RADON i bostäder

Betänkande av radonutredningen

SOU 1983:6

RADON i bostäder

Betänkande av
radonutredningen

SOU 1983:6

40

Statens offentliga utredningar
1983:6
Jordbruksdepartementet

Radon i bostäder

Betänkande av Radonutredningen

Stockholm 1983

Omslag Johan Ogden
Jernström Offsettryck AB

ISBN 91-38-07433-8
ISSN 0375-250X

Rättelse till SOU 1983:6

Sista raden i sista stycket s. 117 har fallit bort, där skall stå:

produktkontrollens organisation som regeringen har för avsikt att föreslå.

Till statsrådet och chefen för jordbruksdepartementet

Genom beslut den 1 februari 1979 bemyndigade regeringen chefen för jordbruksdepartementet att tillkalla en utredare med uppdrag att utreda frågan om åtgärder mot strålrisker i byggnader m m.

Med stöd av bemyndigandet tillkallades den 28 februari samma år f d landshövdingen Gunnar von Sydow som utredare.

Att som experter biträda utredaren utsågs den 11 juni 1979 ingenjören vid statens institut för byggnadsforskning Bengt E Eriksson, laboratorn vid statens strålskyddsinstitut Gun Astri Swedjemark, byråchefen i statens planverk Wilhelm Tell, dåvarande byrådirektören i socialstyrelsen Håkan Wahren och dåvarande förste statsgeologen vid Sveriges geologiska undersökning Gustav Åkerblom. Som ytterligare experter till utredaren utsågs den 19 juli 1979 verkställande direktören vid Lättbetong aktiebolag Lars Aldrin, sekreteraren i Svenska kommunförbundet Tore Ivarsson, byrådirektören vid planverket Bengt Johansson och den 21 augusti 1979 avdelningsdirektören i bostadsstyrelsen Gunnar Stahre. Den 21 september 1980 utsågs sektionschefen i Svenska kommunförbundet Rune Karlsson att som expert ersätta Ivarsson. Därjämte har förste avdelningsingenjören Olov Hildingson vid statens provningsanstalt och civilingenjören vid Allmänna Ingenjörsbyrån aktiebolag Sven-Olov Ericson biträtt utredningen.

Som sekreterare åt utredaren har fr o m den 11 juni 1979 tjänstgjort organisationsdirektören i statskontoret Göran Lindeberg och som biträdande sekreterare avdelningsdirektören i statskontoret Lennart Eklund.

Utredningsarbetet har bedrivits under namnet radonutredningen.

Utredningen har till regeringen överlämnat den 30 maj 1979 promemoria med "Preliminärt förslag till åtgärder mot strålrisker i byggnader" (Ds Jo 1979:9), den 19 oktober samma år skrivelse med förslag till program för forsknings- och utredningsarbete om strålning i byggnader samt den 8 november samma år skrivelse med förslag till finansiering av kostnader för att sänka radondotterhalten i befintliga bostäder.

Den 22 oktober 1981 avgav utredningen till regeringen en lägesrapport innefattande redogörelse för utredningens och berörda myndigheters verksamhet i fråga om radon.

Utredningen får härmed överlämna sitt slutbetänkande "Radon i bostäder".

Utredningen anser sig härmed ha slutfört sitt uppdrag.

Stockholm i januari 1983

G von Sydow

Göran Lindeberg *Lennart Eklund*

Innehåll

Sammanfattning

Utredningens arbete har till stor del behandlat praktiska frågor om radon i bostäder.

Utredningen har följt kommunernas arbete och löpande försett dessa med information om mätmetoder, åtgärder m m.

Radonproblemet i bostäder ansågs till en början i huvudsak härröra från byggnadsmaterial. Kommunernas mätverksamhet samt en landsomfattande undersökning av radonförekomst i bostäder, som utförts av SSI, har bl a klarlagt att marken är den huvudsakliga radonkällan.

Utredningen har studerat de riskuppskattningar som finns rörande radon i bostäder och funnit att dessa är ofullständiga. En särskild arbetsgrupp har arbetat med metoder för att på epidemiologisk väg fastställa sambandet mellan radon i bostäder och risk för lungcancer.

Eftersom radon från marken kommit att framstå som ett vanligt problem har stor uppmärksamhet ägnats åt att utforska de mekanismer som inverkar på radoninströmning i hus. Det har bl a visat sig att faktorer som genomsläpplighet och vattenhalt i marken har lika stor betydelse för radonavgången till hus som uran- och radiumhalten.

Mätmetodik har ägnats stor uppmärksamhet. Det har konstaterats att den mätmetodik som finns kommersiellt tillgänglig är bristfällig och att det är önskvärt att en utveckling sker inom detta område.

Genom den omfattande mätverksamhet som bedrivits av kommunerna och av SSI har en god uppfattning om radonproblemets omfattning erhållits. Landsmedelvärdet för radondöttrar i bostäder har uppskattats till 53 Bq/m^3. Antalet hus där radondotterhalten överstiger 400 Bq/m^3 har uppskattats till ca 40 000.

En omfattande forsknings- och utvecklingsverksamhet har satts igång genom utredningens försorg. Ett stort antal praktiska metoder för att eliminera radonproblem har kommit fram. Dessa presenteras översiktligt i betänkandet.

Utredningen har också belyst samhällets kostnader för att åtgärda radonproblem i bostäder. Bl a har konstaterats att i befintliga hus har kostnaden varierat från något hundratal kronor för att justera ventilationen till ca 50 000 kronor för att installera en fläktventilation med värmeåtervinning.

Enligt en information som statens planverk nyligen lämnat kommunerna angående planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder med hänsyn till riskerna för radon från marken rekommenderas vissa åtgärder vid såväl

planläggning som byggande. Det har uppskattats att ca 10% av marken kan betecknas som s k högriskmark. Byggande på sådan mark kräver viss anpassning av byggnadskonstruktionen vilket inverkar fördyrande på byggandet. Kostnadsökningen vid en nybyggnadsverksamhet av nuvarande omfattning har uppskattats till storleksordningen 20–25 miljoner kronor per år.

Då kunskaperna om sambandet mellan radondöttrar i bostadsluft och lungcancer är ofullständiga blir enligt utredningen bestämning av högsta tillåtna radondotterhalter i våra bostäder i allt väsentligt en politisk och praktisk fråga där hänsyn får tas till sociala och ekonomiska förhållanden. Syftet måste vara att på kort sikt begränsa de största individuella riskerna och på längre sikt minska den totala befolkningsdosen. Strävan måste också vara att i möjligaste mån få dessa stråldoser i överensstämmelse med övrig stålskyddspraxis i landet. Denna målsättning stämmer väl med tankegångarna inom internationella strålskyddskommissionen.

En åtgärdsnivå på 400 Bq/m^3 föreslås ersätta det nuvarande gränsvärdet 400 Bq/m^3 för befintlig bebyggelse.

Under 400 Bq/m^3 förslås inga gränsvärden bli fastställda. I stället har planverket föreslagit visst hänsynstagande till radon från marken vid nybyggande. Härmed förväntas radondotterhalter i nya hus komma att ligga väsentligt under 100 Bq/m^3. Byggnadsmaterial med hög aktivitet har försvunnit ur marknaden. Ett bibehållet gamma- och radiumindex kommer att förhindra introduktion av nya material med för hög aktivitet. Härigenom kommer byggnadsmaterialets bidrag till radondotterhalten i nya hus att vara godtagbar.

Husägare föreslås liksom f n ges möjlighet till särskilda lån för att finansiera åtgärder mot radon i befintliga hus med radondotterhalter överstigande åtgärdsgränsen 400 Bq/m^3.

SSI föreslås ha ett bibehållet ansvar för att följa radonfrågan i bostäder. Institutet bör ha anvaret för utveckling av mätmetoder. Om den riskuppfattning som nu gäller skulle ändras genom förbättrad kunskap om risksambandet bör SSI ta initiativ till ändrade regler.

Socialstyrelsen och planverket bör i samarbete med SSI svara för att kommunerna får information och anvisningar angående strålning i byggnader.

Utredningen som angett angelägna forskningsuppgifter för framtiden ifråga om radon, förutsätter att SSI och statens råd för byggnadsforskning i sin fortsatta verksamhet ägnar radonfrågorna stor uppmärksamhet.

1 Utredningsarbetet, uppläggning

1.1 Rapporter, information m m

Enligt direktiven (1979:15) (bilaga 1) skulle utredaren med förtur och i samarbete med berörda myndigheter och institutioner utarbeta ett program för de undersökningar som bedömdes nödvändiga. Utredaren, som tog arbetsnamnet radonutredningen, inriktade sig därför till en början på att med befintligt kunskapsunderlag presentera problemkomplexet joniserande strålning i bostäder, hur hus med risk för höga radondotterhalter kan spåras och vilka åtgärder som primärt kan vidtas för att minska halterna. Den promemoria "Preliminärt förslag till åtgärder mot strålrisker i byggnader" (Ds Jo 1979:9), som utredningen presenterade den 30 maj 1979, var avsedd att utgöra ett första underlag för praktiska åtgärder och ansvariga myndigheters tillämpningsbestämmelser.

I promemorian gavs bl a förslag till provisoriska gränsvärden för radondotterhalter i nybyggnad, ombyggnad och befintlig byggnad.

För att så långt möjligt förbättra kunskapsläget och för att få bättre underlag för förslag till permanenta gränsvärden och praktiska åtgärder presenterade utredningen den 19 oktober 1979 förslag till program för forsknings- och utredningsarbete samt den 9 november samma år förslag till finansiering av kostnader för att sänka radondotterhalten i befintliga bostäder.

Regeringen behandlade radonfrågan i proposition 1979/1980:97 om åtgärder mot strålrisker i byggnader, vilken antogs av riksdagen i maj 1980. Med utgångspunkt härifrån utarbetade planverket och socialstyrelsen bestämmelser avseende gränsvärden för strålning i ny- och ombyggnad och befintliga byggnader, varjämte bostadsstyrelsen fastställde stödregler för finansiering av åtgärder mot höga radondotterhalter i befintliga byggnader.

Utredningen, som enligt direktiven skulle ha slutfört sitt arbete före 1981 års utgång, fick den 24 juni 1981 sitt förordnande förlängt bl a för att bättre kunna utnyttja forskningsresultat från olika projekt som utredningen initierat och finansierade. En lägesrapport lämnades till regeringen den 22 oktober 1981.

Berörda myndigheter och organisationer har aktivt deltagit i utredningsarbetet. Utredningen har biträtts av experter från statens strålskyddsinstitut (SSI), socialstyrelsen, statens planverk, bostadsstyrelsen, statens provningsanstalt, Sveriges geologiska undersökning, Sveriges geologiska AB, statens

institut för byggnadsforskning, Svenska kommunförbundet samt byggmaterialindustrin. Större forsknings- och utredningsuppdrag har lämnats bl a till SSI, statens råd för byggnadsforskning (BFR), statens miljömedicinska laboratorium (SML) samt till statens geotekniska institut (SGI).

Under utredningsarbetet har flera rapporter om strålning i bostäder offentliggjorts. Rapporterna, som samtliga finns angivna i bilagd litteraturförteckning, är dels forskningsrapporter som redovisar resultaten av vetenskapliga undersökningar, dels rapporter av informativ karaktär, närmast avsedda att ge regionala och kommunala myndigheter, projektörer m fl en mer utförlig information och praktisk vägledning i deras arbete med strålning i byggnader. Ett exempel på den information som utarbetats i samarbete mellan planverket, socialstyrelsen och SSI är planverkets rapport nr 54 1981 "Strålning i byggnader"/37/.

Ett tiotal broschyrer med information till allmänheten har givits ut. Ansvariga för utgivningen av flertalet broschyrer har varit planverket, SSI, socialstyrelsen samt utredningen i samråd med Svenska kommunförbundet.

1.2 Samarbetet med kommunerna

Det åligger i första hand kommunernas hälsovårds- och byggnadsnämnder att utföra mätningar och ge råd beträffande åtgärder mot radon. Genom ett nära samarbete med Svenska kommunförbundet har information om utredningsläget och vunna erfarenheter successivt kunnat meddelas kommunerna.

För utbyte av erfarenheter har i utredningens och kommunförbundets regi tre seminarier hållits med representanter för hälsovårdsnämnder och byggnadsnämnder i kommuner med speciellt stora radonproblem.

För att få information och erfarenhetsutbyte beträffande hur strålriskerna i byggnader kartläggs och åtgärdas har utredningen och kommunförbundet funnit det angeläget att inbjuda representanter för kommunerna till konferenser. Regeringen har ställt särskilda medel till förfogande för dessa konferenser, vilka genomförts under budgetåret 1981/82. Vid samtliga konferenser har utredningens experter medverkat.

Kommunerna har vidare på uppmaning av utredningen redovisat sitt spårningsarbete och resultat av de åtgärder som vidtagits.

2 Radioaktivitet

En del grundämnen är radioaktiva. Det innebär att de utan yttre påverkan sönderfaller under utsändande av joniserande strålning såsom alfa-, beta- och gammastrålning (se ordförklaringarna) för att så småningom nå ett stabilt tillstånd. En del ämnen uppnår ett stabilt tillstånd först efter mycket lång tid. Uran t ex kommer att fortsätta sända ut joniserande strålning under miljarder år. Andra ämnen sönderfaller helt redan efter några få sekunder.

Radioaktivitet är egenskapen hos vissa ämnen att spontant utsända joniserande strålning.

Med *aktiviteten* hos ett radioaktivt ämne avses antalet sönderfall per tidsenhet. Enhet för aktivitet är becquerel (Bq). En Bq motsvarar ett sönderfall per sekund.

Radon (Rn) är en gas som bildas vid sönderfall av radium-226. Detta i sin tur är en sönderfallsprodukt av uran.

Koncentrationen eller halten av radon i luft brukar anges i Bq/m^3. Samma enhet används för att ange koncentrationen av *radondöttrar* (RnD), vilka är radonets kortlivade sönderfallsprodukter. Vid beräkning av halten av radondöttrar ur radonhalt brukar schablonvärdet 0,5, den s k F-faktorn, användas (se kapitel 7).

Expositionen av radondöttrar anges som produkten av koncentrationen och den tid man utsätts för den radonhaltiga luften och kan uttryckas som Bq år/m^3. Även andra enheter används, speciellt i utländsk litteratur. För dessa redogörs i ordförklaringarna.

Som exempel på sönderfall visas den naturligt förekommande sönderfallskedjan för uran i tabell 2.1. Tabellen skall läsas så att radon sönderfaller till polonium-218 genom att sända ut alfastrålning. Polonium-218 sönderfaller till bly-214 genom att sända ut alfastrålning. Detta ämne sönderfaller i sin tur under utsändande av beta- och gammastrålning osv för att så småningom övergå till bly-206, som inte är radioaktivt. Sönderfallen sker olika snabbt för olika ämnen. Ett mått på detta är halveringstiden som anger den tid det tar för ämnet att sönderfalla till hälften. I sönderfallskedjan för uran förekommer halveringstider från miljarder år för uran-238 till delar av sekunder för polonium-214.

Tabell 2.1 Sönderfallskedja för den naturligt förekommande uranserien. Endast de huvudsakliga sönderfallen redovisas

	Ämne	Halveringstid	Huvudsakligt sönderfall
$^{238}_{92}U$	Uran–238	4,5 x 10^9 år	alfa (α)
↓			
$^{234}_{90}Th$	Torium–234	24 dgr	beta (β)
↓			
$^{234}_{91}Pa^m$	Protactinium–234	1 min	beta (β)
↓			
$^{234}_{92}U$	Uran–234	2,5 x 10^5 år	alfa (α)
↓			
$^{230}_{90}Th$	Torium–230	8,0 x 10^4 år	alfa (α)
↓			
$^{226}_{88}Ra$	Radium–226	1 600 år	alfa (α)
↓			
$^{222}_{86}Rn$	Radon–222	3,8 dgr	alfa (α)
$^{218}_{84}Po$	Polonium–218	3,0 min	alfa (α)
↓			
$^{214}_{82}Pb$	Bly-214	26,8 min	beta, gamma (β, γ)
↓			
$^{214}_{83}Bi$	Vismut–214	19,7 min	beta, gamma (β, γ)
↓			
$^{214}_{84}Po$	Polonium–214	0.000164 sek	alfa (α)
↓			
$^{210}_{82}Pb$	Bly–210	22 år	beta (β)
↓			
$^{210}_{83}Bi$	Vismut–210	5,0 dgr	beta (β)
↓			
$^{210}_{84}Po$	Polonium–210	138 dgr	alfa (α)
↓			
$^{206}_{82}Pb$	Bly–206, stabilt	–	–

"RADONDÖTTRAR"

3 Stråldoser

Alfa- och gammastrålning är den joniserande strålning som är av särskilt intresse i byggnader. Alfastrålningen når inte särskilt långt, bara några centimeter i luft och några hundradels millimeter i kroppsvävnad. Gammastrålningen däremot är i allmänhet starkt genomträngande och av samma karaktär som röntgenstrålning. Den kan nå hundratals meter i luft och omkring en halv meter i sten eller betong.

När joniserande strålning träffar kroppens vävnader avger den energi. Den mängd energi som mottas per kilogram kroppsvävnad kallas *absorberad dos*, i dagligt tal kallad stråldos.

Samma stråldos kan ge upphov till olika biologiska effekter beroende på vilken vävnad som träffas och typen av strålning. I strålskyddssammanhang användes enheten *dosekvivalent* som uttrycks i sievert (Sv). Dosekvivalenten är den absorberade dosen multiplicerad med den s k kvalitetsfaktorn, som är en viktningsfaktor. Denna är enligt definitionen 20 gånger högre för alfastrålning än för röntgen-, gamma- och betastrålning, eftersom alfastrålningen har betydligt större biologisk effekt. Även dosekvivalenten kallas ibland något oegentligt för stråldos.

Vid jämförelse av risken vid bestrålning av olika organ i kroppen med risken vid bestrålning av hela kroppen används begreppet *effektiv dosekvivalent*. Utifrån i och för sig ofullständiga kunskaper om risker för skada i olika organ vid bestrålning har den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) definierat olika viktningsfaktorer för beräkning av den effektiva dosekvivalenten från den genomsnittliga dosekvivalenten i respektive organ. I ICRP:s basrekommendationer har t ex lungan viktningsfaktorn 0,12. I ordförklaringarna finns en sammanställning av idag tillämpade och tidigare använda storheter för strålning.

Den stråldos en enskild individ utsätts för benämns i det följande *individdos*. *Kollektivdosen* eller *befolkningsdosen* är produkten av antalet exponerade individer och deras medeldos.

Alla människor utsätts för joniserande strålning från naturliga strålkällor, dels från strålkällor utanför människan, dels från radioaktiva ämnen som finns i människans kropp. Strålningen från källor utanför människokroppen kommer från rymden (kosmisk strålning) och från omgivningen, framför allt marken. De radioaktiva ämnena i vår kropp får vi från mat och dricksvatten och från luften vi andas in. Den totala årliga stråldosen (effektiva dosekvivalenten) från de naturliga strålkällorna är i områden med normal bakgrundsstrålning enligt FNs vetenskapliga strålningskommissions rapport

UNSCEAR 1982 omkring 2 mSv/år. Variationerna är mycket stora och beror på t ex berggrundens art och höjden över havet.

Människans teknik har skapat nya strålkällor såsom röntgenapparater och artificiella radioaktiva ämnen utnyttjade inom medicin, industri och forskning. Grovt räknat får människor i tekniskt utvecklade länder som Sverige genomsnittligt ca 1 mSv/år från dessa källor. Den helt dominerande delen av detta tillskott kommer från medicinsk röntgendiagnostik.

3.1 Naturligt förekommande radioaktiva ämnen

3.1.1 Gammastrålning

Gammastrålning sänds ut vid sönderfallet av de ämnen som ingår i sönderfallskedjorna för uran och torium och vid sönderfallet av kaliumisotopen kalium-40. Dessa ämnen förekommer naturligt i marken och därför också i byggnadsmaterial som tagits från marken. Koncentrationen av de radioaktiva ämnena i marken varierar i hög grad från plats till plats efter berggrund och jordart. Därför innehåller också stenbaserade byggnadsmaterial olika mängder radioaktiva ämnen.

Gammastrålningen i en bostad kommer således huvudsakligen från stenbaserat byggnadsmaterial och från marken. En del av den naturliga strålningen från marken och atmosfären dämpas något eftersom tunga byggnadsmaterial absorberar en del av denna strålning. Gammastrålningen avtar också med avståndet från strålkällan och kan därför ge olika stråldos i människan på olika platser i ett rum. Om väggar och golv är av olika material kan skillnaderna vara stora. Gammastrålningen från radondöttrarna i luften ger inget bidrag av betydelse.

Gammastrålningen når alla delar av människokroppen. Den skärmande effekten hos kroppen själv tar man hänsyn till vid beräkningen av stråldosen.

3.1.2 Radon och radondöttrar

Till de naturligt förekommande radioaktiva ämnena hör det radioaktiva grundämnet radon som ingår i uranets sönderfallskedja och som bildas när radium i t ex mark och byggnadsmaterial sönderfaller. Eftersom radon är gasformigt kan det lätt tränga ut från material som innehåller radium och blanda sig med luften. Radon finns också löst i grundvattnet. När detta används som hushållsvatten kan radonet avgå till inomhusluften.

Ädelgaser ingår inte lätt föreningar med andra ämnen. Radon är en ädelgas och vid inandning tas därför mycket litet av radongasen upp i kroppen. Då radonet sönderfaller bildas emellertid de s k radondöttrarna (tabell 2.1) dvs polonium-, bly- och vismutisotoper. I motsats till det gasformiga radonet utgörs dessa av fasta partiklar som ofta fastnar på damm i luften. Alfastrålningen har som nämnts en mycket kort räckvidd och förmår t ex inte tränga genom huden. Genom inandning kan cellerna i den vävnad som ligger under slemhinnans celler i lungornas luftrör exponeras för den alfastrålning som bildas vid radondöttrarnas sönderfall. Den kan åstadkom-

ma en betydande stråldos i cellerna i luftrören, speciellt i de fall slemhinnan redan är skadad t ex på grund av rökning eller halsinfektion.

I toriums sönderfallskedja finns radonisotopen toron som har en halveringstid på 55 sekunder. På grund av den korta halveringstiden har man inte väntat att finna några halter av betydelse i svenska bostäder och inte heller funnit några vid de mätningar som hittills utförts.

Under de senaste åren har det visat sig att marken har större betydelse för radoninträngningen i hus än vad man tidigare antagit. Det finns inga resultat av toronmätningar i hus byggda på toriumhaltig mark. Toronet kan inte väntas tränga igenom oskadade bottenplattor eller källarväggar på grund av den korta halveringstiden men väl följa med strömmar av jordluft genom hål i bottenplattan (t ex i samband med rörgenomföringar).

Även om det därför skulle kunna tänkas att det finns bostäder med markkontakt där toronhalten kan vara av betydelse för uppkomst av framtida skada har utredningen bedömt faran för toron vara försumbar. Frågan bör emellertid uppmärksammas i kommande forskning.

För att beräkna stråldosen i lungorna från alfastrålning måste man införa antaganden om hur stor del av radondöttrarna i luften som fastnar i lungorna, hur snabbt man andas i olika situationer, hur stor del av radondöttrarna som inte fastnat på damm m m. Om man utgår från stråldosen i medellungan blir den effektiva dosekvivalenten mellan 0,01 och 0,03 millisievert (mSv) när man utsätts för en radondotterexposition av 1 Bq år/m^3 (enligt UNSCEAR 1982 /104/).

Medellungmodellen är biologiskt relevant då vävnaden får en jämn bestrålning, såsom vid externbestrålning. Alfastrålning ger en mycket ojämn bestrålning av vävnaden och därför har man utvecklat andra modeller för beräkning av dosen i lungan. Sådana modeller har redovisats bl a i den nämnda UNSCEAR-rapporten och i ICRP-publikation 32 /103/ som är en rekommendation om gränsvärden för yrkesverksamma, exponerade för radondöttrar i sitt arbete. Denna typ av modell grundas på en dosberäkning för olika delar av lungan och kallas därför regional lungmodell. Den effektiva dosekvivalenten beräknad enligt denna typ av modell blir högre än stråldosen beräknad för medellungan.

Utifrån ungefär samma basmaterial har skilda organisationer och institutioner valt olika referensvärden för den effektiva dosekvivalenten att använda för riskuppskattningar och som bas för gränsvärden. Tabell 3.1 sammanfattar några sådana referensvärden.

Tabell 3.1 Den effektiva dosekvivalenten från inhalerade radondöttrar. Referensvärden för allmänheten

Organisation m. m.		Referensvärde mSv per Bqår/m^3	Given osäkerhet mSv per Bqår/m^3
UNSCEAR 1982	inomhus	0,08	0,04–0,1
	utomhus	0,11	
OECD 1981 låg ventilation,	inomhus	0,065	
genomsnittlig	inomhus	0,095	

Referensvärdena har valts på basis av regionala lungmodeller.

Referensvärdena har valts på basis av regionala lungmodeller.

Med den effektiva dosekvivalenten som grund kan risken för skada beräknas med hjälp av den riskuppskattning som ges i ICRPs basrekommendationer och som använts av energikommissionen, nämligen 2 fall av cancer per 100 personer, som utsatts för 1 sievert (1 000 mSv), oberoende av vilken typ av strålning det är fråga om.

Dosberäkningar är ett sätt att uppskatta risken. Ett annat är att utnyttja resultatet av epidemiologiska studier m m som behandlas i avsnitt 5. Med utgångspunkt från resultatet av epidemiologiska studier kan en "ekvivalent helkroppsdos" beräknas, vilken bör skiljas från den effektiva dosekvivalenten men kan jämföras med denna. Utredningen använde i sin preliminära rapport (Ds Jo 1979:9) /8/ en "ekvivalent helkroppsdos" av 0,135 mSv per Bq år/m^3 grundat på resultat från epidemiologiska studier av gruvarbetare.

4 Historik

I det följande ges en återblick över kunskaperna om dels sambandet mellan radondotterexposition och ökad risk för lungcancer, och dels radioaktivitet i bostäder och hur man har sett på detta problem.

4.1 Radondotterexposition och ökad risk för lungcancer

Kunskaperna om sambandet mellan radonexposition och lungcancer härrör från iakttagelser på underjordsarbetare i gruvor. Symptom på lungcancer ("Bergsucht") hos gruvarbetarna i de uranhaltiga gruvorna i Böhmen har varit kända sedan sekler tillbaka och kunde i slutet av 1800-talet identifieras som lungcancer. Redan år 1924 framlades hypotesen att radon i gruvluft kunde orsaka lungcancer. Sambandet kunde emellertid påvisas först i början av 1970-talet då entydiga resultat från epidemiologiska undersökningar i både urangruvor och icke urangruvor i USA, Tjeckoslovakien, Kanada, Storbritannien och Sverige erhållits. Dessa visade att gruvarbetare med underjordsarbete löpte en väsentligt större risk än övrig befolkning att få lungcancer på grund av den radondotterexposition de utsatts för.

4.2 Radioaktiva ämnen i bostäder

Radioaktivitet i byggnadsmaterial uppmärksammades redan i början av 1900-talet av engelska forskare som undersökte radioaktiviteten hos tegel. En engelsk fysiker fann vid mätningar av den joniserande strålningen att den var ungefär dubbelt så hög inomhus som utomhus. Även i Sverige gjordes tidigt (1919) mätningar av strålningen inomhus och utomhus. Mätning av radonhalten i källvatten gjordes i början av 1900-talet i flera länder. Det stora intresset för radioaktivt vatten berodde då på att man trodde att det hade en hälsobringande effekt. År 1906 rapporterades resultat från de första mätningarna på källvatten i Sverige.

Någon större uppmärksamhet ägnade strålskyddsforskarna strålskyddsproblemen i bostäder inte förrän i början av 1950-talet. Då började professor Rolf Sievert, chef för den radiofysiska institutionen i Stockholm, föregångare till strålskyddsinstitutet, intressera sig för den naturliga strålmiljön. Den stora svenska insatsen på området gjordes av dåvarande assistenten vid

institutionen Bengt Hultqvist. Han genomförde en mycket omfattande undersökning av gammastrålning och koncentrationen av radon och toron i bostäder samt av halten radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial /1/. Mätningarna gjordes åren 1953 – 1955 i hus byggda före år 1946 och omfattade 986 bostäder i 13 mellansvenska städer. Radon- och toronhalten mättes dock endast i 287 av dessa bostäder i fyra städer. Bostäderna delades in efter materialet i ytterväggarna. Han kunde genom denna undersökning visa att hus byggda av alunskifferbaserad gasbetong gav betydligt högre stråldoser av gammastrålning och alfastrålning från radon än hus byggda av trä och tegel.

Årsdosen till de boende från gammastrålningen uppskattades till mellan 2 och 3 mSv. Detta låg under den högsta tillåtliga stråldosen från konstgjorda strålkällor till allmänheten. Gammastrålningen från byggnadsmaterial ansågs därför inte utgöra någon grund för att förbjuda den alunskifferbaserade gasbetongen.

Vid radiofysiska institutionen i Stockholm antogs år 1956 att den huvudsakliga strålrisken förorsakades av förhöjda radonhalter som uppstod om luftomsättningen i bostaden var väsentligt lägre än normalt. På 1950-talet skulle den normala luftomsättningen i en bostad vara 0,7 omsättningar per timme enligt byggnadstyrelsens anvisningar till byggnadsstadgan. I dag är 0,5 omsättningar per timme den nivå som föreskrivs i Svensk byggnorm i bostäder med hänsyn till kravet på god luftkvalitet. I verkligheten är dock luftomsättningen betydligt lägre i många bostäder. På 50-talet fanns det inte några indikationer på att dessa låga stråldoser kunde medföra någon cancerrisk. Stråldosen i byggnader räknades som "naturlig strålning" på vilken den då gällande dosgränsen inte var tillämplig. Radonhalten visades bero mer på ventilationen än på byggnadsmaterialet. Ett tegelhus med dålig ventilation kunde ha högre radonhalt än ett hus av skifferbaserad gasbetong med normal ventilation. Inte ens i trähus bedömdes att hög radonkoncentration kunde undvikas när radonet trängde upp från marken och ventilationen var dålig. De främsta rekommendationerna var då liksom nu att se till att ventilationen var god eller inte avsiktligt försämrad, i synnerhet som god ventilation ansågs nödvändig av andra hygieniska skäl.

Tillräckliga skäl ansågs vid denna tidpunkt således inte föreligga för att förbjuda den skifferbaserade gasbetongen.

Under åren 1956 – 1966 drogs strålskyddsintresset till de radioaktiva nedfallen från kärnvapenproven och SSI koncentrerade sina laboratorieresurser på kartläggning av den förorening som dessa prov förorsakade i livsmedel.

När SSIs laboratorieresurser blev mindre belastade började institutet på nytt ta upp problem inom det naturliga strålningsområdet. I slutet av 1960-talet förekom rapporter om en ökad risk för lungcancer p g a höga radonhalter i urangruvor. SSI tog då på nytt upp radonmätningar i luft.

År 1966 togs strålning i bostäder åter upp av massmedia med anledning av förslaget att använda lakrester från uranbrytning till betongframställning. Vid denna tidpunkt var dock intresset inriktat på gammastrålning från byggnadsmaterial.

Vid mätningar i gruvor åren 1967-1968 fann institutet inga anmärkningsvärda radonhalter, men när undersökningen vidgades år 1969 upptäcktes

olämpligt höga halter i några gruvor. Under vintern 1969/1970 utfördes därför en orienterande mätning i flertalet svenska gruvor.

Undersökningen upprepades under sommarhalvåret 1970. Det befanns då helt överraskande att 60% av de svenska gruvorna hade olämpligt höga radonhalter.

Våren 1971 kom undersökningsresultat som tydde på en förhöjd förekomst av lungcancer i gruvsamhällen i Närke. Detta inledde en omfattande publicitet om risken för cancer till följd av radon i gruvor.

Mot bakgrund av det tilltagande intresset för låga strålnivåer och den ökade strålskyddsambitionen utarbetades år 1968 ett par informationsskrifter till byggnadsindustrin i form av artiklar i serien "Byggforskningen informerar", utgiven av statens institut för byggnadsforskning. I dessa redogjordes åter för den högre halten av radium i den skifferbaserade gasbetongen samt värdet från strålskyddssynpunkt av god ventilation.

Med tanke på de oväntat höga radonhalterna i de svenska gruvorna beslöt SSI att år 1972 åter ta upp undersökningen av strålning i bostäder och förbereda en rapport om hela problemkomplexet strålning i bostäder. Ett syfte med den planerade rapporten var att få fram material för att möjliggöra en bedömning av vilka normer som borde tillämpas i fråga om koncentrationen av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial och ventilation i bostäder. SSI tog kontakt med myndigheter i andra länder för att utröna möjligheten av internationellt samarbete om utarbetande av normer för strålning i bostäder.

Tillverkarna av skifferbaserad gasbetong informerades om att normer för byggnadsmaterial var att vänta och att dessa normer med all sannolikhet skulle medföra förbud mot användning av denna typ av betong. Denna information synes ha bidragit till att produktionen av skifferbaserad gasbetong lades ned år 1975.

Under oljeförsörjningssvårigheterna vintern 1973/74 rekommenderades via massmedia att man skulle minska ventilationen och därmed spara energi genom att täta springor och stänga ventiler. Med en försiktig tolkning av erfarenheterna från den ökade lungcancerförekomsten hos gruvarbetare uppskattade SSI att en minskning av den genomsnittliga luftomsättningen i alla svenska bostäder till hälften skulle kunna orsaka ytterligare ett tiotal fall av lungcancer. Med anledning härav informerade SSI myndigheter och massmedia om att det var olämpligt att minska luftomsättningen under det som beräknats vara normalt för respektive hustyp. I byggnader med fläktsystem skulle dock luftomsättningen oftast kunna minskas kraftigt utan att radonhalten skulle behöva uppnå olämpligt höga värden eftersom lägenheter med fläktsystem oftast hade hög luftomsättning. Varningen återgavs i massmedia. Uppföljande artiklar var däremot få.

Sambandet mellan radonhalt och lungcancer ansågs kunna säkerställas för gruvarbetare först i början av 1970-talet, även om lungcancerfrekvensen varierar högst avsevärt mellan gruvor med samma radonexposition. Ungefär samtidigt erhölls samband mellan externbestrålning, dvs gamma- och röntgenbestrålning av lungorna, och lungcancer.

Åren 1976 – 1978 utförde SSI och statens institut för byggnadsforskning mätningar av radon och ventilation i ett flertal bostäder. Undersökningarna visade att radonhalterna då var högre än vad t ex Bengt Hultqvists

undersökning visat och att luftomsättningen var lägre än vad man tidigare ansett vara normalt.

Samråd mellan SSI, planverket och socialstyrelsen m fl ägde rum år 1976 om fortsatta åtgärder. I juni 1976 gav SSI ut broschyren "Strålningen i våra bostäder" som svar på de många förfrågningar som ställdes till SSI om radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial och riskerna för de boende. Broschyren sändes till alla hälsovårds- och byggnadsnämnder. I broschyren angavs bl a att kunskaperna om sambandet mellan radondotterexponering i gruvor och lungcancer ökade väsentligt i början av 1970-talet. Härigenom ökade också kraven på kunskap om sambandet mellan radondotterhalt och lungcancer i bostäder och om åtgärder för att minska strålningen i bostaden. Mot denna bakgrund framförde SSI våren 1978 i skrivelse till regeringen att strålningsfrågorna borde utredas närmare. Till samma resultat kom energikommisionen, som i sitt slutbetänkande (SOU 1978:49) menade att en särskild utredning borde göras. Strålningsfrågorna aktualiserades ytterligare genom att höga radondotterhalter upptäckts i hus byggda på bränd alunskiffer.

I februari 1979 beslutade regeringen att tillkalla en särskild utredare.

5 Riskuppskattning

5.1 Bakgrund

Alfa- och gammastrålning är de typer av joniserande strålning i byggnader som har betydelse för stråldoser till människan.

Gammastrålningen kommer huvudsakligen från stenbaserat byggnadsmaterial och från marken. Enligt i dag gällande föreskrifter får radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial inte överskrida gammaindex 1 (se ordförklaringarna). Enligt SSI behöver inte ytterligare åtgärder vidtagas för att minska gammastrålningen i bostäder /65/.

Alfastrålning uppkommer vid sönderfall av radon och radondöttrar.

Då utredningen tillsattes var kunskapen om förekomsten av radon och radondöttrar i bostäder begränsad. Det huvudsakliga problemet ansågs bestå i förhöjd radonavgång från byggnadsmaterial, främst från skifferbaserad gasbetong, som från 1930-talet och fram till år 1975 använts i stor omfattning. Därtill ansågs vissa väl avgränsade alunskiffer- och granitområden innebära risk för inströmning i hus av radon från marken.

Utredningens fortsatta arbete har emellertid visat att det största problemet är radon från mark, och att detta problem har väsentligt större geografisk utbredning än som tidigare antagits. I och med detta klarläggande är inte radon ett nytt problem som enbart kan hänga ihop med användningen av skifferbaserad gasbetong. En fråga som i det sammanhanget är intressant är om byggnadstekniken på senare tid ändrats så att radon från mark i ökad utsträckning sugs in i husen. Vissa förhållanden kan därvid verka för ett mera aktivt insugande av markluft, till exempel byggande med ökad markkontakt såsom källarvåning eller suterräng. Bättre möjlighet att bygga tätt ovan jord utan samtidig användning av tilluftsdon innebär att markluft som kommer in vid rörgenomföringar, elementskarvar eller betongsprickor kan utgöra en väsentlig del av "frisk-luften".

Införandet av centralvärme kan ha minskat den totala luftomsättningen i bostaden eftersom den luft som behövs för förbränning tas in i pannrum och går via förbränningen direkt ut genom skorstenen. Eluppvärmning kräver ingen tilluft. Tidigare, då det fanns kakelugnar och dylikt i bostäderna, tvingades luften runt i hela bostaden och garanterade en god ventilation, så god att äldre bostäder ansågs vara dragiga, trots att stora ansträngningar gjordes för att täta dem. Det är känt att särskilt småhus med självdragsystem som byggts under de senaste 20 åren ofta har en dålig ventilation, särskilt i sovrummen.

Tyvärr finns inga tillförlitliga epidemiologiska data rörande lungcancerrisken på grund av radondotterexposition i bostäder. I en retrospektiv fall-kontrollstudie i övre Norrland omfattande ca 600 fall av manlig lungcancer och dubbla antalet kontroller bland icke rökare kunde någon säker effekt av bostadstypen på lungcancerrisken ej påvisas. Radonhalterna i bostäder har inte undersökts och exponeringsmåttet är därmed mycket osäkert. I en annan undersökning av lungcancer på Öland framkom en överrisk relaterad till bostadstypen. Radondotterhalterna i bostäderna har undersökts, liksom de boendes rökvanor. Materialet är dock för litet för att utgöra epidemiologiskt bevis. Man kan t ex inte utesluta att resultatet också kan ha föranletts av ett samband mellan lokaliseringen av hus med hög radonhalt och regionalt högre lungcancerincidens av annan okänd orsak. Sådana regionala variationer i lungcancerincidensen är vanliga.

5.2 Risk

Av den strålning som förekommer i bostäder är det huvudsakligen radondöttrarna i luften som kan medföra risker som kraftigt påverkar den enskilda individens risksituation. Radondöttrar i inandningsluften kan medföra två helt olika typer av skador. Dessa är (1) skador på lungfunktionen och (2) cancer i lunga och luftrör. För skador på lungfunktionen finns ett tröskelvärde för stråldos som måste överskridas till skillnad mot risken för lungcancer. Om den årliga genomsnittliga expositionen för radondöttrar under livstiden begränsas till mindre än 400 Bq/m^3 anses lungfunktionsskador inte kunna uppstå och lungcancerrisken är den enda återstående.

Hittills gjorda bedömningar av risken för att få lungcancer orsakad av radondöttrar har väsentligen baserats på antaganden om den överdödlighet i denna sjukdom, som är känd hos gruvarbetare med underjordsarbete i gruvor för uran-, järn-, zink- och blymalm. Arbetare i kol- och saltgruvor, där radon och radondotterhalterna varit låga, visar inte någon sådan överdödlighet i lungcancer. Eftersom gruvarbetarnas arbetsmiljö företer stora skillnader gentemot bostadsmiljö, kan gruvarbetardata inte utan vidare överföras till den allmänna bostadsmiljön. Sannolikt existerar inget enkelt förhållande mellan risk för lungcancer och exposition av radondöttrar. Uppkomsten av lungcancer är en komplicerad process som pågår under flera decennier, varvid radon kan ha betydelse tillsammans med många andra kemiska och fysikaliska faktorer. Radonets effekt utövas med all sannolikhet via den av radondöttrarna orsakade alfastrålningen. Denna har emellertid mycket kort räckvidd och når i den oskadade luftrörsslemhinnan nätt och jämnt ned till basalcellslagret, dvs de celler som har förmåga till celldelning och från vilka cancer kan utgå.

Det stora flertalet fall av lungcancer utgår från de centrala delarna av luftrören, dvs områden som normalt är täckta av flimmerhårsceller. De har till uppgift att transportera bort inandade föroreningar till vilka den största delen av radondöttrarna är bundna. Endast en mindre del av alfapartiklarna har sådan energi att strålningen kan tränga ner genom slemskikt och flimmerhårsceller och nå slemhinnans basala celler. Det är möjligt att en förutsättning för att radondöttrarnas alfastrålning skall kunna skada celler,

som delar sig, och ge upphov till cancer, är att flimmerhårscellskiktet är skadat t ex genom rökning, luftföroreningar eller infektioner. Vad som sker under den vanligen 20-40 år långa latenstiden är inte i detalj känt men sannolikt inverkar många såväl yttre som inre faktorer på detta förlopp. Detta innebär att lungcancer får ses som resultat av en serie omständigheter av vilka inverkan av radondöttrarnas alfastrålning sannolikt kan vara *en* faktor bland många.

Enligt 1980 års s k BEIR-rapport till den amerikanska vetenskapsakademin /102/ anses sambandet mellan dos och risk för skada vid tätjoniserande strålning, bl a alfastrålning, vara linjärt.

BEIR-rapporten säger också att tillämpningen av den linjära hypotesen för tätjoniserande strålning medför mindre sannolikhet för överskattning av risken än för glesjoniserande strålning, bl a gammastrålning, och att den linjära hypotesen i verkligheten kan leda till en underskattning. Enligt rapporten synes effekten per dosenhet av alfastrålning vid låga dosrater vara större än den vid höga dosrater.

Vid teoretisk uppskattning av lungcancerrisken från radondotterexposition har använts två olika vägar, dosimetrisk och epidemiologisk riskuppskattning. I båda fallen utgår man från hypotesen att sambandet mellan dos och skada är linjärt.

Vid den dosimetriska riskuppskattningen använder man sig av den effektiva dosekvivalenten. Denna anger den helkroppsdos av gammastrålning som skulle ge samma cancerdödsfallsrisk som dosen från radondöttrarnas alfastrålning i lungorna. Risken för skada grundas på erfarenheter från externbestrålning av dels patienter och dels överlevande från atombombade Hiroshima och Nagasaki. Lungcancerrisken beräknad på detta sätt blir 0,2-2,3 fall per Bq år/m^3 och 1 miljon personer.

Den på medeldosen grundade dosimetriska uppskattningen kan inte förväntas ge rätt resultat eftersom ICRP:s /101/ viktningfaktor för lungorna är grundad på erfarenheten av externbestrålning där alla lungvävnader får ungefär samma dos. Det finns biologisk orsak tro att vissa celler är mer relevanta än andra för risken och man vet att dessa celler får en betydligt högre stråldos. Hur mycket högre beror på lungans tillstånd. För radondöttrarnas alfabestrålning gör detta en stor skillnad men inte när det gäller externbestrålning. Samma viktningsfaktor kan alltså användas på den högre relevanta dosen. En sådan beräkning ger en risk som per Bq år/m^3 är ungefär densamma som den som härletts ur gruvarbetardata.

Svagheten med tillämpning av den dosimetriska riskuppskattningen på personer i bostäder är bl a, att man inte kan vara helt säker på att risken från en ojämn alfabestrålning av lungan är just 20 gånger så farlig som en jämn. Värdet 20 är kvalitetsfaktorn för alfastrålning som används vid beräkning av dosekvivalenten ur absorberad dos.

Den epidemiologiska riskuppskattningen baseras direkt på överdödligheten i lungcancer hos gruvarbetare utan att beräkna stråldosen. Risken erhålls då som ett till åtta fall per Bq år/m^3 och en miljon personer. Svagheten med den epidemiologiska riskuppskattningen när det gäller personer i bostäder är att gruvarbetarnas risk kan ha påverkats av faktorer som inte finns i bostaden. En annan svaghet är att gruvarbetarna är en utvald grupp människor.

I ingetdera fallet kan man alltså från början vara säker på att den riskfaktor man räknar fram är tillämplig men det finns heller inget som säger att den måste vara felaktig. Båda uppskattningarna ger på helt olika grunder samma resultat inom den osäkerhetsram man alltid måste räkna med.

Vid en jämförelse av den teoretiskt framräknade risken av radonexposition med risker av cigarettrökning skulle en vistelse dygnet runt i bostäder med radondotterhalter på 50-60 Bq/m^3 – som är genomsnittet för svenska bostäder – ge samma lungcancerrisk som att röka någon cigarett i veckan. De högsta värden man uppmätt i svenska bostäder – flera tusen Bq/m^3 – närmar sig enligt dessa beräkningar risken av att röka ett paket cigaretter om dagen /78/.

I sammanhanget bör också observeras att det inte är uteslutet att samverkan av radonexposition och rökning tillsammans kan tänkas ge en högre risk än summan av riskerna för radon och rökning var för sig.

5.3 Epidemiologisk förstudie i Sverige

För att belysa möjligheterna att genom mera omfattande epidemiologiska studier i Sverige klarlägga eventuellt samband mellan exponering av radondöttrar i bostäder och lungcancer tillsatte utredningen sommaren 1980 en särskild arbetsgrupp. För samordning av utredningsarbetet svarade epidemiologiska enheten vid statens miljömedicinska laboratorium. Arbetsgruppens huvudsakliga arbete har varit att med utgångspunkt från de epidemiologiska studier som pågått och pågår i Sverige samt utländska rapporter belysa de metodologiska aspekterna inför beslut om eventuella vidare undersökningar av sambandet mellan radondotterexponering i bostäder och lungcancer.

Arbetsgruppens rapport /57/ diskuterar i huvudsak två olika arbetssätt vid planeringen av radonepidemiologiska studier, dels ett där exponeringen utgör urvalskriterium (ofta benämnd kohortstudie) och dels ett där effekten, t ex lungcancer, utgör urvalskriterium (s k fall – kontrollstudie). Arbetsgruppen förordar den senare metoden eftersom andelen individer med det största informationsvärdet här är större. Vidare lämpar sig denna metod för att studera effekten av flera olika exponeringar, t ex sambandet mellan radon och rökning, vilket kan bli mycket resurskrävande med kohortmodellen.

Olika metoder att insamla exponeringsinformation för radonepidemiologiska undersökningar belyses även. En av metoderna innebär en schablonartad klassning av småhus med utgångspunkt från byggnadsmaterial, grundförhållanden (spec förekomst av källare) och kännedom om lokala geologiska förhållanden. En annan metod som redovisas är att genom pastorsexpeditioner och hälsovårdsnämnder ta fram vissa boendedata till stöd för klassificering av radonexponering och boendeförhållanden decennier tillbaka i tiden. Precisionen i denna metod tillåter dock endast en grov klassindelning av expositionsdata.

Arbetsgruppen anser att det inte är uteslutet att genom epidemiologiska undersökningar kunna påvisa ett samband mellan radondotterexponering i bostäder och lungcancer. Gruppen rekommenderar att epidemiologiska studier av fall-kontrolltyp skall genomföras för att man i första hand skall

utröna huruvida ett kvalitativt samband föreligger. Antal individer i studierna bör inte understiga ca 500, under antagande av att man har två kontroller per fall. Av speciellt intresse är att studera samverkan mellan rökning och radonexponering i bostäder.

Insamlandet av exponeringsinformation i en radonepidemiologisk studie kommer att bli kostnadskrävande, ca 1 000 kr pr individ. Arbetsgruppen bedömer att ytterligare data krävs innan slutgiltig ställning kan tas till lämpligaste metod för exponeringsberäkning. Gruppen rekommenderar att ett flertal olika epidemiologiska studier genomförs med delvis skilda metoder.

Vid Massachusetts Institute of Technology i Boston (MIT) har nyligen på uppdrag av Environmental Protection Agency (EPA) gjorts en matematisk-statistisk beräkning över möjligheterna att i staten Maine påvisa ett samband mellan radon i bostäder och lungcancer under antagandet att 10% av lungcancerfallen orsakas av bostadsradon /105/. Resultatet blev att vid en fall-kontrollstudie skulle behöva undersökas några tusen fall och lika många kontroller och därvid noggrant retrospektivt kartlägga rökvanor och radonexposition. En motsvarande undersökning där exponeringen utgör urvalskriterium, ofta benämnd kohortstudie, beräknades kräva undersökning av mer än en miljon människor. En realistisk fall-kontroll-undersökning omfattande 4 500 fall och 4 500 kontroller skisserades och kostnadsberäknades till ca 40 miljoner dollar.

Enligt arbetsgruppen är lungcancerförekomsten för de aktuella åldrarna lägre i Sverige än i USA. Radonhalterna i bostäder torde vara högre i Sverige än i USA. Detta medför enligt gruppen att antalet fall och kontroller i en svensk undersökning kan hållas avsevärt lägre än vad som föreslagits i den amerikanska undersökningen.

Den stora betydelse som radoninströmning från marken har för exponeringen i bostäder medför enligt utredningen att de i den svenska studien gjorda exponeringsklassificeringarna inte med någon säkerhet kan användas annat än i speciella områden där markstrålningen är väl känd och likartad byggnadsteknik använts. Noggranna mätningar måste därför i en mer omfattande studie göras i varje hus där de undersökta personerna bott med hänsyn till de förändringar som huset genomgått. Detta torde tillsammans med de kommunala och kyrkliga myndigheternas kostnader för bostadsidentifiering, vilka inte beräknats av arbetsgruppen, avsevärt höja kostnadsnivån för den föreslagna undersökningen.

Ingenting har vid denna förstudie framkommit som talar emot att det kan föreligga ett visst samband mellan radonstrålning i bostaden och lungcancerförekomst men studierna ger inte heller tillräckliga belägg för att ett sådant samband föreligger. Det finns inte några data i Sverige eller i utlandet som på ett tillfredsställande sätt beskriver ett sådant samband. Alla beräkningar har därför hittills utgått dels ifrån det samband som föreligger beträffande gruvarbetare och dels av teoretiska modeller genom beräkning av stråldoser och risk från gamma- och röntgenstrålning.

Ingen bearbetning av epidemiologiska data som tar samtidig hänsyn till såväl radonexponering i bostaden som yrkesexponering synes hitintills ha gjorts. Dessutom tycks de gjorda studierna ha inriktats på populationer med förhållandevis låg total lungcancerförekomst.

Utredningen har samrått med cancerkommittén angående bedömningen av riskerna för lungcancer p g a radon. Enighet råder om att kunskapen om detta samband är mycket ofullständig. Cancerkommittén avser att föreslå, att en större epidemiologisk studie genomförs i syfte att förbättra bl a underlaget för bedömningar av storleken på den risk, som radonexposition i bostäder innebär. Den planerade studien beräknas kräva en tid av minst tre år.

6 Radon och gammastrålning från mark, byggnadsmaterial och grundvatten

6.1 Mark

Under den tid som utredningen arbetat har radon från marken kommit att framstå som den vanligaste orsaken till förhöjda och höga radonhalter i byggnader. Att vi i dag har denna kunskap beror i stor utsträckning på de initiativ som utredningen tagit till omfattande mätningar av radondotterhalterna i bostäder och på den forskning som initierats av utredningen. Först genom mätningsverksamheten och forskningen har vi börjat få klarhet om hur frekvent problemet med markradon är och om att höga radonhalter kan förekomma i stort sett på alla typer av mark, om jordluft i tillräcklig mängd läcker in genom hål och sprickor i en byggnads grundkonstruktion. Risken för radon från marken är dock högre ju större berggrundens och jordarternas innehåll av uran och radium är och framför allt ju mer permeabel (genomsläpplig) marken är.

De mätningar av radon- eller radondotterhalter som utförts i svenska bostäder har visat att höga radondotterhalter finns såväl i hus som är byggda på jordlager med normal radonhalt i jordluft, 5 000-30 000 Bq/m^3, som på mark med förhöjd eller hög radonhalt, 50 000 till mer än en miljon Bq/m^3. Dessa halter avser radonhalten i jordluften på ca en meters jorddjup.

Om radonhalten är förhöjd i ett hus som står på mark med normal radonhalt i jordluften, så är orsaken närmast den att huset har en olämplig byggnadskonstruktion. Huset tar då in stora mängder jordluft i stället för uteluft via tilluftintag. Detta medför att radonhalten i huset blir hög. Först om radonhalten i jordluften är hög kan man tala om ett verkligt markradonproblem.

6.1.1 Nordens geologi

I och med att det klarlagts att markens bidrag av radon till bostäder är betydande ökar behovet av information om markens beskaffenhet och dess förmåga att avge radon. Eftersom radonproblemet inte enbart är bundet till de byggnadsmaterial som tillverkats och använts i Sverige är det sannolikt att ett radonproblem finns även i andra länder. Mätningar i Finland har exempelvis gett vid handen att radonproblemet från marken är av ungefär samma omfattning som i Sverige. Detta är inte förvånande eftersom de geologiska förutsättningarna är ungefär desamma som i Sverige. Nordens geologi framgår av fig 6.1. I särskild bilaga (bilaga 2) lämnas en geologisk

Figur 6.1 Nordens geologi

Kalksten, sandsten och skiffer samt okonsoliderade lager av sand och lera. I Danmark bildade under karbon-tertiär (350-2 m år), i Skåne under trias-tertiär (230-65 m år).

Graniter, syeniter och vulkaniska bergarter samt sandstenar och skiffrar i Oslo-områdetbildade under senkarbon-perm (300-245 m år).

Fjällkedjans berggrund; huvudsakligen sedimentära och vulkaniska bergarter av senprekambrisk-silurisk ålder (800-400 m år). Bergarterna är mer eller mindre omvandlade (metamorfiserade) och deformerade.

Prekambriska bergarter i fjällkedjan; huvudsakligen graniter, grönstenar och gnejser.

Senprekambriska och kambro-siluriska sedimentära bergarter utanför fjällkedjan; kalksten, skiffer och sandsten (800-400 m år).

Prekambriskt urberg; intrusiva bergarter (t ex granit, diorit, gabbro), vulkaniska bergarter (t ex porfyr och tuff), sedimentära bergarter (t ex kvartsiter, skiffrar och urkalkstenar) och metamorfa bergarter (t ex gnejs) (2800-800 m år).

översikt över hur den berggrund och de jordlager som nu utgör vårt land har bildats.

6.1.2 Berggrundens och jordarternas radioaktivitet

Aktiviteten av radioaktiva ämnen i den svenska berggrunden varierar mycket, beroende på att den innehåller olika halter av uran (radium), torium och kalium. Tabell 6.1 visar normala uran-, torium- och kaliumhalter för svenska bergarter samt deras gammaindex och radiumindex (se ordförklaringarna). I tabellen anges också den gammastrålning som avges från en blottad häll av respektive bergart.

Av tabellen framgår att aktiviteten för de radioaktiva ämnena i de flesta bergarterna är låg, vilket ger en gammastrålning av 2-15 μR/h. Den är något högre (5-20 μR/h) för mellankambrisk alunskiffer, gnejs och normala graniter. Endast för graniter med hög uran- och toriumhalt och för vissa överkambriska alunskiffrar når aktiviteten en nivå som vid ständig vistelse över en blottad berggrund motsvarar mer än 1 mSv/år. Stråldosen 1 mSv/år motsvarar 20 eller 25 μR/h gammastrålning beroende på mätmetod.

Förhöjd aktivitet av radioaktiva ämnen förekommer lokalt även i samband med pegmatiter och uran- och toriummineraliseringar. Pegmatit är en grovkornig kvarts- och fältspatrik bergart som förekommer i urberget. Pegmatiterna varierar i storlek från decimetertjocka sliror till mindre, ofta gångformiga kroppar, vars utbredning i markytan kan uppgå till några tusen kvadratmeter. Gammastrålningen varierar kraftigt dels inom en och samma pegmatit, dels med olika pegmatittyper. Normalt är den 10-50 μR/h men högre strålning, 50-200 μR/h, förekommer ibland. Fläckvis kan strålningen vara högre än 1 000 μR/h över kvadratmeterstora ytor. I samband med uran- och toriummineraliseringarna förekommer gammastrålning på 200 till mer än 3 000 μR/h.

Tabell 6.1 Normala uran-, torium- och kaliumhalter för svenska bergarter samt gammaindex, radiumindex och gammastrålning uppmätt en meter över markytan och uttryckt i mikroröntgen per timme (μR/h). Källa: SGU 1979.

	Uranhalt (gram/ton)	Toriumhalt (gram/ton)	Kaliumhalt (%)	Gammaindex	Radiumindex	Gammastrålning (μR/h)
Granit, normal	2–10	5–20	2–6	0,1–0,4	0,1–0,6	5–20
Granit, uran- och toriumrik	8–40	10–90	4–6	0,3–1,2	0,5–2,5	12–65
Gnejs	2–10	5–20	2–6	0,1–0,4	0,1–0,6	5–20
Diorit	0,1–2	1–10	1–3	0,04–0,2	0,01–0,1	2–10
Sandsten	0,5–5	1–10	1–5	0,04–0,3	0,03–0,3	2–15
Kalksten	0,5–2	1–2	0,1–0,5	0,01–0,05	0,03–0,1	0,5–3
Skiffer	1–10	2–15	2–6	0,09–0,4	0,06–0,6	5–18
Alunskiffer mellankambrisk	10–50	2–10	2–6	0,2–0,9	0,6–3,1	10–45
alunskiffer, överkambrisk eller underordovicisk	50–350	2–10	3,5–6	0,7–4,5	3,1–21,5	35–230

Tabell 6.2 Normala uran-, torium- och kaliumhalter för olika jordarter samt gammaindex, radiumindex och gammastrålning uppmätt en meter över markytan och uttryckt i mikroröntgen per timme (μR/h). Källa: SGU 1979.

Jordart	Uranhalt (gram/ton)	Toriumhalt (gram/ton)	Kaliumhalt (%)	Gammaindex	Radiumindex	Gammastrålning (μR/h)
Morän	1,5–12	3,5–20	2,0–4,0	0,1 –0,4	0,1 –0,8	5 –20
Grus	2,0– 8	6,0–18	3,0–4,5	0,2 –0,4	0,1 –0,5	7,5–17
Sand	0,5– 4,0	1,0–12,0	2,0–3,5	0,07–0,2	0,03–0,3	4 –11,5
Mo	1,0– 7,0	3,5–13,0	2,0–2,5	0,1 –0,2	0,06–0,4	5 –12
Mjäla	2,5– 8,0	5,0–16,0	2,0–3,5	0,1 –0,3	0,2 –0,5	6 –15
Lera	2,5– 9,5	7,0–21,0	2,0–4,0	0,1 –0,4	0,2 –0,6	7 –18

I normala jordarter varierar gammastålningen inom förhållandevis snäva gränser, 4-15 μR/h, (tabell 6.2), men i områden där moränen innehåller bergarter med relativt hög aktivitet (alunskiffer eller särskilt uran- och toriumrika graniter) kan variationerna vara större.

6.1.3 Radon från marken i Sverige i internationell jämförelse

I jämförelse med andra länder är Sverige unikt därför att det inte i något annat land förekommer en bergart med så hög uranhalt kombinerat med så stor utbredning som den svenska alunskiffern. Att denna också har varit lämplig att göra byggnadsmaterial av har medfört att vi i större utsträckning än i andra länder byggt hus av ett starkt radioaktivt material.

Visserligen har man bl a i USA och Storbritannien använt radiumhaltigt avfallsmaterial (främst gips) från tillverkningen av fosforsyra och råfosfat i byggnadsmaterial, men användningen har varit relativt begränsad och radiumhalten mindre än hälften än den i den svenska alunskifferbaserade gasbetongen. Dessutom har dessa gipsprodukter främst använts i södra USA, där man ofta har kraftig luftomsättning på grund av otäta hus. Därför har inte heller radonavgången från materialet gett upphov till vad vi i Sverige skulle anse som höga eller ens förhöjda radondotterhalter.

I områden med uranbrytning utomlands har det även förekommit att avfallssand och sprängsten från urangruvorna använts till byggnadsmaterial. Omfattande verksamhet pågår bl a i USA och Kanada för att spåra upp och sanera de hus där sådant material använts.

Som nämnts är den svenska alunskiffern till sin utbredning och uranhalt unik, men liknande svarta skiffrar, rika på organiskt material och med förhöjd uranhalt (maximalt 100 gram uran per ton), förekommer bl a inom stora områden i USA. Ett exempel på dessa skiffrar är Chattanoogaskiffern i de östra och centrala delarna av USA. Förhöjda radonhalter har uppmätts i hus som är byggda med och över denna skiffer liksom i hus i Florida som är byggda över fosforrika ler- och sandlager med förhöjd uranhalt.

Förutom i Sverige förekommer i Norden alunskiffer i Norge och på Bornholm i Danmark. I Osloområdet har alunskiffrarna relativt stor utbredning, men uranhalterna är lägre än vad de är i alunskiffrarna i

Västergötland och Närke.

Bl a i USA och Kanada förekommer det att hus i samhällen invid urangruvor byggts på avfallssand och brutet, inte utnyttjat berg från uranbrytningen. Höga radonhalter och förhöjd gammastrålning har uppmätts i många av dessa hus och omfattande arbeten har utförts för att spåra upp och åtgärda dem. Bara i Grand Junction, Colorado, USA, har spårningen omfattat 29 000 hus och åtgärder har vidtagits i 500 hus. Enbart för undersökningar och åtgärder har använts 11 miljoner dollar. Risken för höga radonhalter inomhus kan för hus på avfallsmaterial från uranbrytningen jämställas med den för de hus som i Sverige är byggda på alunskiffermorän eller högar av bränd alunskiffer (rödfyr).

Med undantag för problemen med alunskiffer i marken och i byggnadsmaterial torde de svenska förhållandena inte skilja sig från dem i andra länder, där man bygger på ett likartat sätt, där man ventilerar så lite som möjligt för att spara energi och där berggrunden innehåller graniter, pegmatiter, syeniter, sura gnejser och sura vulkaniter med ett normalt eller förhöjt innehåll av uran. Liknande problem som de svenska med radon från mark med normal eller måttligt förhöjd uranhalt har konstaterats bl a i USA och Kanada, i England och i Schweiz.

Jämförelser med resultat av undersökningar i andra länder kan endast göras med avseende på småhus, eftersom de är de enda hus i vilka radonhalten kan ligga till grund för slutsatser om markens påverkan.

Större undersökningar av radondotterhalter i småhus som är byggda på mark med normal eller måttligt förhöjd radioaktivitet har utförts i Kanada (March Township), i Västtyskland samt i Finland. Resultaten från mätningarna redovisas i tabell 6.3. I March Township mättes radondotterhalten i 345 hus. Mätningarna är utförda såväl i hus av stenbaserat material som i trähus. Företrädesvis gjordes mätningarna i källarna.

I Finland, som i stort sett har samma berggrund som Sverige, har inom områden med urberg under år 1982 utförts radonmätningar i 1 132 småhus på mark med normal eller måttligt förhöjd radioaktivitet /107/. Mätningarna utfördes med spårfilm försedd med filter så att endast radonhalten mättes. De undersökta husen, som representerar ett urval av hus från hela Finland, var valda så att en del av husen är belägna inom områden där berggrunden består av graniter med förhöjd uranhalt, en del inom områden där radioaktivt brunnsvatten är vanligt, och en del inom områden med normal uranhalt i marken.

Under år 1982 har i Finland radonmätningar även utförts i 301 småhus i områden med uranmineraliseringar i berggrunden. Som framgår av tabell 6.3 ökar risken för höga radondotterhalter markant när husen byggts i ett område där markens radioaktivitet är hög.

Undersökningarna i Västtyskland har utförts under år 1982 och omfattat 413 slumpvis utvalda småhus /106/. Mätningarna har gjorts med spårfilm försedd med radondotterfilter (kapitel 7). Omräknat till radondotterhalter har de utförda mätningarna givit följande resultat. Medianvärdet för radondotterhalterna i småhusen är 20 Bq/m^3. 95% av de uppmätta halterna faller inom intervallet 5-70 Bq/m^3. Högsta uppmätta radondotterhalt är 210 Bq/m^3. Resultatet speglar de geologiska förhållandena i Västtyskland, vars berggrund huvudsakligen består av sedimentära bergarter (kalksten, skiffer

Tabell 6.3 Uppmätta radondotterhalter i småhus i några länder

	Antal undersökta hus	Andel hus (%) med viss radondotterhalt Bq/m³					Källa
		–69	70–199	200–399	400–799	800–	
Sverige[a, b]	251	84	13	2	1	–	/75/
Finland[c]	1 132	84	12	5	1	–	/107/
Finland[d]	301	39	29	20	8	4	/107/
March Township[e] Kanada	325	87	8	2,5	2,5	–	/108/
Västtyskland[f]	413	95	5				/106/

[a] Mätningarna i Sverige avser radon. För beräkning av radondotterhalten har antagits att denna är hälften av radonhalten.
[b] Landsomfattande mätning. Hus av alunskifferbaserad gasbetong har ej medtagits. Mätmetod: passiv radonmätare med TLD
[c] Landsomfattande mätning. Mätmetod: öppen spårfilm.
[d] Hus inom område med uranmineraliseringar.
[e] Mätningar har huvudsaklijgen utförts i källare. Mätmetod: filtermätning.
[f] Landsomfattande mätning. Mätmetod: spårfilm med radondotterfilter.

och sandsten) med mycket låg till låg uranhalt.

Resultaten från de refererade undersökningarna kan jämföras med dem som SSI erhållit vid mätningar i slumpvis utvalda småhus /75/ (se även avsnitt 8.2). Mätningarna har omfattat 251 hus (de mätningar som utförts i hus av alunskifferbaserad gasbetong är ej medtagna). Resultaten redovisas i tabell 6.3.

Som synes är det ingen större skillnad mellan de svenska mätresultaten och dem från Finland. Inte heller de från March Township avviker i någon större utsträckning. Dessa mätningar är dock huvudsakligen utförda i källare, vilket ger högre nivåer än om mätningarna hade utförts i de delar som ligger över mark, såsom gjorts i den svenska undersökningen. Problemen med markradon inom områden som varit täckta av landis synes vara av samma storleksordning oberoende av bostadsort, om inte markens uranhalt är mycket låg eller mycket förhöjd. Endast för markområden med mycket förhöjd uranhalt föreligger en markant större radonrisk än för andra områden.

6.1.4 Faktorer som påverkar radonavgången från mark

Radonhalten i jordluften beror på hur mycket av det radon som bildas i jorden som avgår till luften i jordens porer och på hur mycket av detta radon som transporteras bort från porerna.

Radonhalten i markluften påverkas av uran- och radiumhalten, av storleken på jordpartiklarna och mineralkornen samt av hur uppspruckna och vittrade dessa är. Vidare påverkas radonhalten av radiumatomernas läge i de enskilda mineralkornen, t ex om radium utfällts som en beläggning på mineralkornen, vilket gör att radonet lätt avgår till den luft eller det vatten

som finns i porerna mellan mineralkornen.

Radonavgången från jordpartiklarna tycks öka med ökande vattenhalt samtidigt som möjligheterna till borttransport av radonet i porerna minskar eftersom jordens permeabilitet (genomsläpplighet) för jordluft minskar.

Från jorden till jordluften är radonavgången normalt 5-30% av allt bildat radon, men högre radonavgång kan förekomma i finkorniga jordarter. Från lera har t ex uppmätts upp emot 60% radonavgång. Beroende på radonets löslighet i vatten påverkas fördelningen mellan radon i vatten och luft i porerna. Detta får till följd att med ökande mängd vatten i porerna ökar radonhalten i porluften. Den är teoretiskt 2-3 gånger större i porluften i en nästan helt vattenfylld por än i en por som bara är fylld av luft.

I jorden sker transporten av radonet med diffusion och med jordluft och vatten i rörelse. Nyligen har även framförts teorier om att radonet även skulle kunna transporteras med bubblor av jordgas. Faktorer som påverkar transportlängden är radonets livslängd (halveringstiden är 3,8 dygn), som bestämmer hur lång tid det gasformiga radonet består, jordens permeabilitet, som i sin tur är beroende av mineralkornens storlek, samt vattenhalten.

Det är således ett komplicerat samspel mellan olika faktorer som avgör hur mycket radon som finns tillgängligt för att transporteras från marken in i ett hus.

Radiumhalten i jorden behöver inte vara hög för att radonhalten i jordluften skall bli av storleksordningen 20 000-50 000 Bq/m^3. För att radonhalten i jordluften i en normal morän skall uppgå till 30 000 Bq/m^3 behöver inte mer än 10% av det i moränen bildade radonet avgå till jordluften. Detta under förutsättning att inget av det radon som tillförts jordluften från omgivande jordpartiklar borttransporteras eller att lika mycket radon tillförs från djupare liggande jordlager som det radon som avgår uppåt.

I åsgrus uppmäts på en meters djup ofta radonhalter i storleksordningen 70 000–120 000 Bq/m^3, vilket betyder att ca 25% av allt bildat radon avgår till luften i jordens porer. Det är endast i undantagsfall som radon från djupare liggande jordlager påverkar radonhalten i det jordlager i vilket ett hus är grundlagt. Normalt har det radon som finns i jordluften i ett jordlager bildats av det radium som finns i samma jordlager.

Byggs ett hus på jord med stor permeabilitet, t ex åsgrus, kan stora mängder radonhaltig jordluft transporteras genom gruset fram till husgrunden och vidare in i huset om detta är otätt mot marken. Är däremot huset byggt på lera eller silt med hög vattenhalt kan endast små mängder luft röra sig genom jorden. Risken för att få höga radonhalter i ett hus som är byggt på sådan mark är därför liten, även om huset är otätt mot marken. Detta under förutsättning att leran under huset inte torkar ut och spricker, vilket kan ske om marken dräneras kraftigt.

Vid spårningsarbetet efter hus med förhöjda radondotterhalter har dock påträffats hus på lera som har höga radonhalter inomhus på grund av radon från marken. I dessa fall är det troligt att radon som avgår från leran transporteras till huset via dräneringsmaterial, rörgravar och kulvertar.

För hus som grundlagts på berg är situationen annorlunda än för hus byggda på jord. I det första fallet finns ingen jordluft som kan transporteras

fram till huset utom i det fall där huset står på mycket sprickig eller uppkrossad berggrund. Det radon som från berget kan komma in i huset är därför det som genom diffusion avgår från berggrundsytan eller till sprickor i berggrunden. Radonet blandar sig med den luft, som finns i det kapillärbrytande skiktet under huset, och kan från detta lager transporteras vidare in i huset. Dock måste halten av uran-(radium) i berget vara relativt hög för att så stora mängder radon skall avgå från berget att radondotterhalten i huset blir förhöjd.

6.1.5 Berggrund och jordarter som innebär särskilda risker för radon

Följande marktyper har visat sig innebära stora risker för förhöjda radonhalter i byggnader:

- Mark där berggrunden består av eller jordarterna innehåller fragment av alunskiffer (uranrik svartskiffer) eller uranrika graniter och pegmatiter samt mark som innehåller uranmineraliseringar.
- Mark i vilken en stor andel av det bildade radonet avgår till jordluften t ex åsgrus och vissa sandiga grusiga moräner. Dessa jordarter har dessutom stor permeabilitet, vilket gör att jordluften lätt kan transporteras genom dem.

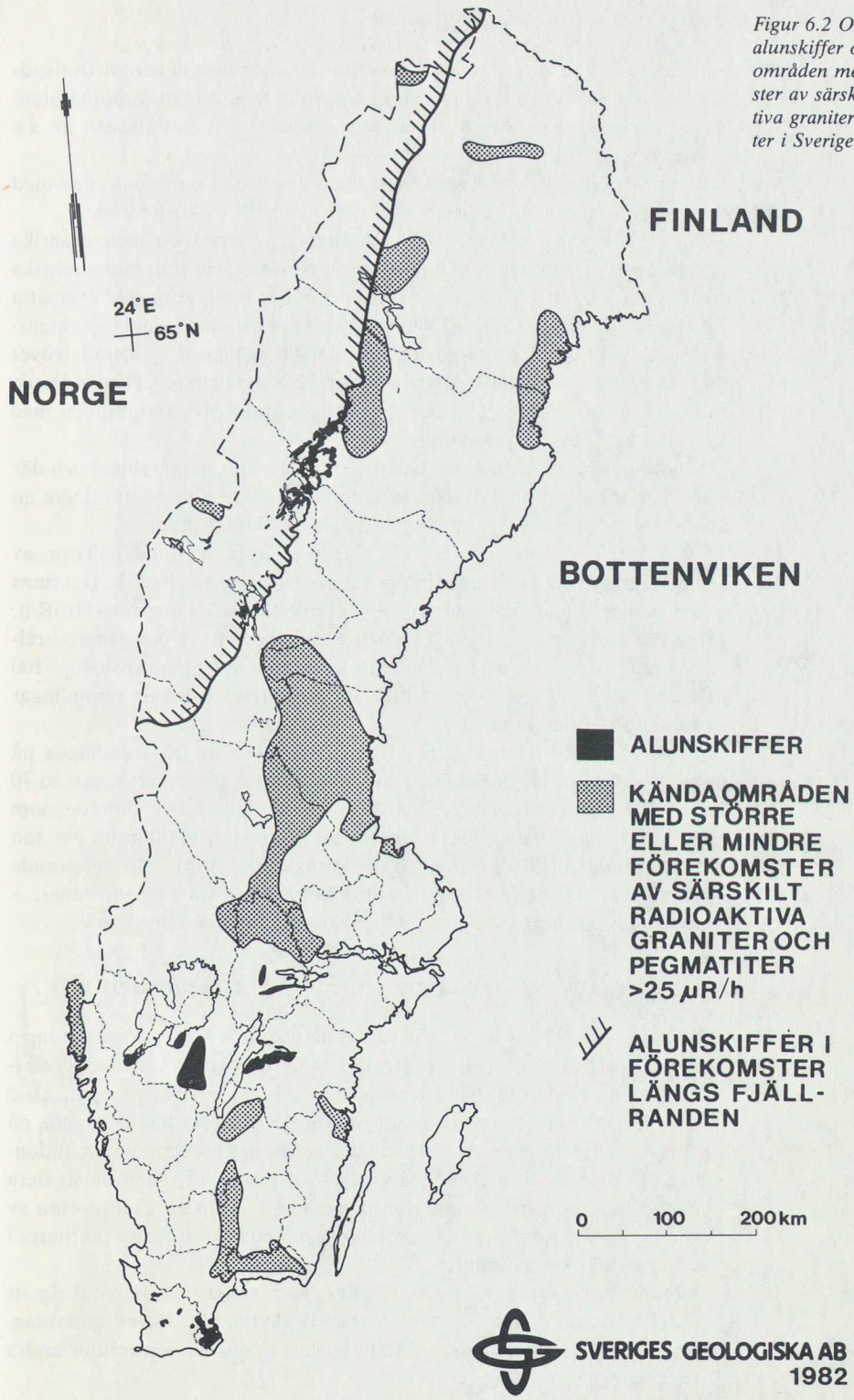
6.1.5.1 Alunskiffer

Alunskiffer är en svart, tät skiffer som är rik på organiskt material (kol och kolväten) samt tungmetaller bl a uran, vanadin och molybden. Alunskiffern bildades i ett grundhav under perioden mellankambrium till understa ordovicium (för ca 500 miljoner år sedan). Alunskiffer förekommer i Skåne, Östergötland, Västergötland, Närke, Dalarna, Härjedalen, Jämtland och Lappland längs fjällens östra gräns (figur 6.2.).

I områden med alunskiffer finns den största risken för höga radonhalter, vilket bland annat bekräftats av de undersökningar som utförts av hälsovårdsförvaltningarna i Skara och Skövde. Av befintliga hus på mark med alunskiffer har i vissa områden 10-50% av småhusen högre radondotterhalter inomhus än 400 Bq/m^3. Problemet med alunskiffern är stort, eftersom dessa områden sedan lång tid tillbaka är tätbebyggda. Totalt omfattar de områden där alunskiffer förekommer i berggrunden eller kan uppträda i större mängd i jordarterna ca 6 200 km^2 vilket är 1,4% av Sveriges yta.

En ingående beskrivning av alunskifferns mineralogi, uranhalt, uppträdande och utbredning finns i utredningens promemoria (Ds Jo 1979:9) /8/. I denna promemoria finns även kartor över alunskifferns utbredning i olika delar av Sverige.

I mark som innehåller alunskiffer är radonhalten i jordluften vanligtvis hög. Radonhalter i jordluften överstigande 50 000 Bq/m^3 är vanliga och högsta uppmätta värde är ca 2 miljoner Bq/m^3. Även gammastrålningen är ofta hög i dessa områden och kan i områden, där moränen i stort sett enbart består av skiffer eller där skifferberget är blottat, lokalt överstiga 100 μR/h.



Figur 6.2 Områden med alunskiffer och kända områden med förekomster av särskilt radioaktiva graniter och pegmatiter i Sverige.

6.1.5.2 Graniter och pegmatiter

Uranrika graniter och pegmatiter är kända från samtliga län utom Gotlands län. Största sammanhängande utbredningen av granit med förhöjda uranhalter förekommer i norra Bohuslän där ca 1 800 km^2 består av s k bohusgranit.

Uranrika pegmatiter förekommer bland annat ofta inom områden med ådergnejs i Sörmland, Uppland och i södra Norrlands kustområden.

Kännedom om förekomst och utbredning av områden med uranrika graniter och pegmatiter grundar sig främst på resultaten från radiometriska flygmätningar, som utförts i samband med uranprospektering. De flygmätta områdena omfattar ca 50% av Sveriges yta. Områden med kända förekomster av uranrika graniter och pegmatiter framgår av figur 6.2. Områden över vilka radiometriska flygmätningar utförts redovisas i figur 6.3. Hittills gjorda undersökningar anger att ca 5% av Sveriges yta utgörs av områden med uranrika graniter och pegmatiter.

I mark där uranrika graniter och pegmatiter bildar berggrunden och där dessa bergarter ingår i moränen är radonhalten i jordluften ofta högre än 50 000 Bq/m^3 och kan ibland vara så hög som 200 000 Bq/m^3.

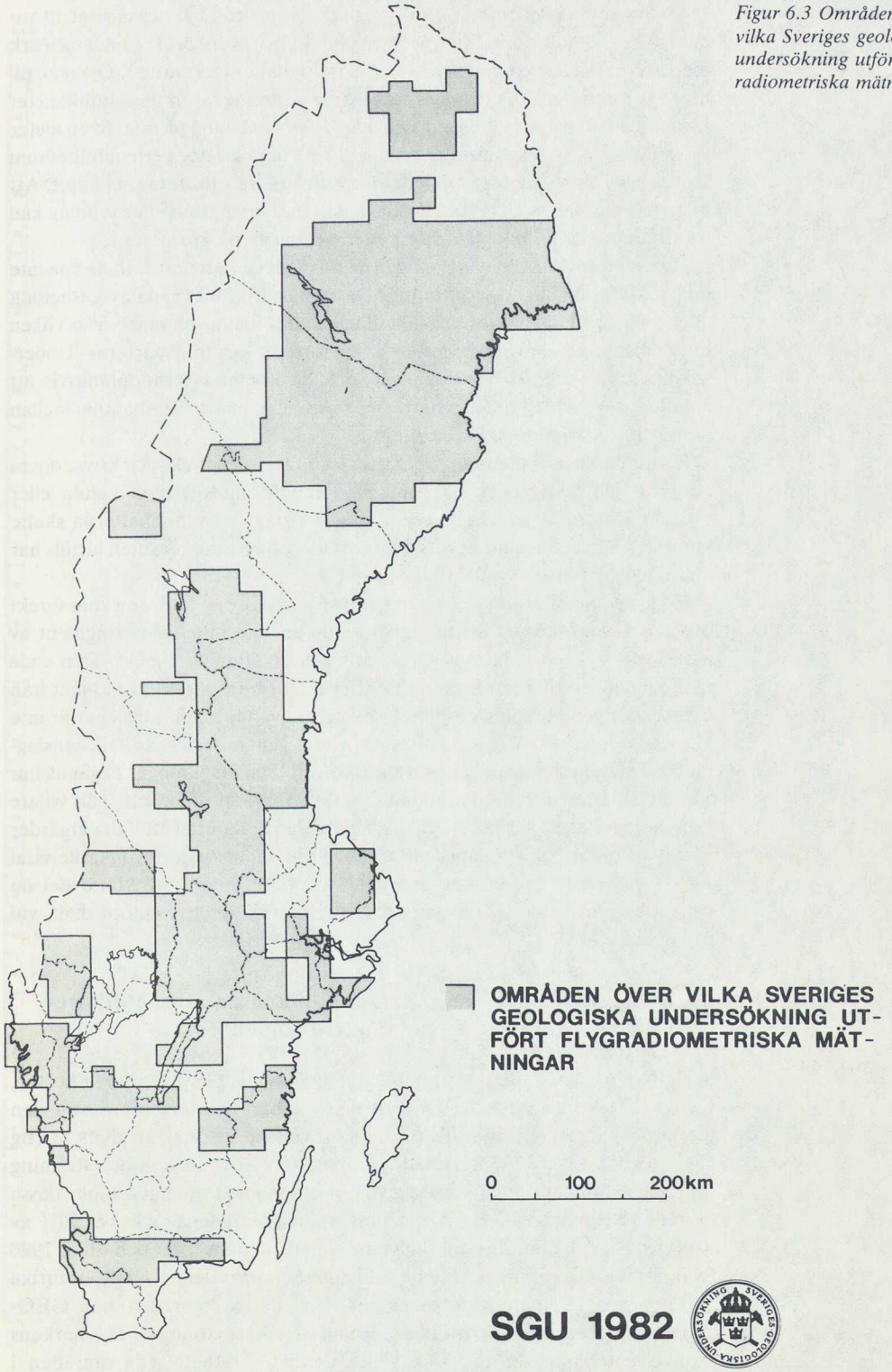
Även gammastrålningen är ofta förhöjd. Över blottade hällytor av uranrika graniter är gammastrålningen vanligen högre än 20 μR/h. Det finns graniter, vars radioaktivitet ger upphov till en gammastrålning av ca 60 μR/h. Halten av radioaktiva ämnen i pegmatiter är ofta rätt hög och gammastrålningen kan över ytor på flera hundra kvadratmeter ibland överstiga 100 μR/h. Fläckvis kan den överstiga 1 000 μR/h på grund av lokala ansamlingar av uran eller toriummineral.

Undersökningar, som utförts i Lysekil i småhus av trä grundlagda på bohusgranit, visar att i ca 60% av husen är radondotterhalten högre än 70 Bq/m^3 och i ca 10% högre än 400 Bq/m^3. Inom det område som undersökningarna omfattade är uranhalten i graniten 12-30 gram per ton (normal uranhalt för graniter är 5-10 gram per ton). De refererade markundersökningarna är redovisade i rapporten "Radon i bostäder. – Markens inverkan på radonhalt och gammastrålning inomhus" /67/.

6.1.5.3 Åsgrus och annan mark med hög permeabilitet

Vid mätningar som utförts i spårade hus av skifferbaserad gasbetong i Sollentuna och Botkyrka visade det sig att i flera av husen var radondotterhalten mycket högre än vad som kunde orsakas av gasbetongen. Vid undersökning av husen framkom att en stor del av dessa hus är byggda på rullstensåsar. De höga radondotterhalterna i husen berodde på att radonhalten i jordluften var relativt hög (50 000-100 000 Bq/m^3) samt på att flera kubikmeter jordluft per timme transporterades in i husen. Transporten av jordluften möjliggjordes av åsgrusets stora permeabilitet och av otätheter i husens grundkonstruktioner.

Vid mätningar som senare gjorts i andra kommuner, har det visat sig att "radonhusen" på åsarna i Sollentuna och Botkyrka inte var ett undantag. Sådana hus tycks förekomma överallt där hus byggts på åsgrus eller andra grusförekomster.



Figur 6.3 Områden över vilka Sveriges geologiska undersökning utfört flygradiometriska mätningar

Mätningarna i Sollentuna, Botkyrka och andra orter har också visat att hus med höga radondotterhalter (mer än 1 000 Bq/m^3) även förekommer på mark med normal radioaktivitet och normala radonhalter i jordluften. Orsaken till de höga radondotterhalterna är att husen per timme tar in flera kubikmeter jordluft. Flera av dessa hus har visat sig vara grundlagda på mer än en meter tjocka lager av sprängsten eller fyllning, vilka har lika stor permeabilitet som åsgrus och från vilka stora mängder jordluft kan transporteras in i huset. Att bygga på mer än en à två meter tjocka lager av sprängsten eller fyllning kan från radonrisksynpunkt jämställas med att bygga på grusåsar.

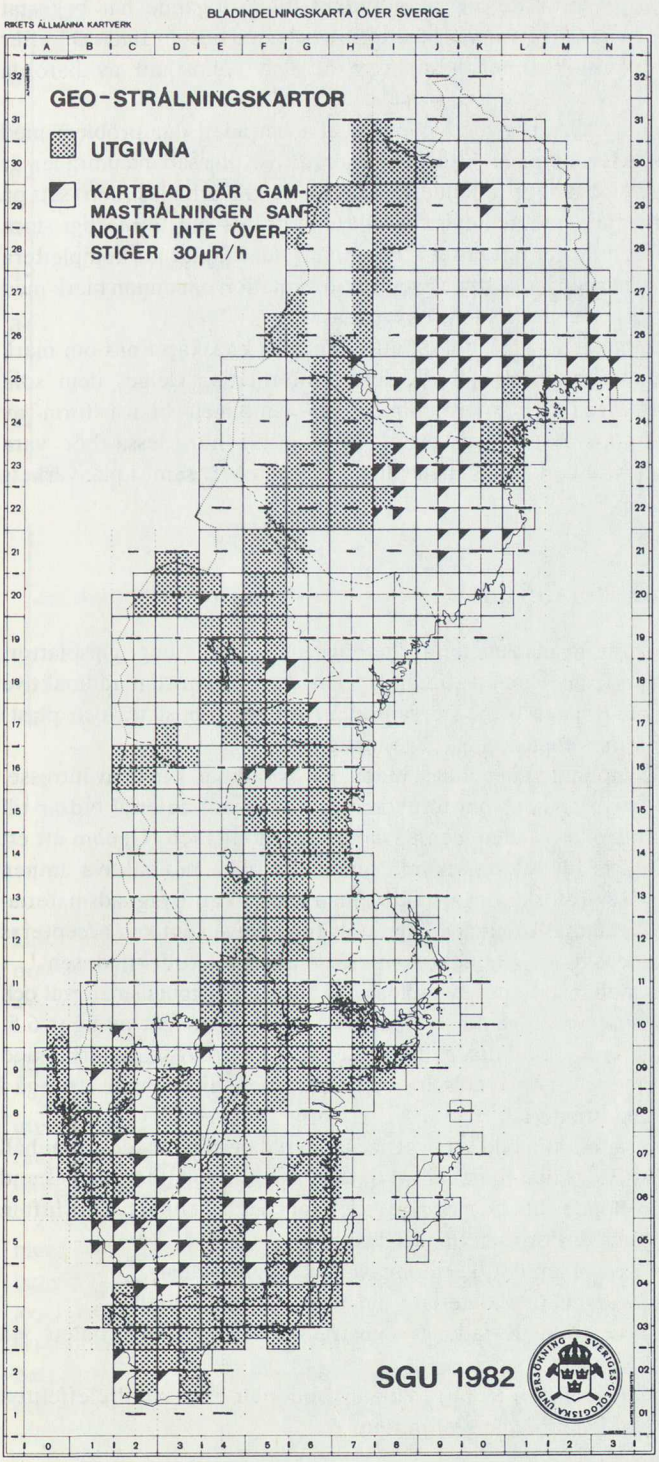
Det finns en del hus i vilka orsakerna till de höga radondotterhalterna inte fått en tillfredsställande förklaring. Dessa hus är inte byggda av gasbetong eller på mark med förhöjd radiumhalt och inte heller på mark från vilken tillräckligt stora mängder av radonhaltig jordluft kan transporteras. Undersökningar av några av husen pågår och de kommer förhoppningsvis att resultera i en bättre kunskap om de mekanismer som styr sambanden mellan radon från marken och radon i husen.

Förhöjda radonhalter har uppmätts i jordluft över sprick- och krosszoner i berggrunden och satts i samband med radontransport med vatten eller jordluft som rör sig i dessa zoner. Det är troligt att radonhalterna skulle kunna bli höga i hus som byggts över sprick- och krosszoner, men hittills har inte något sådant hus påträffats.

Höga radonhalter har också uppmätts i jordlager på kalksten som direkt överlagrar alunskiffer. Detta trots att jorden inte innehåller fragment av alunskiffer och att kalkstenslagret varit mer än 20 meter tjockt. Den enda tänkbara källan till radonet är alunskiffern. Hur transporten av radonet från denna sker genom kalkstenslagret och upp i ovanliggande jordlager är inte klarlagt. En teori är att radonet transporteras genom sprickor i kalkstenslagret med metangas som avgår från alunskiffern. Undersökningar pågår av hur vanligt det är med förhöjda radonhalter i mark ovanpå kalksten. Tills vidare finns anledning att varna för att bygga på sådan mark utan att vidta åtgärder mot markradonet. Detta speciellt som det vid undersökningar i Närke visat sig att många av de hus som är byggda på sådan mark inte klarar det nu gällande gränsvärdet 70 Bq/m^3 för högsta tillåtna radondotterhalt vid nybyggnad /67/.

6.1.6 Redovisning av områden med berggrund och jordarter med förhöjd aktivitet av radioaktiva ämnen.

SGU har på utredningens uppdrag tagit fram s k GEO-strålningskartor. Kartorna ges ut i skala 1:50 000 och har samma bladindelning som den topografiska kartan. Hitintills har 288 GEO-strålningskartor givits ut (fig 6.4). För ytterligare 123 kartblad har uppgifterna om geologi och strålning sammanställts, men inga kartor givits ut eftersom strålningen inom dessa områden befunnits vara låg. De sammanställda områdena täcker ca 50% av Sveriges yta och omfattar samtliga områden med alunskiffer och till år 1980 flygmätta områden (med några undantag) inom vilka särskilt uranrika graniter och pegmatiter förekommer. För övriga områden har GEO-strålningskartor inte givits ut på grund av att mätningar av markens radioaktivitet inte utförts. Bl a gäller detta för tätbebyggda områden i Stockholms län.



Figur 6.4 GEO-strålningskartor över Sverige

Medel som jordbruksdepartementet ställt till förfogande har bekostat framställningen av GEO-strålningskartor till och med hösten 1981. Därefter har kartor framställts efter beställning och på bekostnad av berörda kommuner.

GEO-strålningskartorna redovisar inte alla områden där problem med markradon kan förekomma. Att i kartform redovisa alla sådana områden är inte möjligt eftersom höga radondotterhalter i hus kan erhållas i stort sett på all mark – även om radonhalten i jordluften är låg – om tillräckligt stora mängder jordluft läcker in i huset. Däremot är det möjligt att komplettera GEO-strålningskartorna så att de även ger information om annan mark med särskild stor risk för markradon, t ex grusåsar.

Det är utredningens uppfattning, att i den mån kunskap finns om mark med särskilda radonproblem skall denna information delges dem som planerar för byggande. Informationen ges lämpligen bl a i form av kompletterade GEO-strålningskartor. Förslag till hur dessa bör vara utformade och vad de kan innehålla anges i avsnitt 9.2, samt i planverkets rapport 59:1982 /70/.

6.2 Byggnadsmaterial

Alla stenbaserade bygnadsmaterial (betong, tegel, lättbetong, gipsplattor, lättklinker m m) innehåller varierande mängder av naturligt radioaktiva ämnen. Byggnadsmaterial med organiskt ursprung (främst trä och plast) innehåller däremot endast obetydliga mängder.

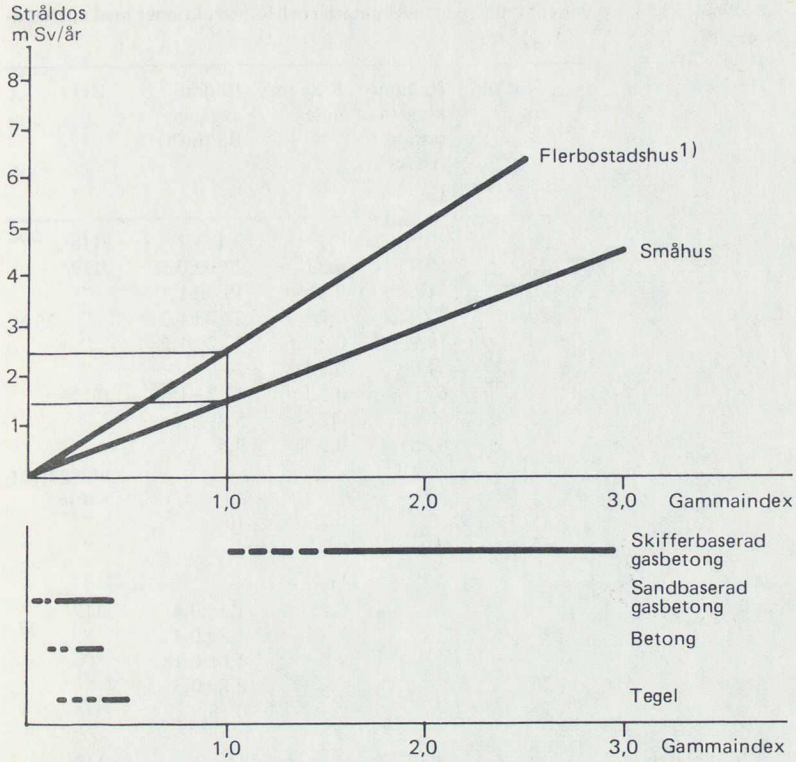
Från radonsynpunkt är det endast innehållet av radium som är av intresse. Andra radioaktiva ämnen som förekommer i byggnadsmaterial bidrar till gammastrålningen i bostaden men påverkar ej radonhalten. Genom att ett gränsvärde införts för högsta viktade summa av olika radioaktiva ämnen (gammaindex, se ordförklaringarna) har man uppnått att byggnadsmaterialens bidrag till gammastrålningen begränsas till en nivå som kan accepteras såväl från den enskildes synpunkt som med hänsyn till kollektivdosen.

Sambandet mellan aktivitet av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial och det bidrag denna ger till gammastrålningen inomhus framgår av figur 6.5. Gränsvärdet för högsta tillåtna gammaindex medför att vissa material med högt radiuminnehåll, t ex avfallsgips och alunskiffer, ej kommer att ingå i framtida byggnadsmaterial.

Den mängd radon som bildas i byggnadsmaterial bestäms av dess innehåll av radium. En Bq radium innebär att det bildas en radonatom per sekund genom radiums sönderfall. Den mängd radon som per tidsenhet tillförs luften i ett rum bestäms därför av följande faktorer

- innehållet av radium (Bq/kg) i omgivande byggnadsdelar,
- mängden av respektive material i omgivande byggnadsdelar,
- andelen av det bildade radonet som transporteras till materialets yta samt
- förekomst av ytskikt (t ex färg, tapeter) som mer eller mindre effektivt förhindrar radonets avgång till luften.

Det bidrag till radonhalten i inomhusluften som erhålls av ett givet flöde av radon från byggnadsmaterial bestäms av rummets luftomsättning. Bidraget



1)Stenbaserade byggnadsmaterial ingår som regel i större omfattning i flerbostadshus än i småhus.

Figur 6.5. Samband mellan aktivitet av radioaktiva ämnen och det bidrag detta ger till gammastrålningen inomhus.

kan beräknas med en formel (se "strålningsbidrag från byggnadsmaterial" i ordförklaringarna och rapporten "Radon i bostäder – Metoder för beräkning av radondotterhalter i bostäder /49/).

Byggnadsmaterialets bidrag till radonhalten är ungefär omvänt proportionell mot luftomsättningen i bostaden.

Radonavgivningen från byggnadsmaterial har ägnats ett stort intresse i utredningens forskningsprogram. Vid statens provningsanstalt har man mätt radonavgång från olika byggnadsmaterial samt studerat hur denna kan påverkas med olika täta ytskikt /51/.

Av resultaten framgår att betongkvaliteten (dvs vattentät betong, polymera tillsatsmaterial, olika grad av vibrering) inte synes ha någon större betydelse för radonavgivningen. Däremot förefaller fukthalten i betongen ha avgörande betydelse för radonavgivningen. Detta försvårar undersökningarna. Det finns även tecken på att radonavgivningen även påverkas av betongens ålder. Man har uppmätt lägre radonavgivning under ett andra uttorkningsförlopp jämfört med vad som uppmätts under uttorkning direkt efter gjutning av betongprover. När mätvärdena används för bedömning av radonavgivning till bostadsluft innebär dessa faktorer att slutsatserna blir behäftade med viss osäkerhet.

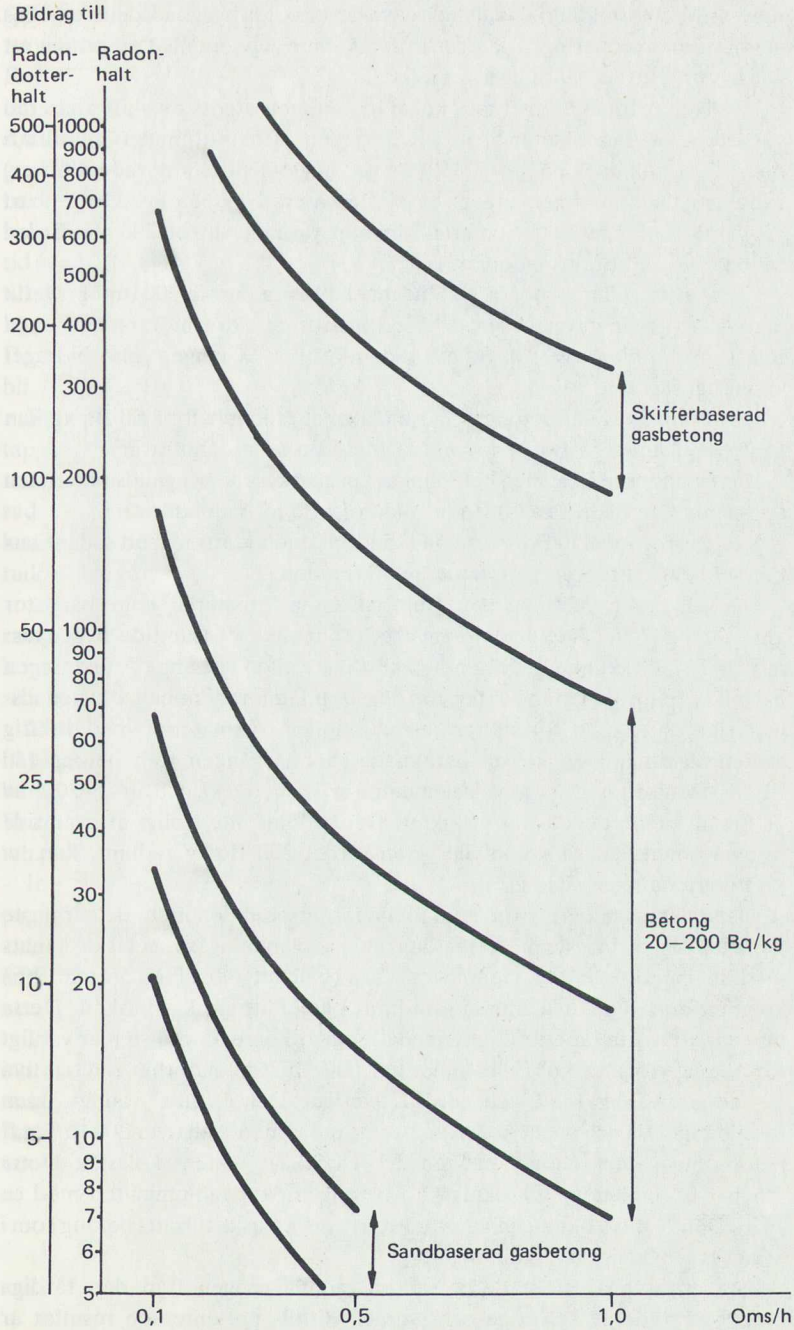
Tabell 6.4 Radonavgång för olika byggnadsmaterial och konstruktioner med obehandlade ytor[a]

Material	Tjocklek cm	Radium-koncentration (Bq/kg) Ra	Radium-index	Radon-avgång Bg/(m²h)	Ref
Betong	30	20	0,1	2.1–3.7	/118/
”	18	65,9	0,33	27,0±0,5	/119/
”	20	41,6	0,21	19,7±1,1	”
”	20	48,9	0,24	21,7±1,2	”
”	20	59,9	0,30	22,2±1,2	”
”	18–20	44,0	0,22	24,0	”
”	15	60±6	0,3	12,2–15,8	/51/
”	15	40±5	0,2	5,8–7,6	”
”	15	40±5	0,2	9,3	”
”	15	200	1	40	antaget[b] värde
”	15	50	0,25	10	”
”	15	20	0,1	4	”
Gasbetong					
Sandbaserad	7	49	0,25	1,1±0,4	/119/
”	10	”	”	1,2±0,4	”
”	15	”	”	1,6±0,18	”
”	20	”	”	2,8±0,5	”
”	15	”	”	0,18	/51/
Sandbaserad med viss skifferinblandning	–	–	–	11	/118/
Skifferbaserad	25	1460	7,3	105	/51/
”	30	2500	12,5	200	”
Lättklinker	–	–	–	0,2	/118/
”	–	–	–	0,3	/51/
Tegel	–	87±9	0,45	1,1	”
Gips	6.7	25	0,12	1,5±0,3	/119/
”	6.7	319	1,6	13,9±0,9	”
Spånplatta	–	–	–	0,002	/118/
Fiberplatta	–	–	–	0–004	”

[a] De värden på radonavgång som redovisas i tabellen gäller för materialproverna som har använts vid mätningarna. Värdena redovisas här endast för att visa storleksordningen av radonexhalationen för olika byggnadsmaterial.
[b] Dessa tre värden för radonavgång från betong har antagits och utgör grunden till radonhalt i inomhusluft från betong i figur 6.6.

I tabell 6.4 har sammanställts uppgifter från statens provningsanstalt samt från undersökningar i övriga nordiska länder avseende radonavgång från vanliga byggnadsmaterial.

I figur 6.6 illustreras det största bidrag till radonhalten inomhus som olika byggnadsmaterial kan ge. Materialen har härvid antagits avge radon i enlighet med tabell 6.4. För betong har antagits att radonavgivningen varierar i förhållande till dess innehåll av radium och att normal betong med 50 Bq/kg radium avger 10 Bq/m²h radon. Vid beräkningen har antagits att



Figur 6.6. Största bidrag till radondotterhalt inomhus som byggnadsmaterial kan ge vid olika luftomsättning.

bostäder motsvaras av utrymmen med måtten 3x4x2,5 m vilket motsvarar 1,8 m^2 omslutande yta per m^3 volym. Detta förutsätter att samtliga väggar samt golv och tak med undantag för 4 m^2 dörr och fönsterarea, utgörs av respektive material. Eftersom diagrammet illustrerar förhållandena om hela stommen

utgörs av ett visst material, kan bidraget från enskilda byggnadsdelar erhållas genom proportionering. Bidraget från tak eller golv erhålls t ex genom att värden ur figuren multipliceras med 0,2.

Av figuren framgår att i täta hus där stommen utgörs av skifferbaserad gasbetong kan radonhalten bli mycket hög. Om luftomsättningen ökas till 0,5 oms/h bör man dock nå 350-700 Bq/m^3 radon (150-350 Bq/m^3 radondöttrar) även om hela stommen utgörs av skifferbaserad gasbetong. Om enbart väggarna utgörs av detta material blir motsvarande siffror 200-400 Bq/m^3 radon (100-200 Bq/m^3 radondöttrar).

För nya hus gäller att högsta tillåtna innehåll av radium är 200 Bq/kg. Detta innebär att byggnadsmaterial vid 0,5 luftomsättning aldrig bidrar med mer än 150 Bq/m^3 radon (ca 70 Bq/m^3 radondöttrar). Vanligen blir bidraget väsentligt lägre.

I ett betonghus där betongen har en normal radiumhalt på 50 Bq/kg kan man vänta sig ca 35 Bq/m^3 radon (ca 15-20 Bq/m^3 radondöttrar).

I ett trähus grundlagt med betongplatta på mark torde byggnadsmaterialen i allmänhet ge endast ca 10 Bq/m^3 radon (5 Bq/m^3 radondöttrar).

Varje värde över 50 Bq/m^3 radon (25 Bq/m^3 radondöttrar) i ett sådant hus bör ses som ett tecken på inflöde av markradon.

De relaterade mätningarna omfattar endast material som har stor användning i dag. Det är dock mycket osannolikt att framtida byggnadsmaterial skulle kunna ge väsentligt kraftigare radonavgång. Anledningen härtill är främst att gränsvärdet för högsta tillåtna radiumhalt i byggnadsmaterial 200 Bq/kg förhindrar introduktionen av material med kraftig radonavgivning. Den högsta beräknade radonavgången från betong (40 Bq/m^2) förutsätter att byggnadselementen är 15 cm tjocka och att 15–20% av all bildad radon penetrerar ytskiktet. Det bedöms inte troligt att framtida byggnadsmaterial, som uppfyller gränsvärdet 200 Bq/kg radium, kan ha kraftigare radonavgivning.

Bland de nya material som är aktuella för introduktion inom de närmaste åren har ur denna synpunkt betong med inblandning av kolaska ägnats särskild uppmärksamhet. Genom att askan i kolet utgör en liten del (ca 10%) kommer de radioaktiva ämnen som finns i kolet att anrikas i askan. Detta innebär att askan får ett radiuminnehåll som är högre än vad som är vanligt för betong trots att kol i allmänhet har lägre halt av naturligt radioaktiva ämnen än vanlig sand och jord i Sverige. Det är inte vanligt, men förekommer då och då att kolaskan har ett radiuminnehåll över 200 Bq/kg. I betong ingår dock endast en liten del (ca 5% av vikten) kolaska. Detta innebär att inblandning av kolaska i betongen ökar radiumhalten med ca 10%. Den relativa ökningen kan vara större om kolaska tillsätts betong som i övrigt har ovanligt låg radiumhalt.

Den eventuella effekt detta har på radonavgången från den färdiga betongen studeras i Sverige och Norge. Hittills presenterade resultat är preliminära men tyder på att inblandning av kolaska leder till en minskning av radonavgången trots att radiumhalten ökar något. Det synes därför inte finnas anledning att med hänvisning till radon avstyrka denna användning av kolaska.

6.3 Grundvatten

Radonkoncentrationen i grundvattnet beror i stor utsträckning på uranhalten i berggrunden eftersom radonet bildas vid sönderfallet av radium-226, som är en dotterprodukt till uran. Därför förekommer höga radonhalter i grundvattnet vanligast i samband med uranrika bergarter. Uranhalten i berggrunden behöver dock inte vara nämnvärt förhöjd för att radondotterhalten i vattnet skall bli hög. Såväl uran som radium kan under mycket lång tid (tusentals år) ha lakats ut från berggrunden och transporterats med vatten till sprick- och krosszoner där det åter utfällts. Detta innebär att en koncentration av uran och radium har skett till sprick- och krosszonerna. Därför kan radonhalten i det vatten, som rör sig i sprick- och krosszonerna, bli höga trots att uranhalten i omgivande berggrund är närmast normal.

Radongasen i vattnet avgår ganska lätt till inomhusluften när vattnet tappas från kranarna. När radonet frigörs från vattnet ökar således radondotterhalten och därmed stråldosen. De restriktioner som gäller för radondotterhalten i bostadsluften är därför gränssättande för radonhalten i hushållsvattnet. För en genomsnittlig bostad ger en radonhalt av ca 15 Bq/l en radondotterhalt i inomhusluften av ca 1 Bq/m^3 /62/.

Andra naturligt förekommande radioaktiva ämnen i vatten är uran, radium och radonets sönderfallsprodukter. Stråldosen från dessa ämnen i de koncentrationer som uppmätts i svenska brunnar medför inte någon påtaglig risk för den person som dricker vattnet.

Normala radonhalter i grundvattnet är 5-300 Bq/l. Relativt höga radonhalter i grundvattnet (mer än 1 000 Bq/l) förekommer ofta i områden där berggrunden består av uranrika graniter. Sådana graniter finns bl a i norra Bohuslän (bohusgranit), Bergslagen, Jämtland, Västerbotten och Norrbotten.

Ibland förekommer höga radonhalter i grundvattnet även i samband med pegmatiter samt kvarts- och fältspatrika gnejser och vulkaniter.

Höga radonhalter förekommer sällsynt i grundvattnet i områden med andra bergarter, t ex skiffrar och sandstenar och i samband med uranmineraliseringar.

Trots den höga uranhalten i alunskiffer är höga radonhalter i grundvattnet inom alunskifferområden inte särskilt vanliga. De undersökningar som gjorts av brunnsvatten i dessa områden tyder inte på att radon i hushållsvattnet här skulle vara något problem. Det bör dock poängteras att ännu har alltför få undersökningar gjorts för att säkra slutsatser skall kunna dras.

7 Metoder för mätning

Det har visat sig att mätning av radon- och radondotterhalt i stor skala är ett svårbemästrat problem. Flera olika metoder finns. Utredningen har sökt verka för att metoder, som är anpassade för olika mätsituationer, tas fram utan att för den skull i alltför stor omfattning styra utvecklingen. Utredningen har i nuvarande läge, då ständigt nya metoder presenteras, inte verkat för auktorisering, vilket skulle hämma utvecklingen av bättre mätmetoder. I ett fall, nämligen för den s k filtermetoden för radondotterhalt i luft, har genom utredningens försorg överenskommelse träffats med de myndigheter och företag som tillhandahåller denna metod, om hur en sådan mätning skall utföras.

Radon är ett gasformigt grundämne. Det bildas ur radium genom radioaktivt sönderfall. Strålningen som sänds ut vid det radioaktiva sönderfallet kan mätas med någon typ av detektor som kan vara baserad på olika fysikaliska principer. Vare sig man bestämmer halten av radon eller halten av radondöttrar i luften är det huvudsakligen strålningen från radondöttrarna man mäter. Vid mätning av radonhalten filtreras radondöttrarna i luften bort och endast de döttrar, som bildas i den volym där mätmediet (detektorn) TLD, spårfilm, halvledare m m är placerad, registreras. Strålningen ger möjlighet till mätning av mycket låga koncentrationer av det gasformiga radonet, så låga att de knappast skulle vara möjliga att mäta om inte strålningen funnes.

Vid mätningarna är det av intresse att kunna lokalisera radonkällan för att kunna vidta rätt åtgärd för att nedbringa radondotterhalten.

Byggnadsmaterial och kranvatten som radonkälla kan lokaliseras med hjälp av en gammamätare. Man mäter då gammastrålningen som i huvudsak kommer från gammastrålande radondöttrar (se tabell 2.1). I byggnadsmaterial finns emellertid också andra ämnen som sänder ut gammastrålning. En hög gammanivå behöver därför inte betyda hög radonhalt. Dessutom är förmågan hos radongasen att tränga ut ur materialet olika för olika material. Hög eller låg radonhalt i kranvatten kan konstateras med gammamätning mot hydrofor eller dylikt. Vill man veta halten av radium i byggnadsmaterial eller radon i vatten måste man mäta på prover i laboratorium eller använda mer komplicerade instrument. Som beskrivits i kapitel 6 är radonavgång från mark och inträngning i bostäder beroende av många faktorer, som varierar naturligt t ex med årstider. Det är därför viktigt vid all mätning att man känner till de yttre förhållandena så att man vid tolkningen av resultatet kan eliminera grova fel beroende på tillfälliga variationer i omgivningen. Det är

också viktigt att man försöker bestämma radonkällor och vilka mekanismer som gör att radon kommer in i byggnaden.

För att hitta var radon från marken tränger upp i en bostad bör bostaden besiktigas med avseende på synliga otätheter mot marken. Om detta är otillräckligt kan radonhalten mätas på flera platser för att klarlägga om några skillnader förekommer mellan olika rum eller mellan olika delar av rum i markkontakt. Bra metod för detta saknas f n. Långstidsregistrerande radon- och radondottermätare har prövats och visat sig vara en framkomlig väg. Instrumenten är dock dyrbara och fordrar handhavande av härför utbildad personal.

Tabell 7.1 Kommersiellt tillgängliga mätmetoder att användas i byggnader eller mark

Metod[a]	Metodbeskrivning fastställd av SP i samråd med SSI	Integrerande mätn[b]	Momentan mätn	Mäter Rn	Mäter RnD	Gammastråln μR/h	Mätnoggrannhet	Användningsområde Byggnader	Byggn.-mtrl	Mark	Mättid rekommenderad[b]
Spårfilm –öppen	SP A2 601	x		x+	x		låg vid RnD-halter <400 Bq/m³	x			3 mån
–i kopp		x		x+	x		”			x	1 mån
–i kopp + membran (i mark)		x		x			god			x	1 mån
–i kopp + filter (inomhus)		x		x			god	x			3 mån
Filter	SP A2 602		x		x		hög	x			
Passiv Rn-mätare med TLD	SP A2 603	x		x			hög	x		x	1 mån
Långtidsregistrerande RnD-mätare		x	x		x		god	x			
Långtidsregistrerande Rn-mätare		x	x	x			god	x			
Aktiverat kol		x		x			god			x	3–8 dagar
Emanometer			x	x			god[c]	(x)		x	
Gammamätare			x			x	låg–hög[d]	x	x	x	
Gammaspektrometer[e]	SP A2 605		x			x	hög	x	x	x	

[a] Ej laboratorieinstrument eller instrument för mätning av vatten.
[b] För bestämning av årsmedelvärde.
[c] God vid jämförande mätning i kontrollerad miljö, vägledande vid mätning i mark.
[d] Olika typer med olika prestanda.
[e] Används för bestämning av halter av uran (radium), torium och kalium.

Mätningar för att spåra, åtgärda och kontrollera strålningsnivåer i existerande byggnader eller förebygga och kontrollera strålningsnivåer i nya bostäder kan indelas enligt följande:

1 Radon- och radondotterhalt i luft
2 Radonhalt i jordluft

3 Radon- och radiumhalt i vatten
4 Radium- och toriumhalt i byggnadsmaterial
5 Radium- och toriumhalt i grus- och bergtäkter
6 Radonavgång från byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner
7 Gammastrålning i byggnader

En sammanställning av kommersiellt tillgängliga mätmetoder att användas i byggnader eller mark finns i tabell 7.1

7.1 Mätning av radon i inomhusluft

Syftet med de här redovisade metoderna är bestämning av radon- och radondotterhalten i en byggnad vid en viss tidpunkt eller årsmedelvärdet av radondotterhalten.

Radonhalten i en byggnad bestäms av tillflödet, avgången samt sönderfallet av radon. Tillflödet kan komma från byggnadsmaterial och från den mark på vilken byggnaden är uppförd. Radon kan i vissa fall också komma från kranvattnet. Tillflödet från byggnadsmaterialet är relativt konstant och beror bl a på radiuminnehållet. Radonet som finns i marken kommer in via otätheter mot marken. Mängden sådan radon beror på radonhalten i marken, radonavgången från marken samt av insuget av radonbemängd luft, vilket i sin tur beror av hur stora springor och sprickor som finns och av undertrycket i byggnaden. Utflödet av radon- och radondöttrar sker med den luft som ventileras ut genom ventilationssystemet, genom otätheter och genom vädring.

Radonet sönderfaller kontinuerligt och radondöttrarna stannar svävande i luften, till stor del bundna till dammpartiklar, tills de ventileras ut eller fastnar på väggar och inredning. Ju längre luften stannar i byggnaden, dvs ju sämre ventilationen är, ju högre blir radon- och radondotterhalten. Vid en konstant luftomsättning ställer radonhalten in sig på ett jämviktsläge, där tillförseln, sönderfallet och bortförseln balanserar mot varandra.

Eftersom luftomsättningen varierar med faktorer som vindstyrka och vindriktning samt temperaturskillnad utomhus och inomhus, varierar dock radon- och radondotterhalterna över tiden. Med fläktstyrd ventilation är denna variation mindre än vid självdragsventilation. Vädring påverkar radondotterhalterna kraftigt.

När syftet med mätningen är att bestämma årsmedelvärdet för radondotterhalten är det därför lämpligt att mäta under en längre tid för att utjämna variationen. Det är ännu inte klarlagt huruvida en acceptabel noggrannhet erhålls vid korttidsmätningar, men genom sådana mätningar kan man spåra bostäder med klart förhöjda radondotterhalter. Vid mätningar i rum där människor vistas begränsad del av dygnet och där ventilationen minskas under del av dygnet är dock korttidsmätningar att föredra. Även vid en långvarig mätning påverkas resultatet av vädringsfrekvensen.

Radondotterhalten varierar mer än radonhalten. Förhållandet mellan halten av radon och radondöttrar brukar kallas F-faktorn. Denna varierar således både med ventilationen och med luftens innehåll av partiklar m m. När halten av radondöttrar i bostadsluft skall beräknas ur uppmätt radonhalt brukar ett schablonvärde på F = 0,5 väljas. Det verkliga värdet på F-faktorn

ligger oftast inom intervallet 0,3-0,7.

Metoderna för mätning kan delas in i momentana mätningar (5-20 minuter), integrerande mätningar (dygn – månader) och kontinuerligt registrerande mätningar. Vilken metod man väljer beror på syftet med mätningen. Man kan mäta halten av radon, halten av radondöttrar eller halten av kombinationen radon- och radondöttrar. Radondotterhalten kan beräknas ur en mätning av radonhalten genom multiplikation med F-faktorn.

Momentana mätningar utförs f n rutinmässigt med filtermetoden. Den innebär att luft sugs genom ett filter i vilket radondöttrarna fångas upp. Genom att mäta strålningen från filtret kan halten radondöttrar i luften beräknas.

Integrerande mätningar görs f n rutinmässigt med hjälp av spårfilm, passiv radonmätare med termoluminiscensdosimeter (TLD) eller kontinuerligt registrerande radondottermätare. Spårfilm finns av olika typ och fabrikat och kan hängas upp i bostäder, antingen fritt exponerad i luften eller monterad i en kopp med filter som utestänger radondöttrarna i luften. Den fritt exponerade spårfilmen utsätts för alfapartiklar från radon och radondöttrar i filmens närhet, vilka avsätter spår på filmen som efter framkallningsprocedur kan räknas. Spårtätheten räknas om till radondotterhalt. När spårfilmen är monterad i kopp avskärmad med ett filter, som släpper igenom radon men utestänger de radondöttrar som finns i rummet, erhålls endast spår från alfapartiklar från det radon som trängt igenom filtret och från de radondöttrar som bildas av radonet inne i koppen. Genom att halten av radon är densamma i koppen som i rummet, kan rummets radonhalt bestämmas.

Passiva radonmätare med TLD finns av olika fabrikat. En består av en cylindrisk kammare, försedd med ett filter som inte släpper genom radondöttrar. Några har också torkmedel för den inpasserande luften. In i instrumentet tränger radongas och i den mån sönderfall sker fångas radondöttrarna upp av ett elektriskt fält som oftast skapas med hjälp av batterier. I det elektriska fältet styrs radondöttrarna till en liten tablett, den s k termoluminiscensdosimetern (TLD), vilken efter mätperiodens slut analyseras i laboratorium.

Hittills har i huvudsak öppen spårfilm använts vid spårning i stor skala av hus med höga radonhalter och syftet har varit att avgöra om radondotterhalten varit högre än 400 Bq/m^3. För detta ändamål har den öppna filmen kunnat accepteras i brist på andra lika enkla mätmetoder. För lägre koncentrationer är mätnoggrannheten emellertid inte tillräcklig.

Mätning av radonhalt med spårfilm i kopp med filter har visat bättre mätnoggrannhet än öppen spårfilm. Spårfilm i kopp med filter kan också användas vid mätning av lägre radonhalter än som svarar mot radondotterhalten 400 Bq/m^3. Användbarheten beror dock på vilka krav som ställs på mätnoggrannheten. Spårfilm i kopp med filter finns av olika fabrikat. Olika storlek på koppen förekommer. Numera tillhandahålls även små koppar som kan sändas i vanligt brev.

Ett alternativ till spårfilm och passiv radonmätare kan vara *kontinuerligt registrerande radon- och radondottermätare*. Ett sådant instrument kan användas för att erhålla en integrerande mätning under viss tid. Det kan

också användas för orienterande momentanmätningar samt i syfte att lokalisera en radonkälla, t ex otätheter mot marken. En kontinuerligt registrerande radondottermätare består av filter genom vilket luft pumpas oavbrutet under mätperioden. Vissa instrumenttyper pumpar luft under förutbestämda intervall. Intill filtret är en halvledardetektor med räknare placerad som ger radondotterhalten integrerad under viss tid eller automatiskt vid förinställda tidpunkter. En skrivare kan anslutas till detta instrument varvid tidsvariationer kan följas.

Av de nu använda metoderna är den passiva radonmätaren med TLD, filtermetoden och den kontinuerligt registrerande radondottermätaren de bäst lämpade för mätningar av låga koncentrationer. Ingendera är emellertid idealisk. TLD-mätaren av nu använd storlek kan inte sändas i brev. Den måste laddas av utbildad personal och dosimetern avläsas på laboratorium. Filtermetoden ger ett momentant mätvärde som ibland kan ge en dålig uppskattning av årsmedelvärdet. Den fordrar dessutom besök av mätpersonal på platsen. Den långtidsregistrerande radondottermätaren är dyr, skrymmande och fordrar handhavande av härför utbildad personal. Den från hanteringssynpunkt enklaste metoden är spårfilm. Den kan sändas per brev till husägaren som med hjälp av skriftlig instruktion själv kan hänga upp filmen. Den hittills i Sverige mest använda öppna filmen ger dock låg mätnoggrannhet om inte mättiden är mycket lång. Någon kontroll av att de integrerande mätarna verkligen har funnits på avsedd plats under föreskriven tid finns inte.

Av de beskrivna metoderna är det endast filtermetoden och den kontinuerligt registrerande radondottermätaren som mäter radondotterhalten, dvs den storhet som gränsvärden är angivna i. Önskvärt vore ett litet enkelt integrerande instrument som mäter radondotterhalten. Olika principer för mätning av radondöttrar undersöks för närvarande.

Av nu tillgängliga metoder är mätning med TLD-instrument den säkraste metoden, i synnerhet vid nivåer under 100 Bq/m^3. Alternativt kan kontinuerligt registrerande radon- och radondottermätare användas under ledning av kunnig personal.

7.2 Mätning av radon i jordluft

Undersökningar av markradonsituationen är ett led i de geotekniska undersökningar som utförs innan ett område planläggs eller bebyggs.

"Radonrisken" för viss marktyp beror dels på radonhalten i markens jordluft, dels på hur lätt radonet och jordluften kan transporteras genom marken, och dels på hur mycket radonhaltig jordluft som finns tillgänglig för transport in i de hus som skall byggas. I kapitel 6 redogörs för de faktorer som bestämmer radonhalten i jordluften (t ex jordens radiumhalt, radonavgången till porluften och vattenhalten i jorden) och radontransporten (t ex jordens permeabilitet), faktorer som ofta påverkas vid grundläggningsarbeten.

För att kunna göra en bedömning av "radonrisken" behövs oftast såväl mätningar av radonhalten i jordluften, av radioaktiviteten i jordlagret och i berggrunden (där så går) som undersökningar av markförhållandena, varvid

särskild vikt läggs vid jordens permeabilitet.

"Radonrisken" kan inte bedömas enbart på resultaten från mätningar av radonhalten i jordluften. Vid tolkning av undersökningsresultaten måste hänsyn tas till de markförhållanden som kommer att råda efter det att marken bebyggts, t ex grundvattennivån, inslag av sprängsten m m.

Radonhalten i markens jordluft kan variera kraftigt såväl under kortare som längre tid. Upprepade mätningar vid olika tillfällen som utförts i samma provtagningshål har visat variationer i radonhalt på några hundra procent. Mekanismen bakom dessa variationer är inte helt känd, men till en del beror variationerna på vattenhalten i jorden. Så är t ex radonhalten i marken ofta högre under vår och höst när markens översta ytlager är relativt vattenmättat. Fukt och tjäle i marken verkar hindrande på diffusionen av radon mot markytan. Analogt är radonhalten i marken ofta som lägst på sommaren när marken är uttorkad. Med ökad vattenhalt i jorden ökar också radonhalten i jordluften på grund av att jämviktsförhållandena för radon i vattnet och luften i jordens porer är konstant.

Genom att radon i markens ytlager ventileras eller diffunderar bort är vanligtvis radonhalten i marken lägre nära markytan än i djupare liggande jordlager. Man brukar grovt räkna med att radonhalten på 50 cm djup teoretiskt är ungefär hälften av vad den är på större djup där jämvikt råder mellan bildat eller tillfört radon och radon som bortförs med diffusion.

I ett område med enhetlig jordart t ex silt eller grus är som regel variationen inom området relativt liten, medan den i ett område med morän och med varierande jorddjup, grundvattenförhållanden och radiumhalt kan variera stort (med flera hundra procent) inom några tiotal meter.

På grund av att radonhalten ofta varierar så kraftigt kan inte bedömningar av radonrisken inom ett markområde grundas på mätningar av radon i endast ett fåtal mätpunkter utan flera mätningar måste göras i området.

Vid tolkningen av mätresultaten måste hänsyn bl a tas till den typ av jordart som mätningen utföres i, vattenhalten i jordarten, jordartens permeabilitet, mätdjupet samt jordartens och underliggande jordlagers och berggrunds radiumhalt. Mätningar av radonhalten i jordluften är alltså ett led i en markundersökning som i övrigt måste grunda sig på en god kännedom om markförhållandena.

Mätningar av radonhalten i jordluft kan göras med spårfilmer, som grävs ner placerade i upp och nedvända plastkoppar. För att metoden skall vara tillförlitlig krävs att koppen täcks av ett fuktavvisande membran.

En annan metod för mätning av radon i jordluft, som liksom den förra är en långtidsmetod, är användning av aktiverat kol. Liksom flera andra gaser adsorberas radongas på aktiverat kol. Adsorptionsgraden är proportionell mot koncentrationen av radon. När radonet sönderfaller bildas radondöttrar, vilka avger gammastrålning. Genom att mäta gammastrålningen erhålles ett mått på hur mycket radon som adsorberats.

En korttidsmetod för att mäta radon i mark är användning av emanometer. Därvid pumpas radonhaltig jordluft in i en cell som på insidan är belagd med zinksulfid. När denna beläggning träffas av de alfapartiklar som avges när radonet och radondöttrarna sönderfaller uppstår ljusblixtar, som kan omvandlas till elektriska pulser. Dessa kan registreras i en räknare. Antalet registrerade pulser per tidsenhet är ett mått på radonhalten i den inpumpade luften. Luften sugs ur ett borrat hål som görs en meter djupt.

7.3 Mätning av radon- och radiumhalt i vatten

Halten av radium i vatten har ingen påtaglig betydelse för radonhalten i vatten till skillnad från förhållandet för byggnadsmaterial. Radiumhalten i kranvatten har intresse för bedömning av lämpligheten att dricka vattnet. Den bestäms genom kemisk analys och efterföljande mätning av alfastrålning från provet.

Radonhalten i vatten kan mätas på flera olika sätt. Den s k emanationsmetoden består i att radonet från ett vattenprov förs över till en mätcell (behållare invändigt klädd med zinksulfid), varvid alfastrålningen mäts med tillhörande elektronik. Denna metod kan användas både i fält och på laboratorium. En annan metod innebär att gammastrålningen från provet mäts spektrometriskt. Själva mätningen är relativt enkel, men kan endast göras på laboratorium varvid komplicerad och dyrbar apparatur krävs. Detsamma gäller mätning av betastrålningen från provet med hjälp av s k vätskescintillator.

7.4 Radium och torium i byggnadsmaterial

Radium och torium i byggnadsmaterial bestäms gammaspektrometriskt på laboratorium. Syftet med mätningen är kontroll av att gränsvärdet för koncentration av radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial uppfylls. Kalibreringen av apparaturen är svårbemästrad, varför standardprov bör tas fram.

7.5 Radium och torium i grus- och bergtäkter

Representativa prover för bestämning av radium- och toriumhalter i grus- eller bergtäkter är svåra att erhålla. Man bör därför göra mätningar på platsen, vilket kan göras gammaspektrometriskt med bärbara instrument. Instrumenten är dock dyrbara och fordrar handhavande av van personal. Metoden finns beskriven i "Gammaspektrometri. En metod att bestämma radium och gammaindex i fält" /53/. Provningsanstalten kommer inom kort att fastställa metoden. Geologisk bedömning är också ofta önskvärd. Med vanlig handgammamätare kan en första bedömning göras. Om denna mätning visar höga värden bör mer kvalificerade mätningar utföras.

7.6 Radonavgång från byggnadsmaterial och byggnadskonstruktioner

Gränsvärdet för byggnadsmaterial utgörs f n av en begränsning av halten av radioaktiva ämnen i materialet. En annan möjlighet att begränsa byggnadsmaterialets egenskap som radonkälla vore att införa ett gränsvärde för radonavgång från byggnadsmaterial. Mätning av radonavgången kan göras genom att placera ett byggnadsmaterialprov i en sluten behållare och mäta luftens innehåll av radon under uppbyggnaden av radonhalten i behållaren.

För att kunna utarbeta en metod att beräkna radonavgång från byggnadsmaterial måste dock sambandet mellan detta sätt att mäta och den sanna radonavgången från väggar studeras. En sådan studie har just avslutats vid statens provningsanstalt /51/. Provningsanstalten kommer inom kort att fastställa metod för att bestämma radonavgång från byggnadskonstruktion.

7.7 Mätning av gammastrålning i bostäder

Mätning av gammastrålning i byggnader görs bl a i syfte att lokalisera byggnadsmaterial och vatten som radonkällor.

En förhöjd aktivitet i ett byggnadsmaterial (uppmätt t ex med en gammamätare) indikerar att radonavgången från materialet kan vara hög, men behöver inte betyda att den är det. Anledningen till detta är dels att radonavgången från olika typer av byggnadsmaterial varierar starkt, dels att ytbehandlingen på byggnadsmaterialet i varierande grad minskar avgången av radon och dels att gammastrålningen kan vara orsakad av torium.

Gammamätare finns av olika fabrikat och konstruerade på basis av olika fysikaliska principer.

8 Resultat av mät- och spårningsverksamheten

En viktig uppgift för utredningen har varit att genom mätningar klarlägga den genomsnittliga strålningen i bostäder för att därmed kunna ange den kollektiva stråldos som befolkningen utsätts för genom vistelsen i bostäder. En annan uppgift har varit att med hjälp av mätning i enskilda bostäder fastställa den individuella stråldosen för de boende. Utredningen har också arbetat med metoder för att genom succesiv uteslutning söka finna hus där sannolikheten för höga radondotterhalter är störst.

En väsentlig del av utredningens verksamhet har sålunda syftat till att biträda hälsovårdsmyndigheterna med att lokalisera de hus i vilka höga radondotterhalter förekommer så att dessa blir åtgärdade. Då det gäller individuella stråldoser har urvalet av hus som skulle mätas gjorts med utgångspunkt främst från byggnadsmaterial och markförhållanden. Resultatet av dessa mätningar som i huvudsak har utförts av landets kommuner redovisas i avsnitt 8.1. På grund av det styrda urvalet kan dessa resultat inte användas för en statistisk beräkning av radonsituationen i det svenska bostadsbeståndet. I avsnitt 8.2 redovisas en undersökning av radonsituationen i landet, vilken legat till grund för bl a att fastställa av landsmedelvärde för radondotterhalten i bostäder. Denna undersökning har utförts av SSI.

8.1 Resultat av spårning av hus med förhöjda radondotterhalter

Utredningen skulle enligt direktiven med förtur ta fram ett program för undersökningar som bedömdes nödvändiga för att komma tillrätta med de problem som är förknippade med de radioaktiva byggnadsmaterial som vid den tiden ansågs vara den huvudsakliga källan till radon i bostäder.

Utredningen lade bl a fram förslag om hur spårningen av hus med för höga radonhalter skulle ske. Eftersom det huvudsakliga problemet ansågs härröra från skifferbaserad gasbetong, som är uranhaltigt och därmed avger gammastrålning, skedde indikeringen av betongen med gammamätare, i början handburna. Sveriges geologiska undersökning (SGU) hade erfarenhet av uranletning med fordonsburna gammastrålningsmätare. SGU kunde därför snabbt få igång ett antal bilburna mätinstrument. I samarbete med Svenska kommunförbundet kunde mätningarna organiseras kommunvis. Mätningarna avslutades hösten 1981 då 160 kommuner mätts. Totalt har vid bilmätningarna påträffats ca 15 000 adresser med förhöjd strålning (>20

μR/h från ytterväggen) som med säkerhet är orsakad av att skifferbaserad gasbetong använts som byggnadsmaterial. Därutöver har många kommuner med egna resurser identifierat gasbetonghusen med avseende på gammastrålningen från fasader.

Metoden att spåra upp hus av skifferbaserad gasbetong med bilburen gammamätare var inte invändningsfri. Hus med avskärmande fasadtegelbeklädnad registrerades ibland inte trots att stommen var av denna typ av gasbetong. De flesta hus som misstänktes ha för hög radonhalt på grund av radioaktivt byggnadsmaterial ansågs emellertid kunna identifieras.

Eftersom radondotterhalten inomhus bl a påverkas av luftväxlingen var det nödvändigt att fortsätta med mätningar inomhus i de misstänkta husen. Mätningar med öppen spårfilm kom i gång redan sommaren 1979 i Uppsala kommun i samarbete med utredningen. Resultaten av mätningarna var lovande. För att få tillgång till spårfilm och underlätta administrationen av mätningarna slöt statens provningsanstalt våren 1980 ett avtal med den leverantör av film som hävdade patenträtt på användningen av alfastrålningskänslig film i Sverige. Provningsanstalten fick i uppgift att administrera filmmätningarna åt kommunerna. Hittills har totalt ca 55 000 filmer utvärderats, motsvarande ca 26 000 bostadsmätningar. Ytterligare en del mätningar har administrerats av institutioner och privata företag.

Under sommaren 1981 gjordes en preliminär sammanställning av resultaten av mätningarna efter en enkät till kommunerna /43/. Det konstaterades att radondotterhalter omkring 400 Bq/m^3 var mer förekommande än väntat i hus av skifferbaserad gasbetong. Omkring 17% av de uppmätta värdena låg över det provisoriska gränsvärdet 400 Bq/m^3. Det visade sig också att mycket höga radondotterhalter förekom, vilka inte kunde förklaras på annat sätt än som tillskott från marken. Vidare noterades att de mycket höga halterna inte endast var knutna till de kända alunskifferområdena utan kunde uppträda även i områden som från geologisk synpunkt inte var misstänkta för att avge radon av någon betydelse. Främst upptäcktes hus på grusåsar, där höga halter även fanns i hus byggda av andra material än skifferbaserad gasbetong.

I och med denna upptäckt ökade svårigheten i spårningsarbetet avsevärt. Kommunerna hade genom bilspårningen fått förteckningar över hus av skifferbaserad gasbetong, i vilka kunde misstänkas förhöjningar av radondotterhalten. Vilka hus som stod under större inflytande av radonavgång från marken var emellertid okänt.

GEO-strålningskartor utarbetade av SGU anger de markområden som utifrån befintlig geologisk kunskap kan misstänkas avge radon. Kartorna är i huvudsak grundade på gammamätningar från flyg, vilka utförts i samband med uranletning. På kartorna finns därför i huvudsak alunskifferområden och granitområden, vilka till följd av hög uranhalt avger gammastrålning. Grusåsarna som den senaste tiden tilldragit sig stort intresse har så låg uranhalt att någon förhöjning av gammastrålningen inte kan identifieras med hjälp av detta kartmaterial. Utredningen gjorde därför i samarbete med flera kommuner försök att klarlägga vilka områden som kunde avge så mycket radon att halterna inomhus blev för höga. Något klart mönster i radonavgången var svårt att observera. Det visade sig att hus intill varandra, av samma typ och uppförda av samma byggnadsmaterial, dvs med till synes

identiska förutsättningar att ta in radon, kunde ha mycket stora skillnader i radondotterhalten inomhus.

Ytterligare en enkät sändes till kommunerna i september 1982 för att få aktuella uppgifter om spårningsarbetet och resultat av de åtgärder som vidtagits. Detta gjordes för att få ett begrepp om storleksordningen av problemen med markradon och var sådana problem konstaterats. I enkäten ombads kommunerna vidare att redovisa hittillsvarande kostnader för arbetet med radonfrågor. Svar på enkäten har inkommit från samtliga kommuner, vilket har varit av stort värde vid utredningens överväganden.

Antalet bostäder i Sverige uppgår enligt 1980 års folk- och bostadsräkning till ca 3,7 miljoner. Av dessa utgör ca 1,6 miljoner småhus och ca 2,1 miljoner lägenheter i flerbostadshus. Antalet bostäder, som mätts av kommunerna med avseende på radondotterhalt, var i oktober 1982 32 548, av vilka 25 510 småhus (1,57% av antalet småhus) och 6 470 lägenheter (0,3% av antalet lägenheter). Mätningarna har hittills främst inriktats på hus av skifferbaserad gasbetong eftersom dessa hus med några få undantag till en början bedömdes ha de högsta radondotterhalterna. Av de undersökta småhusen är således 86% uppförda av skifferbaserad gasbetong. För lägenheterna i flerbostadshus är motsvarande andel 97%.

En stor del av mätningarna har gjorts i Stockholms län, vilket är det befolkningstätaste länet. Där har 41% av samtliga mätningar utförts. Skaraborgs och Örebro län svarar tillsammans för 23%. I dessa län, som har mark med hög radonrisk, har några mätprogram finansierats genom utredningens forsknings- och utvecklingsarbete.

Resultaten av kommunernas mätningar framgår av tabell 8.1.

Av de sammanställningar, som utredningen låtit göra av enkätmaterialet i rapporten "Radondottermätningar i svenska bostäder" /74/, framgår att aktiviteten beträffande spårning av hus av alunskifferbaserad gasbetong

Tabell 8.1 Resultat från kommunernas mätningar av radon och radondotterhalter i bostäder (1979-07-01–1982-06-30)
(Årsmedelvärdena är beräknade enligt metodbeskrivningar fastställda av SP. Detta ger ett något högre årsmedelvärde än det mest sannolika årsmedelvärdet som använts i SSIs undersökning som redovisas i avsnitt 8.2)

Hustyp	Uppmätta radondotterhalter Bq/m³ (årsmedelvärden) Antal hus eller lägenheter (%)						Totalt antal
–	–70	70–199	200–399	400–799	800–1999	2000–	
Småhus av skifferbaserad gasbetong	3 399 (15,5)	8 607 (39,2)	7 154 (32,6)	2 389 (10,9)	384 (1,7)	32 (0,15)	21 965
övriga småhus	1 345 (37,9)	1 190 (33,6)	598 (16,9)	266 (7,5)	100 (2,8)	46 (1,3)	3 545
Lägenheter i flerbostadshus skifferbaserad gasbetong	2 517 (40,2)	2 832 (45,2)	790 (12,6)	114 (1,8)	11 (0,2)	–	6 264
övriga lägenheter	142 (68,9)	45 (21,8)	13 (6,3)	2 (1,0)	4 (1,9)	–	206

varierar kraftigt från län till län och kommun till kommun. Denna variation avspeglar delvis den geografiska fördelningen av svenska bostäder, men på kommunnivå avspeglar den huvudsakligen den lokala inställningen till radonproblemet, dvs hur spårningsarbetet efter s k radonhus prioriterats i olika kommuner.

I Stockholms län har man mätt ett större antal småhus som ej innehåller byggnadsmaterial av alunskifferbaserad gasbetong ("övriga" småhus) än i andra län, eftersom man i ett tidigt skede fann att höga radondotterhalter i flera hus av skifferbaserad gasbetong orsakades av radon från marken. Ett fåtal kommuner inom Stockholms län står för dessa mätningar. I de övriga delarna av landet har man kommit i gång senare med spårningsarbetet efter hus med markradon.

Enligt de mätresultat som redovisas i enkäten var årsmedelvärdet för radondotterhalten

- i de småhus som är byggda av alunskifferbaserad gasbetong högre än 400 Bq/m^3 i 12,8% av husen och högre än 200 Bq/m^3 i 43,1% av husen,
- i lägenheterna i flerfamiljshus av skifferbaserad gasbetong högre än 400 Bq/m^3 i 2,0% av lägenheterna och högre än 200 Bq/m^3 i 14,6% av lägenheterna,
- i de småhus som inte innehåller byggnadsmaterial av skifferbaserad gasbetong högre än 400 Bq/m^3 i 11,6% av husen och högre än 200 Bq/m^3 i 28,5% av husen,
- högre än 800 Bq/m^3 i 562 småhus (2,2%) och högre än 2 000 Bq/m^3 i 76 (0,3%) av småhusen, medan 11 av lägenheterna (0,2%) hade högre radondotterhalter än 800 Bq/m^3.

Ingen lägenhet hade högre radondotterhalt än 2 000 Bq/m^3. Högsta uppmätta radondotterhalter var 10 000-15 000 Bq/m^3 som förekom i några småhus.

För småhus som inte innehåller byggnadsmaterial av alunskifferbaserad gasbetong kan byggnadsmaterialet om detta huvudsakligen består av betong ge upphov till radondotterhalter av maximalt ca 100 Bq/m^3. Radondotterhalter som överstiger detta värde torde vara orsakade av radon från marken eller från hushållsvattnet. Radon från hushållsvattnet torde dock endast i undantagsfall ge upphov till höga radondotterhalter.

I kommunernas mätningar ingår 3 545 småhus som inte innehåller någon skifferbaserad gasbetong ("övriga" småhus). Mätningarna i dessa ger delvis en uppfattning om markradonproblemet i Sverige. Eftersom antalet undersökta "övriga" småhus varierar från några få hus i en del län till över 2 000 i Stockholms län är det inte meningsfullt att jämföra resultaten mellan enskilda län. Därför jämförs här resultaten från mätningarna i Stockholms län dels med mätningarna i kommuner med förekomster av alunskiffer och dels med mätningarna i kommuner som saknar alunskiffer.

Andelen i Stockholms län "övriga" småhus med högre radondotterhalter än 400 Bq/m^3 är 14,0%, i övriga län (förutom kommuner med alunskiffer) 7,0% och i kommunerna med alunskiffer 12,6%. Andelen "övriga" småhus med halter över 200 Bq/m^3 är Stockholms län 36,1%, i övriga län 19,1% och i kommunerna med alunskiffer 26,4%. Skillnaden i andelen spårade hus inom respektive haltgrupp för Stockholms län och övriga län torde bero på att man

i Stockholms län i större utsträckning än i övriga län riktat mätningar på markområden och hustyper med förmodade radonproblem. Även för kommuner med alunskiffer torde detta förhållande delvis vara relevant, men den högre markradonrisken i dessa kommuner bidrar sannolikt till att andelen spårade hus i dessa kommuner är större än i övriga län.

En något bättre uppfattning om markradonproblemens fördelning över Sverige erhålls från resultaten av mätningarna i småhus, som är byggda av alunskifferbaserad gasbetong, eftersom dessa småhus bör vara slumpvis fördelade i förhållande till markområden med eventuella radonproblem. Om radondotterhalten i dessa småhus överstiger 400 Bq/m^3 torde i flertalet hus finnas ett bidrag från marken.

Kommunernas mätningar visar att andelen småhus av alunskifferbaserad gasbetong med radondotterhalter över 400 Bq/m^3 för de olika länen är som lägst 3,4% och som högst 25,7%. Genomsnittligt för Sverige överstiger radondotterhalten 400 Bq/m^3 i 12,8% av de undersökta småhusen av skifferbaserad gasbetong. Orsaken till variationen beror dels på olika exposition för markradon i olika län och dels på att den alunskifferbaserade gasbetongen i husen genomsnittligt har lägre radiumhalt i en del län än i andra län, eftersom gasbetongen är inköpt från olika tillverkningsorter (lägst är radiumhalten i gasbetong från Öland och högst i gasbetong från Västergötland).

Andelen spårade småhus av alunskifferbaserad gasbetong med radondotterhalter över 400 Bq/m^3 är lägst i Malmöhus län (766 mätta småhus) och i Kristianstads län (290 mätta småhus), 4,4% respektive 3,4%. Detta torde bero på att de skånska husen i stor utsträckning byggts av Ölandsbetong men också på att markradonproblemen är små i dessa län, vilket också visas av att endast tre av de undersökta husen hade radondotterhalter över 800 Bq/m^3. Störst (25,7%) är andelen småhus av alunskifferbaserad gasbetong med radondotterhalter över 400 Bq/m^3 i Västernorrlands län (451 mätta hus). Orsaken är inte klarlagd men den torde inte bero på att marken är särskilt radioaktiv.

I Stockholms län är andelen småhus av skifferbaserad gasbetong med över 400 Bq/m^3 (9 258 mätta hus) i radondotterhalt 11,6%, vilket är nära riksgenomsnittet som är 12,8%. Detta resultat tyder inte på att markradonproblemet i Stockholms län skulle vara större än i de flesta andra län.

Andelen småhus av alunskifferbaserad gasbetong med radondotterhalt över 400 Bq/m^3 i kommuner med alunskiffer är 20,9%, vilket speglar den större risken för markradon i dessa län.

Tabell 8.2 Resultat från mätningar i hus byggda efter 1979-07-01
Antal hus med viss radondotterhalt (Bq/m^3)

–70		70–199		200–399		400–		Totalt	
a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
104	65	39	7	16	–	12	1	171	73

a = hus byggda utan beaktande av radon.
b = hus som byggts radonsäkert.

För att något undersöka radonsäkerheten för den byggnadsteknik som tillämpas sedan problemet med markradon blev känt år 1979 har vissa resultat av spårningsarbetet särredovisats. Totalt har radondotterhalten mätts i 244 hus som byggts efter år 1979.

Som framgår av tabell 8.2 bedömdes 73 hus behöva radonsäkert utförande. Av dessa uppvisar endast ett hus en radondotterhalt som överstiger 400 Bq/m^3.

Kommunernas kostnader för spårning och mätning av radon från och med den 1 juli 1979 till och med den 30 juni 1982 har enligt svaren på enkäten uppgått till ca 25 miljoner kronor. Av dessa kostnader utgör ca 11 miljoner kronor kostnader för egen personal, ca 4 miljoner kronor kostnader för konsultinsatser och ca 8 miljoner kronor kostnader för spårfilm, annan mätutrustning m m. Kommunerna har haft svårt att bedöma kostnaden för den egna personalens arbete, vilken sannolikt är för lågt beräknad.

Mätningarna med spårfilm har till ca 80% administrerats av statens provningsanstalt. Metod och resultat redovisas i rapporten "Radon i 5 600 bostäder" /45/. Härutöver har mätningar med film, TLD-instrument och filter utförts av ett flertal institutioner och företag. Flera kommuner har inköpt egen mätutrustning och utför nu flertalet mätningar i egen regi.

8.2 Kartläggning av radonhalter inomhus för bestämning av kollektivdos

För att bedöma behovet av åtgärder bl a för att hålla den samlade befolkningsdosen på en godtagbar nivå utfördes en separat, landsomfattande kartläggning av radonhalter i bostäder grundad på ett statistiskt urval och noggrant specificerade mätförhållanden. SSI fick utredningens uppdrag att utföra denna undersökning. Bearbetning av materialet pågår. En preliminär slutrapport 1982-10-07 har tillställts utredningen /75/.

För undersökningen har ett urval omfattande 752 fastigheter tagits fram. Fastigheterna har valts dels med tanke på ett representativt urval för rikets fastighetsbestånd, dels i avsikt att visa hur radonkoncentrationen varierar inom och mellan olika hustyper. Mätningarna har genomförts med hjälp av integrerande passiva radonmätare med TLD, två i varje bostad, placerade i vardagsrum och sovrum. Vidare har gammastrålningen mätts inomhus.

Av de i urvalet ingående 752 fastigheterna har 512 mätts. Medelvärden har kunnat beräknas för 500 fastigheter. Samtliga mätningar har avsett radon. För beräkning av radondotterhalt har använts en jämviktsfaktor, 0,5, mellan halten av radondöttrar och radon.

Undersökningen visar att den genomsnittliga radondotterhalten (landsmedelvärdet) för svenska småhus är ca 60 Bq/m^3 och för flerbostadshus ca 40 Bq/m^3. Medelvärdet för samtliga bostäder har uppskattats till 53 Bq/m^3. Denna uppskattning är ungefär dubbelt så hög som den radonutredningen gjorde år 1979 vilken var 25 Bq/m^3. Denna senare uppskattning baserades på det begränsade antal mätresultat som år 1979 fanns vid SSI /2/.

En bedömning av antalet bostäder som överstiger given radondotterhalt framgår av tabell 8.3.

Tabell 8.3 Uppskattat antal personer och bostäder i Sverige med halter överstigande givna värden.

Radondotterhalt Bq/m³	Antal personer	Antal bostäder	%
> 0	8 200 000	3 600 000	100
> 100	800 000	350 000	10
> 200	300 000	120 000	3
> 400	90 000	30–40 000	1

Tabell 8.4 Radondotterhalter i bostäder. Medelvärden för olika hustyper, ventilationssystem och byggnadsmaterial. I denna preliminära utvärdering har ingen uppdelning mellan skifferbaserad och sandbaserad gasbetong gjorts

Hustyp	Ventilationssystem	Byggnadsmaterial	Aritmetiskt medelvärde	Antal bostäder
Småhus	Självdrag	Trä	50	176
	”	Betong/tegel	44	49
	”	Gasbetong	129	54
	Fläkt	Trä	32	14
	”	Betong/tegel	31	12
	”	Gasbetong	33	4
Flerbostadshus	Självdrag	Betong/tegel	37	55
	”	Gasbetong	62	53
	Fläkt	Betong/tegel	31	51
	”	Gasbetong	38	32

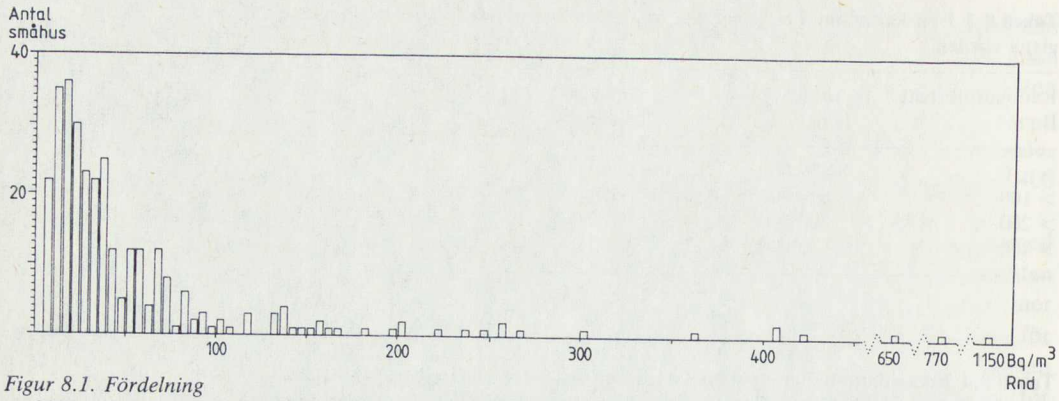
Instrumentets mätfel är litet i förhållande till andra felkällor. Preliminärt bedöms det totala felet i det uppskattade antalet bostäder i tabell 8.3 vara mindre än 20%. Det totala felet i medelvärdet 53 Bq/m³ bedöms vara mindre än 30% (dvs medelvärdet = 53 + 16 Bq/m³).

Medelvärden uppdelade på hustyp, ventilationssystem och byggnadsmaterial framgår av tabell 8.4.

Småhus byggda av gasbetong visar ett högre medelvärde än övriga småhus. Vid den preliminära utvärderingen har ingen uppdelning kunnat göras mellan hus byggda av skifferbaserad och sandbaserad gasbetong.

Fördelningen av hus i olika intervall för radondotterhalter framgår av figur 8.1 och 8.2 för småhus respektive lägenheter i flerbostadshus. Det framgår av figurerna att de flesta bostäderna har en radondotterhalt under 75 Bq/m³ i såväl småhus som flerbostadshus. Mycket få hus har extremt höga värden. Radondotterhalter över 400 Bq/m³ finns i ett fåtal flerbostadshus. I omkring 15% av småhusen av gasbetong med självdragsventilation erhölls mätvärden över 400 Bq/m³. I småhus finns också de högsta halterna.

Undersökningen har omfattat bostäder byggda till och med år 1975. I övriga forsknings- och utvecklingsprojekt har det tagits fram mätdata som tyder på att senare byggda hus bl a p g a ändrat byggnadssätt kan ha lägre



Figur 8.1. Fördelning av 309 småhus byggda före år 1976 med avseende på radondotterhalt

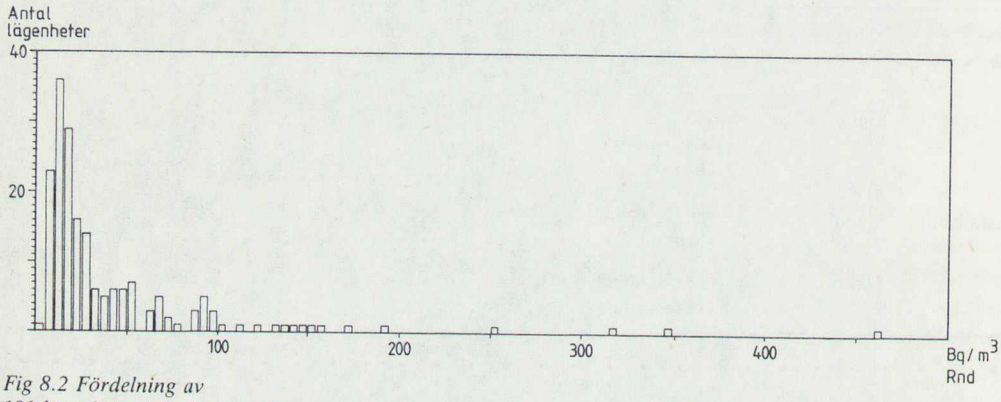


Fig 8.2 Fördelning av 191 lägenheter i flerbostadshus med avseende på radondotterhalt

radonhalter än de som ingick i denna undersökning, med lägre kollektivdos som följd. Utredningen beslutade därför sommaren 1982 att SSI skulle få medel för att komplettera sin undersökning till att omfatta ytterligare 100 hus byggda efter år 1977.

Denna kompletterande undersökning av småhus byggda åren 1978 – 1980 har genomförts under hösten 1982 /75/. Mätningarna har gjorts i kommuner som inte har kända problem med hög radonavgång från mark. Urvalet av hus har gjorts efter samma mönster som urvalet för den landsomfattande kartläggningen. Mätningar har utförts i 96 hus. Urvalet omfattade 121 hus varför bortfallet var omkring 20 procent. Någon analys av bortfallet har ännu inte hunnit göras. Inga hus byggda av skifferbaserad gasbetong har hittats bland de undersökta nybyggda bostäderna.

Medelvärdet för landet, med undantag för de kommuner som uteslutits p g a kända problem med markradon, har beräknats genom att vikta medelvärdena för de undersökta kommunerna med antalet småhus byggda mellan åren 1978 och 1980 i varje område. Det viktade landsmedelvärdet för dessa nyare småhus är 30 Bq/m^3.

En jämförelse med resultaten från den landsomfattande undersökningen

Tabell 8.5 Jämförelse mellan resultaten från den landsomfattande och den kompletterande undersökningen av radon i bostäder

	Radondotterhalt, Bq/m³	
	Samtliga hus inkl skifferbaserad gasbetong	Hus exkl gasbetong (tegel, trä, betong m. m.)
Landsmedelvärde t. o. m. 1975	60	
Alla flerbostadshus t. o. m. 1975	44	34
Alla småhus t. o. m. 1975	61	48
Småhus t. o. m. 1975 i kommuner med kända markproblem	110	
Småhus t. o. m. 1975 i kommuner utan kända markproblem	55	45
Småhus 1978–1980 i kommuner utan kända markproblem	–	30

har sammanställts i tabell 8.5. När urvalet för den kompletterande undersökningen gjordes sommaren 1982 hade 38 kommuner kända markproblem. Av dessa 38 kommuner ingick 15 i den landsomfattande undersökningen av hus byggda t o m år 1975.

Medelvärdena för de 15 kommunerna med kända markproblem och för de övriga kommunerna i undersökningen av hus byggda år 1975 och tidigare är ej beräknade på grundval av representativa urval för dessa kommuner. Av tabellen framgår att alla de medelvärden vari ingår skifferbaserade gasbetonghus är omkring 20% högre än motsvarande medelvärden utan gasbetonghus. Medelvärdet för de nybyggda småhusen är lägre än för småhusen byggda år 1975 och tidigare. En närmare analys av fördelningen behöver dock göras för att ytterligare slutsatser skall kunna dras med någon säkerhet.

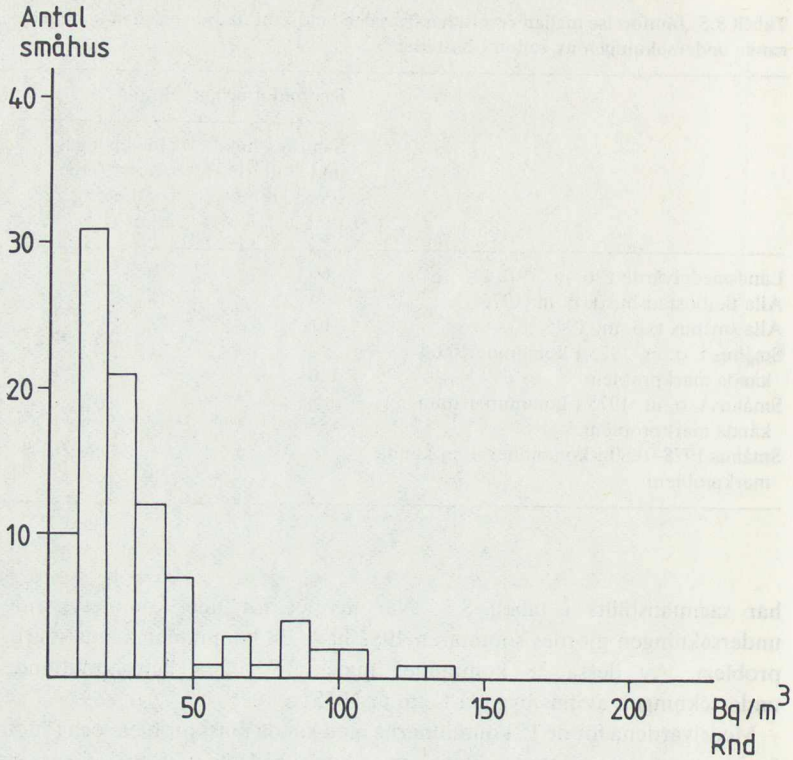
Fördelningen av radondotterhalterna i småhus byggda åren 1978 – 1980 framgår av figur 8.3. Resultaten visar att ca 10% av de nybyggda småhusen i undersökningen har radondotterhalter över 70 Bq/m³. Detta värde började gälla som gränsvärde enligt Svensk Byggnorm först från och med år 1980. Det högsta bostadsmedelvärdet i undersökningen var 140 Bq/m³.

Av figur 8.4 framgår fördelning av radondotterhalter för småhus byggda före år 1976 utan gasbetong och från kommuner utan kända markproblem.

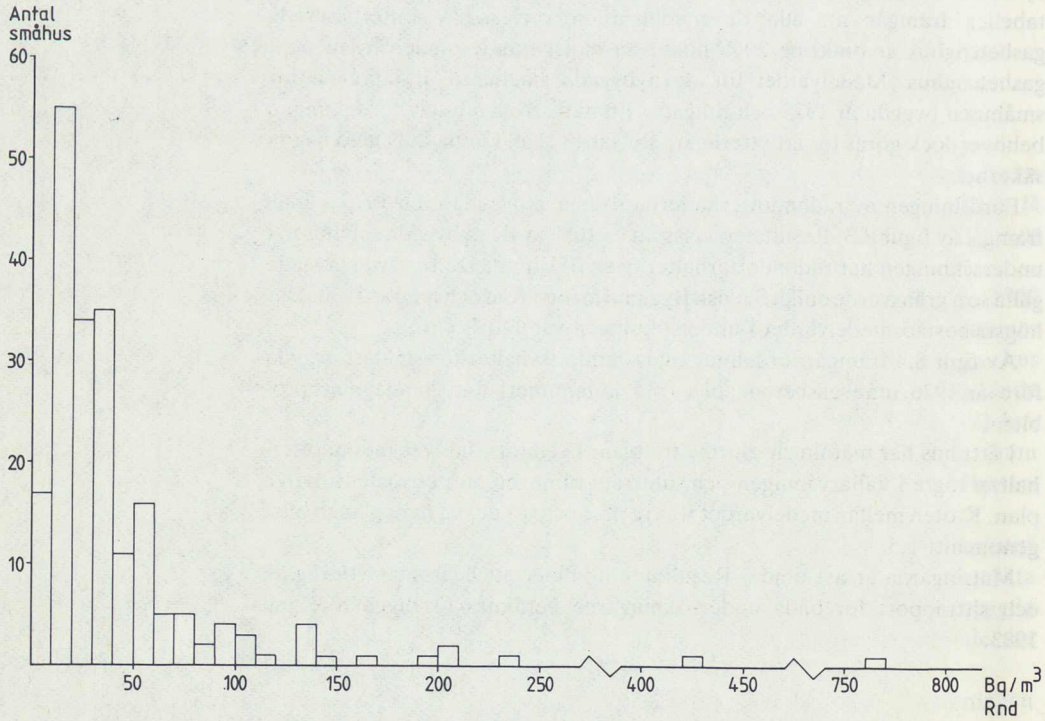
I åtta hus har mätningar gjorts i tre plan. I samtliga fall var radondotterhalten högre i källarvåningen och suterrängvåningen än i bostadens övriga plan. Kvoten mellan medelvärdet för tre plan och för de två övre planen blir i genomsnitt 1,5.

Mätningarna är avslutade. Resultaten kommer att bearbetas ytterligare och slutrapport för båda undersökningarna beräknas föreligga före juli 1983.

Figur 8.3 Fördelning av radondotterhalter i småhus byggda 1978 – 1980.



Figur 8.4 Fördelning av radondotterhalter i småhus byggda t o m 1975. Kommuner med kända markproblem undantagna. Hus byggda av gasbetong borttagna.



8.3 Internationella mätningar

I flera länder planeras eller pågår omfattande mätningar av halten av radon eller radondöttrar i bostäder. Undersökningarna har utförts på olika sätt och resultaten har givits i olika mått på medelvärdet. Dessa mått kan skilja avsevärt från varandra när fördelningskurvorna är sneda som för radonhalterna i bostäder, där de flesta bostäder har relativt låga halter men mycket höga halter kan förekomma. Vid jämförelse mellan resultaten från andra länder och Sverige måste därför samma mått på medelvärdet användas. En del mätningar har avsett radon. I denna redovisning har radonhalten omräknats till radondotterhalt. Jämviktsfaktorn (avsnitt 7) är inte densamma i alla länder. I vissa fall har jämviktsfaktorn givits i de refererade rapporterna och då har den givna faktorn använts vid beräkningen av radondotterhalten. I övriga fall har schablonvärdet 0,5 använts. I några länder har endast småhus undersökts, men mestadels ingår alla typer av bostäder.

Landsmedelvärdet för Danmark har uppskattats till 6 Bq/m^3 och för Norge till 28 Bq/m^3. Uppskattningarna grundar sig på relativt få mätningar. Dessa kan jämföras med det aritmetiska medelvärdet för Sverige som beräknats till 53 Bq/m^3. I Finland /107/ har omkring 1 100 småhus på olika typer av mark undersökts. Medelvärdet av dessa mätningar var omkring 50 Bq/m^3. Syftet med den finska undersökningen var att täcka hela landet och framför allt klargöra om bland annat s k urankritiska berggrundsområden också var kritiska områden ifråga om inomhusluftens radonhalt. Medelvärdet för mätningarna behöver därför inte vara ett representativt medelvärde för de finska bostäderna.

Medelvärdet för Storbritannien har angetts till 13 Bq/m^3 och det mest vanliga värdet i Kanada (typvärdet) till 17 Bq/m^3 enligt 1982 års rapport från UNSCEAR /104/. Värdet för Storbritannien är dock grundat på ett relativt litet antal mätningar. Mätningarna i Kanada utfördes i 14 städer i totalt 9 999 bostäder utvalda för att vara representativa för respektive stad /109/. Mätningarna gjordes i källare om sådan fanns. Som jämförelse har typvärdet för svenska bostäder beräknats till omkring 35 Bq/m^3 för småhus och 25 Bq/m^3 för lägenheter i flerbostadshus enligt SSIs undersökning. I Kanada har 64% av bostäderna radondotterhalter lägre än 22 Bq/m^3 och 95% lägre än 370 Bq/m^3. Det högsta uppmätta värdet var 860 Bq/m^3. Motsvarande värden för svenska bostäder är omkring 40% med radondotterhalter mindre än 22 Bq/m^3 och omkring 99% med mindre än 370 Bq/m^3 enligt SSIs undersökning. I de svenska värdena ingår dock inte mätningar från några källare.

I Västtyskland genomförs för närvarande en stor undersökning av 5 000 bostäder /110/. Hittills har 1 800 bostäder, både småhus och flerbostadshus undersökts. Medianvärdet är 11 Bq/m^3. Radondotterhalterna var lägre än 22 Bq/m^3 i 90% av bostäderna. Mätningar av radonhalten har gjorts och radondotterhalten har beräknats med jämviktsfaktorn 0,3 som har visat sig vara den mest vanliga i tyska bostäder. Som jämförelse har medianvärdet för svenska bostäder beräknats till 29 Bq/m^3 för småhus och 23 Bq/m^3 för lägenheter i flerbostadshus. I omkring 40% av de svenska bostäderna är radondotterhalterna lägre än 22 Bq/m^3.

I Schweiz har mätningar av radonhalten utförts i 123 bostäder /111/. Urvalet är inte avsett att vara representativt för Schweiz utan syftet har varit

att undersöka bostäder i områden där marken innehåller förhöjda uranhalter i jämförelse med andra områden. Mest vanligt förekommande värden var mellan 20 och 40 Bq/m^3 att jämföra med motsvarande svenska typvärden för småhus 35 Bq/m^3 och för flerbostadshus 25 Bq/m^3.

I några länder har vissa delar av landet eller vissa typer av hus undersökts. Radondotterhalten i lägenheter utan markkontakt i Sovjetunionen anges till 5 Bq/m^3 och i småhus och marklägenheter till 16 Bq/m^3. I New York i USA är radondotterhalterna ungefär 15 Bq/m^3 och i Salzburg i Österrike 12 Bq/m^3 enligt 1982 års rapport från UNSCEAR.

Det är således svårt att göra generella jämförelser mellan mätresultat från andra länder och Sverige. Några slutsatser kan dock dras. Medelvärdet för Sverige är högre än för nästan alla de övriga länderna för vilka mätresultat redovisats. I vissa fall, t ex för Västtyskland, kan detta anses vara en verklig skillnad. För några länder kan resultatet av utökade mätprogram komma att visa stora avvikelser från de här givna värdena. För några länder, t ex Finland, tyder resultaten på nivåer jämförbara med Sveriges.

8.4 Gammastrålning i bostäder

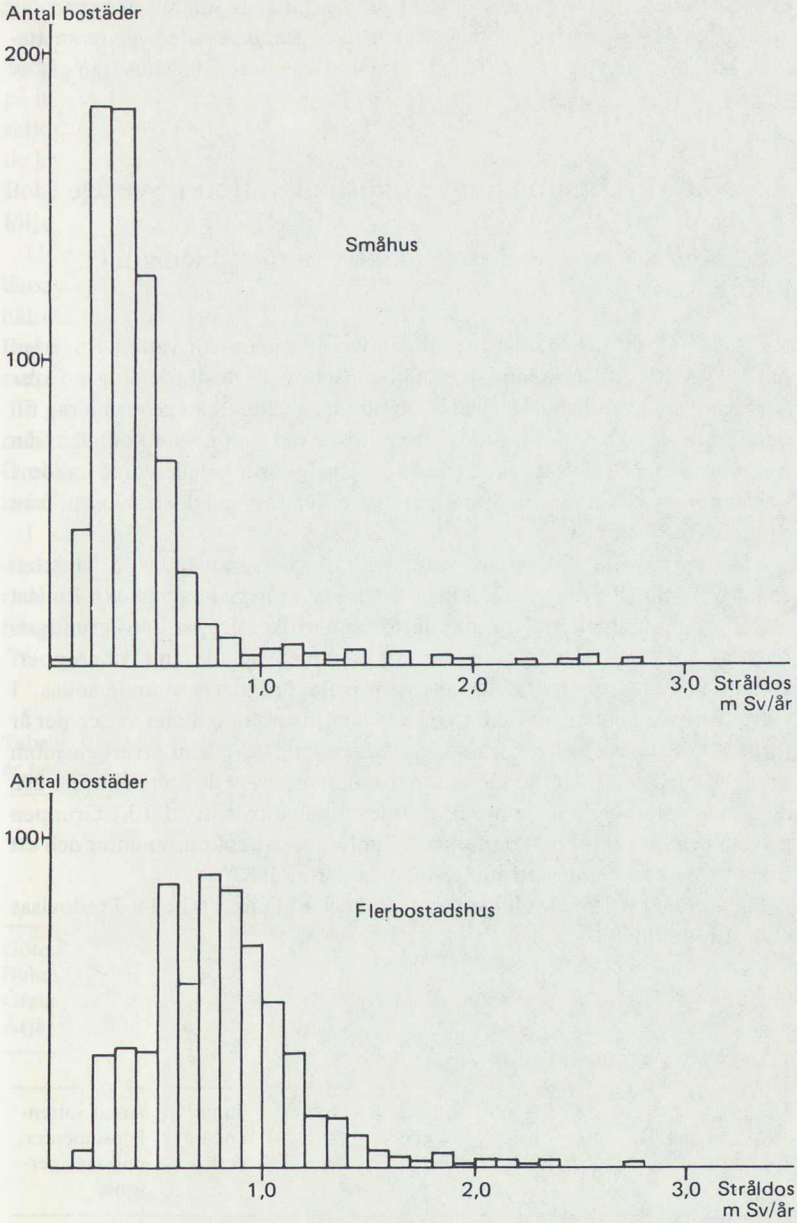
SSI har under åren 1975 – 1980 genomfört en landsomfattande undersökning av gammastrålning i bostäder. Urvalet är slumpmässigt och täcker alla typer av bostäder och byggnadsmaterial.

Undersökningsresultaten visar att medelvärdet för bostäder i landet är 0,65 mSv/år motsvarande 12 μR/h, baserat på mätningar i 1 298 bostäder (1 μR/h svarar ungefär mot 0,05 mSv/år). Stråldoserna i bostäder varierar mellan olika delar av landet. De lägsta värdena uppmättes på Gotland, 0,19 mSv/år, där husen ofta byggs av lågaktiv kalksten, och i Jämtlands län, 0,36 mSv/år, där de flesta husen är byggda av trä. De högsta medelvärdena fanns i mellersta Sverige, högst i Stockholms och Södermanlands län, 0,87 mSv/år. En stor del av bostäderna i mellersta Sverige är byggda av stenbaserade byggnadsmaterial och andelen hus byggda av skifferbaserad gasbetong är stor, vilket förklarar de höga medelvärdena.

Bostäderna i undersökningen har också grupperats efter byggnadsmaterial i tabell 8.6. Det visar sig att bostäder byggda av trä har det lägsta och bostäder byggda av gasbetong har det högsta medelvärdet. Vid andra undersökningar

Tabell 8.6 Gammastrålningsnivåer, bostadsmedelvärden, för hus fördelade på det dominerande byggnadsmaterialet

Dominerande byggnadsmaterial	Antal bostäder	Medel-värde mSv/år	Lägsta värde mSv/år	–	högsta värde mSv/år
Trä	380	0,34	0,09	–	1,24
Tegel	323	0,51	0,18	–	1,67
Betong	407	0,73	0,19	–	1,71
Gasbetong	172	1,06	0,17	–	2,77



Figur 8.5 Fördelning av gammastrålnivåer, bostadsmedelvärden för småhus och flerbostadshus.

utförda av SSI av olika grupper av hus har högre gammastrålning, 4,10 mSv/år, erhållits för skifferbaserade gasbetonghus än som framkom vid den landsomfattande undersökningen. De här redovisade bostadsmedelvärdena har beräknats av mätvärden mitt i rummen. Det högsta värdet som erhållits vid mätning omkring 10 centimeter från en gasbetongvägg är 5,3 mSv/år.

De undersökta bostäderna har delats upp i småhus och flerbostadshus. Landsmedelvärdet för småhus är 0,43 mSv/år och för flerbostadshus 0,80

mSv/år. Skillnaden beror huvudsakligen på att många småhus är byggda av trä medan flerbostadshus i allmänhet byggts av stenbaserade byggnadsmaterial. Fördelningen av mätvärdena för småhus och flerbostadshus framgår av figur 8.5.

8.5 Naturlig radioaktivitet i hushållsvatten i Sverige

8.5.1 Kartläggning för bestämning av vattnets bidrag till kollektivdosen

Kartläggning av den naturliga radioaktiviteten i hushållsvatten i Sverige pågår i syfte att bestämma kollektivdosen och dosfördelningen över befolkningen från denna strålkälla. Radon från vatten kan ge ett bidrag till den totala radonhalten i bostadsluften utöver det radon som kommer från byggnadsmaterial och mark. Stråldosen i mag-tarm-kanalen från radon i konsumerat vatten är av liten betydelse jämfört med stråldosen från radondöttrar i luft.

I Sverige finns 1 885 allmänna vattenverk. Av dessa använder 421 ytvatten som har mycket låg radonhalt utan betydelse ur strålskyddssynpunkt. Endast vatten från grundvattentäkter har därför undersökts. Dessa 1 464 grundvattenverk, som försörjer 3,4 miljoner konsumenter, delades in i två grupper. Därtill kommer en tredje grupp av privata brunnar att undersökas. I vattenverk med en årsproduktion över 0,2 miljoner kubikmeter vatten per år (grupp 1) togs två prover från varje vattenverk /62/. Vattenverken inom grupp 1 försörjer 2,9 miljoner vattenkonsumenter. Av de återstående 1 292 allmänna vattenverken (grupp 2) gjordes ett slumpvis urval /63/. Gruppen privata brunnar (grupp 3) omfattar 1,2 miljoner vattenkonsumenter och ett urval av dessa kommer att undersökas under år 1983.

I alla prover bestämdes halten av radon och radium. I tabell 8.7 redovisas endast radonhalter.

Tabell 8.7 Radonhalter i hushållsvatten

Grupp nr	Typ av vattentäkt	Medelvärde Bq/l	Lägsta värde Bq/l	Högsta värde Bq/l	Antal unders verk	Antal vattenkonsumenter, miljoner personer
0	Ytvatten	Mindre än 2				3,7
1[a]	Grundvatten	18,6[c]	2	150	172	2,9
2[b]	Grundvatten	42,4[d]	2	1008	187	0,5
3	Privata brunnar	–[e]	(2)	(11500)	(150)	1,2

[a] Årsproduktion mer än 200 000 m^3 per vattenverk.
[b] Årsproduktion mindre än 200 000 m^3 per vattenverk.
[c] Medelvärdet viktat för folkmängden.
[d] Preliminära resultat. Medelvärdet kommer senare att viktas för folkmängden.
[e] Hittills av SSI utförda mätningar på enstaka brunnar, ej representativt urval.

8.5.2 Övriga mätningar av radon i grundvatten

Sedan problemet med radon i bostäder började uppmärksammas år 1979 har på initiativ av flera kommuners hälsovårdsnämnder och av länsläkarorganisationen radonhalten undersökts i ett stort antal privata brunnar. Omfattande kontroller av radonhalten i brunnsvatten har utförts i bl a Göteborgs och Bohus län, Örebro län och Årjängs kommun för vilka resultaten redovisas i följande tabell:

Undersökningarna i Bohuslän har utförts av naturvårdsenheten vid länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län i samarbete med kommunernas hälsovårdskontor, /54/. Samtliga brunnar som har högre radonhalt än 1 000 Bq/l är borrade i granit. De brunnar som är borrade i gnejs har lägre radonhalt än 500 Bq/l.

I Årjäng ligger de undersökta brunnarna i ett område med relativt radioaktiva graniter och pegmatiter. Bland de undersökta brunnarna i Örebro län ingår flera från alunskifferområdet vid Kvarntorp i Kumla kommun. I ingen av dessa brunnar var radonhalten högre än 100 Bq/l.

I samband med den kartering som utföres av Sveriges geologiska undersökning (SGU) för de hydrogeologiska länskartorna görs mätningen av radonhalten i vattentäkter. Av de brunnar som ingår i SGUs grundvattennät fungerar 42 som referenser för halterna av radioaktiva ämnen i grundvatten /76/.

Tabell 8.8 Radonhalter i hushållsvatten från privata brunnar. De flesta av brunnarna är borrade i berg

	Antal unders brunnar	Antal brunnar fördelade efter radonhalt Bq/l						
		-200	200-500	500-1000	1000-2000	2000-4000	4000-	Max
Göteborgs o Bohus län	375	97	97	80	66	25	10	ca 8000
Örebro län	52	41	5	1	3	2		ca 3400
Årjäng	122	24	16	16	21	26	18	ca 28000

9 Planläggning och byggande med hänsyn till markradon

För att undvika att höga radonhalter uppkommer i nya hus måste vid planering av nybebyggelse hänsyn tas till markens förmåga att avge radon. Hustypen, framför allt grundkonstruktionens utformning, måste också beaktas.

9.1 Behov av markundersökningar

Planverket har med hänsyn till risken för radon från marken i sin rapport nr 59 1982 /70/ rekommenderat att varje kommun genom markundersökningar bör skaffa sig en översikt beträffande markradonförhållandena inom kommunen. I första hand bör förhållandena inom större områden med tätare bebyggelse och planerade bebyggelseområden klarläggas. En sådan översikt är av värde för prioritering av insatser vid såväl uppspårning av befintliga hus med hög radondotterhalt som vid planläggning och nybyggande. Områdena bör enligt rekommendationen indelas i hög-, normal- och lågriskområden.

Först när byggnadernas läge fastställts bör noggrannare undersökning av markradonförhållandena genomföras. Detta blir vanligen aktuellt vid byggnadslovsprövning och ibland vid detaljplanläggning. Vid sådana noggrannare undersökningar klassas marken kring och under byggnaden som hög-, normal- eller lågradonmark. Vid byggnader på hög- och normalradonmark ställs krav på så kallat "radonsäkert" respektive "radonskyddande" utförande, se avsnitt 10.5.

Kunskap om mark med särskilda radonproblem bör införskaffas av dem som planerar för byggande. Exempel på vilken information denna kunskap bör bygga på ges i avsnitt 9.2 samt i planverkets rapport.

9.2 Översiktlig klassificering av större markområden i planläggningsskedet

De översikter över kommunernas markförhållanden, som planverket rekommenderar, bör tas fram efter samråd med geologisk sakkunskap och baseras på tillgängligt bedömningsunderlag t ex

- SGUs GEO-strålningskartor i skala 1:50 000
- jordarts- och berggrundsgeologiska kartor

- övriga kunskaper som geologer m fl har om marken inom kommunen
- uppmätta radondotterhalter i befintliga hus
- utförda markradonundersökningar för planer och byggnader.

Planverket föreslår i sin rapport följande indelning av områden med hänsyn till risken för radonavgång från marken:
- Högriskområden
- Normalriskområden
- Lågriskområden

Radonrisken vid byggande på vissa berg- och jordarter är bristfälligt känd. Indelningen i olika risk-områden blir därför grov och någon exakt gränsdragning kan inte göras. Klassificeringen grundar sig på nuvarande kunskaper och erfarenheter om radonrisker vid olika marktyper, radonhalter i jordluften och uran(radium-)halter i berg- eller jordarterna. I det följande angivna haltgränser är att betrakta som riktvärden.

För att ange halten (aktiviteten) av radium eller uran i marken används här enheten Bq/kg. 12,3 Bq/kg är detsamma som en uranhalt av ett gram per ton.

Med *högriskområden* avses markområden inom vilket en stor andel av marken bedöms medföra stor radonrisk. Inom området kan även finnas mark med normal eller låg radonrisk, men dessa områden kan inte närmare anges.

Till högriskområde hänförs bl a markområden med stor andel av mark med förhöjd radium-(uran-)halt, ca 125 Bq/kg, dvs mark vars berggrund eller jordlager innehåller alunskiffer, uranrika graniter, uranrika pegmatiter eller uranmineraliseringar.

Med *normalriskområden* avses markområden med i huvudsak normal radonrisk. Inom området kan således även finnas mark med hög eller låg radonrisk, men dessa områden kan inte närmare anges.

Till normalriskområde hänförs bl a markområde som huvudsakligen består av mark vars berggrund eller jordlager innehåller bergarter eller bergartsfragment med normal radium-(uran-)halt, ca 35-125 Bq/kg, t ex graniter med normalt uraninnehåll, sura gnejser och sura vulkaniter.

Med *lågriskområden* avses markområden med i huvudsak låg risk för markradon. Inom området kan punktvis finnas mark med hög radonrisk och något mera frekvent normal radonrisk, men dessa områden kan inte närmare anges.

Till lågriskområden hänförs bl a markområden som huvudsakligen består bl a av mark vars berggrund eller jordlager består av bergarter eller jordarter med mycket låg radium-(uran-)halt.

9.3 Klassificering av mark inför byggande av enskilda hus eller grupper av hus

Planverket föreslår att mark under och kring en byggnad eller en grupp av byggnader med hänsyn till risken för radonavgång indelas enligt följande:
- Högradonmark

- Normalradonmark
- Lågradonmark

Med *högradonmark* avses mark i vilken radonhalten i jordluften är så hög eller radonavgången från marken (berggrunden) är så hög, att husen måste byggas med radonsäkert utförande.

Till högradonmark hänförs bl a mark med högre radonhalt i jordluften än ca 50 000 Bq/m^3, (för lera eller lerig-moig morän mer än ca 100 000 Bq/m^3 i jordluften).

Med *normalradonmark* avses mark med normal radonhalt i jordluften. Husen bör utföras radonskyddande.

Till normalradonmark hänförs bl a mark med en radonhalt i jordluften av ca 5 000-50 000 Bq/m^3 (lera uppåt 100 000 Bq/m^3) och lager av sprängsten och fyllning som är tjockare än ca 1 m.

På *lågradonmark* kan husen byggas utan särskild hänsyn till radon.

Till lågradonmark hänförs mark med lägre radonhalt i jordluften än ca 10 000 Bq/m^3.

9.4 Byggnadssättets betydelse för transport av radon från marken

Transport av radon från marken in i en byggnad sker huvudsakligen med jordluft, som läcker in genom hål och sprickor i källargolv, källarväggar eller bottenplattor. Radonet transporteras även med diffusion. Det radonflöde, som kan ske med diffusion genom en bottenplatta av betong, är dock mycket litet och torde vanligen inte kunna vara orsak till förhöjda radonhalter inomhus annat än i de fall radonhalten i luften i det kapillärbrytande skiktet under plattan är mycket hög (mer än 200 000 Bq/m^3).

Undertrycket i huset är orsaken till att jordluft sugs in. Undersökningar har visat att jordluft kan komma in genom inspektionsluckor, hål kring rör och el- och telekablar samt genom sprickor i bottenplattor och källarväggar. Ibland finns också stora öppna hål i källargolven, och det förekommer även hus där delar av källaren saknar golv av betong.

Hustypen och grundläggningen har också betydelse. Generellt föreligger större radonrisk ju större markkontakten är. Suterränghus och källarhus är därför de mest utsatta. Mätningar visar dock att alla typer av hus kan ha höga radondotterhalter. Enligt vad SSIs landsomfattande undersökning anger är radondotterhalter i ca 90% av alla småhus lägre än 100 Bq/m^3.

I ett av utredningen igångsatt forskningsprojekt /67/ har 236 enbostadshus på särskilt radioaktiv mark undersökts. Därvid framkom att småhusen kunde graderas med hänsyn till inläckage av markradon . Siffran 1 nedan innebär största och 5 minsta risk för läckande markradon.

1 *Källarhus* där de bärande källarväggarna eller grundmurarna är grundlagda på längsgående betongsulor och källargolven gjutits först efter väggarnas uppförande. Anledningen till problem är att betongen under bindningstiden krymper varvid springor uppstår mellan golv och källarväggar.
2 *Suterränghus* med kantförstyvad betongplatta som gjutits i ett stycke.
3 *Källarhus* med kantförstyvad betongplatta som gjutits i ett stycke.

4 *Källarlöst* hus grundlagt på kantförstyvad betongplatta i marknivå. ("Platta på mark").

5 Källarlöst hus *med krypgrund.*

Om radonhalten i jordluften är känd går det att beräkna hur mycket jordluft som får komma in i ett hus för att inte radonhalten i huset skall överstiga ett givet värde.

Formeln för beräkning av radonhalt inomhus vid ett visst inläckage av jordluft ges i ordförklaringarna.

Av den beräkningsmodell som redovisas i BFRs rapport /67/ framgår att det kan vara svårt att vid normal grundläggning klara normala radonhalter i jordluften utan att inomhusluften uppvisar förhöjda värden.

För att radondotterhalten inte skall överstiga 100 Bq/m^3 i ett hus med en volym av 500 m^3 och med en luftomsättning på 0,5 omsättningar per timme, får den mängd jordluft som läcker in i huset inte överstiga följande värden vid respektive radonhalt i jordluften.

Läckage	Radonhalt i jordluft
0,1 m^3/h	500 000 Bq/m^3
0,5 "	100 000 "
1,0 "	50 000 "
5,0 "	10 000 "

Om radondotterhalten inte skall överstiga 400 Bq/m^3 är motsvarande värden

Läckage	Radonhalt i jordluft
0,4 m^3/m	500 000 Bq/m^3
1,0 "	200 000 "
2,0 "	100 000 "
4,0 "	50 000 "
20,0 "	10 000 "

Om radonhalten i jordluften är 25 000 Bq/m^3 får i ett hus med en luftomsättning om 0,5 oms/h mängden inläckande jordluft vara högst 0,4% av luftvolymen i huset för att radondotterhalten inte skall överstiga 100 Bq/m^3. Är luftomsättningen i huset 0,2 oms/h är motsvarande värde 0,16%.

10 Ventilations- och byggnadstekniska åtgärder

10.1 Allmänt

Det är framför allt för att sänka radondotterhalten inomhus som man vidtar förbättringsåtgärder i befintliga hus och extra skyddsåtgärder vid nybyggande. Åtgärder för att sänka gammastrålnivån kan i några fall vara aktuella. Dessa redovisas i avsnitt 10.7.

Den önskade effekten av förbättringsåtgärder i befintliga byggnader är att minska radondotterhalten från värden på upp till flera tusen Bq/m^3 ned till en så låg nivå som det är praktiskt och ekonomiskt möjligt att uppnå, dock lägre än till 400 Bq/m^3 som är nuvarande gräns enligt Svensk byggnorm. Kostnaderna härför kan variera avsevärt från en obetydlig kostnad för en enkel justering av ventilationssystemet till i vissa fall över 100 000 kronor t ex för tätning av grundkonstruktionen.

Extraåtgärderna vid nybyggnad är främst skydd mot radoninträngning från marken. Med ett effektivt sådant skydd bör radondotterhalterna i nya hus normalt kunna komma att ligga mellan 10 och 50 Bq/m^3. Extrakostnaderna för erforderliga byggnadstekniska åtgärder får anses förhållandevis låga (se kap 11). Problemet vid nybyggnad är främst att skaffa uppgifter om risken för en hög radonavgång från marken, vilket kan medföra vissa extra kostnader.

Som framgår av kapitel 9 föreslås att marken med hänsyn till radonavgivning klassas i hög-, normal- och lågradonmark. Planverket har i sin rapport nr 59:1982 /70/ rekommenderat att även de byggnadstekniska skyddsåtgärderna klassindelas i radonsäkert utförande, som erfordras vid högradonmark, och radonskyddande utförande, som rekommenderas vid normalradonmark. Vid byggande på lågradonmark erfordras inga särskilda skyddsåtgärder utöver normal tätning av bottenplatta och källarväggar.

Skyddsåtgärderna mot radon är i princip följande:

- tillräcklig luftomsättning (radon från byggnadsmaterial),
- ventilation med lågt undertryck hos inomhusluften (markradon),
- täta grundkonstruktioner för byggnader (markradon),
- bortsugning av radongas innan den tränger in i huset (markradon),
- anordnande av radontätning (byggnadsmaterial och markradon),
- utbyte eller avlägsnande av starkt radioaktiva material (byggnads- och fyllnadsmaterial) samt
- ett så litet utnyttjande som möjligt av rum med hög radondotterhalt för långvarig vistelse.

Nya kunskaper och erfarenheter beträffande skyddsåtgärder mot radon har kommit fram sedan utredningen påbörjade sitt arbete men mycket återstår att utreda, bl a är osäkerheterna om effekter och kostnader i många fall stora. Ett problem är att skyddseffekterna i många fall är svåra att förutse. Detta gäller bl a vid skydd mot markradon på grund av de osäkerheter som råder vid bedömningen av radonavgången från marken, svårigheterna att spåra läckvägar för radonet och problem med att välja effektiva, praktiskt och ekonomiskt rimliga skyddsåtgärder. Osäkerheterna medför att det ofta inte kan garanteras att föreslagna åtgärder leder till att gränsvärdena underskrids. Ibland måste kompletterande skyddsåtgärder vidtagas etappvis.

Ett annat problem är att berörda lokala myndigheter samt geotekniker, projektörer, byggare, installatörer och förvaltare ännu inte kunnat skaffa sig tillräckliga kunskaper om den speciella byggnadsteknik som måste användas.

Utredningen, ansvariga myndigheter och Svenska kommunförbundet har löpande informerat, presenterat metoder och givit vägledning i dessa frågor.

Vid val av skyddsåtgärd bör såväl investeringskostnader som årliga driftkostnader beaktas. Åtgärder som ger höga investeringskostnader, men som inte kräver drifts- eller underhållsåtgärder, kan ge låga årskostnader. En ökad luftväxling höjer energiförbrukningen om inte någon typ av värmeåtervinningsaggregat installeras.

Beständighets-, drifts- och underhållsfrågor måste också beaktas. Fläktaggregat bör installeras lättåtkomligt för underhåll. Tätskikt kan åldras och släppa i fogar. Grundkonstruktioner kan krympa och få sättningsskador. I dessa och andra liknande fall måste hänsyn tas till risken för att effekterna av skyddsåtgärderna kan minska med tiden. Beständigheten bör särskilt beaktas för sådana produkter och konstruktioner som är svåråtkomliga för besiktning och underhåll, t ex de som byggts in i väggar, bjälklag och grundkonstruktioner.

Effekten av skyddsåtgärder kan i vissa fall påverkas av fastighetsägaren eller den boende. Detta kan exempelvis gälla ventilationssystem, system för bortluftning av markradon samt ytskikt på väggar. I första hand bör väljas sådana skyddsåtgärder som inte är beroende av skötsel och som kan fungera helt passivt. Ofta är man dock hänvisad till fläktinstallation med dess krav på skötsel.

Vid nybygge bör den framtida ägaren få information om vidtagna åtgärder och behovet av besiktning, driftåtgärder, underhåll och utbyte. Sådan information bör redovisas i en skriftlig instruktion.

10.2 Information om skyddsåtgärder mot radon

Information om skyddsåtgärder har lämnats sedan år 1979 och successivt förbättrats i takt med att kunskaperna och de praktiska erfarenheterna utvecklats. Översiktlig information har t ex lämnats i broschyren "Om strålningen i befintliga byggnader" utgiven av planverket, SSI och socialstyrelsen i februari 1979 /5/, radonutredningens promemoria i maj 1979 /8/,

utredningens lägesrapport i oktober 1981 /46/, samt i artiklar, bl a i tidskriften "Plan och bygg – aktuellt från statens planverk".

Praktisk vägledning m m har tidigare redovisats i planverkets rapport nr 54:1981 "Strålning i byggnader" /37/ som utarbetats av planverket, socialstyrelsen och SSI. Planverket har nyligen utkommit med rapporten nr 59:1982 /70/ "Radon-planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder" som utgör komplement till rapport nr 54.

En mer fullständig redovisning av de byggnads- och ventilationstekniska lösningar som förväntas vara effektiva för att sänka radondotterhalten i befintliga bostäder, alternativt förebygga en för hög radondotterhalt i nyproducerade byggnader, finns i BFRs rapport "Radon i bostäder. Byggnadstekniska åtgärder vid ny- och ombyggnad" /55/ och i BFRs rapport "Byggnadstekniska åtgärder för att minska radonhalten i inomhusluft" /47/, i statens provningsanstalts rapport "Radonhus – Exempel på åtgärder" /67/ samt "Markradon i småhus" från statens institutet för byggnadsforskning /69/.

Flera kommuner med svåra radonproblem prövar de i rapporterna redovisade förslagen till lösningar liksom egna tekniska lösningar. Planering av åtgärderna och utvärdering av resultaten tar lång tid. De åtgärder som visat sig ha god effekt kommer successivt att redovisas av planverket samt i kommande forskningsrapporter.

I det följande lämnas en översiktlig information beträffande exempel på praktiskt tillämpbara skyddsåtgärder mot radon och gammastrålning.

Åtgärderna gäller främst bostäder. De föreslagna åtgärderna kan i princip också tillämpas inom andra områden som ålderdomshem, barnstugor, skolor, kontor, sjukhus, hotell etc varvid behovet av åtgärder bedöms efter aktuella förhållanden.

10.3 Allmänt om flerbostadshus

Skyddsåtgärderna mot radon i flerbostadshus är i princip desamma som för småhus.

Som tidigare nämnts har det konstaterats att höga radondotterhalter sällan förekommer i flerbostadshusen och att de halter som uppmätts ovanför bottenvåningen främst förorsakas av radioaktivt byggnadsmaterial. Orsaken till att flerbostadshus oftast har låga radondotterhalter torde vara att dessa ofta har en väl fungerande ventilation och att skifferbaserad gasbetong av byggnadstekniska skäl inte ingår i lika stor omfattning i stommen som i småhus. Vidare är markkontaktytan liten i förhållande till byggnadens totala luftvolym och som regel finns ventilerad källare, mer eller mindre avskild från bostadsutrymmena. I flerbostadshus på mark med hög radonavgång och med bebott bottenplan finns det dock anledning att uppmärksamma risken för inträngning av markradon.

10.4 Skyddsåtgärder mot radon från byggnadsmaterial

Byggnadsmaterial med hög radioaktivitet och hög radonavgång, främst alunskifferbaserad gasbetong förekommer endast i befintliga hus.

Om radonet enbart kommer från byggnadsmaterialet är radontillförseln konstant. En hög radondotterhalt inomhus kan då sänkas bl a genom en ökad luftväxling. Sålunda minskar radondotterhalten ungefär till hälften, när luftväxlingen fördubblas.

Av Svensk Byggnorm 1980 kap 36 och 39 framgår att de hygieniska kraven på en minsta luftomsättning, bl a kravet på en högsta tillåten radondotterhalt, i första hand skall uppfyllas vilket i princip innebär att luften skall bytas på två timmar, 0,5 oms/h. Energihushållningskraven innebär att energiförbrukningen skall hållas så låg som möjligt. En besparing utöver utöver att begränsa luftomsättningen till 0,5 oms/h bör dock ske med hjälp av t ex värmeväxlare eller värmepump och ej enbart genom extrem tätning av huset.

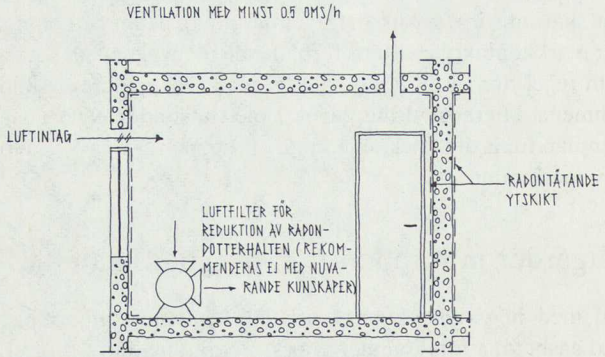
Med den i byggnormen föreskrivna luftväxlingen 0,5 oms/h i bostadshus med mekanisk ventilation torde radondotterhalten endast i undantagsfall bli högre än 200-400 Bq/m^3 även i hus av enbart skifferbaserad gasbetong.

I energibesparande syfte har många hus tätats i alltför stor omfattning utan att tilluftsdon satts in. Luftväxlingen kan då bli väsentligt lägre än 0,5 oms/h och radondotterhalten hög. Radondotterhalter enbart orsakade av radioaktivt byggnadsmaterial synes dock aldrig överstiga 600-800 Bq/m^3 även i de fall luftomsättningen är låg.

En av orsakerna till rådande brister i ventilationen, såsom alltför långtgående tätningsåtgärder samt nedvarvning av fläktar, kan vara att centrala och lokala myndigheter samt massmedia i sin information om energisparande hittills givit ett alltför litet utrymme åt de negativa effekter som kan uppstå i samband med åtgärder för energisparande.

Informationen om ventilationens betydelse ur hygienisk synpunkt bör ges en hög prioritet. En broschyr med detta syfte "Ventilation, energisparande och radon i bostäder" /35/ gavs år 1981 ut av radonutredningen i samarbete med Svenska kommunförbundet. I denna lämnas information om ventilationens betydelse ur hygieniskt och byggnadstekniskt avseende samt ges förslag till enkla åtgärder.

Åtgärderna för att öka luftväxlingen kan vara enkla. Exempelvis kan tilluftmängden ökas genom att det befintliga ventilationssystement justeras, att särskilda tilluftsventiler sätts in eller att vissa tätningslister i fönstren tas bort. I vissa fall kan en högre luftväxling erfordras än vad som kan



Figur 10.1 Exempel på åtgärder för att minska radondotterhalten om radonet endast kommer från byggnadsmaterialet.

åstadkommas med enkla medel, varvid från- och tilluftsventilation är lämpligast från hygiensk synpunkt. Av energihushållningsskäl bör då även värmeåtervinningsaggregat installeras.

Åtgärder för att förbättra ventilationen, radontätande ytskikt på väggar och utbyte av radonavgivande byggnadsmaterial, redovisas i avsnitt 10.8.1, 10.8.4 och 10.8.5.

I figur 10.1 redovisas översiktligt de åtgärder som kan vidtagas som skydd mot radon från byggnadsmaterial.

10.5 Skyddsåtgärder mot markradon

Skyddsåtgärder mot markradon med utgångspunkt från de vanliga grundläggningssätten är i princip desamma vid nybyggnad som vid förbättring av befintlig byggnad. Detaljutförandet och kostnaderna kan dock skilja avsevärt.

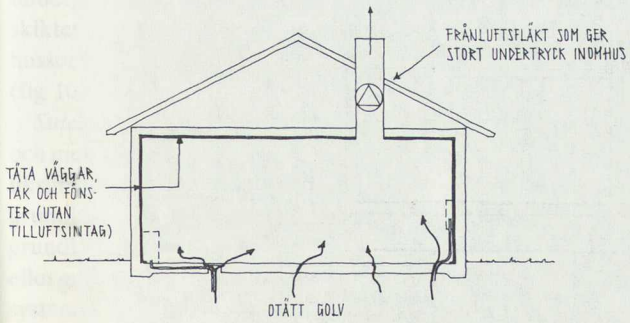
Som nämnts kan radondotterhalten bli hög inomhus även vid normal radonavgång från marken. Orsakerna kan då vara mycket otäta grundkonstruktioner samt stort undertryck inomhus (fig 10.2). Härvid tränger stora mängder jordluft in i huset och radonhalten i jordluften behöver då inte vara särskilt hög för att radondotterhalten inomhus skall bli hög.

Huvudprincipen för skydd mot markradon är att tilluften skall utgöras av uteluft intagen via väl dimensionerade tilluftsintag och inte av radonhaltig jordluft intagen genom sprickor och hål i grundkonstruktionen. Därför bör mot mark gränsande konstruktioner alltid göras täta – speciellt rörgenomföringar och rensluckor bör beaktas – och ventilationen anordnas så att en god luftväxling med så litet undertryck som möjligt erhålls inomhus.

Vid nybyggnad bör otätheter i grundkonstruktioner särskilt beaktas då dessa är besvärliga att åtgärda i efterhand.

De byggnadstekniska skyddsåtgärderna har med avseende på risken för radonavgång indelats i "radonsäkert" respektive "radonskyddande" utförande. Det förra tillämpas när radonavgången från marken är hög, högradonmark.

I det följande redovisas åtgärder som förväntas ge ett "radonsäkert" respektive "radonskyddande" utförande till skydd mot markradon.



Figur 10.2 Exempel på åtgärder som kan öka radondotterhalten inomhus trots relativt låg radonhalt i marken.

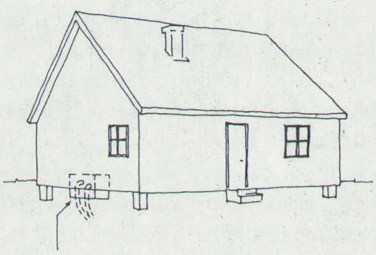
Radonsäkert utförande

Hus med *plintgrundläggning* (fig 10.3) har en försumbar markkontakt och luftväxlingen under huset är som regel kraftig, varför en sådan grundläggning är "radonsäker". Man bör dock beakta risken för insugning av jordluft via t ex samlingstrumma för VA-, el- och teleledningar.

Hus med *krypgrundläggning* (fig 10.4) kan göras "radonsäkra" genom någon kombination av tätskikt på mark, tätt bottenbjälklag och god ventilation av kryputrymmet eventuellt med frånluft från bostaden, s k varmgrund /50/. Krypgrundläggning har ur radonskyddssynpunkt den fördelen att det ofta är relativt enkelt att vidtaga kompletterande skyddsåtgärder på den i efterhand.

Vid ventilation av krypgrund måste risken för fukt- och tjälskador samt kalla golv beaktas, liksom ibland även risken för brandspridning via fläktsystem.

Platta på mark (fig 10.5). Betong är relativt diffusionstät mot radon, varför hus med platta på mark är "radonsäkra" även vid ganska starkt radonavgivande mark om det inte finns genomgående hål och sprickor i plattan. Skyddsåtgärderna består av någon kombination av tät platta och balanserad ventilation, dvs litet undertryck inomhus samt – speciellt vid kraftigt radonavgivande mark – sänkt lufttryck i undergrund.



Figur 10.3 Plintgrundläggning, s k öppen plintgrund.

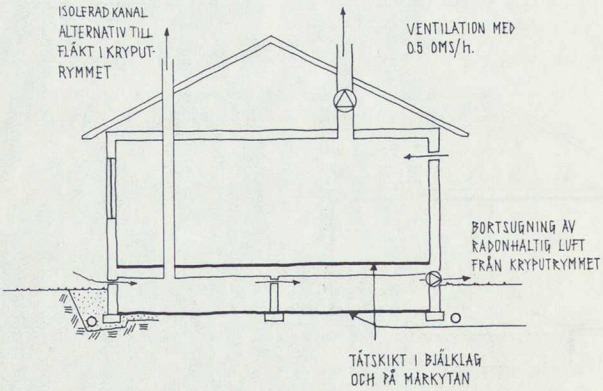
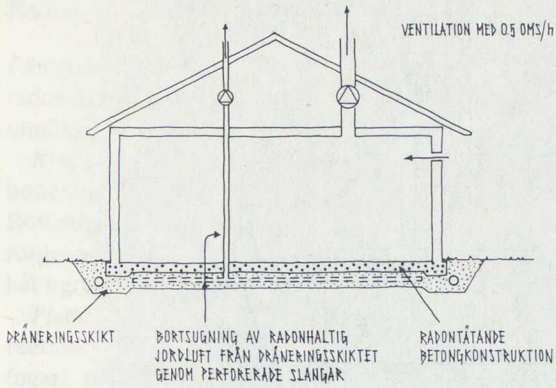
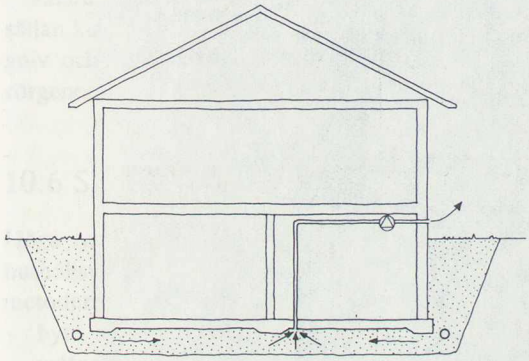


Fig 10.4 Skyddsåtgärder vid krypgrundläggning.



Figur 10.5 Skyddsåtgärder vid platta på mark.



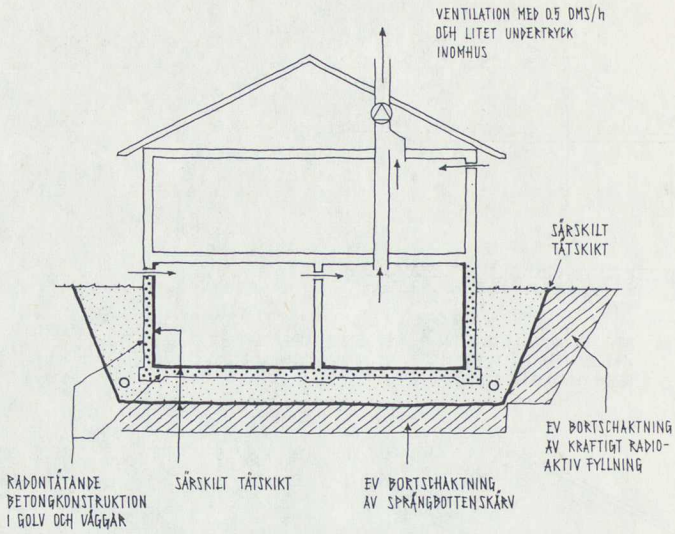
Figur 10.6 Punktutsugning från dräneringslager.

Betongplatta kan vid *nybyggnad* göras tät genom att en betongkonstruktion som har mindre benägenhet att spricka väljs.

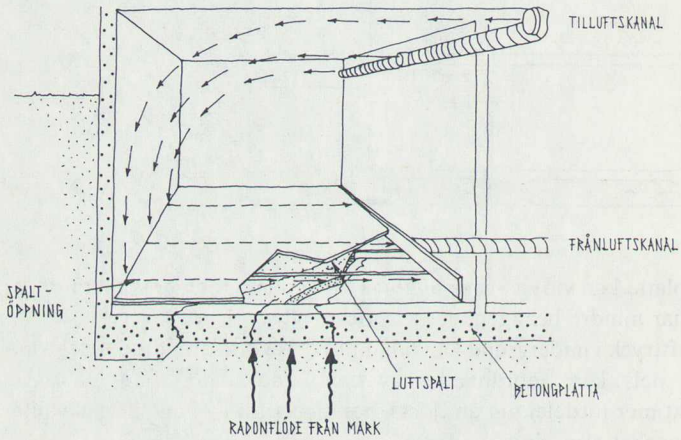
Sänkt lufttryck i undergrund kan tillämpas dels vid kraftigt radonavgivande mark, dels kan anordnandet av ventilerad undergrund ställa sig ekonomiskt mer fördelaktigt än tjocka betongplattor av hög betongkvalitet och med mycket armering.

I en *befintlig byggnad* kan det vara svårt och dyrbart att täta bottenplattor annat än kring rörgenomföringar och dylikt. Om en sådan tätning – tillsammans med en översyn och eventuell komplettering av ventilationssystemet – inte är tillfyllest, bör möjligheterna att sänka lufttrycket i undergrunden undersökas, t ex att på ett eller flera ställen i det dränerande skiktet dra ner en ventilationskanal, som med sin övre ände får mynna i hussockeln över mark. Kanalen förses med en kanalfläkt med låg kapacitet (fig 10.6).

Suterränghus och hus med källare (fig 10.7) är de mest "radonkänsliga" i och med att markkontakten är stor och att krympnings- och sättningssprickor liksom otäta anslutningar mellan vägg och golv kan ge en mycket otät grundkonstruktion. Skyddsåtgärderna består av någon kombination av tät grundkonstruktion, balanserad ventilation samt sänkt lufttryck i undergrund eller grundkonstruktion. Dessutom kan rumsanvändningen och ventilationssystemet anpassas så att lägst radondotterhalt erhålls i de utrymmen där man



Figur 10.7 Skyddsåtgärder vid källargrund.



Figur 10.8 Luftning av innergolv i källare.

vistas längst tid.

Sänkning av lufttryck i undergrund kan ofta ske på samma sätt som för platta på mark. I vissa *befintliga byggnader* kan det dock i vissa fall vara svårt att erhålla god effekt med enstaka punktutsug. Så kan vara fallet vid grundläggning med bärande väggar på grundplatta i det fall det finns flera väggar som sträcker sig en bit nedanför källargolvet och härigenom försvårar luftsugning en bit nedanför källargolvet och därmed försvårar luftsugning under hela huset. Effekten kan också bli dålig om källargolvet är mycket otätt. Som alternativ till att suga luft ur undergrunden kan det i vissa fall visa sig mer fördelaktigt att ventilera undergrunden genom att blåsa ned inneluft från huset.

I många fall kan ett ventilerat övergolv (fig 10.8) vara den bästa åtgärdsmetoden.

Radonskyddande utförande

Plintgrundläggning utgör i sig ett radonskyddande utförande – och t o m ett radonsäkert sådant om enklare tätningsåtgärder av rörgenomföringar i samlingstrumma genomförs.

Krypgrundläggning innebär också ett radonskyddande utförande, om bottenbjälklaget är utfört med viss omsorg och inte allt för otätt. Bottenbjälklagets täthet bör dock i allmänhet förbättras genom att fogar, rörgenomföringar och inspektionsluckor tätas. Det är viktigt att ventilationshål i grundplattan inte stängs till eller är för små eller för få.

Platta på mark. Grundläggning på hel bottenplatta får anses utgöra ett radonskyddande utförande om plattan inte är onormalt otät. Tätheten vid fogar, rörgenomföringar och rensningsluckor måste således beaktas – speciellt för byggnad på nästintill högradonmark.

Suteränghus och hus med källare av traditionellt utförande torde mera sällan kunna anses vara av radonskyddande utförande. Tätheten hos såväl golv och väggar i mot mark gränsande konstruktioner som hos fogar, rörgenomföringar och rensningsluckor behöver beaktas.

10.6 Skyddsåtgärder mot radon från hushållsvatten

Höga radondotterhalter i inomhusluften på grund av radonavgång från hushållsvatten med hög radonhalt kan åtgärdas enligt någon av följande metoder:

- byte av vattentäkt (de kommunala vattenverken har låg radonhalt i vattnet)
- luftning av vattnet (se publikation 2:82 från Chalmers Tekniska högskola: "Sätt att minska radonhalt i dricksvatten") /56/
- ökad luftväxling via frånluftsdon i utrymmen med tappställen.

10.7 Skyddsåtgärder mot gammastrålning

Gammastrålning i en bostad kommer i huvudsak från stenbaserat byggnadsmaterial, starkt radioaktiv jord eller berggrund och fyllning. En del av den naturliga strålningen från omgivningen dämpas som regel något, eftersom tyngre byggnadsmaterial absorberar en del av denna strålning. Att försöka utestänga gammastrålningen med byggnadstekniska åtgärder i befintliga hus är ej att rekommendera. Det är i de flesta fall inte nödvändigt att minska gammastrålningen eftersom den ger förhållandevis låga doser, vilket framgår av den uppskattning av risker från gammastrålning i bostäder som redovisats i kapitel 5 och avsnitt 6.2. Hög gammastrålning från marken under nya hus och utanför hus kan som regel avskärmas genom att man lägger på ett par decimeter tjockt lager av fyllnadsmaterial t ex jord .

10.8 Tillämpningen av olika skyddsåtgärder

10.8.1 Ventilationstekniska åtgärder

Många hus kan få en bättre luftomsättning efter en översyn av befintligt ventilationssystem oavsett om detta är av typ självdrag eller fläktstyrt. Kanaler kan vara mer eller mindre igensatta, varför en rensning kan vara erforderlig. Vid mekaniskt ventilationssystem är det särskilt viktigt att kanalväggar och anslutningar till don, luckor m m är täta samt att ventilationssystemet är rätt injusterat. Befintliga tilluftsdon skall hållas öppna och vara i sådant skick, att de släpper in luft i huset. I småhus är det vanligt, att det endast finns tilluftsdon, typ tallriksventil, i något eller några få utrymmen i källarvåningen. Dessa ventiler skall givetvis vara öppna eller på glänt när det är som kallast ute, men det är också nödvändigt, att luften kan komma vidare in i huset från dessa utrymmen genom springor vid dörrar eller genom särskilda överluftsdon.

En enkel åtgärd för att snabbt förbättra ventilationen i ett tätt hus med självdrags- eller fläktsystem med enbart frånluft, där lufttillförseln är för liten, är att skära bort 15-20 cm av tätningslisten i fönstrens överkant. En annan och bättre åtgärd är att montera in reglerbara tilluftsdon, s k spaltventiler, som lämpligen placeras i fönsterkarmens överstycke i de rum, där man i första hand vill höja luftomsättningen. Placeringen i fönstrets övre del är bl a betingat av att minska obehaget av drag. Även inmontering av ventiler av typ tallriksventil direkt i ytterväggen kan vara lämpligt. Ventilerna kan förses med ett filtrerande material som till viss del hindrar föroreningar som sot och damm.

Ett självdragssystem har en ojämn funktion. Dess effekt är beroende av temperaturskillnaden inomhus-utomhus, vindförhållanden m m. Vintertid kan det ge god ventilation, sommartid ingen alls. I vissa småhus kan ett befintligt självdragssystem ändras till fläktsystem genom en sammandragning av frånluftskanalerna och komplettering med en fläkt. Befintliga frånluftsventiler byts ut mot moderna frånluftsdon med större luftmotstånd än de som finns i självdragssystemet. Härigenom erhålls en ventilation som kan regleras till önskad luftomsättning i huset som helhet under förutsättning att tillräcklig mängd tilluft erhålls genom ventiler och otätheter. Det kan dock vara förenat med vissa svårigheter att få önskad omsättning i varje enskilt rum utan komplettering av systemet med ytterligare frånluftsventiler.

Installation av nytt ventilationssystem eller ökning av kapaciteten på befintligt system så att mera luft sugs ut får till följd att det radon som avgår från byggnadsmaterialet späds ut i mera luft och att radonhalten i rumsluften sjunker.

I det fall ändringen skapar ökat undertryck i huset kan inflödet av jordluft öka och förta effekten av den ökande ventilationen.

En ändring av fläktsystemets kapacitet bör således föregås av en bedömning av mark- och grundförhållandena för att klarlägga behovet av eventuella kompletterande byggnadstekniska åtgärder.

Med högre luftomsättning stiger energikostnaderna och möjligheterna att ansluta ventilationssystemet till t ex värmeväxlare eller värmepump bör

övervägas.

Genom ventilation av bottenbjälklaget kan markradon förhindras att nå in och blanda sig med rumsluften. Denna metod kan relativt enkelt tillämpas på en del befintliga hus, nämligen de som har ett uppreglat övergolv på bottenplattan. Genom att med en fläkt suga ut luft från den luftspalt som normalt ingår i denna golvkonstruktion kan också radonflödet från marken avlänkas (fig 10.8). Ersättningsluft till luftspalten sugs från rummet ner genom springor utmed vissa väggar. Metoden tillämpas vid åtgärder mot mögel, som förekommer i många småhus i dag.

Luftspalter kan också byggas längs väggar av kraftigt radonavgivande material och utmed källarytterväggar, där markradon befaras tränga igenom. Denna senare metod är ej helt utprovad.

10.8.2 Undertryck i inomhusluften

I ett hus bör ett visst undertryck råda i förhållande till atmosfärtrycket. Ett övertryck leder till att den fukt som alstras i huset transporteras med luften genom byggnadskonstruktionen och kondenseras i densamma. Därigenom kan fuktskador uppstå.

Erfarenheterna har dock visat att det speciellt i hus med risk för inläckning av markradon är direkt olämpligt med kraftigt undertryck. En balanserad ventilation med lågt undertryck bör väljas om risk för inläckning av stora mängder av markradon föreligger. Om den mekaniska ventilationen är fel injusterad kan kraftigt undertyck förorsaka radoninträngning. I självdragshus är undertrycket svårt att reglera eftersom det är beroende av husets täthet, vindförhållanden m m.

10.8.3 Bortsugning av radongas innan den tränger in i huset

Bortsugning av radonhaltig jordluft under golv på marken (fig 10.5), från källarvåning och från kryputrymmen (fig 10.4) är ofta en effektiv och billig metod vid såväl nybyggnad som ombyggnad. I befintliga byggnader har punktutsugning från dräneringslagret under golvet (fig 10.6) visat sig ge en kraftigt radonsänkande effekt till låg investerings- och driftkostnad.

Vid luftning av ett kryputrymme måste risken för bl a fukt, mögel, tjälskador och kalla golv särskilt beaktas. Kostnaderna för att åtgärda sådana skador kan bli avsevärt högre än kostnaderna för radonskyddsåtgärderna.

10.8.4 Radontätande skikt

Radontätande skikt är principiellt av två olika slag. Radontätande ytskikt på t ex väggar skall hindra radongas från ett radioaktivt väggmaterial från att tränga in i rummet. Radontätande skikt i grundkonstruktionen skall hindra radonhaltig jordluft eller luften i ett kryprum från att sugas in i huset.

Det är ett fåtal material som man i dag med säkerhet vet att de i större utsträckning minskar radonavgången. Som ytskikt på väggar har provats plastbelagd aluminiumfolie och plasttapet, varvid radondotterhalten kunde sänkas till hälften. Med hänsyn till risk för överslag från de elektriska installationerna fordras särskilda åtgärder vid användning av aluminiumfolie

och dispens från arbetarskyddsstyrelsen och statens industriverk. (Se BFR rapport R28:1982 sid 52.)/47/. Färger, t ex vissa plastfärger, har visat sig ge en viss reduktion av radonavgången. Effekten reduceras dock vid samtliga tätskikt kraftigt av hål och skarvar /51/.

10.8.5 Utbyte eller avlägsnande av starkt radioaktiva material

Vid *nybyggnad* torde det endast i enstaka fall bli aktuellt att schakta bort t ex alunskifferaska (rödfyr) och starkt radioaktiv sprängbottenskärv under och intill grundkonstruktionen. Oftast torde det dock vara billigare att välja en "radonsäker" konstruktion eller om möjligt välja nytt husläge.

Vad gäller *befintlig byggnad* kan det i enstaka fall bli aktuellt att schakta bort radioaktivt material utanför källarmurar och eventuellt även i kryputrymmen samt att byta ut ej bärande innerväggar av starkt radioaktivt material t ex skifferbaserad gasbetong. Att byta ut det byggnads- eller fyllnadsmaterial som är upphov till den förhöjda radonhalten är naturligtvis den effektivaste åtgärden men är tyvärr oftast inte tekniskt-ekonomiskt realistisk (se "Radon i bostäder" /47/).

10.8.6 Filtrering av inomhusluft

Det har utvecklats apparater avsedda att eliminera radondöttrar ur bostadsluft med hjälp av fläkt och filter. Dessa apparater minskar inte radonhalten i bostadsluft men väl radondotterhalten. De effekter av stråldoser på andningsorgan som kan uppstå till följd av användningen av dessa apparater är ännu otillräckligt kända. Osäkerheten beror främst på att apparaterna förändrar storleksfördelningen hos partiklarna i luften. Utredningen kan därför för närvarande inte rekommendera bruket av dessa apparater för att minska radonriskerna.

10.9 Byggnadsmaterials radioaktivitet

Radondotterhalten i en bostad – i den utsträckning den beror på byggnadsmaterialet – bestäms bl a av byggnadsmaterialets radiuminnehåll och hur mycket av det bildade radonet som avgår till inomhusluften samt av ventilationen.

Exempel på byggnadsmaterial med relativt hög radioaktivitet är alunskifferbaserad gasbetong och byggnadsmaterial t ex gipsplattor gjorda av restprodukter från framställning av fosforsyra av råfosfat samt tegel och betong av bränd alunskiffer (rödfyr). Andra material som ibland har förhöjd radioaktivitet är sten och makadam av graniter och pegmatiter.

Ett materials radiumindex och gammaindex utgör mått på dess radiuminnehåll respektive på gammastrålningen från materialet.

Med kännedom om indexvärdena för material i byggnadsstommen, bjälklagsfyllningar och fyllningar under golv på mark och utanför källarmurar kan man bedöma hur hög gammastrålningen blir samt risken för hög radondotterhalt i en byggnad. Vid bedömningen måste man även ta hänsyn till mängden ingående material och materialets struktur. Som exempel kan

nämnas att radiumindex för en färdig betongkonstruktion mer beror av radioaktiviteten hos stenballasten, som utgör en stor andel av betongen, än av radioaktiviteten hos ett tillsatsmaterial, t ex flygaska, som utgör en liten andel. Ett annat exempel är att en blottad berghäll under ett hus avger litet radon i förhållande till en makadamfyllning av samma bergart. Fyllningen har en avsevärt större radonavgivande yta och radonet transporteras lätt med jordluften i den porösa fyllningen.

De material, som måste undvikas är i första hand alunskiffer och alunskifferaska (rödfyr) samt fyllningar av grus, singel, makadam med radiumhalt över 200 Bq/kg eller radiumindex 1 och därutöver. I övrigt torde inga nu använda material ha olämpligt hög radioaktivitet. Om man misstänker att nya material har hög radioaktivitet bör de kontrolleras.

Undersökningar i Norge och Finland visar att olikheter i strukturen kan göra att radonavgivningen från olika material med samma radiumindex varierar upp till tio gånger. I Sverige har skillnader av samma storleksordning påvisats beroende på om materialet varit krossat eller ej. Att så stora skillnader existerar beror på att ett krossat material har större "effektiv radonavgivande yta" dvs större specifik yta än ett okrossat. Radonavgivningen ökar när kornstorleken minskar, dvs när den specifika ytan ökar.

I tabell 10.1 har radium- och gammaindex för prov av olika byggnadsmaterial sammanställts. Det bör påpekas att det kan finnas material som har högre värden än de som redovisas i tabellen. Radiumindex och gammaindex för vanliga svenska bergarter och jordarter redovisas i tabell 6.1 och 6.2.

Radiumindex för bergarter i berg- och jordtäkter kan kontrolleras genom mätningar med gammaspektrometer i täkten. Det är därigenom möjligt att undvika att i större täkter brutna bergarter eller jordmassor med förhöjd

Tabell 10.1 Radium- och gammaindex för prov av byggnadsmaterial som insamlats av SSI

Material	Radiumindex		Gammaindex	
	Medel	Högst	Medel	Högst
Tegel	0,48	0,76	0,37	0,52
Betong	0,24	0,29	0,23	0,30
Cement	0,21	0,84	0,12	0,32
Betongballast (grus, singel, makadam)	0,24	0,84	0,23	1,14
Gasbetong sandbaserad	0,18	0,65	0,12	0,40
Gasbetong alunskifferbaserad	6,5	13,1	1,47	2,89
Gasbetong med ngn alunskiffer	2,33	2,8	0,56	0,67
Gipsplattor naturgips	0,02	0,05	0,01	0,03
Lerklinker	0,85	0,98	0,51	0,57
Kalksandsten	0,05	0,08	0,04	0,07
Masungslagg, pellets	0,59	0,76	0,34	0,43
Mineral- eller glasull	0,07	0,08	0,05	0,07
Rödfyr (bränd alunskiffer)	2,6	20	0,6	4,7

Anm. Urvalen av prov för betongballast och för gasbetong är representativa för Sverige. För övriga byggnadsmaterial är urvalet begränsat.

radioaktivitet används som ballastmaterial. Svårare är det att ha kontroll över material som kommer ifrån tunnelarbeten, vägbyggen och sprängningar för husgrunder m m i områden med granit eller pegmatit som har hög radioaktivitet. Sprängsten av sådant material används ofta till fyllning under hus eller till ballastmaterial efter krossning.

11 Kostnader för åtgärder mot höga radonhalter

Samhällets kostnader för olika åtgärder i syfte att komma till rätta med radonproblemet – nämligen uppspårning av befintliga hus med höga radondotterhalter, utredningar rörande åtgärder i dessa hus samt markundersökningar för att förhindra höga radondotterhalter i ny bebyggelse – har enligt enkät som utredningen genomfört vid landets kommuner hittills varit ca 25 miljoner kronor. Härtill kommer samhällets insatser för forsknings- och utvecklingsarbete.

11.1 Kostnader för spårning av befintliga hus med för höga radondotterhalter

Ett omfattande spårningsarbete har genomförts avseende befintlig bebyggelse i avsikt att finna hus med inslag av skifferbaserad gasbetong. Flertalet kommuner har därvid anlitat Sveriges geologiska undersökning, som har utfört sådana mätningar med bilburen gammamätare till en total kostnad av tre miljoner kronor. Uppföljande mätningar av radondotterhalter har i huvudsak skett med spårfilm. Den största delen av spårningen har gjorts med film som administrerats via statens provningsanstalt.

Framtida kostnader för att kartlägga radonproblem kommer i huvudsak att drabba kommunerna och enskilda husägare.

För att undvika radon i nybebyggelse och för att hitta befintliga hus med för höga radondotterhalter, härrörande från radon i marken, måste en bättre kunskap om vilka markområden som är radonfarliga insamlas. I planverkets förslag till hur planfrågorna vad gäller radon skall hanteras, ingår som framgått av avsnitt 9.2 förslag om att radonöversikter bör utarbetas i kommunerna. Radonöversikter har med hjälp av geologisk expertis tagits fram i vissa kommuner. I huvudsak har översikterna grundats på befintliga geologiska kartor. Kostnaden för en sådan översikt torde i en kommun med radonproblem orsakade av marken belöpa sig på 50 000-100 000 kronor. I kommuner utan markproblem kommer kostnaden att bli lägre.

Kommunala radonöversikter är användbara även då det gäller spårning av befintliga hus med radonproblem orsakade av marken.

Kommunernas mätningar i hus för att fastställa radondotterhalter torde komma att fortsätta. Även om en rationell uppläggning av mätverksamheten kan förbilliga densamma något, är det med för närvarande tillgängliga mätmetoder inte rimligt att räkna med lägre kostnad än 500 kr per mätning.

Om krav skulle ställas på att samtliga hus med hög radonhalt skall identifieras måste mätning ske i samtliga hus. Om den totala kostnaden för mätning uppskattas till 500 kronor per bostad motsvarar detta 1,8 miljarder kronor för hela bostadsbeståndet, varav 700 miljoner kronor kommer att avse småhus. Dessa kostnader torde klart visa att detta är en omöjlig väg att gå. Om mätningarna styrs till områden med kända problem med markradon och till hus med stomme av skifferbaserad gasbetong, vilket är en mindre del av bostadsbeståndet, kommer med all sannolikhet en mycket stor andel av de hus som har hög radonhalt att identifieras. Kostnaden per uppspårat hus torde emellertid komma att bli oförsvarligt hög om man härefter fortsätter att spåra enstaka hus med problem i områden med helt normala markradonförhållanden. Eftersom förhållandena varierar från kommun till kommun kan man inte ange ett allmängiltigt tillvägagångssätt för spårningsarbetet. Socialstyrelsen har tagit upp frågan om fortsatt spårningsarbete i sin informationspromemoria "Radon, spårning och undersökning av bostäder", /71/. Se även bilaga 3.

11.2 Kostnader för att förhindra olämpligt höga radondotterhalter i ny bebyggelse

Genom SSIs mätningar i slumpvis valda hus /75/ har beräknats att ca 90% av de svenska småhus, som byggts före år 1975, har mindre än 100 Bq/m^3 radondöttrar. Mätningar i ca 100 småhus byggda senare tyder dessutom på att denna andel ökat under senare år. Denna utveckling förklaras av att användningen av skifferbaserad gasbetong upphört samt att andelen småhus som förses med fläktstyrd ventilation ökar.

För hus som skall byggas på annan mark än högradonmark är det därför inte nödvändigt med annat än smärre modifieringar av den konventionella utformningen av husen. I samtliga hus bör man utföra rörgenomföringar, rensluckor och dylikt täta mot marken. Kostnaden för detta är obetydlig (något hundratal kronor per hus).

I enlighet med byggnormen bör tillses att nya hus får en ventilation av 0,5 oms/h. Självdragssystem har mycket varierande luftomsättning då dess funktion är starkt beroende av det väderförhållande som råder. Ett fläktsystem med såväl från- som tilluft (FT) kan vara att föredra i hus där radonproblem befaras.

Skulle det inte gå att hålla radondotterhalten på en tillräckligt låg nivå med 0,5 oms/h kan man i ett FT-system öka ventilationen ytterligare något utan att energikostnaderna ökar över vad de är vid 0,5 oms/h. Om någon form av värmeåtervinning installeras kan detta lätt utföras i ett FT-system, t ex genom värmeväxling luft-luft eller genom att en värmepump installeras.

Eftersom installation av sådan ventilation kombinerat med tätning av otätheter mot marken nästan alltid är tillräckliga åtgärder i äldre hus med förhöjd radonhalt på annan mark än högradonmark bedöms detta också vara tillfyllest vid nybyggnad på sådan mark.

I vissa fall, kanske i 10% av husen, kan man även överväga att vid detaljutformning av husets anslutning mot undergrunden förberedas för en eventuell framtida ventilation av undergrunden. En sådan ventilation kan

därefter stoppa det inflöde av markradon som kan inträffa i något enstaka hus. Kostnaderna för dessa förberedelser överstiger ej 1 000 kronor per hus.

Eftersom annan mark än högradonmark beräknas utgöra minst ca 90% av landets yta antas att beskrivna åtgärder är tillräckliga i 90% av nybebyggelsen.

Enligt tillgängliga prognoser beräknas bostadsbyggandet liksom i dag vara ca 40 000 bostäder per år, varav 24 000 utgörs av småhus eller marklägenheter i flerfamiljshus som ej har källare. För 90% av dessa skulle merkostnaderna för rimligt skydd mot radon vara ca 200 kronor per hus eller totalt ca 4 miljoner kronor per år. För övriga lägenheter i flerfamiljshus förutses inga merkostnader med hänsyn till radon.

I den bebyggelse som kommer att ske inom högriskområden kommer att krävas mer omfattande modifiering av byggnadstekniken för att förhindra inflödet av markradon. I nya hus som uppförts med modifierat utförande i sådana områden har merkostnaden varierat mellan 1 000 kronor och ca 20 000 kronor per hus. Mätningar när husen är nya visar att åtgärderna haft avsedd effekt. I allmänhet har uppmätts en radondotterhalt under 30 Bq/m^3. Det finns dock ingen erfarenhet av effektens beständighet.

För att inte underskatta kostnaderna räknas här med att merkostnaden per hus inom högriskområdena blir för

småhus med källare	20 000 kronor
suterränghus	20 000 ”
småhus grundlagt med platta på mark	2 000 ”
småhus grundlagt med kryputrymme	0 ”
marklägenhet i flerfamiljshus	2 000 ”

Om bostadsproduktionens sammansättning inom högriskområden sammanfaller med medelvärdet för hela landet ger detta en genomsnittlig merkostnad inom högriskområdena på ca 8 000 kronor per bostad. Enligt det föregående antas 10% av bostadsproduktionen komma att ske inom sådana områden, varför den totala årliga merkostnaden kan uppskattas till 20 miljoner kronor.

11.3 Kostnader för att åtgärda olämpligt höga radondotterhalter i befintliga hus

Radonproblem i äldre bebyggelse kommer att kunna lösas i huvudsak med ventilationstekniska åtgärder. I första hand bör enkla åtgärder prövas såsom att förbättra ventilationen genom att ta bort tätningslister i fönstrens överkant. Kostnaden för erforderliga installationer kommer att variera.

Radonutredningen har utgått ifrån att luftomsättningen i en bostad bör vara 0,5 oms/h även ur andra aspekter än hänsyn till radon. Denna nivå är acceptabel ur energihushållningssynpunkt och ger en god inomhusmiljö ur hygiensynpunkt, bl a med hänsyn till radon.

En ventilation på 0,5 oms/h innebär att de allra flesta hus där byggnadsmaterial utgör strålningskälla kommer under 400 Bq/m^3. Ytterligare åtgärder

i form av ännu högre ventilation eller sugning av markluft under bottenplattor kan komma i fråga.

Kostnaderna för dessa åtgärder belastar husägarna. Det bör dock noteras att många hus även från andra synpunkter än radon har otillfredsställande ventilation. En kostnad för att installera fläktstyrd ventilation eventuellt med värmeåtervinning bör därför även ses som en kostnad för förbättrad hygienisk standard och energihushållning.

I de hus som hittills blivit åtgärdade, bl a i samband med experiment inom ramen för utredningens forskningsprojekt, har kostnaden varierat och varit upp till 150 000 kronor. I ett extremt tätt hus, där luftomsättningen ökas från t ex 0,1 till 0,25 oms/h genom att en del tätningslister avlägsnas blir kostnaden givetvis låg. Kostnaden för energiförbrukning ökar dock alltid om luftomsättningen ökas.

Den högsta kostnaden, 150 000 kronor, har erhållits vid kombination av utbyte av fyllning runt källare och installation av ventilationsanläggning enligt BFR rapport R28:1982 /47/. Detta får anses vara en åtgärd som inte torde behöva tillgripas i fortsättningen eftersom billigare metoder numera finns.

Den vanligaste åtgärden, förutom enkla åtgärder för att förbättra ventilationen, har troligen varit installation av ventilationsläggning. Kostnaden för sådana varierar mellan ca 15 000 kronor och ca 50 000 kronor. Kostnaden 15 000 kronor förutsätter att fastighetsägaren utför nästan hela installationsarbetet själv. I en större villa kan kostnaden inklusive efterlagningsarbeten mycket väl nå 50 000 kronor, om fastighetsägaren inte kan eller vill göra arbetet själv. Kostnaderna förefaller även variera mellan olika delar av landet. Ett normalt medelpris för en färdig installation kan antas vara 30 000 kronor, vilket får antas förutsätta viss rimlig medverkan av fastighetsägaren.

I flera fall har det varit möjligt att förhindra inflödet av markradon t ex genom att suga luft ur det kapillärbrytande skiktet. Kostnaden för detta har varit 2 000-8 000 kronor. I några fall har detta visat sig otillräckligt, varför kompletterande åtgärder gör att totalkostnaden ökar.

En uppskattning av den totala kostnaden för att åtgärda radonproblem i befintliga hus med radondotterhalter överstigande 400 Bq/m^3, så att halten i medeltal kommer väsentligt under 100 Bq/m^3, kan vara att i hälften av de ca 40 000 hus som beräknas ha dessa halter behövs åtgärder motsvarande ca 25 000 kronor. Detta skulle motsvara en total kostnad av ca 500 miljoner kronor.

11.4 Jämförelse av kostnader för olika åtgärder relaterade till deras effekt på stråldos

I tabell 11.1 har sammanställts uppgifter om kostnader för olika åtgärder relaterade till deras effekt på stråldoser. Tabellen innehåller exempel på åtgärder i existerande hus samt åtgärder för att förebygga inflöde av markradon i nya hus.

För framtida hus har antagits att på mycket lång sikt kommer hänsynen till markradon att resultera i en sänkning av medelradondotterhalten i landets bostadsbestånd med 20 Bq/m^3. Kostnaden härför har enligt avsnitt 11.2

Tabell 11.1 Beräkning av kostnader för olika åtgärder relaterade till deras effekt på stråldoser

	kronor/manSv
Äldre hus	
1. Ökning av luftomsättning utan värmeåtervinning 0,2–0,5 oms/h 45 m^2 bostadsyta/person, 0,35 kr/kWh effekt	
450 150 Bq/m^3 RnD	20 000
200 67 "	40 000
100 23 "	80 000
60 20 "	130 000
2. Golvsug. Medelvärde vid installation, reduktion av radondotterhalt 1 000 Bq/m^3 kostnad minst 5 000 kronor, årlig kostnad av fläkt 75:– bebodd av 3 personer	2 000
dito med eget arbete, kostnad 1 500:–	1 000
dyraste fall 8 000:–, 600 Bq/m^3 reduktion	5 000
3. Tätning av rörgenomföring, 200:– effekt 300 Bq/m^3	200
4. Byte av fyllning utanför källarväggar, 3 personer/villa, 50 års effekt/47/	30 000–90 000
5. Ventilation av kryputrymme/47/	6 000
6. Tätning med alumiumfolie eller plasttapet/47/	16 000–22 000
7. Installation av ventilationsanläggning i hus av skifferbaserad lättbetong/47/	10 000–25 000
dito typfall investering 30 000:– drift och underhåll 300:–/år, reduktion 300 Bq/m^2	35 000
Nya byggnader	
Småhus i högriskområde, investering 8 000 kronor ger 100 Bq/m^3 reduktion av radondotterhalt, 25 års effekt och 4 % realränta	24 000
Kollektivt betraktelsesätt för hela bostadsbeståndet	2 000
Kostnadsnivåer inom konventionellt strålskydd	
Vanligen vid begränsning av kollektiv dos	10 000–20 000
I vissa fall vid kärnkraft	500 000

uppskattats till 20 miljoner kr/år. För ett enstaka hus inom högriskområde har antagits att investeringen, i medeltal 8 000 kronor, ger en reduktion av radondotterhalten med i medeltal 100 Bq/m^3. Om investeringen kapitaliseras över 25 år med 4% real ränta motsvara detta 24 000 kronor per mansievert.

Tabellen innehåller även uppgift om hur stora belopp man i allmänhet är beredd att satsa per mansievert inom konventionellt strålskydd. Dessa belopp är dock ingen absolut gräns som kan användas som mall för att avgöra huruvida en viss åtgärd bör genomföras eller ej.

Vad man faktiskt betalar per mansievert när man uppfyller gränsvärden och när det gäller att hålla stråldoser så lågt som rimligt möjligt under gränsvärden är olika. I det senare fallet brukar man i internationella diskussioner anse en summa av storleken 10 000-20 000 kronor per mansievert vara ett rimligt belopp. Belopp upp till 500 000 kronor har tillämpats vid kärnkraft. Vad som kan vara rimligt att betala per mansievert är också beroende av om nyttan av verksamheten kommer samma personer tillgodo, som utsätts för risken för skada. En ytterligare begränsning ges av vilka belopp som stor till förfogande för skyddet t ex genom politiska beslut.

12 Forsknings- och utredningsarbete

Det förslag till program för forsknings- och utredningsarbete som utredningen redovisade den 19 oktober 1979 omfattade följande sex huvudområden: hälsoeffekter, kartläggning av stråldoser i byggnader, markens radioaktivitet och dess inverkan på strålningen i byggnader, åtgärder, mätmetoder samt ekonomiska och andra konsekvenser för bebyggelseplaneringen.

Riksdagen anvisade fyra miljoner kronor för forsknings- och utredningsarbetet. För administration och genomförande av flertalet större projekt har utredningen anlitat SSI, statens råd för byggnadsforskning (BFR) och statens miljömedicinska laboratorium (SML).

Totalt har ett tjugotal projekt finansierats av utredningen. Flertalet av dessa har behandlat mätmetodik, ventilation och samband mellan radon i mark och radondotterhalt inomhus.

Redovisning har skett i form av rapporter vilka samtliga är medtagna i litteraturförteckningen.

Bland de större projekten bör nämnas "Markens inverkan på radon och gammastrålning inomhus" /67/, "Kartläggning av radonhalter inomhus i Sverige för bestämning av kollektivdos" /75/ samt "Förstudier för att utreda möjligheterna att genomföra en epidemiologisk studie av samband mellan lungcancer och exponering i bostäder" /57/.

Det av utredningen initierade och finansierade forsknings- och utredningsarbetet har resulterat i att kunskaperna om radon blivit mycket större. Vissa projekt pågår fortfarande, bl a experimentåtgärder i hus med inflöde av markradon i enlighet med utredningens skrivelse den 22 oktober 1981 /46/. Inom flera områden är kunskaperna fortfarande ofullständiga. Vissa delresultat och uppställda hypoteser är svåra att förklara och synes i några fall även vara motsägelsefulla.

Enligt utredningens uppfattning är det därför angeläget att forskningsverksamheten fortsätter.

I bilaga 4 redovisas angelägna områden inom vilka ytterligare forsknings- och utvecklingsarbete behövs för att öka kunskapen om radonproblemen.

13 Gränsvärden

13.1 Internationella förhållanden

Strålskyddsverksamheten i stort kännetecknas av en anmärkningsvärd enhetlighet i de grundprinciper som tillämpas i olika länder samt av långt drivna försök att bedöma strålriskerna kvantitativt.

En orsak till enhetligheten är de internationella rekommendationer som utformas av den internationella strålskyddskommissionen, ICRP. Dessa rekommendationer, som är av grundläggande karaktär, accepteras för närvarande av alla de internationella organ som utformar mer detaljerade råd till nationella myndigheter, exempelvis WHO, ILO, IAEA, OECD/NEA (se bilaga med ordförklaringar).

ICRP skiljer mellan existerande situationer, som inte kan åtgärdas genom planering, och styrbar verksamhet, där den ursprungliga källan till risksituationer kan styras genom administrativ kontroll.

Existerande situationer, t ex ett befintligt radonhus, kan åtgärdas genom ingrepp som bör vara avsedda att förbättra situationen. Här gäller enligt ICRP inga gränsvärden utan tillämpas åtgärdsnivåer som utlöser skyddsåtgärder. Åtgärdsnivåns storlek och åtgärdens karaktär bestäms av det övergripande villkoret att den som löper risken inte skall försättas i en sämre situation genom åtgärden.

Den styrbara verksamheten enligt ICRP motsvaras av sådan verksamhet, t ex husbygge, som styrs av myndigheternas krav och regler. När det gäller konstgjorda strålkällor har ICRP ett system av dosgränser. Huvudprinciperna är

- alla verksamheter skall vara försvarbara (större fördelar än nackdelar) samt
- alla rimliga skyddsåtgärder skall vidtas (optimering av skyddet).

För att ingen individ skall utsättas för alltför stor risk gäller en övre gräns för individuell stråldos (summan från all styrbar verksamhet). Myndigheterna kan ange delgränser för enstaka verksamheter (t ex hur stor stråldos ett kärnkraftverk får ge personer i närheten). Summan av alla delgränser får inte överskrida den totala dosgränsen.

När det gäller naturlig strålning gäller allt vad som ovan sagts utom att ICRP:s dosgränser inte är tillämpliga, eftersom den naturliga strålningen undantogs när dosgränserna sattes.

Inom ICRP utarbetas f n en rapport om begränsning av strålning i bostäder

m m. Tankegången är att olika byggnadstekniska krav skall ställas baserade på önskemålet att få radondotterhalten så låg som rimligt möjligt men att dessa krav tillsammans under alla omständigheter måste vara så dimensionerade att ett visst ganska högt gränsvärde (jämför med delgräns) respekteras. Inga siffervärden väntas blir föreslagna av ICRP inom det närmaste året, och troligen kommer ICRP att nöja sig med att rekommendera att nationella myndigheter själva bestämmer ett sådant värde. Ambitionen bör vara att ingen individ utsätts för högre risk av radon än av andra risker i en bostad. Byggnadsnormerna måste dock vara det primära.

Generellt gällande åtgärdsgränser för begränsning av strålningsnivåer i bostäderna finns endast i Sverige. I USA och Canada har åtgärdsgränser som regel fastställts från fall till fall, t ex för bostäder i områden med uranbrytning eller annan verksamhet som kan påverka den naturliga strålningen från mark och från använt fyllnads- och byggnadsmaterial. De i dessa fall tillämpade gränserna – där omedelbar åtgärd för att reducera radondotterhalten krävs – är t ex i fem kommuner i Canada 550 Bq/m^3 och i USA 200 Bq/m^3 i ett område och 70 Bq/m^3 ett annat. I realiteten åtgärdas alla bostäder med radondotterhalter högre än 70 Bq/m^3. Sovjetunionen har gränsvärden för radioaktivitet i byggnadsmaterial. Detta bör inte medföra högre radondotterhalt än 50 Bq/m^3 till bostaden. Man förutsätter att radondotterhalten i bostaden med marktillskott inte kommer att överstiga 70 Bq/m^3.

I följande länder (tabell 13.1) finns åtgärds- och ambitionsnivåer för strålning i bostäder (omräknat till Bq/m^3 radondotterhalt).

Generellt gällande åtgärdsnivåer diskuteras f n i England och USA. Inofficiellt har i England föreslagits 400 Bq/m^3 radondöttrar som åtgärdsnivå och 70 Bq/m^3 som ambitionsnivå för nybyggda hus. I USA förs en ännu inte avslutad diskussion om en rekommendation av en övre gräns på ca 150 Bq/m^3 för individer (ej för hus).

Tabell 13.1. Åtgärds- och ambitionsnivåer vid strålning i bostäder i några länder

	Speciella fall			Hela befolkningen			
	Canada	USA		Sverige[a]	USSR[d]	Polen[d]	Finland[d]
		Colorado	Florida				
Befintlig bebyggelse							
– åtgärdsnivå	70[b]	200[b]	70	400			360
– utredningsnivå	40	40	40				
Ny bebyggelse							
– ambitionsnivå	75	56	75	70	70[c]	20	70
	/112/	/113/	/114/		/115/	/116/	/107/ /117/

[a] Provisoriska gränsvärden.
[b] Omedelbar åtgärd krävs vid 550 Bq/m^3.
[c] Restriktioner på byggnadsmaterialet.
[d] Rekommendation.

Det finns anledning att iaktta försiktighet vid jämförelser med svenska förhållanden eftersom inte något annat land har tillnärmelsevis lika omfattande faktaunderlag som Sverige.

13.2 Gränsvärden för gammastrålning i Sverige

I utredningens promemoria Ds Jo 1979:9 föreslogs provisoriska gränsvärden för mark innebärande att bebyggelse skulle avrådas vid en gammastrålning överstigande 100 μR/h. Den primära orsaken till att detta värde angavs var att man ville begränsa risken för gammastrålning utomhus t ex på platser där människor uppehåller sig under längre tid men även att man ville begränsa den radonavgång som i regel avgår från starkt radioaktiv mark in i byggnader.

För begränsning av halten radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial föreslogs att detta inte skulle få överskrida gammaindex 1 eller radiumindex 1. Dessa begränsningar riktar sig primärt mot en sänkning av kollektivdosen.

Gammaindex är ett mått på den totala mängden radioaktiva ämnen i ett material, och radiumindex är ett mått på radiummängden i ett material.

I Svensk byggnorm föreskrivs begränsning av gammastrålningsnivå i nybyggnader och av mängden radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial genom att gammaindex inte får överstiga 1,0. I utrymmen där personer stadigvarande vistas skall gammastrålningsnivån uppgå till högst 50 μR/h. Gamma- och radiumindex har tidigare behandlats i avsnitt 6.2.

Planverket har rekommenderat att gammastrålning från marken utomhus där människor vistas mycket bör vara lägre än 100 μR/h.

13.3 Utredningens provisoriska gränsvärden för radondotterhalt

De provisoriska gränsvärden för strålning och radondotterhalt i bostäder som utredningen föreslog i promemorian år 1979 hade i huvudsak tre syften

- att förhindra att *ny bebyggelse* förlades till mark som innehåller stora mängder radioaktiva ämnen
- att i *nya byggnader* förhindra användning av material med onödigt höga mängder av radioaktiva ämnen
- att reducera hälsoriskerna i *befintlig bebyggelse*.

Innebörden av de provisoriska gränsvärdena var att t ex radondotterhalten i äldre hus inte skulle överstiga 400 Bq/m^3. För nybyggnad och ombyggnad föreslogs riktvärden på 70 respektive 200 Bq/m^3.

De föreslagna gränsvärdet 400 Bq/m^3 för befintlig byggnad bedömdes ligga på en sådan nivå att man med relativt enkla åtgärder skulle kunna minska hälsoriskerna. Med hänsyn till individens risk föreslogs att ingen skulle få utsättas för mer än totalt 2 000 Bq år/m^3 sammanlagt under den femårsperiod de provisoriska gränsvärdena skulle gälla. Detta innebar bl a att bostäder med radondotterhalter högre än 400 Bq/m^3 skulle åtgärdas senast inom fem år.

De av utredningen år 1979 föreslagna gräns- och riktvärderna har legat till grund för anvisningar från socialstyrelsen och för gällande byggnorm. De riktvärden som utredningen föreslog för ny- och ombyggda hus har i byggnormen angivits som gränsvärden.

Dessa normer har i väsentlig utsträckning förhindrat att man byggt in radonproblem i ny bebyggelse. Härigenom har en avsedd minskning av kollektivdosen kunnat ske och för individerna oacceptabelt höga värden har undvikits.

13.4 Åtgärdsnivå

För att begränsa risken för skada på lungfunktionen t ex lunginflammation eller fibros (s k icke stokastisk skada) är det väsentligt att hålla stråldosen under det tröskelvärde som kan förorsaka sådana skador. Det är inte känt var detta tröskelvärde ligger för alfabestrålning av människans lungor. Den organ-dosgräns som ICRP rekommenderat för att förhindra sådana skador bland strålningsarbetare kan därför lämpligen väljas som grund för beräkning av en högsta åtgärdsnivå i bostäder.

Risken för lungcancer när lungorna utsätts för alfabestrålning anses vara proportionell mot stråldosen och vad som kan anses vara en för hög stråldos är därför inte självklart.

Den i kapitel 5 gjorda uppskattningen av risk för lungcancer antyder enligt SSI att radondotterhalter på tusentals Bq/m^3 riskmässigt ligger långt över alla andra vanliga risker som människan utsätts för, om man bortser från rökning. I de mest utsatta bostäderna är troligen risken för skada t o m större än risken vid rökning. Halter på flera hundratals Bq/m^3 ligger på en risknivå där samhället brukar ingripa. Vilka skyddsåtgärder som bör sättas in beror därför enligt SSI på många förhållanden, inte minst ekonomiska.

Gränsvärdena för gruvor har nyligen setts över internationellt och det nya värdet motsvarar – omräknat till bostadsförhållanden – 500 Bq/m^3 radondöttrar. Om gammastrålningen ger ett väsentligt bidrag minskas utrymmet för radondotterexponering.

SSI har angivit att det för bostäder inte kan acceptera en åtgärdsnivå över 500 Bq/m^3, dels på grund av risk för lungfunktionsskada, dels på grund av risken för lungcancer. Bedömningen har gjorts på bl a följande grunder. En högsta genomsnittsnivå av 400 Bq/m^3 under en lång följd av år bedöms ge en godtagbar marginal till eventuella lungfunktionsskador. Värdet har bl a baserats på ICRPs gränsvärde för att förhindra akut skada hos yrkesarbetare.

Den dosgräns för yrkesarbete och som främst skall förhindra att arbetare utsätts för en otillbörlig stor risk för cancer svarar mot en radondotterhalt av 500 Bq/m^3 i bostäder. Denna dosgräns anses av ICRP inte acceptabel under en lång följd av år, och SSI kräver åtgärder för att minska stråldoser till yrkesarbetare. Det pågår arbete inom gruvindustrin med att åstadkomma lägre nivåer i gruvor. Alla gränsvärden för allmänheten för att begränsa stråldoserna från konstgjord strålning är lägre än yrkesgränserna bl a med tanke på barn och sjuka /65/.

13.5 Skydd för individer och för befolkning

Skyddsinsatser behövs både kortsiktigt för att begränsa de största individuella riskerna och långsiktigt för att minska den totala befolkningsdosen.

Begränsning av *individens risk* är huvudsakligen ett problem för det befintliga bostadsbeståndet. Starka skäl talar enligt SSI för att den nu gällande provisoriska åtgärdsgränsen bibehålls, vilket enligt SSI innebär att en nivå upp till 400 Bq/m^3 godtas endast om det skulle krävas mycket långtgående åtgärder för att sänka den och berörda parter är överens om att dessa vore orimliga. Vid ny- och ombyggnad bör avsevärt lägre halter än 400 Bq/m^3 kunna uppnås.

Med lägre riktvärden för ny- och ombyggnad tar man ett steg för att minska den *sammanlagda befolkningsdosen* (kollektivdosen). Om endast bostäder med radondotterhalter över 400 Bq/m^3 skulle åtgärdas ned till denna nivå skulle befolkningsdosen minska till ca 85% av nuvarande. Om däremot alla bostäder med radondotterhalter över 100 Bq/m^3 åtgärdades skulle befolkningsdosen minska till ca 60%. Dessa beräkningar bygger på SSIs landsomfattande undersökning av radon i bostäder /68/.

I ett längre tidsperspektiv bör därför enligt SSI åtgärdsnivåer under 400 Bq/m^3 övervägas även för befintliga bostäder. Värdena bör väljas med utgångspunkt bl a från epidemiologiska undersökningsresultat och med rimlig hänsyn till kostnaderna för genomförandet.

För nybyggda bostäder ligger mätvärdena som regel väsentligt under 400 Bq/m^3. Som framgår av kapitel 11 har hittillsvarande erfarenheter visat att det är möjligt att till rimliga kostnader komma ned under 100 Bq/m^3 i hus byggda på s k högriskmark. Hur långt man bör sikta beror på många faktorer. Vid sidan av sociala och ekonomiska förhållanden bör enligt SSI särskilt beaktas två jämförelser med den praxis som SSI tillämpar vid utarbetande av föreskrifter för användning av konstgjord strålning:

- dels den ambitionsnivå som ligger till grund för föreskrifter för strålningsarbete, där man strävar efter ett medelvärde som ligger under tiondelen av dosgränsen för yrkesarbetande,
- dels den övre gräns som finns för individer ur allmänheten vid exposition för konstgjord strålning.

Båda dessa fall motsvarar en nivå av ca 40 Bq/m^3 för bostäder. Ett gränsvärde för nybyggda bostäder på denna nivå torde det dock inte vara möjligt att fastställa med hänsyn till den mängd faktorer som inverkar på husets radondotterhalt. Dessa faktorer låter sig inte heller styras på samma sätt som gäller för konstgjord strålning.

14 Finanisering av kostnader för att sänka radondotterhalten i befintliga bostäder

Utredningens målsättning har i första hand varit att olika åtgärder för att minska radondotterhalten i de mest utsatta husen skall genomföras och utvärderas.

I vissa fall kan åtgärder för att sänka radondotterhalten i bostadshus till en godtagbar nivå bli förhållandevis kostsamma. Utredningen fann på ett tidigt stadium det vara skäligt att fastighetsägaren erbjöds någon form av ekonomiskt stöd i de fall mera omfattande ventilations- eller byggnadstekniska åtgärder behövde vidtas.

I skrivelse den 8 november 1979 till regeringen lämnade utredningen förslag till hur ett sådant stöd skulle utformas. Förslaget överensstämde i allt väsentligt med bestämmelserna för vanliga ombyggnadslån. Skrivelsen behandlades i proposition 1979/80:97. Emellertid kom de regler som föreslogs i propositionen och sedermera fastställdes av riksdag och regering att på flera punkter avvika både från bestämmelserna för ombyggnadslån och energisparstöd. Härigenom har betydande informationsproblem och osäkerhet om finansieringsvillkoren uppstått.

Bostadsstyrelsen har utarbetat tillämpningsföreskrifter till regeringens ändringar av bostadsfinansieringsförordningen. Enligt dessa kan bostadslån beviljas till de åtgärder för att sänka radondotterhalten som kommunens förmedlingsorgan godtar. Vissa förutsättningar för sedvanligt bostadslån till ombyggnad, t ex att åtgärden skall medföra en väsentlig ökning av bostadsvärdet, behöver härvid inte vara uppfyllda. Låneformen har därför fått beteckningen radonlån. En förutsättning för att radonlån skall kunna beviljas är emellertid att hälsovårdsnämnden med stöd av hälsovårdsstadgan samt socialstyrelsens råd och anvisningar beslutat att konstaterad radondotterhalt i bostad eller lokal innebär sanitär olägenhet. Sådan olägenhet har ansetts föreligga om radondotterhalten i bostaden överstiger det provisoriska gränsvärdet 400 Bq/m^3.

Vid större ombyggnader kan åtgärderna för att sänka radondotterhalten ingå som ett led i övriga ombyggnadsåtgärder för vilka bostadslån utgår.

De särskilda regler som gäller för radonlån är i korthet följande:

Lånets storlek bestäms med utgångspunkt från redovisade kostnader. Den lägsta kostnad som berättigar till lån är 7 000 kronor. Säkerheten för det statliga bostadslånet får placeras efter befintliga lån, om den därvid ändå kan anses godtagbar. Amorteringstidens längd är beroende av arbetenas omfattning. I regel är den högst 20 år.

Räntebidrag lämnas på den del av låneunderlaget för bostadslån och

bottenlån som överstiger 25 000 kr. För särskilt omfattande och kostsamma åtgärder kan bostadslånet, motsvarande den del av låneunderlaget som överstiger 25 000 kronor, helt eller delvis göras ränte- och amorteringsfritt under en femårsperiod.

Enligt uppgifter från bostadsstyrelsen har långivningen till radondotterhaltsänkande åtgärder succesivt ökat, men den är fortfarande av relativt begränsad omfattning. Under budgetåret 1981/82 meddelades beslut om lån till drygt 300 småhus, men inte till något flerbostadshus. Det genomsnittliga radonlånet uppgick för småhusens del till 15 000 kronor per hus. Därtill kommer i stor utsträckning lån enligt energilåneförordningen på 7 500–9 000 kronor för värmeåtervinningsaggregat. I det fåtal fall, där den godkända kostnaden överstiger 25 000 kronor för åtgärderna i småhus, tillkommer bottenlån med 70 procent av den godkända kostnaden.

Till helt övervägande del består åtgärderna i förbättring av ventilationssystemet.

Utöver det redovisade antalet beviljade radonlån har åtgärder sannolikt också vidtagits i ett okänt antal fall i kombination med andra ombyggnadsarbeten, vilka berättigat till sedvanligt ombyggnadslån. De radondotterhaltsänkande åtgärderna, t ex förbättring av ventilationssystemet eller borttagande av gasbetongväggar, kan då ha utgjort en sådan del av ombyggnadsprogrammet att de särskilda villkoren för radonlån inte behövt åberopas. Lån har i dessa fall beviljats på sedvanliga villkor för ombyggnadsarbeten.

Bostadsstyrelsen har också uppgivit att ränte- och amorteringsfrihet p g a höga åtgärdskostnader ännu inte sökts i något fall. Detta torde hänga samman med den allmänna osäkerheten om effekterna av olika åtgärder t ex vid hög avgång av markradon. En fastighetsägare är naturligt nog obenägen att ta upp stora lån för åtgärder med osäkert resultat. I takt med att kunskapen om hur höga radondotterhalter till följd av markradon skall bemästras, bl a genom de experimentobjekt som radonutredningen initierat och bekostat, kan det förväntas att dessa åtgärder får större omfattning.

Radonproblemet är som nämnts i huvudsak begränsat till enbostadshus. Den vanligaste åtgärden för att komma till rätta med radonproblem i bostäder torde även i fortsättningen bli att vidta de enkla åtgärder för att förbättra ventilationen som beskrivits i avsnitt 10.8.1. En förbättring av ventilationen genom översyn av befintligt system och ökning av tilluften kan medföra en ökad energiförbrukning motsvarande 500 kronor per år. Installation av fläktsystem utan värmeåtervinning ökar energikostnaden med ca 1 200 kronor per år. För att sänka energiförbrukningen kan anläggningen kompletteras med värmeåtervinning. I sådant fall kan energisparlån erhållas för denna del av anläggningen, vilket brukar motsvara ca 25% av totalkostnaden. Dessa åtgärder kräver ingen åtgärd från hälsovårdsmyndigheterna.

15 Myndigheter och organisationer som för närvarande arbetar med frågor om strålning i byggnader

Statens strålskyddsinstitut (SSI) har en ovanlig ställning i den svenska statsförvaltningen. Med stöd av strålskyddslagen svarar SSI för alla myndighetsfunktioner för skydd mot joniserande strålning. Naturlig strålning och naturligt radioaktiva ämnen omfattar en liten del av strålskyddsinstitutets verksamhet bl a på grund av att strålskyddslagen är utformad i första hand för att skydda arbetstagarna inom områdena joniserande och icke joniserande strålning. Genom strålskyddsförordningen undantas i naturen förekommande radioaktiva ämnen som inte har bearbetats i syfte att öka aktivitetshalten.

I enlighet med instruktionen arbetar SSI med målinriktad forskning rörande bl a radioaktivitet i byggnadsmaterial och strålning i bostäder. Under de senaste tio åren har SSI ökat insatserna beträffande radonproblemet. I detta avseende har SSI huvudsakligen ägnat sig åt forskning, mättekniska problem samt rådgivning och information till myndigheter, organisationer och allmänhet.

Socialstyrelsen är central tillsynsmyndighet enligt hälsovårdsstadgan och kommande hälsoskyddslag. Från detta ansvarsområde har under årens lopp avskiljts bl a livsmedelskontroll, arbetarskydd och strålskydd. Socialstyrelsen har därför tidigare ansett att radonfrågorna hörde till SSIs ansvarsområde. Det var först i samband med mätningarna i Tidaholms kommun år 1978 som det fastställdes att hälsovårdslagsstiftningen var tillämplig då det gäller strålning i befintliga byggnader. Härigenom klarlades också det ansvar styrelsen har i dessa frågor. Socialstyrelsen har härefter utfärdat en särskild kungörelse med råd och anvisningar om åtgärder mot radon i bostäder samt givit ut kompletterande information till hälsovårdsnämnderna.

Planverket gav i 1975 års byggnorm allmänna föreskrifter om skydd mot hälsofarliga material. Radonfrågan omnämndes, men närmare bestämmelser kunde då ej lämnas. I och med att problemen med radon fick ökad betydelse gav planverket, SSI och socialstyrelsen våren 1979 gemensamt ut informationspromemorian "Strålning i befintliga byggnader" /5/. Denna har senare följts upp med flera gemensamma rapporter. I Svensk Byggnorm 1980 utfärdades föreskrifter om strålning, som trädde i kraft den 1 januari 1981. Dessa föreskrifter baserades i princip på radonutredningens förslag.

Bostadsstyrelsen fick den första kontakten med frågor om åtgärder mot strålning i samband med radonutredningens tillkomst. Styrelsen svarar genom de lokala förmedlingsorganen och länsbostadsnämnderna för långivning, bl a till åtgärder mot höga radon- och radondotterhalter.

Sveriges geologiska undersöknings (SGU) verksamhet rörande radon i byggnader började våren 1979. Tidigare hade SGU medverkat med experter vid utarbetandet av arbetarskyddsstyrelsens anvisningar för radon i gruvor. SGU har genom bilmätningar svarat för spårning av hus som är byggda av alunskifferbaserad gasbetong. SGU har även deltagit i informationsverksamheten kring radonfrågorna, speciellt problemen med markradon. Genom riksdagsbeslut delades SGU den 1 juli 1982 och består nu av en myndighet (SGU) och ett fristående aktiebolag, Sveriges Geologiska AB (SGAB). SGU fungerar som expertorgan vad gäller radioaktivitet i jord och bergarter och anlitar SGAB för framställningen av GEO-strålningskartor. SGU och SGAB har deltagit i utredningens forskningsprojekt.

Statens geotekniska institutet (SGI) har som specialitet att anpassa grundkonstruktion och byggnad till de geologiska förutsättningarna, bl a radon. När radonfrågorna aktualiserades år 1979 övergick institutet från bevakning av dessa frågor till att aktivt driva forskning på detta område. Forskningen har finansierats med interna medel och forskningsbidrag bl a från utredningen.

Statens provningsanstalts (SP) huvudsakliga arbetsuppgifter är provningsverksamhet och forskning. Anstalten ägnade sig redan före år 1979 åt området strålning i byggnader genom att på kontrollbasis utföra mätningar av radon inomhus. Anstalten har hittills fungerat som huvudman för distribution av strålningskänslig film till kommuner och husägare. Genom avtal år 1980 med den svenska återförsäljaren av spårfilm har provningsanstalten även svarat för en kontinuerlig kontroll och för sammanställning av mätresultaten. Avtalet har dock inte förlängts varför provningsanstalten inte längre kommer att svara för några leveranser av spårfilm. Sådana kan dock erhållas direkt av leverantörens representant i Sverige. Provningsanstalten utvecklar mätmetoder på eget initiativ och på uppdrag av andra myndigheter. Beskrivning av metoderna fastställs av anstalten efter samråd med berörda myndigheter, mätinstitutioner och konsulter.

Statens råd för byggnadsforskning (BFR) har till uppgift att sätta igång och finansiera byggnadsteknisk forskning. Det var därför naturligt för utredningen att lägga ansvaret för forsknings- och utvecklingsprojekt av byggnadsteknisk karaktär på rådet.

Statens institut för byggnadsforskning (SIB) utför sedan år 1976 forskning rörande ventilationens inverkan på radon- och radondotterhalter i bostäder. Mätningar av radon med TLD-metoden ingår också i SIBs verksamhet.

Inom Studsvik energiteknik AB, förutvarande AB Atomenergi, finns kompetens inom strålningsområdet. Företaget utför mätning av joniserande strålning i bostäder på kommersiell basis.

Radonmätningar utförs härutöver av universitetsinstitutioner och några konsultföretag.

Svenska kommunförbundet, som är ett serviceorgan till kommunerna, har med ekonomiskt bidrag från utredningen svarat för ett omfattande informationsprogram.

16 Överväganden och förslag

16.1 Riskbedömning

Strålning i bostäder kan medföra två helt olika typer av skador som kraftigt kan påverka den enskilde individens risksituation. Denna strålning föranleds huvudsakligen av radondöttrar, som dels kan leda till skador på lungfunktionen, t ex genom lunginflammation eller fibros, och dels kan medföra risk för lungcancer.

Om i dag gällande gammaindex för byggnadsmaterial bibehålls, behöver enligt SSI ytterligare hänsyn inte tas till risken för gammastrålning i bostäder.

För skador på lungfunktionen till skillnad mot risken för lungcancer finns ett tröskelvärde för stråldos som måste överskridas. Om radondotterexpositionen ligger under 400 Bq/m^3 och år under en lång följd av år har SSI bedömt att det finns en godtagbar marginal till eventuella lungfunktionsskador.

Vad beträffar sambandet mellan radondöttrar i bostadsluft och lungcancer föreligger enighet om att kunskaperna härom är ofullständiga.

Vad som är allmänt godtaget är att radon kan bidraga till uppkomsten av lungcancer hos gruvarbetare som utsatts för höga halter av radondöttrar i gruvluft. Däremot är det omöjligt att med säkerhet uttala sig om cancerrisken vid så låga strålnivåer som det normalt är fråga om i bostäder. I bostäder med höga radondotterhalter kan stråldosen däremot vara lika stor som i gruvor. Härtill kommer också skillnaden i miljön mellan gruvor och bostäder. De riskuppskattningar som gjorts i fråga om dosen i bostäder har beräknats genom linjära extrapolationer från epidemiologiska undersökningar om gruvarbetare och inte på grund av vetenskaplig kunskap om låga stråldosers verkan. Genom sådana beräkningar erhålles ett övre värde på den möjliga risken.

Då den verkliga risken inte låter sig fastställas är det förkastligt att som ibland görs säga att en påvisad måttlig höjning av radondotterhalter i en bostad jämfört med andra bostäder skulle innebära en viss bestämd ökning av risken för lungcancer.

Utvecklingen av lungcancer är ett mycket komplicerat förlopp som sker under en lång tidsperiod på upp emot trettio à fyrtio år. Det finns en rad faktorer och omständigheter, t ex rökning, mediciner, kemikalier, miljö och individens levnadsvanor, som själva kan men inte behöver vara cancerframkallande. De kan emellertid ha avgörande betydelse för den verkan en

stråldos kan få för uppkomsten av cancer. Effekten av sådana faktorer kan man få fram genom epidemiologiska undersökningar och djurförsök. Det bör emellertid påpekas att även om sådana undersökningar ger ett statistiskt signifikant resultat får de inte tydas som ett entydigt orsakssammanhang mellan den iakttagna effekten och strålningens storlek. Detta gäller särskilt då stråldosen är låg och riskerna är små i förhållande till effekterna av andra cancerogena ämnen. Man kan ha olika åsikter om värdet av epidemiologiska studier och hur deras resultat skall tolkas, men de torde dock kunna ge vissa värdefulla uppgifter om en specifik hypotes.

Enligt utredningen kan det inte vara meningsfullt att genomföra en större epidemiologisk undersökning enbart för att utreda sambandet mellan radondotterexposition i bostäder och lungcancer. Om en sådan undersökning görs bör den utgå från lungcancerförekomst och omfatta nämnda faktorer ensamma och i kombination med varandra. För studier av sådana kombinationseffekter fordras emellertid statistiska data av en helt annan storleksordning än den som använts i hittillsvarande undersökningar eller föreslagits av den arbetsgrupp som utrett frågan om en epidemiologisk undersökning.

I det sammanhanget må framhållas att cancerkommittén kommer att föreslå en fördjupad riskbedömning avseende cancer med hjälp av en större epidemiologisk studie. Avsikten med denna studie är bl a att utreda de risker som kan härledas av radon.

I avvaktan på ytterligare forskning återstår emellertid inte annat än att vid bestämning av högsta tillåtna radondotterhalter i bostäder ta nödig hänsyn till de risker för lungcancer som statistiskt räknats fram från gruvarbetardata med hänsyn till skillnaden i miljön och genom dosimetriska beräkningar.

Människor kan uppleva risker på olika sätt. Rädslan för radon – i likhet med vad som exempelvis gäller för kärnkraft och bekämpningsmedel inom jordbruket – är stor hos många människor och många gånger större än för andra mycket mer väldokumenterade risker i samhället. Det förekommer emellertid också människor som ignorerar mycket höga radondotterhalter i sina bostäder.

Med de kunskaper som i dag står till buds blir således bestämning av högsta tillåtna radondotterhalter i våra bostäder i allt väsentligt en politisk och praktisk fråga där hänsyn får tas till sociala och ekonomiska förhållanden. Syftet måste vara att på kort sikt begränsa de största individuella riskerna och på längre sikt minska den totala befolkningsdosen. Strävan måste också vara att i möjligaste mån få dessa stråldoser i överenstämmelse med övrig strålskyddspraxis i landet. Denna målsättning stämmer väl med tankegångarna inom internationella strålskyddskommissionen.

16.2 Radonproblemets omfattning

Den mätverksamhet som bedrivits i kommunerna har gett en god bild av radonproblemets omfattning. Det problem, som vid arbetets början ansågs vara det huvudsakliga, nämligen användning av alunskifferbaserad gasbetong, är inte längre lika dominerande.

Den ökade kunskapen om markens betydelse för radon i hus har ändrat

utredningens inriktning mot att i första hand försöka kartlägga de faktorer som påverkar radoninströmning från marken.

Radonavgången från byggnadsmaterial kan bemästras. Gjorda mätningar visar att i hus som är uppförda av alunskifferbaserad gasbetong och där luftomsättningen är 0,5 oms/h, som föreskrivs i Svensk byggnorm, överstiger radondotterhalten endast i undantagsfall 400 Bq/m^3. Eftersom tillverkningen av den alunskifferbaserade gasbetongen upphört och nya material med hög radioaktivitet kan förhindras, kan bidraget till strålning i bostäder från byggnadsmaterial i framtiden kunna bli godtagbart. Det föreslås därför att de radium- och gammaindex som införts i Svensk byggnorm bibehålls som en övre gräns för inblandning av radioaktiva material i byggnadsmaterial. Bidraget från byggnadsmaterialet blir då i normalfallet en radondotterhalt inomhus av högst 70 Bq/m^3 och gammastrålning på högst 50 μR/h.

Om radon från marken utgör källan kan radondotterhalten i vissa fall bli mycket hög, dvs flera tusen Bq/m^3. I och med klarläggandet att radon från marken är det största problemet, har svårigheten att identifiera hus med för höga radonhalter ökat radikalt.

Mätningar har visat att hus med kraftigt förhöjda radondotterhalter kan påträffas nästan var som helst. Uppmärksamheten har främst riktats mot alunskifferområden, grusåsar och uranrika graniter. Det har också visat sig att sådana faktorer som partikelstorlek, porvolym och markfuktighet är av samma betydelse som uranhalten för radontillförseln till hus.

Den byggnadsteknik som tillämpats under de senaste tio åren har medfört att de då byggda husen blivit mycket täta. Genom att tilluftsdon ofta saknas och att fönster och dörrar tätats extra noga för att minska energiförbrukningen kan relativt kraftigt undertryck uppstå i hus. Detta leder till att radonhaltig luft från marken kan sugas in genom inspektionsluckor, rörgenomföringar och andra otätheter.

Det är alltså klarlagt att marken som radonkälla tidigare underskattats och att markens avgivning av radon och den byggnadsteknik som tillämpas är avgörande för hur mycket radon som tas in i huset från marken.

SSI har på utredningens uppdrag gjort mätningar av radondotterhalten i ca 500 bostäder som valts ut slumpvis. Denna undersökning är det säkraste underlaget som finns att tillgå för att klarlägga radonproblemets omfattning. Mätningarna är ännu inte helt utvärderade. En preliminär sammanställning visar att 30–40 000 bostäder skulle ha radondotterhalter överstigande 400 Bq/m^3. Ca 70 000 bostäder skulle ligga över 300 Bq/m^3. Den alldeles övervägande delen av bostadsbeståndet, nämligen ca 3 milj bostäder, skulle ha en radondotterhalt under 100 Bq/m^3. Landsmedelvärdet har uppskattats till ca 50 Bq/m^3.

En kompletterande studie avseende småhus byggda under perioden 1978–1980 ändrar inte dessa uppskattningar.

Uppskattningar av landsmedelvärdet för radondöttrar i bostäder baserade på samtida mätningar har gjorts åren 1950, 1975 och 1982. Vid jämförelse av dessa medelvärden som är 15, 25 respektive 50 Bq/m^3 måste beaktas att mätmetodiken, som användes vid de tidigare mätningarna, inte var densamma som den som använts i dag. Mätningarna är också baserade på begränsade urval. Det kan alltså finnas systematiska mätfel. Det kan emellertid beroende på ändrad byggnadsteknik och försämrad ventilation mycket väl föreligga sådana skillnader.

16.3 Kostnader för åtgärder mot höga radonhalter

Utredningen har försökt uppskatta kostnaderna för samhället och för den enskilde att sänka radonhalten i bostäder. Kostnadsuppskattningar har gjorts dels för att spåra upp och åtgärda befintliga hus med för hög radondotterhalt och dels för att planera och uppföra nya hus med hänsyn till radonavgång från marken.

Om kommunerna ansvarar för samordning av mätningar och för att dessa utförs på ett rationellt sätt, är den totala kostnaden för mätningar i en bostad, exempelvis med passiv radonmätare med TLD eller film, ca 500 kronor.

Den vanligaste åtgärden i befintliga hus med radondotterhalt väsentligt över 400 Bq/m^3 torde vara att installera en fläktventilation. Kostnaden för en sådan varierar mellan 15 000 och 50 000 kronor. I många fall då en måttlig förhöjning av radondotterhalten föreligger, kan enklare och avsevärt billigare åtgärder, såsom att avlägsna tätningslisten i överkanten på fönster och dörrar, vara tillräckliga.

Om luftomsättningen med hjälp av fläktventilation höjs från 0,2 oms/h, vilket är en inte ovanlig luftväxling i nya småhus med självdragsventilation, till 0,5 oms/h utan att kompenseras med värmeåtervinning ökar energikostnaden i en normallägenhet med ca 1 200 kr/år i dagens prisläge. Detta kan motivera installation av värmeåtervinning. Kostnaden för en värmeåtervinningsinstallation är ca 25 000 kronor.

Åtgärder mot radon i befintlig bebyggelse innebär förbättringar av inomhusklimatet även i andra avseenden än radon. Åtgärderna kan således leda till allmänna hygieniska förbättringar och dessutom till en bättre energihushållning.

Planverket kommer att ge rekommendationer avseende planering av nybebyggelse och vilka åtgärder som bör vidtagas på olika typer av mark vid nybebyggelse/70/. Dessa rekommendationer återges kortfattat i kapitlen 9 och 10.

Planverket har tidigare utarbetat bestämmelser med utgångspunkt från radonutredningens preliminära förslag. De nya rekommendationerna innebär en viss begränsning av gällande bestämmelser. Hänsyn till radon innebär emellertid en viss fördyring av nybyggandet.

Med hänsyn tagen till nuvarande fördelning av olika hustyper och med de extra kostnader som olika byggnadssätt medför kan kostnaden per lägenhet uppskattas komma att öka med omkring 8 000 kronor inom områden, som kräver radonsäkert byggande.

Om 10% av bostadsproduktionen sker inom sådana områden och ingen särskild hänsyn tas till val av byggnadssätt blir medelkostnaden för riket 600 kronor/lägenhet eller totalt av storleksordningen 20 à 25 miljoner kronor per år för de ca 40 000 lägenheter som beräknas byggas per år.

16.4 Åtgärdsnivå för befintlig bebyggelse och åtgärder vid nybyggande

För nybyggda bostäder ligger mätvärdena som regel väsentligt under 400 Bq/m^3. Som framgår av kapitel 11 har hittillsvarande erfarenheter visat att

det är möjligt att till rimliga kostnader komma ned under 100 Bq/m³ i hus byggda på s k högriskmark. Hur långt man bör sikta beror på många faktorer. Vid sidan av sociala och ekonomiska förhållanden bör enligt SSI särskilt beaktas två jämförelser med den praxis som SSI tillämpar vid utarbetandet av föreskrifter för användning av konstgjord strålning, nämligen

- dels den ambitionsnivå som ligger till grund för föreskrifter för strålningsarbete, där man strävar efter ett medelvärde som ligger under tiondelen av dosgränsen för yrkesarbetande,
- dels den övre gräns som finns för individer ur allmänheten vid exposition för konstgjord strålning.

Båda dessa fall motsvarar en nivå av ca 40 Bq/m³ för bostäder. Ett gränsvärde för nybyggda bostäder på denna nivå torde det dock inte vara möjligt att fastställa med hänsyn till den mängd faktorer som inverkar på husets radondotterhalt. Dessa faktorer låter sig inte heller styras på samma sätt som gäller för konstgjord strålning.

Enligt planverket kommer med tillämpning av verkets förslag i rapport 59 nya hus på "högradonmark" att byggas i "radonsäkert utförande" och de på "normalradonmark" att byggas i "radonskyddande utförande". Radoninträngning från marken kan därmed begränsas kraftigt. Också radontillskottet från nya byggnadsmaterial kommer att begränsas genom föreslagna restriktioner. Mätningar i nyuppförda hus antyder enligt planverket att man med dessa åtgärder får låga radondotterhalter inomhus på i medeltal 10-20 Bq/m³ och att halter över 400 Bq/m³ torde bli sällsynta. I takt med att äldre bebyggelse ersätts med ny kommer således en sänkning av landsmedelvärdet för radon inomhus att ske.

Som framgår av tabell 8.2 har endast ett hus av 73 som byggts med radonsäkert uförande fått en radondotterhalt som är högre än 200 Bq/m³. Detta visar att radonsäkert utförande i de allra flesta fall givit ett tillfredsställande resultat.

Metoderna för spårning, ombyggnad, nybyggnad och mätning måste vara enkla och praktiska. Det måste också godtas att vidtagna åtgärder inte alltid ger åsyftat resultat. Därför kommer en viss del av bostäderna att ha expositionsnivåer som ligger över de avsedda, trots att bostäderna uppfyller alla formella krav. Om den högsta expositionsnivån är flera hundra Bq/m³ av radondöttrar står risken för individen i centrum. Ingen bostad bör därför i praktiken få överskrida 400 Bq/m³. För lägre expositionsnivåer av radondöttrar och för gammastrålning dominerar samhällets skyddsintresse för den genomsnittliga expositionen för ett stort antal individer.

Erfarenheterna av de gränsvärden som hittills gällt är inte helt positiva, särskilt vad gäller värdena för ny- och ombyggnad. Problem finns avseende när och hur mätning skall ske i nybyggda hus för att fastställa årsmedelvärdet. Det har bl a visat sig att radonhalten inte är stabil under det första halvåret då betongen torkar. Det är också oklart huruvida sprickbildning i bottenplatta och källarväggar kan förändra radoninströmningen från marken. Krav på mätning av varje nytt hus skulle skapa ett dyrt byråkratiskt system och måste undvikas. När det gäller ombyggnad har styrningen mot ett gränsvärde i praktiken inte spelat någon roll. Detta värde sattes särskilt med tanke på radonproblem som härrör från alunskifferbaserad gasbetong.

Utredningen föreslår att nu gällande gränsvärde för högsta tillåtna

radondotterhalt inomhus, 400 Bq/m^3,bibehålls såsom en åtgärdsnivå som skall leda till att skyddsåtgärder vidtagas.

De principer som föreslogs för praktisk bedömning av en sådan åtgärdsnivå i utredningens promemoria år 1979 var att bostäder med radondotterhalter högre än 1 000 Bq/m^3 skulle åtgärdas inom 2 år och bostäder med halter högre än 400 Bq/m^3 senast inom 5 år.

Dessa principer bör gälla även i fortsättningen.

Principen att radondotterhalten skall hållas så låg som det är praktiskt och ekonomiskt rimligt innebär enligt utredningens mening att några gränsvärden i intervallet 0-400 Bq/m^3 radondöttrar inte bör finnas.

En godtagbar låg radondotterhalt i nybebyggelsen, som på sikt torde komma att sänka kollektivdosen, kan enligt utredningen åstadkommas om gällande radiumindex för byggnadsmaterial bibehålls och om erforderliga skyddsåtgärder mot radoninträngning från marken vidtas. De skyddsåtgärder, som redovisas i planverkets rapport nr 59, präglas av ambitionen att hålla radondotterhalten i nybyggelse så låg som möjligt och bör kunna godtas. De synes inte heller leda till orimliga kostnader.

I äldre bebyggelse är sänkningen av radonhalten i stor omfattning beroende av enskilda initiativ. Hittillsvarande verksamhet inom kommunerna har syftat till att spåra upp hus med radondotterhalter över 400 Bq/m^3. Dessa har förklarats för sanitär olägenhet varefter husägaren kunnat få lån till erforderliga åtgärder.

Enligt utredningen bör kommunernas ansvar även fortsättningsvis vara att identifiera hus med radondotterhalt över 400 Bq/m^3. Spårning enligt hittills använda metoder kommer att bli dyrbar för kommunerna och kommer därför med de begränsade resurser som står till förfogande att ta lång tid.

Socialstyrelsen har gett ut rekommendationer till kommunerna angående fortsatt spårningsarbete/71/. Innehållet i dessa rekommendationer återges i korthet i bilaga 3.

När det gäller de i samband med utfört spårningsarbete identifierade husen med inslag av alunskifferbaserad gasbetong bör det i de flesta fall, i stället för att mäta radondotterhalten, vara möjligt att till varje hushåll, som tillföljd av inslag av detta byggnadsmaterial i husen misstänks ha förhöjd radondotterhalt, sända ett informationsmaterial. I detta bör ges information om sambandet mellan radon och ventilation och vilka enkla åtgärder som kan vidtas. De som önskar bör till självkostnadspris för kommunerna erbjudas möjlighet till mätning av radondotterhalten.

Även då det gäller radon som kommer från marken bör en informationsinsats kunna göras. Allt eftersom områden med hög radonhalt och bostäder med höga halter identifieras bör de boende inom området i fråga informeras om vilka enkla åtgärder som kan vara aktuella för att hindra inströmning av markradon. De som önskar bör även i dessa fall ges möjlighet till mätning till självkostnadspris.

En sådan informationsinsats bör samordnas av socialstyrelsen, planverket och SSI i samarbete med Svenska kommunförbundet.

De åtgärder som utredningen föreslår syftar till att den övervägande delen av hus med för individen oacceptabla radondotterhalter identifieras och åtgärdas. Detta innebär att de 30 000-50 000 hus som enligt SSIs undersökning har en radondotterhalt över 400 Bq/m^3 i första hand bör åtgärdas. I dessa

fall föreslås samhället som hittills genom särskilda lån ge ett visst stöd till fastighetsägarna.

Utredningen förutsätter att åtgärder även kommer att vidtas i hus med radondotterhalter under åtgärdsnivån där så är praktiskt och ekonomiskt möjligt. En reducering av såväl individuella som kollektiva risker kan till följd av dessa åtgärder förutses.

Genom att göra mätningar i slumpvisa urval av nya och äldre bostäder bör SSI följa utvecklingen. Skulle det visa sig att den förutskickade sänkningen av kollektivdosen uteblir måste åtgärderna skärpas. Särskilt gäller detta ny bebyggelse där det finns risk att radonproblem byggs in.

Utredningen, som i kapitel 12 angett angelägna forskningsuppgifter för framtiden i fråga om radon, förutsätter att SSI och statens råd för byggnadsforskning i sin fortsatta forskning ägnar radonfrågorna stor uppmärksamhet.

Här föreslagna åtgärder bygger på de osäkra orsakssamband som föreligger. Skulle en epidemiologisk studie eller andra fakta ändra riskbedömningen bör detta förhållande givetvis avspeglas i ändrade normer.

16.5 Administration av radonlån

För att få s k radonlån har hittills krävts att hälsovårdsnämnden beslutar att radondotterhalten i bostaden innebär sanitär olägenhet. Kriteriet för detta skall vara att årsmedelvärdet för radondöttrar överskrider gränsvärdet 400 Bq/m^3. På grund av osäkra mätmetoder har det visat sig vara svårt att fastställa om årsmedelvärdet överskrider gränsvärdet i de fastigheter där uppmätta värden inte legat väsentligt över gränsvärdet. Hälsovårdsnämnderna har också varit obenägna att förklara radondotterhalten i bostad vara sanitär olägenhet.

En förenkling i lånehanteringen skulle vara att mätintyg som visar att årsmedelvärdet ligger över den föreslagna åtgärdsnivån om 400 Bq/m^3 skulle gälla som kriterium för radonlån sedan hälsovårdsnämnden gjort en rimlighetsbedömning av mätvärdet och tillstyrkt de föreslagna åtgärderna.

Utredningen föreslår därför att sanitär olägenhet slopas som kriterium för radonlån. Ett av hälsovårdsnämnden godkänt åtgärdsförslag med åtföljande styrkt mätprotokoll, som visar att radondotterhalten överstiger 400 Bq/m^3, föreslås skola vara tillräckligt för att kommunernas förmedlingsorgan och länsbostadsnämnderna skall pröva ansökningen om radonlån. Lånebestämmelserna bör liksom f n vara knutna till ombyggnads- och energisparlån. Det bör ankomma på bostadsstyrelsen att fastställa och vid behov ändra bestämmelserna.

Hälsovårdsnämndens uppgift blir då i första hand att i samarbete med byggnadsnämnden ge råd till allmänheten om lämpliga åtgärder. Därvid måste särskilt beaktas de speciella förutsättningar som råder då radon från marken utgör källan. Injusteringen av en ventilationsanläggning måste t ex ske med stor omsorg så att ett för stort undertryck inte uppkommer, vilket kan förvärra problemet med ökat intag av radonblandad luft från marken.

Åtgärdsnivån 400 Bq/m^3 skulle med detta synsätt mera renodlat bli det administrativa kriteriet för samhällets stöd till hus med de högsta radondotterhalterna.

Sanitär olägenhet bör kunna användas som en påtryckning på husägare, som efter en tidsfrist av fem respektive två år för årsmedelvärden på 400 respektive 1 000 Bq/m^3 inte vidtagit tillfredsställande åtgärder för att sänka radondotterhalterna.

För varje beviljat radonlån utgår f n 1 000 kronor till kommunen. Enligt utredningens uppfattning fyller en sådan överföring av medel ingen funktion. Utredningen föreslår därför att denna överföring till kommunerna upphör. Eventuell ersättning till kommunerna får tas upp i de årliga överläggningarna mellan staten och kommunerna.

16.6 Myndigheternas ansvarsförhållanden

Det övergripande ansvaret för att följa utvecklingen i fråga om strålning i bostäder bör även i fortsättningen ligga på SSI. I detta ansvar bör ingå bl a att följa utvecklingen beträffande riskbedömningen.

På SSI bör ankomma att verka för utveckling av och att bedöma mätteknik på strålskyddsområdet så att en bättre uppföljning av radonsituationen kan göras. I detta ansvar ligger även att möjliggöra kontroll hos SSI av kalibreringar och att utöva tillsyn av mätverksamhet som utförs kommersiellt. SSI bör också uppmärksamt följa utvecklingen av radonsituationen i äldre och ny bebyggelse, t ex genom att med jämna mellanrum genomföra sådana slumpvisa mätningar som nu redovisats. Genom sådana mätningar erhålles information om huruvida radonsituationen i bostäder utvecklas på ett tillfredsställande sätt.

Det är enligt utredningens mening väsentligt att radonfrågan får en enhetlig behandling över hela landet. För att de centrala myndigheternas föreskrifter, allmänna råd och information skall tala samma språk, dvs komplettera men inte motsäga varandra, krävs samråd mellan berörda centrala myndigheter, främst SSI, socialstyrelsen och planverket, innan slutlig utformning fastställs.

Statens provningsanstalt har tidigare haft ansvaret för distribution av spårfilm till kommunerna enligt ett avtal med Atlas Copco ABEM. Detta avtal har upphört och provningsanstalten har inte längre detta ansvar. Provningsanstalten har kompetens avseende mätning av strålning i byggnader. Utredningen förutsätter att anstalten även i fortsättningen i samråd med SSI utarbetar och fastställer mätmetoder avseende strålning i byggnader.

Övriga centrala myndigheters ansvarsområden bör vara oförändrade.

Lokalt bör som för närvarande hälsovårdsnämnd och byggnadsnämnd svara för att givna bestämmelser om strålning i bostäder följs. Kommunerna har i dessa frågor ett myndighetsansvar.

Utredningen skall enligt direktiven klarlägga ansvarsfördelningen mellan berörda myndigheter vad gäller andra hälsofarliga byggnadsmaterial än radioaktiva material. Sådana byggnadsmaterial faller under lagen om hälso- och miljöfarliga varor. Särskild uppmärksamhet har därvid riktats mot formaldehyd från spånskivor.

En särskild utredning har lagt förslag om produktkontrollens organisation (Ds Jo 1980:4). Dessa frågor bereds f n i regeringskansliet. Inom byggnadsindustrin förekommer ett stort antal kemiska ämnen, vilkas effekter på hälsa och miljö är ofullständigt kända. Enbart inom färgsektorn finns ca 30 000 produkter.

Ett sektorsansvar för byggsektorn, som naturligt borde tilldelas planverket, skulle förutsätta ett resurstillskott och en kompetensuppbyggnad inom kemiområdet hos verket. Utredningen om produktkontrollens organisation föreslog inrättandet av ett produktkontrollverk med totalansvar för all produktkontroll. Skälet för denna organisation angavs vara att en splittring av tillgänglig kompetens på kemiområdet skulle undvikas.

Radonutredningen anser sig inte kunna ta ställning till byggnadsektorn utan att ha kännedom om vilken principiell organisationslösning för

Bilaga 1 Direktiv

Åtgärder mot strålrisker i byggnader, m m

Dir 1979:15

Beslut vid regeringssammanträde 1979-02-01.

Departementschefen, statsrådet Enlund, anför.

Radioaktiva ämnen i byggnadsmaterial och i grunden under byggnader kan medföra hälsorisker genom strålning från såväl byggnadsmaterialet som från den radioaktiva gasen radon och dess sönderfallsprodukter. Radon bildas vid sönderfall av radium i byggnadsmaterialet eller byggnadsgrunden. Hur mycket radon som avges varierar avsevärt beroende på bl a typen av byggnadsmaterial, berggrund och jordart.

Radon och dess sönderfallsprodukter kan sannolikt bidra till uppkomsten av lungcancer. Det närmare sambandet mellan halten radongas i inomhusluft och cancerrisken är inte helt känt. Om man på sätt som är gängse inom strålskyddsområdet antar att risken att få cancer är direkt beroende av stråldosen även vid små doser kan emellertid strålningen i byggnader beräknas bidra till ett inte oväsentligt antal fall av lungcancer såväl i dagsläget som under de närmaste årtiondena till följd av att utveckling av cancersjukdomen i allmänhet tar lång tid.

Vilka byggnadsgrunder och byggnadsmaterial och vilken radioaktivitet som finns i det befintliga byggnadsbeståndet är inte helt kartlagt. Stor individuell strålrisk kan finnas i byggnader som vilar på skiffergrund, men risken beror i dessa fall också på källarens och grundens utformning. Stor individuell strålrisk kan också finnas i byggnader som helt eller delvis är byggda av skifferbaserad lättbetong. Flera tusen bostäder beräknas vila på skiffergrund. Ca 3 000 bostäder beräknas vara helt byggda av skifferbaserad lättbetong medan ca 10% av byggnadsbeståndet till viss del innehåller sådant material. Förutom byggnadsgrunden och byggnadsmaterialet spelar framför allt ventilationen men också byggnadens utformning samt radioaktiviteten i dricksvattnet roll för strålriskerna.

Problemet med strålrisker i byggnader har uppmärksammats allt mer under senare år. En anledning till detta är att den ökade medvetenheten om behovet av att spara energi fått till följd att olika åtgärder vidtagits eller planerats för att minska luftomsättningen i byggnader. Sådana energibesparande åtgärder kan emellertid få till följd att strålriskerna ökar. Ett sätt att

minska strålriskerna i bostäder är således att öka luftomsättningen varvid emellertid energiförbrukningen ökar. Andra sätt att minska strålriskerna är att vidta olika byggnadstekniska åtgärder såsom luftrening eller gastät beläggning av t ex väggar. Sådana åtgärder är emellertid ännu inte tillräckligt utvecklade och utprovade för att kunna användas i större omfattning.

Frågor om strålrisker i byggnader berörs i flera olika författningar. Strålskyddslagen (1958:110) syftar till att ge skydd mot bl a joniserande strålning. I hälsovårdsstadgan (1958:663) föreskrivs att bostäder skall vara så anordnade att sanitär olägenhet inte uppkommer för de boende. I arbetsmiljölagen (1977:1160) finns bestämmelser om arbetsmiljöns beskaffenhet. Där sägs bl a att luftförhållandena i arbetslokaler skall vara tillfredsställande. I byggnadsstadgan (1959:612) och i tillämpningsföreskrifter till den – Svensk byggnorm – finns bestämmelser om byggnads konstruktion bl a från ventilationssynpunkt samt om att material i byggnad skall vara så beskaffat att det inte medför hygieniska olägenheter.

Frågor om strålrisker i byggnader faller också inom flera olika myndigheters ansvarsområden. Statens strålskyddsinstitut är förvaltningsmyndighet enligt strålskyddslagen för ärenden om skydd mot joniserande och icke-joniserande strålning. Socialstyrelsen är central tillsynsmyndighet enligt hälsovårdsstadgan och har inom sitt verksamhetsområde tillsynen över den allmänna hälsovården. Statens planverk har ansvaret vad gäller byggnaders tekniska utformning och utfärdar tillämpningsföreskrifter till byggnadsstadgan, Svensk byggnorm. Statens råd för byggnadsforskning har till uppgift att planera, initiera och finansiera forsknings- och utvecklingsverksamhet inom byggnadsområdet. Statens institut för byggnadsforskning bedriver forsknings- och försöksverksamhet inom byggnadsområdet.

I sitt hittillsvarande arbete har berörda myndigheter på olika sätt beaktat frågor som rör strålrisker i byggnader. Strålskyddsinstitutet har i samarbete med statens råd för byggnadsforskning utfört radioaktivitetsmätningar av olika slags byggnadsmaterial och i olika slag av lägenheter. Vidare har institutet påbörjat en undersökning av radonhalten i dricksvatten på olika orter. Strålskyddsinstitutet har också i samråd med socialstyrelsen informerat hälsovårdsnämnder och byggnadsnämnder om strålriskerna i byggnader. Efter samråd mellan strålskyddsinstitutet och statens planverk har hänsynen till bl a strålrisker varit en av de viktigaste grunderna för de ventilationskrav avseende nya byggnader som uppställs i Svensk byggnorm. Byggforskningsrådet tillsatte i november 1977 en grupp som sysslar med frågor om hälsorisker i byggnader. Gruppen har bl a tagit initiativ till en sammanställning av befintligt kunskapsmaterial rörande radon och dess sönderfallsprodukter i inomhusluft.

Frågan om strålrisker i byggnader har också uppmärksammats av energikommissionen (I 1976:5). Kommissionen har i sitt slutbetänkande (SOU 1978:49) Energi hälso-, miljö- och säkerhetsrisker anfört att en minskad ventilation genom tätningsåtgärder i framför allt hus byggda av skifferbaserad lättbetong innebär ökade strålrisker. Effektiva motåtgärder, främst av byggnadsteknisk natur, behöver därför vidtas för att oacceptabla hälsorisker skall undvikas. Hus med särskilt radioaktivt byggnadsmaterial bör enligt kommissionen kartläggas samtidigt som lämpliga åtgärder och rekommendationer utarbetas. Strålskyddsinstitutet har vidare i skrivelse till

regeringen i maj 1978 pekat på en rad frågor rörande strålning i byggnader som enligt institutet närmare bör utredas.

Strålning i byggnader medför hälsorisker för befolkningen. Betydelsen av dessa risker i jämförelse med andra hälso- och miljörisker är svår att bedöma. Tillgängliga uppgifter visar emellertid att det nu är nödvändigt att överväga särskilda insatser. För att närmare klarlägga strålrisker i byggnader och pröva frågan om lämpliga motåtgärder bör därför en särskild utredare tillkallas.

En uppgift för utredaren bör vara att klarlägga olika byggnadsgrunders och byggnadsmaterials betydelse för strålriskerna i byggnader samt pröva hur en kartläggning av strålningen i det befintliga byggnadsbeståndet bäst kan genomföras. I arbetet bör beaktas hur de hus som medför de största strålriskerna skall kunna identifieras och åtgärdas med förtur.

Utredaren bör mot bakgrund av en bedömning av vad som kan anses vara en acceptabel strålnivå föreslå rekommendationer beträffande luftomsättning och andra byggnadstekniska åtgärder i byggnader av olika byggnadsmaterial, utformning och belägenhet. Även utformningen av statsbidrags- och lånebestämmelser till bostäder och andra byggnader kan komma att behöva ses över. Effekterna av olika åtgärder från bl a energihushållningssynpunkt bör också belysas.

En ytterligare uppgift för utredaren bör vara att se över de olika myndigheternas uppgifter vad gäller åtgärder mot strålrisker i byggnader. Ett effektivt samarbete mellan berörda myndigheter är en förutsättning för att strålriskerna i byggnader skall kunna nedbringas till en acceptabel nivå. Utredaren bör därför klarlägga gränsdragningen mellan olika myndigheters ansvarsområden och pröva hur tillgängliga resurser kan användas på effektivast möjliga sätt för att minska strålriskerna i byggnader. Utredaren bör vidare pröva om behov finns att se över nuvarande lagstiftning inom detta område.

De uppgifter för utredaren som jag hittills berört gäller hälsorisker i samband med radioaktiva byggnadsmaterial. Också i vissa andra fall kan emellertid byggnadsmaterial medföra hälsorisker som en följd av att materialet innehåller hälsofarliga ämnen. Utredaren bör därför också klarlägga ansvarsfördelningen mellan berörda myndigheter vad gäller frågan om andra hälsofarliga byggnadsmaterial än radioaktiva material.

Jag ser det som angeläget att utredarens arbete så snart som möjligt kan resultera i praktiska åtgärder. De bedömningar han har att göra måste därför i huvudsak bygga på befintligt kunskapsunderlag. Det är emellertid angeläget att vi i framtiden får ett förbättrat underlag. Utredaren bör därför pröva vilka åtgärder som behöver vidtas för att ett samlat forskningsprogram vad gäller riskerna med strålning i byggnader och åtgärder för att komma till rätta med dessa risker skall komma till stånd. Studier av vilka stråldoser som är relevanta för bedömningen av hälsoriskerna samt sambandet mellan stråldos och hälsorisker liksom samverkanseffekter med luftföroreningar kan i framtiden ge ytterligare underlag för det fortsatta arbetet med att minska strålriskerna i byggnader.

Det vida uppdrag utredaren får berör pågående arbete inom en rad olika statliga myndigheter och forskningsinstitutioner. Det är nödvändigt att en effektiv samordning sker mellan utredaren och berörda organ. Utredaren

bör därför samråda med dessa.

Utredarens uppdrag innebär bl a att ett program för vissa fältundersökningar och tekniska utprovningar behöver utarbetas. Det är angeläget att sådana undersökningar avseende radioaktiva byggnadsmaterial snarast kan påbörjas. Därvid bör befintliga resurser hos olika myndigheter och institutioner så långt möjligt utnyttjas. Utredaren bör med förtur och i samarbete med berörda organ utarbeta ett program för de undersökningar som bedöms som nödvändiga. Programmet bör redovisas till regeringen senast den 1 maj 1979. Utredaren bör om så bedöms lämpligt också i övrigt under arbetets gång kunna avge förslag i olika delfrågor som gäller akuta problem. Utredningsarbetet bör bedrivas så att slutrapport kan avges före 1981 års utgång.

Jag har i denna fråga samrått med chefen för bostadsdepartementet.

Med hänvisning till vad jag nu har anfört hemställer jag att regeringen bemyndigar chefen för jordbruksdepartementet,

att tillkalla en utredare med uppdrag att utreda frågan om åtgärder mot strålrisker i byggnader, m m,

att besluta om sakkunniga, experter, sekreterare och annat biträde åt utredaren.

Vidare hemställer jag att regeringen föreskriver att kostnaderna skall belasta tionde huvudtitelns kommittéanslag.

Regeringen ansluter sig till föredragandens överväganden och bifaller hans hemställan.

(Jordbruksdepartementet)

Bilaga 2 Nordens geologi

I och med att det konstaterats att radonproblemet till största delen beror på radon från marken riktas intresset även i detta avseende till den geologiska miljö som omger oss. Problem med markradon finns inom stora delar av Sverige och radonproblemen torde inte vara unika. Likartade markförhållanden som de svenska finns t ex i övriga nordiska länderna (förutom Island). Mätningar i Finland har visat på markradonproblem av samma storleksordning som de svenska.

I bl a kapitel 6, 8 och 9 av betänkandet behandlas sambanden mellan olika typer av bergarter och jordarter och risken för markradon. Som ett komplement till de beskrivningar av geologiska förhållanden som förekommer i dessa kapitel ges i denna bilaga en kortfattad översikt av berggrunden och jordarterna i Norden.

Berggrunden

Den nordiska berggrunden redovisas i figur 1. Berggrunden kan schematiskt och övergripande indelas i områden med

- prekamriskt urberg, vars äldsta bergarter har bildats för ca 2 800 miljoner år sedan och yngsta för ca 900 miljoner år sedan
- sedimentära bergarter, huvudsakligen sandstenar, skiffrar och kalkstenar bildade för 800 – 400 miljoner år sedan under tidsperioderna senprekambrium, kambrium, ordovicium och silur
- bergarter i fjällkedjan, vilka består av såväl sedimentära och vulkaniska bergarter som av urberg
- vulkaniska, sedimentära och intrusiva (graniter och syeniter) bergarter i Osloområdet, bildade för 300 – 245 miljoner år sedan under tidsperioderna karbon och perm
- sedimentära bergarter i Danmark, sydvästra Skåne, i Nordsjön och utanför Norges västkust bildade för 350 – 2 miljoner år sedan under tidsperioderna karbon, perm, trias, jura, krita och tertiär (sedimentära bergarter från karbon och perm saknas i Skåne)
- vulkaniska bergarter lavor och lager av aska, som bildar Islands berggrund. De älsta av dessa vulkaniska bergarter är ca 16 miljoner år gamla.

Figur 1. Översiktlig karta över Sveriges, Danmarks, Finlands och Norges berggrund.

Kalksten, sandsten och skiffer samt okonsoliderade lager av sand och lera. I Danmark bildade under karbon-tertiär (350-2 miljoner år), i Skåne under trias-tertiär (230-65 miljoner år).

Graniter, syeniter och vulkaniska bergarter samt sandstenar och skiffrar i Oslo-området bildade under senkarbon-perm (300-245 miljoner år).

Fjällkedjans berggrund; huvudsakligen sedimentära och vulkaniska bergarter av senprekambrisk-silurisk ålder (800-400 miljoner år). Bergarterna är mer eller mindre omvandlade (metamorfoserade) och deformerade.

Prekambriska bergarter i fjällkedjan; huvudsakligen graniter, grönstenar och gnejser.

Senprekambriska och kambro-siluriska sedimentära bergarter utanför fjällkedjan; kalksten, skiffer och sandsten (800-400 miljoner år).

Prekambriskt urberg; intrusiva bergarter (t ex granit, diorit, gabbro), vulkaniska bergarter (t ex porfyr och tuff), sedimentära bergarter (t ex kvartsiter, skiffrar och urkalkstenar) och metamorfa bergarter (t ex gnejs), (2800-800 miljoner år).

Tabell 1 Den geologiska utvecklingen i Sverige

Geologi i Sverige	Miljoner år sedan	Tidsperiod	Liv
Sista istiden, 8 000–70 000 år	0– 2	kvartär	människa
Lagrade bergarter i Skåne, sista upplyftning av fjällkedjan	2– 65	tertiär	däggdjur
Lagrade bergarter i Skåne	65– 140	krita	jätteödlorna dör
	140– 195	jura	första däggdjuret
	195– 230	trias	jätteödlor
Lagrade bergarter saknas i Sverige, diabaser i Skåne och Västergötland	230– 270	perm	ödlor
	270– 350	karbon	rikligt växtliv, bildning av stenkol
Yngsta bergarterna i fjällkedjan	350– 400	devon	musslor, fiskar, groddjur, insekter första växterna
Bergarter i fjällkedjan, kalkstenar, skiffrar och sandstenar i Skåne, Västergötland, Östergötland, Dalarna, Öland och Gotland	400– 435	silur	koraller
	435– 500	ordovicium	bläckfiskar
	500– 580	kambrium	djur med skal, t ex trilobiter
	580–ca 800	senprekambrium	djur utan skal
Bohusgranit och lagrade bergarter i Dalsland, 800–1 000 miljoner år	ca 800– 4 500	prekambrium	första algerna, ca 2 700 miljoner år
Jotniska sandstenar och diabaser, bl a i Dalarna och Gävle-området, ca 1 200 miljoner år			
Graniter, gnejser och äldsta ytbergarter i Sverige, 1 500–2 400 miljoner år			

En sammanställning av den geologiska utvecklingen i Sverige under olika tidsperioder finns i tabell 1.

De nordiska länderna utgör en västlig del av den av prekambriskt urberg bestående eurasiska kontinentalplattan. Den nordiska delen av denna brukar kallas den fennoskandiska urbergsskölden. Nordens äldsta bevarade bergarter finns i norra Finland. Åldern på dessa är ca 2 800 miljoner år.

Under årmiljonernas gång har den fennoskandiska urbergsskölden utsatts för veckning och uppsprickning varvid bergskedjor har uppstått och nedbrutits.

Större delen av Sverige samt så gott som hela Finland består av urberg liksom de sydöstligaste delarna av Norge. Stora områden med urberg ingår även i fjällkedjan framförallt i sydvästra Norge. I Danmark finns urberg endast på Bornholm. Utbredningen av urberg i Norden framgår av fig 1.

Till urberget räknas bergarter som bildats tidigare än för 800 miljoner år sedan. I urberget ingår

- bergarter som stelnat på större djup i jordskorpan, t ex granit, diorit och gabbro
- vulkaniska bergarter som porfyr och tuffer (förstenade lager av aska)
- sedimentära bergarter, t ex sandsten (kvartsit), skiffer och kalksten

Dessa bergarter genomslås ofta av jämnåldriga och yngre gångbergarter som utfyller sprickor i berggrunden. Exempel på gångbergarter är diabas och pegmatit.

Bergarterna i urberget har i samband med att de tidvis legat djupt ner i jordskorpan blivit mer eller mindre påverkade av höga tryck och temperaturer varvid de omvandlats t ex omkristalliserats och förskiffrats eller blivit helt eller delvis uppsmälta. Exempel på en bergart som på detta sätt bildats genom omvandling av andra bergarter är gnejs.

För ca 800 miljoner år sedan började urbergsskölden att sakta sjunka ner under havets yta varvid en pålagring av vittrat och eroderat material (sand, lera och kalkslam) skedde på de delar av urbergsskölden som låg under eller nära havsytan. Denna pålagring av sediment pågick till slutet av silur (ca 400 miljoner år sedan) med undantag för kortare perioder, när landet höjde sig över havsytan. Efter hand förstenades sedimenten till lagrade sedimentära bergarter (sandstenar, skiffrar – bl a alunskiffer – och kalkstenar) vilka till sist kom att täcka hela Danmark och Norge samt stora delar av Sverige. Däremot täckte de endast en liten del av Finland eftersom bara en mindre del av Finland låg under havsytan.

Genom att landet ibland höjde sig över havsytan utsattes de deponerade sedimenten för erosion, varvid utbildades lager av konglomerat (strandbildningar). De upprepade nivåförändringarna har också givit upphov till en växellagring mellan sandsten, skiffer och kalksten.

Under silur drog sig havet tillbaka. Därefter har den kambrosiluriska sedimentära berggrunden utsatts för erosion och nedbrytning. Vad som nu finns kvar i Sverige av den är rester av ett lager av sedimentära bergarter, som en gång täckt större delen av urberget.

I dag utgör dessa sedimentära bergarter berggrundens ytlager på Gotland och Öland samt inom stora delar av Skåne, Västergötland, Närke, Östergötland, Dalarna, Jämtland-Härjedalen, Västerbotten och Norrbotten. I Norge förekommer dessa bergarter i Oslo-området och i Nordnorge. De ingår och bildar också i stor utsträckning berggrunden i fjällkedjan, men är där som regel veckade och ofta omvandlade. Lagerserien är ofta inte fullständig. Så saknas kambriska bergarter, däri inbegripet alunskiffer i den gotländska lagerserien och i Dalarna (förutom längs fjällranden) och siluriska lager på Öland och i Närke.

Större delen av fjällkedjan i Norge och Sverige består av sedimentära och vulkaniska bergarter, som ursprungligen pålagrats urberget. I samband med att de eurasiska och amerikanska kontinentalplattorna rörde sig mot varandra och stötte ihop för 440 – 350 miljoner år sedan pressades dessa bergarter mot öster, varvid lagren av sedimentära och vulkaniska bergarter veckades och sköts över varandra. Även det underliggande urberget påverkades. En bergkedja liknande den i Himalaya bildades.

För ca 375 miljoner år sedan upphörde bergskedjeveckningen. En lugn period inleddes under vilken den bildade bergkedjan i stort sett nederoderades. De fjäll, som vi nu har, bildades genom upplyftning av berggrunden under tertiär tid under ett skede då de bägge kontinentalplattorna började glida ifrån varandra.

I Oslo-området finns sandsten, skiffer, vulkaniska bergarter, syeniter och graniter, som bildats under karbon och perm (300 – 245 miljoner år sedan).

Berggrunden i Danmark (förutom på Bornholm) består uteslutande av sedimentära bergarter. Berggrundens ytlager utgörs av sandstenar, slamste-

nar, skiffrar och kalkstenar bildade under krita till tertiär, för 350 – 2 miljoner år sedan. I berggrunden ingår även lager av sand och lera som inte förstenats.

Stora delar av Skånes berggrund består av sedimentära bergarter som är bildade under tiden från trias till krita, för 230 – 65 miljoner år sedan. Liksom i Danmark utgörs de sedimentära bergarterna huvudsakligen av sandstenar, skiffrar, slamstenar och kalkstenar. I sedimenten ingår även lager av sand och lera.

Island avviker från övriga Norden i det att ön helt och hållet består av vulkaniska bergarter. De äldsta är bildade för ca 65 miljoner år sedan, de yngsta för några år sedan.

Jordlagren

Under kvartärtidens sista årmiljon har Norden under minst två tidsperioder varit nedisat och täckt av landis. Den sista nedisningen började för ca 70 000 år sedan och pågick till för ca 8 000 år sedan. Sin största utbredning hade landisen för ca 18 000 år sedan då hela Norden med undantag för sydvästra Jylland var täckt av is.

Landisens maximala tjocklek var förmodligen större än tre kilometer och från olika tillväxtcentra gled den sakta mot periferin. Genom sin rörelse krossade och slipade isen underliggande berggrund och det lösbrutna materialet frös in i isen tillsammans med den jord som tidigare låg på berggrunden, och transporterades med isen när denna rörde sig. En del av det lösbrutna materialet avsattes under isen och bildade hårt packade bottenmoräner (pinnmo) medan det material som transporterades högre upp i isen avsattes först när isen smälte varvid lösare moräntyper bildades. I lägen där isranden under isens avsmältningsskede åter ryckte fram skrapade isen framför sig det material som hade avsatts varvid vallar av moränmaterial bildades, så kallade ändmoräner. Sådana ändmoräner är särskilt vanliga i mellersta Sverige, och stora ändmoräner har bildats i södra Finland där isranden för ca 10 000 år sedan under långa tider låg relativt stilla.

Även om moränen i vissa fall kan vara transporterad flera mil består moränen vanligen av korttransporterat material och de bergartsfragment som ingår i moränen är i huvudsak representativa för den underliggande berggrunden. Exempel på långtransporterade moräner är vissa danska moräner i vilka stenmaterialet till stor del består av nedkrossade gnejser och graniter från det svenska fastlandet. Långtransporterade moräner i vilka stenmaterialet helt saknar bergartsfragment från den underliggande berggrunden finns också inom centrala Norrland.

När landisen började smälta rann smältvattnet ner i sprickor i isen och bildade isälvar som under stort tryck rann fram i sprickor och tunnlar i isen. Under sitt lopp slet vattnet med sig jord och block som därvid krossades, avrundades och sorterades. I mynningarna av älvarna och i tunnlarna bildades grus och rullstensåsar. Där isälvarna mynnade bildades randdeltan, uppbyggda av sand och grus, om isranden under längre tid låg i samma läge. Det finkornigare materialet (finsand, mo, mjäla och lera) höll sig svävande i vattnet och transporterades därför längre bort från isälvsmynningen för att till sist sedimentera i havet eller i isdämda sjöar.

När inlandsisen smält upphörde den snabba avsättningen av sediment men en fortsatt erosion har skett och sker längs vattendrag och stränder vid sjöar och hav. Där det eroderade materialet sedimenterar bildas postglaciala lager av sand, silt och lera.

Genom den landhöjning som pågår alltifrån att isen började smälta har en del av de postglaciala jordlagren höjts över vattenytan. Landhöjningen är störst i mellersta Norrlands kustland, 200-285 m, och avtar inåt land samt mot norr och söder. I mellersta Sverige är landhöjningen ca 160 m medan Skåne är utsatt för en svag sänkning. Ovanför den högsta forna kustlinjen är postglaciala sediment sällsynta.

I samband med att landytan steg upp ur havet utsattes den tidigare havsbotten för vågornas erosion. Därvid kom på många ställen finare material i moränens ytlager att tvättas bort (svallades) varvid ett blockigt, grusigt, sandigt översta moränlager bildades. Vågerosionen har även medfört att en del rullstensåsar blivit nederoderade och utsvallade. Det förekommer att åsarna utsvallats ovanpå omgivande lerlager. I särskilt utsatta lägen spolades allt löst material bort av vågorna varvid berggrunden blev blottlagd. Ett exempel på ett sådant område är Bohusläns kustområde där jordlager i stort sett endast förekommer i skyddade lägen i dalgångarna.

Litteratur

Geology of the european countries: Denmark, Finland, Iceland, Norway, Sweden/ publ. in coop. with the Comité National Français de Géologie on the occation of the 26th International Geological Congress. ISBN 2-04-012043-2.

Holtedahl O: 1973, Hvordan landet vårt ble til – En oversikt over Norges geologi. 3e utgåvan, Oslo 1973. ISNB 82-02-02724-1.

Jeppson L: 1979, Skandinavien under 570 miljoner år: Från pol till pol, Med Sverige igenom tiden. (Avdelningen för Historisk Geologi och Paleontologi vid Universitetet i Lund.) Stencil.

Lundegårdh P H, Lundqvist J och Lindström M: 1974, Berg och jord i Sverige. 4e upplagan, Uppsala 1974. ISBN 91-20-03811-9.

Lundqvist J: 1976, Geologin – från teori till tillämpning. Kristianstad. ISBN 91-36-00747-1.

Scientific American, 1976, Continents Adrift and Continents Aground. (Förord av Wilson, J T). ISBN 07-7167-0281-9.

Wienberg Rasmussen H: 1970 Danmarks Geologi. 4e utgåvan, Köpenhamn 1975. ISBN 87-13-00410-7.

Bilaga 3 Det fortsatta arbetet med spårning av bostäder med för höga radondotterhalter

Sammandrag av socialstyrelsens promemoria "Radon – spårning och undersökning av bostäder".

Socialstyrelsen har i januari 1983 givit ut information /71/ för att ge vägledning till hälsovårdsnämnderna om hur spårningsarbetet kan anpassas till de nya kunskaper som kommit fram om marken.

Tidigare spårningsarbete byggde på att bostäder med radon från alunskifferbaserad gasbetong kunde spåras med hjälp av gammamätare. Därefter mättes radon- eller radondotterhalterna i småhusen med den högsta gammastrålningen. Något radontillskott från marken av betydelse förutsågs inte annat än inom begränsade riskområden med alunskiffer eller särskilt radioaktiva graniter.

Kommunernas mätningar och olika forskningsprojekt har visat att radon även från normal mark kan ge ett väsentligt bidrag till inomhushalterna om byggnadssätt och ventilation är olämpligt ordnade.

Byggnader som är otäta mot marken och har stor kontaktyta mot marken, riskerar att få in radon. Är dessutom ventilationssystemet så ordnat att det saknas tilluftflöden, sugs jordluften lättare in än frisk luft utifrån. Har huset låg luftomsättning späds inte den radonhaltiga jordluften ut effektivt. Det gäller framför allt i självdragshus.

Enligt socialstyrelsen bör hälsovårdsnämnden försöka spåra de mest utsatta husen. Förutsättningarna varierar kraftigt från kommun till kommun beroende på geologiska förhållanden, byggnadsbestånd och byggnadssätt. Dessutom har hälsovårdsnämnder och byggnadsnämnder olika resurser i olika kommuner. Därför går det inte att i detalj beskriva hur varje kommun bör gå till väga, men några gemensamma strategier har beskrivits av socialstyrelsen.

Byggnadsnämnden och hälsovårdsnämnden bör översiktligt klassificera kommunen eller delar av kommunen i hög-, normal- och lågriskområden.

Mätningarna av radondotterhalt i bostäder bör inriktas på hög- och normalriskområden.

För att hälsovårdsnämnden ska få en överblick av hur stora radonproblem som förekommer bör enligt socialstyrelsen 1-2% av småhus och marklägenheter mätas.

För t ex en kommun med 25 000 invånare kan det bli ungefär 50-100 bostäder. Visar dessa radondotterhaltsmätningar att det är sällsynt med höga halter, kan nämnden sedan begränsa sina mätningar till starkt misstänkta

hus. Visar det sig å andra sida att det är vanligt med höga halter bör nämnden fortsätta spårningsarbetet.

Socialstyrelsen anger två strategier, en för lågriskområden och en för normal- och högriskområden.

Inom *lågriskområden* och områden där inga markproblem befaras kan urvalet begränsas till högst 1% av småhusen. Det är rimligt att vänta sig att problem med höga radondotterhalter endast förekommer i småhus av alunskifferbaserad gasbetong. Dock kan marken inom området på sina ställen ge ett radontillskott. Därför bör mätningar även ske i småhus av trä. Avvägningen mellan gasbetonghus och trähus bör vara ungefär 2/3 gasbetonghus och 1/3 trähus.

Inom *normal- och högriskområden* bör det första urvalet göras något större – ca 2% av småhusen. Eftersom marken kan väntas ge betydande bidrag bör andelen trähus ökas för att man skall få en uppfattning om hur mycket marken betyder för halterna inomhus. Därför bör ungefär 2/3 av småhusen i urvalet vara byggda av trä och 1/3 av gasbetong.

Gemensamt för alla mätningar av radon- och radondotterhalter är att husen bör väljas på följande grunder

- □ småhus och några marklägenheter
- □ dålig luftomsättning
- □ stor markkontakt – otätheter mot grunden
- □ gasbetonghus med höga gammavärden.

För varje urval av hus gäller att ett för litet urval kan leda till att markproblem felaktigt utesluts. Det är bättre att fördela urvalen på några områden med ett större antal hus per område än att mäta i få hus i många områden.

Resultaten av mätningarna bör tolkas så, att om ca 10% av småhusen av trä visar halter över 400 Bq/m^3, finns det ett betydande markproblem som bör följas upp av hälsovårdsnämnden.

När det gäller radon- och radondotterhaltsmätningen räcker det med en långtidsmätning för beslut om sanitär olägenhet. Före mätningen skall ventilationen ses över.

Bilaga 4 Fortsatt forsknings- och utredningsverksamhet

Det av utredningen initierade och finansierade forsknings- och utredningsarbetet har resulterat i att kunskaperna om radon blivit mycket större. Vissa projekt pågår fortfarande, bl a experimentåtgärder i hus med inflöde av markradon i enlighet med utredningens skrivelse den 22 oktober 1981 /46/. Inom flera områden är kunskaperna fortfarande ofullständiga. Vissa delresultat och uppställda hypoteser är svåra att förklara och synes i några fall även vara motsägelsefulla.

Enligt utredningens uppfattning är det därför angeläget att forskningsverksamheten fortsätter. Följande områden förtjänar att uppmärksammas i det fortsatta arbetet.

Hälsoeffekter

Sambandet mellan radon i bostäder och lungcancer bör så långt möjligt klarläggas genom epidemiologiska studier.

Mark

Radonets transportvägar i berggrunden och jorden bör bli föremål för fortsatta undersökningar. Kunskaper saknas i stor omfattning om mekanismen bakom olika transportsätt, t ex om förekomster av och orsaker till långväga transport av radon med jordgas eller metangas. Det är vidare inte klarlagt hur permealibiteten och porositeten i jorden och berget påverkar radontransporten. Nämnda faktorer har stor betydelse för radonkoncentrationen i jordluften. Ökad kunskap om radontransport behövs för att bättre bedöma radonrisken inom olika markområden.

Mätmetoder

Mätmetoder för främst mätning av radon- och radondotterhalter i inomhusluft bör utvecklas. Mätningar av radon- och radondotterhalt i luft används för olika syften med olika krav på noggrannhet och enkel hantering. Särskilt angeläget är att få fram enkla mätmetoder med god noggrannhet för mätningar i stor skala, vilket också kan nedbringa mätkostnaderna.

Åtgärder

Metoder för radonsäkert och radonskyddande byggande bör följas upp och dokumenteras beträffande kostnad, effekt och beständighet.

Vidare bör metoder för åtgärder mot inflöde av markradon i äldre hus utvecklas och dokumenteras beträffande kostnad, effekt och beständighet.

Vid sidan om dessa fyra huvuduppgifter finns det ett flertal angelägna delfrågor, av vilka flera motiveras även av andra skäl än radon. Bland dessa förtjänar följande särskild uppmärksamhet.

Mark

- Radonhaltens normala variation i jordluften, såväl långvariga och årstidsberoende variationer som kortare variationer bör klarläggas.
- Underlag för bedömning av normala radonhalten i olika typer av jordarter bör tas fram. För detta krävs mätningar i kontrollerad miljö och större mätserier än vad som hittills varit möjliga.
- Bebyggelsens inverkan på radonsituationen i marken bör undersökas. Radonkoncentrationen i jordluften i orörd mark och i samma mark efter det att den bebyggts torde skilja sig avsevärt.

Mätmetoder

- Metoder bör utvecklas för mätning av den obundna delen av radondöttrarna i inomhusluften. Detta är väsentligt bl a för att kunna bedöma om filtrering av luft är en väg att minska radondotterhalten och för att få fram en del av det underlag som kommer att behövas för epidemiologiska studier och riskuppskattningar.
- Bestämning av standarder (underlag) bör ske för att ge institutioner och mätföretag möjlighet att kontrollera sina kalibreringar. Nuvarande standarder behöver förbättras och fortlöpande jämföras med standarder i andra länder.
- Metoder bör utvecklas för kalibrering av utrustning för mätning, av radon och toron i marken. Olika fukt- och temperaturförhållanden påverkar resultaten av de mätningar som nu sker i mark.
- Metoder för mätning av luftomsättning i självdragshus bör utvecklas. Den spårgasmetod som används i dag kräver dyr utrustning och specialutbildad personal. Speciellt för mätningar i stor skala behöver en enklare, snabbare och billigare metod tas fram.

Ventilation

- Uppgifter om värmeväxlares läckagestorlek från frånluft till tilluft bör kunna dokumenteras av tillverkaren. Det är speciellt viktigt i hus med höga radonhalter att luft som skall föras bort inte tillförs på nytt genom läckage i värmeväxlare.
- Olika zoner i ett rum kan ha olika luftomsättning. Det kan t o m finnas stagnationszoner där luften står mer eller mindre stilla. Hypotetiskt kan

därmed radondotterhalterna också variera högst väsentligt inom olika zoner i ett och samma rum. Standardiserad mätpunkt för radonmätning bör tas fram.

Åtgärder

- Filtrering av luften är en möjlighet att minska radondotterhalten. Effekten av filtrering på halten av obundna och bundna radondöttrar i luften bör studeras ytterligare för att få underlag för bedömning av värdet av filtrering för att minska riskerna från radondöttrar i inandningsluften. Även de praktiska aspekterna beträffande filtreringsapparatur bör utredas.
- Radonavgång från byggnadsmaterial bör studeras ytterligare.
- Material att använda inomhus som yttätande skikt bör ytterligare studeras.

Litteraturförteckning

Rapporter, cirkulär m m som behandlar strålrisker i byggnader

SSI statens strålskyddsinstitut, SP statens provningsanstalt, BFR statens råd för byggnadsforskning, SGU Sveriges geologiska undersökning, SGAB Sveriges geologiska AB.

1. *Hultqvist B:* Studies of naturally occuring ionizing radiations. Kungl Svenska vetenskapsakademiens handlingar. Fjärde serien, band 6. Nr 3
2. *G Swedjemark:* The ionizing radiation in dwellings related to building materials. SSI 1977-004
3. *G Swedjemark:* Radon in dwellings in Sweden. SSI 1978-13
4. Strålningen i våra bostäder. Broschyr 1979 4:e upplagan (1:a upplagan 1976). SSI
5. Information om strålningen i befintliga byggnader, PM 1979. Socialstyrelsen, Statens planverk, SSI
6. *G Swedjemark m fl:* Strålningsnivåer i hus byggda på avfall från hantering av alunskiffer. SSI:1979-006
7. *G Swedjemark:* Indoor measurements of natural radioactivity in Sweden. SSI:1979-026
8. Preliminärt förslag till åtgärder mot strålrisker i byggnader, Ds Jo 1979:9. Radonutredningen
9. Ett försök att spåra radonhus i Uppsala, delrapport 1979-08-31. Socialstyrelsen m fl
10. Förslag till program för forsknings- och utredningsarbete om strålning i byggnader, skrivelse 1979-10-19. Radonutredningen
11. Materialguide (byggnadsmaterialbeskrivning) 1979. Statens planverk
12. Finansiering av kostnader för att sänka radondotterhalten i befintliga bostäder, skrivelse 1979-11-08. Radonutredningen
13. Proposition om åtgärder mot strålrisker i byggnader, prop 1979/80:97
14. Statsbidrag till kommunernas energisparverksamhet, 1979-12-21. Bostadsdepartementet
15. Civilutskottets betänkande med anledning av prop 1979/80:97, CU 1979/80:28
16. Jordbruksutskottets betänkande med anledning av prop 1979/80:97, JoU 1979/80:38
17. Socialstyrelsens författningssamling, SOSFS (M) 1980:71
    - kungörelse med råd och anvisningar om åtgärder mot radon i bostäder
    - kompletterande cirkulär SN 1-1514:489/80
18. Bostadsstyrelsens författningssamling
    - föreskrifter till bostadsfinansieringsförordningen, 9 §, BOFS 1980:55
    - särskilda radonlån, 43 § a, BOFS 1980:72
19. *L Nyblom:* Radon i luften i byggnader, där värmeackumulering sker i stenmagasin, RI 1980-03. Radiofysiska institutionen, Karolinska Institutet

20. *G Swedjemark:* Radiation levels in houses built on ground with high content of radium, SSI:1980-10
21. *G Swedjemark:* Radioactivity in houses built of aerated concrete based on alum shale, SSI:1980-14
22. *U Bäverstam:* Spårfilm i bostäder, SSI:1980-15
23. *G Swedjemark:* Buildings with enhanced radioactivity in Sweden, SSI:1980-39
24. Radon i bostäder, broschyr i maj 1980. Socialstyrelsen, Statens planverk, SSI
25. *C Samuelsson, I Samuelsson:* Radonkoncentration i byggnader. SP-rapport 1980:26
26. *I Samuelsson:* Information om kontroll av radondotterhalten i hus. SP
27. *B E Erikson m fl:* Radon i bostäder – en fältforskningsstudie del 1 och 2, M 80:12 M 82:8. Statens institut för byggnadsforskning (SIB)
28. Uranium enriched granites in Sweden, rapporter och meddelande nr 19. SGU
29. Radonhalt inomhus och dess beroende av husgrundläggning, 1980-12-19. Statens geotekniska institut (SGI)
30. *S-O Ericson:* Administration, åtgärder och erfarenheter från åtgärder i syfte att begränsa radonhalten inomhus i vissa orter i USA och Kanada, PM 1980-12-19. Statens planverk
31. *S-O Ericson:* Radonhalt i olika typer av byggnader, sammanställning av tillgängliga mätresultat, PM 1980-12-19. Statens planverk
32. Riktlinjer för kommunal energiplanering (informerar om radon), rapport 51, 1980. Statens planverk
33. Svensk byggnorm 1980, PFS 1980:1. Statens planverk
34. Kommentarer till Svensk byggnorm, kommentarsamling 1981. Statens planverk
35. Ventilation, energisparande och radon i bostäder. Broschyr 1981. Radonutredningen och Svenska kommunförbundet
36. *Å Hesselbom m fl:* Radon i mark. En studie av metoder och instrument för bestämning av radonkoncentrationer i mark, BFR 47:1981
37. Strålning i byggnader, Information för samhällsplanering, nybebyggelse, spårning och åtgärder i befintlig bebyggelse (ca 120 sid), Planverkets rapport 54:1981. Socialstyrelsen, Statens planverk, SSI
38. *G Åkerblom:* Environmental radon investigations in Sweden, PM 1981-08-27. SGAB
39. *C Wilson:* Regional Environmental Documentation of Natural Radiation in Sweden, PM 1981-08-27. SGAB
40. Mätmetod för bestämning av radonavgång från byggnadskonstruktioner, rapport 1981. SP
41. *L Mjönes:* Gammastrålning i bostäder, SSI:a 81-18 och SSI:i 82-02
42. *S-O Ericson:* Radon i byggnader – litteraturstudie och förslag till forskningsinsatser, BFR 128:1981
43. Hälsovårdsnämndernas mätningar av strålning i bostäder från byggnadsmaterial, mark och vatten, 1981-09-09. Socialstyrelsen
44. Radon i bostäder, Boråsprojektet. SP-rapport 1981:29
45. Radon i 5 600 bostäder, mätningar med spårfilm och filter. SP-rapport 1981:27
46. Lägesrapport, skrivelse 1981-10-22. Radonutredningen
47. *B Clavensjö:* Radon i bostäder, byggnadstekniska åtgärder för att minska radonhalten i inomhusluft, BFR R 28:1982
48. *H Wahren m fl:* Ett försök att spåra radonhus i Kumla kommun – mark. Rapport 1982-02-15. Länsstyrelsen i Uppsala län
49. *B Bergström, B Clavensjö:* Radon i bostäder. Metod för beräkning av radondotterhalter i bostäder, R 88:1982. BFR

50. Lättbetong och varmgrund. BFR och Lättbetong AB, juni 82
51. *H Pettersson m fl:* Radonexhalation från byggnadsmaterial, SP-rapport 1982:32
52. Bilmätningar i syfte att spåra hus, byggda av alunskifferbaserad gasbetong, FM-rapport 1982-10-19. SGU
53. Gammaspektromi – en metod att bestämma radium- och gammaindex i fält, SGAB, BRAP 82072
54. Radon i dricksvatten. Sammanställning av analysresultat. PM 1982. Naturvårdsenheten vid länsstyrelsen i Göteborgs- och Bohuslän
55. *B Clavensjö, H Kumlin:* Radon i bostäder, byggnadstekniska åtgärder vid ny- och ombyggnad. Beräknas utkomma febr 1983. BFR
56. *T Hedberg m fl:* Sätt att minska radonhalt i dricksvatten, publikation 2:82. Chalmers tekniska högskola
57. Förstudier och teoretiska överväganden rörande möjligheterna att epidemiologiskt studera samband mellan lungcancer och exponering i bostäder, rapport från en arbetsgrupp 1982. Statens miljömedicinska laboratorium (SML)
58. *R Falk:* Radondöttrar i människan, SSI:a 82-18
59. *B Håkansson, H Möre:* Radonavgång från byggnadsmaterial, SSI:a 81-19
60. *R Falk m fl:* Kalibreringsverksamhet, radon och radondöttrar i luft, SSI:a 82-22
61. *L Nyblom:* Mätning av radon med spårfilm, i kopp, SSI:a 82-23
62. *J Kulich:* Radon och radiumhalt i vatten, SSI:a 82-03
63. *J Kulich:* Preliminär rapport om radonhalt i mindre allmänna vattenverk, 1982-11-30. SSI
64. *A Burén m fl:* An integrating radon monitor, SSI:a 82-06
65. Omarbetade synpunkter på strålskydd för bostäder, bilaga till skrivelse till radonutredningen aug 1982. Dnr 03/149/82. SSI
66. *O Hildingson, I Nilsson:* Radonhus, exempel på åtgärder, SP-rapport 1982:37
67. *B Clavensjö, G Åkerblom, P Andersson:* Radon i bostäder. Markens inverkan på radon och gammastrålning inomhus, R 9:83. BFR
68. *A Burén m fl:* Kartläggning av radonhalter inomhus i Sverige, SSI:a 82-25
69. *B Erikson m fl:* Markradon i småhus, undersökningar och förslag till åtgärder, M 83:1. SIB
70. Radon – planläggning, byggnadslov och skyddsåtgärder. Planverkets rapport 59:1982.
71. Radon – spårning och undersökning av bostäder. Beräknas utkomma våren 1983 i PM-serien. Socialstyrelsen
72. Instruktion för undersökningar av mark med hög radonaktivitet och radonavgång. Beräknas utkomma sommaren 1983. Statens planverk, SGU, statens geotekniska institut (SGI)
73. *A Lindmark m fl:* Markradon – Årstidsvariationer och permeabilitet. Beräknas utkomma våren 1983. Statens geotekniska institut (SGI)
74. "Radondottermätning i svenska bostäder", SGAB BRAP 82116
75. *A Burén m fl:* Kartläggning av radonhalter inomhus i Sverige. SSI:a 82-25
76. *M Aastrup:* Naturligt förekommande uran-, radium- och radonaktiviteter i grundvatten. Teknisk rapport 81-08 ISSN 0384-7504. Svensk kärnbränsleförsörjning AB
77. *G Johansson m fl:* A study of indoor aerosol size distribution and attachment of radon daughters. 10th Annual Conference of the Gesellschaft für Aerosolforschung, Bologna Sept 1982
78. *B Lindell:* Aktuellt om strålningsrisker. Läkartidningen nr 6 1982

Internationella publikationer, rapporter m m

101. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection publ 26. Annals of the ICRP vol 1 No 3 1977. Internationella strålskyddskommissionen. ICRP
102. The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation. (BEIR 3 1980) Committee on the biological effects of ionizing radiations (BEIR Committee) Report of the National Committee of Sciencies. WASH. DC
103. Limits for inhalation of radon daughters by workers. Publ 32 Annals of ICRP vol 6 No 1 1981
104. Ionizing radiation: Sources and biological effects. UNSCEAR 1982. FN
105. *S Rasmusson m fl:* The relationship between indoor radon and lungcancer: A Study of feasibility of an epidemiological study. MIT Technical Report: EPA 1 (1981). Environmental Protection Agency, Washington DC
106. *A Wicke:* 1982. Derzeitiger Stand der Radonmessungen in Häusern in der Bundesrepublik Deutschland. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, D–8042. München-Neuherberg
107. *Mäkeläinen I, Winqvist K och Castrén O:* 1982. Pientalojen huoneilman radonpitoisuus Valtakunnallinen kartoitur 1982 ja yksittäistulokset heinäkuuhun 1982 mennessä. Rapport STL-B-42, Helsingfors. Strålsäkerhetsinstitutet, Helsingfors
108. *Taniguchi H, Vasudev P:* Radon and radon daughters due to natural uranium occurrences in a rural Ontario community. In Gesell T F & Lowder W M, 1980, Natural radiation environment III, proceedings of a symposium held at Houston, Texas, April 23-28, 1978. Volume 2, p 1623-1632. Springfild, Virginia, USA. Technical Information Center, U.S. Department of Energy
109. *McGregor, R G, Vasudev, E G Letourneau m fl:* Background concentrations of radon and radon daughters in Canadian homes. Health Phys. 39:285-289 (1980)
110. *A Wicke:* Assessment of Indoor Radon Levels in the Federal Republic of Germany using passive Time-integrating Devices. Proceedings from Workshop on Indoor Radon, New York, 1982
111. Radon in Wohnräumen in der Schweiz, Ergebnisse der Vorstudie 1981/1982. Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung, Oktober 1982
112. Criteria for radioactive clean-up in Canada. Information Bulletin 77-2, April 7, 1977. Atomic Energy Control Board
113. EPA 80. Federal Register V 45 No 79, April 22, 1980, pp 87374-5. Environmental Protection Agency, Washington DC
114. EPA 79. Federal Register V 44 no 128, July 2, 1979, p 38665. Recommendations to State of Florida regarding Florida phosphate lands. Environmental Protection Agency, Washington DC
115. USSR 76. Radiohygienisk bedömning av byggnadsmaterial 1976 (Ryska). Hälsovårdsministeriet RSFCR, Leningrad
116. Pensko, personlig kommunikation genom SSI 1982
117. Strålsäkerhetsinstitutet, Helsingfors, personlig kommunikation
118. *O Jonassen, J P Mc Laughlin:* Radon in indoor air. Research report 6. Laboratory of Applied Physics, Technical University of Denmark
119. *R Mustonen:* Jan 1980. Measurements of the radon exhalation rates from building materials. Nordic Society for Radiation Protecting, 6-9

Tidskriftsartiklar

Artiklar i "Plan och bygg – aktuellt från statens planverk".
- Strålningen i byggnadsmaterial och bostäder, nr 12 1979
- Bebyggelse av starkt radioaktiv mark, nr 4 1980
- Radon från mark, det största problemet, nr 1 1981
- Energisparande och radon, nr 3 1981
- Täta golv och bjälklag minskar radonrisken, nr 6 1981
- Hur redovisas i planförslag område med hög radonhalt?, nr 3 1982

"Tidskriften Byggforskning" nr 7 oktober 1982 TEMA-nummer: Radon i byggnader

Ord- och begreppsförklaringar. Storheter och enheter vid strålningsmätningar

Ord- och begreppsförklaringar

absorberad dos, se Storheter och enheter
aktivitet, se Storheter och enheter
alfastrålning utgörs av positivt laddade partiklar, alfapartiklar. Alfastrålningen avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Alfastrålningen har kort räckvidd och stoppas i allmänhet av hudens döda yttersta skikt (hornlagret). Strålningen kan därför endast orsaka skador hos människan om det radioaktiva ämnet finns inne i kroppen
alunskifferbaserad gasbetong, se skifferbaserad gasbetong
becquerel (Bq) är enhet för aktivitet. 1 Bq är ett sönderfall per sekund. Se Storheter och enheter
befolkningsdos, se kollektivdos
betastrålning utgörs av elektroner, betapartiklar, som är negativt laddade. Betastrålningen avges från atomkärnan när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Betastrålningen har längre räckvidd än alfastrålningen men orsakar i allmänhet störst skada på människan om det radioaktiva ämnet finns inne i kroppen
byggnadsmaterialets bidrag till radonhalten inomhus, se Storheter och enheter
dosekvivalent, se Storheter och enheter
dosrat, se Storheter och enheter
EPA Environmental Protection Agency Washingtong DC
exhalationsrat är den mängd radon som avgår från ett material per yt- och tidsenhet och mäts i Bq/(m^2h)
exposition av radondöttrar anges som produkten av koncentrationen och den tid man utsätts för den radonhaltiga luften och kan uttryckas som Bq år/m^3. Även andra enheter används, speciellt i utländsk litteratur
exposition hos gamma- och röntgenstrålning se Storheter och enheter
gammaindex är ett mått på den totala mängden radioaktiva ämnen som ingår i ett byggnadsmaterial. Gammaindex avser här indexen för det färdiga materialet. Delmaterial som utgör en mindre del av det färdiga materialet få således ha högre gammaindex.

$$\text{Gammaindex} = \frac{C_K}{10\,000} + \frac{C_{Ra}}{1\,000} + \frac{C_{Th}}{700} < 1{,}0$$

där C_K, C_{Ra} och C_{Th} är koncentrationen av kalium – 40, radium – 226 respektive torium – 232, uttryckt i Bq/kg av materialet

gammastrålning är elektromagnetisk strålning med hög energi (liten våglängd) som avges från en atomkärna när vissa radioaktiva ämnen sönderfaller. Gammastrålning har i allmänhet lång räckvidd och kan nå hundratals meter i luft eller ca en halv meter i sten eller betong

GEO-strålningskartor visar förekomst och utbredning av områden med förhöjd aktivitet av radioaktiva ämnen i marken

IAEA International Atomic Energy Agency, Internationella atomenergiorganet, Wien

ICRP, International Commission on Radiological Protection, den internationella strålskyddskommissionen

ILO International Labour Organization, Internationella arbetsorganisationen

joniserande strålning är strålning som ger upphov till joner i det material som den tränger in i. Exempel på joniserande strålning är alfa-, beta- och gammastrålning

jämviktsfaktorn (F-faktorn), används för omräkning av radonhalt till radondotterhalt. I bostäder brukar ett schablonvärde på 0,5 väljas. Eftersom radondotterhalten varierar med både ventilation och luftens innehåll av partiklar ligger det verkliga värdet oftast mellan 0,3 och 0,7

kerma, se Storheter och enheter

kollektivdosen (befolkningsdosen) är den genomsnittliga stråldosen i en grupp multiplicerad med antalet individer i gruppen. Kollektivdosen ges i enheten mangray eller mansievert (tidigare manrad och manrem)

kosmisk strålning är strålning från strålkällor i rymden. Den kosmiska strålningen tilltar med höjden över havet. Vid havsytan ger den människan en stråldos av ca 0,3 mGy per år, på 3 000 meters höjd ca 0,9 mGy per år

kvalitetsfaktor, se Storheter och enheter

mansievert är enheten för kollektivdos eller dosinteckning när dosen anges i dosekvivalent. Man får den genom att multiplicera den genomsnittliga dosekvivalenten till individerna i en grupp med antalet individer i gruppen. Tidigare användes enheten manrem. 1 manrem=0,01 mansivert.

markradonets bidrag till radonhalten inomhus, se Storheter och enheter

median är ett mått på en fördelnings medelvärde, det värde som delar massan i fördelningen mitt itu

NEA OECD's Nuclear Energy Agency

mikroröntgen per timme (μR/h) är enheten för expositionsrat. En mikroröntgen är en miljondels röntgen. Se Storheter och enheter

OECD Organization for Economic Co-Operation and Development, Paris

rad, tidigare använd enhet för absorberad stråldos. Rad har i det internationella enhetssystemet ersatts av enheten gray (Gy). 1 rad = 0,01 Gy

radioaktivetet är egenskapen hos vissa ämnen att spontant utsända joniserande strålning

radioaktiva ämnen, innehåller atomer med instabila atomkärnor, som genom sönderfall strävar efter att nå ett stabilt tillstånd. Vid sönderfallet avger atomen strålning

radium är ett radioaktivt grundämne. Den viktigaste isotopen är radium-226, som uppkommer genom sönderfall av uran. Den har en halveringstid av ca 1 600 år, se tabell 2.1. Radium förekommer praktiskt taget överallt i jordskorpan och därför också i byggnadsmaterial och dricksvatten. När radium-226 sönderfaller bildas den radioaktiva gasen radon

radiumindex är ett mått på mängden radium som ingår i ett byggnadsmaterial. Radiumindex avser här indexen för det färdiga materialet. Delmaterial som utgör en mindre andel av det färdiga materialet får således ha högre radiumindex.

$$\text{Radiumindex} = \frac{C_{Ra}}{200} < 1{,}0$$

där C_{Ra} är koncentrationen av radium – 226 uttryckt i Bq/kg av materialet

radon, radioaktiv ädelgas som bildas vid sönderfall av radium. Radon-222, som har en halveringstid 3,8 dygn, finns normalt i luften. Radon sönderfaller i dotterprodukter som, om de samlas i lungorna, kan ge höga stråldoser och därigenom en ökad risk för lungcancer. Se tabell 2.1

radondöttrar, de radioaktiva ämnen som bildas när radon sönderfaller. De är fasta ämnen som lätt fastnar på damm. Det är dessa dotterprodukter som orsakar den största hälsorisken när radonhalten är hög, se tabell 2.1

rödfyr (skifferaska) är bränd alunskiffer. Den har erhållits bl a vid tillverkning av alun samt vid kalkbränning

sievert, (Sv) är enheten för dosekvivalent, se Storheter och enheter

skifferbaserad gasbetong, byggnadsmaterial som framställdes av bränd kalk och alunskifferaska med tillsats av aluminiumpulver. Den höga halten av radium kommer från alunskiffern. Skifferbaserad gasbetong tillverkades i Sverige åren 1929–75

stråldos, se Storheter och enheter

torium är ett radioaktivt grundämne. Den viktigaste isotopen är torium-232 som har en halveringstid på 1,4 x 10^{10}år (14 000 miljoner år). Torium förekommer praktiskt taget överallt i jordskorpan och därför också i byggnadsmaterial. I sönderfallskedjan för torium-232 förekommer radium-224 och radon-220 (toron)

toron är en radonisotop, radon-220, som har en halveringstid av 54 sekunder. Den förekommer i sönderfallskedjan för torium-232, se torium

TL-dosimeter, (TLD) är ett litet mätinstrument varmed man kan mäta stråldoser. En TL-dosimeter är inte direktvisande utan kräver en utläsning efter bestrålningen. Vid utläsning värms dosimetern varvid den avger ljus. Den avgivna mängden ljus är proportionell mot den absorberade dosen

typvärde är ett mått på en fördelnings medelvärde, det värde som de flesta bostäderna har

UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York

WHO World Health Organization, Världshälsoorganisationen

Storheter och enheter vid strålningsmätningar

absorberad dos är absorberad strålningsenergi per massa. SI-enheten är gray (Gy) och 1 Gy = 1 J/kg. Den äldre enheten var rad och 1 rad = 0,01 Gy

aktivitet är antalet atomkärnor som sönderfaller per tid. SI-enheten är becquerel (Bq) och 1 Bq = 1 s^{-1}. Den äldre enheten var curie (Ci) och 1 Ci = 37 GBq (miljarder Bq)

dosekvivalent är produkten av absorberad dos och kvalitetsfaktor (se kvalitetsfaktor). Dosekvivalenten används bara i strålskyddssammanhang och används för att uppskatta strålningens verkan på exponerade individer. SI-enheten är sievert (Sv). Den äldre enheten var rem och 1 rem = 0,01 Sv

Lika stora absorberade doser av t ex gammastrålning och alfastrålning medför olika stora risker för biologisk skada. Kvalitetsfaktorn korrigerar dosen för denna skillnad. Därför kan dosekvivalentvärden orsakade av skilda strålslag adderas till varandra och användas som ett mått på den totala strålningens verkan på individer.

dosrat eller riktigare absorberad dosrat är absorberad dos per tid och mäts i Gy/s

exposition är hos gamma- och röntgenstrålning förmågan att jonisera luft. Dess SI-enhet är C/kg (Coulomb). Den äldre enheten var röntgen (R) och 1 R = 0,258 mC/kg

expositionsrat är exposition per tid och mäts i C/kg och sekund i SI-systemet. Den äldre enheten var Röntgen per timme

effektiv dosekvivalent är ett begrepp som används för att jämföra risken för stokastiska skador vid bestrålning av olika organ i kroppen med risken vid bestrålning av hela kroppen. Den effektiva dosekvivalenten erhålls genom viktning av dosekvivalenten i ett organ med viktningsfaktorn för detta organ rekommenderad av ICRP (ICRP-26)

kerma är sammanlagd rörelseenergi hos laddade partiklar som frigjorts per massa i ett material, vilket bestrålas med fotoner (eller andra indirekt joniserande strålslag). Enheten för kerma är gray (Gy). Vid mätningar i luft kan kerma i de flesta praktiska sammanhang ersätta exposition hos gamma- och röntgenstrålning varvid värden uttryckta i röntgen (R) kan ersättas med värden i hundradelar av gray (Gy) eller matematiskt uttryckt 1 R = 0,01 Gy

koncentrationen av radondöttrar kan anges som aktivitetskoncentrationen av var och en av dem (i Bq/m^3) eller den potentiella alfaenergin per volymsenhet för dem tillsammans (i WL eller Joule per m^3). I denna rapport används den indirekta koncentrationen av radondöttrar Equilibrium Equivalent Concentration of Radon förkortat EEC eller EER. Den definieras som EEC = F x C_{Rn} där F är jämviktsfaktorn och C_{Rn} är radonkoncentrationen

kvalitetsfaktor är en faktor som anger hur effektiviteten hos en given absorberad dos beror på typen av strålning. Kvalitetsfaktorn för gamma och betastrålning är 1 medan den för alfastrålning är 20 (se dosekvivalent). Denna faktor är avsedd att användas endast i strålskyddssammanhang

stråldos är ett allmänt uttryck för absorberad strålmängd eller absorberad energi och bör inte användas utan detaljerad uppgift om vad som avses t ex absorberad dos, dosekvivalent, effektiv dosekvivalent eller exposition

WL (Working Level) är den potentiella alfaenergikoncentration som approximativt svarar mot en aktivitetskoncentration av 3 700 Bq/m^3 radon-222 i radioaktiv jämvikt med sina döttrar. 1 WL svarar mot 3 700 Bq/m^3 (EEC)

WLM (Working Level Month) (1 WLM = 170 WLh = 72 Bq år/m^3) användes i en del länder som ett mått på expositionen av de kortlivade radon-222 döttrarna

Sammanställning av olika storheter inom strålningsområdet

Storhet	Ny enhet	Förkortning	Äldre enhet	Omräkningsfaktorer
Aktivitet, antalet sönderfall per tidsenhet	becquerel	Bq	Curie (Ci)	1 Bq=27 x 10^{-12}Ci=1 s^{-1} 1 Ci=37 miljarder Bq
Absorberad dos, den mängd energi per massa som tagits upp av den bestrålade kroppen eller kroppsdelen	gray	Gy	rad	1 Gy=100 rad=1 J/kg 1 rad=0,01 Gy
Dosekvivalent, den absorberade dosen med hänsyn tagen till strålningens biologiska verkan	sievert	Sv	rem	1 Sv=100 rem 1 rem=0,01 Sv

Byggnadsmaterialets bidrag till radonhalten inomhus
beräknas med följande formler.

$$C_m = \frac{P}{l + \lambda}$$

C_m = bidrag till radonhalt (Bq/m^3)
P = tillflöde av radon (Bq/m^3, h)
l = luftomsättningen (oms/h)
λ = radonets sönderfallskonstant 0.0075 (h^{-1})

P kan för varje radonavgivande yta beräknas ur

$$P = \frac{E \cdot F}{V}$$

E = radonavgång (bq/m^2, h)
F = radonavgivande yta (m^2)
V = rumsvolymen (m^3)

Markradonets bidrag till radonhalten inomhus vid inläckage av radonhaltig jordluft
beräknas med följande formel:

$$C_m = \frac{C_t \cdot L}{(l + \lambda) \cdot V}$$

C_m = bidrag till radonhalten i huset på grund av inläckande radonhaltig jordluft (Bq/m^3)
l = luftomsättningen i huset (oms/h)
V = luftvolymen i huset (m^3)
C_t = radonhalten i den inläckande jordluften (Bq/m^3)
L = mängd inläckande jordluft (m^3/h)
λ = sönderfallskonstanten för radon –222, 0.00755 (h^{-1})

Formeln är generellt giltig för beräkning av den erhållna radonhalten i en volym till vilken radon tillförs genom transport med luft eller annan gas.

Statens offentliga utredningar 1983

Kronologisk förteckning

1. Fristående skolor för inte längre skolpliktiga elever. U.
2. Nytt militärt ansvarssystem. Ju.
3. Skatteregler om traktamenten m. m. Fi.
4. Om hälften voro kvinnor. A.
5. Koncession för försäkringsrörelse. Fi.
6. Radon i bostäder. Jo.

Statens offentliga utredningar 1983

Systematisk förteckning

Anm. Siffrorna inom klammer betecknar utredningarnas nummer i den kronologiska förteckningen.

Liber
AB Allmänna Förlaget

ISBN 91-38-07433-8
ISSN 0375-250X