67 - 145 Bq/m³. Förklaringen visade sig vara att byggnaden var av betong och den mekaniska ventilationen förde endast runt luften utan att blanda in frisk luft. Man beslutade därför att ändra ventilationssystemet. I bostäder uppmättes i allmänhet 2 - 20 Bq/m³ radon (Car73).

George och Breslin (Ge78) har studerat radon och radondotterhalt i 21 hus i New Jersey - New York. Fördelningen av uppmätt radondotterhalt i källare, bostadsvåning samt utomhus framgår av figur 8-1.

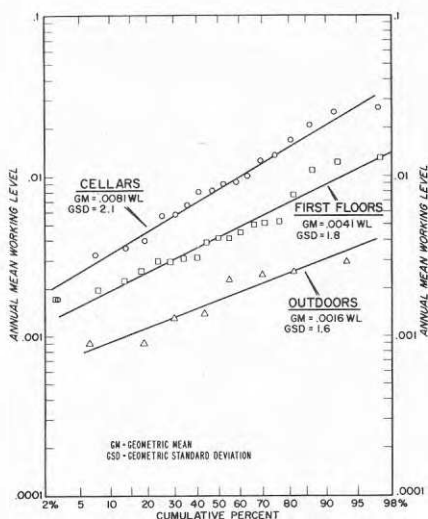


Fig 8-1 Fördelning av uppmätt radondotterhalt i 21 hus i New Jersey - New York (Ge78)

I samtliga hus var det mindre än 70 Bq/m^3 i bostadsdelen. Markens aktivitet var normal, dvs i samtliga fall ca 40 Bq/kg radium-226. Radonavgång från källargolv mättes i 2 - 50 punkter per hus och medelvärde för husen varierade mellan 0,8 och $18 \text{ aCi/cm}^2, \text{s}$. Ett typiskt radonflöde från källargolv i dessa hus var $5 \cdot 10^5 \text{ pCi}$ per dygn. Vid 200 m^3 och 0,5 omsättning per timme motsvarar detta ett tillskott om $0,2 \text{ pCi/l}$ (8 Bq/m^3) radon.

Storbritannien

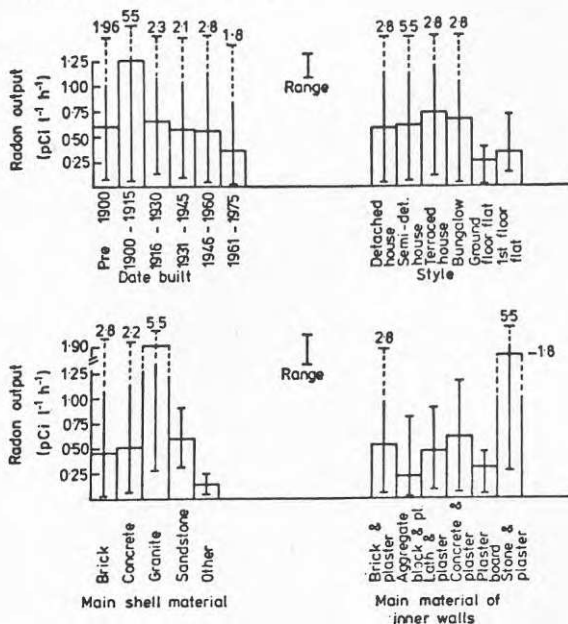
Haqee et al (Haq65) mätte radonkoncentrationen i ett antal bostäder och kontor i London. I väl ventilerade bostäder uppmättes ca $6 - 12 \text{ Bq/m}^3$. I bostäder med sämre ventilation uppmättes något högre halter, ca $7 - 25 \text{ Bq/m}^3$. Motsvarande nivåer uppmättes i ett antal kontor. I tre slutna lokaler inväntades konstant radonkoncentration och denna omräknades till exhalation från väggar, golv och tak under antagandet att det inte förekom något luftutbyte med omgivningen. Beräkningarna tydde på radonavgången $28, 64$ resp $110 \text{ atomer/m}^2, \text{s}$. I en annan lokal av konstruktion motsvarande den lokal där radonavgången beräknats till $110 \text{ atomer/m}^2, \text{s}$ uppmättes $2 - 5 \text{ Bq/m}^3$ vid 4 luftomsättning per timme (delvis i form av återluft), vilket beräknades motsvara radonavgången $500 \text{ atomer/m}^2, \text{s}$. Skillnaden skulle möjligen kunna förklaras av att det slutna rummet haft ett visst luftutbyte med omgivningen motsvarande $0,03$ omsättningar/h. I lokaler där man hanterat radiumbaserad lysfärg uppmättes upp till ca 800 Bq/m^3 radon.

Cliff (Cliff78) studerade radonhalten i olika typer av byggnader i England. Genom att studera hur radonhalten varierar har han dragit slutsatsen att man med flera punktmätningar under ett dygn kan ange årsmedelvärdet med i de flesta fall mindre än 50% fel. För att begränsa arbetsinsatsen studerades radonhaltens variation under ett dygn i 87 bostäder. Resultatet av studien framgår av figur 8-2.

Radontillförseln till rumsluften uttrycks i pCi/l, h och i figuren har husen indelats i grupper efter byggnadsår, hustyp, material i ytterväggar och material i mellanväggar. För varje grupp anges medelvärde samt intervall för uppmätt radonflöde. Det begränsade materialet gör att vissa grupper innehåller få hus och att enstaka avvikande värden därför påverkar medelvärdet inom gruppen. T ex det högre medelvärde som anges för hus byggda mellan 1900 och 1915 förklaras av ett enstaka mycket högt värde ($5,5 \text{ pCi/l, h}$) ($204 \text{ Bq/m}^3, \text{h}$) i ett hus av granit med $> 2,5 \text{ pCi/g}$ radium. De högsta värdena uppmättes i hus där sten exponeras in mot rummet och i hus uppförda av granit. Spridningen inom

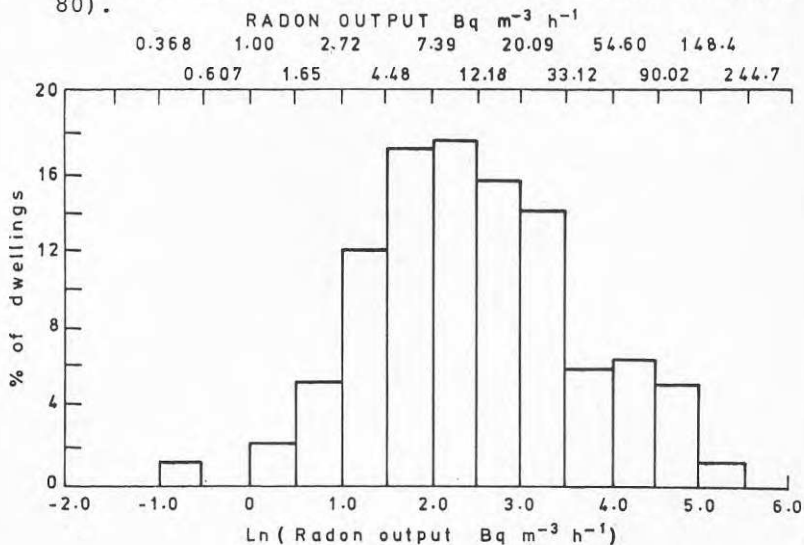
varje grupp är stor.

Fig 8-2 Spridning av radonexhalation i de studerade rummen grupperat efter bostadens ålder, typ samt huvudsakligt byggnadsmaterial i ytter- och innerväggar (Cliff78).



Fördelningen av samtliga resultat framgår av fig 8-3.

Fig. 8-3 Frekvensfördelning av radontillflödet till bostadsrum i byggnader i Storbritannien (Cliff 80).



Uppmätt radontillflöde spänner över flera storleksordningar från 0,44 till 204 Bq/m³h⁻¹. Det aritmetiska medelvärdet är 20 Bq m⁻³h⁻¹. Luftomsättningen antogs vara 1,0 h⁻¹ i medeltal och radondöttrar antogs försvinna från rumsluften endast med frånluft och genom radioaktivt sönderfall, varvid följde en radondotterhalt inomhus om i medeltal 3,5 mWL (13 Bq/m³). Vistelse 80% av tiden i denna miljö motsvarar 0,15 WLM/år (Cliff78) (Cliff80).

Norge

I Norge har radonkoncentrationen i bostäder uppskattats till 52 Bq/m³. För olika hustyper har angivits:

48 Bq/m³ i trähus
74 Bq/m³ i hus av betong
37 Bq/m³ i hus av tegel

Österrike

Steinhäuser (St75) har studerat samvariation av meteorologiska parametrar med koncentration av radon, toron och dessas dotterprodukter i 12 olika hus i Innsbruck. Han fann att bl a atmosfärens stabilitet var av betydelse för radonhalt såväl inom- som utomhus. Man följde i något fall radonhaltens variation över året och fann ett minimum i maj och ett maximum i januari. Medelvärdet för uppmätt koncentration av bly-214 varierade mellan 0,29 och 2,8 pCi/l (11 och 104 Bq/m³) i de olika husen. Endast ett hus visade > 70 Bq/m³, trots att samtliga utom ett var av tegel.

I Salzburg har man gjort tusentals mätningar av radon inom- och utomhus: Inomhus varierade mätvärdena mellan < 0,05 pCi/l (2 Bq/m³) och 5,2 pCi/l (190 Bq/m³). Medelvärdet var 0,6 pCi/l (22 Bq/m³). (Hof80)

Ungern

Fehe'r (Fe75) anger att vid 0,4 luftomsättning per timme är 20 Bq/m³ representativt i flerfamiljs-hus av betong i Ungern. I hus av slaggblock är motsvarande siffra 370 Bq/m³.

Toth har gjort 841 mätningar av radondotterhalt i bostäder i 14 städer i Ungern. I medeltal uppmättes:

113 Bq/m³ RaA
98 Bq/m³ RaB
92 Bq/m³ RaC

I 6% av bostäderna uppmättes >370 Bq/m³ av RaA (Au76).

Sverige

I Sverige har under de senaste åren utförts ett stort antal mätningar av radon/radondöttrar i olika typer av byggnader. En fullständig sammanställning av detta material föreligger ej, men delar av resultatet har presenterats i ett antal rapporter. Christer Samuelsson (Sa80) har sammanställt resultat av samtidig bestämning av luftomsättning och radondotterhalt med filtermetod i ca 25 småhus med självdragsventilation. Fig 8-4.

Fig 8-4 Fördelning av radondotterkoncentration vid fem olika intervall på luftomsättning i småhus med självdragsventilation. I varje hus togs 8 prov och i figuren anges antal prov med luftomsättning inom resp intervall. (Sa80)

Fig 8-4

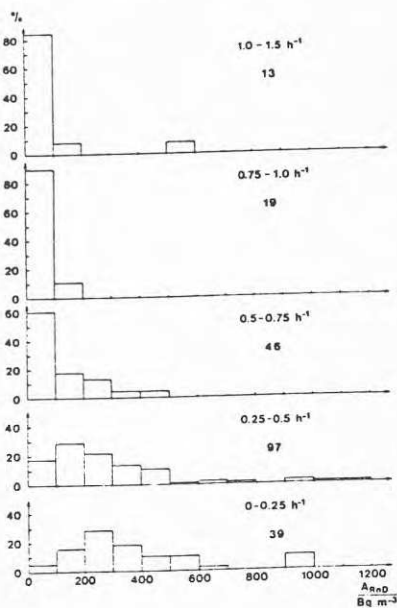


Fig 8-5

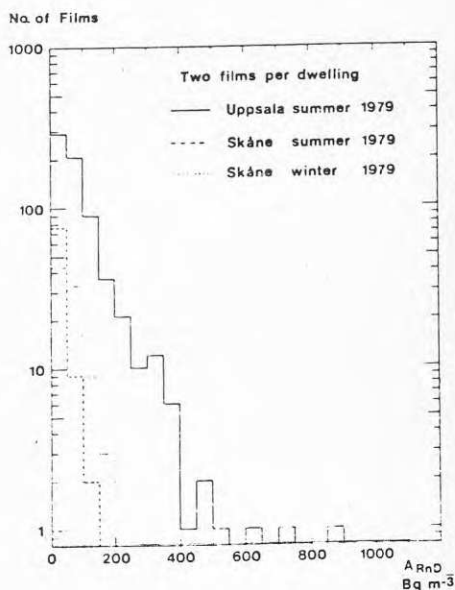


Fig 8-5 Fördelning av radondotterkoncentration i bostäder i Skåne och i Uppsala uppmätta med spår-film som exponerats under en månad (Sa80).

Samuelsson presenterade även en sammanställning över resultat med integrerande mätning under 1 månad med film, fig 8-5.

Statens Strålskyddsinstitut och Statens Institut för Byggnadsforskning har tillsammans studerat radonsituationen i ca 20 lägenheter i trevåningshus i Uppsala. Byggnadernas stomme innehöll skifferbaserad lättbetong i ytterväggarna och ventilationen var av självdragstyp. Gammastrålningen från ytterväggarna uppmättes till 30 - 50 $\mu\text{R/h}$, varför det inte var de mest aktiva typerna av skifferbaserad lättbetong som förekom i dessa hus. Luftomsättningen uppmättes till mellan 0,27 och 0,77 oms/h och radonhalten till mellan 70 och 270 Bq/m^3 . Figur 8-6 visar samhörande värden på luftomsättning och radonhalt samt teoretiskt beräknad inverkan av luftomsättningen. Den avvikelser från teoretiska sambandet som framgår av figuren kan förklaras av att radonhalten inte till fullo nått jämvikt med den uppmätta luftomsättningen samt att ytbehandling och aktivitet i lättbetong ej var identisk i samtliga lägenheter. Med hjälp av uppmätt luftomsättning vid olika utomhustemperaturer kunde man beräkna årsmedelvärdet för radonhalten i dessa bostadsområden till ca 150 Bq/m^3 . Kvoten mellan kon-

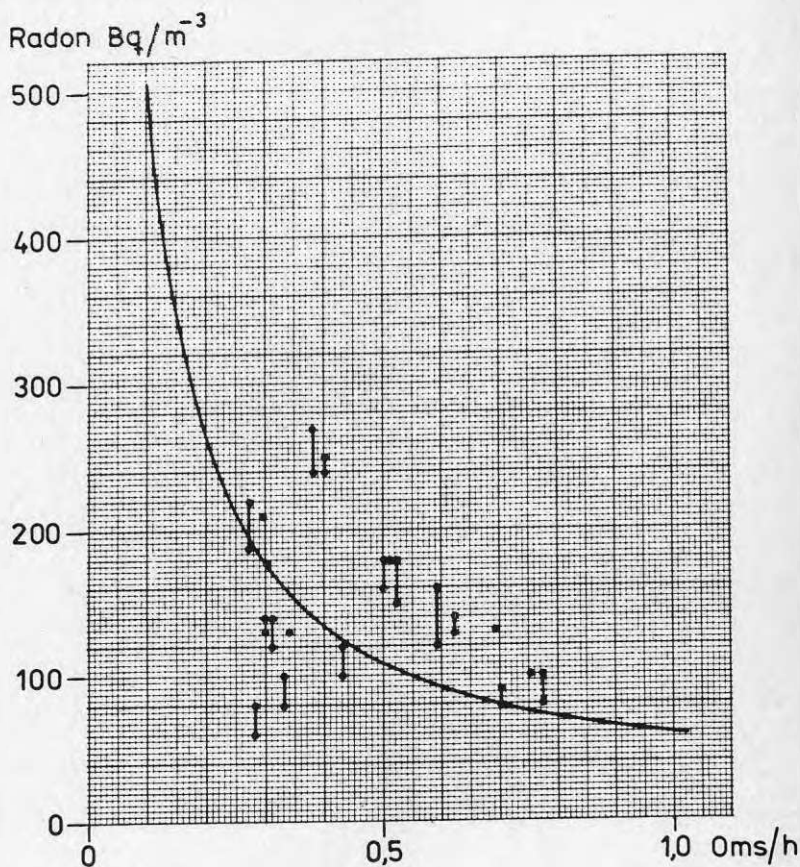


Fig 8-6 Samhörande värden på radonhalt och luftomsättning i flerfamiljshus med ytterväggar av skifferbaserad lättbetong (Er80).

centration av radondöttrar och radon var ca 0,6 vid 0,3 - 0,4 oms/h och 0,4 vid 0,7 oms/h. Medelvärdet för de studerade lägenheterna var 0,5, vilket tyder på ca 75 Bq/m³ radondöttrar som representativt årsmedelvärde.

Man har uppskattat att radondotterkoncentrationen inomhus är i medeltal ca 100 Bq/m³ i hus som till stor del är uppförda av skifferbaserad lättbetong. I en liten andel av husbeståndet är koncentrationen av radondöttrar betydligt högre än detta värde. Det är i dessa fall fråga om hus där hela stommen består av skifferbaserad lättbetong med ovanligt hög halt av radioaktiva ämnen, där skifferaska (rödfyr) använts som fyllning eller där jordluft med mycket hög radonhalt tränger in i huset.

I juni 1978 presenterade Strålskyddsinstitutet resultat av mätningar i fyra enfamiljshus med samtliga väggar och golvbjälklaget av skifferbaserad lättbetong av typ Durox (Swe78). Radonhalten hade uppmätts till 220 - 910 Bq/m³ och radondotterhalten till 100 - 470 Bq/m³. Man noterade även att i tillstängda rum kunde radonhalten stiga till ca 1800 Bq/m³. Man bedömde att vid normalt boende skulle små barn och hemarbetande i dessa hus i medeltal över hela året utsättas för ca 370 Bq/m³ radon.

Ytterligare mätningar har därefter utförts i 9 hus med hela stommen av skifferbaserad lättbetong och 23 hus med samtliga väggar men inga bjälklag av skifferbaserad lättbetong. I figur 8-7 presenteras samhörande värden på radonhalt och luftomsättning. Av figuren framgår att om endast väggar består av skifferbaserad lättbetong är det i de flesta fall tillräckligt med 0,5 luftomsättning per timme för att uppfylla gränsvärdet 200 Bq/m³ radondöttrar vid ombyggnad. Om även bjälklag är av skifferbaserat material kan det krävas en luftomsättning större än 0,5 per timme. Tillflödet av radon till rumsluften var i medeltal i dessa husgrupper 180 resp 240 Bq/h,m³ (Swe80).

Fig 8-7

Radon

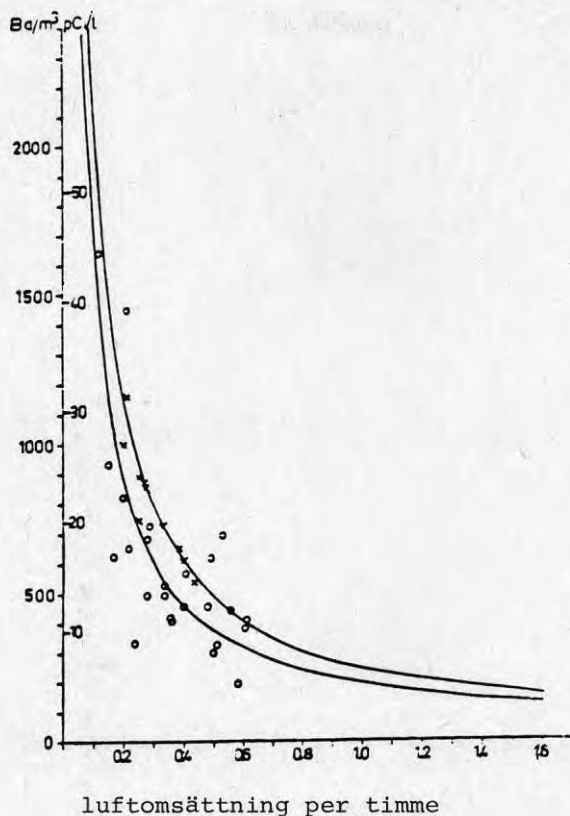


Fig 8-7 Luftomsättningens inverkan på radonkoncentrationen. Kurvorna är teoretiskt beräknade utifrån antagandet att jämvikt råder med den aktuella luftomsättningen. Cirklar representerar mätvärden från hus med samtliga väggar av skifferbaserad lättbetong och hör samman med den lägre kurvan. Kryssen representerar mätningar i hus med hela stommen av skifferbaserad lättbetong och hör samman med den övre kurvan (swe80).

9. Betydelsen av ventilation och vädring

Radon tillförs luften i en byggnad genom avgång från byggnadsmaterial och dricksvatten samt genom inflöde från marken. Utomhusluften är inte helt fri från radon varför något radon även införs med ventilationsluften. Radonet avlägsnas ur inomhusluften genom sitt radioaktiva sönderfall samt genom utblandning i utomhusluft vid ventilation eller vädring. Möjligheterna att på kemisk eller fysikalisk väg avskilja radon ur luften är ej stora, och beskrivs vidare i kapitel 10. Om man inte påverkar tillförseln av radon är därför den enda praktiska möjligheten att påverka radonhalten att blanda ut den i en större luftmängd.

Betydelsen av allmän ventilation kan lätt generaliseras om man antar att tillflödet av radon är konstant och oberoende av ventilationen. Detta stämmer ganska väl med bostäder där byggnadsmaterialet är källan till den helt övervägande delen av radonet, dvs småhus av skifferbaserad lättbetong samt lägenheter utan markkontakt i flerfamiljshus. I dessa fall påverkas dock radonavgången av bl a förändringar i lufttrycket. Vattnets bidrag till radonhalten i bostaden påverkas bl a av i vilken utsträckning dörrar till våtutrymmen hålls stängda när vatten används. Inflödet av radon från marken varierar kraftigt med ändringar i väderlek och tryckförhållanden i byggnaden.

Om ett radonfritt rum lämnas helt slutet kommer det konstanta tillflödet av radon att ge successivt ökad radonhalt. Ökningen av radonhalt avtar dock med tiden och efter ett par veckor inställer sig ett jämviktsförhållande när det ansamlats så mycket radon i luften att det spontana sönderfallet uppväger tillflödet. Denna jämviktskoncentration kan beräknas med formeln

$$C_{\text{Rn}} = \frac{1}{\lambda} \cdot \frac{E \cdot F}{V} \quad (9.1)$$

C_{Rn} = koncentration av radon-222 vid fortfarandehet (Bq/m^3)

E = exhalation från omgivande ytor
 $\text{Bq m}^{-2}\text{h}^{-1}$

F = radonavgivande yta, m^2

V = rummets volym, m^3

λ = sönderfallskonstant för radon -222
 $7,55 \cdot 10^{-3}\text{h}^{-1}$

Om de omslutande ytorna har olika exhalation kan formeln yttryckas som en summa av alla delytor. Radonavgång från olika byggnadsdelar är ofullständigt känd. De uppgifter som sammanställts i kapitel 7 tyder på att de flesta byggnadsmaterial ger en radonavgång mellan 1 och 4000 atomer per kvadrat-

meter och sekund. Den geometri som vanligen förekommer i bostäder ger ca 1,5 à 2,5 m² potentiellt radonavgivande yta per kubikmeter. I figur 9-1 visas den högsta radonhalt som byggnadsmaterial med radonavgång mellan 1 och 4000 atomer/m²,s kan ge med 1,5, 2,0 resp 2,5 m² radonavgivande yta per m³.

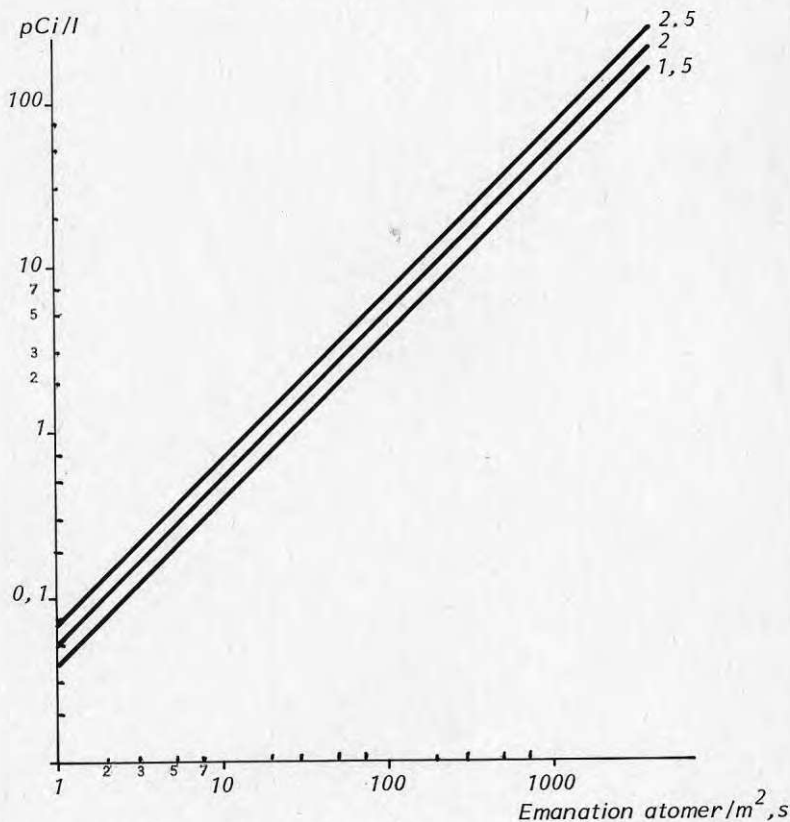


Fig 9-1 Radonhalt vid sönderfallsjämvikt med emanation ur 1,5, 2,0 resp 2,5 m² per m³.

I bostäder når man aldrig sönderfallsjämvikt, utan den största delen av den radon som når rumsluften ventileras ut och sönderfaller utomhus. Den andel som hinner sönderfalla innan den ventilerats ut beror på ventilationen och är mellan 0,5 och 10%. Ventilationen gör att radonhalten stabiliseras redan efter några timmar till ett dygn och på en betydligt lägre nivå än som skulle varit fallet i ett helt slutet rum.

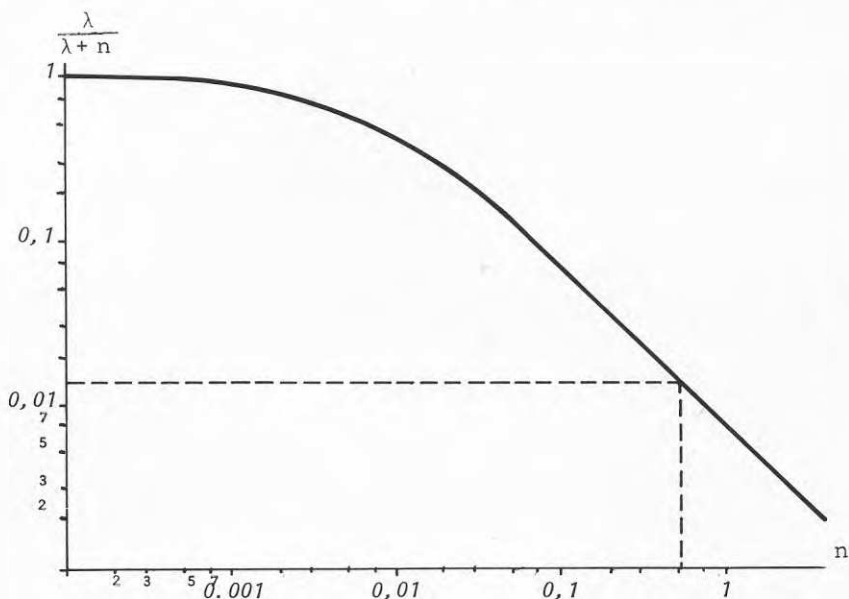
Denna jämviktsnivå bestäms av formeln

$$C_{Rn} = \frac{1}{\lambda+n} \cdot \frac{E \cdot F}{V} \quad (9.2)$$

n = ventilationen i luftoms.

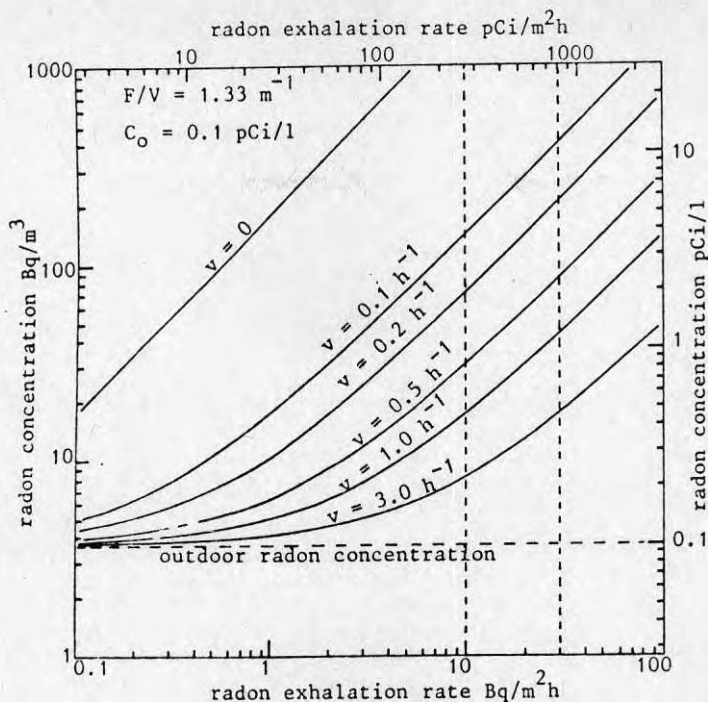
Formel (9.2) erhålles genom att (9.1) multipliceras med faktorn $\frac{\lambda}{\lambda+n}$, vars beroende av n framgår av figur 9-2.

Fig. 9-2 Faktorn $\lambda/(\lambda+n)$ som funktion av n



Av figur 9-2 framgår att vid jämvikt med normalt förekommande ventilation (0,1 - 1 omsättning per timme) blir radonhalten 0,7 - 7% av vad den skulle ha blivit i ett helt slutet rum. Diagrammet visar även att om man önskar bestämma radonavgången genom att invänta konstant radonhalt i ett slutet utrymme måste luftväxlingen vara $< 1 \cdot 10^{-3}$ omsättningar/h för att felet skall bli $< 10\%$.

Mustonen (Mus 80) har presenterat ett diagram över vilket bidrag till radonhalten i inomhusluften som erhålles från byggnadsmaterialets exhalation, fig 9-3.



Figur 9-3 Radonhalt i inomhusluft som funktion av radonavgång från byggnadsmaterial och luftomsättning. De streckade linjerna anger den radonavgång som uppmätts från betong.

Detta diagram är upprättat under antagandet att mellanväggar består av gipsplattor, spånskivor eller sandbaserad lättbetong, som ej ger något större bidrag till radonhalten i rummet. Dessa väggar har därför försumrats och man räknar med $1,33 \text{ m}^2$ exhalerande yta per m^3 luft. Motsvarande diagram kan lätt upprättas för olika förhållanden F/V .

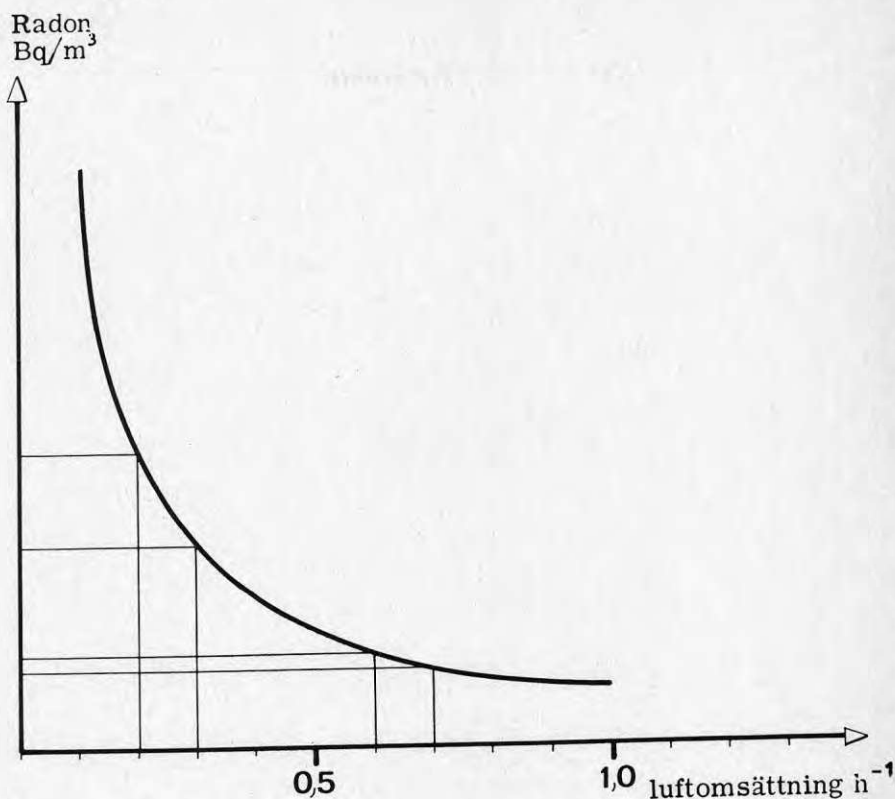
Den medelkoncentration som kan beräknas ur byggnadsmaterialens radonavgivning och aktuell luftomsättning avviker ofta från den koncentration som uppmäts vid enstaka punktprov. Anledningen till detta kan t ex vara tidigare vädring varefter ny jämvikt inte hunnit återställas. I vissa fall kan mark eller dricksvatten vara den dominerande källan till radon i inomhusluft. I sådana fall har man ingen anledning att vänta ett enkelt samband mellan luftomsättning och radonhalt. Bidraget från vatten påverkas av vattenanvändning och möjligheten för frigjort radon att spridas i bostaden. Radonflödet från marken påverkas kraftigt av förändringar i atmosfärstryck och eventuellt undertryck i byggnaden.

Den radon- och radondotterhalt som föreligger vid en viss tidpunkt bestäms således av ett flertal faktorer. Flera av dessa faktorer är av sådan natur att radon och radondotterhalten ständigt varierar. Koncentrationen minskar dramatiskt vid vädring för att sedan successivt byggas upp igen till en nivå som motsvarar jämvikt mellan avgång från byggnadsmaterial och mark och bortförsl med ventilationsluften. Ett annat exempel är när det undertryck som orsakas av köksfläkten leder till att radonmättad markluft sugts in i huset från underliggande mark och ger en tillfällig ökning av radonhalten, som därefter saktareduceras genom utspädning med ventilationsluft. Radonhaltens variation i tiden vid förändringar av dessa typer beskrivs av differentialekvationer. Krisiuk (Kris 71) samt Porstendorfer (Por 78) har presenterat lösningar till en del av dessa ekvationer. Senare har Kusuda med medarbetare (Ku 80) presenterat en datamodell som teoretiskt beskriver denna typ av förlopp. I vanliga fall kan inte dessa beräkningsmöjligheter utnyttjas på grund av otillräckliga ingångsdata. Kunskap om dessa ekvationers lösningar kan dock vara till hjälp vid tolkning av t ex kontinuerliga registreringar av radonhaltens variation i en byggnad.

Minskad ventilation leder således i allmänhet till ökad radonhalt inomhus. Samtidigt är tätningsåtgärder ett mycket billigt och effektivt sätt att minska byggnaders energiförbrukning. De senare årens intresse för radon i bostäder startades genom att Strålskyddsinstitutet i sitt remissvar över Energi och Miljökommitténs betänkande "Energi, Hälsa, Miljö" påpekade att inbesparing av 10TWh energi genom minskad ventilation av bostäder kan orsaka mer än 100 fall av lungcancer, samtidigt som produktion av motsvarande energimängd i en reaktor beräknas orsaka mindre än 1 cancerfall (SSI78a). Med ett oljepris på 1000 kr per ton kostar 10 TWh ca 1 miljard, dvs 10 miljoner kronor per cancerfall. Med dagens konsumentpris på el och villaolja skulle varje dödsfall motsvaras av ca 20 miljoner kronor i minskad energikostnad. Dessa beräkningar förfinades i Strålskyddsinstitutets utvärdering av de energibesparingsprogram som diskuterades inom Energikommissionen. Härvid visades att hälsoriskerna per inbesparad energienhet blir mycket större vid tätning av byggnader med hög radonhalt än vid tätning av trähus med mycket låg radonhalt.

Vid avvägning mellan energibesparing och hälsorisker är det nödvändigt att beakta den kurva som generellt visar sambandet mellan luftomsättning och radonhalt, fig 9-4.

Fig 9-4



Av figuren framgår att ytterligare minskad ventilation i ett hus där luftomsättningen redan är låg har mycket större betydelse för radonhalten än motsvarande minskning av luftomsättningen i ett dragigt hus.

I andra länder har man hittills ofta hävdats att ventilationen i bostäder är god varigenom den naturliga radonhalten inomhus hålls på en nivå som i Sverige betraktas som låg. För USA har t ex angivits att de flesta hus har 20 Bq/m^3 radondöttrar men att nivå 37 $\text{Bq/m}^3</math> kan nås i tätade hus, "alpha energy levels in tightened buildings can commonly reach about 0.01 Wl, a level more than twice as high as concentrations currently found in most houses" (Ku 80).$

Betydelsen av minskad ventilation för radonhalten inomhus har på senare år uppmärksamats förutom i Sverige även i USA (Bu78) (EPA78a) (Alt81), Storbritannien (Cliff78) (Ori79) och Canada.

I ett energisnålt experimenthus med källare uppmättes ca 700 - 800 $\text{Bq/m}^3</math> radon. Som ett resultat av$

ansträngningarna att minska energiförbrukningen genom att bygga huset tätt var luftomsättningen endast $0,05 - 0,15 \text{ h}^{-1}$. Man satte in en ventilationsanläggning med värmeväxlare och därefter uppmättes

220 Bq/m ³	vid	0,4 omsättning/h
150 "	"	0,6 "
60 "	"	0,8 "

Man påpekar att med det inflöde av radon som troligen föreligger i byggnadsbeståndet i USA skulle gränsen 74 Bq/m^3 radondöttrar överskridas i 75% av bostäderna om samtliga byggnader tätades till $0,1$ luftomsättning/h. Vid $0,6$ luftomsättning/h skulle denna gräns överskridas i 7% av bostäderna (Naz80).

I Florida har Environmental Protection Agency inlett studier av hur ventilation påverkar radonhalten inomhus (EPA78A). Försöken utfördes i en villa som när den varit tillsluten höll ca 700 Bq/m^3 radondöttrar. Man prövade vädring med fläkt och öppna fönster samt cirkulation av luften genom ventilationsanläggning med och utan påkopplad luftkonditionering. Luftflödena var ca 4 omsättningar per timme och resultatet blev i samtliga fall att radondotterhalten reducerades till 20 å 40 Bq/m^3 .

Det faktum att reduktionen erhöles även när luften endast cirkulerades genom kanalsystem och fläktar förklarades med att fläktarna kan ha påverkat tryckförhållandena så att luftutbytet med omgivningen ökade. Förklaringen kan inte vara enbart att radondöttrarna avsätts i kanalsystemet eftersom koncentrationen av radon minskade i motsvarande utsträckning. Man fann att ett kraftigt regn gav låg radonavgång ur marken men hög radonhalt inomhus, vilket man förklarade med att de vattenfyllda porerna i markens ytskikt fungerade som ett lock medan radonet fortfarande hade fri passage upp genom den torra marken under huset.

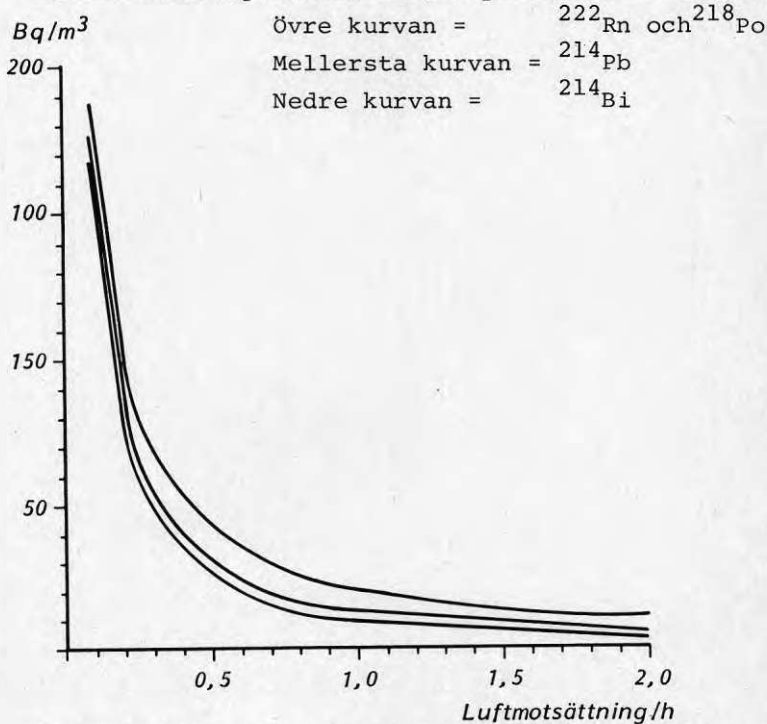
I Storbritannien har man studerat radonflödet till inomhusluften och ventilationens betydelse för radon- och radondotterhalt. I de 86 studerade husen motsvarade radonflödet till inomhusluften i medeltal $0,54 \text{ pCi/l,h}$ ($20 \text{ Bq/m}^3, \text{h}$). Detta motsvarar en radonavgång från byggnadsdelar av storleksordningen $1000 - 1500 \text{ atomer/m}^3, \text{s}$. I tabell 9-1 anges vilken koncentration av radon och radondöttrar detta flöde kan väntas ge upphov till om luftomsättningen varierar mellan $0,1$ och $2,0$ per timme. Härvid har antagits att alla radondöttrar som bildats stannar kvar i luften.

Tabell 9-1 Betydelsen av luftomsättning vid tillflöde av 20 Bq/m³,h av radon.

Luftomsättning h ⁻¹	Koncentration Bq/m ³			Radondöttrar	
	radon-222 o. polonium-218	bly-218	vismut-218	working level	Bq/m ³
0,1	188	176	168	0,0471	174
0,2	98	87	80	0,0230	85
0,5	41	31	26	0,0081	30
1,0	21	14	10	0,0035	13
1,5	14	9	6	0,0022	8
2,0	11	6	4	0,0016	6

I figur 9-4 illustreras luftomsättningens betydelse på koncentration av radon och radondöttrar

Fig 9-4 Ventilationens inverkan på koncentration av radon/polonium-218, bly-214 och vismut-214



Vid 0,5 luftomsättning per timme väntas ca 30 Bq/m³ vilket vid vistelse 80% av tiden motsvarar 0,33 WLM per år eller 23 WLM under 70 år. Detta motsvarar ca 20% av den exponering som statistiskt visats påverka frekvensen av lungcancer bland gruvarbetare (Cliff78).

Kvoten mellan radonkoncentration och ekvivalent

jämviktsskoncentration av radondöttrar är bl a beroende av luftomsättningen. Om luftomsättningen är god hinner det nämligen inte på långt när utbildas sönderfallsjämvikt mellan radon och radondöttrar. Främst vid mindre luftomsättning begränsas denna kvot av att en del av radondöttrarna avsetts på olika fasta ytor. Denna process påverkas bl a av förekomsten av partiklar i luften.

O'riordan och Cliff (Ori79) föreslår att koncentrationen av radondöttrar beror av radonkoncentrationen och antal luftomsättningar per timme och att den kan uppskattas med hjälp av följande samband:

$$C_D = \frac{5 C_R}{j} \quad \text{mWL}$$

C_D = koncentration av radondöttrar i mWL

C_R = koncentration av radon i pCi/l

j = antal luftomsättningar per timme

Sambandet angavs gälla för luftomsättningar mellan 0,5 och 3 per timme, och illustreras av figur 9-5.

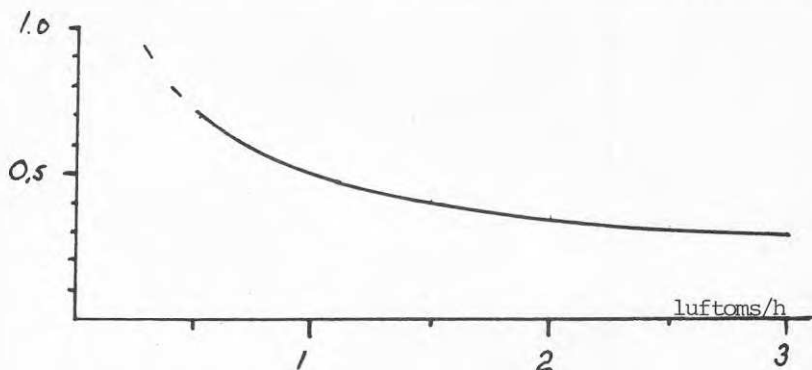


Fig 9-5 Jämviktsfaktor mellan radon och radondöttrar som funktion av luftomsättning

I Storbritannien har man även studerat möjligheterna att motverka den förhöjda radondotterhalten som orsakas av minskad ventilation med olika luftbehandlingsapparater. I en 33 m³ radonkammare prövades luftfuktare, avfuktare och elektrofilter. Endast elektrofilter hade någon inverkan på radondotterhalten och vid luftflöde genom filtret motsvarande 9 luftomsättningar per timme reducerades radondotterhalten med en faktor mellan 6 och 19. Detta kan inte förklaras enbart med filtrets avskiljning av såväl fria som partikelbundna radondöttrar utan beror troligen även på ökad plate out till följd av att en större andel av radondöttrarna föreligger i fri form. Om filtret användes i en

tät bostad med 0,1 luftomsättning per timme in-flöde av förorenad stadsluft skulle nämligen koncentrationen av kondensationskärnor hållas så låg att minst 50% av radondöttrarna kan väntas föreligga i fri form. Om däremot t ex rökning förekommer i lokalen ökar koncentrationen av kondensationskärnor. När cigarettrök introducerades i radonkammaren ökade radondotterhalten dramatiskt, troligen på grund av att andelen fria joner och därmed även plate out, minskade (Mi80). Rening av luft från radon och radondöttrar behandlas vidare i kap 10 och 11.

Även Holub et al (Ho79) har studerat utfällning av radondöttrar. I en kammare med konstant koncentration av radon har man studerat hur koncentrationen av radondöttrar i luften påverkas.

Vid sjunkande partikelkoncentration i luften minskade koncentrationen av radondöttrar i luften, samtidigt som aktiviteten från väggarna ökade. När man därefter ökade partikelhalten i luften ökade radondotterhalten i luften och aktiviteten från väggarna klingade av. Detta tolkas som att de fria radondöttrarna, som ökar i antal vid tillräckligt låg partikelhalt i luften, har lättare att avsätta sig på väggarna (plate out). Radondöttrar som fastnar på partiklar blir däremot kvar i luften.

Vid ett annat försök cirkulerades luften i kammaren med en fläkt, varvid koncentrationen av radondöttrar i luften sjönk och aktiviteten på fläktbladen ökade. Detta tolkas som att fria radondöttrar avsätts på fläktbladen. Man visade att det inte var partikelbundna radondöttrar som orsakade den ökade aktiviteten på fläkten. Hög luftfuktighet, >80%, uppges förhindra radondöttrarnas avsättning på fläkten, troligen genom neutralisering av de fria radondöttrarnas laddning.

Jonassen (Jona80) har mätt samtliga radondöttrar vid olika förhållanden i ett rum omgivet av betongväggar. När en fläkt användes för att blanda om luften i rummet minskade koncentrationen av Ra A mer än vad som skulle ha blivit fallet om all Ra A avsatts på fläkten vid passage genom denna. Den ökade luftrörelsen ökar tydligen plate out på väggar mm genom att mer luft bringas i kontakt med väggarna. Cirkulation genom enbart fläkt reducerade radondotterhalten i working level med 36%. Resultaten tyder på att det enbart är plate out av Ra A som påverkas.

10. Avskiljning av radon ur luft

Det synes inte finnas någon metod att avskilja radon ur luft som kan genomföras i bostäder med rimlig ekonomi.

Ett flertal metoder för separering av radon och luft finns beskrivna och vissa av dessa har verifierats med laboratorieexperiment. Den enda metod som tillämpats praktiskt är adsorption på aktivt kol. Man har använt ansiktsmasker med filter av aktivt kol vid tillfälliga arbeten i atmosfär med hög radonhalt i gruvor.

De flesta tekniker för avskiljning av radon ur luft inkluderar filtrering eller kontakt med ytor varför man även erhåller en motsvarande reduktion av radondotterhalten i den luft som passerar genom utrustningen. Inverkan på radondotterhalten i inomhusluften vid givet luftflöde genom reningsutrustningen blir därför större än vid enbart filtrering och jämförbar med effekten av ventilering med samma flöde friskluft.

I det följande refereras tillgängliga uppgifter om följande metoder för separation av radon och luft:

- adsorption på aktivt kol
- adsorption i vätska
- separation med hjälp av semipermeabla membran
- separation med hjälp av molekylsiktar - zeoliter
- kondensering
- kemisk bindning
- adsorption på hydrofob porös kiseldioxid
- gascentrifugering

Adsorption på aktivt kol

Man har visat att filter med 0,8 liter (0,5 kg) torrt, aktivt kol i en ansiktsmask kan avskilja 96-99% av radoninnehållet i 1 m³ luft. Detta motsvarar en timmes bruk vid andningshastigheten 16 liter per minut (Thom74 ICRP76).

Möjligheten att använda adsorption på aktivt kol som en reningsteknik i gruvor studerades av Arthur D Little, Inc (Litt75). Kostnaden för rening av luft med denna teknik uppskattades i denna utredning till 0,01 kr/m³ renad luft vid en apparatstorlek på 2,4 m³/s behandlad luft. Detta luftflöde motsvarar 1 omsättning per timme i 35 lägenheter om vardera 100 m². Kostnaden motsvarar per lägenhet 22 000 kr/år. (Kalkylen är utförd med 22% annuitet och elpris 0,04 kr/kWh).

Vid de låga koncentrationer på radon som förekommer, gäller att den mängd luft som kan renas av en given mängd aktivt kol är oberoende av radonhalten i luften.

Däremot har temperaturen stor betydelse. Vid -50°C kan aktivt kol adsorbera 40 gånger mer radon än vid rumstemperatur och vid 120°C avgår 95% av det som adsorberats vid rumstemperatur. Vid $+10^{\circ}\text{C}$ kan 1 kg kol ta upp radon ur 8 m^3 luft. Denna volym halveras om temperaturen ökas till 23°C . Dessa siffror gäller för fuktmatad luft; vid 70% relativ luftfuktighet kan 30% större luftvolym renas.

När kolet blivit mättat med radon kan det regenereras fullständigt genom att

- lagras till dess det adsorberade radonet sönderfallit
- genomblåsas med radonfri luft
- värmas till ca 100°C

Den första metoden kräver mycket stora kvantiteter aktivt kol - t ex vid lagring 3 halveringstider krävs för 100 m^2 bostadsyta vid 1 luftomsättning per timme ca 13 ton aktivt kol. Om däremot man har två kolbäddar som omväxlande regenereras genom uppvärmning krävs ca 100 kg aktivt kol i vardera bädden (motsvarar adsorption under 2 timmar).

Adsorption i vätska

Det är teoretiskt möjligt att avlägsna radon ur luft genom att låta luften komma i kontakt med en vätska som löser radon. En lämplig vätska måste uppfylla följande krav

- i vätskan måste lösligheten för radon vara mycket större än för övriga komponenter
- vätskan måste ha lågt ångtryck annars kommer den renade luften att innehålla ångor av vätskan
- vätskan får ej vara starkt giftig
- vätskan får ej medföra risk för brand eller explosion.

Radon är icke polärt och löses därför lättare i organiska lösningsmedel än i t ex vatten. Vid jämvikt mellan luft och vatten är koncentrationen 3 gånger högre i luften än i vattnet. Lösligheten i olivolja är däremot så hög att vid jämvikt med luft är koncentrationen 19 gånger högre i oljan (Goo73). Med hänsyn till brandrisk innebär freoner och silokonoljor stora fördelar. Radon löser sig lätt i många freoner som även är förhållandevis ogiftiga. Deras ångtryck är dock högt. Silikonoljorna är dyra, särskilt de som har låg viskositet. Det ämne som bäst löser radon är koldisulfid, som dock är oanvändbart på grund av sin giftighet och brandfarlighet. Högkokande etrar och estrar, t ex dibutylftalat, skulle kunna användas.

Kostnaden för att avskilja radon ur gruvluft med denna teknik har uppskattats till 0,13 kr/m³ behandlad luft (Litt75).

En liknande teknik bygger på att med hjälp av olja absorbera radon i silica-gel (Goo73).

Semipermeabla membran

Semipermeabla membran kan användas för att avskilja radon ur luft på två vägar:

1. genom att utnyttja skillnad i penetrationshastighet hos olika gaser
2. genom att med membranet skilja luften från en vätska som löser radon.

Arthur D Little, Inc (Litt75) har studerat hur denna princip skulle kunna utnyttjas för att avskilja radon ur gruvluft. Man studerade membraner av silikongummi, som är effektiva men dyra, och polyeten, som är billiga men har mindre effektivitet. Kostnaden uppskattades till 0,06 kr/m³ renad luft. Kapitalkostnaderna bedömdes motsvara ca 60% av totala kostnaden.

Molekylsiktar - zeoliter

Molekylsiktar och zeoliter är benämningen på hydrerade aluminiumsilikater som har porer av enhetlig molekyllär storlek. De binder ämnen med kemisk eller fysikalisk ytadsorption och är selektiva i att binda företrädesvis molekyler som är mindre än deras pordiameter. Vissa zeoliter används som torkmedel eller för att separera raka kolvätemolekyler från grenade. På grund av att radonatomen är större än t ex molekylerna N₂, O₂ och H₂O kan man ej utforma en zeolit med porer avpassade för radon utan att också de andra gaserna får tillträde till porerna. Zeoliter kommer därför att avskilja radon ur luft enligt samma princip som aktivt kol men mindre effektivt. Det åtgår troligen minst 10 gånger mer zeolit än aktivt kol för att adsorbera lika mycket radon. Kostnaden har uppskattats till 0,06 kr/m³ renad luft (Litt75).

Avskiljning av radon ur luft genom kondensering

Goodwin (Goo73) refererar ett patent enligt vilket radon skulle kunna skiljas från luft genom att huvuddelen av luften kondenserades till vätska. Radonet skulle följa den mindre mängd luft som ej kondenserats; genom värmväxling och förångning av den kondenserade luften erhålles radonfri luft.

Arthur D Little (Litt75) har senare påpekat att detta inte kan fungera eftersom radonet anrikas i den kondenserade luften. Man föreslår därför en process där luften får passera som bubblor genom flytande luft. 99% av radonet uppges därvid avskiljas och anrikas i den kondenserade luften. I en anläggning som renar 2,4 m³/s luft uppges 100 liter flytande luft vara lämpligt. Vid 30 pCi/l radon-222 i den luft som skall renas anrikas radon i den flytande luften så att koncentrationen vid jämyikt efter ett par veckor uppgår till 3,4 · 10⁸ pCi/l radon i den flytande luften. Vid driftavbrott eller haverier kan denna aktivitet släppas ut plötsligt.

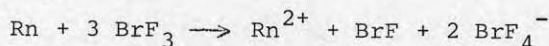
Kostnaden uppskattades till 0,02 kr/m³ renad luft.

Kemisk bindning av radon

Radon är en ädelgas och därmed praktiskt taget inert; det är mycket svårt att få radon att delta i kemiska reaktioner och bilda föreningar med andra ämnen. Under vissa betingelser har man dock i laboratorier lyckats binda radon i stabila kemiska föreningar. Hypotetiskt skulle detta kunna tänkas utvecklas till metoder att rena luft i gruvor och bostäder från radon och att binda radon i byggnadskonstruktioner och därigenom förhindra att det når rumsluften. För närvarande förefaller emellertid ej detta vara praktiskt möjligt. Det största problemet är att samtliga ämnen som hittills visats kunna reagera till en stabil förening med radon även reagerar med vatten, vilket innebär att luften måste torkas innan den kan renas från radon. Andra problem är att de utnyttjade ämnena har egenskaper som innebär risker (de är starkt korrosiva och starkt oxiderande) eller i vissa fall har så högt ångtryck att luften samtidigt som den renas från radon blir förorenad av reagenset. I dessa fall krävs ett efterföljande reningssteg där detta ämne avskiljs från luften.

Stein et al (Stein 72, 73a, 73b, 74 och 76) samt Hohorst (Ho75) har studerat ett flertal reaktioner varmed bl a radon kan avlägsnas ur luft.

När luft bubblas genom vätskeformig bromtrifluorid (BrF₃) oxideras radon i flera steg till en icke flyktig katjon (Stein73a) enligt följande summaformel.



När 0,7 - 1 liter luft innehållande 2-3 mCi radon bubblades genom 4 ml BrF₃ vid rumstemperatur bands all radon i vätskan (Stein72). Vid ett senare experiment avskiljdes 76-95% av radonet från luft med 0,098-0,189 pCi/liter. (Stein73a) (Stein74).

BrF_3 valdes därför att det är den halogenfluorid som har lägst ångtryck; dess ångtryck är emellertid ca 8 mmHg vid 25°C , varför den utgående luften måste renas från fluorider innan den kan returneras till lokalerna.

En grupp ämnen som är något mindre farliga än bromtrifluorid men dock mycket korrosiva och som reagerar med radon är fasta komplex av halogenfluorid och antimonpentafluorid eller vismutpentafluorid. 2-3 ml pulver av $\text{ClF}_2^+\text{SbF}_6^-$, $\text{BrF}_2^+\text{SbF}_6^-$, $\text{BrF}_4^+\text{Sb}_2\text{F}_{11}^-$, $\text{IF}_4^{3+}(\text{SbF}_6^-)_3$ eller $\text{BrF}_2^+\text{BiF}_6^-$ kunde fullständigt binda 3-15 mCi radon ur 0,69 liter torr luft. Ångtrycket för dessa ämnen vid 25°C bedöms vara mindre än 5 mmHg; för BrF_2SbF_6 är det mindre än 0,01 mmHg (Stein72, Stein74).

Ett annat ämne dioxygenyl hexafluoroantimonat (O_2SbF_6) har visat sig kunna binda radon (minst 99,99% avskiljning uppnådd i laboratorium (Stein74), har försumbart ångtryck och är mindre korrosiv än de ovan nämnda ämnena (Stein74). Även detta ämne reagerar dock med vatten, varför luften måste torkas innan den kan renas från radon. (Stein74).

Samtliga beskrivna ämnen kräver torr luft, varför en fullständig apparatur för avskiljning av radon ur luft måste bestå av följande delar:

1. avfuktare eller tork
2. anordning där luften bringas i kontakt med reagenset och radonet binds
3. enhet för avskiljning av halogenångor
4. fläkt
5. ev uppfuktning av renad luft

Adsorption av radon ur luft på hydrofob porös kisel-dioxid

Hypotetiskt skulle radon kunna tänkas avskiljas ur luft genom adsorption på hydrofob porös kisel-dioxid.

Gascentrifug

Det är möjligt att genom centrifugering separera olika gaser. Arbete pågår i syfte att utveckla en centrifugeringsteknik för anrikning av uran.

Vid anrikning av uran bygger tekniken på den lilla skillnaden i atomvikt hos de olika uranisotoperna. Molekylvikten för UF_6 är 349 resp 352 för U-235 och U-238.

Vid en hypotetisk separation av radon ur luft är skillnaden i molekylvikt mycket större; 222 för radon jämfört med 29 för luft. Detta är av stor betydelse och gör separeringen mindre svår. Av ännu större betydelse är emellertid de relativa koncentrationerna. Vid anrikning av uran önskar man i en fraktion öka koncentrationen av uran-235 från naturligt förekommande 0,7% till 2-4%. Om man önskar separera radon från luft i gruvor och bostäder är den ingående radonkoncentrationen oerhört mycket lägre - molbråket 10^{-17} - 10^{-19} . Detta har avgörande betydelse och medför att det är åtskilliga storleksordningar svårare att separera radon ur luft än det är att anrika uran-235 (Litt75).

Goodwin (Goo73) uppgav att energiförbrukningen vid gascentrifugering skulle bli 50 hp för 100 kubikfot per minut, dvs $0,025 \text{ kWh/m}^3$ eller 27 MWh/år för 100 m^2 bostadsyta vid 0,5 luftomsättning per timme. Den energiförbrukning som uppges av Arthur D Little (Litt73) är åtskilliga storleksordningar större.

11. Teknik att avskilja radonets sönderfallsprodukter ur luft

Med olika typer av filter är det möjligt att avskilja radondöttrar ur luften. I såväl elektrofilter som i mekaniska filter (HEPA-filter) avskiljs även de fria radondöttrarna mer eller mindre effektivt. De radondöttrar som är partikelbundna avskiljs i samma utsträckning som de partiklar de är bundna till.

Eftersom man med dessa metoder ej påverkar radonkoncentrationen kommer radondöttrar att bildas med oförändrad hastighet. På grund av att den första radondottern (Ra A eller polonium-218) endast har ca 3 min halveringstid kommer koncentrationen av denna att påverkas endast obetydligt, jämfört med inverkan på de mer långlivade produkterna. Om filtret fullständigt avlägsnar radondöttrarna ur den luft som passerar genom filtret kan luftomsättning genom filtret summeras med ventilationen, när det gäller att beräkna till hur stor del av jämviktskoncentrationen som radondöttrarna tillväxer. Figur 11-1 visar till hur stor del av jämviktsvärdet som de olika radondöttrarna hinner tillväxa som funktion av antalet luftomsättningar per timme.

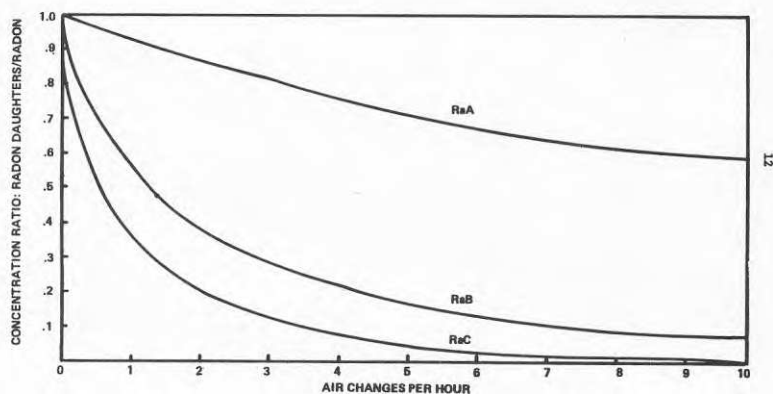


Fig 11-1. Samband mellan antal luftomsättningar per timme och den andel av jämviktskoncentrationen som de olika radondöttrarna hinner uppnå genom radioaktivt sönderfall (EPA76).

Den första radondottern, polonium-218, innehåller endast en mindre del av radondöttrarnas potentiella alfa-energi, varför filters inverkan på radondotterkoncentrationen uttryckt i working level eller bequerel per liter mer överensstämmer med deras inverkan på koncentrationen av de mer långlivade radondöttrarna Ra B och Ra C, figur 11-2.

Varje atom av polonium-218 innehåller givetvis mer potentiell alfa-energi än de efterföljande men räknat per Bq eller pCi blir energin liten. Detta beror på att den korta halveringstiden gör att en Bq eller pCi motsvaras av ett betydligt mindre antal atomer.

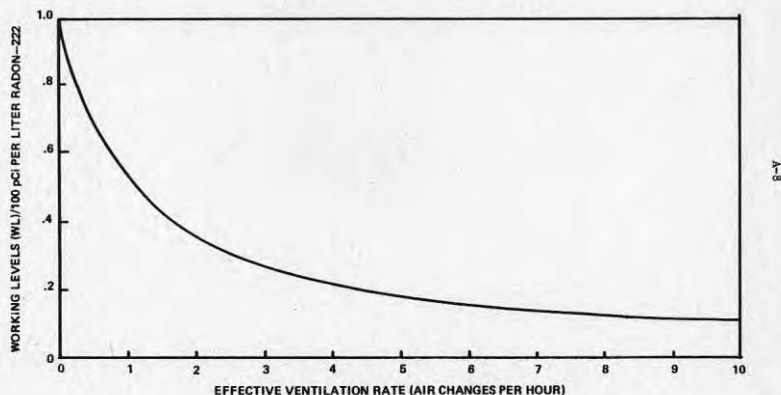


Fig 11-2. Samband mellan luftomsättning och jämvikts-halt av radondöttrar uttryckt i working levels per 100 pCi/l radon.

Det bör noteras att figurerna 11-1 och 11-2 illustrerar filters och ventilations inverkan på förhållandet mellan radon och radondöttrar. Ventilation minskar både radonhalt och förhållandet mellan radon och dess dotterprodukter, filter påverkar endast det senare. Figurerna illustrerar den mängd radondöttrar som bildas genom radioaktivt sönderfall. En del av dessa avsätter sig på ytor ("plate out"), varför man oftast uppmäter mindre mängd radondöttrar i luften. Som en approximation räknas oftast med 50% av jämviktsvärdet, trots att man vid vanligen förekommande luftomsättningar skulle vänta sig ca 70% om alla radondöttrar stannade i luften.

Den största osäkerheten vid utvärdering av filtrering som metod att minska koncentrationen av radondöttrar i luften är frågan huruvida filtrering leder till ökad andel fria radondöttrar. Hur detta skulle påverka riskerna är ej närmare känt, men man befarar att fria joner är väsentligt mycket farligare.

Dessa farhågor bygger bl a på olika teoretiska modeller, vilka tyder på att fria radondöttrar avskiljs effektivt ur luften och kvarhålls i andningsorganen. Vissa beräkningar tyder på att de fria jonerna avsätts i de delar av andningsorganen där de flesta tumörerna uppstått hos gruvarbetare som utsatts för mycket hög koncentration av radon.

En av dessa matematiska modeller har presenterats av Harley och Pasternak och får exemplifiera hur ökad andel fria joner bedöms påverka dosen till bronkerna ("segmental bronchioles"). Under antagande att 4% av polonium-218 förekommer som fria joner och övriga radondöttrar är bundna till partiklar med diametern $0,2 \mu\text{m}$ väntas följande sönderfallstäthet och dos från 2000 h exponering för radondöttrar i jämvikt med 3700 Bq/m^3 radon; tabell 11-1.

Tabell 11-1. Antal alfa-sönderfall/ cm^2 , min och dos/2000 h från radondöttrar i jämvikt med 100 pCi/l radon.

	antal alfasönderfall per cm^2 och minut i "segmental bronchioles"		dos rad/2000h	% av total dos
	polonium-218	polonium-214		
4 pCi/l polonium-218 i form av fria joner	0,45	0,42	1,11	21
96 pCi/l polonium-218 bundet till $0,2 \mu\text{m}$ partiklar	0,14	0,13	0,344	7
100 pCi/l bly-214 bundet till $0,2 \mu\text{m}$ partiklar	-	1,21	2,03	39
100 pCi/l polonium-214 bundet till $0,2 \mu\text{m}$ partiklar	-	1,02	1,71	33

Omräkningen från sönderfall/ cm^2 , minut till rad/2000h sker i denna modell genom multiplikation med 0,90 och 1,68 för polonium-218 resp polonium-214.

Enligt modellen ökar dosen med andelen fria joner. Tabell 11-2 visar hur en ökande andel av polonium-218 i form av fria joner ger en ökande dos.

Tabell 11-2. Dosen från radondöttrar i jämvikt med 100 pCi/l (3700 Bq/m³) radon som funktion av andelen polonium-218 i form av fria joner, enligt modell av Harley och Pasternak (Har74).

Andel av polonium-218 (RaA) i form av fria joner	S ö n d e r f a l l / m i n, c m ²						dos rad/2000h
	Fri Ra A		Bunden Ra A		Ra B	Ra C	
	Ra A	Ra C'	Ra A	Ra C'	Ra C'	Ra C'	
1%	0,11	0,10	0,14	0,13	1,21	1,02	4,3
2%	0,22	0,21	0,14	0,13	1,21	1,02	4,6
4%	0,45	0,42	0,14	0,13	1,21	1,02	5,2
6%	0,68	0,63	0,14	0,13	1,21	1,02	5,8
8%	0,90	0,84	0,13	0,12	1,21	1,02	6,3
10%	1,12	1,05	0,13	0,12	1,21	1,02	6,8
15%	1,69	1,58	0,12	0,12	1,21	1,02	8,2
20%	2,25	2,10	0,11	0,10	1,21	1,02	9,6

Vid 4% av polonium-218 i form av fria joner blir dosen från radondöttrar i jämvikt med 3700 Bq/m³ radon 5,2 rad/2000h. Om det antas att ett filter avskiljer radondöttrar så att koncentrationen av Ra A, Ra B och Ra C reduceras med 10, 50 resp 70% blir dosen reducerad till 2,8 rad/2000h, dvs med 45%. Denna reduktion motsvarar ca 1,5 oms/h enligt figur 11-1. Om andelen fri polonium-218 skulle öka blir dosen dock följande:

andel av polonium-218 i form av fria joner	dos/2000h till "segmental bronchioles"
4%	2,8
6%	3,3
8%	3,8
10%	4,3
15%	5,6
20%	6,8

Enligt denna modell skulle således dosen bli oförändrad om andelen av polonium-218 i form av fria joner ökar från 4 till drygt 15% när filter renar luften.

Storleken på de partiklar till vilka radondöttrarna binds antas även påverka dosen. Vid 4% av polonium-218 i form av fria joner ökar dosen med ca 30% om partikeldiametern ökar från 0,2 µm till 0,3 µm (Har74).

Förutom denna finns flera andra modeller. Osäkerheten om hur riskerna påverkas av andelen fria joner är stor.

United States Environmental Protection Agency (EPA76) (EPA79) har utvärderat ett flertal metoder att begränsa radondotterhalten inomhus vid nybyggnad på områden med förhöjd aktivitet i Florida. Bl a har man utvärderat filter, både spärfilter (HEPA) och elektrofilter. Man refererar till uppgifter att fria joner avsätts fullständigt i luftstrupe och bronker och att andelen fria joner ökar när partikelhalten i luften minskar. På grund av att det för närvarande är omöjligt att kvantifiera hur stråldosen till den känsliga vävnaden påverkas avstår man från att beakta detta och antar i den vidare utvärderingen att koncentrationen av radondöttrar (utan hänsyn till fria joner) är proportionell mot dosen. För att utvärdera vad filter kan ge för effekt på radondotterhalten gör man teoretiska beräkningar. Man beräknade att ett hus med 1 luftomsättning per timme skulle få 38% reduktion av radondotterhalten när ett filter med 80% avskiljning av radondöttrar installerades. I ett annat exempel antog man att 1 omsättning per timme okontrollerad ventilation kompletterades med återluftsystem med filter om 1,5 omsättning per timme, varav 25% friskluft. I detta fall väntas 62% reduktion av radondotterhalten. Vid dessa beräkningar har man bortsett ifrån att inte alla radondöttrar befinner sig i luften utan avsätter sig på olika ytor och blir ofarliga.

Om man i dessa beräkningar antagit att den okontrollerade ventilationen varit liten, t ex 0,2 omsättning/h, skulle den förväntade effekten av filtren blivit mycket större.

Man gjorde bedömningen att HEPA-filter innebär större risk för förhöjd halt av fria joner än elektrostatiske filter. Denna slutsats motiveras man med att:

- elektrofilter avskiljer fria joner mycket effektivt
- HEPA-filter avskiljer effektivt de minsta partiklarna.

Som en nackdel med elektrofilter anges att de avger ozon till luften. Man uppger att de aktuella typerna av elektrostatiske filter ger ett bidrag på 0,005-0,02 ppm ozon. Denna koncentration uppges kunna upplevas som en lukt (EPA76).

Man uppskattade kostnaderna (kronor) för filter i 140 m² enfamiljshus till följande (EPA79):

		HEPA- filter	elektro- statiskt filter	elektro- statiskt filter samt fläkt
Investering	kr	1800	1600	4000
Årligt underhåll	kr/år	450	100	100
Årlig kostnad elförbrukning	kr		50	360
Total årlig driftkostnad medeltal	kr	450	150	460
Totalkostna- dens nuvärde vid 5% ränta	kr	9200	4000	12000

Kostnadsuppgifter har omräknats till kronor från 1977 års dollar genom multiplikation med 4,5. Kostnadsuppgifterna förutsätter installation av filter i en luftkonditioneringsanläggning som installeras av andra orsaker.

I det följande refereras rapporterade laboratorieförsök och erfarenheter från experimentinstallationer i USA, Kanada, England, Danmark och Sverige.

I samband med saneringsarbeten i Grand Junction har man prövat olika typer av filter och jämfört med vanlig ventilation. Man fann att radondotterhalten kunde reduceras med ca 90% genom filtrering med elektrofilter eller spärrfilter ("high efficiency" filter). Vid filtrering minskade radondotterhalten mer än man skulle vänta enbart genom filtereffekten. Detta förklarades av att vid renare luft ökar radondöttrarnas tendens att avsätta sig på ytor ("plate out"), troligen till följd av större andel fria joner.

När man ökade partikelhalten i luften i ett rum där luften filtrerades, ökade radondotterhalten med en faktor 1,5-3. Med hänsyn till kostnad och effektivitet ansågs vanlig ventilation vara något bättre än elektrostatiskt filter. Spärrfilter bedömdes vara sämre. Hälsoeffekter av ökad andel fria joner nämns ej i utvärderingen (Carr76).

För att få mer erfarenhet och kunskap om möjligheterna att minska radondotterhalten med elektrofilter utfördes en experimentinstallation i en bowlinghall i Grand Junction där avfall från uranutvinning fanns under golvet. Lokalens volym var ca 4000 m³ och 13 elektrofilter gav ett totalt luftflöde genom filter motsvarande 4,8 omsättningar per timme. Reduktionen av radondotterhalt blev i allmänhet 70%, förutsatt att anläggningen underhålls och rengjordes en gång i månaden. Den installerade effekten i filterutrustningen

var 8,9 kW. Vid kontinuerlig drift motsvarar detta 5000 kWh per år och 100 kvadratmeter golvyta (2,5 m takhöjd). Den slutsats som drogs var att filter är något av en nödlösning i de fall man inte har möjlighet att avlägsna källan till radonet. Filter kan även vara en bra provisorisk åtgärd innan en permanent åtgärd hinner vidtas (Tapp79).

EPA (EPA76) räknade med 440 kWh/år för att driva ett elektrostatiskt filter i en enfamiljvilla, dvs endast ca 10% av elförbrukningen i denna anläggning.

Goodwin (Goo73) anger följande resultat från försök att avskilja radondöttrar med filter:

Efficiencies of Various Filters and Sand Beds for Radon-Daughter Removal

Type of filter	"Life" of filter, 10 ⁶ ft ³	Pressure drop, in H ₂ O		Average air-flow velocity, cfm	Average face velocity, ft/min	Average dust removal, %		Average radon-daughter removal, %	Commercial efficiencies, %
		Initial	Final			Total	Respirable		
Fibrous filter									
No 1	5.87	0.47	5.90	523	130	98	99	97	99(dust spot) 95(smoke test)
No 2	2.16	2.40	4.85	750	187	64	63	47	99(weight method)
No 3	6.98	0.24	4.00	625	156	46	38	24	90(weight method)
Sand bed									
No 1	9.45	2.50	4.00	225	19	80	86	85	
No 2	7.28	1.00	2.00	300	25	50	55	60	

Goodwin (Goo73) refererar Swindle som vid experiment med elektrofilter avskiljt 60-95% av luftens innehåll av radondöttrar. Avskiljningsgraden minskade med ökande luftflöde genom filtret, figur 11-3.

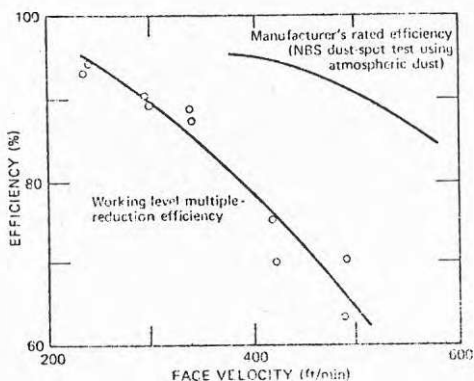


Fig 11-3. Avskiljning av radondöttrar med elektrofilter enligt Swindle, refererad av Goodwin (Goo73).

I Uranium City i Kanada har man dragit slutsatsen att filtrering av luften kan vara en lämplig åtgärd i lokaler där människor vistas endast en liten del av tiden (Work80).

I samband med saneringsarbeten i Bancroft och Port Hope i Kanada har man visat att såväl spärrfilter som elektrostatiska filter minskar koncentrationen av radondöttrar. Upp till 90% reduktion uppges möjligt, förutsatt att underhållet sköts ordentligt (Work79).

I en byggnad i Elliot Lake, Kanada, har man uppmätt 0,4 WL (1500 Bq/m³). Med hjälp av två elektrofilter lyckas man som en provisorisk åtgärd hålla radondotterhalten vid 0,08 WL (300 Bq/m³) (Work80).

Saunders et al (Saun70) har studerat hur fria joner binds till partiklar och att polonium-218 i form av fria joner effektivt kan avskiljas i finmaskiga nät eller filter. Denna avskiljning är styrd av diffusion och gynnas därför av låg lufthastighet.

Cliff (Cliff80) refererade studier av hur en fläkt, en luftfuktare, en lufttork och ett elektrofilter inverkar på radondotterhalten i en 33 m³ stor radonkammare. När luften i kammaren blandades om med hjälp av en fläkt minskade koncentrationen av såväl kondensationskärnor som radondöttrar.

Detta förklarades med att när luften är i rörelse blir kontakten med väggen bättre. Resultatet av detta blir ökad plate out. Varken luftfuktare eller tork syntes ha någon inverkan på koncentrationen av radondöttrar. Elektrofiltret reducerade radondotterhalten med upp till 95% , dels genom avskiljning i filtret, dels genom ökad plate out.

Jonassen (Jona80) har studerat vilken inverkan filtrering har på radondotterhalten. Koncentrationen av radium C (²¹⁴Bi) i luften motsvarar vad man skulle vänta av fullständig avskiljning i filtret. För främst radium A men även för radium B var reduktionen i koncentration större, vilket möjligen kan förklaras med att dessa avskiljs ur luften inte enbart vid passage genom filter utan även genom ökad plate out till följd av högre andel fria joner i luften.

Washington et al (Wash73) har studerat filtrering av luft i gruvor genom bäddar av vermiculite. Vid passage genom bädden avskiljdes ca 30-40% av radondöttrarna. Genom att radondöttrarna är bundna till små partiklar (0,2-0,5 µm diameter) ökar avskiljningsgraden när lufthastigheten ökar - små partiklar kräver kraftigare luftström för att stöta mot filtermaterialet.

I Sverige har möjligheterna att avskilja radondöttrar med mikrofilter studerats översiktligt. I ett rum som stått stängt och oventilerat under 36 h hade radondotterhalten stigit till ca 550 Bq/m³. När denna luft cirkulerades 3,4 gånger per timme genom ett filter

typ Steral från Stora Kopparberg minskade radondotterhalten på mindre än en timme till knappt 50 Bq/m³. Vid ett annat försök, i ett rum som ej vädrats sedan föregående kväll, reducerades radondotterhalten från ca 220 till ca 70 Bq/m³ när luften fick passera 2 gånger per timme genom samma filter (GAK79).

Möjligheterna att avskilja radondöttrar med elektrofilter har studerats vid Institutionen för Kärnkemi på Tekniska Högskolan. Forskningen bekostades av Statens Råd för Byggnadsforskning (Forb80).

Erfarenhet av avskiljning av radondöttrar i filter kan även erhållas från den analysmetod som bygger på att viss luftvolym sugs genom ett filter, varefter aktiviteten på filtret mäts. I detta fall är det viktigt att radondöttrarna avskiljs effektivt. Holmgren (Holm77) har utvärderat olika filtertyper. Radondöttrarna är huvudsakligen bundna till partiklar väsentligt mindre än 1 µm, varför avskiljningsgrader bestämda med stoft med dimension ≥ 1 µm ej behöver vara representativa. Membranfilter med < 1 µm porstorlek och filter av polystyren eller glasfiber uppges vara effektiva. Cellulosafiberfilter uppges vara sämre och ge en avskiljningsgrad mellan 15 och 90% beroende på luftflöde och stoftbelastning.

Slutsatser om avskiljning av radondöttrar med hjälp av filter

Radondöttrar avskiljs i såväl HEPA-filter som i elektrostatiske filter. Genom att radon ej avlägsnas nybildas radondöttrar relativt snabbt efter passage genom filter. Trots detta kan god effekt erhållas, särskilt när den förutvarande luftomsättningen är låg.

I litteraturen påpekas ofta att filter kan öka andelen fria joner, som bedöms vara farligare än partikelbundna. Det synes ej föreligga uppgifter om olika filters inverkan på den absoluta koncentrationen av fria radondöttrar. Kunskapen om den relativa farligheten mellan partikelbundna och fria radondöttrar är dessutom mycket osäker.

Uppgiften från EPA (EPA76) att elektrofilter ger 0,005-0,02 ppm ozon i luften förtjänar att uppmärksammas, eftersom detta troligen är vid 1 luftomsättning per timme. Enligt Arbetarskyddsstyrelsens anvinningar från 1978 är det hygieniska gränsvärdet för ozon 0,1 ppm.

Eftersom radondöttrar oftast binds till partiklar väsentligt mindre än 1 µm är det viktigt att filter bedöms utifrån sin förmåga att avskilja så små partiklar.

12. Samband mellan exponering för radon/radondöttrar och ökad risk för lungcancer

Det finns i dag knappast någon som tvivlar på att förekomst av radon och radondöttrar har varit en starkt bidragande orsak till den kraftiga och statistiskt säkerställda förhöjningen av lungcancerfrekvens bland personalen i många gruvor. Ett flertal undersökningar har visat detta på ett entydigt och övertygande sätt. Det är därför inte heller någon som förnekar att höga halter av radondöttrar i bostäder på lång sikt måste anses ge en ökad risk för lungcancer. Det har uppmätts halter i några få bostäder som vid normalt boende under hela livet ger en exposition av sådan storlek att den vid studier av gruvarbetare kunnat statistiskt säkert korreleras med en ökad risk för lungcancer. Den stora osäkerheten gäller kvantifiering av riskens storlek, speciellt under hänsynstagande av exponering under barn- och ungdomsår och vid lägre halter.

Kunskapen anses i dag med all rätt vara mycket osäker, men bedömningsunderlaget är i dag trots detta mycket bättre än för bara några årtionden sedan. I början av detta århundrade var kunskapen helt obefintlig och bestod i lösa spekulationer om radonets påstådda hälsobringande egenskaper. Dessa utgjorde grunden vid marknadsföring av kosmetika innehållande radon, inhalation av radonhaltiga ångor, injektioner av radonhaltiga lösningar och starkt radonhaltiga drycker (Mo80). Ett svenskt mineralvatten använde länge dess starka radioaktivitet som ett argument i marknadsföringen. Kurorter anlades vid radonhaltiga källor. Än i dag förekommer det att kurorter erbjuder bad i radioaktivt vatten och inandning av luft med hög radonhalt.

I Badgastein finns en nedlagd guldgruva som numera används som hälsobrunn. I gruvgångarna där patienter och personal uppehåller sig finns ca 3000 pCi/l (110.000 Bq/m³) radon. Koncentrationen av radondöttrar motsvarar 70-80% av jämviktsvärdet, dvs. ca 85.000 Bq/m³ (22 WL) (Poh80).

Följande citat ur "Stockholms förstäder och villasamhällen" från 1911 kan illustrera den tidens positiva uppfattning om radium och radon.

Ett af de intressantaste arbetena har varit anskaffandet af dricksvatten. Detta har skett genom djupborringar i berggrunden, hvarigenom det lyckats att i trenne borrhål på ett djup af respektive 28, 55 och 62 meter få icke mindre än 25.600 liter vatten pr timme. Vattnet är kristallklart, har 7 å 8 graders temperatur, samt är af utmärkt beskaffenhet. Det intressantaste är dock den enastående höga radiumhalten, hvilken enligt doktor Svenonius intyg uppgår till respektive 2023 och 1806

volt för de båda sistnämnda källorna. Emanationshalten hos Stockholms vattenledningsvatten är blott 30 volt, hos Djursholms vatten 250 volt, i Stocksund högst 200 volt och i Uppsala 305 volt. Endast en bekant källa når den höga emanationshalten som Lidingö vattenledningsvatten, nämligen Smedskällan i Rimforsa, som enligt doktor Svenonius också visar öfver 2000 volt.

Ehuru den sanitära betydelsen af emanationshalten i vatten ännu icke är vetenskapligt fullt afgjord, måste den dock räknas som ett betydligt plus för detsamma.

Slutsatsen baserades på vad som på den tiden beaktades som visserligen osäker, men dock kunskap. Under den tid som gått sedan detta publicerades har uppfattningen svängt så att alla i dag är eniga om att radium, radon och radonets dotterprodukter innebär risk för cancer. Den typ av cancer som det är fråga om är:

radium: radium är kemiskt mycket likt calcium och lagras i kroppen tillsammans med calcium, dvs. i skelettet. Vid sitt sönderfall utsänder radium främst α -strålning (med kort räckvidd) och medför därför risk för leukemi och skelettcancer.

radon: utsänder α -strålning och ger en viss risk för lungcancer samt tumörer i övriga kroppen (till följd av att radon är fettlösligt).

radonets dotterprodukter: främst deras α -strålning ger stor risk för lungcancer.

Osäkerheten anses dock endast ligga i hur stor den risken är och vilken form den kurva har, som visar sambandet mellan exposition och risk. Figur 12-1 visar i förenklad form de olika principiella samband som diskuterats.

För mycket hög exposition är kurvformen av mindre betydelse; här sammanfaller samtliga med den erfarenhet man har från förhöjd frekvens av lungcancer hos gruvarbetare som utsätts för extremt hög exposition. Vid lägre exposition blir däremot kurvformen av helt dominerande betydelse.

De olika heldragna kurvorna har samtliga stöd bland dagens vetenskapsmän. Den streckade delen, som indikerar att en viss liten exponering för radon skulle vara hälsosam har på senare tid fått endast sporadiskt stöd. Ett exempel på detta är Delpla och Vignes (De 74) som hävdade att:

- exponering för upp till 120 WLM synes motverka uppkomst av lungcancer

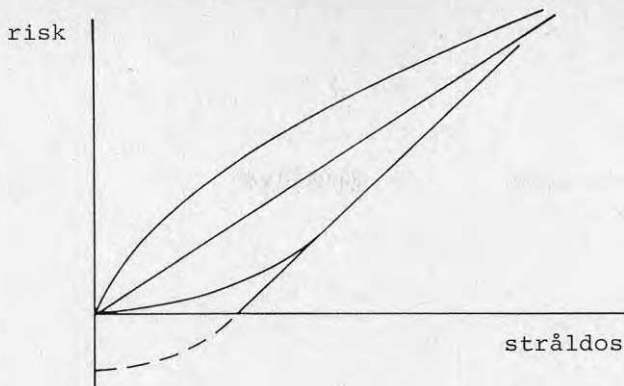


Fig 12-1. Olika diskuterade relationer mellan stråldos och risk.

- den förhöjda frekvens av lungcancer som påvisats bland gruvarbetare som utsatts för 120-1800 WLM har orsakats av andra faktorer än radon och dess dotterprodukter
- vid 2000 WLM passeras ett gränsvärde och större exposition innebär risk för lungcancer.

En tidig indikation på att luften i urangruvor kunde orsaka lungcancer fick man i slutet av 1800-talet, då det rapporterades att av samtliga dödsfall bland gruvarbetare i Joachimsthal mellan 1869 och 1877 orsakades 75% av lungcancer. Mellan 1928 och 1938 obducerades 63 avlidna arbetare från dessa gruvor. 45% hade avlidit i lungcancer och 31% av lungshot, varför tidigare uppgivna 75% lungcancer kan vara en överskattning. Under perioden 1924-1930 varierade radonhalten i gruvan mellan 320 och 8950 pCi/l (12 och 330 k Bq/m³) (Be 7q). I medeltal var radonhalten 4 nCi/l (150 kBq/m³) (Mo80). 1924 framlades hypotesen att radon i gruvluften kunde vara orsak till den höga lungcancerfrekvensen. Hypotesen besvarades med argumentet att radon knappast kunde vara enda orsak, utan troligen var andra faktorer som damm, arsenik m m av stor betydelse.

Därefter utsattes försöksdjur i många experiment för radon, i allmänhet utan att de erhöll ökad frekvens av lungcancer. Dessa försök utformades i allmänhet så att inandningsluften innehöll radon men inga radondöttrar. Man kom förklaringen till gruvarbetarnas höga lungcancerfrekvens mycket närmare när man vid mitten av 1950-talet blev på det klara med radondöttrarnas existens och dominerande bidrag till stråldosen i andningsorganen. Under 1967 hölls förhör inför ett kongressutskott i USA om radonets bidrag till uppkomst av lungcancer bland arbetare i urangruvor (Con67). Vid den tid-

punkten var det känt sedan några år, att lungcancerfrekvensen hos arbetare i urangruvor var ovanligt hög och utskottet föreslog att högsta tillåtna radondötterhalt i gruvorna skulle vara 1 WL, dvs. 3700 Bq/m^3 . Medelvärdet för radondötterhalten i olika gruvdistrikt hade tidigare varierat mellan 300 Bq/m^3 och 330 kBq/m^3 . Det föreslagna gränsvärdet bedömdes komma att medföra rimlig säkerhet ('reasonable safe') för gruvarbetarna utan att ställa orimliga krav på tekniska åtgärder för att sänka radonhalten. Mekanisk ventilation skulle dock krävas i samtliga gruvor.

Man såg vid denna tid inte så allvarligt på sambandet mellan exponering för radondöttrar och risk för lungcancer. 1965 skrev t.ex. Haque (Haque65): "A connection between lungcancer and high radon concentration has been suggested". Två år senare, 1967, skrev Bergström i samband med utvärdering av strålrisker till följd av ev. användning av rostrest från Ranstad i byggnadsmaterial "En jämförelse mellan olika byggnadsmaterial torde kunna göras på basis av enbart de genetiskt betydelsefulla exponeringarna. Visserligen kan en del somatiska effekter vara värda beaktande, exempelvis ev. förhöjning på lång sikt i frekvensen av leukemi och verkan av lungdos från naturlig luftburen aktivitet. De olika verkningarna följer dock varandra någorlunda parallellt, så att om befolkningsexponeringen är acceptabel från genetisk synpunkt, torde den ej heller inge några farhågor med avseende på andra skadliga verkningar". (Be67).

Mot denna syn kontrasterar den uppfattning som framförs februari 1979 av United States Environmental Protection Agency, Office of Radiation Programs, Criteria and Standards Division (EPA79), där man anser att boende i ett hus med i medeltal $0,02 \text{ WL}$ (74 Bq/m^3 radondöttrar) kan innebära att i genomsnitt 1-2% av befolkningen får lungcancer orsakad av radondöttrar och därför avlider i medeltal 15-27 år tidigare än annars blivit fallet. Osäkerheten i uppskattningen anges vara minst en faktor två såväl nedåt som uppåt.

Förklaringen till att bedömningarna ändrats så radikalt på 12 år är att kunskapen om samband mellan exponering för radondöttrar och risk för lungcancer har ökat väsentligt under 1970-talet genom ett flertal epidemiologiska studier av gruvarbetare. Bland de grupper av gruvarbetare där förhöjd frekvens av lungcancer noterades redan under första hälften av 1960-talet har det hela tiden inträffat fler och fler fall av lungcancer.

När man i USA 1970 sänkte högsta tillåtna koncentrationen av radondöttrar i luft i gruvor från 12 WLM/år (100 pCi/l , 3700 Bq/m^3) till 4 WLM/år (33 pCi/l , 1200 Bq/m^3) baserade man sig på studier av lungcancerfrekvens hos urangruvearbetare i USA; bland

dessa 3400 personer hade det t.o.m. september 1968 inträffat 70 lungcancerfall mot statistiskt förväntade 12 (EPA 79) (Lu 71). En fördelning på olika kraftig exposition ger ett resultat som illustreras med följande figur

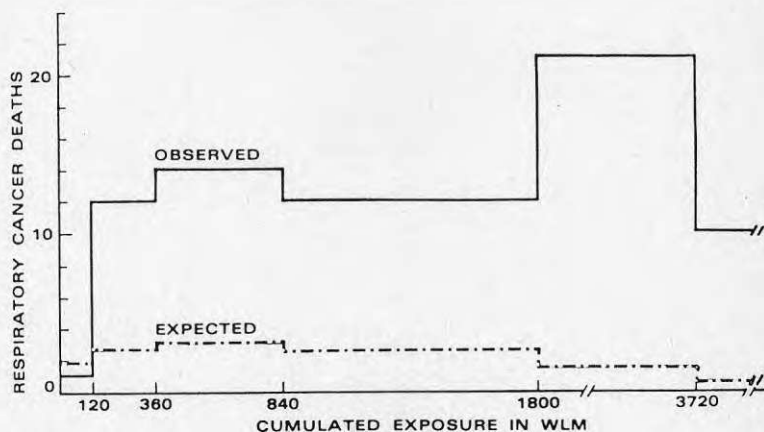


Fig 12-2. Exponering för radondöttrar och överdödighet i lungcancer bland urangruvearbetare i USA (EPA 79).

Detta begränsade material ger som synes inget entydigt samband mellan ökande exposition och risk. För exposition under 120 WLM ($8600 \text{ Bq}\cdot\text{år}/\text{m}^3$) framgår ingen förhöjning av cancerfrekvensen (ett fall har inträffat jämfört med förväntade 1,8 fall).

När man utnyttjar resultat av denna typ som underlag för beslut om gränsvärden måste man beakta att hela effekten av expositionen inte finns med i statistiken; bland dem som vid tidpunkten för studien var 'friska' var det många som hade förändringar i lungvävnaden, orsakade av radondöttrarnas α -strålning, som senare utvecklas till lungcancer. Detta är ett generellt metodologiskt problem när statistik över hittills inträffade dödsfall i sjukdom med lång latenstid skall användas som underlag för att bedöma den totala skadan. Om exponeringen av olika individer har börjat vid olika tidpunkt kommer de som börjat exponeras sent och därmed erhållit låg total dos att visa liten eller ingen förhöjd sjukdomsfrekvens, eftersom sjukdomens latenstid ej passerat. Ett sätt att komma till rätta med detta är att bortse från sjukdomsfall inom 10 år från det att exponering påbörjats och exponering 10 år före insjuknande eller genomförandet av studien.

Vid utgången av september 1974 hade antalet dödsfall i lungcancer bland dessa gruvarbetare ökat till 159 jämfört med väntade 25. Bland dem som exponerats för ≤ 360 WLM motsvarar resultatet 6 fall per 10^6 personår och WLM (BEIR80). Exponeringen för de amerikanska gruvarbetarna var mycket hög och har uppskattats till i medeltal 1180 WLM.

I Canada har man studerat förekomst av lungcancer bland 15.000 personer som arbetat i urangruva minst en månad mellan 1955 och 1974. Bland dessa har inträffat 81 dödsfall i lungcancer mot förväntade 45. I allmänhet har radonöterhalten varit under 1 WL ($3700 \text{ Bq}/\text{m}^3$) och uppföljningstiden var 17 år. Figur 12-3 visar samband mellan ackumulerad exponering och andel av gruvarbetare som avlidit i lungcancer. Detta material antyder en förhöjd lungcancerfrekvens under 100 WLM ackumulerad exponering redan vid 17 års uppföljning.

Sevc et al. (Se 76) har analyserat förekomsten av lungcancer hos personer som börjat arbeta i urangruvor i Tjeckoslovakien omkring 1950. Bedömningen av den exponering för radondöttrar som var och en utsatts för baserades huvudsakligen på mer än 120.000 radonmätningar i gruvorna. Resultatet av studien illustreras av figur 12-4, som visar sambandet mellan ökning i lungcancerfrekvens och exponering för radondöttrar. Ett tydligt samband synes föreligga ned till ca 100 WLM total exponering. Den relativa ökningen i lungcancer risk synes vara lika stor för rökare och ickerökare (BEIR80).

Ökningen av lungcancer risk motsvarar i detta material 19 fall per 10^6 personår och WLM. Risken synes öka med åldern då exponeringen påbörjas.

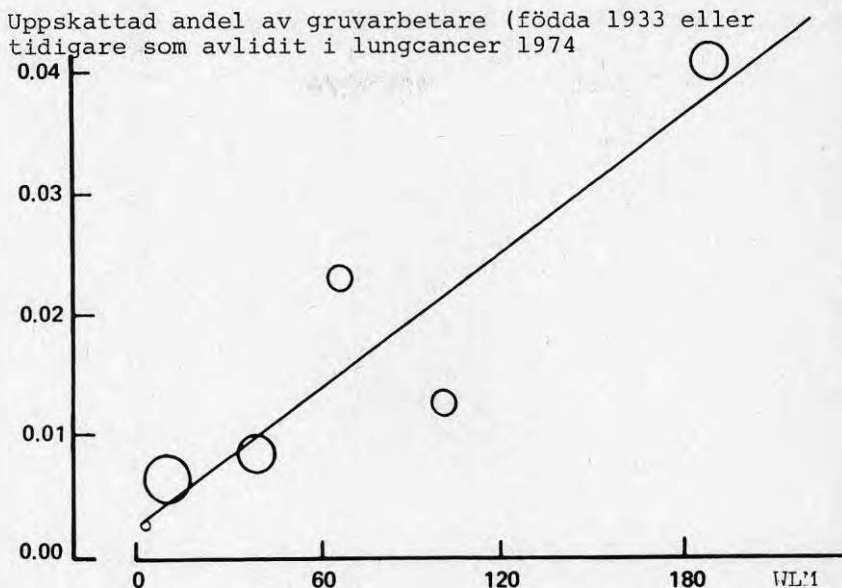


Fig 12-3. Samband mellan ackumulerad exponering för radondöttrar och andel av gruvarbetare som avlidit i lungcancer 1974. (EPA79).

I New Foundland har man dokumenterat en förhöjd lungcancerfrekvens bland arbetare i flusspatgruvor. Bland ca 1100 som arbetade under jord hade 65 dödsfall i lungcancer inträffat fram till 1971. I medeltal var exponeringen ca 200 WLM och efter 25 års uppföljning motsvarade sjukdomsfrekvensen 18 dödsfall per 10^6 personår och WLM. (BEIR80).

I Sverige är lungcancer ca 5 gånger vanligare bland gruvarbetare än bland den övriga befolkningen. Bland dem som 1960 arbetade i gruvor och utsattes för mellan 0.3 och 1 WL dag 1.5% fram till 1968. Bland dem som arbetade i en atmosfär med <0.3 WL var motsvarande siffra 0.9% (Ax78). Inom yrkesaktiva åldrar löper gruvarbetarna 5 gånger större risk att dö i lungcancer än i trafikolyckor (Ax77).

Specifika studier har publicerats över lungcancerfrekvensen hos gruvarbetarna i Kiruna, Malmberget och Zinkgruvan. I Malmberget inträffade mellan 1961 och 1972 14 dödsfall i lungcancer, mot statistiskt förväntat endast ett fall. Fram till och med 1976 ökade antalet fall till 45. (BEIR80).

I Malmberget var radondotterkoncentrationen tidigare 1-2 WL ($3700-7400 \text{ Bq/m}^3$), men reducerades

Förhöjning av lungcancerfrekvens
antal fall per 1000 gruvarbetare

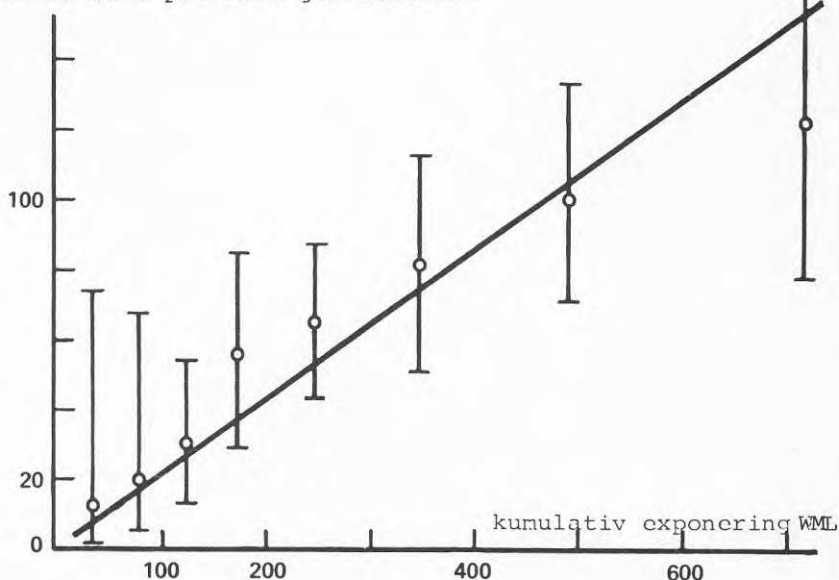


Fig 12-4. Samband mellan ökning av lungcancerfrekvens och total exponering för radon-döttrar. (EPA79).

på några år efter 1970 till ≤ 0.1 WL (370 Bq/m^3) (Re74).

Axelsson och Sundell (Ax 71) (Ax 78) har studerat förekomsten av lungcancer i Hammar församling intill Zinkgruvan. Resultatet av studien visar att gruvarbetare löper mycket stor risk att få lungcancer, och att risken för ickerökande gruvarbetare är närmast större än för de rökande. Detta förklaras hypotetiskt med att de som röker får ett tjockare slemskikt i bronkerna varigenom en mindre andel av alfa-strålningen når ned till de känsliga cellerna. Ickerökarna drabbas dock vid högre ålder, efter 43 års latenstid, vilket skulle kunna bero på att rökning fungerar som promotor vid utveckling av cancer varigenom rökarna får latenstiden förkortad.

Det finns ytterligare exempel på att ökad tjocklek hos rökarens slemskikt i luftvägar skulle ha minskat effekten av cancerogena ämnen i luften. Bland arbetare exponerade för klorometyleter har företrädesvis ickerökare drabbats av lungcancer (Ax77).

I Zinkgruvan hade medeleexpositionen varit 270 WLM och risken synes vara 30 dödsfall per 10^6 personår och WLM.

Under senare år har det gjorts ett flertal försök att tolka dessa olika epidemiologiska studier.

Ehrenberg (Ehr 78) gjorde på uppdrag av Energikommisionen en sammanställning över kunskapsläget över samband mellan stråldos och risk för olika negativa effekter. Beträffande sambandet mellan exponering för radon och förekomst av lungcancer påpekade han att samstämmigheten i olika studier av gruvarbetare var förhållandevis stor, dvs. 2.2-10 årliga fall per miljon WLM. Mest trolig uppskattning skulle då kunna vara 6. Om man antar att den förhöjda lungcancerfrekvensen består under 40 år motsvarar detta att 10^6 WLM ger upphov till 240 lungcancerfall med ett osäkerhetsintervall 100-500.

Archer m.fl. (Ar 78) drog följande slutsatser:

- Det är osannolikt att det finns ett tröskelvärde under vilken exponering radondöttrar ej ökar risken för lungcancer. Om ett sådant tröskelvärde existerar måste det vara under 20-30 WLM.
- Hos den som röker förkortas latenstiden.
- Risken per WLM ökar med stigande ålder.
- Linjär extrapolering från lungcancerfrekvens vid mycket kraftig exponering (>1000 WLM) kan medföra en underskattning av risken vid lägre doser.

BEIR-kommittén (BEIR80) sammanfattade de olika studierna och angav att vid exponering för ca 1 WL är risken i åldrarna

35-49 år	10	lungcancerfall per 10^6 personår och WLM				
50-65 år	20	"	"	"	"	"
65- år	50	"	"	"	"	"

Jacobi har 1976 angivit att en WLM i gruvor motsvaras av $2 \cdot 10^{-4}$ extra lungcancerfall (Cliff78). Eftersom WLM endast är ett mått på tidsintegralen av radondotterkoncentrationen och ej ett mått på t.ex. hur stor mängd radondöttrar som stannar i lungorna, är det mycket vanskligt att använda detta samband även för exponering i bostäder. Det finns många faktorer som gör det troligt att sambandet kan vara ett annat. Vissa faktorer är av den arten att man skulle vänta sig fler lungcancerfall vid exponering i bostäder medan andra antyder att antalet bör vara färre. Följande är exempel på dessa faktorer:

- i bostäder exponeras man under en längre tid och vid en ålder då man har fler (i medeltal) förväntade återstående levnadsår. Detta kan ge större risk i bostäder vid samma exponering.
- i bostäder exponeras man även vid låg ålder, då vävnaderna är mer känsliga för strålning.

- i bostäder är man en stor del av tiden i vila (t.ex. sovande). Man andas därvid mindre luftvolym.
- i bostäder exponeras hela befolkningen.
- bostadsluften skiljer sig från luften i gruvor bl.a. vad gäller partikelspektrum och fuktighet. Detta kan påverka andelen fria joner och depositionsmonster.

Vissa av dessa faktorer kan man relativt lätt korrigera för när erfarenheter från gruvor skall användas för att uppskatta risken med radon i inomhusluft. Andningsvolymen är mindre vid vistelse i bostad än vid arbete i gruva. En gruvarbetare med en blandning av lätt och tungt kroppsarbete andas in 300 m³ under en arbetsmånad. Detta skall jämföras med 670 m³ andningsvolym för en medelperson under en månad. (EPA79). För kvinnor är andningsvolymen per tidsenhet 20% av gruvarbetares. Motsvarande siffra för män är ca 30%. Detta innebär att vid exponering för en WLM i bostad följer en mindre mängd radondöttrar med inandningsluften.

Partiklar avskiljs i andningsorganen genom diffusion, sedimentation och impaktion genom tröghet. Dessa mekanismer styrs av olika lagar, och påverkas därför olika av geometri, andningsvolym, partikelspektrum m.m. (Hof80).

Hamill (Ham 79) har påpekat att de flesta teoretiska beräkningar är något osäkra genom att de inte kvantitativt beaktar alla depositionsmechanismer. Bl.a. kan turbulent diffusion ha betydelse för deponering av partiklar >5 μ i de grövre luftvägarna. Härigenom kan kraftig andning ge ökad deposition. Vid omräkning mellan gruvor och bostäder skulle man möjligen behöva korrigera inte bara för andningsvolym utan även för mindre effektiv deposition till följd av den lägre strömningshastigheten.

Om latenstid och sjukdomsfallens fördelning i tiden därefter var kända och oberoende av ålder m.m. skulle man relativt lätt kunna korrigera för den skillnaden i åldersfördelning mellan befolkningen i stort och gruvarbetare. Erfarenheter från gruvor tyder dock på att åldern påverkar latenstiden och skadeutfallet, varför omräkning till bostäder blir vansklig, då det från gruvor av naturliga skäl ej finns erfarenhet av exponering under barn- och ungdomstid.

Kalkyler tyder på att dosen till luftvägar och bronker är åldersberoende och når ett maximum vid omkring 6 års ålder. Vid denna ålder kan dosen bli upp till 3 gånger större än vid samma exponering i vuxen ålder. Barn brukar anses vara väsentligt mer känsliga för strålning än vuxna, och skulle

dessas två fenomen samverka skulle vid given exposition för radon risken i intervallet 0-10 års ålder kunna vara 15-20 gånger större än vid vuxen ålder (Hof78) (Hof80).

Trots dessa svårigheter att tillämpa erfarenheter från gruvor på situationen i bostäder har man dock i några fall gjort bedömning av vilken risk allmänheten bör anses vara utsatt för.

I samband med att Environmental Protection Agency i USA införde provisoriska gränsvärden och föreslog att dessa skulle bli permanenta angav man att 1 WLM kan antas motsvara 0.5 rad till lungan och att exponering för 0.01 WL (37 Bq/m^3) hela livet under 75% av tiden leder till att 0.5-1% av personerna avlider av lungcancer orsakad av radondöttrar. Dödsfallen antas inträffa 15-25 år tidigare än annars skulle ha blivit fallet. (Fed 80a) (b).

Radonutredningen angav att vistelse 80% av tiden i 70 Bq/m^3 radondöttrar bör antas innebära dödsfallsrisken 1%, vilket är samstämmigt med den undre gränsen av det intervall som angavs av EPA.

Försök att studera samband mellan radon i bostäder och förekomst av lungcancer har gjorts i Canada, USA, England och Sverige. Ingen av dessa studier har minskat osäkerheten i uppskattningen av de risker som följer av radon i bostäder.

I Canada (Let80) mättes radonhalten med ett punktprov i ca 10.000 slumpvis valda bostäder i 13 olika städer med mellan 25.000 och $3 \cdot 10^6$ invånare. Andelen hus med $>0,02 \text{ WL}$ (74 Bq/m^3) radondöttrar varierade i dessa samhällen mellan 0,0% och 6,9%. Data över cancerdödlighet i dessa städer mellan 1957 och 1976 visade ingen statistiskt signifikant korrelation med andel bostäder med $>0,02 \text{ WL}$. Med tanke på att variation i rökvanor och flyttning mellan olika städer inte kunde beaktas och radondotterhalten efter svenska mått visade sig ganska låg hade man troligen inte heller kunnat vänta någon korrelation mellan lungcancer och andel bostäder med förhöjd radondotterhalt, såvida inte radon orsakar en stor del av det totala antalet lungcancerfall.

I USA har man studerat radonhalten i grundvatten i granitområden i Maine (He 79) (He 80 b). För att utröna eventuellt samband mellan radonhalten i dricksvattnet jämfördes cancerfrekvensen i Maine med medelfrekvensen i USA. Vissa avvikelser förelåg, men kunde knappast härledas till radon. Man gick då vidare och beräknade medelkoncentrationen av radon i dricksvatten i olika delar av Maine och relaterade detta till den lokala cancerfrekvensen. Man fann härvid ett statistiskt signifikant samband mellan radonförekomst i vatten och den lokala frekvensen av lungcancer hos män och kvinnor (figur 12-5) samt av cancer i fortplantningsorganen hos

män. Även om sambandet mellan radon och lungcancer är signifikant tyder det inte på att radon är den dominerande orsaken till lungcancer. Det synes inte heller vara visat att det är ett kausalsamband mellan radon och lungcancer. De större städerna i Maine ligger nämligen inom granitområdena varför det kan vara den s.k. stadsfaktorn som är orsak till skillnaden i lungcancerfrekvens.

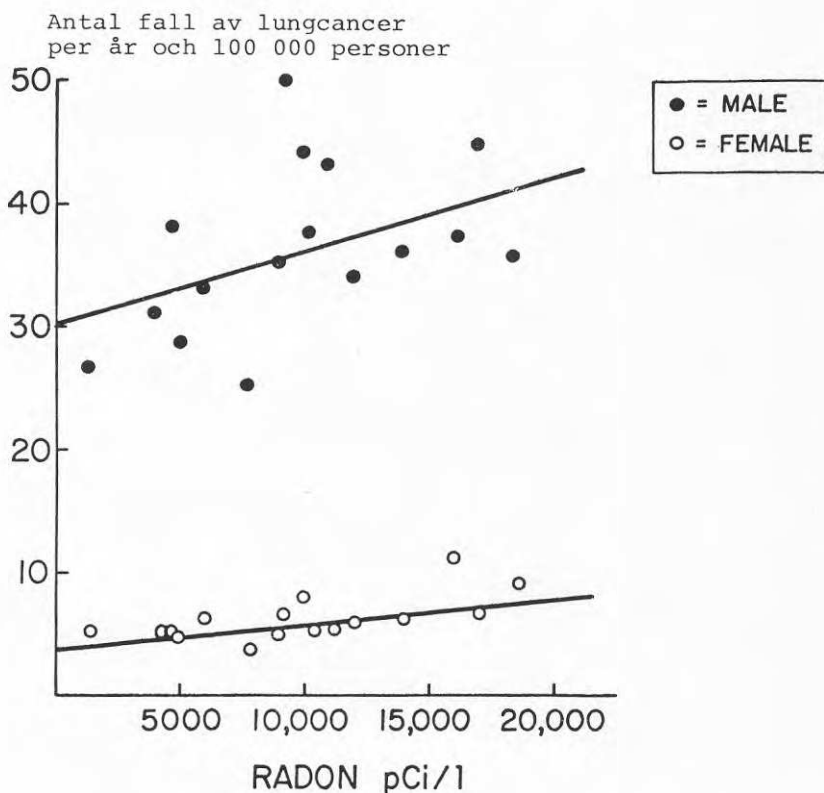


Fig 12-5. Samband mellan radonhalt i dricksvatten och frekvens av lungcancer (He79).

I England har man jämfört frekvensen av lungcancer hos kvinnor i olika åldrar med den frekvens som skulle kunna orsakas av radon i bostäder. Man utförde beräkningarna under antagandet att 10^6 WLM ger 200 fall av lungcancer fördelade på 8 per år mellan 20 och 45 år efter exponering. 200 fall valdes som ett medelvärde mellan 100 fall per 10^6 WLM som uppmätts i fluorspar-gruvor och 300 fall som inträffat i urangruvor i Tjeckoslovakien. Man fann därvid att i åldrar upp till 35 år inträffar det totalt färre fall av lungcancer än vad som skulle orsakas enbart av radon. I högre åldrar inträffar dock betydligt fler fall av lungcancer. Detta måste

antingen betyda att totala risken är mindre än 200 fall per 10^6 WLM och/eller att latenstiden är längre. Det bör även påpekas att vid jämförelsen hade man ej korrigerat för att kvinnor i bostäder andas väsentligt mindre volym luft än vad gruvarbetare gör under arbete. Efter korrektion för detta blir antalet faktiskt inträffade fall vid unga år jämförbart med det antal som väntas av radon. I åldrar över 60 år blir antalet verkliga fall ca 100 gånger fler än vad som skulle orsakas av radon (Re78).

Axelsson och medarbetare (Ax 79a) har jämfört förekomsten av lungcancer hos boende i olika typer av hus på landsbygd. Studien tyder på att bostad i stenhus är vanligare bland dem som avlider av lungcancer än bland dem som avlider av andra orsaker. Detta kan tolkas som en indikation på att den högre radonhalten inomhus i stenhus bidrar till uppkomst av lungcancer. Man kan dock inte utesluta andra orsaker till resultatet, t.ex. mer omfattande rökning bland dem som bor i stenhus.

Det finns även indikationer på att radon i bostäder ej kan vara en dominerande orsak till förekomst av lungcancer. I delar av Örebro län med skiffer i marken har dödsfall i lungcancer under perioden 1956-1970 utgjort 4% av det totala antalet dödsfall i cancer. För riket som helhet är andelen ca 10%. I Skaraborgs län är lungcancerfrekvensen lägre än genomsnittet för Sverige, trots att stora delar av länet har förhöjd aktivitet i marken (Ax79b).

Pohl-Rüling (Poh80) har studerat förekomst av kromosomaberrationer hos personer utsatta för förhöjd naturlig strålning i Badgastein. Det funna sambandet mellan aberrationer och stråldos tyder på att tillfällig exponering för högre koncentrationer ger färre aberrationer än samma stråldos jämnt fördelat över tiden. En hypotetisk förklaring till detta skulle kunna vara att de enzymer som reparerar strålskador stimuleras först vid kraftigare strålning. Om så är fallet skulle effekt av kontinuerlig exponering vid låg koncentration i bostäder kunna ge större effekter än som beräknas genom proportionering från kraftig exponering i gruvor (Poh80).

En alternativ väg att uppskatta den risk för lungcancer som förekomst av radon i inomhusluft medför är beräkning av den strålningsenergi som träffar vävnad. Beräkningar av denna typ är mycket komplicerade, bygger på ett stort antal antaganden om förhållanden som ej kan mätas och ger därför resultat som är behäftade med stor osäkerhet. Även om dessa beräkningar skulle ge en exakt beskrivning av hur upptagen energi fördelas i vävnaden är det inte lätt att ur detta dra slutsatser om hälsorisk. Här-

vid måste bedömas alfastrålningens skadeverkan jämfört med samma energimängd gammastrålning, den bestrålade vävnadens strålkänslighet samt hur verkan av små doser fördelade över lång tid eventuellt avviker från effekterna av stora doser eller dos upptagen under kort tid.

De modeller som används för att beräkna den dos som upptas av vävnaden beaktar följande faktorer (Jo73):

A. Luftens egenskaper

1. Grad av jämvikt mellan radon och dess dotterprodukter
2. Relativ koncentration av olika dotterprodukter
3. Adsorption av radondöttrar till aerosoler
4. Andel fria radondöttrar
5. Överskott på partiklar och deras storleksfördelning
6. Luftomsättning

(3 och 5 troligen av störst betydelse.)

B. Biologiska faktorer som påverkar deposition av radondöttrar i lungorna

1. Typ av andning, genom mun eller näsa
2. Andningshastighet och andningsdjup
3. Diameter och yta i olika delar av lungan
4. Förändringar i luftstrupens och bronkernas diameter under ett andetag
5. Ojämnheter och oregelbundenheter i luftstrupe och bronker
6. Andel av dotterprodukter som avsätts i olika delar av andningsorganen
7. Clearance (undanröjande) av damm och annat som avsätts i lungorna
8. Retention, omfördelning genom cilie-transport, flöde av slem
9. Anhopning av slem innehållande radondöttrar i bronkernas grenpunkter
10. Påverkan av ångor, rök och andra luftföroreningar på hastigheten varmed föroreningar avlägsnas ur lungorna
11. Hälсотillstånd hos individen - lunginflammationer och rökning kan påverka uppehållstiden för damm i lungan

(2 och 11 troligen av störst betydelse.)

C. Faktorer som påverkar dosen som orsakas av deponerade radondöttrar

1. Läge av strålningskänsliga basala epitelceller eller initierade celler (precancerous cells)
2. Variationer i tjockleken hos det slemskikt som täcker bronkernas epitel
3. Tjockleken på bronkernas epitel
4. Variationer i avståndet mellan radondöttrar och epitelets yta

5. Alfapartiklars energiförlust som funktion av deras energi; alfapartiklars penetrationsdjup
6. Dosratens eventuella betydelse, kvantifiering
7. Korrekt kvalitetsfaktor vid bestrålning av bronkernas epitel med α -partiklar.

(Lokaliseringen av initierade celler (precancerous cells) är den faktor som anses ha störst betydelse.)

Alfastrålning är till skillnad från röntgen- och gammastrålning en partikelstrålning. Vid sönderfall sänds partikeln ut med hög hastighet men bromsas upp efter några cm i luft eller några tiotals μm i vävnad.

Alfapartikelns penetrationsdjup bestäms av dess energi (Wa70) (Koe77):

Nuklid	energiinnehåll MeV	penetrationsdjup i vävnad μm
^{210}Po	5,30	39
^{222}Rn	5,49	41
^{218}Po	6,00	47
^{214}Po	7,69	71

Detta innebär att alfapartikelns avger mycket energi per längdenhet. Den benämns därför ibland hög LET-strålning 'Linear Energy Transfer'. Energin avges i en tät kedja av paket om ca 60 eV och varje energipaket leder till att neutrala molekyler förlorar elektroner i ytterskalet och blir joniserade. Varje energipaket förmår i medeltal åstadkomma 1.8 jonpar. Avståndet mellan bildade jonpar utmed alfapartikelns färdväg blir därmed 3-30 Å.

Energiavgivningen är beroende av alfapartikelns energi och mest intensiv när återstående energi är 0.5-1 MeV. För strålningen från t.ex. ^{214}Po inträffar detta efter ca 70 μm penetration.

Antal jonisationer per μm penetrerad vävnad anges som funktion av alfapartikelns återstående energi enligt följande (Koe77):

Alfapartikelns energiinnehåll MeV	Antal jonisationer per μm penetrerad vävnad
1	5207
2	2883
3	2031
4	1581
5	1301
6	1109

För strålning med låg LET, dvs. gammastrålning och röntgenstrålning är avståndet mellan bildade jonpar 300-3000 Å.

Avståndet mellan två närbelägna DNA-molekyler kan vara ungefär 30 Å, varför båda kan skadas av samma alfapartikel. Detta ger stöd för hypotesen att riskerna med alfastrålning är direkt proportionella med dosen oavsett hur liten dosen är.

Avståndet från slemskiktet, där radondöttrarna avsätts, till epitelets basala celler är 36 μm för minsta tjocklek och 63 μm för mediantjocklek på epitelet. Medelavståndet har även angetts till 60 μm , vilket skulle betyda att endast en mindre del av α -strålningen från radondöttrarna på slemmets yta når epitelvävnadens basala celler. Det förekommer dock uppgifter om att radondöttrarna löses i slemmet och absorberas i epitelvävnaden, vilket skulle innebära att fler basala celler nås av α -strålningen, samtidigt som maximala dosen blir lägre till följd av fördelning på större volym (Jo73).

Ett flertal uppskattningar eller beräkningar av relationen mellan exponering uttryckt i t.ex. WLM och dos till vävnad har trots stora svårigheter presenterats. Hamrick (Ham74) har presenterat en sammanställning som visar att olika forskare under varierande antaganden kommit till att dosen är mellan <0.1 och 12 rad/WLM. Turner et al. (Tu77) har gjort en motsvarande sammanställning och funnit siffror från 0.24 till 9.9 rad/WLM. De högsta siffrorna förutsätter att andelen fria joner antas vara mycket hög (Tu77). Nedan refereras några samband presenterade under senare år. De flesta synes ange att 1 WLM motsvarar storleksordningen 1 rad till bronkernas epitel och att detta motsvarar storleksordningen 5 rem (50 mSv).

Jacobi har angivit att 1 WLM motsvarar 1 rad i ren luft medan i en atmosfär med hög stoftbelastning begränsas dosen till ca 0.1 rad (Ja72).

Feher et al. (Fe75) anger följande samband mellan radon och radondöttrar i luft och den dos av alfaenergi som upptas i bronkernas epitel

$$d = 0.18 C_E$$

C_E = potentiell alfaenergi i MeV/liter

d = mrad/år alfaenergi till bronkernas epitel.

1 WLM torde motsvara 2 ä 2.5 rad eller 6 ä 7.5 rem, möjligen mer (Ax77).

Beträffande teoretiska dosberäkningar påpekade Ehrenberg att 1 WLM ger gruvarbetare ca 0.5 rad α -strålning (Ehr78).

Walsh (Wa79) har angivit att 1 WLM motsvarar 1.4 rad eller 6 rem.

Vid antagande om andning 8000 $\text{m}^3/\text{år}$ och ständig vistelse i den radonhaltiga luften blir sambanden

följande (Sty79a):

	Dos till lunga
radon-222	16.4 mrem/år/pCi/l
	Dos till bronkernas epitel
polonium-218	153 mrem/år/pCi/l
bly -214	164 " " "
vismut -214	75 " " "

Detta motsvarar 0.8 rem (8 mSv) per WLM.

Radonutredningen har räknat med att 7 Bq/m³ radon-döttrar i bostadsluft vid vistelse 80% av tiden motsvarar 1 mSv. Detta motsvarar 12.8 mSv (1.28 rem) ekvivalent helkroppsdos per WLM.

Dessa uppskattningar tyder på förhållandevis höga risker. Radonutredningens siffror skulle t.ex. innebära att det provisoriska nybyggnadsvärdet vid 80% vistelse i bostaden motsvarar att 1% av de boende får lungcancer av radon i inomhusluften. Motsvarande pessimistiska bedömning har gjorts i USA där man angivit att kontinuerlig exponering för 37 Bq/m³ (0.01 WL) motsvarande 0.5 WLM/år efter 70 år skulle kunna innebära en 70% ökning av risken för lungcancer (Tu77). I litteraturen finns även presenterat mer optimistiska uppfattningar, t.ex. att 0.02 WL (74 Bq/m³) innebär en risk jämförbar med risken av den högsta tillåtna dosen från kärnkraftverk till kringboende allmänhet (Dil79f).

Fria joner

Eftersom radon är en enatomig ädelgas förekommer den som enstaka atomer i luften och är i allmänhet ej bunden till partiklar. Vid sitt sönderfall delas radonatomen i en α -partikel och en jon av polonium-218, även kallad radium A, Ra A. Dessa joner genomgår ett antal snabba reaktioner med komponenter i luft och bildar ett aggregat, cluster ion eller lätt luftjon. Dessa lätta luftjoner kan (Ba79)

- neutraliseras genom kontakt med joner av motsatt laddning
- adsorberas till partiklar i luften
- bindas till tunga joner i luften.

Infångning på partiklar och tunga joner har i allmänhet störst betydelse; neutralisering kan bli av stor betydelse vid höga jonkoncentrationer. Fria joner och lätta luftjoner rör sig som en elektrostatiskt laddad gasmolekyl, men efter det att jonen bundits till en partikel följer den partikelns väg (Jo73). Även de joner som bildas vid det fortsatta stegvisa sönderfallet förblir i princip bundna till partikeln, eftersom inget ämne efter radon i sönderfallskedjan är gasformigt.

Vid alfasönderfall slungas en alfapartikel ut med hög hastighet. Genom rekylslungan atomerna åt annat håll. Ra B slungas t.ex. 0.15 mm genom luft sedan den bildats genom sönderfall av Ra A. (Bus80). Härigenom kommer en del partikelbundna radondöttrar att återigen bli fria joner i samband med sönderfallet.

Den andel som frigörs på detta vis brukar benämnas 'recoil factor'. Vid betasönderfall är denna faktor så liten att den kan försummas. När polonium-218 sönderfaller och utsänder en alfapartikel övergår däremot en betydande andel till fri form. Jacobi har angivit 50% (Stra80c) medan Mercer (Me75) har uppmätt ca 80% för partiklar med aerodynamisk medeldiameter ca 0.2 μm .

Vid $<0.1 \mu\text{m}$ partiklar kan man vänta att alla sönderfall leder till fria joner, medan porösa partiklar skulle kunna tänkas innesluta den sönderfallande atomerna med en recoil factor <0.5 som följd (Tu77).

Den bråkdel av radondöttrarna som föreligger i form av fria joner har angivits i ett flertal rapporter:

- UNSCEAR anger att både minskad uppehållstid, dvs. ökad ventilation, och minskad partikelhalt i luften ökar andelen fria joner. Intervallet 2-10% fria joner nämns.
- Auxier anger att mätningar och uppskattningar av andelen fria radondöttrar har varierat mellan 1 och 50%; ett medelvärde omkring 10% har dock antagits (Au76).
- Johnson (Jo73) refererar rapporter:
 - o Chamberlain och Dyson har uppmätt 10% av ^{218}Po som fria joner
 - o George har funnit att medelvärdet är 3% i uran-gruvor i New Mexico
 - o Högre andelar, 5-10% finns i relativt ren luft med $\leq 10^4$ partiklar/ cm^3
 - o Haque et al. har uppskattat att 35% föreligger som fria joner i typisk landsbygdsluft, $3 \cdot 10^4$ partiklar/ cm^3 ; partikeldiameter 0.006-0.1 μm .
 - o Jacobi har angivit andelen fria joner som funktion av partikelkoncentrationen; vid 10^4 partiklar/ cm^3 erhålles 25% fria radondöttrar
- i olika gruvor varierade andelen mellan 0.4 och 16%. I medeltal var 4% fria (Ge75).

Adsorption av fria joner till partiklar underlättas av stor tillgänglig partikelarea. Detta får till följd att partikelkoncentration och koncentration

av fria joner i princip är omvänt proportionella mot varandra. Backman (Ba79) redovisar följande typiska siffror för olika utomhusmiljöer:

	partiklar antal per cm^3	jonpar antal per cm^3
storstad	10^5	150
landsbygd	10^4	250
ocean	10^3	600

En plötslig kraftig förhöjning av partikelkoncentrationen i ett rum, t.ex. till följd av att en cigarett tänds, har visat sig minska antalet fria joner på ett dramatiskt sätt.

Även elektrostatiske fält påverkar de fria jonerna. Dessa kan vandra i fältet och fällas ut på en elektrostatiske laddad yta, t.ex. lackerade möbelytor eller spänningsförande trådar.

Den hastighet varmed polonium-218 i form av fria joner binds till partiklar har under laboratorieförhållanden uppmätts i normal rumsluft till 0,77 per minut. (Me72). Hastigheten har vid $2 \cdot 10^5$ partiklar/ cm^3 angivits till $2,4 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$. Inomhus kan dock partikelhalten vara ned till 10^4 per cm^3 , vilket kan väntas ge långsammare bindning (Stra80c).

I USA har man bedömt koncentrationen av partiklar i bostäder vara i medeltal $3 \cdot 10^4$ per cm^3 (0.012-0.2 μm). I hus med luftkonditionering dock $< 10^4$ (EPA76).

I rapporten från ett seminarium om radondosimetri återges följande bild av sambandet mellan andel fria joner och partikelkoncentration (Tu77):

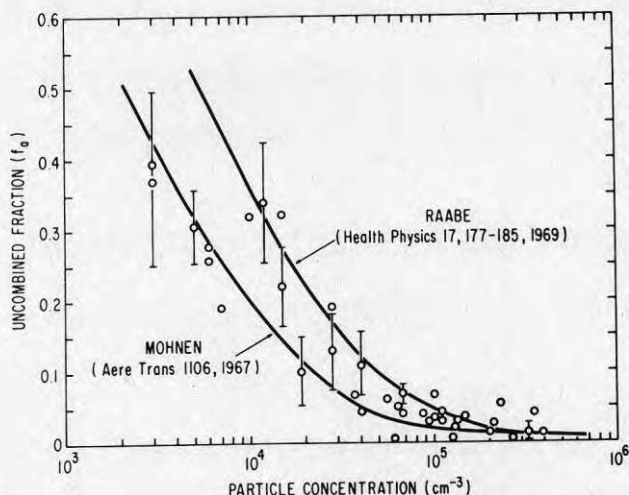


Fig 12-6. Samband mellan partikelkoncentration och andel fria joner (Tu77).

Det förefaller som om andelen fria joner skulle kunna påverkas kraftigt av i bostäder normalt förekommande variation i partikelkoncentration.

Partikelbundna radondöttrar

Det förekommer ett flertal olika uppgifter i litteraturen om storleken på de partiklar till vilka radondöttrarna binds. Den största delen av aktiviteten uppges återfinnas på partiklar med diameter

- 0.02-0.1 μm (Schro72)
- 0.2 μm (Me72)
- 0.2-0.5 μm (Wash73)
- 0.005-0.04 μm (Ham74)
- 0.084-0.2 μm (Ham74) (i gruvor)
- 0.09-0.3 μm (Ge75)
- <0,34 μm (Ne77) (i gruvor)
- 40% av aktiviteten <0.1 μm i gruvor (ICRP76)
- 80% av aktiviteten <0.1 μm (Ne77)
- 70-95% $\leq 0.2 \mu\text{m}$ och >90% <0.6 μm (Ne77).

Vid bestämning av den dos som vävnaden erhåller till följd av luftens innehåll av radondöttrar bör även partiklarnas kemiska egenskaper beaktas. Av stor betydelse är frågan huruvida partiklarna är hygroskopiska. Om så är fallet ökar deras diameter med luftens relativa fuktighet. I luftvägarna råder 99.5% relativ fuktighet, vilket för hygroskopiska partiklar kan påverka depositionsmonstret (Ne77).

Vad händer med fria joner och partiklar i inandningsluften?

Harley och Pasternack anger (Jo73) att 100% avsätts i luftstrupe och bronker (tracheo-bronchial region). UNSCEAR (1977) anger däremot, med stöd av George and Breslin 1969, att 60% av fria radondöttrar avsätts redan i näsan, till skillnad från den partikelbundna fraktionen, som endast avsätts till 1.3%.

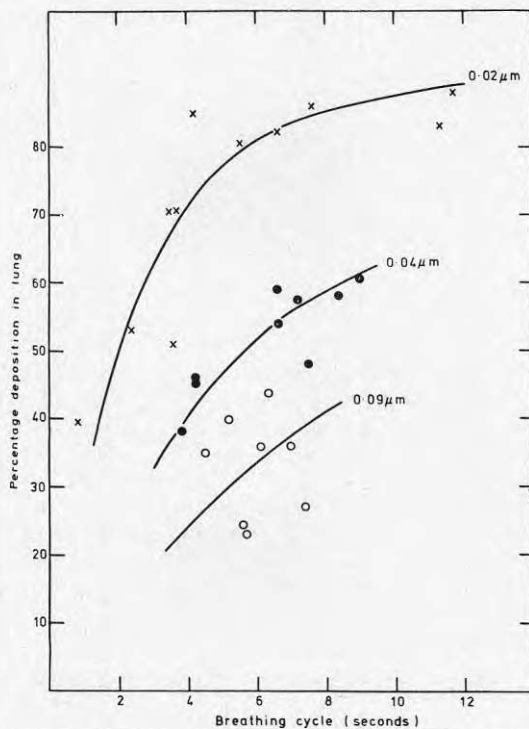
Jacobi (Ja72) angav att följande andelar av luftens innehåll av fria och partikelbundna radondöttrar avsätts i

		fria joner	partikelbundna
N P	näsa och svalg	0.5	0.02
T B	luftstrupe och bronker	0.5	0.08
P	lunga	-	<u>0.5</u>
Summa		1.0	0.6

Nelson 77 (Ne77) anger att flera studier tyder på att fria joner avskiljs 5-12 gånger effektivare i näsan än partikelbundna.

Chamberlain och Dyson fann att de fria radondöttrarna företrädesvis avsätts i de övre delarna av andningsvägarna varifrån gruvarbetares lungtumörer ofta utgår. ICRP fäste stor vikt vid detta när man angav högsta tillåtna koncentration av radondöttrar.

Depositionen av partiklar i lungorna har studerats bl.a. i syfte att fastställa hur stor del av partikulära luftföroreningar som tas upp av lungorna. Chamberlain et al. (Cha78) har t.ex. studerat hur upptag av blyhaltiga partiklar i bilavgaser påverkas av partikelstorlek och andningsfrekvens. Upptaget synes för små partiklar ($<0.2 \mu\text{m}$) öka med längden hos andningscykeln. Mindre partiklar synes även kvarhållas mer effektivt än större, fig 12-7.



A.E.R.E. R 9198. FIG. 5.3. DEPOSITION IN LUNG OF WIND TUNNEL AEROSOLS

Fig 12-7. Relativt upptag av luftburna partiklar som funktion av andningscykelns längd med partikeldiameter som parameter (Cha78).

Relativa farligheten hos fria radondöttrar

ICRP uppskattade 1959 (ICRP 1959) att de ca 10% av radondöttrarna som föreligger i form av fria joner förorsakar 90% av den stråldos som upptas i de basala cellerna i bronkernas epitel. Detta motsvarar att en given kvantitet radondöttrar är ca 80 gånger farligare i form av fria joner än om de är bundna till partiklar.

ICRP formulerade 1966 ett gränsvärde gällande yrkesexposition, där maximalt tillåten koncentration av

radondöttrar angavs som funktion av andelen fria radondöttrar. Gränsvärdet formulerades som

$$MPC_a = \frac{3 \cdot 10^{-6}}{1+1000f} \frac{\mu\text{Ci}}{\text{cm}^3} = \frac{3000}{1+1000f} \text{ pCi/l.}$$

Vid antagen normal andel fria joner om 10% ($f=0.1$) motsvarar detta 30 pCi/l radondöttrar, vilket också satts som gränsvärde i de svenska radonanvisningarna från 1972. Implicit innebär denna formel att fria radondöttrar tillmäts 1000 gånger större betydelse än partikelbundna. Vid varierande andel fria radondöttrar blir maximalt tillåten koncentration följande

f	MPCa pCi/l	fria joner ^{218}Po pCi/l
0.001	1500	1.5
0.01	273	2.7
0.05	59	3.0
0.1	30	3.0
0.25	12	3.0
0.5	6	3.0
0.75	4	3.0
0.9	3.3	3.0

UNSCEAR 1977 refererar en studie av Jacobi, där dosen av alfa-energi till luftstrupe och bronker respektive lungor anges som funktion av exposition för radondöttrar och andel fria joner.

Medeldos från alfa-partiklar som funktion av andel fria joner (f_p är andel av potentiell α -energi som härrör från fria joner)

	rad per WLM	rad per pCi/h/1 ekvivalent jämvikt- konc
<u>luftstrupe-bronker</u>		
radondöttrar	$0.31 \cdot (1+6f_p)$	$1.9 \cdot 10^{-5} (1+6f_p)$
torondöttrar	$0.012 \cdot (1+5f_p)$	$10^{-5} (1+5f_p)$
<u>lungor</u>		
radondöttrar	$0.16 (1-f_p)$	$10^{-5} (1-f_p)$
torondöttrar	$0.087(1-f_p)$	$7.6 \cdot 10^{-5} (1-f_p)$

I detta fall har dosen till bronkernas epitel från en given aktivitet radondöttrar bedömts vara sju gånger större om den föreligger i form av fria joner än om den är bunden till partiklar. Fria joner synes dock ge lägre dos till lungorna.

Det är dock inte klarlagt att fria joner verkligen ger dessa höga doser. Man kan inte utesluta att det tjockare slemskiktet i de övre luftvägarna där fria joner antas avsättas ger ett skydd som kraftigt reducerar dosen till den känsliga vävnaden (Tu77).

Stråldos av inhalerad radon

Den radogas som kommer ned i lungorna tas delvis upp i blodet och fördelas i kroppen. Jämfört med den dos som alfastrålning från radondöttrarna ger lungorna är dock detta av underordnad betydelse. Dosen påverkas ej av andningshastighet utan enbart av radonkoncentrationen i luften. Pohl (Po77) har uppskattat dosen till ca 0.015 μ rad/h per pCi/l i inandningsluften. Dosen till enskilda organ bedömdes variera mellan 0.0034 μ rad/h i ben och 0.034 μ rad/h i binjurarna.

13. Radon i vatten

Förekomst av radon i vatten

Kunskapen beträffande förekomst av radon i dricksvatten i Sverige och behov av forskning med anledning av luckorna i denna kunskap diskuterades vid ett möte på Statens Råd för Byggnadsforskning. I diskussionen deltog följande personer:

Torsten Hedberg	VA-teknik, CTH
Gert Knutsson	SGU
Josef Kulich	SSI
Jan Olov Liljenzon	Kärnkemi, CTH
Bengt Olsson	Bfr
Gun Astri Swedjemark	SSI
Gustav Åkerblom	SGU
Sven-Olov Ericson	AIB

I samband med diskussionen framfördes förslag till kompletteringar av ett preliminärt koncept till detta kapitel.

Koncentrationen av radon i haven är mycket låg, vilket resulterar i mycket låg halt av radon i luften över haven. Detta utnyttjas i meteorologisk forskning eftersom det medger att luftmassor som passerat över en kontinent och därvid upptagit radon från marken, kan spåras över hav genom avvikande högre radonhalt. Även i insjöar, floder och övrigt ytvatten är radonhalten låg, under 100 pCi/l. Vatten från brunnar och källor i lösa jordlager innehåller högre halter, ca 100-500 pCi/l radon. Grundvatten från brunnar borrade i urberg innehåller ännu högre halter, ca 5.000-50.000 pCi/l radon.

Undersökningar av radonhalten i olika brunnar har utförts i Sverige vid flera tillfällen. Knutsson refererar äldre undersökningar som visat låga halter, 700-1.100 pCi/l radon, i sedimentära bergarter och 2.000-20.000 pCi/l i bergarter av vulkaniskt ursprung.

Resultat av mätningar av radon i grundvatten utförda under senare år har sammanställts i tabell 13-1 (Knut77).

Generella slutsatser är att grundvatten i granit, pegmatit, syenit och porfyr har högst radonhalt. I basiska bergarter är radonhalten vanligen lägre och i sedimentära bergarter som t ex kalksten och sandsten är koncentrationen av radon mycket låg. Grundvatten i morän förefaller innehålla högre radonhalter än grundvatten i andra jordarter (Knut77).

Strålskyddsinstitutet har under 1977 och 1978 påbörjat en undersökning av radon i vattnet i de kommunala vattenverken. Ca 50% av den totala kvantiteten vatten som levereras från vattenverken produceras av ytvatten och har därför utelämnats på grund av förväntad mycket låg radonhalt. Bland övriga vattenverk valde man i undersökningens första etapp ut de största, som vardera levererar minst 10^6 m³/år. Dessa verk betjänar 2,3 miljoner konsumenter, dvs 33% av alla konsumenter anslutna till vattenverk. Resultatet av studien framgår av fig 13-1. Nästan en tredjedel av dem som är anslutna till de undersökta vattenverken får vatten med mindre än 2 Bq/l och endast 2% får vatten med mer än 50 Bq/l (1.400 pCi/l) radon (SSI78).

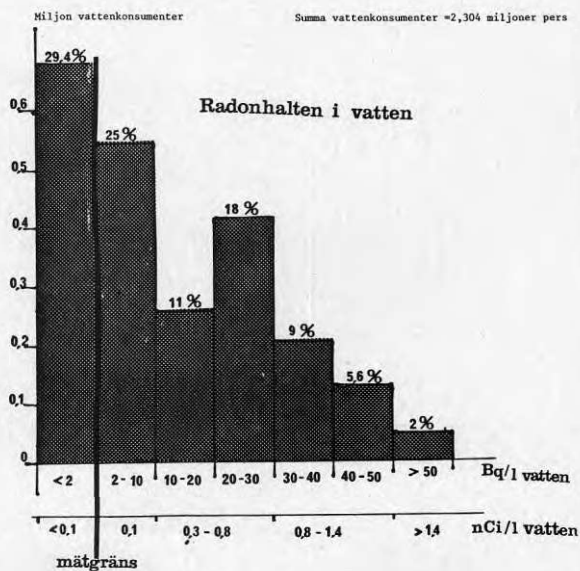
Tabell 13-1. Exempel på uppmätt radonhalt i olika typer av grundvattenförekomster i Sverige (Knut77)

Geology	Sampling locality	Area	nCi/l	Reference
Till. granitic area	Spring	Masugnsbyn	Max. 180	Armands 1961
Granites	Drilled wells	Vimmerby	Av. 11.4 Max. 80	Snihs 1973
Syenite	Drilled wells	Boden	62	Sahlbom 1916
Granites	Drilled wells	Algutsboda	2-40	Knutsson 1976
	Drilled well	Ängelsberg, Bergslagen	33	von Döbeln, Lindell 1964
Porphyries	Drilled wells	Vimmerby	2-20	Snihs 1973
Porphyries	Drilled well	Algutsboda	4-10	Knutsson 1976
Basic rocks	Drilled wells	Algutsboda	1-12	Knutsson 1976
Limestone Sandstone	Drilled wells	Various	1	Sahlbom 1916
Till. granitic area	Dug wells and springs	Algutsboda	0.5-8	Knutsson 1976
Gravel, granitic area	Springs	Algutsboda	1-3	Knutsson 1976
Gravel, granitic area	Dug wells	Algutsboda	0.1-2	Knutsson 1976
Surface water	Lake, stream	Algutsboda	0	Knutsson 1976

Figur 13-1.

Fördelning av antalet vattenkonsumenter, som funktion av radonhalten i vatten

Undersökningen omfattar endast vattenverk som använder grundvatten och som producerar mer än 1 miljon kubikmeter vatten per år.



I undersökningens andra etapp, som beräknas bli färdig i början av 1980, studerades 78 verk som producerar mellan 200.000 och 10^6 m³/år vatten. Resultat från denna andra etapp visar ett resultat likt det i första etappen. Med dessa studier har man dokumenterat radonhalten i vatten som konsumeras av ca 6,5 miljoner invånare. I inget fall har höga halter konstaterats utan flertalet av konsumenterna är anslutna till vattenverk som levererar vatten med < 10 Bq/l radon. De högsta uppmätta värdena var ca 100 pCi/l i Vimmerby och Surahammar. Bland de kommunala vattenverk som levererar <200.000 m³/år finns ett flertal som tar vatten ur bergborrade brunnar. Denna typ av vattenverk är oftast små, och finns därför ej med i materialet från SSI:s undersökning. Man har anledning att anta att det bland dessa verk finns vissa, främst i områden med granitisk berggrund, som levererar vatten med högre radonhalt. I en tredje etapp studeras därför ett flertal små vattentäkter inom ett område där man kan vänta förhöjd radonkoncentration i vattnet.

Man har ej studerat huruvida vattnets innehåll av radium faller ut i distributionssystemet. Om så är fallet kan radium successivt ackumuleras och ge ett bidrag till vattnets radonhalt.

I privata bergborrade brunnar har i något fall uppmätts mycket hög radonhalt (100.000 pCi/l) (SSI78). Det är rimligt att anta att det finns ett stort antal privata brunnar som ger vatten med hög radonhalt, främst i områden med granitisk berggrund, med förhöjd halt av radioaktiva ämnen.

Möjligheter att minska radonhalten är bl a:

- lagring av vattnet så att radonhalten hinner minska genom sönderfall. På ca 4 dygn erhålls 50% reduktion.
- luftning av vattnet, varvid radonet övergår till luften.

Koncentrationen av radium i vatten från de undersökta verken var låg. De högsta värdena, ca 1 pCi/l (40 mBq/l) uppmättes i Hallsberg och Söderhamm, medan 45% av de anslutna konsumenterna får vatten med < 0,1 pCi/l. I enstaka brunnar har man dock i några fall uppmätt höga halter, upp till 39 pCi/l.

Högsta tillåtna koncentration av radium i dricksvatten angavs 1962 av U S Public Health Service till 3 pCi/l. Detta har sedan höjts till 5 pCi/l av Environmental Protection Agency (EPA) ingående i preliminära gränsvärden för dricksvatten (Interim Primary Drinking Water Regulations) (Kos79).

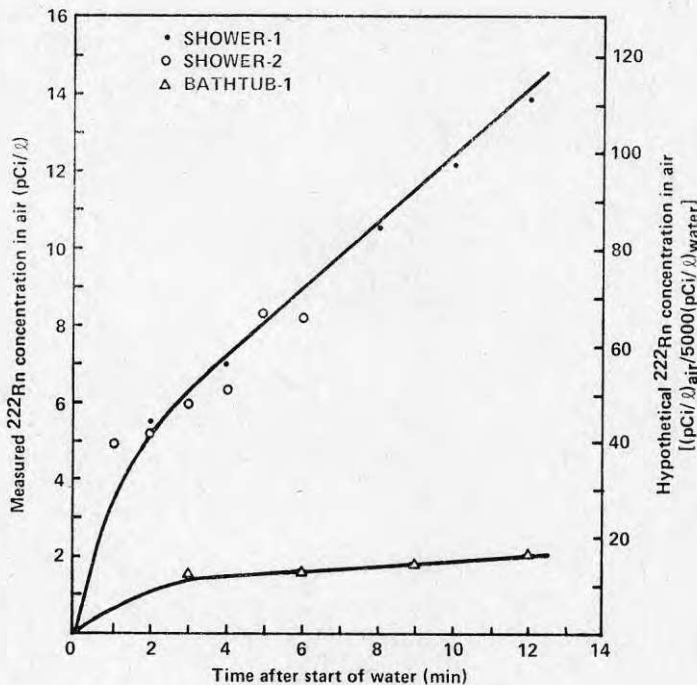
Kosarek (Kos79) har sammanställt en beskrivning över olika metoder som utnyttjas eller är under utveckling för reduktion av radiuminnehållet i vatten, tabell 13-2.

En del metoder är lämpliga att avskilja mycket höga halter radium ur industriellt avloppsvatten, medan andra redan är i bruk för behandling av dricksvatten, använd osmos, jonbyte med zeoliter, mjukgöring och filtrering i sand.

Luftning har viss effekt på radiumhalten genom att radium till viss del adsorberas på bildad fällning av järn (III) hydroxid. Metoden leder till att radon avgår ur vattnet, vilket ibland bedömts vara ett luftföroreningsproblem.

Figuren visar även förväntad ökning av radonhalten i luften för det fall att vattnet skulle innehålla 5.000 pCi/l radon. Resultatet indikerar att vid dusch avgår 90% av radonet från vattnet till luften. Vid duschförsök uppmätte Hess (He80c) 20 resp 1600 pCi/l radon i luften i duschrummet när vattnet innehöll 620 resp 70.000 pCi/l.

Figur 13-5 Radonhalt i badrum vid användning av dusch och bad (EPA77)



I ett hus i Bancroft fann man (MacL79) (Work79) att radonkoncentrationen intill en dusch ökade från 6 pCi/l (200 Bq/m^3) till 193 pCi/l (7.100 Bq/m^3) när duschen utnyttjats 2 minuter. Vattnet innehöll i detta fall 43.000-57.000 pCi/l ($1,6 \cdot 10^6 - 2,1 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$) radon och 17-25 pCi/l ($630-920 \text{ Bq/m}^3$) radium och hämtades från en 35 m djup brunn borrhärad i granit i ett område där uranmineraliseringar förekommer.

Vid ett tillfälle mättes radonhalten i vattnet till duschen och i avloppet från duschen. Resultatet var $2,1 \cdot 10^6$ resp $0,3 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$ indikerande att ca 84% av vattnets innehåll av radon övergår till luften i en dusch (Work79).

Laboratorieförsök visade att radonavgången från en vattenbägare som ej rördes om var beroende av temperaturen; på en timme avgick ca 10, 40 resp 55% vid temperaturen 22°C , 50°C resp 80°C . Om vatten vid rumtemperatur omrördes kraftigt under 15 minuter stannade 60% av radonet i vattnet. Om vattnet däremot kokar avgår omedelbart praktiskt taget all radon ur vattnet (Gesell77) (Gesell78).

Ytterligare försök har utförts i syfte att bestämma hur stor andel av dricksvattnets innehåll av radon som övergår till luften vid vanlig hushållsanvändning. I dessa fall mättes radonhalten i inkommande vatten samt i avloppsvattnet. Differensen antogs vara ett mått på den mängd som avgått till luften. Följande resultat erhöles:

<u>Användning</u>	<u>Andel radon som övergår till luften</u>
Dusch	63%
Bad	47%
Toalett	40%
Tvätt	90%
Diskmaskin	90%
Dricksvatten, matlagning	30%
Rengöring	90%

För att uppskatta det genomsnittliga bidraget till radonkoncentrationen inomhus presenterades följande allmänna modell:

$$C_a = \frac{C_w}{24 R V} \sum_{i=1}^n e_i \cdot w_i$$

C_a = tillskott från dricksvatten till radonkoncentration i inomhusluft pCi/d

C_w = koncentration av radon i dricksvatten pCi/l

R = antal luftomsättningar per timme h^{-1}

V = bostadens volym

w_i = volym vatten som dagligen används för ändamål i

e_i = den andel av radonet i vattnet som övergår till luften när vattnet utnyttjas för ändamål i

Som ett räkneexempel redovisar man hur mycket dricksvattnet kan öka radonhalten i inomhusluften under följande antaganden:

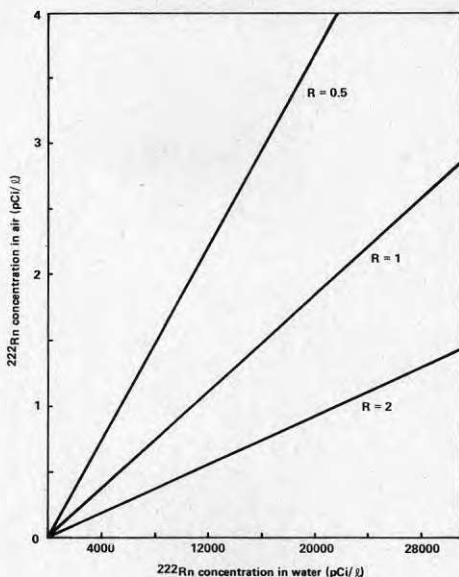
- bostadens volym är 227 m^3 (90 m^2)
- ventilationen motsvarar 0,5, 1 resp 2 omsättningar per h
- 50% av vattnets innehåll av radon övergår till luften och blandas med hela luftmassan i bostaden

Resultatet framgår av figur 13-6.

Som en grov indikation på dricksvattnets bidrag till radonhalten i inomhusluften kan anges att 10.000 pCi/l radon i vattnet motsvarar 1 pCi/l i luften om vattenförbrukningen är 1 m^3 per dygn i en lägenhet på ca 90 m^2 och ventilationen är 1 omsättning per timme.

Detta uttrycks ibland som att radonets övergångskoefficient från vatten till inandningsluft inomhus är av storleksordningen 10^{-4} .

Figur 13-6. Beräknat bidrag från hushållsvatten till inomhusluftens radonhalt som funktion av radonhalt i vatten och luftomsättning (EPA77)



I Finland har övergångskoefficienten studerats i ett antal bostäder, där dricksvattnet innehållit >50.000 pCi/l radon (Cast77). Koncentrationen av radon har varit högre i våtutrymmen under tider vatten förbrukas än i övriga bostaden. I våtutrymmena uppmättes ca $10-40 \cdot 10^{-4}$ pCi/l radon i luften per pCi/l radon i vattnet. Medelvärde var $21 \cdot 10^{-4}$. Motsvarande siffra för övriga bostaden uppmättes i allmänhet till mellan $0,3 \cdot 10^{-4}$ och $1,0 \cdot 10^{-4}$ med medelvärde $0,6 \cdot 10^{-4}$. Genom försiktighet kunde man i ett fall begränsa radonövergången så att övergångskoefficienten endast blev $0,05 \cdot 10^{-4}$. Den totala mängd radon man blir utsatt för blir beroende av hur stor del av dygnet man vistas inomhus, och då speciellt i våtutrymmen. Hemarbetande och barn antogs vara hemma 21 h/dygn, varav 1 h i våtutrymmen. Detta motsvarar en övergångskoefficient på $1,4 \cdot 10^{-4}$. Förvärvsarbetande antogs vara hemma 14 h, varav 20 min i våtutrymmen, resulterande i en övergångsfaktor på $0,6 \cdot 10^{-4}$.

När det tidigare nämnda huset i Bancroft lämnades under 3 dygn minskade radonhalten i luften ca 200 Bq/m³ och ökade till normal nivå när invånarna återvände. Eftersom radonhalten i vattnet var ca $2 \cdot 10^6$ Bq/m³ ger detta stöd för att överföringskoefficienten är ca 10^{-4} (Work79). Stöd för detta värde har också erhållits genom försök av Hess (He80a).

Man studerade även hur det radon som avgår till luften vid en dusch i källarplan sprids i huset. Resultatet framgår av tabell 13-4.

Tabell 13-4. Distribution of Radon Emanating From a Shower

Time	BASEMENT		MAIN FLOOR		
	BATHROOM		REC RM	LIVING ROOM	
	Radon (pCi/L)	Daughters (WL)	Radon (pCi/L)	Radon (pCi/L)	Daughters (WL)
0	12.4	.052	11.4	10.8	.053
10	180.1	-	26.3	11.6	-
20	144.8	-	33.1	14.5	-
50	24.2	.117	26.9	22.8	.094

I duschrummet stiger radonhalten till mycket hög nivå när duschen används, 5.000-6.000 Bq/m³, men minskar ganska snabbt efter det att duschen stängts av. I angränsande rum i källaren ("Rec Rm") når radonhalten ett maximum, drygt 1.000 Bq/m³, en stund efter det att duschen stängts av. I bostadsvåningen är radonhalten ca 500 Bq/m³ högre än normalt 30 minuter efter det att duschen stängts av (Work79).

Följande räkneexempel kan illustrera förhållandena i ett svenskt småhus. Ytan antas vara 125 m², motsvarande 310 m³ volym. Med 0,5 omsättning/h kommer detta hus att genomströmmas av ca 3.700 m³ luft per dygn. För att radonhalten skall ökas med 1 pCi/l som medeltal krävs således att vattnet avger $3,7 \cdot 10^6$ pCi radon. Vattenförbrukningen antas vara 750 l/dygn, vilket ger att vattnet måste avge 5.000 pCi/l radon. Detta motsvarar, om 50% av vattnets radoninnehåll antas avgå till luft, en övergångskoefficient på 10^{-4} , vid 0,5 oms/h, dvs endast hälften av vad som angivits av Gesell (EPA77).

Man har visat att radon som avgår från dricksvattnet inte ger ett konstant bidrag till radonhalten i inomhusluften, utan leder till kraftigt ökad radonhalt under de timmar som följer på stor vattenförbrukning (Cast78) (Gesell77) (Gesell78).

Vid en långtidsmätning i ett hus där dricksvattnet innehöll 1.600-2.000 pCi/l radon var radonhalten i luften i medeltal 0,5 pCi/l när huset var obebott och inget vatten förbrukades. När huset sedan var bebott varierade radonhalten mellan 0,5 pCi/l och 2 pCi/l. Variationen under dygnet kunde korreleras med vattenförbrukning men ej med koncentration av radon i utomhusluften (Gesell77) (Gesell78).

Breslin et al har lyckats korrelera radonhalt inomhus till emanation från källargolv och till radon som avgår från vatten. Efter att ha bestämt radonemanationen ur källargolvet fann man att radonhalten i luften i allmänhet var högre i hus med hög radonhalt i vattnet.

Annamäki (Anna80) har uppmätt fria joner i luften 10 och 50 minuter efter det att 100 liter radonrikt vatten förbrukats under 10 minuter. Efter 10 minuter förelåg mellan 8 och 30% av polonium-218 (RaA) i form av fria joner. Efter 50 minuter varierade andelen mellan 4 och 62%.

14. Radon i petroleumprodukter

Import och användning av petroleumprodukter ger ett mycket litet bidrag till expositionen för radon.

Uraninnehållet i råolja från västra USA uppges av US Environmental Protection Agency vara mellan 10^{-5} och 0,4 ton per Mton (EPA77). Detta är i överensstämmelse med uppgift att ett oljeeldat baskraftverk på 1.000 MW_e släpper ut ca $1,5 \cdot 10^{-4}$ Ci/år radium 226 (EKA78 s 5:63), motsvarande ca 10^{-4} pCi/g i oljan (under antagande att all radium avgår med rökgaserna).

Oljeprodukter har lagrats så länge innan de används i Sverige, att innehållet av radon ej kan vara större än vad som motsvaras av sönderfallsjämvikt med radiuminnehållet. Detta skulle motsvara ca 10^{-2} pCi/m³ tillskott i rökgaserna.

I USA har man studerat risker med radon i naturgas och LPG (EPA75). Naturgas innehåller, relativt radiuminnehållet, förhöjda radonhalter. Koncentrationen är i allmänhet <100 pCi/l vid källan, i enstaka fall av storleksordningen 1.000 pCi/l. Vid en behandlingsanläggning separeras metan från de tyngre kolvätena genom destillation. På grund av att radonets kokpunkt (-61,8°C) ligger mellan kokpunkterna för etan och propan (-88,3°C resp -42,2°C), kommer radonet att anrikas i gasolen (EPA75). Den största individuella risken löper det fåtal konsumenter som använder gas omedelbart intill källan, dvs utan nämnvärd lagringstid eller separation av gasol.

Den gasol som används i Sverige tillverkas ur olja, och har därför endast obetydlig halt av radon.

Vissa avfall från oljeraffinaderier innehåller 3-240 ppm uran (EPA75).

15. Radon från användning av kol

Användning av kol kan ge exposition för radon via följande vägar:

- vid förbränningsanläggningen avgår radon till omgivningen med rökgaserna
- en liten andel av kolets innehåll av radium passerar genom reningsutrustningen
- deponerad aska och slam avger radon till atmosfären
- deponerad aska och slam ger ett tillskott av radium och radoninnehåll i yt- och grundvatten
- aska och slag utnyttjat i byggnadsmaterial ger ett tillskott till gammastrålning och radonhalt i inomhusluften
- gips som erhållits vid rökgasavsvavling innehåller radium och ger ett bidrag till såväl gammastrålning som radonhalt inomhus om det utnyttjas som byggnadsmaterial

Utsläpp av radioaktiva ämnen med rökgaserna från koleldade anläggningar har ägnats stort intresse under senare år (Sty 78), (Sty 79A), (Kolb 78), (Berg 78), (Beck 78), (Ily 78). Allmänt gäller att utsläppet bestäms av kolets innehåll av radioaktiva ämnen och anläggningens reningsutrustning. Stråldoserna till följd av utsläpp från moderna koleldade anläggningar blir aldrig höga, utan är alltid mycket små (EKA 78).

Innehållet av radioaktiva ämnen i kol varierar, i USA är medelhalten av uran 1-2 ppm, men i enstaka fyndigheter kan den vara 100 ppm (Sty 79). Innehållet av radium-226 har bestämts till 3-4 pCi/g i några polska kol. Detta motsvarar ca 8-12 ppm uran i kolet (EKA 78).

Den andel av kolets innehåll av radium som släpps ut från en modern anläggning blir liten. Den lilla andel som passerar stoftavskiljningen, <1% (Beck 78), kommer troligen att bindas i en ev rökgastvätt. Däremot kan man anta att hela kolets innehåll av radon avgår till atmosfären. Vid 1-2 ppm uran i kolet motsvarar detta storleksordningen 100 pCi radon -222 per producerad kWh i ett kraftverk (Sty 79). Effekten av detta kan försummas. Om den mängd radon som vädras ut ur ett vanligt småhus (100 m², 1 pCi/l radon, 0,5 omsättning per timme) fördelas på energiförbrukningen (18000 kWh/år i elvärmade småhus) erhålles ca 60.000 pCi radon -222 per kWh, dvs ca 600 gånger mer. Radon -222 är dock ej den isotop som ger störst bidrag till den radioaktiva dosintekningen till följd av rökgasutsläpp från koleldade anläggningar.

Studier av radonavgången från kolaska tyder på att vanligen emanerar 0,21-0,43% av bildat radon ur askpartiklar från kol från västra USA. Radonavgången från askupplag kommer att i stor utsträckning bestämmas av utförandet. En stor del av det radon som lämnar den enskilda askpartikeln kommer dock att sönderfalla inne i upplaget (Sty 79A-B).

De radioaktiva ämnena anrikas, liksom övriga icke flyktiga ämnen, till en högre koncentration i askan. Vid 10% askinnehåll kan man allmänt vänta 10 gånger högre koncentration i askan än i kolet. Detta innebär att redan en måttlig förhöjning av aktiviteten i kolet kan medföra att aska och slagg får högre halt av radium-226 än vad som är önskvärt i byggnadsmaterial. Vid Mound Facility i USA har man inlett studier av radonavgången från byggnadsmaterial som innehåller kolaska (Sty 79B).

Innan kolaska eller gips från rökgasavsvavling används som byggnadsmaterial bör aktiviteter och radonavgång från färdiga byggnadsdelar utvärderas noggrant.

16. Gränsvärden

Det finns inga internationellt antagna gränsvärden för strålning i byggnader. Man har tidigare bedömt att denna strålning gav obetydliga doser och dessutom var bestämd av lokala förhållanden som byggnadstradition och aktivitet i råvaror som lera och grus. Strålningen från byggnadsmaterial har därför räknats till naturlig strålning. Till naturlig strålning räknas även bl a kosmisk strålning och strålning från marken. Stråldosen från dessa källor påverkas av höjd över havet respektive markens koncentration av radioaktiva ämnen. Det har under senare år visat sig att stråldos från byggnadsmaterial m m kan vara väsentligt högre än vad som tillåts från konstgjorda strålkällor enligt de internationella strålskyddsnormerna. Detta har startat en internationell diskussion om hur man skall betrakta stråldoser av naturligt förekommande radioaktiva ämnen i situationer där tekniska åtgärder har medverkat till att stråldosen blivit högre. Sådan strålning brukar benämnas teknologiskt förhöjd strålning, ibland förkortat TENR av Technologically Enhanced Natural Radiation. Stråldosen kan även påverkas av levnadsmönster. Om vanor ändras så att människor tillbringar större del av dygnet inomhus kommer en given strålnivå inomhus att leda till större dos. Den förhöjning av dosen som hänför sig till livsmönster benämns ibland sociologiskt förhöjd naturlig strålning.

Gränsvärde för yrkesmässig exponering för röntgenstrålning (gammastrålning)

Enligt internationellt antagna normer bör radiologiskt arbete inte ge mer än 5 mSv/år (500 mrem). Enstaka år kan upp till 50 mSv (5 rem) tillåtas. 5 mSv per år under 40 år yrkesverksamt liv ger totalt ca 0,2 Sv (20 rem). I administrativt syfte brukar man räkna med att risken med dessa stråldoser är direkt proportionell mot dosens storlek och att 10^6 manrem ger 200 dödsfall i cancer. Uppskattningen har ett osäkerhetsintervall ca 100-800 fall. Detta motsvarar en individuell risk att avlida till följd av stråldos från radiologiskt arbete om ca 0,4% med osäkerhetsintervall 0,2-1,6% (Ehr78). Man har på senare tid dock börjat anse att denna riskuppskattning överdriver riskerna med små doser av gammastrålning men att detta är lämpligt ur administrativ synpunkt. Vid bedömning av en enskild individs ökade cancerrisk innebär dock troligen 0,4% en överskattning. Detta synsätt användes nyligen av BEIR-kommittén i USA (BEIR80).

Gränsvärde vid yrkesmässig exponering för radondöttrar

Högsta tillåtna koncentration av radon eller radondöttrar har ändrats flera gånger allteftersom kunskapen om risker ökat. Under 1940-talet var högsta halt av radon i jämvikt med dess dotterprodukter som tillåts för kontinuerlig exponering 370 Bq/m^3 . Denna nivå hade härletts ur gränsvärdet för radium med en säkerhetsfaktor 100. Under 1950-talet höjdes gränsen (Mo80).

Efter det att det vid omfattande hearings inför senatsutskott i USA 1967 blivit fastslaget att det rådde ett samband mellan radon i gruvatmosfär och ökad risk för lungcancer bland gruvarbetarna sattes gränsvärdet 1 WL (3700 Bq/m^3 radondöttrar), motsvarande 100 pCi/l radon i jämvikt med samtliga kortlivade dotterprodukter. Under de år som följde inträffade så många fall av lungcancer bland de överlevande gruvarbetarna att man några år senare skärpte gränsvärdet till 0,3 WL (1100 Bq/m^3 radondöttrar). Detta motsvarar $2,2 \cdot 10^6 \text{ Bq h/m}^3$, år vid heltidsarbete.

Radon i svenska gruvor uppmärksammades och började mätas 1969 - 1970. Det visade sig att 40% av alla gruvarbetare utsattes för en medelhalt av radondöttrar överstigande ICRP's rekommenderade MPC motsvarande 0,3 WL (1100 Bq/m^3). Medelexpositionen motsvarade 4,8 WLM per år. Högsta uppmätta exposition motsvarade 24 WLM/år. 1972 började radonanvisningarna (Arb72) gälla. Enligt dessa skall all exposition över 3,6 WLM/år förhindras. Denna exposition motsvarar vid 80% vistelse i t ex en bostad 320 Bq/m^3 radondöttrar. Medelexpositionen i svenska gruvor har successivt minskat genom förbättrad ventilationsteknik, ökad ventilation samt nedläggning av vissa gruvor. För år 1979 uppskattas medelexpositionen i gruvorna till 0,7 WLM, motsvarande i medeltal ca 230 Bq/m^3 radondöttrar i gruvluften (Ehdw80).

I militära anläggningar i berg blir radonhalten ofta hög. Försvarets sjukvårdsstyrelse och SSI har utarbetat anvisningar för dessa anläggningar. I dessa anvisningar anges 1,2 WLM som ett riktvärde för högsta exposition i syfte att säkerställa att ingen utsätts för mer än 3,6 WLM/år. Om någon under ett år utsätts för mer än 2,4 WLM skall han omplaceras till ovanjordsarbete (Ehdw80).

I gruvarbete är friska män utsatta för radon ca 2000 h/år under ca 40 år. Samtidigt utsätts de för andra luftföroreningar som spränggaser, dieselavgaser, fukt, damm och i vissa fall möjligen asbest. Skillnaden mellan situationen i en gruva och i bostäder är stor, varför det inte är enkelt att jämföra ett gränsvärde för gruvor med situationen i bostäder.

Gränsvärden i bostäder

Inom ICRP diskuterades under 1950-talet en gräns på mycket låg nivå ($12-37 \text{ Bq/m}^3$) för allmänhetens exponering för radon. Något internationellt accepterat gränsvärde finns dock inte idag.

Gränsvärden för radon i byggnader kan sättas enligt olika modeller (EPA79).

1. - Ett värde för högsta acceptabla radonhalt i byggnader gällande alla typer av byggnader i hela landet fastställs och åtgärder för att sänka radonhalt till lägre värde vidtas där det befinnes lämpligt.

2. - Med hänsyn till hälsoeffekter och kostnader fastställs en högsta tillåtna radonhalt för aktuell typ av hus (hus grundlagda på/i skifferaska, hus uppförda av skifferbaserad lättbetong, hus med mycket höga radonhalter i dricksvatten). Dessutom fastläggs en lägre gräns under vilken åtgärder ej bör övervägas. Mellan dessa nivåer tas ställning till åtgärd eller ej utifrån förutsättningar i det enskilda fallet.
3. - Fastställ en lägre nivå under vilken åtgärder ej behöver vidtagas. Vid halter av radon högre än denna nivå tas ställning till hur långtgående åtgärder som eventuellt kan anses motiverade. Härvid beaktas kostnader, beräknad reduktion av radonhalten, byggnadens beräknade återstående brukstid m m.

EPA anger för- och nackdelar med samtliga dessa modeller. Bland dessa kan nämnas att tillgänglig information om radonsituationen i landets bostadsbestånd ej medger bedömning av vid vilken nivå ett rikstäckande gränsvärde bör sättas, vilket även gäller i Sverige.

Surgeon General's Guidelines (fig 16-1) som gäller vid sanering där avfall från uranutvinning har använts i byggnadsmaterial eller som fyllning runt byggnader, är uppbyggd enligt den andra modellen med två nivåer, med krav på åtgärder när den övre överskrids och ett intervall där olika metoder får bedömas från fall till fall.

De krav som man bör ställa på ett gränsvärde för koncentration av radondöttrar inomhus sammanfattar EPA i följande punkter:

1. Gränsvärdet skall sättas så att risken för hälsoeffekter bland den berörda delen av befolkningen minimeras.
2. Gränsvärdet måste vara på sådan nivå att radondotterhalten kan mätas med rimlig noggrannhet; gränsvärdet måste med tillgänglig analysteknik skiljas från normal bakgrundshalt.
3. Det måste finnas lämpliga åtgärder utprovade för att sänka radondotterhalten till gränsvärdet.
4. Reduktion av radondotterhalten till gränsvärdet får ej innebära orimligt stora insatser av kapital, arbetskraft och utrustning, vare sig det är enskilda personer eller statliga organ som betalar.
5. Gränsvärdet måste kunna förstås och tillämpas av såväl centrala myndigheter, kommuner som allmänheten.

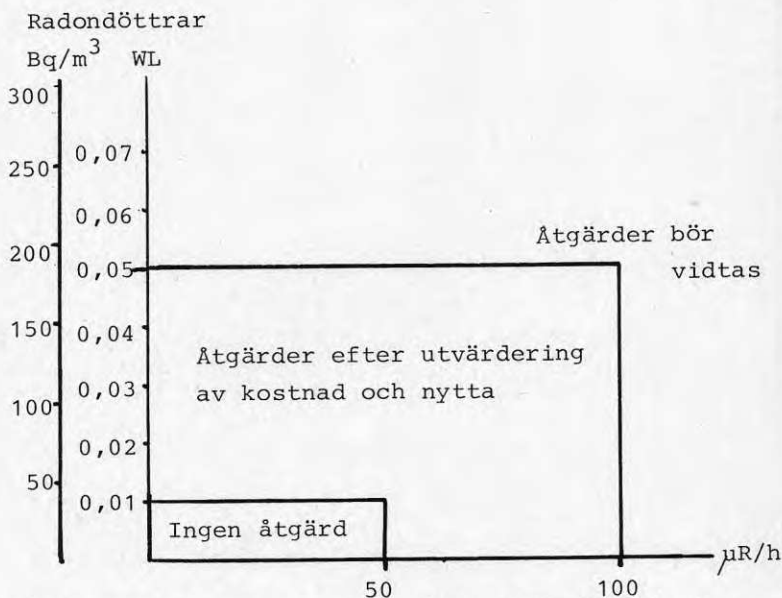
Om ett gränsvärde uttrycks i working level eller aktivitet per volymenhet (t ex Bq/m³) bortses från den eventualiteten att fria radondöttrar möjligen är vä-

sentligt farligare, dvs ger väsentligt större dos) än partikelbundna. Det är därför teoretiskt möjligt att ett sådant gränsvärde skulle kunna leda till åtgärder som sänker koncentrationen av radondöttrar, men som likväl leder till en oförändrad eller i extremfallet ökad dos. Denna fråga bör ägnas stor uppmärksamhet vid utformning av normer och åtgärder.

USA

Förhöjda radonhalter inomhus till följd av att avfall från uranutvinning utnyttjats som fyllning påträffades först i Grand Junction i Colorado. Till ledning för delstatens saneringsprogram utfärdade Public Health Service i augusti 1970 riktvärden för gammastrålning och radondöttrar, benämnda Surgeon General's Guidelines. Dessa riktvärden angav dels en övre nivå, över vilken åtgärder (remedial or corrective action) föreslås, dels en lägre nivå, under vilken åtgärder ej ansågs befogade. I intervallet mellan dessa gränser ansågs att noggrann utvärdering av lokala förhållanden borde föregå beslut om åtgärd eller ej, tabell 16-1 och figur 16-1.

Fig 16-1. Surgeon General's Guidelines för sanering i Grand Junction



Gränserna för radondöttrar angavs till 0,05 resp 0,01 WL (5 resp 1 pCi/l eller 185 resp 37 Bq/m³). För gammastrålning angavs 0,1 resp 0,05 mR/h, motsvarande 880 resp 440 mrem/år helkroppsdos (8,8 resp 4,4 mSv) (EPA77). Multiplikation med ca 0,7 och subtraktion av 30 mrem, motsvarande byggnadens skärmning av bakgrundsstrålning, ger byggnadens tillskott till gonaddosen, 590 resp 280 mrem/år (5,9 resp 2,8 mSv/år).

De angivna strålnivåerna och koncentrationerna av radondöttrar avser tillskott utöver normal bakgrund som i Grand Junction antogs vara 10 μ R/h resp 0,4 pCi/l (15 Bq/m³) radondöttrar.

Tabell 16-1. Surgeon General's Guidelines för bostäder byggda på eller av avfall från uran-utvinning

RECOMMENDATIONS OF ACTION FOR RADIATION EXPOSURE LEVELS IN DWELLINGS CONSTRUCTED ON OR WITH URANIUM MILL TAILINGS	
<u>External Gamma Radiation</u>	
<u>Level</u>	<u>Recommendations</u>
Greater than 0.1 mR/hr	Remedial action indicated
From 0.05 to 0.1 mR/hr	Remedial action may be suggested
Less than 0.05 mR/hr	No action indicated
<u>Indoor Radon Daughter Products</u>	
<u>Level</u>	<u>Recommendations</u>
Greater than 0.05 WL	Remedial action indicated
From 0.01 to 0.05 WL	Remedial action may be suggested
Less than 0.01 WL	No action indicated

Den övre gränsen bedömdes medföra så stora risker att åtgärder måste anses nödvändiga. Att åtgärder ej ansågs motiverade under den undre gränsen motiverades av att den ungefär motsvarar 10% av gränsvärdet för yrkesmässig exposition för radondöttrar, resp ryms inom tillåten dos gammastrålning till allmänheten. Vid ställningstagande till eventuell åtgärd i intervallet mellan de två gränserna bör kostnader och risker i samband med åtgärder vägas mot den riskminskning som erhålls.

Surgeon General's Guidelines har nyligen ersatts med provisoriska gränsvärden från Environmental Protection Agency (motsvarighet till Naturvårdsverket). Man har även föreslagit att dessa provisoriska gränsvärden skall ersättas med permanenta på samma nivå (Fed80a) (Fed80b). Gränsvärdena är ej generella för hela landet utan gäller endast förhöjd strålning orsakad av uran-utvinning och det avfall som återstår efter denna verksamhet. Gränsvärdena gäller aktivitet i mark, radon-dotterkoncentration inomhus samt gammastrålning inomhus.

Förhöjning av radiumhalten i marken skall leda till sanering om koncentrationen genom uranutvinning ökat minst 5 pCi/g (185 Bq/kg) i minst 5 cm tjockt skikt inom ett djup av 0,3 m eller i minst 15 cm tjockt skikt på större djup än 30 cm.

Man påpekar att gränsen 5 pCi/g kan förefalla låg men eftersom de flesta avfall från uranutvinning i USA innehåller väsentligt mer än 5 pCi/g påverkas den yta som måste saneras eller den mängd material som måste flyttas troligen endast marginellt om gränsen skulle höjas.

För radondotterkoncentration inomhus gäller gränsvärdet 0,015 WL, vilket motsvarar 1,5 pCi/l eller 56 Bq/m³. Detta gränsvärde avser absolut nivå inklusive naturlig bakgrund, men endast i situationer där avfall från uranutvinning helt eller delvis orsakar förhöjningen. Man påpekar att gränsvärdet inte är tillämpligt i situationer där högre koncentration orsakas av andra faktorer, t ex naturligt förekommande aktivitet. Det är inte heller avsett som riktvärde för högsta radondotterkoncentration i nya byggnader. Om en byggnad saneras så att allt avfall från uranutvinning avlägsnas från byggnaden och dess omgivning och radondotterkoncentrationen trots detta överstiger 0,015 WL är orsaken naturlig förekomst av radium i mark och byggnadsmaterial. Gränsvärdet kan då ej användas som argument för ytterligare åtgärder, trots att byggnaden ligger i ett område där avfall spridits.

Gränsvärdet för radondöttrar i inomhusluft kan uppfyllas med ett flertal olika åtgärder. Myndigheterna föredrar dock avlägsnande av det radioaktiva avfallet där detta kan ske utan orimliga kostnader. Man har därför infört ett gränsvärde för gammastrålning. Enligt detta tillåts ej mer än 20 µR/h förhöjning över normal nivå av avfall. Detta motsvarar vid 75% vistelse i bostaden ca 130 mrem/år (1,3 mSv/år). Gränsvärdet sattes ej lägre därför att ett något lägre värde skulle ha haft endast marginell betydelse för stråldosen och begränsat flexibiliteten vid val av åtgärd.

Man överlåter åt den som genomför och övervakar de specifika saneringsprogrammen att utforma rutiner och metoder för val av åtgärder och verifiering av resultat. Syftet med gränsvärdena är att skydda människor från skador och detta anses kunna nås även utan att man med orimliga mätinsatser söker med stor exakthet fastställa om en byggnad ligger omedelbart över eller under gränsvärdet. Beslut om åtgärder bör baseras på situationen i lokaler där människor vistas; förhöjd radonhalt enbart i kryputrymmen, pannrum m m bör t ex ej medföra åtgärder.

Lokala förhållanden skall beaktas. Där det går att med liten extra kostnad sänka strålnivån under gränserna skall denna möjlighet utnyttjas. Däremot kan man i andra situationer acceptera något högre nivåer om åtgärd skulle vara orimligt komplicerad, innebära risk-

fyllda arbetsmoment eller medföra orimligt höga kostnader. Innan man beslutar att avvika från gränsvärdet av något skäl skall samråd ske med fastighetsägaren.

Kanada

I Kanada har Atomic Energy Control Board antagit riktlinjer för koncentration av radondöttrar samt gammastrålning utomhus och inomhus (AECB7/4). Dessa gränsvärden var avsedda att gälla i situationer där mänsklig aktivitet orsakat förhöjda strålnivåer (AE7/4-77). Gränsvärdena tillämpas ("have been adopted and applied") även för Elliot Lake, trots att de förhöjda radonhalterna där orsakas av att ovanligt stor andel av den radon som bildas i mineralen frigörs och kan röra sig lätt i gruset. Gränsvärdena anges i två nivåer:

- en hög nivå som kräver snabba åtgärder (Prompt Interim Action)
- det egentliga gränsvärdet (Primary Criterion), över vilket åtgärder skall sättas in.

För radondöttrar inomhus finns en tredje nivå (Investigation Level). Uppmätt koncentration över undersökningsnivån anses motivera fortsatta mätningar i syfte att verifiera att inte långtidsmedelvärdet ligger över gränsvärdet. En enstaka mätning kan nämligen avvika kraftigt från årsmedelvärdet. När åtgärder påbörjats skall de genomföras i sådan utsträckning att strålnivån reduceras till det som är lägst av naturlig bakgrundsstrålning eller "primary criterion".

Det antagna gränsvärdena är följande:

	<u>Under-</u> <u>söknings-</u> <u>nivå</u>	<u>Primary</u> <u>criterion</u>	<u>Prompt</u> <u>Interim</u> <u>Action</u>
Radondöttrar inomhus	1 pCi/l 37 Bq/m ³	2 pCi/l (74 Bq/m ³)	15 pCi/l 550 Bq/m ³
Gammastrålning inomhus 1 m över golv mitt i rum	-	50 µR/h	100 µR/h
Gammstrålning utomhus 1 m över mark	-	100 µR/h	-

Man har ansett att 74 Bq/m³ radondöttrar motsvarar maximalt 260 Bq/m³ radon.

Normerna gäller endast i samhällen med uranindustri, men även naturlig aktivitet. Tillämpningen av dessa gränsvärden har lett till omfattande mätprogram. Dessa gränsvärden har även knutits till långivning vid nybyggnad, så att byggnadstekniska lösningar som visats ge strålningsnivåer under dessa gränser även på radonfarlig mark krävs inom vissa områden.

Motivet för att gränsvärdena endast gäller inom samhällen med urangruvor el dyl är att de som arbetar i gruvorna anses löpa stora risker under arbetstid och bör därför ha en tämligen ofarlig bostadsmiljö.

Storbritannien

National Radiological Protection Board (OR172) diskuterade 1972 lämpligheten ur strålskyddssynpunkt att använda biproduktgips med 25 pCi/g (925 Bq/kg) radium-226 som byggnadsmaterial. Man bedömde att den väntade gammastråldosen 0,3 mSv/år var av större betydelse än den väntade förhöjningen av radonhalten inomhus (0,2 pCi/l). Man påpekade att dessa strålnivåer ansågs vara utan betydelse för den enskilde individen och uppmärksammas endast för det bidrag det ger till totala befolkningdosen om materialet får stor användning. Ett icke oväsentligt argument för att inte avstyrka användandet var även fördelarna med att kunna utnyttja ett ämne som erhålles som biprodukt och annars måste deponeras som avfall. Man ansåg dock att omfattningen av användningen skulle dokumenteras så att det i framtiden skulle finnas underlag för förnyad prövning och att partier med ovanligt hög halt av radium skulle undvikas så att medelvärdet i den använda gipsen ej skulle komma att överstiga 25 pCi/g (925 Bq/kg) radium-226.

Det bör observeras att bedömningen grundades på en luftomsättning $\geq 1/h$ samt att materialet endast skulle utnyttjas för en mindre del av husets stomme.

Sovjetunionen

Krisiuk et al (Kris71) föreslog 1971 gränsvärden för högsta tillåtna koncentration av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial. Gränserna sattes med hänsyn till gammastrålning och beaktade ej risker med förhöjda halter av radon. Målsättningen var att gammastrålningen från byggnadsmaterial skulle kunna ge maximalt 150 mrad/år. Om man bortser från fönster och dörrar och antar att hela husets stomme är av samma material motsvarar detta 10 pCi/g ^{226}Ra , 7 pCi/g ^{232}Th eller 130 pCi/g ^{40}K . Om samtliga dessa ämnen ingår i byggnadsmaterialet med C pCi/g skall gälla:

$$\frac{C_{\text{Ra}}}{10} + \frac{C_{\text{Th}}}{7} + \frac{C_{\text{K}}}{130} \leq 1$$

För att begränsa radonavgivningen bör koncentrationen av radium ej tillåtas uppgå till 10 pCi/g.

Sverige

I Sverige gäller provisoriska gränsvärden för koncentration av radondöttrar inomhus. Under kommande fem år skall exponeringen begränsas till 2000 Bq år/m³.

Detta innebär att de hus som har högst radondotterhalt skall åtgärdas först och inom 5 år skall i princip samtliga hus med minst ca 400 Bq/m³ åtgärdas. Åtgärderna skall utformas så att koncentrationen blir maximalt 200 Bq/m³.

Nya hus skall konstrueras så att radondotterhalten i princip ej överstiger 70 Bq/m³. Detta skall uppnås bl a genom att innehållet av radium i byggnadsmaterial begränsas till maximalt 200 Bq/kg.

Jämförelse mellan kostnad och nytta

När man fastställer gränsvärden och överväger att vidta åtgärder är det viktigt att kostnaderna vägs mot de fördelar man räknar med att uppnå.

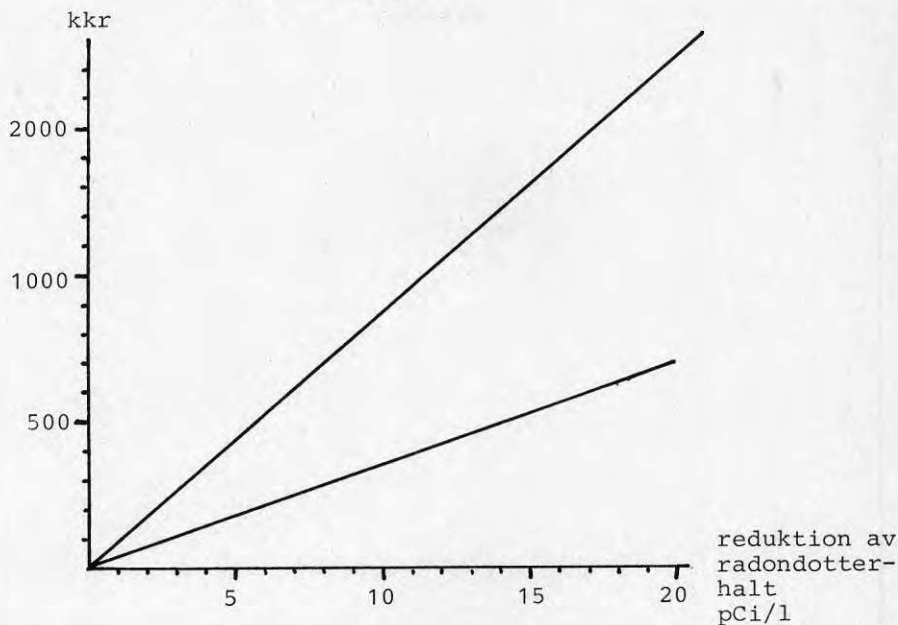
I USA tillämpas Uranium Fuel Cycle Standard enligt vilken det anses motiverat att satsa \$200.000-500.000 (1·10⁶ - 2,5·10⁶ kronor) för varje dödsfall i cancer eller fall av allvarlig missbildning som man räknar med att undvika genom att vidta den aktuella åtgärden. Detta motsvarar 50.000 kronor per manSv. Denna praxis är begränsad till kärnbränslecykeln.

US Environment Protection Agency utnyttjade dock dessa belopp och vissa antaganden om bl a boendetäthet och återstående brukstid för husen vid bedömning av hur stora kostnader som är rimliga vid åtgärder i syfte att minska inomhuskoncentrationen av radon i områden som rekultiverats efter fosfatbrytning eller där uranförande fosfat finns nära markytan i Florida. Följande antaganden utnyttjades i beräkningarna:

- existerande hus har 70 år återstående brukstid
- i varje hus bor i medeltal 3,5 personer, som antas tillbringa 75% av tiden i byggnaden
- bland 100.000 personer, som hela livet bor i hus med 0,03 WL (3 pCi/l eller 110 Bq/m³ radondötrar) inträffar 3300 dödsfall till följd av exponering för radon (EPA79).

Under dessa antaganden kan ett diagram upprättas (figur 16-2), som visar hur stor kostnad som maximalt kan försvaras i syfte att sänka radondotterhalten i existerande hus från nuvarande nivå till antaget framtida riktvärde. Resultatet av en sådan överslagsberäkning är att redan vid en önskad reduktion av radondotterhalten med 6 å 8 pCi/l (200-300 Bq/m³) skulle kostnader i nivå med rivning och nybyggnad kunna försvaras.

Fig 16-2. Maximal kostnad i 1000-tal kronor som kan försvaras för att reducera radondotterhalten (pCi/l)



Beräkningarna kan lätt upprepas för andra antaganden om samband mellan dödsfall och exponering för radon, antal boende per lägenhet osv. Intervallet $1 \cdot 10^6$ - $2,5 \cdot 10^6$ kronor per räddat liv förefaller dock konsistent med svensk politik avseende vägtrafiksäkerhet, där ett räddat människoliv värderas till ca 1.700.000 kronor (The78). Man skulle dock kunna hävda att medborgarna har rätt att kräva större säkerhet i sina bostäder än ute i trafiken. Inom konventionellt strålskydd utom kärnkraft, diskuteras åtgärder utifrån en försvarbar kostnadsnivå 10.000 - 20.000 kronor per man Sv.

Det är dock helt uppenbart orimligt att tänka sig vidta åtgärder i det svenska byggnadsbeståndet i en omfattning som motsvaras av dessa kostnader. Prioritering är nödvändig så att det relativt lilla antalet hus med mycket höga halten åtgärdas inom de närmaste åren. En fortsatt satsning i mycket stor skala mot radon i byggnader måste vägas mot andra, möjligen mindre krävande sätt att förbättra folkhälsan. Vid mycket höga individdoser och därmed hög risk för enskild individ krävs dock åtgärder oavsett kostnadsnivå inom det konventionella strålskyddet.

Vid nybebyggelse kan situationen vara något annorlunda. Det använda dosresponsförhållandet är tämligen pessimistiskt. Om den verkliga risken skulle vara en tredjedel, dvs 1 pCi/l (37 Bq/m³) leder till att 1% av befolkningen får lungcancer, skulle räknasättet försvara 20.000 - 50.000 kronor i ökade kostnader för att t ex nå 35 istället för 70 Bq/m³.

De merkostnader som blir följden av olika nivåer på gränsvärde för framtida bebyggelse är praktiskt taget okända. Feher et al (Fe75) har översiktligt diskuterat hur byggkostnaderna skulle påverkas av gränsvärden i Ungern. Han antog att gränsvärden skulle få till följd att vissa byggnadsmaterial ej skulle kunna användas utan komma att ersättas med andra material som skulle behöva transporteras längre sträckor. Transporter uppgavs i Ungern svara för ca 10% av de totala byggnadskostnaderna. Om radiologiska hänsyn skulle innebära 10% ökning av denna post skulle de totala byggnadskostnaderna i medeltal öka med 1%.

Radonavgång från byggnadsmaterial och koncentration av radon i inomhusluften -----

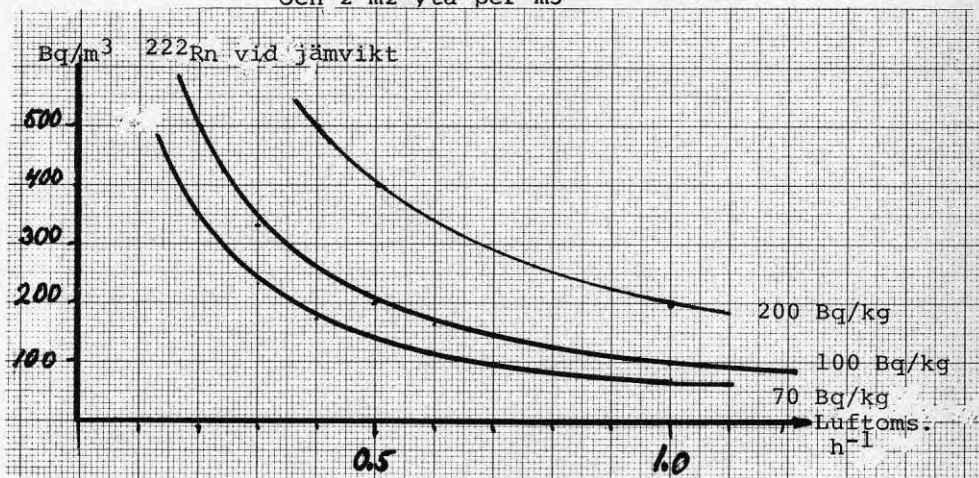
När man anger ett gränsvärde för högsta tillåtna radondotterkoncentration, kan det bli problem om

- byggnader görs mycket täta och gränsvärdet skall hållas oavsett luftomsättning
- ett byggnadsmaterial visar sig ha ovanligt stor radonavgång i förhållande till dess innehåll av radioaktiva ämnen och kommer till användning i en stor del av husets stomme

Radonutredningen har föreslagit att byggnadsmaterial i fortsättningen ej skall tillåtas innehålla mer än 200 Bq/kg radium-226 utan särskild prövning.

Mätningar utförda av Stranden m fl (Stra79a) under det senaste året tyder på att betong avger större andel av bildad radon än vissa andra byggnadsmaterial, närmare bestämt $0,5 \text{ Bq m}^2 \text{ h}^{-1} / \text{Bq/kg}^{-1}$. Om man antar att en bostad uppförs med hela stommen i betong med denna radonavgivning och därigenom får ca 2 m² betongyta per m³ volym blir radonhalten vid jämvikt en funktion av luftomsättningen, fig 16-3.

Fig 16-3. Samband mellan koncentration av radon från byggnadsmaterial och luftomsättning vid 70, 100 och 200 Bq/kg av radium-226. Radonavgång $0,5 \text{ Bq m}^{-2} \text{ h}^{-1} / \text{Bq kg}^{-1}$ och 2 m^2 yta per m^3



Förhållandet mellan radondöttrar och radon varierar mellan 0,1 och 0,9, men antas ofta i medeltal vara 0,5. Om detta antagande används följer att betong med 200 Bq/kg radium-226 kan ge upp till ca 200 Bq/m³ radondöttrar. För att nå 70 Bq/m³ skulle luftomsättningen då behöva ökas till ca 1 oms/h, eller andelen betong i stommen begränsas genom att icke lägenhets-skiljande mellanväggar görs av material med låg radonavgivning.

För att nå maximalt 140 Bq/m³ radon-222 från betong skulle aktiviteten behöva begränsas till 70 Bq/kg radium-226. Totala radonhalten i byggnaden bestäms även av eventuellt tillskott från mark och vatten.

17. Möjliga åtgärder att sänka radonhalt i nya och gamla byggnader

Det finns ett mycket stort antal metoder som var för sig eller i olika kombinationer kan tillämpas i syfte att sänka radon/radondotterhalten i hus. En del av dessa metoder har redan tillämpats i åtskilliga hus eller är av sådan natur att effekten på radonhalten kan bedömas med förhållandevis god säkerhet. Andra metoder är mer osäkra.

Lämpliga åtgärder i existerande byggnader

Det radon som härrör från byggnadsmaterial kan i princip påverkas genom

- att byggnadsdelarnas yta görs radontäta
- att radonet blandas ut i mer luft till lägre koncentration genom ökad ventilation

I allmänhet är det ej praktiskt möjligt att avlägsna det material som avger radon. Endast i undantagsfall kan man nå en avgörande reduktion av radonflödet genom att avlägsna icke bärande väggar och bjälklagsfyllning. Genom att förse väggar med ett tätt skikt av aluminiumfolie, färg eller plasttapeter kan radonavgången reduceras. I praktiken är det dock troligen svårt att nå mer än ca 50% reduktion. Det är därför troligt att ökad ventilation är det bästa sättet att minska det bidrag till radonhalten i inomhusluften som erhålles genom byggnadsmaterialens radonavgivning. I ett hus som tidigare varit mycket tätt kan man nå upp till 80-90% reduktion.

Den andel av radonet i inomhusluften som härrör från marken under huset kan påverkas med andra metoder. Troligen förs radon in från marken till övervägande del genom att radonmättad luft strömmar in genom sprickor och andra otätheter. Diffusion rakt genom sprickfri betong torde vara av underordnad betydelse. Inflödet av radon kan därför påverkas genom att

- sprickor och hål tätas
- eventuellt undertryck i byggnaden minskas
- upprätthållande av undertryck under källargolv

Tätning av sprickor

Vid tätning av sprickor, t ex i skarv mellan betonggolv och vägg, måste materialet väljas med hänsyn till att det skall hålla länge, motstå nötning och kunna upprätthålla täthet även om sprickan vidgas något. Epoxygel blir hårt och behöver inget skydd mot nötning. Det har dock visat sig bli för stumt så att det inte upprätthåller täthet om det utsätts för rörelser. I många fall har nya sprickor bildats efter en tid, ibland parallellt med de ursprungliga. En stor nackdel

är att epoxiprodukter måste blandas homogent i exakta proportioner, vilket är svårt att uppnå i praktiskt arbete (Dil79f).

Under laboratorieförhållanden fungerade tätning med snabbhärdande cementprodukter. Vid försök i fält sprack tätningarna ofta, vilket tillskrevs ojämn sammansättning hos produkten. I Elliot Lake har man haft störst framgång i försök att täta sprickor om sprickan först bilats upp och därefter fyllts med polyuretanbaserat gummi avsett för vattentätning. Som skydd mot nötning har man använt betong med polymettillsats armerad med alkaliresistent glasfiber Dil79f).

Krympsprickor mellan betonggolv och källarvägg har även tätats framgångsrikt med membranisolering skyddad av glasfiberarmerad latexbetong.

Invärdig epoxibehandling av hela källaren har visat sig vara en otillförlitlig metod, främst på grund av att det uppstår nya sprickor.

I Elliot Lake, Canada, har man uppmätt höga halter av radon inomhus. Man misstänkte att radonet i vissa hus härstammade från frilagd bergyta i källaren. I syfte att prova ut en metod att hindra radonavgång från bergytan provades ett antal olika färgers förmåga att begränsa radonavgången från bergytor. Dessa prov bestod i att radonavgången från 300-900 g prover av uranmalm mättes före och efter målning. Inledande mätningar tydde på att ett flertal färger skulle begränsa radonavgången med 80%, som var det uppställda målet. Mätningarna upprepades med bättre utrustning varvid proverna placerades i 4,7 l metallburkar och radonavgången beräknades ur den radonhalt som erhöles i burken sedan jämvikt inställt sig. Härvid framkom att färgerna i allmänhet minskar radonavgivningen till ca 50%. Två epoxibaserade färger reducerade dock radonavgången till <20% (coat tar epoxy och epoxyamine adduct). Vid prov med målning av bergyta visade det sig att radonavgången var låg (0-200 pCi/m²,h eller 0-1000 atomer/m²,s) vilket gjorde det omöjligt att detektera eventuell effekt av målning (Dil79b). Radonavgången var koncentrerad till sprickor i berget. Tätningssåtgärder mot frilagt berg i kryputrymmet bör därför koncentreras till sprickor.

Det har visats att undertryck i ett hus kan leda till att radonrik luft sugts in från underliggande kryputrymme eller mark.

Det framfördes vid symposium om radon i byggnader att man skulle kunna minska inflödet av radon med 50% genom att sätta huset under 1-2% övertryck (Work79). Det är dock ej helt säkert att detta är fallet när jämvikt ånyo ställt in sig. Om radon huvudsakligen transporteras genom diffusion kan man knappast vänta stor effekt annat än momentant vid tryckökningen. För det fall att radon tillförs genom volymström av luft, t ex markluft som tränger upp genom sprickor i betong-

golv, kan man vänta sig en radikal förändring om tryckgradienten vänds.

Övertryck inne i byggnader medför dock att varm, fuktig luft tränger ut i väggarnas kallare delar. Härvid utfaller fukt och reesultatet kan blir svåra skador på byggnaden.

Man kan därför med säkerhet säga att upprätthållande av övertryck i bostäder ej är en framkomlig väg att reducera radonhalten inomhus.

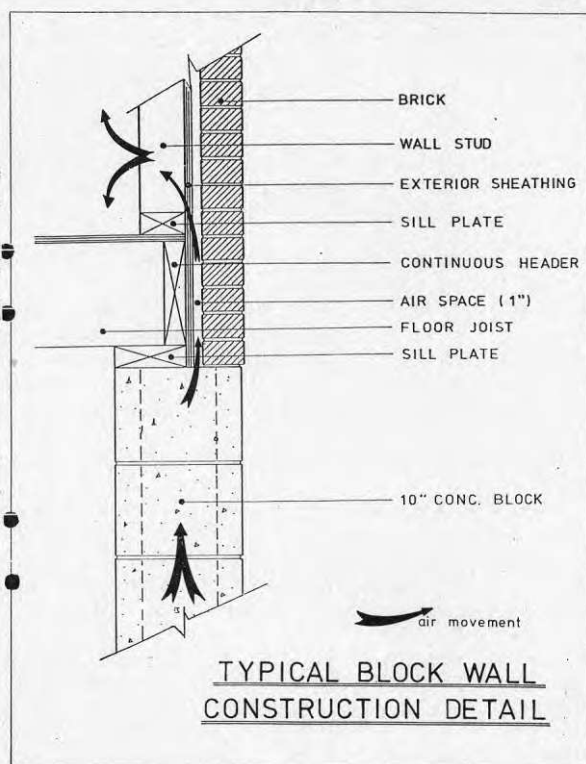
Däremot är det troligen lämpligt att minimera undertrycket, t ex genom injustering av ventilationsanläggning. Det är även ofta lämpligt att söka upprätthålla ett visst undertryck under golvet. Det har visats att det är möjligt att förhindra inflöde av radon i bostaden om underliggande kryputrymme hålls vid undertryck även om radonkoncentrationen i kryputrymmet är hög.

Det har även visat sig att upprätthållande av visst undertryck i kapillärbrytade skikt under källargolv effektivt förhindrar inflöde av radon från marken. Det är kostsamt att lägga ner ventilationskanaler under golvet i existerande byggnader. För att hålla nere kostnaderna (<10.000 kr) har man därför i några fall sugit luft på en eller ett par punkter centralt under huset. Resultaten har hittills varit mycket positiva i de fall porositeten i det material som finns under betongen är så stor att undertrycket kan spridas i sidled under hela golvet.

I allmänhet förs inte radon genom sprickfri betong. Om betongen är dålig - tillverkad med olämpligt förhållande mellan vatten och cement eller frusen innan den brunnit - visade den sig vid försök släppa igenom förhållandevis mycket luft, även vid 20 cm tjocklek. Detta luftflöde upphörde om ytbehandling gav en sammanhängande film. Detta visade sig dock svårt att åstadkomma på rå betongyta (Dil79f).

I källarväggar av betonghålstén kan radon ansamlas i hålrummen och stiga uppåt för att slutligen nå in i bostadsdelen av huset. Denna illustreras av fig 17-1.

Fig 17-1 Inflöde av radon via grundmur av betonghålsten



Dessa väggar har även visat sig vara otäta och medger luftflöde såväl horisontellt som vertikalt. Detta flöde skulle kunna begränsas om utsida eller insida tätades eller om stenarnas inre håligheter (främst i det nedre varvet) fylldes med lämpligt material. Blandning cement/sand har visat sig fungera, men teknik att applicera detta inne i en vägg har ej lösts tillfredsställande. Otätheter i vertikala fogar mellan stenarna har visat sig medföra problem (Dil79f).

Fyllning av samtliga hål i en källarvägg av betonghålsten har bedömts kosta mer än att byta väggen mot platsgjuten betong (Dil79f).

Lämpliga åtgärder i nya byggnader

Liksom vid reduktion av radonhalt i existerande byggnader finns det ett stort antal åtgärder som kan tillämpas i syfte att minska radonhalten i hus som skall byggas. Vissa åtgärder kan tillämpas i bägge fallen; t ex ger tätt ytskikt på väggarnas insida och ökad ventilation minskad radonhalt i såväl gamla som planerade hus. Vissa möjligheter existerar dock endast i nya hus eller är mycket enklare att tillämpa vid ny-

byggnad.

Val av metod påverkas givetvis av om det är radon härstammande från mark, byggnadsmaterial eller vatten som man önskar påverka.

Radon från mark och berggrund

När man önskar förhindra eller begränsa flödet av radon från marken eller berggrund in i en planerad byggnad kan man i princip välja följande vägar:

- byta ut det material som innehåller radium upp till ett lämpligt avstånd från byggnaden
- injektera marken med ett ämne som ökar diffusionsmotståndet och därigenom begränsa radonavgången
- placera ett ventilerat skikt mellan marken och byggnadskonstruktionen
- förse byggnadskonstruktionens utsida med ett tätt skikt
- göra byggnaden tät, dvs utan sprickor eller håligheter
- utföra byggnaden i ett material som försvårar radonets diffusion
- göra byggnadskonstruktionen tjock
- förse byggnadsdelarnas insida med ett tätt skikt som hindrar radon att tränga ut i rummet.

Vissa av dessa metoder kan tillämpas oberoende av grundläggningssätt (nergrävd källare, platta på mark eller kryppgrund) medan utformningen av andra i hög grad påverkas av grundläggningssättet. Det är även möjligt att kombinera fler av dessa metoder i samma byggnad.

Utbyte av det aktiva materialet

Om man gräver/spränger bort det material som avger ovanligt mycket radon under byggnaden (vid källare även vid sidan) och ersätter det med fyllning av normal eller ovanligt låg aktivitet får man en reduktion av radonflödet från den ursprungliga marken fram till byggnaden. Metoden är i princip tillämpbar oavsett grundläggningssätt. Effekten beror av den nya fyllningens diffusionsmotstånd för radon samt av radonavgivningen från denna fyllning. Relaxationslängden för radon i jord och fyllning kan antas vara 1,5 meter, varför det är stora mängder material som skulle behöva bytas ut.

Om den packade fyllningen har densiteten 1600 kg/m³ kommer gammastrålningen ur den ursprungliga marken att reduceras med 90% radon vid ca 0,33 m fyllning.

Detta innebär att när fyllning byts till djup > 1 m bestäms gammastrålningen enbart av innehållet av radioaktiva ämnen i den nya fyllningen.

Metoden att byta fyllning under 140 m² enfamiljshus på betongplatta har av EPA bedömts kosta \$3250-\$5500 i

1977 års prisnivå (ca 16000-28000 Skr).

I princip skulle denna metod kunna vara användbar såväl vid grundläggning med källare, krypgrund som på platta.

Injektering i marken i syfte att begränsa radonets diffusion

I princip bör det vara möjligt att minska radonavgången från marken genom injektering av ett ämne som gör marken tätare. Speciellt i de fall då det kraftiga radonflödet mer eller mindre orsakas av att marken är mycket porös (grov sand o d) (Dil78) skulle detta kunna vara en framkomlig väg. Litteraturstudier har ej givit närmare information om sådan teknik.

Tätskikt på den ursprungliga marken

Genom att anbringa ett tätt skikt på den ursprungliga marken kan radonavgången begränsas eller förhindras. Om marken i kryplådan utgörs av lösa jordarter bör samma teknik som tillämpas/utprovas för begränsning av radonavgången från upplag av avfall från uranutvinning (mill tailings) kunna användas. Det är t ex gummiasfalt och katjoniska asfaltemulsioner som man använder för detta (Ha80). Om ursprungliga marken utgörs av berg kan istället den teknik som har prövats i gruvor i syfte att begränsa radonavgång från berget vara användbar.

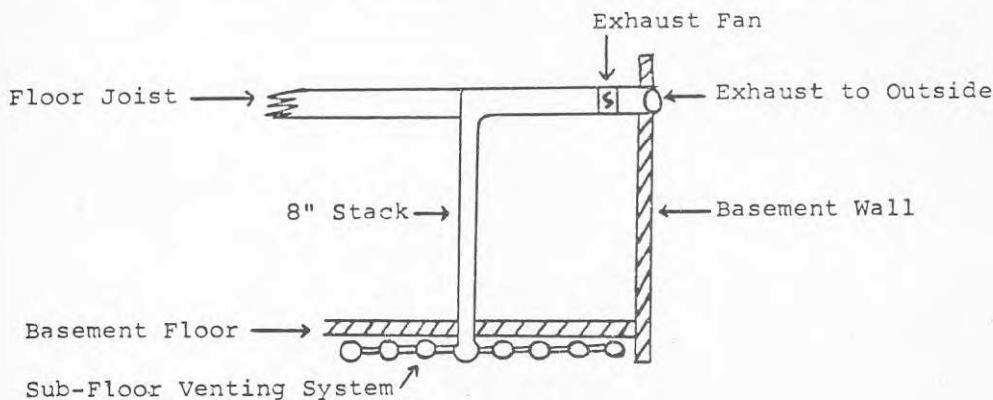
Som tätskikt på marken kan även användas betong eller t ex uretanskum med slutna celler (MacL79).

Ventilation mellan mark och byggnad

Genom att ventilera mellan den ursprungliga marken och byggnaden kan man begränsa koncentrationen av radon omedelbart utanför byggnadskonstruktionen. Detta kan ske genom ventilerad kryplåda mellan mark och byggnad, ventilationssystem under betongplatta, källargolv eller under tätskiktet på den ursprungliga markens yta och genom att byggnadsdel nersprängd i berg förses med ventilerad luftspalt mot berget.

I Canada har man tillämpat ett system att ventilera omedelbart under källargolvet, fig 17-2. De perforerande ventilationsrören skall ha diameter 100-150mm och läggs med 60 cm centrumavstånd. Betongplattan armeras för att minska risken för sprickbildning (Mor79) (Work78).

Fig 17-2. Ett system för ventilering av marken omedelbart under källargolvet (Work78)



Sedan man börjat använda detta system i nybyggda hus har man i ett område, där vanlig byggnadsteknik tidigare givit hög radonhalt inomhus, kunnat begränsa radonhalterhalten till $<70 \text{ Bq/m}^3$ i 154 av 165 hus. Radonhalten i den luft som sugts ut har varit 25-100 pCi/l och koncentration av radon i markluft intill grundmurarna har uppmätts till 7000-30000 Bq/m³.

Systemet bygger på att man upprätthåller ett visst undertryck i kapillärbrytande skiktet under betongplattan. Vid ett poröst kapillärbrytandeskikt torde undertrycket fördelas i sidled under en god betongplatta även om avståndet mellan slangarna ökas betydligt.

Kostnaden för systemet uppges till 1200 kanadensiska dollar (ca 4500 Skr) (Work78). Denna ventilationsteknik bör kunna tillämpas även vid grundläggning på platta och under ett ytskikt som anbringas i syfte att minska radonavgången från marken i en kryplåda. Risken för frysning vintertid måste beaktas om marken är porös och större mängder utomhusluft sugts in under plattan.

Om byggnaden grundläggs med kryplåda finns det goda möjligheter att genom ventilation dels begränsa radonhalten i kryplådan och framförallt förhindra att radonhaltig luft tränger upp i bostaden genom otätheter i golvet.

Vid nybyggnad är det av största vikt att undvika otätheter under markytan. I Canada har man haft problem med att dräneringsrör ibland anslöts ovanför vattenlås i golvbrunnar. Dessa utgjorde en perfekt passage för radonrik markluft. Efter omkoppling så att ledningarna mynnade nedanför vattenlås upphörde detta inflöde. I Sverige är denna koppling troligen ovanlig, men otätheter förekommer ofta vid t ex renslucka på utgående avloppsledning.

Radon från byggnadsmaterial

Vid nybebyggelse är det bästa sätter för begränsning av radonavgången från husets stomme att välja material med låg radonavgivning. Bland de byggnadsmaterial som används idag gäller det främst att undvika viss betongballast med ovanligt kraftig radonavgivning.

Viss radonavgivning är dock oundviklig i hus av stenartsbaserat material och om luftomsättningen blir mycket låg kan denna räcka till att bygga upp väl hög radonhalt inomhus. Detta motverkas om man tillser att luften omsätts med avsedd hastighet.

Radon från vatten

Radon kan avlägsnas ur vatten genom luftning. De praktiska detaljerna vid luftning av vattnet från små enskilda brunnar har dock ej lösts.

18. Förslag till forskningsprogram

Syftet med denna studie var främst att bilda underlag för ett förslag till forskningsprogram rörande främst radon i bostäder. Ett förslag överlämnades till radonutredningen hösten 1979 (se bilaga 2). Det forskningsprogram som nu håller på att genomföras överensstämmer i stort med detta förslag. Den ökade kunskap som har framkommit efter det att detta förslag skrevs påverkar bedömningen främst rörande

- radonsäkert byggande på radonfarlig mark
- utprovning av billiga, men ändå effektiva metoder i syfte att begränsa inflöde från mark
- möjligheterna att på kort tid ta fram underlag för permanenta gränsvärden rörande byggnadsmaterials innehåll av radium och avgivande av radon

Betydelsen av nya byggnadskonstruktioner samt användning av nya byggnadsmaterial förtjänar även viss uppmärksamhet.

Byggande på radonfarlig mark

Det har under det senast året visats att konventionellt byggande kan leda till oacceptabelt stort inflöde av radon från marken på fler marktyper än man tidigare kunde förutse. Detta ger problemet en helt annan storleksordning eftersom det nu är fråga om stora områden som knappast kan undantas från bebyggande. Det är därför nödvändigt att metoder för radonsäkert byggande utvecklas snarast. Vissa experiment har inletts och det finns anledning förmoda att relativt måttliga förändringar av byggnadstekniken i de flesta fall är tillräckligt. Det skulle dock vara befogat med kraftiga, omedelbara experiment eftersom osäkerheten idag är mycket stor.

Åtgärder i existerande hus med inflöde av radon från marken

Sedan det framkommit att flera marktyper i kombination med vanliga byggnadstekniska detaljlösningar kan ge mycket höga radonhalter är det nu ett akut behov av att metoder utprovas som till rimliga kostnader medger radikal begränsning av radonhalten. Sådant arbete har initierats av BFR och Radonutredningen.

Underlag för framtida gränsvärden rörande byggnadsmaterial

Arbetet med att dokumentera samspelet mellan innehåll av radium i byggnadsmaterial, radonavgången samt möjligheten att påverka denna med ytbehandling har visat sig innebära mycket stora svårigheter. Möjligheterna att förse Radonutredningen med avsett underlag på denna punkt är därför begränsade. Orsaken är i första

hand de stora mättekniska problemen.

Studier av hur ny byggnadsteknik påverkar strålningsmiljön inomhus

Ett flertal nya byggnadstekniska lösningar studeras sedan några år tillbaka. Dessa kan i flera fall påverka radonhalten i inomhusluften och bör följas upp ur denna synpunkt. Det kan i många fall gå att minska radonhalten genom modifiering av tekniken.

Följande är exempel på sådan teknik som bör följas upp med hänsyn till radon:

- lagring av värme i bädd av makadam eller dylikt
- lagring av värme i tung betongkonstruktion med luftkanaler i betongen
- byggande helt eller delvis under mark
- inblandning av kolaska i cement
- användning av biproduktgips

Lagring av värme i bädd av makadam

En stenbädd under huset är en av många föreslagna tekniker för lagring av värme. I de fall värme överförs från detta lager till bostaden med luft kan man befara att radon medföljer. Radonhalten i ett hus där detta system för värmelagring utnyttjas (Naturhuset Nacka) har långtidsregistrerats av Statens Strålskyddsinstitut (Ny80).

De faktorer som bestämmer hur mycket radon som förs in i huset är främst:

- radonavgång från makadam
- radonhalt i omgivande berg och mark

Bidraget av radon från värmelagret kan minskas eller elimineras på bl a följande sätt:

- välj makadam med låg aktivitet och en struktur som begränsar emanationen
- använd styckestorlek större än diffusionslängden för radon
- isolera värmemagasinet från omgivande mark
- låt ej luften från stenbädden föras in i bostaden utan överför värme via en värmeväxlare

Vid en fortsatt utveckling av tekniken bör dessa frågor belysas.

Lagring av värme i tung betongkonstruktion med luftkanaler

Genom att nya hus byggs täta och med god värmeisolering blir uppvärmningssäsongen kortare och energiförbrukningen mindre.

Samtidigt får man emellertid ofta ett temperaturöverskott under varma perioder under sommaren och soliga dagar under vår och höst. Detta temperaturöverskott har man tidigare angripit genom att installera kylmaskin. Ett mer energieffektivt sätt är att lagra upp överskottsvärme under soliga dagar i stommen och därigenom lagra värmen till natten. Samma system kan utnyttjas för att under sommaren kyla ner stommen under natten och därigenom minska behovet av kyla under dagen. För att åstadkomma detta krävs stor kontaktyta mellan luft och stomme, vilket kan åstadkommas t ex med kanaler i betongbjälklagen. Detta kan leda till större radonavgivning till luften. Det bör klarläggas huruvida denna teknik underlättar radonavgången.

Byggnad helt eller delvis under mark

I såväl Sverige som andra länder studeras möjligheten att förlägga bostäder helt eller delvis under mark. I varmare länder är syftet att stänga ute värmen och spara energi genom minskat behov av luftkonditionering. I Sverige är syftet att vintertid minska energiförbrukningen genom att bostaden gränsar mot mark med högre temperatur än utomhusluften. I Sverige torde fastighetsbeskattningen, som är lindrigare för utrymmen under mark, även ha viss betydelse för dessa tendenser.

Genom att bostaden får större kontaktyta med marken kan man anta att risken för inflöde av radon från marken ökar i motsvarande grad.

Radium i aska

Olja och gas (de former som är aktuella i Sverige) innehåller helt obetydliga mängder radioaktiva ämnen. Ytterligare studier av detta är ej befogat.

Torv kan i vissa partier innehålla förhöjda halter av radioaktiva ämnen. Huruvida sådana partier bör undvikas, eller om de utsläpp som de kan ge upphov till endast ger ett obetydligt bidrag till utsläppens medelvärde över lång tid, kan förtjäna viss uppmärksamhet.

För att i första hand ersätta tung eldningsolja kommer förbrukningen av bl a kol att öka kraftigt. I ett flertal utredningar har skalan 10 - 20 Mton/år diskuterats.

Innehåll av radioaktiva ämnen i kol har studerats i flera länder. I ett flertal arbeten har man jämfört utsläpp av radioaktiva ämnen från koleldade kraftverk med motsvarande utsläpp från kärnkraftverk. Det synes råda enighet om att utsläppen är små från koleldade anläggningar som utnyttjar normala kolkvaliteter och

är försedda med effektiva reningsanordningar. Eftersom kol innehåller ca 10% aska kommer askproduktionen att uppgå till någon miljon ton per år. Kolets innehåll av radium samlas i askan som får ca 10 gånger högre koncentration än kolet. Askan kan betraktas som avfall och deponeras eller användas t ex som

- ersättning av betongballast
- ersättning av cement
- råvara för cementtillverkning
- ersättning av del av leran i tegeltillverkning
- tillverkning av lättbetong
- tillverkning av lättklinker
- filler i asfaltbetong

I Sverige har Naturvetenskapliga Forskningsrådet (NFR) beviljat anslag till Radiofysiska institutionen vid Lunds universitet bl a för studium av innehåll av radioaktiva ämnen i kol och hur dessa ämnen anrikas i olika askfraktioner. Resultatet av detta arbete skall rapporteras under senare delen av 1981.

Möjligheten att blanda in kolaska i cement studeras även inom projekt Kol, Hälsa, Miljö (KHM). Denna fråga har även studerats i USA vid Tennessee Valley Authority (Max80) och vid Monsanto (Sty796) och i båda fallen har man kommit till att den andel av bildad radon som avgår från kolaska är ovanligt liten. Detta skulle kunna bero på att den glasartade struktur som erhålles vid de höga temperaturer som råder i de flesta pannor hindrar radonets rörelse. Environmental Protection Agency har därför rekommenderat att kolaska används som tillsats i betong (Max80). Radonavgången bör dock verifieras i några betongprover innehållande kolaska. Dessutom är det befogat att mäta hur mycket radon som avgår ur aska från fluidiserade bäddar. I dessa har askan ej varit utsatt för lika hög temperatur som i pulvereldade pannor. Askan kan därför vara mindre sintrad/förglasad, vilket kan underlätta radonavgången.

Användning av biproduktgips

Gips erhålles som biprodukt vid framställning av fosforsyra och vid svavelrening av rökgaser. På grund av radiums starka bindning till sulfat, kan man anta att hela eller delar av råvarans (apatit resp kol) innehåll av radium återfinns i gipsen. De gipsplattor som utnyttjas i Sverige har låg radonhalt (4-26 Bq/kg); man bör följa denna halt och undvika att biproduktgips med onödigt hög halt av radium kommer till användning. I USA pågår studie av hur mycket av kolets radiuminnehåll som återfinns i gips från rökgasavsvavling. Typen av rökgasavsvavlingsprocess kan förväntas ha stor betydelse för detta.

19. Referenser

- Ai 77 Aitken, J H et al: Radon Concentrations in contaminated and uncontaminated premises in two Ontario Towns, in Radon Workshop, February 1977 Breslin, A.J. ed HASL-325
- Alt 81 Dr Ward Alter; personlig kontakt
- Anna 80 Annanmäki, Martti: Radon and radon daughters in dwellings where radon-rich water is used as household water, Nordic Society for Radiation protection, 6-9 Jan 1980, Geilo, Norge
- Ar 78 Archer, Victor E et al: Radon Daughter Cancer in Man. Factors in Exposure - response Relationships
- Arb 72 Arbetskyddsstyrelsen Anvisningar nr 82 Radonanvisningar utfärdade i mars 1972
- At 77 Atomic Energy Control Board, P.O. Box 1046, OTTAWA, Canada: Criteria for Radioactive Clean-up in Canada, Information Bulletin 77-2. April 7, 1977.
- Au 74 Auxier, J A: Preliminary Studies of the Effects of Sealants on Radon Emanation from Concrete Health Physics vol 27 (1974) pp 390-391
- Au 76 Auxier, J A: Respiratory exposure in buildings due to radon Progeny; Health Physics 1976 vol 31 (August) pp 119-125
- Ax 71 Axelson, Olav et al: Svensk pilotstudie över lungcancer hos gruvarbetare, Läkartidningen vol 68 nr 49 1971, p 5687-5693
- Ax 77 Axelson, Olav: Lungcancer som yrkessjukdom - några epidemiologiska synpunkter, Installationsföreläsning, Regionsjukhuset Linköping 1977-09-29
- Ax 78 Axelson, Olav och Sundell, L: Mining, lung cancer and smoking, Scand.j. work environ. & health 4 (1978) 46-52
- Ax 79a Axelsson, O et al: Lung cancer and residency - a case-referent study on the possible impact of exposure to radon and its daughters in dwellings
- Ax 79b Axelson, Olav and Edling, Christer: Lungcancer i områden med alunskiffer i berggrunden - preliminära resultat. Regionsjukhuset i Linköping, Yrkesmedicinska kliniken 1974-01-31

- Ba 79 Backman, Carl-Magnus, Institutet för Högspänningsforskning, Uppsala. Förekomst av joner i olika inomhusmiljöer - orsaker till olika jonkoncentrationer i VVS-tekniska föreningens symposium Föroreningar i inomhusluft, Stockholm 1979-01-23.
- Bar 73 Barretto, P.M.C. Radon-222 emanation Characteristics of rocks and minerals in Radon in Uranium mining, Proc. Washington 4-7 Sept 1973. IAEA-PL-565/1 p 129-150.
- Bar 75 Barretto, Paulo M.C. et al: Physical Characteristics of radon-222 emanation from rocks, soils and minerals: its relation to temperature and alpha dose. Natural Radiation Environment... Symp. Aug 1972. Houston, Texas 1975
- Bat 77 Bates, Robert C: Rock sealant restricts falling barometer effect Mining Engineering 29 (1977):12 p 38
- Be 78 Bergström Lars och Bergman, Ronny, Studsvik Report SM-78/20; Radiologiska jämförelser av luftburna utsläpp vid energiproduktion baserad på kol och uran.
- Be 67 Bergström, Stig O W och Wahlberg, Thor: Radiumhaltiga byggnadsmaterial ur strålskyddssynpunkt. AB Atomenergi AES-7, Stockholm 1967.
- Be 70 Běhounek, F. History of the Exposure of Miners to radon. Health Physics 19 (1970) p 56-57
- Be 76 Bernard, S.R. et al: Estimate of 50 years dose commitment to various organs and tissues of the body from inhalation of ^{222}Rn free of its daughters. Health Physics 31 (1976) p 534
- Beck 78 Beck, Harold L et al: Perturbations on the natural radiation environment due to the utilization of coal as an energy source, presented at the DOE/UT Symposium on the Natural Radiation Environment III, Houston, Texas, April 23-28, 1978
- BEIR 80 BEIR - report
- Bert 80 Berteig, Leiv: "Radon and thoron in Norwegian mines". Presenterad för Nordic Society for radiation protection i Geilo 6-9 januari 80.

- Bres 78 Breslin, A.J. et al: Correlation of Air concentrations of Radon with sources in residential buildings; Presented at NEA Specialist Meeting on Personal Dosimetry and Area Monitoring Suitable for Radon and Daughter Products. Paris, Nov 20-22, 1978
- Bu 78 Budnitz, R.J. et al: Human disease from Radon Exposures: The Impact of Energy Conservation in Building. Lawrence Berkely Laboratory LBL 7809 August 1978
- Bus 79 Busigin, Anthony et al: Attenuation of radon flux from uranium mill tailings by consolidation, Health Physics vol 36 1979 p 393-399
- Bus 80 Busigin, Anthony et al: Collection of Radon Daughters on Filter Media, Environmental Science & Technology, Vol 14 no 5 May 1980 p 533-536
- Car 73 Caruthers, L.T. Need for Standards for Natural Airborne Radioactivity (Radon and Daughters) Concentrations in Modern Buildings. Health Physics 29 (1973) p 814-817
- Carr 76 Carr, George et al: Phase 1 demonstration and study of ventilation/filtration techniques as a uranium mill tailings remedial action. Nelson, Haley, Patterson and Quirk, Inc. Grand Junction, Colorado September 1976
- Cast 77 Castrén, O. et al: High natural radioactivity of bored wells as a radiation hygienic problem in Finland; presented at the 4th International Congress of the IRPA, Paris, April 24-30, 1977
- Cast 78 Castrén, O. The Contribution of bored wells to respiratory radon daughter exposure in Finland; presenterad vid The Natural Radiation Environment III Houston, Texas, April 23-28, 1978
- Cast 80 Castrén, Olli: Problems of radiation protection from natural radiation in Finland; at Nordic Society for radiation protection, Geilo 6-9 jan 1980
- Cent 79 Central Mortgage and Housing Corporation, Canada; Technical Memorandum 33/79
- Cha 78 Chamberlain, A.C. et al: Investigations into lead from motor vehicles. AERE Harwell report R 9198, 1978.

- Cliff 78 Cliff, K.D. Assessment of Airborne Radon Daughter Concentrations in Dwellings in Great Britain. Phys. Med. Biol., 1978, vol. 23, No. 4, p 696-711 in (Work 79)
- Cliff 79 Cliff, K.D. Radon daughter concentrations in a room constructed partly of material of enhanced radium content in Research and Development report NRPB/R203 May 1979 och i (Work 79)
- Cliff 80 Cliff, Keith D. Radon daughter exposure of the U.K. population: Effects of energy conservation and possible action to reduce exposure, in (Work 80)
- Clus 79 Clusen, Ruth C. Statement by; before the subcommittee on energy & the environment of the House Interior & Insular Affairs committee, February 15, 1979
- Co 77 Countess, Richard J. Measurements of ^{222}Rn flux with charcoal Canisters in Radon Workshop, February 1977, Breslin, A.J. Eds HASL-325
- Comp 75 Comptroller General of the United States: Controlling the Radiation Hazard from Uranium Mill Tailings. Report to the Congress RED-75-365, May 21, 1975
- Con 67 Congress of the United States, ninetieth congress, Hearings before the subcommittee on Research, Development and radiation of the joint committee on atomic energy on radiation exposure of uranium miners, 1967
- Cul 76a Culot, Michel V J et al: Effective Diffusion Coefficient of Radon in concrete, theory and method for field Measurements. Health Physics 1976 vol 30 pp 263-270
- Cul 76b Culot, Michel V J et al: Prediction of increased gamma fields after application of a radon barrier on concrete surfaces, Health Physics, 1976, vol 30 pp 471-478
- De 74 Delpla, Maurice and Vignes, Suzanne: Lung Cancer and Uranium Miners. Radian Research 29 (1974) p 223.
- Dil 78 Dilworth, Secord, Meagher and Associates Limited: Report on Investigation and Implementation of Remedial Measures for the Radiation Reduction and Radioactive Decontamination of Elliot Lake, Ontario, for Atomic Energy Control Board, Canada, January, 1978.

- Dil 79a Dilworth, Secord, Meagher and Associates Limited: Report 4 Radon Production Rate of Elliot Lake Soils. Development program for Radon Reduction Atomic Energy Control Board Jan 1979.
- Dil 79b *ibid.* Report 5 Radon diffusion Barrier tests on commercial paints April 79
- Dil 79c *ibid.* Report 6 Variation of Radon concentration in soil gas June 1979
- Dil 79d *ibid.* Report 7 Natural Radioactivity in Ontario Sands
- Dil 79e *ibid.* Report 9 Laboratory Tests External Coatings August 1979
- Dil 79f *ibid.* Report on Investigation and Implementation of Remedial Measures for the Radiation Reduction and Radioactive Decontamination of Elliot Lake, Ontario, Jan 1979 for Atomic Energy Control Board
- DOE 79 Department of Energy, U.S. Progress Report on the Grand Junction Uranium Mill Tailings Remedial Action Program, February 1979, DOE/EV-0033
- Ea 75 Eadie, Gregory G. Radioactivity in construction materials, a literature review and bibliography EPA, Office of Radiation Programs PB-242 983 April 1975
- Ehdw 80 Ehdwall, Hans et al Radon på arbetsplatser SSI:1980-001
- Ehr 78 Ehrenberg, Lars Dos-respons samband för biologiska effekter av joniserande strålning; tillämpning vid riskuppskattning, i radioaktiva ämnens hälso- och miljöeffekter. Ds I 1978:24 ISBN 91-38-04319-X
- Ei 80 Eichholz, G.G. et al Control of Radon Emanation from Building Materials by Surface Coating Health Physics Vol 39 (1980) p 301-304.
- EKA 78 Energikommisionen, Expertgruppen för säkerhet och miljö, Ds I 1978:27 del 1 och 2 Miljöeffekter och risker vid utnyttjande av energi
- EPA 75 U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation Programs Assessment of Potential Radiological Population Health Effects from Radon in Liquefied Petroleum Gas. EPA 520/1-75-002

- EPA 76 U.S. Environmental Protection Agency, Preliminary evaluation of the control of indoor radon daughter levels in new structures, November 1976 EPA-520/4-76-018
- EPA 77 U.S. Environmental Protection Agency Radiological quality of the environment in the United States, 1977. EPA 520/1-77-009
- EPA 78 U.S. Environmental Protection Agency, 'Working Level Screening Survey of Structures Constructed of Materials Containing Pumice', EPA ORP/LV-78-6, May 1978
- EPA 79 Environmental Protection Agency, Indoor Radiation Exposure Due to Radium-226 In Florida Phosphate Lands, February 1979 EPA 520/4-78-013
- Er 80 Eriksson, Bengt E. et al Radon i bostäder - en fältforskningsstudie, del 1, Meddelande M80:12 från Statens Institut för Byggnadsforskning
- Fe 75 Feher, I.J. et al Some remarks on the natural radiation burden of population, Report ISBN-963 371 0278, Central Research Institute for Physics, Budapest, Hungary, 1975
- Fed 80a Federal Register Notice, U.S., doc. 2080A disc. 0103A Proposed Cleanup Standards for Inactive Uranium processing sites
- Fed 80b Federal Register Notice, U.S. doc. 2110A, disc. 0103A Interim Cleanup Standards for Inactive Uranium Processing Sites
- Fl 79 Fleischer, Robert L. General Electric Company, Research and Development Center, P.O. Box 8, SCHENECTADY, New York 12301; Dosimetry of environmental radon: Methods and theory for low-dose, integrated measurements Science
- For 78 Ford, Bacon & Davies Utah Inc, Radiation Pathways and potential health impacts from inactive uranium mill tailings. July 1978
- Forb 80 Forberg, Sevald och Török, Vilmos. Elektrofilter för minskning av halten radondöttrar i bostadsluft. Forskningsanslag 781004-4 från Statens Råd för Byggnadsforskning.
- Fran 75 Franklin, J.C. et al Polymeric sealants may provide effective barriers to radon gas in uranium mines. E/MJ v 176 (1975:9) pp 116-118
- Franz 80 Franz, G.A. III, Colorado Department of Health, 125 N. 8th St. Room 10, GRAND

JUNCTION, Colorado 81501, USA; brevkon-
takt 1980-02-11

- GAK 79 G.A.K. Blötberget 111, 771 00 LUDVIKA,
Jonas Olsson och Orvar Larsson: Mätningar
av radondöttrar i bostäder inom Ludvika
kommun under maj 1979 samt försök med några
eliminationsmetoder 1979-05-30
- Ge 75 George, A.C. et al Size Distribution of
Radon Daughter Particles in Uranium Mine
Atmospheres, American Ind.Hyg. Assoc. J. 36
(1975) p 484-490
- Ge 78 George, A.C. and Breslin A.J. the distri-
bution of Ambient Radon and radon daughters
in residential buildings in the New Jersey -
- New York area, at the Symposium on the Na-
tural Radiation Environment III, Houston,
Texas, April 23-28, 1978.
- Gesell 75 Gesell, Thomas F. and Prichard, Howard M.
'The Technologically enhanced Natural Ra-
diation Environment. Health Physics April
1975 vol 28 p 361-366.
- Gesell 76 Gesell, Thomas F. and Prichard, Howard M. A
comparison of calculated gastrointestinal
and lung doses due to ^{222}Rn in water
Health Physics 31 (1976) p 534
- Gesell 77 Gesell, Thomas F. and Howard M. Prichard,
"Measurements of radon-222 in water and
indoor airborne radon-222 originating in
water" in "Radon Workshop, February 1977".
ERDA HASL-325 July 1977, Breslin eds.
- Gesell 78 Gesell, Thomas F. och Prichard, Howard M.
The contribution of radon in tap water to
indoor radon concentrations, at the Third
International Symposium on the Natural
Radiation Environment, Houston, Texas April
23-28, 1978
- Goo 73 Goodwin, Aurel Problems and Techniques for
Removal of Radon and Radon-Daughter Pro-
ducts from Mine Atmospheres, Nuclear Safety
vol 14 No 6 1973 p 643-650
- Gugg 79 Guggenheim, S.F. et al A time-integrating
Environmental Radon Daughter Monitor. Health
Physics Vol 36 March 1979 p 452-455
- Ham 74 Hamrick, Philip E. and Walsh, Philip J.
Environmental Radiation and the Lung Envi-
ronmental Health Perspectives Vol 9 pp 33-52
1974
- Ham 75 Hammon, H.G. et al Development and evalua-
tion of radon sealants for uranium mines

Lawrence Livermore Lab 21 May 1975 70 p
UCRL-51818

- Ham 79 Hamill, Patrick Particle deposition due to turbulent diffusion in the upper respiratory system, Health Physics Vol 36 (1979) p 355-369
- Haq 65 Haque, A.K.M.M. et al Radon Concentration in Different Environments and the factors Influencing it, Phys. Med. Biol., 1965 vol 10 No 4 p. 505-514
- Har 74 Harley, John H. et al Permissible Levels for Occupational Exposure to Radon Daughters Health Physics vol 27 Dec 1974 pp 593-598
- Ha 80 Hartley, J.N. et al Application of Asphalt Emulsion Seals to Uranium Mill Tailings, Battelle PNL-SA-8829 Presented at the Third Symp. on Uranium Tailings Management Fort Collins, Colorado November 24-25, 1980
- He 79 Hess, Charles T. Radon-222 in potable water supplies in Maine: the Geology, Hydrology, Physics and Health effects, Land and Water Resources Center, University of Maine at Orono, September 1979
- He 80a Hess, C.T. et al Investigation of Natural Levels of Radon-222 in Groundwater in Maine for Assessment of Related Health Effects in Natural Radiation Environment III, Proceedings of a symposium held at Houston, Texas April 23-28, 1978. CONF-780422 Vol 1.
- He 80b Hess, C.T. et al Radon-222 in potable Water Supplies in Maine: the Geology, Hydrology, Physics and Health effects; Accepted at NRE 2nd Special Symposium in Bombay, India, January 19-23, 1980
- He 80c Hess, Charles T. et al Radon-222 in potable water supplies of New England. New England Water Works Association. Vol XCIV June 1980 No 2 p 113-128
- Ho 79 Holub, Robert F. et al The reduction of airborne radon daughter concentration by plateout on an air mixing fan. Health Physics vol 36 April 1979 p 497-504
- Hof 78 Hofmann, W. Age-, sex- and weight-dependent dose distribution patterns for human organs and tissues due to inhalation of natural radioactive nuclides, in Proceedings of the Symposium 'The Natural Radiation Environment III' Houston, USA, April 23-28, 1978

- Hof 80 Hofmann, W. 'Models for compartmental and cellular lung dosimetry of inhaled radon decay products'. Nordic Society for radiation protection, Geilo 6-9 Jan 1980
- Ho 75 Hohorst, Frederick A. et al Hexafluoroiodine (VII) - Hexafluoroantimonate (V) (IF_6^+ , SbF_6^-) Inorganic Chemistry 14 (1975) p 2233-2236
- Holm 77 Holmgren, Richard M. et al Relative Filter Efficiencies for Sampling Radon Daughters in Air, Health Physics vol 32 (1977) p 297-300
- ICRP 59 ICRP 1959, "Maximum Permissible Body Burdens and Maximum Permissible Concentrations of Radionuclides in Air and in Water for Occupational Exposure. ICRP Publication 2 (New York, Pergamon Press)
- ICRP 59 ICRP 1959, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation (Pergamon)
- ICRP 66 ICRP - Task group on Lung Dynamics, Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract, Health Physics, 12, 173-207 (1966)
- ICRP 76 Radiation Protection in Uranium and other Mines. ICRP publication 24, adopted by the Commission in March 1976
- Ily 78 Ilyin, L.A. et al Population dose from natural radionuclides due to some aspects of human activity; presented at the DOE/UT Symposium on the Natural Radiation Environment III, Houston, Texas, April 23-28, 1978
- Ing 80 Ingersoll, John G. Energy and Environment Division, Lawrence Berkeley Laboratory; personlig kontakt
- Ja 72 Jacobi, W. Relations between the inhaled potential alpha-energy of ^{222}Rn - and ^{220}Rn -daughters and the absorbed -energy in the bronchial and pulmonary region Health Physics Vol 23 (1972) p 3-11
- Jo 73 Johnson, Raymond N. Jr. et al. Assessment of potential Radiological health effects from radon in natural gas. US Environmental Protection Agency 1973, EPA-520-1-73-4
- Jona 75 Jonassen, Niels. On the Effect of Atmospheric Pressure Variations on the Radon-222 Concentration in Unventilated Rooms. Health Physics Vol 29 (1975) July pp 216-220

- Jona 76 Jonassen, Niels, McLaughlin, J.P. Radon in indoor air I. Research report 6 Laboratory of Applied Physics, Technical University of Denmark 1976
- Jona 77 Jonassen, Niels, McLaughlin J.P. Radon in indoor air II. Research report 7 Laboratory of Applied Physics Technical University of Denmark 1977
- Jona 78 Jonassen, Niels and McLaughlin, J.P. Exhalation of radon-222 from building materials and walls, the effect of pressure drops on radon exhalation from walls. Presenterat i Houston, Texas, vid the Natural Radiation Environment III April 23-28 1978
- Jona 79 Jonassen, Niels. Luftburna Radioaktiva Föreningars källor och förekomst. Föredrag vid VVS-tekniska föreningens symposium Föreningar i inomhusluft, Stockholm 1979-01-23
- Jona 80 Jonassen, Niels. "Removal of radon daughters from indoor air by mechanical methods"; presented at Natural Radiation in our environment, Nordic Society for Radiation Protection Geilo 6-9 jan 1980
- Kahlos 73 Kahlos, H. and Asikainen, M. Natural Radioactivity of ground water in the Helsinki Area; Institute of Radiation Physics Helsinki, report SFL-A19 november 1973
- Keith 78 Keith Consulting, mars 1978, rapport till Atomic Energy Control Board, Canada, "Investigative and Remedial Measures, Radiation Reduction and radioactive decontamination in Uranium City, Saskatchewan
- Knut 77 Knutsson, Gert; Radon Content in various types of ground water in southeastern Sweden. A preliminary report, Striae vol 4 (1977) p 55-59. Uppsala ISBN 91-7388-003-5
- Koe 77 Koehmstedt, P.L. et al Use of asphalt emulsion sealants to contain radon and radium in uranium tailings; Battelle Pacific Northwest Labs, Richland, Wash. BNWL-2190 Jan 1977
- Kolb 78 Kolb, Walter. Die Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus Kern- und Steinkohlekraftwerken - ein Vergleich der Strahlenbelastung, Physikalisch-Technische Bundesanstalt Berichts Ra-8. Braunschweig feb 1978 ISSN 0341-6747
- Kos 79 Kosarek, Louis J. Radionuclide removal from water. Environmental Science & Technology Volume 13 No 5 May 1979 p 522-525

- Kris 71 Krisiuk et al "A Study on Radioactivity of Building Materials". Ministry of Public Health of the RSFSR, Leningrad Research Institute for Radiation Hygiene, Leningrad 1971
- Ku 79 Kunz, Emil et al Lung Cancer in man in relation to different time distribution of radiation exposure Health Physics vol 36 June 1979 p 699-706
- Ku 80 Kusudo, T. et al Modeling of Radon and Its Daughter Concentrations in ventilated spaces. J. of the Air Pollution Control Assn. Vol 30 No 11 pp 1201-1207 Nov 1980
- La 79 Landström, Ove et al Lokalisering och bedömning av geotermiska energimagasin i kristallin berggrund, etapp 3, slutrapport för NE-projekt 4560013 Geologiska Institutionen, CTH, Publ B 104
- Let 80 Letourneau, E.G. Mortality and Indoor Radon Daughter Concentrations in 13 Canadian Cities; Presented at Specialist Meeting on the Assessment of Radon and Daughter Exposure and Related Biological Effects, CNEN, CSN CASACCIA 3-7 March 1980, Rome
- Litt 75 Little, Arthur D. Inc. Advanced Techniques for Radon gas Removal. Prepared for US Department of the Interior, Bureau of mines, May 1975. PB 243 898
- Lu 71 Lundin, Frank E. et al Radon Daughter exposure and respiratory cancer, quantitative and temporal aspects, National Institute for Occupational Safety and Health NIOSH-M-71-1 June 1971 PB 204 871
- MacL 76 MacLaren, James F. Limited, Report on the Preliminary Investigation of the Technical and Economic Factors for the First Stage Remedial Measures at Port Hope, Ontario, For the Atomic Energy Control Board, Canada, April 1976
- MacL 79 MacLaren, James F. Limited. Report on investigation and implementation of remedial measures for the reduction of radioactivity found in Bancroft, Ontario, and its environs to the Atomic Energy Control Board, Canada, February 1979
- Max 80 Maxwell, R.B. Tennessee Valley Authority, Muscle Shoals, River Oaks Building, Alabama 35660, USA. Brevkontakt 1980-12-29
- Me 72 Mercer, T.T. et al Radioactive aerosols produced by radon in room air, Life

Sciences, March 31, 1972 p 1171

- Me 75 Mercer, Thomas T. Unattached Radon Decay Products in Mine Air, Health Physics Vol 29 1975 p 158-161
- Mi 80 Miles, J.C.H. et al The effect of domestic air treatment equipment on the concentration of radon-222 daughters in a sealed room, Royal Society of Health Journal June 1980
- Min 77 Mineralprojekt Ranstad, Bilaga A till ansökan enligt § 136a byggnadslagen, Teknisk beskrivning över Mineralprojekt Ranstad med därav följande miljöpåverkan, 1977-05-09
- Mjö 78 Mjönes, Lars. Measurements of gamma radiation in Swedish houses by means of mailed CaSO_4 -Dy Dosimeters SSI:1978-020
- Mo 80 Morken, Donald A. The Biological and health effects of radon: a review, in Radon in Buildings, US Department of commerce/National Bureau of Standards NBS Special Publication 581, June 1980
- Moe 76 Moeller et al. Final Report on "Study of the Effects of Building Materials on Population Dose Equivalents" December 1976, Sponsored EPA agreement 68-01-3292, Harvard School of Public Health, 665 Huntington Avenue, Boston, Massachusetts 02115
- Mor 79 Morse, Robert H. Predicting radon levels in houses from geology and field radon measurements in (Work 79).
- Mus 80 Mustonen, Raimo 'Measurements of the radon exhalation rates from building materials, Nordic Society for Radiation Protecting, 6-9 Jan 1980
- Naz 80 Nazaroff, W.W. et al the Use of Mechanical ventilation with heat recovery for controlling radon and radon-daughter concentrations, Lawrence Berkeley Laboratory, LBL-10222 EEB-Vent 80-6 March 1980
- Ne 77 Neal S. Nelson Atmospheric Characteristics Essential for Health Effects Modeling, in Radon Workshop, February 1977, A.J. Breslin (ed) ERDA, HASL-325
- NEA 79 Exposure to radiation from the Natural Radioactivity in Building Materials, Report by a Group of Experts of the OECD Nuclear Energy Agency, May 1979
- Ni 78 Nicoll, R.M. et al Dose to the Adult Lung from Inhalation of Radon-222 and Its Pro-

- geny; paper presented at 23rd Annual Meeting of the Health Physics Society, Minneapolis, Minnesota, June 23, 1978 (to be published)
- Ny 80 Nyblom Leif Radon i luften i byggnader där värmeackumulering sker i stenmagasin SSI rapport 1980-03
- Nä 79 Nämnden för energiproduktionsforskning anslag nr 3061 211 "Kolaska, användning, deponering etapp 1 litteraturstudier
- Ori 72 O'Riordan, M.C. et al The Radiological Implications of using By-Product Gypsum as a Building Material, National Radiological Protection Board NRPB-R7 Harwell, Didcot, Berks December 1972
- Ori 79 O'Riordan, M.C. and Cliff, K.D. "Indoor Radiation: NEA report explored. Radiological Protection Bulletin No 30 Sept 1979
- Pa 76 Parthasarathy, K.S. Decay Products of ^{222}Rn in the Living Environment Health Physics vol 31 1976 p 187-188
- Po 77 Pohl, Egon et al Dose Calculations due to the Inhalation of ^{222}Rn , ^{220}Rn and their Daughters Health Physics Vol 32 1977 p 552-555
- Poh 80 Pohl-Rüling, Johanna Biological effects in a population living in an elevated natural radioactive environment; presenterat vid Nordisk Strålskyddskonferens i Geilo, januari 6-9, 1980
- Por 78 Porstendörfer, J. et al the influence of exhalation, ventilation and deposition processes upon the concentration of radon (^{222}Rn), thoron (^{220}Rn) and their decay products in room air Health Physics vol 34 p 465-473 May 1978
- Ran 77 Ranstad 75, brytning av 6 Mt skiffer per år, förprojektering, Stockholm mars 1977
- Re 74 Renard, S:t Clair
- Re 78 Reissland, J.A., National Radiological Protection Board, Harwell, Didcot, Oxon Ox11 ORG, Storbritannien; personlig kontakt
- Run 79 Rundo, J. et al Observation of High Concentrations of Radon in Certain Houses. Health Physics Vol 36 No 6 p 729-730
- Sa 80 Samuelsson, Christer och Jönsson, Gilbert Radon and Radon Daughter Measurements in

- Dwellings, bilaga 4 till Teknisk rapport S-rapp 1980-26 från Statens Provninganstalt
- Saun 70 Saunders, A.W. et al The filtration of particles of atomic dimensions, Naval research lab, Washington D.C. May 1970 NRL-7047.
- Schi 74 Schiager, K.J., Analysis of radiation exposures on or near uranium mill tailings piles, Radiat Data Rep 15:411 (July 1974).
- Schro 77 Schroeder, Gerald L. Falling Barometer Nullifies Rock Sealant Effectiveness Mining Engineering 29 (1977):6 p. 38
- Se 76 Sevc, J. et al Lung cancer in uranium miners and long-term exposure to radon daughter products Health Physics vol 30 (1976) p 433-437
- Shr 72 Shreve, I.D. et al Effects of Depressing Attachment Ratio of Radon Daughters in Uranium Mine Atmosphere American Industrial Hygiene Association Journal 33 (1972) p 304-314
- Sni 68 Snihs, Jan Olof: Några observationer av den naturliga radonhalten. SSI 1968-033
- SSI 77 Statens Strålskyddsinstitut. Grundbegrepp bakgrundsdokument 2 till Energi och Miljö-kommittén, april 1977
- SSI 78 Statens Strålskyddsinstitut Dnr 42-48/78 "Preliminär rapport om undersökning av den naturliga radioaktiviteten i hushållsvatten 1977-1978
- SSI 78a Statens Strålskyddsinstitut. Dnr 05/732/77 Remiss från Jordbruksdepartementet av Energi- och miljökommitténs betänkande Energi, Hälsa, Miljö (SOU 1977:67 m fl) 1978-01-20
- Ste 78 Steinhäusler, F. et al Local and temporal distribution pattern of radon and daughters in an urban environment and determination of organ dose frequency distributions with mesoscopic methods in Proceedings of the Symposium 'The Natural Radiation Environment III', Houston, USA, April 23-28, 1978
- Stein 72 Stein Lawrence, Chemical Methods for Removing Radon and Radon Daughters from air Science 175 (1972) p 1463-1465
- Stein 73a Stein Lawrence, Removal of Radon from air by oxidation with bromine trifluoride J. inorg.

- nucl. Chem 1973 vol 35 p 39-43
- Stein 73 b Stein L. Removal of Xenon and Radon from Contaminated Atmospheres with Dioxygenyl Hexafluoroantimonate, O_2SbF_6 . Nature vol 243 May 4, 1973 p 30-32
- Stein 74 Stein Lawrence Noble Gas Compounds, New Methods for Collecting Radon and Xenon. Chemistry October 1974 p 15-20
- Stein 76 Stein, Lawrence and Frederick A Hohorst. Reactions of dioxygenyl hexafluoroantimonate with water, Carbon monoxide, methane, sulfur dioxide, nitric acid and nitrogen dioxide J. inorg. nucl. Chem. Supplement 197 p 73-76
- Sten 79 Stenstrand, Kristina, et al, Cytogenetic Investigation of People in Finland using Household Water with High Natural Radioactivity, Health Physics Vol 36 March 79 p 444-447
- Stra 76 Stranden, Erling: Some Aspects on radioactivity of building materials Physica Norvegica Vol 8 No 3 1976 p. 167-173
- Stra 77 Stranden, E. Population doses from Environmental Gamma Radiation in Norway. Health Physics 1977 Vol 33 p 319-323
- Stra 79 Stranden, Erling: A Simple Method for Measuring the radon diffusion coefficient and exhalation from building Materials Health Physics Jan 79
- Stra 79a Stranden, Erling, Metode for vurdering av bygningsmaterialer med høyt radioaktivt innhold, Statens Institutt for strålehygiene SIS Rapport 1979:4
- Stra 79b Stranden, Erling Radioactivity of Building Materials and the gamma radiation in dwellings Phys.Med.Biol 1979 24 p 931
- Stra 80 Stranden, E Radon in Dwellings and lung cancer - a discussion
- Stra 80 Stranden, Erling 'Strålning i hus i relasjon til radioaktivitet i bygningsmaterialer', Statens Institutt for Strålehygiene, Østerdalen 25, 1345 Østerås, Norge. SIS rapport 1980:1
- Stra 80c Stranden, Erling. The influence of variations in the ventilation rates in rooms upon the respiratory dosage from inhalation of radon daughters, Phys.Med.Biol.

- Sty 79a Styron, Clarence E, et al Assessment of the Radiological Impact of Coal Utilization I Preliminary Studies on Western Coal; Mound Facility, Miamisburg, Ohio 45342, MLM-2514, February 12, 1979
- Sty 79b Styron, Clarence E. Monsanto Research Corporation, P.O. Box 32, MIAMISBURG, Ohio 45342; brevkontakt 1979-04-12
- Swe 77 Swedjemark, Gun Astri, The Ionizing Radiation in Dwellings related to the Building Materials. Statens Strålskyddsinstitut SSI:1977-004 May 1977.
- Swe 78 Radonhalt och gammastrålning i enfamiljshus byggda av ovanligt stora mängder skifferbaserad gasbetong SSI:1978-022
- Swe 78a Swedjemark, Gun Astri: Stråldosens ökning vid energibesparing i bostäder genom minskning av ventilationen. SSI:1978:14
- Swe 79 Swedjemark, Gun Astri: Strålningsnivåer i hus byggda på avfall från hantering av alunskiffer, SSI:1979-006
- Swe 80 Swedjemark, Gun Astri Radioactivity in houses built of aerated concrete based on alum shale SSI:1980-14
- Tapp 79 Tappan, J. Tell; Phase II demonstration of electrostatic filtration system as a uranium mill tailings remedial action, C-E Maguire, Inc, 760 Horizon Drive, GRAND JUNCTION, Colorado 81501; February 9, 1979
- The 78 Thedéen, Torbjörn. Säkerhetsbedömning och Riskpsykologi i Riskvärdering Ds I 1978:15 ISBN 91-38-04127-8
- Thom 73 Thomkins, Russel W. The emanation Characteristics of Radon Gas into Mines and their Effects on the Concentrations of airborne Radon Daughters in Mine Atmospheres, Staub-Reinhalt, Luft 33 (1973) Nr 3 p 117-121
- Thom 74 Thomas, J.W. Evaluation of activated carbon canisters for radon protection in uranium mines. USAEC Health and Safety Lab, Jan 1974 31 p, HASL-280 UNCLAS
- Tu 77 Turner, J.E. et al Workshop on Dosimetry for Radon and Radon Daughters, Oak Ridge National Laboratory, April 12-13, 1977 ORNL-5348
- Ulb 80 Ulbak, Kaare, Naturlig radioaktivitet i Danske Byggematerialer; presenterat för 'Nordisk Selskap for Strålevern' i Geilo 6-9

januari 1980

- UNSCEA 77 UNSCEAR. Sources and effects of ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1977 report to the General Assembly, with annexes
- Wa 70 Walsh, J.P. Stopping Power and Range of Alpha Particles; Health Physics Vol 19 (1970) p 312-316
- Wa 79 Walsh, P.J. Dose conversion factors for radon Daughters. Health Physics Vol 36 (1979) p 601-609
- Wash 75 Washington, R.A. et al. The use of vermiculite to control Dust and radon Daughters in Underground Uranium Mine Air. The Canadian Mining and Metallurgical Bulletin 66 (1973) p 152-160
- Wash 79 Washington, R.A. Strategies for decision making in evaluating compliance with cleanup criteria in (Work 79)
- Wil 80 Wilson, M.R. och Åkerblom, G. Uranium enriched granites in Sweden, SGU rapporter och meddelanden nr 19, Uppsala 1980
- Work 78 Workshop on Radon and Radon Daughters in urban communities associated with uranium mining and processing, sponsored by the Atomic Energy Control Board...Elliot Lake, Ontario 7-9 March 1978
- Work 79 2nd Workshop on radon and radon daughters in urban communities associated with uranium mining and processing. AECSB-1164, Bancroft, Ontario, 12-14 March, 1979
- Work 80 The Third Workshop on Radon and Radon Daughters in Urban Communities Associated with Uranium Mining and Processing, Port Hope, Ontario, Canada, March 12-14, 1980
- Yea 72 Yeates, D.B. et al. Natural Radiation in the Urban Environment. Nuclear Safety Vol 13 No 4 July-August 1972 p 275-286

BILAGA 1.

Förteckning över personer och institutioner som lämnat värdefulla upplysningar

Under arbetets gång knöts kontakt per brev, telefon eller besök med följande personer och institutioner utanför Sverige:

Canada

Atomic Energy Control Board
Radioactivity Remedial Action Group
Dr Roger Eaton
P.O. Box 1046 Station B
OTTAWA, Ontario KLP 559

(Saneringsåtgärder och radonsäkert byggande)

EDA Instruments Inc.
1 Thorncliffe Park Drive
TORONTO, Canada M4H IG9 Tel 416 425 7800

(Radonmätningssinstrument)

Ontario Ministry of Labour
Radiation Protection Services
Special Studies & Services Br
Dr D.A. Marsden
Dr H. Lin Pai
400 University Av., 8th floor
TORONTO, Ontario M7A IT7 Tel 416 965 8178

(Teknik och rutin vid mätning i bostäder)

Danmark

Niels Jonassen
Laboratoriet for Teknisk Fysik
Danmark Tekniske Höjskole
LYNGBY
Danmark Tel 00945/288 2222

England

AERE Harwell
OX 11 ORA
Didcot, Berks,
Dr A.C. Chamberlain Tel 00944/235 24141

(Upptag av partiklar i lungan)

National Radiological Protection Board
Harwell
Didcot, Oxon OX11 0RQ
Dr Keith D. Cliff

Japan

Nagoya University
Faculty of Engineering
Att: M. Shimo
1 Furo-cho, Chikusa-ku
Nagoya 464

(mätning av radon utomhus)

Norge

Erling Stranden
Statens Institutt for Strålehygiene
Østerdalen 25
134 ØSTERÅS

Tel 00947/217 0092

Sovjetunionen

Leningrad Research Institute
for Radiation Hygiene
E.M. Krisiuk
LENINGRAD

U.S.A.

Argonne National Laboratory
9700 South Cass Avenue
ARGONNE, Illinois 60439 Tel. 312 972 3502
Dr J Rundo (hög radonhalt i hus på grus)
Lawrence Stein (kemiska radonföreningar)

Battelle Memorial Institute Pacific Northwest
Laboratory
Dr Art E. Desrosiers
P.O. Box 999
RICHLAND, WA 99352 Tel 0091/509 375 2589

(Radon i solvärmda hus och radontätning med asfalt)

Mr Ray Clark
1409 Nancy Drive
TALLAHASSEE, Florida 32301

(Byggande på radonfarlig mark)

Colorado Department of Health
G.A. Franz III
125 N 8th St Room 10
GRAND JUNCTION, Colorado 81501
Tel 0091/303 245 2400

(Saneringsarbeten i Grand Junction)

Department of Energy
Environmental Measurements Laboratory
John H Harley
376 Hudson Street
NEW YORK, New York 10014

Environmental Protection Agency
Office of Radiation Protection
Las Vegas Facility
D.W. Hendricks
P.O. Box 18416
LAS VEGAS, Nevada 89114
Tel 0091/702 736 2969

(Teknik för radonmätning)

Environmental Protection Agency
Federal Guidance Branch
Office of Radiation Programs
Att: John R. Cook
WASHINGTON, D.C. 20460

Florida State University
Dept of Geology
J.B. Cowart
TALLAHASSEE, Florida 32306
Tel 0091/904 644 2525

(Urans rörlighet i grundvatten)

Harvard University
School of Public Health
Dr Dade W. Moeller
665 Huntington Avenue
BOSTON, Massachusetts 02115

Lawrence Berkeley Laboratory
University of California
Dr John G. Ingersoll
BERKELEY, California 94720
Tel 0091/415 486 4000

(Radonavgång från byggnadsmaterial)

Monsanto Research Corporation, Mound Facility
P.O. Box 32
MIAMISBURG, Ohio 45342
Tel 0091/513 865 4020

Clarence E. Styron (emanation från kolaska)
Dr Hagee (användning av TLD-instrument)

National Bureau of Standards
Center for Building Technology
Building Thermal and Service Systems Division
Mr Samuel Silberstein
WASHINGTON, D.C. 20234

Oak Ridge National Laboratory
John A. Auxier
P.O. Box X
OAK RIDGE, Tennessee 37830

Tennessee Valley Authority
R.B. Maxwell
River Oaks Building
MUSCLE SHOALS, Alabama 35660

(Radonavgång från betong med kolaska)

University of Maine at Orono
Prof C.T. Hess
ORONO, Maine 04473

University of Texas
Health Science Center at Houston
Howard M. Prichard
P.O. Box 20186
HOUSTON, Texas 77025

(Radonavgång från vatten)

Österrike

Universität Salzburg
Lehrkanzel für Physik
Dr. F. Steinhäusler
Prof. Egon Pohl
Akademiestrasse 26
A-5020 SALZBURG

Tel 00943/6222 445 11

FÖRSLAG TILL FORSKNINGSPROGRAM

Förslag till forskningsprogram

I detta kapitel lämnas förslag till i första hand angelägna forskningsområden och konkreta forskningsprojekt. Kapitlet innehåller även förslag till

- teknikutveckling
- kompetensuppbyggnad
- resursuppbyggnad
- åtgärder

Såsom framgått av de föregående kapitlen är vår kunskap om de mekanismer och företeelser som bestämmer koncentrationen av radon och dess dotterprodukter i inomhusluften oftast fragmentarisk och i vissa fall nästan obefintlig. Kunskapen om hur en viss exposition för radon och radondöttrar i inomhusluft påverkar risken för lungcancer är också dålig - de uppskattningar som används är baserade på erfarenheter från gruvor eller på icke verifierade matematiska modeller.

Forskning om dessa och närliggande frågor har bedrivits på flera institutioner i landet och den under de senaste 18 månaderna ökande uppmärksamheten på radon i bostäder har lett till att ytterligare forskningskapacitet har börjat byggas upp.

Trots detta gäller dock att de insatser inom detta område som görs idag och som kan verkställas i framtiden med nödvändighet kommer att vara små jämfört med behovet att fylla luckorna i vår kunskap. Det är därför lämpligt att de insatser som kommer att göras i Sverige i första hand inriktas på frågor som är specifika för Sverige och där vi därför ej kan räkna med att forskning som bedrivs i andra länder kommer att ge oss tillräcklig kunskap. Till detta område hör bl a dokumentation av Sveriges berggrund och jordarter ur radiologisk synpunkt, inventering av radiuminnehåll i och radonavgång från tidigare, idag, och i framtiden utnyttjade byggnadsmaterial och den radonavgång som kombination av byggnadsdelars stomme och ytbehandling ger upphov till. Till detta område hör även försök att utnyttja den exposition för radon och dess dotterprodukter som många människor utsatts för, och med nödvändighet kommer att utsättas för även i framtiden, om än i reducerad omfattning, i epidemiologiska studier syftande till att påvisa ett samband mellan radon i bostäder och lungcancer, samt om möjligt kvantifiera detta samband. Detta är omfattande uppgifter och mycket angelägna och brådskande uppgifter. Lägre prioritet måste ren radiobiologisk grundforskning och annan generell forskning ej specifik för svenska förhållanden ges under den tid dessa frågor prioriteras.

En annan grund för prioritering av insatserna under de kommande åren är den strävan, att så snart det någonsin är möjligt, reducera koncentrationen av radon i de byggnader där koncentrationen nu är mycket hög som framgår av radonutredningens

första delrapport. En närmare beskrivning av de prioriteringar som följer av de förslag och rekommendationer som framförts i denna rapport ges längre fram i detta kapitel.

Framtagande av underlag för beslut om permanenta gränsvärden kräver även kraftig prioritering.

Prioriteringsgrunder indikerade av radonutredningens första delrapport

Radonutredningen har föreslagit att åtgärder skall vidtas, så att i inget hus koncentrationen av radondöttrar under de kommande 5 åren i medeltal överstiger 400 Bq/m³.

Målsättningen är alltså att åtgärder med detta resultat skall prövas, utvärderas och tillämpas i ett stort antal hus (ännu okänt antal, som dock torde kunna räknas i tusental) inom 5 år.

De hus som har dessa mycket höga halter av radondöttrar inomhus påträffas troligen endast inom följande husgrupper:

- hela eller nästan hela stommen av skifferbaserad lättbetong
- grundläggning på eller i radiumhaltigt material (t ex skiffer)

De åtgärder och den teknikutveckling som krävs för ett program i enlighet med utredningens förslag är följande:

- utprova och tillämpa teknik för att spåra upp och dokumentera de aktuella husen
- utprova och utvärdera åtgärder som ger möjligheter att sänka radonhalten i de hus som har radondötterhalt över gränsvärdet

Den första delen av detta arbete pågår:

- Statens Geologiska Undersökning har på uppdrag av radonutredningen provat en metod som innebär att en bil med gammamätare körs genom samhällen och registrerar de fall då byggnadens yttre avger kraftig strålning och därmed innehåller skifferbaserad lättbetong. Metoden har vid prov i Uppsala befunnits snabb, billig och tillförlitlig när det gäller att identifiera hus som har skifferbaserad lättbetong i ytterväggar utan tjock tegelbeklädnad på utsidan.

Metoden fungerar ej på hus som har bjälklag eller innerväggar, men ej ytterväggar i skifferbaserad lättbetong, eller har ytterväggarna utvändigt beklädda med tjockt tegel. Den kan inte heller användas för att spåra hus där radonet kommer ur mark, källargrund eller dricksvatten. Om man önskar spåra samtliga riskhus måste tekniken utvecklas/kompletteras så att även dessa hus spåras upp.

- Arbetet med att prova ut och dokumentera lämpliga åtgärder för att sänka radonhalter pågår sedan ett antal månader genom att Bygghälsorådet använder experimentbyggnadspengar i ett projekt som går ut på att 6 villor grundlagda på eller i skifferaska (rödfyr) i Ekedalen, Tidaholm blir föremål för åtgärder.

Detta program fortsätter under hösten med motsvarande åtgärder i några villor byggda med stomme av enbart eller till stor del skifferbaserad lättbetong eller med stomme av trä på källare av skifferbaserad lättbetong. För att kunna ge tillräckligt underlag för rutinmässig projektering av åtgärder, bedömning av kostnader för genomförande av detta program m m krävs att programmet utökas och kommer att omfatta även trevånings flerfamiljshus uppförda av skifferbaserad lättbetong m fl hustyper.

På grund av att metoderna skall tillämpas rutinmässigt inom ett par år har projektet måst inriktas enbart på sådana metoder som har bedömts kunna bedömas med större grad av säkerhet och som innehåller få okända moment. Följande metoder studeras:

- ventilation
- byte av radioaktiv fyllning runt källare
- beklädnad av radonavgivande yta med aluminiumfolie

För de olika metoderna skall i första hand följande saker klarläggas:

Konventionell ventilationsteknik utnyttjas men dimensionering och detaljlösningar görs med hänsyn till att syftet är att begränsa inandning av radondöttrar. Principen är att radonfattig tilluft förs in i lokaler där man vistas stor del av tiden (t ex sovrum) samt tar ut frånluft nära de punkter där radon tränger in i bostaden varigenom radonets spridning avses förhindras. I de fall huset har krypgrund på radonavgivande mark innebär detta att luftflöde från kryprum upp i bostaden förhindras genom att kryprummet sätts under lägre tryck än bostaden. Genom att välja hus där det är ovanligt lätt resp svårt att installera ventilationsutrustningen skall man kunna ange ett intervall varinom kostnaden kan väntas ligga.

I de fall fyllningen mot grunden är av radium innehållande material är det en utväg att byta ut denna fyllning. Detta utförs på ett par hus i syfte att ange hur långt ut från huset fyllningen behöver bytas samt vad detta kostar.

En tredje utväg är att på den radonavgivande ytan klistra en porfri (troligen minst ca 25 μ m tjock) aluminiumfolie. Ett inledande försök med detta har utförts i ett radhus i Danderyd. Metoden skall prövas i ett källarutrymme i en villa i Ekedalen samt i några hus uppförda av skifferbaserad lätt betong. Efter laboratorieförsök kan man förvänta att metoden har god effekt på radonavgången. Man kan också anta att metoden kommer att visa sig billig. Det finns dock två osäkerhetsmoment:

- folien är diffusionstät för vatten och kan vid applicering på insidan av grundmurar och nedre delen av innerväggar i källar ge upphov till ökande koncentration av vatten i väggen och därmed risk för fuktskador. Detta kommer att studeras genom långvarig mätning av fukthalten i väggar där metoden prövas
- folien är elektriskt ledande och har ansetts medföra risker för olyckor och bränder vid kontakt med elledningar, t ex vid montage eller spikning i väggen. Dessa risker har också angetts kunna reduceras genom installation av jordfelsbrytare. En sådan brytare medför samtidigt minskade risker för konventionella elolycksfall, som årligen dödar ca 3 personer i bostäderna. För att kunna bedöma för- och nackdelar med aluminiumfolien, bör de elektriska riskerna grundligt utvärderas av sakkunnig person. Härvid skall effekten av jordfelsbrytare särskilt beaktas

Den totala tiden medger ej att beslut att genomföra reduktion av radonhalten enligt utredningens förslag får anstå till dess experimentåtgärderna är utvärderade.

Prioritering med hänsyn till framtida permanent gränsvärde i nybebyggelse

Inom radonutredningen kommer följande frågeställningar att studeras:

- vilken högsta risk skall en individ kunna utsättas för genom strålning i bostad?
- skall man komplettera ett sådant gränsvärde med föreskrift om att strålningen i varje byggnad eller typ av byggnad dessutom skall hållas så låg som möjligt?

Om strålskyddet i bostäder skall utformas analogt med det övriga strålskyddet måste svaret på den andra frågan bli ja. Det är dock ej nödvändigt att tolkningen av "så låg som möjligt" måste bli att man skall satsa lika mycket per inbesparad stråldos.

Det underlag som behövs för beslut om permanenta gränsvärden skulle, med hänsyn till den stora inverkan beslutet kan få på ekonomi och hälsa, helst vara en fullständig dokumentation av problemområdet. Detta är omöjligt inom den tid som står till buds, varför insatser måste prioriteras inom områden där betydelsefull kunskap kan vinnas genom ett par års arbete.

För beslut om permanent gränsvärde i existerande byggnader behövs i första hand

1. bättre dokumentation av byggnadsbeståndets sammansättning
2. närmare kännedom om radonhalt i olika typer av byggnader
3. dokumentation av vad det kostar att genomföra olika åtgärder i olika typer av hus samt vilken effekt som erhålles

Beslut om permanent gränsvärde i nya byggnader bör baseras på kunskap om hur kostnaderna stiger vid ökande ambitionsnivå i olika typer av byggnader.

Beslut om permanenta regler för byggande på mark med ovanligt hög halt av radioaktiva ämnen bör baseras på bl a resultat av forskning i syfte att ge svar på följande frågor:

1. Vilka parametrar styr inträngning av radon från berg och jord till inomhusluften?
2. Kvantifiera denna inträngning i olika typer av byggnadskonstruktioner
3. Utvärdera möjligheter att minska denna inträngning genom:
 - tätare betong
 - tjockare betong
 - byte av material
 - ventilering av grund och mark
 - applicering av radontäta skikt på grund resp betongplatta
4. Ange kostnader för detta

Allmän kunskapsuppbyggnad inom strålning i byggnader

Kunskapen om radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial och strålning i bostäder är till vissa delar god, medan den för vissa väsentliga områden saknas helt eller nästan helt. Med utgångspunkt från detta kan följande forskningsbehov identifieras.

- Samband mellan byggnadsmaterial, tjocklek, innehåll av radioaktiva ämnen och avgiven gammastrålning bör upprättas
- Ännu har ingen mätning av radonavgivning från byggnadsdelar utförts i Sverige. Utrustning för sådana mätningar finns ej. Det är angeläget att rationell utrustning för sådana mätningar utprovats och anskaffas i tillräckligt antal. Med sådan utrustning bör sedan radonavgång från olika byggnadsmaterial dokumenteras, liksom inverkan av olika ytskikt på radonavgången
- Radonets diffusion i olika byggnadsmaterial finns angiven för enstaka material. Ytterligare och mer tillförlitliga mätningar behövs
- Kunskap och verifiering av antaganden rörande andel av bildat radon som avgår och diffusionslängd i byggnadsmaterialet kan erhållas, om uppbyggnad av radondöttrar i en väggs ytskikt, sedan ytan försetts med radontät folie, dokumenteras genom att den förändrade gammastrålningen dokumenteras

Ventilationsteknik

Problemkomplexet med radon i bostäder har ett flertal beröringspunkter med ventilationsteknik. Här följer några områden som förtjänar att studeras:

- Energikommissionens arbetsgrupp för Säkerhet och Miljö anförde att man bör sträva mot en situation där varken byggnadsmaterial eller inredning avger några farliga ämnen till luften. Om detta inte kan uppnås bör ett baskrav vara att sådan avgång begränsas så att den inte blir dimensionerande för ventilationsbehovet. Förutsättningarna för att nå en sådan situation bör studeras ingående. I samband därmed måste frågan om det ständiga flödet av nya material och nya kombinationer av olika ämnen uppmärksammas.
 - o Kan vi klara att dokumentera och utvärdera detta ständigt växande flöde?
 - o Kan vi begränsa användningen av olika ämnen i bostadsmiljö till ett begränsat antal länge prövade och dokumenterat ofarliga ämnen och ämneskombinationer?
 - o Skulle detta leda till en oacceptabel hämning även av utveckling av god teknik?
 - o Vilka skulle konsekvenserna ha blivit om vi tillämpat denna princip sedan länge? (Vi skulle ej ha haft den skifferbaserade lättbetongen, men kanske inte heller mycket av det vi har anledning att vara tacksamma över.)
- Det har föreslagits en ventilationsteknik som innebär att frånluft passerar en luftspalt över hela ytterväggens yta. Man bör studera om denna metod, som i teorin kan tänkas omedelbart föra ut det radon som lämnar byggnadsmaterialet, kan installeras och fås att fungera på detta sätt i äldre hus till en kostnad som är försvarbar jämfört med alternativa metoder att sänka radonhalten. Detta bör kunna göras genom en ganska översiktlig bedömning.

Inventering av deponier med avfall från skifferhantering

I USA har samtliga kända upplag av avfall från uranutvinning inventerats. Inventeringen har omfattat såväl dokumentation av nuvarande situation som översiktlig beräkning av kostnader för olika skyddsåtgärder. De skyddsåtgärder som behandlats är bl a:

- begränsning av tillträde
- stabilisering av upplaget t ex asfaltering och/eller jordtäckning för att begränsa spridning med vind eller vatten, skärma av gammastrålning och minska radonavgången
- borttransport av avfallet

En motsvarande utredning i Sverige bör övervägas eftersom skiffer brutits på ett flertal platser under flera århundraden. Det är därför troligt att det finns många övergivna, glömda högar med rödfyr eller liknande avfall. Syftet med en sådan studie måste vara

- spåra upp bebyggelse på eller i närheten av avfallshögar och mäta strålningsnivå
- i de fall radonhalt eller gammastrålning är hög föreslås åtgärder, varvid hänsyn tas både till kostnad och effekt
- där avfall påträffas utan bebyggelse sker dokumentation och översiktlig kostnadsberäkning så att tillräckligt underlag finnes för bl a den kommunala planeringen

Underlaget skall kunna medge att ställning tas till om marken skall återställas så att den kan bebyggas eller om den i stället läggs ut som grönområde i den kommunala markplaneringen.

Dagens kunskap medger ej att åtgärder föreslås och kostnadsberäknas varför studien bör inledas med inventering och dokumentation av nuvarande situation. Härvid bör uppspårande av byggnader med särskild hög radonhalt och förhindrande av nybebyggelse på eller i rödfyr prioriteras. Kunskap om olika åtgärders effektivitet och kostnader kan förväntas komma fram under det närmaste året genom vidtagna experimentåtgärder i ett tiotal villor, bl a i Ekedalen, Tidaholm.

Om det skulle visa sig svårt att avstå från bebyggelse av de aktuella områdena kan det senare visa sig angeläget att utveckla byggnadsteknik som medger att mark med skifferaska (rödfyr) utnyttjas utan att radonhalt inomhus blir oacceptabelt hög.

De stora fördelarna med att få resultat snabbt gör att en retrospektiv studie bör provas. Möjligheten att en sådan studie skall lyckas bevisa att ett samband mellan radon i bostäder och lungcancer existerar kan bedömas som goda. Det är dock inte troligt att studien kan ge en kvantifiering av sambandet med väsentligt mindre osäkerhet än den som antas idag. Anledningen till detta är bl a följande:

- expositionen för radondöttrar måste kvantifieras i tid och rum under perioden 1935-1975. Eftersom det är mycket svårt att bestämma medelhalten av radon under året i dag med mindre osäkerhet än ca $\pm 25\%$, är det troligt att osäkerheten i en sådan kvantifiering blir avsevärd
- andelen av dygnet som personen vistats inomhus är svår att kvantifiera utan viss osäkerhet då det rör sig om så avlägsen tid
- rökning, aktiv och passiv, måste kvantifieras under tiden 1935-1975
- exposition för andra cancerogener (asbest, asfalt-ångor) bör beaktas
- för att få liten osäkerhet i det statistiska materialet krävs ett stort antal personer. På denna punkt kan möjligen internationellt samarbete i ett större projekt öka möjligheterna

Det är osannolikt att den sammanlagrade osäkerheten skulle kunna bli mindre än den faktor ca 5 som brukar anges som osäkerhetsintervall. Frågan är dock av sådant stort intresse att det måste anses vara Sveriges skyldighet i det internationella forskningssamarbetet att utnyttja den exposition som förekommit, och till mindre del kommer att fortsätta, i syfte att fastställa sambandet. Projektets genomförbarhet bör undersökas i en förstudie. Samtidigt med denna bör man genomföra förberedelser för en omfattande, långsiktig prospektiv studie. Denna bör dimensioneras på sådant vis, att ett samband mellan radondöttrar och lungcancer inom det antagna intervallet, kan verifieras med en osäkerhet av maximalt en faktor 3. Behovet av utökad epidemiologisk forskning inom detta och näraliggande områden har under senare år påtalats vid flera tillfällen, bl a av

- Energi- och miljökommittén

Forskningsområden som kräver mycket långsiktiga insatser

Till skillnad från de flesta frågeställningarna, där vi kan förutse att även begränsade insatser (något eller några få månår plus utrustning) kan ge väsentligt förbättrad kunskap, finns det även en del väsentliga frågeställningar där man redan på förhand kan bedöma att det är små möjligheter att väsentligt öka kunskapen eller minska osäkerheten under de närmaste åren. Bland dessa är

- sambandet mellan radondöttrar i inandningsluft och uppkomst av lungcancer
- den relativa farligheten hos fria (icke partikelbundna radondöttrar)

Att det existerar ett samband mellan radondöttrar i inandningsluft i gruvor och risk för lungcancer hos gruvarbetarna betvivlas knappast av någon. Det är emellertid ej helt säkert hur detta samband ser ut eftersom

- den statistiska behandlingen av lungcancerförekomsten ger i varje studie ett osäkerhetsintervall
- man kan inte utesluta att även andra faktorer i gruvorna bidragit till den förhöjda lungcancerfrekvensen
- den lägsta exposition som på statistisk grund kunnat korreleras med ökad risk för lungcancer motsvarar en mycket lång tids vistelse i de hus där de högsta radonhalterna uppmätts
- atmosfär i bostäder avviker från atmosfär i gruvor

Man är dock mer och mer benägen att anta att liten exposition för radondöttrar innebär en större risk än man skulle anta med linjär proportionering från statistik för gruvarbetare som utsatts för stora mängder radondöttrar. En svårighet är att den dominerande delen av de befarade lungcancerfallen är inducerade i en stor del av befolkningen, där var och en löper en relativt liten risk.

Det enda sättet att få säkrare kunskap om riskerna med radon i bostäder är troligen omfattande epidemiologisk forskning. Denna kan i princip ske efter två linjer:

- retrospektiv studie, som följer upp redan inträffade fall (lyckad studie ger resultat inom några få år)
- prospektiv studie, som innebär att exposition kvantifieras så noggrant som möjligt varefter i framtiden inträffande fall av lungcancer behandlas statistiskt. (Studien måste pågå ca 25 år innan resultat kan påräknas.)

De två principerna kan kombineras.

Riskerna med fria radondöttrar bedöms vara avsevärt högre än med partikelbundna. Det skulle vara till stor hjälp vid bedömning av vilka åtgärder som bör vidtas om det var fastlagt hur fria joner och partikelspektrum påverkar riskerna. Det synes för närvarande mycket avlägset med exakt kunskap om dessa frågor, som troligen endast kan besvaras genom betydande framsteg inom radiobiologisk grundforskning. Sådana framsteg är omöjliga att förutse och följer ej på ett enkelt sätt av insatta resurser av manår och utrustning. Forskningen inom området bör följas, och goda forskningsidéer bör ges stöd.

Radon i dricksvatten

Såsom framgått av kapitel 13 är det laddrig några nämnvärda koncentrationer av radon i ytvatten, sjöar, älvar mm, varifrån de största städerna hämtar sitt vatten. Under senaste åren har också Statens Strålskyddsinstitut undersökt koncentrationen av radon i de kommunala vattenverken.

Av resultatet kan man dra slutsatsen att dricksvattnets bidrag till den totala befolkningsexpositionen för radon är litet.

Eftersom det uppmätts mycket höga halter radon $> 10^5$ pCi/l i något enstaka fall, och man i Helsingfors har funnit tecken på ett samband mellan kromosomaberrationer och mycket höga halter av radon i dricksvattnet kan man dock inte utesluta att enstaka hushåll, eller möjligen grupper av hushåll utsätts för oacceptabla koncentrationer av radon i inomhusluften till följd av höga radonhalter i dricksvattnet. Det rör sig troligen om enstaka brunnar borrade i berg med hög halt av radium, t ex granit, pegmatit (eller skiffer).

De åtgärder som kan tänkas vara lämpliga för att spåra upp dessa brunnar och för att förhindra att nya brunnar med mycket hög radonhalt tas i bruk utan att lämpliga åtgärder först vidtas är:

- Statens Geologiska Undersökning (SGU) har med flygburna instrument karterat innehållet av radium, Thorium och kalium i markens (berghällar och lösa jordarter) ytskikt över ca 1/3 av Sveriges yta. Eftersom vattnet i brunnar tas djupt under markytan, oftast 20 - 100 m, och radonhaltigt vatten kan transporteras en viss ströcka är det troligen inte möjligt att från dessa flygmätningar avgöra radonhalten i enskilda brunnar. Det är däremot möjligt att ange områden med hög men varierande aktivitet och i dessa områden bör prover tas på vatten ur bergborrade brunnar för att utvärdera ett eventuellt samband mellan berggrundens aktivitet och grundvattnets innehåll av radon.
- Om det visar sig att hög aktivitet i berggrunden även ger utslag i form av förhöjd radonhalt i vattnet blir det aktuellt med en omfattande provtagning och analys i brunnar inom områden med förhöjd radioaktivitet.
- Det har visat sig att aktiviteten kan variera kraftigt över mycket korta avstånd - t ex kan ett litet inslag av pegmatit ge mycket kraftig strålning. Det bör övervägas om brunnsborrhare skall informeras om i vilka bergarter och i vilka delar av landet som man har anledning befara höga radonhalter i vattnet. Brunnsborrhare kan uppmanas att undvika sådana platser i största möjliga utsträckning; och där så ej är möjligt bör prov tas på vattnet innan brunnen tas i bruk.

- Radonet avgår ur vattnet vid uppvärmning och/eller intensiv kontakt med luft. Rumsluften tillförs alltså radon från dricksvattnet till helt övervägande del i bad/duschrum, toaletterum, kök och tvättstuga. Samtliga dessa utrymmen är försedda med frånluftsdon, varför merparten av radon som avgår ur vattnet kan förväntas ventileras ut direkt utan att spridas till övriga bostaden. Om så är fallet begränsas de boendes exponering väsentligt. Denna fråga har såvitt bekant ej studerats. Resultatet av en sådan studie i olika typer av bostäder förefaller angelägen, eftersom den även skulle kunna bidra med viktig kunskap om hur fukt sprids i bostaden.
- Om det visar sig att radon i dricksvatten är ett hälsoproblem kan det bli aktuellt att utveckla teknik för rening av vattnet från radon, t ex genom luftning eller lagring så att radonet hinner sönderfalla.

Riskhantering, riskupplevelse och informationsteknik

Ett område som visat sig angeläget, inte bara genom radondebatten och myndigheternas försök att informera om radonproblematiken, är frågor rörande

- samhällets filosofi rörande beslutsfattande vid mer eller mindre stark misstanke om risk för skador på natur eller människors hälsa
- människors upplevelse och reaktion vid liten risk för stor konsekvens
- teknik för spridande av information i frågor som till sin natur är komplicerade och där kunskapen är ofullständig

Samhällets riskfilosofi

Det har vid flera tillfällen påtalats att samhället inte har en uttalad filosofi rörande beslut och åtgärder i situationer när det föreligger risk för skador på naturmiljö och hälsa.

Man kan framföra argument både för och mot utnyttjande av en sådan filosofi.

Argument för: En sådan uttalad filosofi kan medverka till att de knappa resurser samhället kan avsätta för skydd av naturmiljö och hälsa utnyttjas på ett optimalt sätt

Argument mot: En sådan filosofi skulle kunna göra beslutsfattandet mer mekaniskt och minska den nuvarande beslutsprocessens sammanvägande av icke kvantifierbara aspekter

Pågående och planerad forskning och utredningsverksamhet inom detta är följande:

- Naturresurs och miljökommittén studerar bl a frågeställningar rörande konsistens inom miljövårdsområdet
- Forskningsrådsnämndens grupp för kemiska hälsorisker planerar symposier rörande inkonsistens inom beslutsfattande inom miljö- och hälsoområdet
- På uppdrag av Delegationen för Energiforskning formulerar Beijerinstitutet ett förslag till forskningsprogram inom risk-management (riskhantering) inom energiområdet
- Sedan lång tid bedrivs i internationell samverkan ett arbete som har gett ett logiskt konsekvent hanterande av risker inom det konventionella strålskyddsområdet,

där man ansätter att åtgärder som kostar upp till en viss summa pengar per inbesparad stråldos (och därmed per undviket dödsfall i cancer) är berättigade oavsett strålkälla, stråltyp, cancertyp och kategori av människor som drabbas. Man skiljer dock på bestrålning i yrkeslivet och av allmänheten samt bestrålning i medicinskt syfte.

- I planering och beslut rörande vägtrafik har det utvecklats en implicit standard att ett inbesparat dödsoffer är värt ca 1,5-2 Mkr i insats från samhället

Det är troligen inte lämpligt att samhället satsar lika mycket resurser på att undvika alla dödsfall; satsningen bör anpassas till den grad av angelägenhet som människorna känner inför reduktion av olika risker.

EXEMPEL

på genomförda eller planerade
saneringsprogram

Exempel på genomförda eller planerade saneringsprogram

På ett flertal ställen har man funnit förhöjda radonhalter inomhus. Orsakerna har varit olika

- användning av radiumhaltiga avfall som fyllning
- naturlig hög aktivitet i marken
- mark där radon till ovanligt stor del avgår från mineralkornen och som är porös så att radon får lång diffusionsväg
- gruvgångar under bebyggelse

I det följande lämnas en kortfattad beskrivning av de åtgärder som tillämpats vid genomförd sanering och dess utvärdering av olika metoder som man bedömt lämpliga.

Grand Junction, Colorado

I Grand Junction, Colorado utnyttjade man avfall från uranutvinning (mill tailsings) som fyllnadsmaterial under och intill hus sedan 1952 (DOE79) (Comp75) (Clus79) Detta upptäcktes av hälsovårdsmyndigheterna i augusti 1966. Man sökte omedelbart förhindra att ännu mera avfall fortsatte att spridas ut i samhället. I november 1968, drygt två år efter det att problemet identifierats, startades en undersökning i syfte att fastlägga hur många hus som berördes och hur hög radonhalten var inomhus i de olika husen. Resultatet av detta mätprogram samt en preliminär uppskattning av kostnaderna för ett saneringsprogram diskuterades vid hearings inför en av kongressens kommittéer under oktober 1971.

I juni 1972 stiftades en lag som medgav att saneringskostnader skulle till 75 % betalas med federala medel (maximalt 5×10^6 dollar) och till 25 % bekostas av delstaten. Denna finansiering gällde endast hus i Mesa County som fått förhöjda radonhalter till följd av att avfall från uranutvinning utnyttjats vid grundläggning el dyl. Surgeon General's guidelines skulle utnyttjas för att bestämma behovet av sanering. Budgeten har senare ökats till $13 \cdot 10^6$ dollar, och totalkostnaden uppskattas till $17 \cdot 10^6$ dollar. (DOE79)

Samma år utfärdade US Atomic Energy Commission riktlinjer för hur man skulle välja ut vilka byggnader som skulle bli föremål för detaljerade mätningar och bedömning av kostnad för lämplig saneringsåtgärd. Mätning av radonhalt inomhus skall ske med 6 integrerade prov om vardera minst 100h och med minst 4 vektorer mellanrum. Gammastrålning skulle mätas nära golvet. Följande gränser skall berättiga till detaljerade undersökningar:

Bostäder och skolor: radondöttrar $\geq 1 \text{ pCi/l}$ (40 Bq/m^3)
 gammastrålning $\geq 50 \mu \text{ R/h}$

Övriga byggnader: radondöttrar $\geq 3 \text{ pCi}$ (110 Bq/m^3)
 gammastrålning $\geq 150 \mu \text{ R/h}$

I avsaknad av godtagbar mätning av radondotterhalt inomhus skulle $\leq 20 \mu\text{R/h}$ gammastrålning i bostäder och skolor indikera behov av detaljerade mätningar. En gammastrålning $\leq 10 \mu\text{R/h}$ ansågs innebära att detaljerad radonmätning ej var befogad.

Fram till oktober 1978 hade 25 000 byggnader blivit föremål för årminstone översiktlig kartläggning med gammamätare. I drygt 20 % av fallen hade man påvisat mer eller mindre förhöjda gammanivåer till följd av avfallsanvändning. I de flesta fall var det dock fråga om så låga aktiviteter, små kvantiteter eller också var läget i förhållande till byggnaden sådant ($> 3\text{m}$ avstånd), att man ansåg att det inte var motiverat varken med detaljerade undersökningar eller sanering. Behovet av sanering inskränker sig till storleksordningen 500-800 hus, varav drygt 300 färdigställda fram till 1979.

Intill eller under drygt 1 000 hus fann man indikationer på något förhöjd aktivitet. Förhöjningen var dock liten, vilket tolkats som att aktiviteten var låg, varför fastighetsägarna meddelades att de preliminära mätningarna inte tydde på någon större risk för förhöjda radonhalter, "no undue concern". Det framgår inte av rapporterna (DOE79) (Comp7) hur man kunnat dra slutsatsen att materialet hade låg aktivitet, eftersom aktiviteten kan skämmas av betong, grundmurar eller ett tunt lager inaktiv fyllning närmast byggnaden.

Detaljerade undersökningar företogs endast efter ansökan från fastighetsägaren, och det var få av dem som fått detta lugnande besked som ansökte om fortsatta detaljerade undersökningar. Detta medförde kritik från 'the Comptroller General of the United States' (Comp7), som ansåg att risk förelåg att fastighetsägare som var berättigade till ersättning skulle gå miste om denna eftersom de, i vissa fall kunde ha invaggats i större trygghet än vad de preliminära mätningarna motiverade. I en del fall hade fastighetsägare fått dessa lugnande besked sedan man uppmätt låga radonhalter i närliggande hus med likartad fördelning av gammastrålningen. Dessa fastigheter har därför blivit föremål för fortsatta mätningar, som i många fall givit till resultat att byggnaden bör saneras.

Rätt till ersättning förelåg enligt de ursprungliga reglerna endast om saneringen utfördes i myndigheters regi. Många såg sig dock tvungna att själva bekosta och genomföra saneringen, för att kunna sälja fastigheten. Genom senare bestämmelser kan även dessa få ersättning för sina kostnader, om det utförts tillräckligt med mätningar så att det framgår att saneringen var motiverad enligt riktlinjerna. $1,5 \cdot 10^6$ dollar har avsatts för denna retroaktiva ersättning (DOE79).

De problem man mött vid genomförandet av programmet

har varit bl a följande:

- Många personer råkade i svårigheter genom t ex att de inte kunde genomföra en planerad försäljning utan att sanering vidtagits, och de hade svårt att vänta flera år på 'deras tur' i saneringsprogrammet.
- noggranna mätningar och åtgärder kan endast utföras efter ansökan från fastighetsägarna. Ett inte obetydligt antal hade ännu efter 10 års mätningar ej ansökt om detta, vilket innebär att programmets målsättning att sanera samtliga hus med förhöjda radonhalter, kanske ej kan uppfyllas.
- kravet att radonhalt skall dokumenteras med kontinuerlig registrering minst 100h vid 6 tillfällen, med minst 4 veckors intervall, har gjort att dokumentation före och efter åtgärd, samt själva åtgärden tar ca 2 år i ett enskilt hus. I inledningsskedet prövades radonmätning med filmer, men metoden förkastades eftersom den inte ansågs kunna fylla kraven på mätnoggrannhet. De gav dock en indikation huruvida radonhalten var förhöjd. Man utnyttjar 125 integrerade radonmätare, och trots detta stora antal tar mätprogrammet drygt 10 år. Punktvisa mätningar prövades till en början men övergavs snart eftersom de ej ger en tillräckligt exakt bestämning av medelkoncentration. Inställningen till mätning med filmer har ändrats något. Efter 7 års försök anser man nu att film (Kodak) som är utplacerad ett helt år ger lika god bild av årsmedelvärde som sex integrerade mätningar om vardera en vecka fördelade över hela året. (Franz 80)
- det har varit svårt att intressera entreprenörer av att lämna offert på saneringsarbetena. Under andra halvåret 1978 inkom t ex endast 2 offerter från totalt 32 tillfrågade företag.
- det avfall som inte medför förhöjd radonhalt i existerande byggnader omfattas ej av programmet. Detta medför risker vid nybyggnadsverksamhet, eftersom mycket avfall utnyttjas som fyllning under vägar, parkeringsplatser m m. Markägaren får enligt gällande bestämmelser ej ersättning för extra kostnader vid utbyte av dessa massor, och det finns inte heller några bestämmelser som förhindrar nybygge på eller intill sådan utfyllnad.

I Grand Junction har man studerat följande metoder i syfte att minska radonhalten inomhus:

- byte av fyllning - metoden har visat sig effektiv och relativt billig i de fall det har varit fråga om utbyte av fyllning mot grundmurar. När fyllningen skall bytas under källargolv och/eller under bärande delar blir kostnaderna höga. Försök att suga ut fyllningen med vacuum har visat att denna teknik endast är användbar när det aktiva materialet är fin-kornigt och utan inblandning av större stycken. Man har strävat efter att, så långt det är möjligt avlägsna det radioaktiva materialet.
- i ett fall där det aktiva materialet även förekom

under grundläggningen valde man att avlägsna så mycket material som möjligt, installera ett ventilationssystem under golvet samt att tätta den nya betongplattan med epoxi.

- behandling av ovansidan av källargolv resp insidan av källarväggar med epoxi har i vissa fall varit effektivt, i andra fall inte.
- rening av luften med elektrostatiskt filter tillsammans med ventilation visade god effektivitet vid en försöksinstallation i en bowlinghall. Behov av underhåll och höga driftkostnader gjorde att metoden bedömdes vara av begränsad användbarhet.
- i ett hus på krypgrund erhöles tillräcklig reduktion av radonhalten genom att ventilationsöppningarnas areor ökades.

Fram till 30 september 1978 hade man sanerat 325 byggnader. Använda metoder fördelades på följande sätt:

utbyte av aktivt material	271 byggnader
tätning med epoxi	52 - " -
ventilation	1 - " -
elektrostatiskt filter	1 - " -

Kostnaderna för åtgärder i olika hus har varierat beroende på nödvändiga åtgärders omfattning och komplexitet:

småhus	540 - 41 000 dollar
skolor	19 000 - 500 000 -"-
kommersiella byggn.	6 600 - 107 000 -"-

Man har ansett att installation av mekaniska anordningar ej är lämplig åtgärd i bostäder - utan rekommenderar att sådana används endast i kommersiella lokaler och då som andrahandslösning i de fall utbyte av aktivt material är mycket dyrbart.

Fosfatdistrikt i Florida

Man har funnit att hus som byggs på mark som rekultiverats efter fosfatutvinning i Florida tenderar att få högre radonhalter än vad som är normalt (EPA76), (EPA79). Orsaken är förhöjd halt av uran, och därmed även radium, i fosfatmineralen. Eftersom det är fråga om stora arealer, hundratals kvadratkilometer, har man bedömt det vara angeläget att fastställa hur bebyggelse kan ske utan att man erhåller för höga radonhalter inomhus. De krav man önskar att åtgärder som vidtas i syfte att begränsa radonhalten skall uppfylla är följande:

- fungera passivt utan ingripande från husägaren
- behålla sin effektivitet under byggnadens förväntade brukstid
- medföra rimlig kostnad, endast vid installation
- inte i nämnvärd grad påverka de boende

Man har utfört en preliminär utvärdering av ett antal tänkbara metoder (EPA76). Uppskattade kostnader har sedan uppräknats till nivå i början av 1979 (EPA79). Följande metoder studerades:

- mekanisk ventilation
- mekaniska filter inklusive HEPA-filter
- elektrostatiske filter
- ventilerat kryputrymme
- tätning med polymerer
- utgrävning och fyllning med lågaktivt material
- förbättrad betongplatta

Kostnader för att tillämpa dessa metoder har uppskattats, figur

Vid bedömning av lämpligheten att vidta dessa åtgärder utnyttjade man en riktlinje från Uranium Fuel Cycle Standard, enligt vilken kostnader upp till \$200 000 å 500 000 per dödsfall är motiverade i strål-skyddssammanhang. Man antog vidare att de aktuella husen kommer att bestå i 70 år, bebos av i medeltal 3,5 personer som vistas 75 % av tiden i bostaden. Vidare antogs 40 Bq/m³ radondöttrar innebära 1,1 % risk för lungcancer vid boende hela livet i hus med den koncentrationen.

Med dessa antaganden blev slutsatsen att samtliga åtgärder förefaller försvarbara ur kostnadssynpunkt när radondotterhalten inomhus är förhöjd med minst 20 Bq/m³ (EPA79).

Att avskärma gammastrålningen från marken genom att göra bottenplattan tjockare är också försvarbart, även om effekten av denna åtgärd på radonhalten inomhus försummas. Vid $\geq 20 \mu\text{R/h}$ från kapillärbrytande skiktet bedömdes det försvarbart att öka betongplat-

TABLE 12
ESTIMATED AVERAGE COST OF CONTROL MEASURES FOR
STRUCTURES CONSTRUCTED ON FLORIDA PHOSPHATE LAND*

CONTROL MEASURE	CAPITAL COST	ANNUAL MAINTENANCE COST	ANNUAL ELECTRICAL COST	TOTAL AVG ANNUAL OPERATING COST	PRESENT WORTH OF TOTAL COST (70 YRS)
<u>EXISTING STRUCTURES</u>					
AIR CLEANERS:					
HEPA	\$400	\$100	UNDEFINED	\$100	\$2050
ELECTRONIC	\$350	\$25+ ***	\$10	\$35+	\$900
ELECTRONIC AND AIR EXCHANGER	\$900	\$25+	\$80	\$105+	\$2600
POLYMERIC SEALANT:	\$600-\$1950	UNDEFINED	NONE	NONE	\$600-\$1950
<u>PLANNED STRUCTURES</u>					
VENTILATED CRAWL SPACE:	\$550	NONE	UNDEFINED	NONE	\$550
EXCAVATION AND FILL: (TO 10' DEPTH)					
COMMERCIAL FILL RATE -					
FOR 80% RADON REDUCTION (INCLUDES 99% GAMMA)	\$3250-\$5500	NONE	NONE	NONE	\$3250-\$5500
FOR 80% GAMMA REDUCTION	\$250-\$400	NONE	NONE	NONE	\$250-\$400
W/NOMINAL FILL COST -					
FOR 80% RADON REDUCTION (INCLUDES 70% GAMMA)	\$2550-\$2900	NONE	NONE	NONE	\$2550-\$2900
FOR 80% GAMMA RED	\$200	NONE	NONE	NONE	\$200
IMPROVED SLAB CONSTRUCTION:					
FOR 80% RADON REDUCTION (INCLUDES 70% GAMMA)	\$550	NONE	NONE	NONE	\$550
FOR 80% GAMMA REDUCTION	\$600	NONE	NONE	NONE	\$600

* ASSUMING 1500 SQUARE FEET FLOOR AREA AND 1977 DOLLAR VALUE (6% DISCOUNT PER YEAR APPLIED); ALL FIGURES ARE FOR RADON PROGENY REDUCTION EXCEPT WHERE OTHERWISE NOTED

** SEE TEXT

*** "+" SIGNIFIES THAT THE ESTIMATE GIVEN IS MOST LIKELY A MINIMAL ONE, ALTHOUGH THE ACTUAL AVERAGE IS UNDEFINABLE USING AVAILABLE COST DATA

Fig

Uppskattade kostnader för olika metoder att begränsa radonhalten inomhus i hus byggda över rekultiverade fosfatbrott.

tans tjocklek till 20 cm. Vid $\geq 30 \mu\text{Rh}$ var lämplig tjocklek 30 cm.

Dessa, och liknande slutsatser, kan inte överföras till svenska förhållanden utan att inverkan av t ex aktivitet i lätt tillgänglig betong beaktats. Kostnaderna för åtgärderna kan också vara andra i Sverige.

Det föreföll inte försvarbart att vidta åtgärder i syfte att begränsa enbart gammastrålningen i existerande byggnader.

Bancroft, Ontario, Canada (MacL79)

Berggrunden i området består av urberg och kraftigt omvandlade gamla sedimentära bergarter. Uranhalten är förhöjd på vissa platser och man har provbrutit uranmalm på ett flertal ställen. Tidigt sökte man producera radium (1929-1931) och senare har uran producerats i ett antal gruvor. Mellan 1956 och 1964 framställdes ca 500 ton uranoxid ur 5,4 Mton malm, motsvarande endast 100 ppm utvunnet uran. Under de senaste åren har uranutvinning återupptagits i skalan 300 ton/år uranoxid.

På flera ställen går berg med hög uranhalt till markytan under eller intill bebyggelse. Det är bl a fråga om små förekomster av pegmatit. Detta är orsaken till förhöjd radonhalt i många hus. På grund av att de uranförande bergarterna når upp till ytan har också lösa jordarter tillförts material med förhöjd aktivitet. Avfallet från uranutvinningsprocessen (mill tailings) har deponerats på bestämda platser. De bergmassor som sprängts ut för att man skulle nå den brytvärda malmen har emellertid till stor del utnyttjats vid byggnadsverksamhet, bl a som vägfillning, dränerande och kapillärbrytande skikt. Detta berg innehåller drygt 20 pCi/g radium -226 och har därför orsakat förhöjda radonhalter i många hus.

För att bedöma om åtgärder skall vidtas tillämpas samma gränsvärden oberoende av om den förhöjda radonhalten orsakats av naturligt förekommande aktivitet eller av att bergmassor från urangruvorna använts som fyllning m m. Gränsvärdet för radondöttrar inomhus är 0,02 Wh (74 Bq/m³) inklusive naturlig bakgrund, och förklaras närmare i kapitel 16.

I området finns ca 1 200 hus, och man bedömer att åtgärder blir nödvändiga i ca 10 % av dessa. För att identifiera dessa blir man dock tvungen att utföra noggranna mätningar i ca 500 hus.

När man väljer teknik i syfte att minska radonhalten har man följande önskemål:

- tekniken skall fungera utan hjälp av mekaniska eller elektriska apparater eller annat som kräver underhåll för att ge avsedd effekt
- metoden skall tidigare ha visat sig fungera
- åtgärdens omfattning m m skall vara sådan att det endast föreligger liten risk att man behöver komplettera med ytterligare anordningar för att nå gränsvärdet.

Följande åtgärder används i programmet:

- eliminering av källan till den förhöjda radonhalten är den ideala lösningen, men bedöms vara praktiskt genomförbar endast i 15 % av fallen. Inomhus kan det

bli fråga om att bryta upp betonggolv i källare och ersätta underliggande material. Utomhus är det ofta fråga om att byta ut material som utnyttjats som dränering, fyllning intill källarmur och som vägfyllnad. Vägfyllnad byts dock i första hand om gammalstrålningen är för hög.

- tätning och ventilation av kryputrymme kan begränsa radonflödet upp till bostaden. Om uretanshum med slutna celler sprutas på marken i kryputrymmet anser man att radonavgången minskar. Ventilation av utrymmet erhålles genom att öka ventilarean.
- installation av vattenlås; i vissa hus är dränerings-systemet inkopplat på avloppsledning utan vattenlås mellan förbindelsepunkten och huset. Omkoppling och anordnande av vattenlås anses förhindra att radon förs från dräneringsledningar in i huset via avloppsledningarna.
- tätning av sprickor i källargolv och källarväggar samt otätheter vid bl a rör genomföringar anses ha god effekt
- installation av ventilationssystem under källargolv tillgrips i vissa fall när radon tränger upp genom ett betonggolv med många sprickor. Ventilations-systemet förbinds uppåt med atmosfären och avses fungera med självdrag. Med detta system söker man leda ut radon som annars ansamlats till hög koncentration under det nya golvet, som görs av armerad betong och med så få otätheter som möjligt.
- i de fall naturligt berg utgör del av golv eller vägg i källare kan dessa ytor behöva tätas
- radonflöde genom väggar och golv i källare begränsas med t ex epoxi
- i samband med byte av fyllning runt källaren kan grundmuren strykas med lämplig polymer i syfte att begränsa inträngning av radon i grunden
- mekanisk ventilation kan övervägas när ventilation med självdrag eller andra åtgärder ej ger tillräcklig reduktion av radonhalten
- HEPA-filter eller elektrostatiske filter anses kunna reducera radonhalten med upp till 90 %. Återluft med sådana filter anses kunna övervägas när radonhalten är förhöjd utomhus, t ex intill ett uppdrag av avfall från uranutvinning.
- i de fall dricksvattnet innehåller hög radonhalt, bör man söka annan vattentäkt, eller avlägsna radonet ur vattnet

De tre sista metoderna kräver visst underhåll och driften av dem kostar också en del pengar, varför man anger att allmänheten kan väntas föredra andra metoder.

Man påpekar dock att i vissa fall finns det inga andra rimliga metoder att sänka radondotterhalten under gränsvärdet. Mekanisk ventilation anges också vara en tillämplig metod i syfte att förhindra uppbyggnad av hög halt metan i hus som byggts på eller intill stora mängder organiskt material.

Man har uppskattat kostnaderna för de olika åtgärderna och i hur många hus det blir aktuellt med respektive åtgärd, tabell ---

REMEDIAL MEASURES COSTS ESTIMATE			
(Based on projected requirements at 126 sites)			
Remedial Technique	Cost/Application	Estimated Number of Applications	Total Cost
1. Interior Source Removal	\$2,500.00	5	\$ 12,500.00
2. Exterior Source Removal	3,500.00	21	73,500.00
3. Trap Floor Drains	500.00	23	11,500.00
4. Trap Floor Drains & Modify Sump	1,500.00	31	46,500.00
5. Seal Cracks, Floor/Wall Joints	2,000.00	47	94,000.00
6. Sub-Floor Venting System (including removal and reconstruction of floor slab and installation of gravity stack)	8,000.00	13	104,000.00
7. Seal Exposed Bedrock	3,000.00	3	9,000.00
8. Exterior Sealant Application (including excavation and reinstatement)	5,500.00	5	27,500.00
9. Interior Sealant Application (finished basement)	9,200.00	10	92,000.00
10. Interior Sealant Application (unfinished basement)	6,500.00	8	52,000.00
11. Crawl Space Sealing and Passive Ventilation	4,500.00	5	22,500.00
12. Mechanical Ventilation	2,000.00	8	16,000.00
		SUB TOTAL	\$561,000.00
		20% CONTINGENCY	\$112,200.00
		TOTAL COST	\$673,200.00

PROGRAM SCHEDULE AND COST SUMMARY

Program Function	1978-79 Fiscal Year		1979-80 Fiscal Year		1980-81 Fiscal Year		Total Costs \$
	Number of Sites	Cost \$	Number of Sites	Cost \$	Number of Sites	Cost \$	
Program Management and Site Investigations	160	452,000	200	442,000	152	376,000	1,270,000
Remedial Work	20*	100,000	65	350,000	41	223,200	673,200
Total Costs \$		552,000		792,000		599,200	1,943,200

* Remedial work currently underway at 16 sites.

Tabell

Uppskattning av kostnader för sanering av 129 hus i Bancroft Ontario (MacL 79).
I kanadadollar = ca 3.60 Skr

I en del hus tillämpas en kombination av flera åtgärder. Kostnaderna för åtgärderna bedöms uppgå till i medeltal knappt 20 000 Skr. Det omfattande mätprogrammet och projektledning kostar mer än själva ombyggnadsarbetena; utslaget på de hus som åtgärdas blir dessa kostnader ca 35 000 Skr per hus.

Port Hope, Ontario

I Port Hope, Ontario, Canada började man utvinna radium 1932. Verksamheten har drivits fram till mitten av 1970-talet, men målsättningen har då inte varit att utvinna radium utan uran och vissa andra metaller.

Under årens lopp har avfall av olika slag deponerats på ett flertal ställen och samhället har under tiden expanderat. Deponeringen skedde okontrollerat och utan åtgärder för att förhindra att det radioaktiva materialet skulle spridas. Resultatet blev bl a att avfall utnyttjades som fyllnadsmaterial och vid en undersökning, som startades 1976, fann man ett hundratal fastigheter där radonhalten och/eller gammastrålningen var för hög. För att bedöma strålsituationen utnyttjades de riktlinjer som Surgeon General i USA tidigare utfärdat för Grand Junction i Colorado. Det material som spridits innehöll upp till ca 1 000 pCi/g radium -226, (normal koncentration i jord i området kring Toronto Ontario är 1-2 pCi/g). Inomhus uppmättes i några fall mycket höga halter av radon, i ett fall drygt 500 pCi/l.

Lämplig åtgärd bedömdes i nästan samtliga fall vara borttransport av det aktiva materialet till en speciellt iordningställd tipp med botten tätad med polymerfolie och asfalt och dränerande skikt ovanför denna tätning, så att pressvatten ej förorenar grundvattnet utan kan återföras till tippen eller renas före utsläpp. I några fall förekom aktivt material under husens bottenplatta; föreslaget utbyte bedömdes 1976 kosta upp till \$ 56 000 i ett enstaka hus (MacL76).

Uranium City, Saskatchewan

Uranium City är en liten stad med endast ett par tusen invånare belägen intill en urangruva i Saskatchewan, Canada. Man har där funnit att radondotterhalten inomhus överskrider gränsvärdet 2 pCi/l (74 Bq/m^3) radondöttrar i ca 200 byggnader. I de flesta fall är radonhalterna måttligt förhöjda, men i ett mindre antal hus har radonhalter av storleksordning 30 pCi/l ($1\,200 \text{ Bq/m}^3$) uppmätts i bostadsvåning. I källare har i några fall ca 100 pCi/l ($4\,000 \text{ Bq/m}^3$) radon uppmätts; och i ett enstaka fall ca 450 pCi/l ($17\,000 \text{ Bq/m}^3$).

De källor till radon som man identifierat är:

- bergmassor som erhållits vid öppnande av gruvor har använts som fyllnadsmaterial. Innehållet av radium-226 i dessa massor var drygt 20 pCi/g, motsvarande 60 ppm uran.
- torv som tillförts trädgårdarna innehöll 2-10 pCi/g radium-226, men eftersom kvantiteten är liten medför detta ett mycket litet tillskott till radonhalten
- radonflöde från material med förhöjd halt av radium, beläget på större djup

De åtgärder som används i saneringsprogrammet är:

- utbyte av material med förhöjd radiumhalt. I ett fall byttes fyllning till 2,5 m djup och upp till 3 m avstånd från grundmuren, samt till ett djup av 1 m under en del av källargolvet. Resultatet blev att radondotterhalten reducerades från ca 15 pCi/l (600 Bq/m³) till 1-2 pCi/l (35-70 Bq/m³), dvs en reduktion med ca 90 %. I ett annat fall byttes hela källaren i samband med att den aktiva fyllningen ersattes.
- ventilation av betongplatta har tillämpats med gott resultat bl a vid nybyggnad av två skolor och ett polishus
- ventilation av kryputrymme har erhållits genom ventilationsgaller i grundmurar. I samband härmed har bjälklaget tilläggsisolerats på undersidan och vattenledningar frysskyddats.
- tätning av källargolv och källarväggar med epoxi-spackling av sprickor och strykning med epoxifärg 3 gånger har tillämpats i några fall. Reduktion av radonhalt från ca 40 pCi/l till ca 1 pCi/l respektive från ca 10 pCi/l till ca 2 pCi/l redovisas.
- tätning med betong har ej tillämpats eftersom man ej ansett sig kunna vara säker på att undvika sprickor
- avskiljning av radondöttrar i elektrofilter har prövats och bedöms vara lämpliga i kommersiella och offentliga lokaler, där det nödvändiga underhållet är lättare att verkställa.

Vid en jämförelse mellan de olika metodernas kostnads-effektivitet får man följande resultat:

Jämförelse mellan olika metoders kostnadseffektivitet efter en 4-gradig skala där 1 betyder mest kostnadseffektiv

hustyp	ventile- ring av kryplåda	ventila- tion un- der golv	avlägsnande av aktivt material	elektro- statiskt filter	tätning med epoxy
kryplåda	1	4	3	2	-
källare	-	4	3	2	1
betong- platta	-	4	3	2	1

Kostnaden för nödvändiga saneringsåtgärder bedömdes bli \$ 17 600 per hus (kanadensiska dollar vid mitten av 1978; ca 65 000 Skr/hus) (Keith78).

Elliot Lake, Ontario (Dil78) (Dil79f)

Elliot Lake är en stad i Ontario, inte långt från Lake Huron. Staden anlades i mitten av 1950-talet i samband med att uran började brytas i trakten. Uranfyndighe- ten är mycket vidsträckt, och staden anlades intill de platser som hade tillräckligt hög uranhalt för att medge brytning. Uranfyndigheten överlagras av kvartsit, som också bildar en bergrygg genom staden, som i öv- rigt är grundlagd på isälvsavlagringar av sand, grus och kullersten.

Man har funnit förhöjda radondotterhalter inomhus i många hus i staden; mätningar i 1 921 hus under 1976 gav följande resultat:

> 0,15 WL (>550 Bq/m ³	radondöttrar)	14 hus
0,02 - 0,15 WL (74-550 Bq/m ³	- " -)	311 hus
0,01 - 0,02 WL (37-74 Bq/m ³	- " -)	454 hus
< 0,01 WL (<37 Bq/m ³	- " -)	1 142 hus

Mätningar har utförts under juli-augusti, september, oktober och november. Vid samtliga tillfällen har 15 - 20 % av husen visat ≥ 200 Bq/m³ radondöttrar och 5 - 6 % >400 Bq/m³.

Mätningar har visat att det i allmänhet inte är avfall från uranutvinning som spritts i samhället och givit upphov till förhöjda strålnivåer. I några få fall har man funnit att sådant avfall använts som vägfyllnad, men när detta material har transporterats bort har radonhalterna förblivit oförändrade.

Fortsatta detaljerade mätningar har givit vid handen att det inte finns avgränsade partier med kraftigt förhöjd radiumhalt. De höga radonhalterna synes i stället orsakas av utbredda förekomster av material

med måttlig aktivitet. Marken är däremot mer än vanligt genomsläpplig för radon, genom att den till stor del består av grus.

Radiuminnehållet i sand och grus fastställdes till 0,7-1,0 pCi/g. Mängden radon som avgår från torkade prov ("emanating radium" eller "em Ra") uppges till 0,2-0,3 pCi em Ra/g, vilket innebär att 20-40 % av det radon som bildas i materialet avgår.

I några hus mättes radondotterhalten ett flertal gånger och resultaten jämfördes med förändringar i lufttrycket. Inget samband kunde fastställas. Däremot konstaterades att koncentrationen i enskilda hus varierade mycket över tiden, med upp till en faktor 10. Koncentrationen av radondöttrar uppges ha varierat mer än koncentrationen av radon.

I 20 hus gjordes omfattande mätningar i syfte att bestämma på vilka vägar radonet fördes in i husen. Radonavgången från källarväggar och källargolv uppmättes till i medeltal 350 resp 140 pCi/m²,h. Med husens geometri och uppskattad luftomsättning motsvarar detta ett tillskott av storleksordningen 0,5 pCi/l (20 Bq/m³) radon. Koncentrationen av radon i markluften utanför grundmurarna uppmättes till ca 500 pCi/l, vilket bedömdes vara endast 10 % av den koncentration som skulle kunna ge en diffusion genom väggen motsvarande radonavgången från väggens insida. Det visade sig även att radonavgången från källarväggen var lika såväl över som under markytan på insidan som på utsidan. Detta visade att radon ej fördes genom väggen, utan emanationen från väggen, motsvarande 0,2-0,3 pCi/g emanerande radium, utgjordes av radon som bildats i väggen.

Radonflödet genom små sprickor i källarväggar och källargolv uppmättes till ca 2 000 pCi per timme och meter spricka. De uppmätta radonhalterna skulle därmed motsvaras av ett par hundra meter sprickor.

Den luft som fanns i avloppsledningar innehöll upp till 500 pCi/l radon. De förhöjda radonhalterna inomhus skulle kunna förklaras om 0,25-2,5 m³/h av denna luft trängde in i bostaden. I några fall fann man uttorkade vattenlås, vilket skulle ha medgett att luft strömmat upp. Det ansågs uteslutet att radon genom diffusion skulle kunna passera ett fyllt vattenlås. Dräneringssystemet innehöll 500-1 000 pCi/l radon i luften, och mynnade i vissa fall uppströms vattenlås i källaren. I dessa hus bedömdes detta ge avgörande bidrag till radonhalten inomhus. I övriga hus bedömdes inflöde av markluft genom sprickor i betong eller otätheter vid rörgenomföringar vara den dominerande orsaken till de förhöjda radonhalterna.

De föreslagna åtgärderna är följande:

1. Ändringar av rörledningar i källaren och tätning

av hål till en beräknad kostnad av \$ 1 000- \$ 3 500 beroende på hur källaren är inredd.

2. Tätning av källarväggens yttre yta och modifiering av dränering, till en beräknad kostnad av \$ 3 200 per hus.
3. Applicering av tätskikt på källargolv och -ytterväggar, till en kostnad av \$ 3 500 per hus.
4. Tätning av sprickor i betong, främst i förening mellan golv och vägg.
5. Anläggning av tätskikt på exponerad jord och frilagda bergytor i källare och kryputrymmen.

Det har bedrivits ett omfattande arbete på att utveckla metoder för att till rimlig kostnad kunna reducera radonflödet in i husen (Dil79) (Dil79f).

Allmänna Ingenjörbyrån AB

BILAGA 4
1980-04-22

Hans Ehdwall
Sven-Olov Ericson
Wilhelm Tell

RESEBERÄTTELSE

Radon Workshop i Port Hope 12-
-14 mars 1980 samt besök på EDA

Referat av föredragen vid radonseminarium

A Scott och W Findlay gav en tillbakablick och lägesrapport för arbeten i Elliot Lake. Man började med hus som hade höga koncentrationer av radondöttrar, ca 400 Bq/m³. Under senare tid har arbetet inriktats på den grupp hus som har radonötterhalter i närheten av gränsvärdet. Man anser att 13 mätningar jämnt fördelade över ett år ger tillräcklig precision i bestämning av årsmedelvärde. Gränsvärdet är 0,02 WL. Man mäter radon i luftprover som under 3-4 dygn samlats i en plastsäck med hjälp av en liten pump. Man antar att, specifikt för Elliot Lake, motsvaras 0,02 WL av 5 pCi/l (185 Bq/m³) radon. Man har funnit att husen som har förhöjda radonhalter ej ligger samlade i grupper utan förefaller helt slumpmässigt fördelade i samhället. I ett hus hade avrymningsmassor från urangruva använts som ballast. Resultatet blev 90 μ rad/h gammastrålning. Huset var uppfört av en större byggnadsfirma, varför man inte utesluter att det finns likartade förhållanden i flera hus. I en byggnad uppmättes 0,4 WL (1500 Bq/m³ radondöttrar). Med hjälp av 2 elfilter håller man koncentrationen vid 0,08 WL (300 Bq/m³) i väntan på slutliga åtgärder. Man har konstaterat olika transportvägar för radon in i husen:

- genom dräneringsledningar inkopplade på avloppsledning uppströms vattenlås
- spricka i förening mellan golv och vägg
- sprickor och otätheter (t ex vid rör genomföringar) i betonggolv
- genom det kanalsystem som bildas i väggar av betonghålsten
- direkt från marken i hus på kryppgrund.

Saneringsarbetet utförs av entreprenörer som anlitas av myndigheten. Kostnaden för att få tillträde till betongkonstruktionen i en inredd källare blir därför hög, \$ 10.000-12.000. Exempel på genomförda saneringar:

- i en källare bytte man ut betonggolvet som avgav förhöjd gammastrålning. Anledningen till att man bytte ut golvet var främst att det var en radonkälla
- nytt betonggolv gjöts ovanpå ett dåligt
- i ett hus byggt på platta bytte man såväl betongen som underliggande kapillärbrytande skikt.

Det material som utnyttjas som fyllning intill grundmurar är identiskt med den naturliga marken, dvs grus med stenblock på upp till 5 ton.

Man bedömer ej att betonghålstén ökar risken för hög radonhalt, men väl kostnaden för sanering. I ett fall rasade grundmuren när den frilagts - det saknades nästan bruk mellan stenarna. Man avråder från betonghålstén i nya hus.

G Case refererade arbeten i Port Hope. När vissa hus evakuerades gavs detta mycket stor publicitet i massmedia, men när saneringen var färdig och människorna flyttade tillbaka syntes inga journalister.

>100.000 ton material har grävts upp och transporterats 400 km till Chalk River där det deponerats. Bl a grävdes 4000 ton upp ur skolan. 15 byggnader har rivits och deponerats under kontrollerade former vid Chalk River.

I rykande snöstorm åkte vi runt i Port Hope och tittade på bl a skolan, hus som är utdömda och skall rivs samt avfallsupplag. På en liten väg över ett av upplagen (Pidgeon Hill) uppmättes 500 μ R/h (?)

Ron Maruska gav en lägesrapport för Bancroft. 1600 hus studeras - man har funnit att lerig mark medför mindre risk än grusig mark. Inom riskområdet har man 2-20 ppm U (25-250 Bq/kg radium) i berget. Inom detta område överskrids gränsvärdet 0,02 WL i en inte obetydlig del av husen. Utanför området är det ytterst få hus som har mer än 0,02 WL - risken för att 0,02 WL skall överskridas bedöms dock inte vara noll någonstans.

Grundvattnet i Bancroft innehåller oftast 1000-2000 pCi/l radon. I en brunn uppmättes 55.000 pCi/l. I det fallet har man bytt vattentäkt och erhållit 10.000-15.000 pCi/l.

I Uranium City är förhållandena speciella:

- husen är ofta baracker som övertagits från andra nedlagda gruvsamhällen och som ställts upp på träkubbar
- tjälen går vintertid betydligt djupare än grundläggningsdjupet

I denna situation har man funnit att ventilation av grunden/källaren med elektriskt värmd luft är det mest ekonomiska. Elförbrukningen uppges till \$ 400 vid 2,2c/kWh, dvs ca 18 MWh per hus och år. Denna ström tas genom en separat mätare och betalas av myndigheten.

I hus där människor vistas endast en liten del av tiden (t ex kyrkor) anses filter kunna vara en lämplig metod. Man har prövat tätningsåtgärder, men dessa har ej givit permanent resultat.

W Findlay gav kommentarer till några av de metoder som kommit till användning:

- o Man har lyckats täta sprickor i betong med epoxi, men ibland har det bildats en ny spricka intill i betongen efter en tid.
- o Epoxi har inte alltid visat sig beständigt. Helt homogen blandning av komponenterna i exakt rätta proportioner krävs. Detta är omöjligt i fält.
- o Man har till stor del lämnat hårda tätningsmaterial och övergått till membrantätning kompletterad med fiberarmad latexbetong.
- o Ventilation i kapillärbrytande skikt kan möjligen åstadkommas med ett hål mitt under huset. Detta hål sätts under visst undertryck, eventuellt med hjälp av fläkt.
- o I vissa fall har man sågat kanalsystem i betonggolvet i inredd källare, lagt ned ventilationssystemet och därefter lagat golvet med betong.
- o I ett hus uppmättes 0,92 WL (3400 Bq/m^3 radondöttrar). Efter tätning av grundmurarnas utsida reducerades radondotterhalten till 0,3 WL (1100 Bq/m^3). Sedan man därefter kompletterat med ventilationssystem under källargolvet erhöles 0,01 WL (40 Bq/m^3).

Les Haywood hade studerat sambandet mellan radonhalt och radondotterhalt med hjälp av det stora antal mätvärden som samlats under de senaste åren.

A Scott gav några kommentarer till samband mellan partikelkoncentration i luften och radondotterhalt samt till hur koncentrationen av kondensationskärnor i inomhusluften varierar mellan sommar och vinter.

Dick McGregor refererade en landsomfattande undersökning av radondotterhalten i källaren till 6000 hus (400-900 hus i vardera 13 städer fördelade över hela Kanada). Resultatet visade en lognormal fördelning med 5% > 0,02 WL.

Man fann ingen korrelation mellan lungcancerfrekvens 1957-1976 i dessa städer och andel källare med >0,02 WL. Olikheter i rökvanor, luftföroreningar m m beaktades ej. Man överväger en ambitiös epidemiologisk studie och man diskuterar för- och nackdelar med generellt gränsvärde för radon i nya hus.

Keith D Cliff redovisade mätningar av radon i bostäder i Storbritannien och uppskattade vilken effekten skulle bli om husen tätas i syfte att spara energi. Han refererade även resultat av försök att avskilja radondöttrar med elektrofilter.

W Nazaroff beskrev vissa problem med ett experimentbygge. Fuktproblem hade bemästrats med ett avfuktningssystem. Vid 0,05-0,15 luftomsättning per timme hade man uppmätt 20 pCi/l (740 Bq/m^3) radon.

Man installerade ventilation med värmeåtervinning och vid 0,6 omsättningar per timme var radonhalten 5 pCi/l (185 Bq/m³). Man beräknade med hjälp av frekvensfördelningen av radontillförsel till inomhusluften (pCi/l/h) att vid 0,1 omsättning/h skulle 5 pCi/l (kan antas motsvara ~ 70 Bq/m³ radondöttrar) överskridas i 36 resp 75% av nybyggda hus i England resp i USA. Vid 0,6 oms/h skulle motsvarande kunna väntas bli 5% resp 7%.

EDA och Terradex presenterade sina produkter.

Lin Pai, Ontario Ministry of Labour, beskrev utvecklingsarbete med en radondottermätare baserad på film där de olika radondöttrarna mäts separat.

Besök på EDA

EDA visade sin fabrik och utvecklingsavdelning. Följande instrument demonstrerades:

RDT-322, passiv integrerande radonmätare

Instrumentet medger integrering av radonhalt över 1 vecka till 1 månad. Vid mätning under 1 vecka blir känsligheten 1 pCi/l, en månads mätning ökar känsligheten till 0,25 pCi/l. Myndigheter i Kanada har köpt 300 st instrument av denna typ. Priset uppgavs till \$ 625 (ca 2700:-).

Radon diffunderar in i mätkammaren genom ett filter som ej släpper igenom radondöttrar. Detekteringen av radon sker genom TLD-teknik. Med chip av CaF₂ erhöles spridning 20-25%. Sedan man övergått till LiF(Dy) med polerad yta har spridningen minskat till $\pm \leq 15\%$. Dessa siffror förutsätter att chipsen ej kalibreras individuellt. Med individuell kalibrering skulle spridningen minska men man bedömer kostnaden bli för hög, bl a därför att kalibrering måste upprepas.

Luftfuktighet > 60-70% stör instrumentets funktion.

RDT-310

Detta instrument är av principiellt samma konstruktion som RDT-322. Det har dock en mer robust konstruktion och tål fuktig luft, genom att radonet får diffundera genom en bädd av torkmedel. Detta utförande används i USA sedan 3 år av EPA och Monsanto Research, bl a vid utomhusmätningar. Priset uppgavs till \$ 550 (ca 2400:-).

MOD 225, integrerar koncentration av radondöttrar

Denna apparat ger en integrerad mätning av radondotterhalt. Principen är den att luft suges genom ett 0,8 μ m filter placerat nära en TLD-chip. Instrumentet kan mäta mellan 1 vecka och 1 månad. Det används bl a av Monsanto Research. Priset uppgavs till \$ 1150 (ca 5000:-).

RDC 555

RDC 555 är en mikrodatorbaserad kontrollenhet i ett radonmätningssystem. Kontrollenheten sammanställer mätvärden från upp till 32 detektorer. Mätvärden kan erhållas t ex med meteorologiska data på ett kassetband. Priset uppgavs vara \$ 5000 (ca 22000:-).

RDR 511

RDR 511 är en radondetektor som bygger på ZnS-cell. Detektorn förbinds med kontrollenhet RDC 555. Priset uppgavs till \$ 4500 (ca 20000:-).

GRS 500, gammaspektrometer

GRS 500 är en liten gammaspektrometer. Den väger endast 2,3 kg. På grund av att den är ny i programmet uppgav man att man ännu ej hunnit kalibrera den och man kunde därför ej ange hur känslig den var. Det är därför ej klarlagt huruvida den kan användas vid geotekniska grundundersökningar för att fastställa hur stor del av gammastrålning som härstammar från uran- resp thoriumkedjorna.

Vi träffade senare ett flertal personer som hade erfarenhet av att använda EDA:s utrustning. I flera fall hade man tillgång till apparater som anskaffats av myndigheterna, men utnyttjade trots det "grabsampling" med filterteknik eller radonanalys på laboratorium. Anledningen till detta var troligen till stor del att man under senare tid utfört mätningar i grupper av hus där man konstaterat att årsmedelvärdet låg nära gränsvärdet 0,02 WL (74 Bq). Mätningarna syftade till att med ett stort antal mätningar med stor statistisk säkerhet fastställa vilka hus som hade årsmedelvärde över resp under detta gränsvärde.

Bob Washington (AECEB, Ottawa) hade studerat precision hos EDA:s instrument. Han angav att individuell kalibrering av TLD-monitorn ger möjlighet att fastställa tidsintegralen (medelvärdet) av radonhalten inom $\pm 5-10\%$. Med en enklare procedur blir spridningen upp till $\pm 25\%$.

A Scott vid DSMAI Acres hade börjat utnyttja ett radonmätningssystem 511/555. Hans erfarenheter var i princip goda, men han uppgav att nästa generation kan göras bättre. Om den ersätts med jonkammare kan känsligheten ökas och mätningen bli helt kontinuerlig.

På fråga vilka företag som konkurrerar med EDA nämndes Eberline och Pylon.

Något om gränsvärden och mätrutiner

Man tillämpar 0,02 WL (74 Bq/m^3) som gränsvärde (årsmedelvärde) för radondöttrar inomhus i såväl nya som gamla byggnader i vissa samhällen där det finns urangruber eller till exempel anläggning för konvertering av "yellow cake" till UF₆. I övriga landet finns inget gränsvärde. Anledningen till detta lokala gränsvärde är att de som är anställda i uranindustrin har bedömts löpa så stor personlig risk på grund av radon på arbetsplatsen att de ej bör utsättas för ytterligare exposition.

Hendricksson (från AECB) uppgav att 0,02 WL är en absolut gräns, ej förhöjning över naturlig, normal nivå och att gränsvärdet även gäller för källare. Undantag görs dock om källaren är av mycket dålig standard och definitivt ej kan inredas (ett mellanting mellan källare och kryputrymme).

Don Marsden, Ontario Ministry of Labour, Radiation Protection Service, telefon 1980-03-14 (965 8178).

Man har tillgång till EDA:s apparater men försöker utveckla en integrerande mätare byggd på track etch-teknik. Arbetet utgår från en fransk konstruktion där alfastrålning från olika radondöttrar räknas separat efter absorption i olika tjocka skikt av materia. Metoden är ännu ej fullt utprovad.

I 800-900 nya hus i Elliot Lake har man installerat ventilation under golvet och erhållit i medeltal 0,005 WL (18 Bq/m^3 radondöttrar) vid 0,25-0,3 luftomsättning per timme. I hus med tät källare har man satt in fläkt (37 cfm?) och erhållit 0,011 WL (40 Bq/m^3 radondöttrar) vid $\sim 0,33$ luftomsättning per timme.

Enligt "the building code" antas 0,02 WL motsvara 7 pCi/l radon. Man koncentrerar sig dock på mätning av WL.

Mätning i syfte att fastställa om ett nytt hus har $< 0,02$ WL som långtidsmedelvärde sker genom 10 punktprov vid olika tidpunkter under minst en vecka. Detta sker i stängt, obebott hus. Man avser att följa upp med 2×10 ytterligare mätningar efter 6 resp 12 månader, dvs totalt 30 mätningar i varje ny bostad. Man har dock svårt att hinna med detta, och under det senaste året har nybyggnadsverksamheten varit så omfattande att man endast hunnit med den första mätserien.

Man har vid statistisk behandling av 100-150 mätningar vardera i 2-3 hus funnit att årsmedelvärdet är 20% större än det geometriska medelvärdet (fördelningen är log-normal och måste därför analyseras med log-normal statistik).

Man uppskattar att 10 mätningar under ≥ 7 dygn behandlade med denna statistik ger ett mått inom 20% från sant årsmedelvärde.

Bfr's radongrupp

Sven-Olov Ericson

RESERAPPORT USA 7-29 MARS 1981

Fredag 13 mars

Diskussion med representanter för

Florida Department of Health & Rehabilitative Services

Deltagare: Uray Clark, Dept of Health..., Tallahassee
 Charles W "Budd" Hendry Jr., statsgeolog,
 Florida Dept of Natural Resources
 Harlan W. Keaton, Public Health Physicist,
 Polk County Dept of Health
 Wallace Johnson, chef för strålskyddslaboratoriet
 i Orlando
 Gerry Dumas, strålskyddslaboratoriet i Orlando
 Dan Thos - " -
 Gerry Eakens - " -
 David Borris, läkare, fosfatindustrin

Inom fosfatdistrikten i Florida är aktiviteten i markytan låg, i medeltal 2,4 pCi/g. Aktiviteten ökar med djupet till ca 18-84 pCi/g. Uranet är förenat med fosfatmineralet, som föreligger i klumpar från $< 1 \mu$ till 25 mm. Med dagens teknik kan inte det finkorniga materialet utvinnas, utan det erhålles som en lerig avfallsprodukt med förhöjd aktivitet. Före 1940 utvanns endast $\leq 1/3$ av fosfatinnehållet. Därefter har $2/3$ kunnat utvinnas. Vid rekultivering blandades tidigare den inaktiva sanden med den aktiva fosfatrika leran. Resultatet blev en frodig vegetation och förstklassig jordbruksmark. På grund av den höga aktiviteten blir dock marken svår att bebygga med de gränser för acceptabel radonöverskottshalt som diskuteras. Man försöker därför i dag lägga det aktiva materialet i botten med inaktiv sand över eller på särskilda platser. Under den första tiden bedrevs verksamheten i oregelbundna former och avfall med hög aktivitet kan väntas förekomma oregelbundet. 90-95 % av verksamheten uppgavs vara dokumenterad. I dag bryts årligen 6000 acres i gigantiska dagbrott. Produktionen uppgår till ca 50 miljoner ton. Man har börjat utvinna yellow cake.

Politikerna kräver nu att markytan rekultiveras till en gammastrålning ej högre än den ursprungliga. Refererades ett fall, där den naturliga var $6 \pm 2 \mu\text{R/h}$ och den rekultiverade visade $8 \pm 4 \mu\text{R/h}$. Enligt nuvarande riktlinjer skulle denna situation kräva större precision i mätningarna.

Delstaten Florida har rekommenderats av centrala myndigheter i Washington att fastställa följande gränsvärden:

för existerande byggnader $0,02 \text{ WL } (74 \text{ Bq/m}^3)$
 för nya byggnader $0,009 \text{ WL } (33 \text{ Bq/m}^3)$

0,009 WL förutsätts innefatta ett pålägg om 0,004 WL (15 Bq/m³) för osäkerhet i mätningar, dvs. mätvärden > 33 Bq/m³ skall anses innebära att gränsvärdet 18 Bq/m³ överskrids. Man anser att grundvattenytta över radonkällan i princip minskar radonavgången till luft.

Mätmetoder

Man anser inte att track etch är tillräckligt noggrann. Passiva integrerande TLD-instrument har man mycket dåliga erfarenheter av och har slutat använda sådana sedan det visat sig omöjligt att få reproducerbara värden vid korskalibrering, speciellt med kommersiellt tillgängliga instrument. Man använder 12 st aktiva TLD-instrument, där en pump suger luft genom ett filter omedelbart intill en TLD-tablett. Årsmedelvärde fastställs med minst 4 mätningar med dessa instrument.

Radonhalter i existerande hus

Mätverksamheten i Florida finns beskriven i rapport 'Study of Radon Daughter Concentrations in Structures in Polk and Millsborough Counties'. Omkring 4000 byggnader har uppförts på rekultiverad mark och av dessa bedöms 240 å 400 kräva någon form av åtgärd. I byggnader på rekultiverad mark var medianvärdet 0,013 WL (48 Bq/m³) med högsta värde 0,2 WL (740 Bq/m³). I byggnader på mark utan förhöjd uranhalt var medianvärdet 0,004 WL (15 Bq/m³). Källare förekommer knappast i området och 40 % av byggnaderna står på plintar eller är husvagnar.

14 mars Tallahassee

Diskussion med Dr. J K Osmond (medarbetare till J.B. Cowart) vid Department of Geology, Florida State University i Tallahassee.

Forskningen är till stor del inriktad på mekanismer bakom de avvikelser från radioaktiv sönderfallsjämvikt som föreligger i naturen. Analysverksamheten koncentreras på uran och radiumanalyser i vatten. Man har inte svar på våra markproblem, men pekar på betydelsen av recoil, dvs. det faktum att i samma ögonblick som en ny atom bildas vid Alfa sönderfall, får den en kraftig rekyl av den utsända Alfa-partikeln. Den nya atomen har således rörelseenergi när den bildas; vid bedömning av emanation och migration bör denna rörelse beaktas. Betydelsen av detta skulle kunna vara:

- transportlängderna för Radon-220 och -222 behöver ej förhålla sig som halveringstiderna. Betong med hög toriumhalt kanske kan ge ett icke försumbart bidrag till lungdos via radon-220, som skulle kunna frigöras nästan momentant från väggens ytiskt

- uppehållstiden i kryputrymmen är troligen så lång att inget radon-220 kan komma upp ur marken och in i ovanliggande bostad.
- Relativa emanationen av radon-220 och radon-222 kan användas för bedömning av betydelsen av diffusion respektive recoil i olika material.
- Vid teoretiska diffusionsberäkningar bör recoil beaktas.

Man hade inga färdiga hypoteser om hur mark skall kunna klassificeras ur radonrisksynpunkt. Radon som strömmar mot ytan från en djupare källa bör lämna spår av radondöttrar. En anrikning av bly-210 skulle därför hypotetiskt kunna tänkas vara relaterat till det integrerade radonflödet upp till markytan under flera årtionden.

Man refererade flera gånger till Tanner (bl.a. hans bidrag till konferensen i Houston 1978) och angav att vatten ökar emanationen. Detta skulle förklaras av att de radonatomer som slungas ut ur en partikel bromsas upp i vattnet och stannar där med viss sannolikhet. För det fall att hålrummet är fyllt med luft, blir uppbromsningen mycket mindre och sannolikheten större för att radonatomer passerar hålrummet och borrar in sig i en annan närliggande partikel.

16 mars; Besök vid Tennessee Valley Authority's anläggningar i Muscle Shoals i norra Alabama

Ronald Maxwell

TVA är ett federalt ägt bolag som bl.a. driver kraftverk på tillsammans 20 GW. Man har totalt ca 50.000 personer anställda. Inom divisionen "occupational health and safety" arbetar 400 personer. Den största underavdelningen är Radiological hygiene branch under ledning av R. Maxwell med 190 personer fördelade på:

- quality assurance och ALARA
- radiation exposure
- radiological assessment
- radiation control
- radiological emergency planning and preparedness.

Inom kärnkraftområdet arbetar man med \$ 1000 per manrem som riktlinje för om en kostnad är försvarbar eller ej.

Steve Garry

Steve Garry arbetar med frågor rörande radon i bostäder.

Mellan 1934 och 1975 tillverkade TVA fosfor med torr process i Muscle Shoals. Slaggen från denna tillverkning innehåller 20-30 pCi/g radium (radiumindex 3,7-5,6) och erhöles i kvantiteter om ca 250 kton/år. I dag finns ett upplag med $3-4 \cdot 10^6$ ton. Resten har använts för kalkning av jord, som fyllnadsmedel i handelsgödsel, ingrediens i Portlandcement samt som ballast i betongblock. TVA sålde i början ca 300 000 ton/år men vid mitten av 1970-talet hade efterfrågan minskat till 60 å 80 kton/år. Försäljningen stoppades 1978. Man missar tänker att ca 500 000 byggnader innehåller mer eller mindre av detta material.

Avfallet var dels i glasartad kompakt form, lik sand. 3 % av bildad radon avgår ur detta material. En del av slaggen erhålls i expanderad form innehållande gasblåsor. Av detta material såldes totalt 1,25 Mton, bl.a. för användning som ballast i betongblock upp till 30 % av totala vikten.

Man har gjort en inledande undersökning i några referenshus och några hus innehållande fosfatslagg. I varje hus gjordes 3-7 mätningar med aktiv TLD (pump samt filter intill TLD-tablett) under 3-5 dagar. I hus med slagg var radondotterhaltens medelvärde i källaren 0,018 WL (67 Bq/m^3). Motsvarande medelvärde för källare till hus som icke bedömdes innehålla fosfatmaterial var 0,014 WL (52 Bq/m^3).

Gammastrålningen i hus utan slagg var i medeltal $12 \mu\text{R/h}$ och $14 \mu\text{R/h}$ i hus som antogs innehålla fosfatslagg. Mer detaljer finns i "A study of phosphate slag in building materials, a report on the phase I survey", E.A. Belvin June 79.

TVA är för närvarande mest intresserade av ansvarsfrågor; man har två stämningar på 14,2 resp 2,3 M\$.

Man är mycket intresserad av det arbete som utförs i Sverige och kan tänka sig att översätta våra rapporter till engelska. Detta skulle kunna organiseras så att vi sänder en rapport på svenska och ett band med grovöversättning. TVA bättrar på språket och skriver ut den engelska versionen.

Rod Reed arbetar med radioaktivitet i kol. Det kol man använder innehåller i medeltal 0,6 pCi/g radium. Man har funnit att allt uran och radium i kolet återfinns i askan med samma koncentration i bottenaska och flygaska. Man har sânt prover på kolaska för analys av radonavgång. Flygaskan används delvis i betong och utgör ca 5 % av den färdiga betongen.

Man hade planer på att ta smält bottenaska från Thomas Allen anläggningen i Memphis och spinna mineralull. Projektet stoppades på grund av osäkerhet med radonavgång.

20 mars

Besök Monsanto Research Corporation, Mound Facility,
Miamisburg (förort till Dayton), Ohio 45342.

Clarence E. Styron, Supervisor, Environmental Science,
tel. 0091 (513) 865 3613
Dr. Richard Hagee, Senior Physicist tel. ----- 4215
David T Abbott, Senior Ecologist tel. ----- 4324

Man driver ett omfattande och ambitiöst arbete rörande materialbalans för naturlig radioaktivitet i kol för olika typer av anläggningar. Rapport över konventionell förbränning i spreader stoker, cyklon med smält aska och pulvereldning är färdig och sänds när den kommer från tryckning. Studium över radioaktiva ämnens fördelning i olika strömmar vid rökgasavsvavling är färdig och rapport väntas i slutet av detta år. Man har tagit prover på fluidiserad bädd, men rapport ligger längre fram i tiden.

Man uppmätte i ett fall att 0,7 % av bildad radon emanerade ur torr flygaska från spärrfilter. När samma aska avskildes med vätavskiljare, uppmättes avgång motsvarande 6,9 % av bildad radon. Detta är i överensstämmelse med Tanners teorier.

I ett fall eldades ett kol med 0,3 pCi/g (11 Bq/kg) radium och 8 % aska. Om detta till 100 % återfinns jämnt fördelat i askan, skulle koncentrationen bli 3,8 pCi/g (140 Bq/kg). Man uppmätte 3,3-3,9 pCi/g (120 - 144 Bq/kg), vilket är i överensstämmelse med resultaten från TVA.

I ett fall användes kalk med 0,9 pCi/g Radium vid beredning av slurry för avsvavling av rökgaser. Slurryns vattenfas innehöll 50-60 pCi/l radium i lösning, men det vatten som avskildes från sulfat/sulfatslammet innehöll < 0,1 pCi/l. Förklaringen till detta är troligen att när svaveloxider från rökgaserna löses i vätskan, fälls radium ut som sulfat.

I en stad i Georgia målades urtavlor med radiumhaltig färg fram till 1965. Verksamheten hade pågått så länge att den inte omfattades av myndigheternas kontroll av radiologisk verksamhet. I och med att man bytte från radium till tritium kom man att omfattas av kontrollverksamheten, varvid det framkom att avfall och färgrester hade tippats okontrollerat på bakgården. Det uppgavs att traktens barn brukade leka där och måla sig i ansiktet med självlysande färg. Man hade hela tiden sagt till personalen att arbetet var helt ofarligt. Företaget gick i konkurs och moderbolaget vägrade betala sanering. Fyllnadsmassorna uppgavs innehålla storleksordningen nCi/g av radium.

Dr. Hagee bedriver en omfattande verksamhet med 150 st passiva radonmonitorer från EDA (Modell 225). De flesta mätningar sker utomhus i närheten av milltailings eller anläggning som hör till Manhattanprojektet. Man anser sig kunna mäta 4 Bq/m^3 med en standardavvikelse 18-20 %. Tabletter returneras i speciella behållare placerade i specialinredda attachéväskor. Man anser att det är viktigt för precisionen att tablettbehållaren utformas så att tablettens alltid kommer i exakt samma läge. På denna punkt har man modifierat EDA's instrument. Man byter tablett och kassett med torkmedel en gång per vecka, men uppger att vid denna årstid skulle torkmedlet räcka för två veckor. Man hänvisar till äldre studier vid EML som tyder på att torkmedel skulle vara nödvändigt. Man gör inte individuell kalibrering, utan låter de instrument som avviker för mycket från den gemensamma kurvan utgå eller repareras. Tabletterna kalibreras i grupp vid varje leverans. Instrumenten tas in för kalibrering en gång per år.

Man skall i fortsättningen även göra mätningar inomhus i samarbete med en grupp vid Oak Ridge National Laboratory, som har ansvaret för de mätningar och bedömningar som ligger bakom beslut om sanering. Man använder f.n. gränsen $0,015 \text{ WL}$ (56 Bq/m^3) inklusive naturlig bakgrund vid dessa bedömningar. ORNL använder 6 Wrenn-kammare som ger semikontinuerlig mätning av radondotterkoncentrationen. Man tänker kombinera 1 vecka semikontinuerlig registrering med 4 à 6 veckor med integrerande mätare. Den vanligaste saneringsåtgärden är avlägsnande av det radiumhaltiga materialet.

23 mars; Besök Colorado Department of Health, Grand Junction

G.A. Franz, Hal Lagner

I Grand Junction fanns tidigare en anläggning, där uranmalm krossades och uranet lakades ut och erhöles i form av yellow cake. Allt radium stannade i avfallet med väsentligt högre halt i slammet än i det sandliknande avfallet. Avfallet från verksamheten deponerades och utnyttjades delvis som fyllning under golv, terrasser, körbanor, mot källarväggar m.m. Det sandliknande avfallet har också använts som ballast i betong. Den naturliga marken uppges inte ge några problem med radon, utom möjligen inom ett begränsat område där man uppmäter förhöjda halter utan att kunna påvisa tailings.

Man bedömer att tailings finns på ca 6200 fastigheter och att 740 av dessa behöver åtgärdas. Totala kostnaden beräknas

till 22.6 M\$, ca 100 Mkr. Kostnaden för sanering av enfamiljs-
hus är i medeltal 15 000 \$ (70.000 Skr). Hittills har 394
fastigheter sanerats och i 339 fall (86 %) har saneringen i
princip gått ut på att avlägsna det radioaktiva materialet,
dvs. fyllning intill eller under huset eller betong innehåll-
lande tailings. Vid byte av fyllning utanför grundmur går
man tillväga på i princip samma sätt som vi gjorde i Ekedalen.
Man återfyller med ett material som innehåller lera men ändå
släpper igenom vatten. I några fall har man låtit mindre mäng-
der av tailings ligga kvar under grundsulor för att minska
risken för sättningar. I dessa fall har man lagt en slinga av
perforerade plaströr runt grundsulans insida och anslutit
slingan till en vertikal kanal \varnothing 150 som mynnar över tak med
en 'windcap' (flöjel).

Man har velat undvika mekaniska anordningar och det har då
visat sig naturligt att använda ett passivt system baserat
på självdrag, som ger undertryck. Dessa system har fungerat,
men man vet ingenting om hur ett övertryckssystem skulle
fungera. När kanalen stängs, stiger radonkoncentrationen i
huset från 3 à 4 till 4-9 pCi/l, medan det i kanalen byggs
upp 20-90 pCi/l. Man påpekar dock att radon kan diffundera
mot en tryckgradient, och att det inte är tryckgradienten
i sig utan luftrörelser som bestämmer radonflödet. Ett system
med övertryck skulle troligen ställa stora krav på det ovan-
liggande golvet täthet. Man har inte mätt luftflöde eller
tryckdifferens i dessa system. Det nya betonggolvet görs
15 cm tjockt och ansluts mot gamla väggar eller rester av
gamla betongplattan med armeringsjärn som gjuts fast i hori-
sontella borrarade hål samt epoxifylld ursparing 12x12 mm i
nya betongens överyta. Man använder hårt epoxi som uppges
ge efter för långsamma rörelser. Byte av betonggolv och in-
stallation av undergolvsvent genomfördes i februari 1981 för
\$ 34.000 (160.000 Skr).

I 53 fall (13 %) har man försökt täta med epoxi. Efter fri-
läggning och rengöring appliceras ett lager epoxi, varefter
slitskydd (kvartskorn el.dyl.) sprids ut. Därefter stryks
ytterligare minst 3 gånger. Vid behandling av väggar utgår
slitskyddet. I torrt tillstånd är skiktet 2 mm tjockt. Denna
metod har varit framgångsrik i ca ett fall av två, och efter-
som effekten kan väntas försämrats med tiden är man skeptisk
till vidare användning. Ett typiskt fall är ett hus, där
epoxibehandling sänkte radonhalter från 240 Bq/m³ till
150 Bq/m³. Gammastrålningen ökade samtidigt från 17 till
25 μ R/h. Radonavgången var före åtgärd 2,57 pCi/m²,s
(0,1 Bq/m²,s). Slutligen blev man tvungen att byta golv
och installera undergolvsventilation för \$ 22 000 (ca 100 000 Skr).

I vissa fall har man som komplettering till materialbyte nått
en viss reduktion (ca 50 Bq/m³) genom att öka ventilationen
i kryprum med gluggar 10x30 eller 10x45 cm på samtliga sidor.

Man har i några fall visat med huvar (flux cans) att inget radon passerar genom epoxiskiktet på någon punkt i en behandlad källare trots att radonhalten fortfarande är hög. Hypotetiskt antar man att radonet transporteras uppåt genom betongen och in i huset där källarväggen ansluter mot bjälklag. Man uppger att en slipad betongyta är ganska tät, medan en icke vibrerad betong i övrigt ger radonet stor rörelsemöjlighet.

Man har i två fall provat elektrostatiskt filter, men det föll på att underhållet inte sköttes av fastighetsägaren.

Man har inte alls behandlat frågor om byggande på mark med förhöjd aktivitet. Konstaterar dock att det är billigt att vidta åtgärder i samband med nybyggnad och dyrt att göra något i existerande hus. Framkastade förslaget att göra betongplatta i två skikt med epoxi eller asfalt mellan, eller att bygga på plintar. Undergolvsventilationen är billig att installera i samband med nybyggnad och den har fungerat i de fall man lämnat aktivt material under grundsulor.

Kostnaden för de åtgärder man gör i Grand Junction bedöms med hänsyn till den reducerade stråldosen ligga väl inom ramen för vad som inom övrigt strålskydd anses rimligt.

Mätmetodik

Mätningarna syftar till att fastställa huruvida årsmedelvärdet är över eller under $0,017 \text{ WL}$ (63 Bq/m^3), dvs. naturlig bakgrund $0,007 \text{ WL}$ (26 Bq/m^3) plus en förhöjning motsvarande $0,01 \text{ WL}$ (37 Bq/m^3). När programmet startade fanns inte TLD-instrument. Eftersom gränsvärdet är angivet i WL, var det naturligt att använda aktiv TLD där luft sugts genom ett filter placerat intill en TLD-tablett. Den första typen av instrument var bullrande men under senare år har man använt 50 st tystgående apparater. Man håller nu på att lämna TLD-teknik och övergå till film. Man använder Kodak LR-115-2 på licens - en dollar per byggnad - från Terradex. Man anser sig ha dokumenterat att filmmätning under ett helt år ger ett minst lika bra mått på årsmedelvärdet som t.ex. 6 perioder om 1 vecka vardera med aktiv TLD. DOE har granskat detta material och kommit till slutsatsen att film ger minst samma exakthet om den används under ett helt år (Considerations and recommendations on methods for determining of eligibility, Lagner, G.H. and Franz, G.A. Januari 1979 och Grand Junction Remedial action program Analysis of currently Approved and Proposed Procedures of Establishing Eligibility for remedial Action, Final Report December 1980. DOE/EV 101621-T1). Man var förvånad att höra att vi låter filmerna sitta ute endast 3 månader och därigenom missar filmens unika möjlighet att utan kostnad ge ett mätvärde av medelvärdet över ett helt år.

Man anser att mätningarna med aktiv TLD vid ca 30 Bq/m^3 ger en precision om 10-15 %. Till detta skall läggas ca 5 % fel i kalibreringen vilket ger en total noggrannhet (en sigma) på ca 15 %. Man gör regelbundna jämförande mätningar med EML och avvikelser brukar hålla sig vid ca 10 %.

Mätvärdena visar att variationen mellan olika årstider kan vara stor och principiellt olika beroende på hustyp och ventilationssystem. I ett extremt fall kan vintervärdena nå ca 3 gånger över årsmedelvärdet.

Eftersom man inte beaktar luftomsättningen, är man medveten om att fastighetsägaren kan påverka resultaten i önskad riktning genom att öka eller minska luftomsättningen de veckor mätning pågår. Om en fastighetsägare tätar huset före sanering, är man tvungen att uppfylla gränsvärdet utan ökad ventilation. Om däremot fastighetsägaren tätar huset efter sanering, kan han inte kräva ytterligare åtgärder för att hålla nere radonhalten.

Studiebesök

Man höll för tillfället på att byta källargolv och källarytterväggar på en villa där man tidigare behandlat golv och väggar med epoxi utan att komma under gränsvärdet. Kostnad ca 40.000 dollar (180.000 kronor) förutom tidigare kostnader vid epoximålning.

En souterrainvilla hade tidigare fått tailings avlägsnat under garage, under terrass samt utmed källarvägg. Årsmedelvärdet är därefter ca 110 Bq/m^3 , varför man kommer att sätta in ventilationssystem under betonggolvet. På kort avstånd från detta hus finns en villa med 0,05 WL (185 Bq/m^3) där man ej kunnat finna tailings. Slutsatsen man drar är att detta orsakas av naturliga förhållanden och därför ej berättigat till stöd.

I ett församlingshem med daghem (platta på mark) behandlades golv och anslutning till väggar (samt vissa väggar) med epoxi för några år sedan. På grund av sättningar m.m. hade epoxifärgen släppt från betongen vid skarven mellan vägg och golv samt spruckit över sprickor i betongplattan. Man blir nu tvungen att bryta upp betonggolvet, avlägsna tailings och installera ventilationssystem under nya golvet. I en mindre kontorsfastighet hade man brutit upp golvet och lagt en slinga ventilationskanal runt ytterväggarna och anslutit till kanal som mynnade över tak med vinddriven huv.

Tailingsdeponin ligger i samhället omedelbart intill Colorado River. Den omfattar 55 acres och är 5-12 m djup. Gammastrålningen är $1000 \mu\text{R/h}$ och årsmedelvärdet för radonhalten i

utomhusluft på de närmast belägna villatomterna har bestämts till 22 pCi/l (800 Bq/m³). Översidan av deponin har i experimentsyfte tätats med olika typer av asfalt. Deponin skall flyttas till en kostnad av 70-80 M\$.

Rapport om radonets diffusion upp genom täckmaterial över en depå av tailings sänds med post.

25 - 26 mars; besök Battelle Pacific Northwest Laboratories

J.N. Hartley
P.O. Jackson
V.W. (Bill) Thomas
Paul L Koehmstedt
Harley O. Freeman
David J. Esterl

Asfalt

Man har arbetat flera år med att utveckla metoder att med hjälp av asfalt begränsa radonavgången från upplag av mill-tailings till 2 pCi/m²,s, som är krav från EPA. Påpekades att asfalt är varaktigt - vissa asfalttätningar utförda av sumerer och egyptier är ännu intakta efter upp till 5000 år. Resultat från senaste årets arbete finns beskrivet i rapporten 'Application of Asphalt Emulsion Seals to Uranium Mill Tailings PNL-SA-8829'.

Det är viktigt att asfaltemulsionen är katjonisk, vilket ger en elektrostatisk bindning till underlaget. Anjonisk emulsion är vanligare, men ger endast adsorption och bör ej användas. Katjonisk emulsion kan lätt tillverkas och leverantörerna i USA har höjt priset till 1500 kronor per m³. Emulsionen består av 60 % asfalt, 1-2 % emulgeringsmedel och resten vatten. Under senaste tid har det kommit från ett material som kallas 'rubberised asphalt'. Materialet består av asfalt, aromatisk olja och gummilatex.

Man gav följande synpunkter på hur asfalt skulle kunna användas:

- spraya asfaltemulsion eller 2 lager rubberised asfalt (350°F) på botten och väggar i kryputrymme. Man blir förvånad om inte detta ger tillräckligt låg radonavgång, eftersom det i fält minskat radonavgång med 99,9 %.
- applicera asfalt blandad med sand under betongplatta eller gör betongplattan som en sandwich konstruktion med asfalt mellan 2 st 7,5 cm tjocka betongplattor

- om radon kommer upp genom en betongplatta på grusbädd, kan asfalt injekteras genom hål borrade genom betongplattan. Före asfalten måste dock ett ytaktivt medel sprutas in.

Man är övertygad om att asfalt i dessa applikationer är beständigt i minst 100 år. Ett 8 cm tjockt lager av asfalt blandad med sand (för att ge mekanisk styrka) minskar radonavgången lika effektivt som 10 m torr jord. Vid arbete i kryprum måste friskluftmask användas.

I Edgemont, South Dakota, har man använt milltailings som fyllning runt några hus. Battelle har i uppdrag att dokumentera situationen i samhället. Man gör filtermätningar efter det att huset varit stängt över natten. Om två filtermätningar visar i medeltal $\geq 0,033$ WL (i hus med källare görs en mätning i källaren och en i bostadsvåning vid varje tillfälle), anses radonhalten vara förhöjd. Om förhöjningen orsakats av mill tailings, betalar myndigheterna hela saneringskostnaden. Man har dock funnit två stråk där radonhalten är förhöjd utan att man kunnat spåra tailings. Dessa stråk sammanfaller med utgående av skiffer. För dessa hus har Department of Housing and Urban Development beslutat att inga mer statliga lån skall beviljas förrän fastighetsägaren begränsat inflödet av radon. Om filtermätningarna visar mellan 0,01 och 0,033 WL, ämnar man företa mer omfattande mätningar med RIPSU (aktiv TLD). Marken består till största delen av sand (alluvial) med 2,5 pCi/g Ra. Intill skiffern finns bentonit med 6,6 pCi/g Ra. Rapport om denna undersökning sänds så snart myndigheterna tillstyrkt frisläpandet.

Darrel R Fischer

Fisher har gjort sitt doktorsarbete på analys av lungcancerstatistik i Florida. Polk County har lägre lungcancerfrekvens än medeltalet för Florida. Tror att en relativ riskuppskattning är riktig, dvs. radon är mycket mer farligt för rökare än för icke-rökare. Pekar på osäkerhet i underlag för olika studier, bl.a. möjligheten att den exponering som urangrivarbetare i USA utsatts för har underskattats kraftigt. Sänder rapport om radonavgång från mill-tailings.

27 mars 1981; besök Lawrence Berkeley Laboratory, BERKELEY, California 94720

John Ingersoll, Bldg 90, Room 3117

Mätteknik

Vid bestämning av långtidsmedelvärde har man kommit till slutsatsen att apparater där luft sugs genom ett filter placerat

intill en TLD-tablett eller film i allmänhet ger en variation med en faktor 3-5 när olika apparater står intill varandra. Man har försökt bygga egna passiva TLD-instrument, och stött på olika problem. Instrumenten fungerade bättre när elektroden var mindre än tabletten. Utan torkmedel anser man att känsligheten ökar med bättre räknestatistik, men man kan tänka sig att andra problem uppstår. Man anser att den bästa metoden är Terradex filmer, som man anser ger en spridning inom 40 %.

Vid försök att täta ytor med epoxi visade sig endast 1 av 6 epoxiprodukter ge god tätning. Man antar att bindningen mellan epoxi och underlag blir otillräcklig så att radonet kan vandra i ytskiktet under epoxifilmen.

Man anser att radonets diffusionslängd i byggnadsmaterial jämfört med byggnadsdelarnas tjocklek i allmänhet är sådan att radonavgången med tillräcklig noggrannhet kan anges per mass- och tidsenhet. Ett flertal mätningar har utförts på radonavgång från betong, dito med flygaska eller fosfat-slagg, gips och tegel. Den använda metoden uppges ge snabba och tillförlitliga resultat. Man har sett tecken på att fukt ökar radonavgången och man förklarar detta med att vattnet lakar ut radioaktiva ämnen ur de defekter som strålningen orsakar i kristallstrukturen.

I ett experimenthus togs luft avsiktligt upp från kryprummet som höll ca 750 Bq/m^3 Ra. Koncentrationen i bostaden blev $200\text{-}400 \text{ Bq/m}^3$ vid $0,2 \text{ oms/h}$. Sedan man ändrat ventilations-systemet, uppmättes $70\text{-}110 \text{ Bq/m}^3$ i bostaden och 2200 Bq/m^3 radon i kryputrymmet. I ett solhus i New Mexico uppmättes 400 Bq/m^3 radon i bostaden. Radonavgången från stenmagasin för värmelagring var ej tillräcklig för att förklara denna radonhalt, varför man antar att underliggande mark ger ett väsentligt bidrag.

Barbara Moed (1 cyclotron Rd; Bld 90, room 3038 A) är geolog och har börjat studera radonets rörlighet i mark. Jordluft i USA uppgavs i medeltal innehålla 300 pCi/l radon. Tror att mätning inomhus och i jordluft bör göras samtidigt. Anser att detektorer baserade på aktivt kol är bäst, men att fukt och kondensation kan störa alla mätningar. Har en känsla av att diffusion inte har avgörande betydelse för radonets rörlighet.

Andra grupper inom LBL studerar formaldehyd, NO_x från gas-spisar samt värmeväxlarens funktion. Inom den senare gruppen (Bill Fisk) har man studerat verkningsgrad och tryckfall hos ett antal värmeväxlare. Man har byggt en apparat som semikontinuerligt registrerar fultomsättning och radonhalt. I framtiden skall man studera frysskydd och överföring av föroreningar i olika typer av värmeväxlare.

- The use of mechanical ventilation with heat recovery for controlling radon and radondaughter concentrations, W.W. Nazaroff et al LBL 10222
- Performance of residential air-to-air heat exchangers - test results and methods William J. Fisk et al
- A fast and accurate method for measuring radon exhalation rates from building materials J.C. Ingersoll et al
- A method for estimating the exhalation of radon from building materials John G. Ingersoll et al LBL-10631
- A survey of radionuclide contents and radon emanation rates in building materials used in the United States, John G. Ingersoll LBL-11771

ANTECKNINGAR

från diskussion med Roger Eaton
i Berlin 1981-04-08

ANTECKNINGAR FRÅN DISKUSSION MED ROGER EATON, BERLIN,
1981-04-08

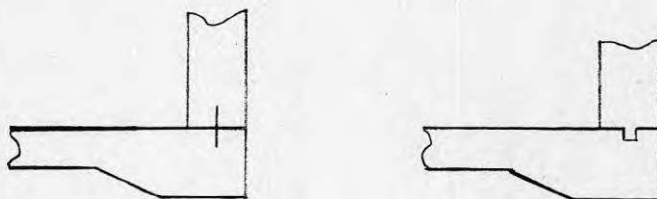
Roger Eaton arbetar för Atomic Energy Control Board i Canada. Saneringsprogram för \$ 12.10⁶ (50 Mkr) har under de senaste åren utförts under hans ledning.

Det är RE's fasta övertygelse att radon rör sig endast mycket korta sträckor (mm snarare än cm) i den typ av betong man använt i de kanadensiska saneringsprogrammen, och den har inte specificerats som vattentät el dyl utan betraktats som normal. När Shiager trott sig uppmäta radontransport genom betong har det troligen varit en spricka eller också var det radonavgången från betongens yta han mätte utan att inse det.

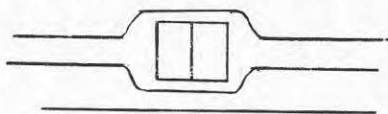
Slutsatsen av detta skulle vara att såväl souterräng, platta på mark som källare kan byggas på vilken mark som helst om vi undviker sprickor och hål. Om vi å andra sidan inte undviker detta kan vi få problem på vilken mark som helst, möjligen inte på homogen våt lera. Alla sandiga jordar med markluft är en potentiell fara även om aktiviteten motsvara t ex 5-10 μ R/h.

Hur undviker vi sprickor? För det första måste platta och ev väggar under mark gjutas på platsen och armeras. Plattan behöver ej vara mer än 100 mm tjock (på tunnaste stället) och det räcker med ett lager armeringsnät med 20 cm fyrkant. Detta nät skall ligga mitt i betongen och det brukar krävas omfattande övervakning för att undvika att armeringen hamnar i botten av betongen. Man anser att det är en fördel med hel platta med förstyvade kanter. Byggmästare i Canada föredrar grundläggning med sulor och separat golvplatta. Denna ansluts då mot vägg/sula med en hålkål fylld med lämplig tätmassa. Ett problem man haft är att hantverkare inte vill gjuta fast avloppsrör o dyl, utan önskar flexibilitet i sidled för att kunna finjustera avsättningarna senare. En otät rör genomföring kan vara tillräcklig för att föra byggnaden över gränsvärdet. Vid bearbetning av golvplatta har man funnit att det är en stor fördel om betongen tillsätts ett ämne som gör betongen lätt att bearbeta utan hög vattenhalt.

Föreningen mellan vägg och golv ägnas stor uppmärksamhet. En vertikal tät skiva (t ex gummi) gjuts in i betongplattan och fortsätter upp i väggen. Alternativt lämnas en skåra (av träribba) mitt under väggen. Det krävs noggrann övervakning för att se till att denna skåra är ren när väggen gjuts.



källarväggar armeras och armeringen följer i väggen runt hörnen. Vid källarfönster undviks sprickor genom att armeringsjärn böjs runt fönstret utan skarv.



Skulle denna konstruktion misslyckas, omgående eller någon gång i framtiden, finns det möjlighet att till rimlig kostnad åstadkomma undertryck under bottenplattan genom att suga i en kanal som förs ner till kapillärbrytande skikt. En förutsättning för att detta skall fungera är att detta är väl utformat med lämpligt material så att undertrycket fördelas jämnt under hela ytan.

Ventilationssystem under golvet skulle kunna vara en extra säkerhet, som dock i allmänhet enligt RE's erfarenhet ej skulle behövas. Om makadamen packas dåligt runt ventilationssystemet kan man få sättningar och ojämn belastning av golvet. Detta har i något fall lett till sprickbildning. Packning av makadamen måste övervakas.

Tänkbara åtgärder vid hög radonhalt orsakad av marken:

- Orsaken är hål eller sprickor. Försök därför finna dessa och täta dem. Sprickor tätas lämpligen genom att fräsas upp och fyllas med lämplig tätmassa. En meter otätad spricka kan räcka!!
- Om det kapillärbrytande skiktet är bra över hela ytan kan man lösa problemet genom att suga på en punkt. Det kan räcka med att sätta dräneringsledningar utanför sulorna under undertryck. När radonet kommer upp genom grop med renslucka på avloppet, kan det räcka med att förse denna med tättslutande lock med gummipackning och/eller suga luft ur denna grop med en liten fläkt.

Man hade inte sett några negativa sidoeffekter av undergolvsventilering. Jorden förefaller ha tillräckligt stor värmekapacitet för att förhindra eventuella tendenser till tjälbildning. Markens frusna ytskikt synes hindra luft att passera ner intill huset, troligen sugs en del luft ner genom sprickor i golvet.

Undergolvsventilering bör arbeta med undertryck. När man först började pröva dessa system lade man perforerade slangar under golvet och lät dessa slangar mynna i luften på bägge sidor. Slangarna sammankopplades till en kanal som mynnade över tak. Det var utan verkan. I besvikelse prövade man att täta slangarnas öppna ändar, och radonhalten inomhus sjönk dramatiskt, troligen till följd av att det ökade motståndet utan de öppna ändarna ledde till undertryck under golvet. Systemet upphörde dock att vara

effektivt när temperaturdifferensen minskade mellan utomhus och inomhus, dvs när det inte längre blev något undertryck av skorstenseffekt. Systemet installerades i detta skede i 300 nybyggda hus och försågs med en liten fläkt. Samtliga byggnader låg på radonfarlig mark och uppfyllde gränsvärde 70 Bq/m^3 även i källare.

Grundmurens utsida bör strykas med produkt baserad på butadiengummi el dyl snarare än med konventionell asfalt.

Mätteknik

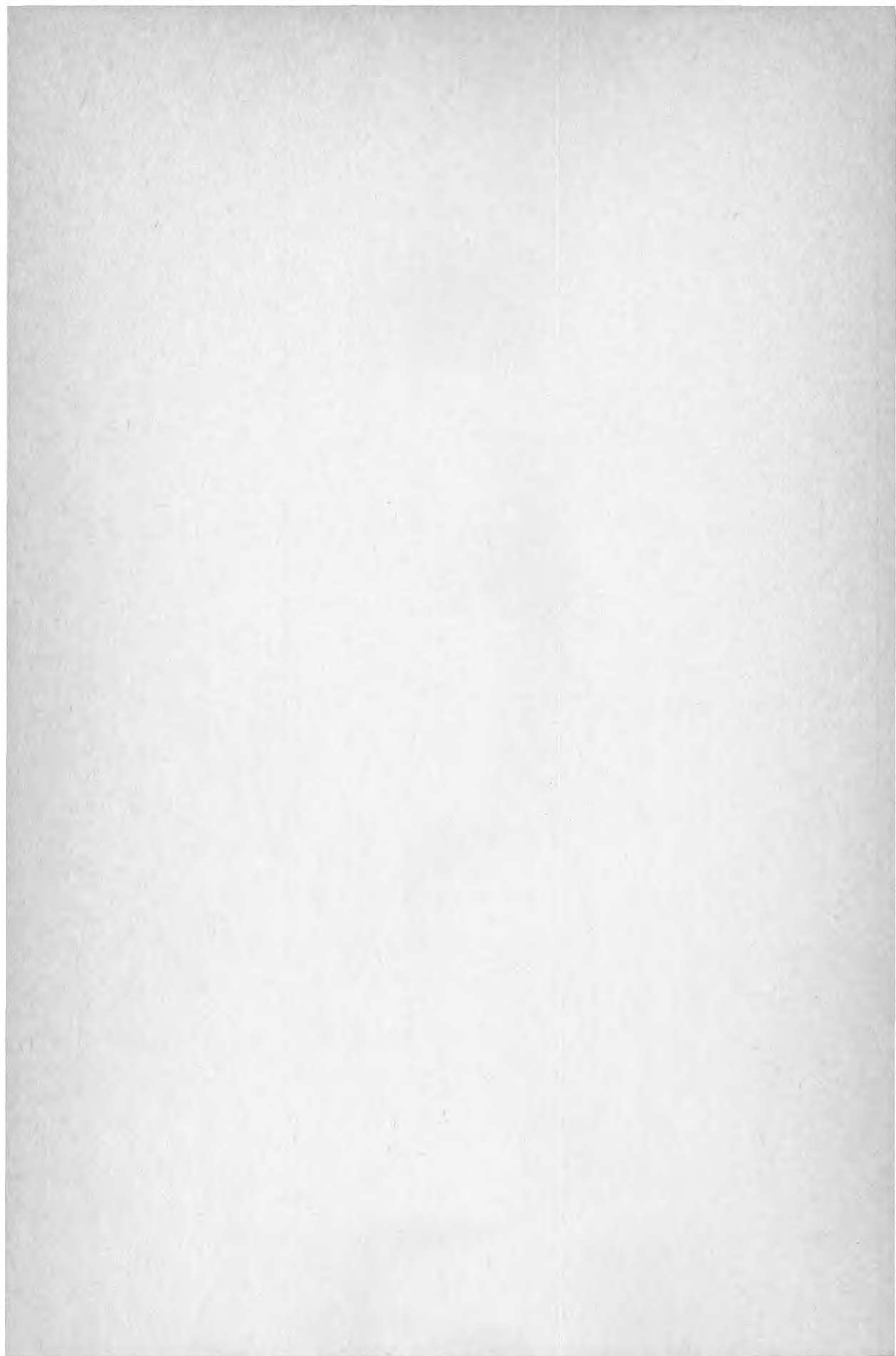
Man har till stor del arbetat med punktprov (filter eller evakuerad flaska). 60 000 mätningar har utförts inom programmet. De problem man haft med EDA's passiva radonmonitorer har kunnat härledas till fel i TLD-avläsaren.

Programmet har varit begränsat till samhällen med anknnytning till uranproduktion. I Elliot Lake produceras $\approx 30\,000$ ton/år uran och produktionen skall fördubblas. Man bearbetat även en fyndighet med 40% uran i malmen.

Man har mätt 0.2 WL (740 Bq/m^3) i ett rum på 4:e våningen i ett betonghus sedan jämvikt med 0.03 oms/h ställt in sig. Detta är i överensstämmelse med många andra uppgifter om radonavgång från vanlig betong.

Stockholm 1981-04-10
AIB - ALLMÄNNA INGENJÖRSBYRÅN AB
Energiteknik

Sven-Olov Ericson



Denna rapport hänför sig till forskningsanslag
790002-7 från Statens råd för byggnadsforskning
till AIB — Allmänna Ingenjörbyrå AB, Stockholm.

R128: 1981

ISBN 91-540-3593-7

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6700428

**Abonnemangsgrupp:
Z. Konstruktioner o. material**

**Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm**

Cirka pris: 50 kr exkl moms