

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapport nr. 710401014

BASISDOCUMENT RADON

L.H. Vaas, H.B. Kal (*), P. de Jong (**)
en W. Slooff (eds.)

september 1991

(*) Instituut voor Toegepaste Radiobiologie en Immunologie (ITRI-TNO)

(**) Radiologische Dienst TNO (RD-TNO)

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-
Generaal Milieubeheer, Directie Stralenbescherming.

Titel	Basisdocument Radon
Trefwoorden	basisdocument, radon, thoron, water- en luchtkwaliteit, normen, meetmethoden, meetstrategieën, bronnen, emissies, verspreiding, concentraties in het milieu, blootstellingen, humane toxiciteit, bestrijdingstechnieken en -kosten, economische gevolgen, risico-analyse, modellen
Samenvatting	Dit document bevat een systematisch overzicht en een kritische evaluatie van de belangrijkste gegevens over de prioritaire stof radon, ten behoeve van het effectgericht milieubeleid
Datum publikatie	september 1991
Opdrachtgever	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stralenbescherming (VROM/DGM/S)
Programmacoördinator	Dr. A.G.J. Sedee
Projectcoördinator	Drs. L.E. van Brederode
Begeleidingscommissie	Dr. A.G.J. Sedee (vz.), Drs. F. van den Akker, Drs. L.E. van Brederode, Ir. J.P. Cornet, Ir. H.M. Croes, Dr. D.W.G. Jung, Dr. J.J. Quarles van Ufford, (allen VROM/DGM), Ir. H.L.M. van Duijse, Drs. T.T. de Haas (beiden VROM/DGVH), Drs. J.W. Dornseiffen (WVC), L.F.M. Buys (EZ)
Uitvoerende organisatie	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM), met medewerking van de Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO)
Programmaleider	Dr. W. Slooff (RIVM)
Projectleider	Drs. L.H. Vaas (RIVM)
Deelprojectleiders	Ir. P. de Jong (RD-TNO), Dr.Ir. H.B. Kal (ITRI-TNO), Drs. L.H. Vaas (RIVM)
Auteurs	Drs. L.H. Vaas, Dr.Ir. H.B. Kal, Ir. P. de Jong en Dr. W. Slooff (eds.), Drs. R.O. Blaauboer, Dr. W. Slooff, Drs. L.H. Vaas (RIVM), Drs. R.W. Bartstra, Drs. J.Th.M. Jansen, Dr. J. Zoetelief (ITRI-TNO), Ir. P. de Jong (RD-TNO), Drs. J.G. Ackers
Toetsingscommissie	Dr.Ir. G. de Mik (vz.), Ir. B.A. Bannink, Ir. R. van de Berg, Ir. A.H.M. Bresser, Drs. A.G.A.C. Knaap, Dr. H.A.M. de Kruijf, Dr. J.E.T. Moen, Dr. D. Onderdelinden, Ir. P.J.A. Rombout, Ir. H.J. van de Wiel

Dit basisdocument handelt over het element radon en de kortlevende dochterprodukten hiervan. Indien wordt gesproken over radon, heeft dit betrekking op alle isotopen van dit element. De meeste informatie betreft de relatief langlevende isotoop Rn-222 ($t_{1/2} = 3,8$ dag). Daarnaast is enige informatie opgenomen over het kortlevende Rn-220 ($t_{1/2} = 56$ sec). De historische term "thoron" voor Rn-220 is niet meer gebruikt.

INHOUD

SAMENVATTING

INLEIDING (inclusief "leeswijzer" en "afbakening")

1.	<u>Stofeigenschappen, vorming en bestaande normen</u>	6
1.1.	Stofeigenschappen	6
1.1.1.	Enkele fysisch-chemische basisgegevens	6
1.1.2.	Transport van radon door diffusie en convectorie	7
1.2.	Vorming	11
1.2.1.	Radioactief verval	12
1.2.2.	Vervalreeksen primordiale radionucliden	14
1.2.3.	Emanatie en exhalatie van radon	17
1.3.	Normen en richtwaarden	21
1.3.1.	Eenheden	21
1.3.2.	Richtwaarden en normen voor radon in het buitenmilieu	22
1.3.3.	Richtwaarden en normen voor radon in het binnenmilieu	23
2.	<u>Bronnen en emissies</u>	26
2.1.	Exhalatie van de bodem	26
2.2.	Exhalatie van zee- en oppervlaktewater	27
2.3.	Fossiele brandstoffen en hun verbranding	28
2.3.1.	Steenkool	28
2.3.2.	Aardolie	29
2.3.3.	Aardgas	29
2.4.	Erts- en bodemstoffen	30
2.5.	Bouwmaterialen	31
2.6.	Grondwater	32
2.7.	Overige bronnen	33
2.7.1.	Vulkanisme	33
2.7.2.	Exhalatie door de mens	33
2.7.3.	Exhalatie door planten en dieren	33
2.8.	Totale Nederlandse emissie van Rn-220 en Rn-222	34
2.9.	Beleidsmatige aspecten van emissies van Rn-220 en Rn-222	36
2.10.	Samenvatting en conclusies	36
3.	<u>Gedrag en verspreiding</u>	39
3.1.	Verspreiding in de atmosfeer en depositie van dochterprodukten	39
3.1.1.	Verspreiding in de atmosfeer	39
3.1.2.	Depositie van dochterprodukten	43
3.2.	Gedrag in de bodem	44
3.2.1.	Mobiliteit in de bodem	44
3.2.2.	Infiltratie in woningen	45
3.3.	Verspreiding van radondochterprodukten in organismen	48
3.4.	Samenvatting en conclusies	49

4.	<u>Meetmethoden</u>	51
4.1.	Lucht	51
4.1.1.	Momentane metingen	51
4.1.2.	(Semi-)continue metingen	52
4.1.3.	Integrerende methoden	54
4.1.4.	Methoden voor de bepaling van Rn-220	55
4.2.	Bouwmaterialen	56
4.2.1.	Gamma-spectrometrie	56
4.2.2.	Exhalatiesnelheid	56
4.2.3.	Emanatiefactor	58
4.3.	Bodem	58
4.3.1.	Gamma-spectrometrie	58
4.3.2.	Exhalatiesnelheid	59
4.3.3.	Bodemgas	60
4.4.	Water	60
4.5.	Normalisatie van meetmethoden	60
4.6.	Samenvatting en conclusies	61
5.	<u>Concentraties en blootstellingsniveaus</u>	62
5.1.	Concentraties in grond	62
5.2.	Concentraties in bouwmaterialen	64
5.3.	Concentraties in water	66
5.4.	Concentraties in lucht	68
5.4.1.	Binnenlucht	68
5.4.2.	Buitenlucht	73
5.5.	Blootstellingsniveaus	74
5.6.	Samenvatting en conclusies	77
6.	<u>Effecten</u>	78
6.1.	Humane toxiciteit	79
6.1.1.	Aërosolen	79
6.1.2.	De kwaliteitsfactor voor alfa-deeltjes in de stralingsbescherming	80
6.1.3.	Metabolisme en orgaandoses	81
6.1.4.	Longdosimetrie	85
6.1.5.	Dierproeven	94
6.1.6.	Epidemiologisch onderzoek	96
6.1.7.	Synergisme met roken	102
6.2.	Ecotoxiciteit	103
6.2.1.	Aquatische en terrestrische organismen	103
6.2.2.	Voedselketens	104
6.3.	Toxiciteit voor landbouwhuisdieren	105
6.4.	Samenvatting en conclusies	105
7.	<u>Risico's</u>	107
7.1.	Humane risico's	107
7.1.1.	Risico-evaluaties van BEIR, ICRP en UNSCEAR-commissies	107
7.1.2.	Invloed blootstellingsomstandigheden	115
7.1.3.	Gevoelige en kritieke groepen	116
7.1.4.	Risico's bij blootstelling van de bevolking in Nederland	118
7.1.5.	Psychische aspecten van blootstelling aan radon	120
7.2.	Risico's voor aquatische en terrestrische organismen	121
7.3.	Risico's voor landbouwhuisdieren	122
7.4.	Samenvatting en conclusies	123

8.	<u>Modellering van radonconcentraties in het binnenmilieu en mogelijke maatregelen</u>	124
8.1.	Rekenmodellen	124
8.1.1.	Beschrijving model voor berekening van radonconcentraties	125
8.1.2.	Berekening van concentraties radonvervalprodukten	132
8.1.3.	Voorbeelden van resultaten van modelberekeningen	133
8.1.4.	Berekening dosisbijdrage door bouwmaterialen	135
8.2.	Trend van het blootstellingsniveau	137
8.3.	Mogelijke radon-reducerende maatregelen	138
8.3.1.	Inventarisatie van mogelijke maatregelen	138
8.3.2.	Effectiviteit van maatregelen	139
8.3.3.	Kosten-effectiviteit van maatregelen	142
8.4.	Scenario's	144
8.4.1.	Geen reducerende maatregelen	145
8.4.2.	Reducerende maatregelen in nieuwbouwwoningen	145
8.4.3.	Reducerende maatregelen in bestaande woningen	146
8.5.	Samenvatting en conclusies	148
9.	<u>Economische gevolgen van maatregelen tegen radon voor de bouwindustrie</u>	150
9.1.	Economische aspecten van maatregelen tegen radon in woningen	150
9.2.	Kosten van radonreducerende maatregelen	154
9.3.	Samenvatting en conclusies	156
10.	<u>Evaluatie</u>	157
10.1.	Van bron tot risico - een overzicht	157
10.1.1.	Bronnen en verspreiding	157
10.1.2.	Blootstellingen in Nederland	160
10.1.3.	Humane effecten en risico's	162
10.1.4.	Risico's voor ecosystemen	164
10.2.	Overschrijding van de huidige normen en richtwaarden	164
10.2.1.	Radon in het buitenmilieu	164
10.2.2.	Radon in het binnenmilieu	164
10.3.	Meetstrategieën	165
10.3.1.	Meetmethoden voor Rn-222 in lucht	165
10.3.2.	Uitgevoerde metingen en toekomstige metingen	165
10.4.	Kosten-effectiviteit van reducerende maatregelen, scenario's en economische gevolgen	166
10.4.1.	Kosten-effectiviteit van reducerende maatregelen	166
10.4.2.	Scenario's	167
10.4.3.	Economische gevolgen van reducerende maatregelen	167
10.5.	Conclusies en aanbevelingen	168
10.5.1.	Conclusies	168
10.5.2.	Aanbevelingen	170
11.	<u>Referenties</u>	171
	Gebruikte eenheden	194
	Gebruikte grootheden	195
	Gebruikte afkortingen	197

SAMENVATTING

Dit document omvat gegevens over radon inzake de bronnen, emissies, verspreiding en risico's, op basis van vergelijking van blootstellingsniveaus en schadelijke effecten. Radon is een chemisch inert en van nature voorkomend radioactief gas, dat voor de mens als voornaamste risico de inductie van longkanker met zich meebrengt. In dit verband zijn met name de kortlevende dochterprodukten van Rn-222 en Rn-220 van belang. De risico's voor plant en dier zijn, in termen van bedreiging van populaties, niet van betekenis. Gezien de aard van het risico en het voorkomen is vooral aandacht besteed aan de risico's voor de mens in het binnenmilieu. Technische mogelijkheden om deze risico's te reduceren, alsmede de daaraan verbonden kosten, worden besproken. Tevens wordt ingegaan op een aantal potentiële beleidsscenario's ten aanzien van radon.

Ofschoon diverse bronnen bijdragen aan de emissie van radon, zijn alle bronnen direct danwel indirect terug te voeren op de bodem. De totale emissie in Nederland bedraagt circa $2 \cdot 10^{16}$ Bq per jaar aan Rn-222 en circa $1,5 \cdot 10^{18}$ Bq per jaar aan Rn-220. De emissie van Rn-222 wordt voornamelijk bepaald door de bodem zelf ($\approx 95\%$ van de totale emissie). De bijdrage van overige bronnen, zoals ertsafval, kunstmest en bouwmaterialen, aan de concentratie van Rn-222 in het buitenmilieu is derhalve gering.

Door de korte halveringstijd van Rn-220 (56 sec), in vergelijking met Rn-222 (3,8 dag), is voor de blootstelling van de mens vooral Rn-222 van belang, zodat in dit basisdocument de nadruk ligt op Rn-222. De blootstelling binnenshuis overheerst ten gevolge van de cumulatie die in het binnenmilieu optreedt, in combinatie met relatief lange verblijftijden. Met betrekking tot de relatieve bijdragen aan de Rn-222-concentraties in het binnenmilieu geldt dat de bodem (gemiddeld circa 70%) en bouwmaterialen (circa 30%) de belangrijkste bronnen zijn. De bijdrage van de overige bronnen in het binnenmilieu bedraagt gemiddeld ongeveer 1%. In Nederlandse woonkamers bedraagt de gemiddelde concentratie van Rn-222 $29 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ (8-140 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$). Dit gemiddelde ligt in het bereik van circa 20-90 $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ dat in andere Europese landen wordt aangetroffen. In circa 0,7% van de woonkamers is de Rn-222-concentratie groter dan of gelijk aan $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$, hetgeen betekent dat circa

100.000 personen minstens driemaal zo hoog zijn blootgesteld als gemiddeld. De gemiddelde buitenluchtconcentratie bedraagt in Nederland circa 3 Bq.m^{-3} (afhankelijk van de locatie $1\text{-}10 \text{ Bq.m}^{-3}$).

Er zijn betrouwbare meetmethoden voorhanden, zowel voor metingen aan lucht als aan andere matrices (bouwmaterialen, bodem, drinkwater). Ook zijn er statische en dynamische modellen ontwikkeld voor het schatten van radonconcentraties in de woning en voor het vaststellen van het effect van reducerende maatregelen. Validatie van deze modellen door middel van praktijkproeven is gewenst.

Het voornaamste risico van blootstelling aan radon is inductie van longkanker, waarbij sterfte als gevolg van geïnduceerde longtumoren als risicomaat wordt gehanteerd. Als gemiddelde dosisconversiefactor (effectief dosisequivalent per eenheid van blootstelling) wordt voor Rn-222 per Bq.m^{-3} EEC een waarde gehanteerd van $0,14 \pm 0,05 \text{ mSv per jaar}$ ($10 \pm 4 \text{ mSv.WLM}^{-1}$). Voor Rn-220 is dit $0,6 \pm 0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ ($10 \pm 4 \text{ mSv.WLM}^{-1}$). De op basis van epidemiologische gegevens over (uranium)mijnwerkers geschatte risicofactor voor fatale longtumoren bedraagt, gebruikmakend van lineaire extrapolaties zonder drempelwaarde, voor de continue blootstelling aan Rn-222 $3,5 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$. Voor Rn-220 is dit $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$, waarbij gebruik is gemaakt van de resultaten van longdosimetrische modellen en de ICRP-conversiefactor van dosis naar risico. De onzekerheden in de risicofactoren voor Rn-222 en Rn-220 bedragen ongeveer een factor twee. De gemiddelde blootstelling aan radon in Nederland komt op basis van deze risicofactoren overeen met een risico van 60 (onzekerheidsinterval: 30-120) gevallen van fatale longkanker per $1 \cdot 10^6$ mensen per jaar (80% als gevolg van Rn-222, 20% als gevolg van Rn-220). Deze risico's zijn slechts beperkt beheersbaar en vallen niet onder de beleidsmatig voorgestelde risiconormering.

Er zijn aanwijzingen dat Rn-222 andere vormen van kanker dan longkanker, zoals leukemie en borstkliercarcinomen, kan veroorzaken. Dierexperimenteel onderzoek hiernaar wordt aanbevolen.

Zonder het nemen van maatregelen zal het risico groter worden als gevolg van nieuwbouw, waarin de gemiddelde concentraties van Rn-222 hoger zijn dan in bestaande bouw. Bij het huidige beleid ten aanzien van bouwmaterialen,

gericht op het niet verder verslechteren van de stralingsbelasting ("standstill" principe) ten opzichte van representatieve na-oorlogse woningen, zal het risico blijven stijgen. Een toekomstig beleid, gericht op een reductie van de blootstelling aan radon, kan zich richten op maatregelen in alle nieuw te bouwen woningen. Hiermee lijkt een jaarlijkse afname van het risico van 0,6% mogelijk. Op basis van dit document zal een reductiedoelstelling worden geformuleerd.

Modelberekeningen lijken er op te wijzen dat een verhoogde ventilatie van de kruipruimte, in combinatie met het afdichten van de begane vloer, de hoogste kosten-effectiviteit bezit: voor nieuw te bouwen woningen betekent dit gemiddeld een dosisreductie van 0,4 mSv per jaar, tegen f500,- tot f2000,- toename in de bouwkosten. De jaarlijkse kosten worden geraamd op f70,- tot f170,-. Deze kosten oefenen naar verwachting geen nadelig effect uit op het volume van de bouwactiviteiten.

De risico's door radon zijn gedeeltelijk van nature aanwezig (onbeheersbaar) en gedeeltelijk het gevolg van de toegepaste bouwmaterialen en bouwwijzen (beperkt beheersbaar). Terugdringen van de huidige risico's verbonden aan radon is wenselijk vanuit het algemene streven naar risico-reductie. De mogelijkheden om het huidige risico te reduceren zijn echter beperkt, terwijl de effectiviteit van de maatregelen met betrekking tot verlaging van het gemiddelde individuele risico op de korte termijn klein is. Aanbevolen wordt de aandacht zowel te richten op het treffen van voornoemde maatregelen in de nieuwbouw, als op het ontwikkelen van methoden voor het identificeren van woningen en gebouwen met relatief hoge concentraties van Rn-222. Maatregelen in nieuwbouw kunnen op termijn leiden tot een substantiële verlaging van het (gemiddelde) individuele risico. Sanering van probleemgevallen beperkt vooral individuele risico's. Het effect hiervan op het gemiddelde risico door radon in Nederland zal marginaal zijn.

Er zijn nog lacunes in de kennis over radon in Nederland. Onderzoek naar de blootstelling aan Rn-222 in kantoren, fabrieken, scholen en kinderdagverblijven en aanvullend praktijkonderzoek naar de effectiviteit van radon-reducerende maatregelen wordt aanbevolen. Kennis over de blootstelling aan Rn-220 ontbreekt vrijwel. Oriënterend onderzoek hiernaar wordt eveneens aanbevolen.

INLEIDING

In Nederland is het milieubeleid op rijksniveau in de eerste plaats gericht op het voorkomen of tegengaan van ongewenste effecten van menselijke activiteiten of handelingen, die verandering van de gezondheid van mensen, dieren, planten of ecosystemen tot gevolg kunnen hebben. Deze effecten kunnen zich op verschillende schaalniveaus voordoen: lokaal, regionaal, fluviaal, continentaal en mondiaal (Nationaal Milieubeleidsplan, 1990-1994). Daarnaast wordt gestreefd naar een duurzame ontwikkeling, die voorziet in de behoeften van de huidige generatie zonder daarmee voor toekomstige generaties de mogelijkheid in gevaar te brengen om ook in hun behoeften te voorzien. Bij gebrek aan toereikende kennis is het voorlopig echter niet mogelijk om de beoogde algemene milieukwaliteit volledig te omschrijven. Daarom is de aandacht in eerste instantie gericht op factoren waarvan wordt aangenomen dat deze een groot risico inhouden, zoals milieugevaarlijke stoffen. Van de vele stoffen die van belang zijn vanwege emissie of gebruik is een selectie gemaakt en een lijst van prioritaire stoffen opgesteld. Dit zijn stoffen waarop het beleid van het thema verspreiding zich primair richt. Voor de meeste van deze prioritaire stoffen worden zogenaamde basisdocumenten opgesteld. Radon komt voor op de lijst prioritaire stoffen voor de planperiode 1990-1994 (Nationaal Milieubeleidsplan). Verdere uitwerking van het in het NMP gegeven principe van risicobeheersing, heeft voor radon plaatsgevonden in de beleidsvoornemens in de nota "Omgaan met risico's van straling" (1990).

Basisdocumenten omvatten stofs- of stofgroepsgewijs geordende gegevens over de bronnen en het verspreidingspatroon (bodem, water, lucht, biota), de risico's van heersende en te verwachten concentraties voor mens, (onderdelen van) ecosystemen en materialen. Bijeenbrengen van alle relevante informatie over een bepaalde stof, ten behoeve van het stellen van kwaliteitseisen en (eventueel) brongerichte eisen, maakt deel uit van de doelstelling van basisdocumenten. Hetzelfde geldt voor het aangeven van de technische mogelijkheden en de bedrijfseconomische gevolgen van reductie van risico's, op basis van een aantal beleidsrelevante scenario's. Deze informatie dient als wetenschappelijke basis voor het formuleren van het effectgericht beleid. Dit beleid is gericht op het bereiken van een zo groot mogelijke risico-reductie, waarbij als einddoel de streefwaarde geldt. Deze waarde is die concentratie in het milieu waarbij geen nadelige effecten (effecten

waarvan het risico verwaarloosbaar wordt geacht) voor mens, plant, dier, ecosystemen en en materialen optreden. Indien de streefwaarde niet binnen een redelijke termijn kan worden gehaald, dan wordt voor een beperkte periode een grenswaarde vastgesteld, waarbij de risico's gelegen zijn tussen het maximaal toelaatbare en het streefwaardeniveau. Bij het vaststellen van de grenswaarde zijn naast de mogelijke risicoreductie ook economische en maatschappelijke factoren bepalend. Dit document beperkt zich tot het aandragen van informatie benodigd voor het beleidsmatig vaststellen van genoemde milieukwaliteitseisen; tevens kan de verstrekte informatie resulteren in een globale taakstelling voor de emissiereducties per bronsoort. De onderdelen van dit document bevatten derhalve geen beleidstandpunt.

Basisdocumenten worden onder verantwoording van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) opgesteld. Aan de tot standkoming van dit rapport werd mede bijgedragen door de Radiologische Dienst TNO (RD-TNO^{*}) en het Instituut voor Toegepaste Radiobiologie en Immunologie (ITRI-TNO) van de Hoofdgroep Gezondheidsonderzoek TNO. Bij de voorbereiding zijn overheid, bedrijfsleven en vertegenwoordigers van wetenschappelijke instituten betrokken. Zo is het document integraal getoetst op inhoudelijke aspecten door een Toetsingscommissie van het RIVM, terwijl de begeleiding werd verzorgd door een Begeleidingsgroep bestaande uit medewerk(st)ers van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, het Ministerie van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur en het Ministerie van Economische Zaken. Het bedrijfsleven was hierbij betrokken via het Dwarsverband Basisdocumenten van het Bureau Milieu en Ruimtelijke Ordening van VNO/NCW. Indien er sprake is van verschillen in inzicht kan een addendum, opgesteld onder verantwoording van het Dwarsverband, aan het document worden toegevoegd. Deze mogelijkheid bestaat ook voor milieu-groeperingen via de Stichting Natuur en Milieu. In een later stadium geeft de Gezondheidsraad een beknopt advies over het document, inclusief de eventuele addenda.

(*) De RD-TNO is sinds 1-1-1991 geïntegreerd met het ITRI-TNO, doch opereert onder de oorspronkelijke naam.



Dit document gaat over radon. Radon is een chemisch inert natuurlijk voorkomend radioactief gas, waarvan verschillende isotopen voorkomen. In relatie tot het radioactiviteitsprobleem zijn op basis van het voorkomen en halveringstijden alleen Rn-222 en Rn-220 van belang. De kortlevende dochterprodukten van radon vormen een radiologisch probleem in het binnenmilieu. Het accent in dit document is daar dan ook op gericht. Hierbij wordt aandacht gegeven aan meetmethoden, bronnen, verspreiding en voorkomen, alsook toxiciteit en de risico's voor de mens. Slechts zijdelings is aandacht besteed aan bioaccumulatie van langlevende dochterprodukten, blootstelling van de mens buitenshuis en risico's voor ecosystemen.

Conform de wens van de opdrachtgever is zoveel mogelijk uitgegaan van de reeds bestaande recente overzichtsartikelen; de oorspronkelijke literatuur is alleen geraadpleegd indien er sprake is van inconsistente gegevens c.q. conclusies in de overzichtsartikelen en indien specifieke gegevens gebruikt worden voor de afleiding van de advieswaarden. Daarnaast is optimaal gebruik gemaakt van de beschikbare informatie in het kader van het projectprogramma "Reguleerbare vormen van natuurlijke achtergrondstraling" (RENA). Ruime aandacht is besteed aan de beleidsvoornemens zoals neergelegd in de notitie "Omgaan met Risico's van Straling (ORS)". Dit betreft vooral de beheersbaarheid van een bepaalde bron, het al dan niet van toepassing zijn van de risiconormering, de speciale aandacht voor de problematiek van "bouwen en wonen" en de plaats van radon, in relatie tot de voorgestelde risiconormering voor niet-nucleaire industrieën.

Afbakening

Het Basisdocument Radon behandelt de risico's voor mens en dier door blootstelling aan radon en kortlevende dochterprodukten hiervan. Wat betreft de blootstelling van de mens door luchtgedragen radon(dochterprodukten) zijn inhalatie en opname via de huid de potentiële blootstellingspaden. Tevens treedt blootstelling op door ingestie (voedsel* en drinkwater**). De route via inhalatie blijkt veruit de belangrijkste te zijn voor de blootstelling (zie §6.1.3), zodat veel aandacht wordt gegeven aan het voorkomen in lucht,

(*) Voedsel bevat weliswaar kortlevende dochterprodukten van radon, maar deze komen niet geïsoleerd van het element radium voor, waarbij Ra-226 en Ra-228 de relevante moedernucliden zijn. Deze blootstellingen worden niet behandeld, omdat de radiumproblematiek geen onderdeel was van de projectopdracht.

(**) De risico's door ingestie van Rn-222 in drinkwater zijn een grootte-orde lager dan die door inhalatie van Rn-222, dat vrijkomt door huishoudelijk gebruik van drinkwater (zie §6.1.3).

met de nadruk op het binnenmilieu, gezien de relatief grote verblijftijden en hogere concentraties aldaar.

Radon is een radioactieve stof die van nature voorkomt in het milieu. Door de activiteiten van de mens kan echter een verhoogde blootstelling optreden. Zo wordt aandacht gegeven aan de emissie van radon en kortlevende dochterprodukten door niet-nucleaire industrieën. Tevens worden, in verband met de problematiek van "bouwen en wonen", de risico's door externe bestraling door bouwmaterialen, afkomstig van kortlevende dochterprodukten van radon geëvalueerd, en wordt uit overwegingen van volledigheid kort ingegaan op terrestrische straling door kortlevende dochterprodukten van radon. De risico's door Pb-210 en Po-210 ontstaan uit atmosferische Rn-222 worden slechts kort besproken, en zijn het gevolg van de verspreiding van Rn-222 op mondiale schaal. De risico's door de lozingen van Pb-210 en Po-210 door niet-nucleaire industrieën maakten geen deel uit van de projectopdracht.

Leeswijzer

De radonproblematiek is complex en wijkt door de radioactieve eigenschappen van de stof af van de stoffen die tot nu toe in de reeks basisdocumenten zijn behandeld. Daardoor kan dit basisdocument voor een niet-ingewijde lezer minder toegankelijk zijn. Ter verhoging van de toegankelijkheid is een korte leeswijzer voor dit document opgenomen, en is in onderstaande tabel aangegeven in hoeverre de informatie in een hoofdstuk algemeen van aard is c.q. specifiek betrekking heeft op de Nederlandse situatie.

De globale opbouw van dit basisdocument is als volgt:

hoofdstuk 1 geeft algemene informatie over de eigenschappen van het element radon en een korte beschrijving van de bestaande normen en richtwaarden. Hoofdstuk 2 handelt over de bronnen en geeft een schatting van de emissie van Rn-222 en Rn-220 in Nederland. In hoofdstuk 3 wordt een algemene beschrijving gegeven van de verspreiding in de atmosfeer en de depositie van dochterprodukten. Daarnaast wordt het gedrag in de bodem en de infiltratie in woningen besproken.

De meetmethoden voor Rn-222 en Rn-220 in de diverse compartimenten, waaronder het belangrijke compartiment lucht, worden in hoofdstuk 4 gegeven. De concentraties, zoals die volgen uit meetprogramma's in Nederland, staan beschreven in hoofdstuk 5. In hoofdstuk 6 is algemene informatie opgenomen

over de humane toxiciteit, met het accent op de longdosimetrische modellen en de hieruit afgeleide factoren voor de conversie van blootstelling naar longdosis. Hoofdstuk 7 beschrijft de humane risico's en het resultaat van de toepassing van de risicofactoren voor radon op de blootstelling van de Nederlandse bevolking.

Hoofdstuk 8 geeft een beschrijving van een fysisch model voor de infiltratie en het gedrag van radon in de woning, zoals dit specifiek ontwikkeld is voor de Nederlandse situatie. Deze beschrijving is opgenomen omdat vrijwel alle voor Nederland voorgestelde maatregelen zijn gebaseerd op modelresultaten. In dit hoofdstuk zijn eveneens de voor Nederland toepasbare maatregelen geïnterpreteerd en is de kosten-effectiviteit hiervan beschreven, en worden een aantal beleidsrelevante scenario's gegeven. Hoofdstuk 9 geeft een schatting van de economische gevolgen van maatregelen ter reductie van de blootstelling aan radon in Nederland. Hoofdstuk 10, tenslotte, geeft een evaluatie van de informatie in dit basisdocument, inclusief de belangrijkste conclusies en aanbevelingen.

Voorts is voor de toegankelijkheid van belang dat ieder hoofdstuk standaard is voorzien van een onderdeel "Samenvatting en conclusies". Dit deel van de tekst is, samen met de inhoudsopgave, bij uitstek geschikt voor een snelle oriëntatie op de inhoud van het betrokken hoofdstuk.

Tabel Overzicht van de opbouw en de aard van de informatie in het Basisdocument Radon

Hoofdstuk	Behandelt	Aard van de informatie
1	Eigenschappen; normstelling	Algemeen; Nederlandse en internationale normen en richtwaarden
2	Bronnen en emissies	Algemeen; emissie heeft betrekking op Nederland
3	Gedrag en verspreiding	Algemeen
4	Meetmethoden	Algemeen
5	Concentraties en blootstelling	Beschrijving Nederlandse situatie
6	Effecten	Algemeen
7	Risico's	Algemeen; risico's voor de Nederlandse bevolking
8	Modellering en maatregelen	Toegespitst op Nederland
9	Economische gevolgen	Toegespitst op Nederland
10	Evaluatie	Toegespitst op Nederland

1. STOFEIGENSCHAPPEN, VORMING EN BESTAANDE NORMEN

1.1 STOFEIGENSCHAPPEN

Het element radon werd in 1900 ontdekt door Dorn, die het radiumemanatie noemde, omdat het edelgas ontwijkt uit radiumhoudend materiaal (zoals vrijwel alle grondsoorten, diverse bouwmaterialen etc.). In 1908 werd het element geïsoleerd door Ramsay en Gray, die het de naam niton (van het Latijnse *nitens*, schijnende) gaven. Later bepaalden ze de dichtheid van dit zwaarste edelgas. Radon (Rn) is een radioactief element waarvan 26 isotopen bekend zijn. De meest bekende isotopen zijn Rn-219 ('actinon'), Rn-220 ('thoron') en Rn-222 (verwarrend genoeg vaak ook 'radon' genoemd), die alle in de natuur voorkomen (zie 1.2). Ter voorkoming van misverstanden zal in de rest van dit rapport radon slechts genoemd worden indien het het element betreft. De diverse isotopen worden steeds aangeduid met het symbool Rn plus bijbehorend atoomgewicht.

Rn-222 werd vroeger gebruikt in de therapie van diverse aandoeningen. Daartoe wordt het Rn-222 bij een radiumbron afgezogen en in kleine buisjes opgesloten. Een andere 'radontherapie' vindt vooral plaats in de zogenaamde radonbaden in o.a. Oostenrijk, Duitsland, Frankrijk, Italië, de Verenigde Staten en de Sovjet Unie.

1.1.1 Enkele fysisch-chemische basisgegevens

Radon is het element met atoomnummer 86. De bekende isotopen van radon hebben een atoomgewicht van 201 tot 226. De bekendste radonisotoop is Rn-222. Bij kamertemperatuur is radon kleurloos, maar bij temperaturen onder 0°C is er een gele fosforescentie, die oranje-rood wordt bij temperaturen onder de -200°C. Smeltpunt en kookpunt van Rn-222 liggen op respectievelijk -71°C en -62°C. Radon is een edelgas zoals helium, neon, argon, krypton en xenon. De oplosbaarheid van het gas in water is gering (tabel 1.1). Vergeleken met de oplosbaarheid in water en bloed is die in menselijk vetweefsel echter vrij groot.

Door de grote atoomdiameter kan radon gemakkelijk geadsorbeerd worden aan bijvoorbeeld actieve kool en silicagel (Weast et al., 1989).

Tabel 1.1. Oplosbaarheid van Rn-222 in water, menselijk bloed en vetweefsel (Cothorn en Smith, 1987)

Materiaal	Temperatuur	Maximale Rn-222-concentratie (per Bq.m ⁻³ Rn-222 in de lucht)
	°C	Bq.m ⁻³
water	0	0,51
	20	0,25
	30	0,20
	37	0,17
	50	0,14
	100	0,11
menselijk bloed	37	0,43
menselijk vet	37	6,33

De dichtheid van het gas bedraagt 9,73 kg.m⁻³ (0 °C, 10⁵ Pa). De soortelijke massa in de vaste en vloeibare fasen bedraagt 4,4 kg.l⁻¹ respectievelijk 4,0 kg.l⁻¹.

1.1.2 Transport van radon door diffusie en convectie

Omdat radon als edelgas inert is, is het voor de blootstelling aan radon vooral van belang hoe het gas wordt verspreid. Het transport van radon door de bodem, maar ook door bijvoorbeeld erts en bouwmaterialen, kan op twee wijzen plaats vinden, namelijk via diffusie en convectie:

Diffusie

Diffusie speelt een belangrijke rol bij het vrijkomen van radon uit bodem, bouwmaterialen, erts etc. Dit proces wordt beschreven door de wet van Fick:

$$\Phi = -D_e \cdot \nabla A_{\text{Rn}} \quad (1.1)$$

waarin Φ ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) de flux van radon door een oppervlakteenheid van het bulkmateriaal van de bodem of het bouwmateriaal is, D_e ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$) de effectieve bulkdiffusiecoëfficiënt en ∇A_{Rn} (Bq.m^{-4}) de gradiënt van de activiteitsconcentratie van radon in het porievolume.

In de literatuur worden verschillende modellen voor dit diffusieproces voorgesteld (o.a. Buckingham, 1904; Penman, 1940; Currie, 1960). In de meeste spelen porositeit (fractie van de bodem of het bouwmateriaal die met

Tabel 1.2. Typische waarden voor permeabiliteit, porositeit en effectieve bulkdiffusiecoëfficiënten van enkele bodemsoorten

Bodemsoort	Permeabiliteit 1) m^2	Porosi- teit 2) ϵ	Vocht- gehalte 3) w	Diffusiecoëfficiënt 4) $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$	Deeltjes- grootte ⁵⁾ μm
Duinzand	10^{-10}	0,45	0,16	$4,2 \cdot 10^{-6}$	50 - 420
Dekzand	$5 \cdot 10^{-12}$	0,40	0,43	$1,6 \cdot 10^{-6}$	50 - 420
Lichte zeeklei	10^{-15}	0,50	0,66	$5,9 \cdot 10^{-7}$	< 210
Zware rivierklei	10^{-16}	0,55	0,89	$6,3 \cdot 10^{-8}$	< 150

1) Nazaroff en Nero, 1988

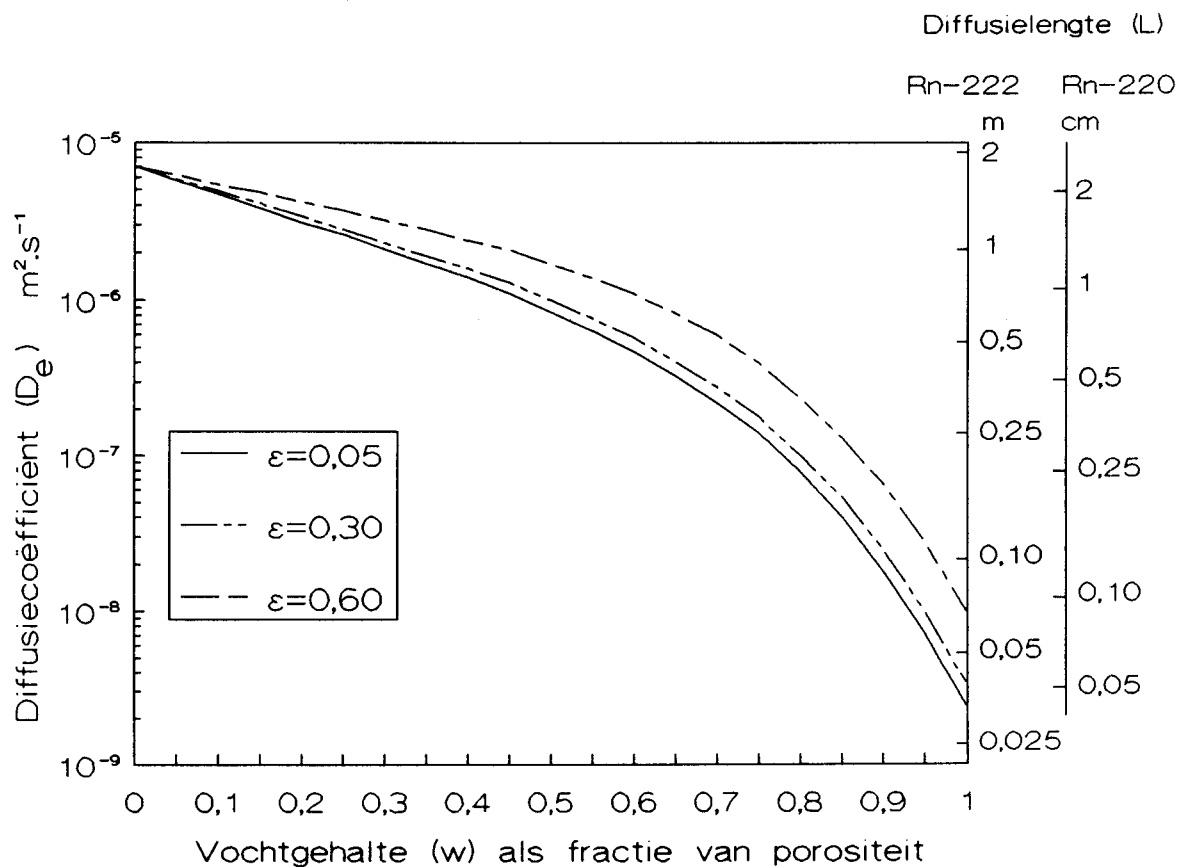
2) fractie van bodem ingenomen door poriën

3) vochtgehalte bij veldcapaciteit (water is uit verzadigde grond weggezakt) als fractie van poriënvolume (Kuipers, 1981)

4) met als fit voor de diffusiecoëfficiënt $D_e = 7.10^{-6}.\exp[-4(w - w.\epsilon^2 + w^5)]$ (Rogers et al., 1984)

5) (Kuipers, 1981)

lucht is gevuld) en de vorm van de materiedeeltjes, waaruit radon ontsnapt, een rol. Belangrijk voor het diffusie-proces is de poriegrootte in het moedermateriaal. Diffusie vindt vooral plaats via de grote poriën. In tabel 1.2 zijn van diverse bodemsoorten typische waarden opgenomen voor permeabiliteit (doordringbaarheid, zie convectie transport), porositeit en deeltjesgrootte; tevens zijn hiervoor afgeleide diffusiewaarden gegeven. In het algemeen kan gezegd worden dat de diffusieconstante in de orde van grootte van $10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ is voor een bodem met een niet al te hoog vochtgehalte (~50% van de porositeit) en dat deze afneemt tot ongeveer $2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ voor verzadigde bodems. De lage diffusiesnelheid in water vergeleken bij die in lucht ($D \sim 10^{-9} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ respectievelijk $\sim 1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) is de



Figuur 1.1. Relatie tussen diffusielengte, -coëfficiënt, porositeit en vochtgehalte gebruikmakend van de formule van Rogers et al. (1984) en die voor de diffusielengte

voornaamste oorzaak dat de diffusiesnelheid in verzadigde bodems gering is (zie ook 1.2.3). Voor bouwmaterialen geldt een vergelijkbaar bereik. Diffusiecoëfficiënten voor radon in bouwmaterialen van $6,8 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (zwaar beton) tot $1,7 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (gips) zijn gemeten (Folkerts et al., 1984). De porositeit en permeabiliteit zijn hier in hoofdzaak van belang.

De diffusielengte kan nu worden gedefinieerd als de gemiddelde weglengte die bij diffusie van een radonisotoop in een bepaald materiaal is afgelegd in één halveringstijd van de betreffende isotoop, ofwel:

$$L = \sqrt{\frac{D_e}{\lambda}} \quad (1.2)$$

met D_e de diffusiecoëfficiënt in $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ en λ de vervalconstante van de betreffende isotoop (zie 1.2) in s^{-1} . In figuur 1.1 zijn de verbanden tussen diffusiecoëfficiënt, -lengte, porositeit en vochtgehalte weergegeven zoals die zijn bepaald met de eerder genoemde formule van Rogers et al. (1984) en de definitie van de diffusielengte. Bij een toenemend vochtgehalte daalt de diffusiecoëfficiënt in eerste instantie, als de kleine poriën zich vullen, nog langzaam. Wanneer echter ook de grotere poriën worden gevuld met water daalt de diffusiecoëfficiënt veel sneller ($w \geq 0,6$). Een grotere porositeit, bij een overigens gelijk vochtgehalte, resulteert netto in meer met lucht gevulde poriën, hetgeen resulteert in een hogere diffusiecoëfficiënt. Wanneer het vochtgehalte vrijwel 0 is, treden echter recoilverliezen op (zie 1.2.3) en is de porositeit van veel minder belang.

Een rekenvoorbeeld: Een veel voorkomende (zie figuur 1.1) diffusielengte (= gemiddelde diffusie-afstand binnen een halveringstijd van Rn-222) van 1 m en een vrije concentratie van Rn-222 in de bodem (in de poriën) van $50.000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ zou, bij een oneindig dikke homogene bodemlaag en een oneindig volume lucht erboven, resulteren in een exhalatie van Rn-222 van:

$$\frac{50000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot 1 \text{ m}}{3,8 \text{ d} \cdot 24 \text{ u} \cdot \text{d}^{-1} \cdot 3600 \text{ s} \cdot \text{u}^{-1}} \approx 0,15 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}.$$

Convectie

De permeabiliteit (doordringbaarheid) van het moedermateriaal voor lucht bepaalt in belangrijke mate of convectie danwel diffusie het dominante

transportproces is. Bij grofkorrelige zandbodems is convectie veelal dominant en bij klei (geringe deeltjesgrootte) is diffusie belangrijk. De snelheid van convectief transport volgt voor een constante en isotrope permeabiliteit uit de wet van Darcy:

$$v = -\frac{k}{\mu} \cdot \nabla P \quad (1.3)$$

waarin v (m.s^{-1}) de netto convectiesnelheid is, k (m^2) de intrinsieke permeabiliteit, μ (Pa.s) de viscositeit van lucht ($17,1 \cdot 10^{-6}$ Pa.s bij 0°C) en ∇P (Pa.m^{-1}) de drukgradiënt. Wanneer er een zekere onderdruk is boven de bodem of naast een bouw materiaal dan ontstaat er convectie-transport van radon. Bij een typische drukverlaging van 5 Pa en een permeabiliteit van 10^{-11} m^2 zal dat volgens (3) resulteren in een netto transportsnelheid van ongeveer 3 $\mu\text{m.s}^{-1}$ uit de bodem of het bouw materiaal. Deze stroom lijkt van geringe omvang, maar vermenigvuldigd met een vrije concentratie van Rn-222 in de bodem van 50.000 Bq.m^{-3} zou dit resulteren in een exhalatie van 0,15 $\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$.

Als maat van het relatieve belang van transport via convectie en diffusie wordt de parameter P^* (een Pécletnummer) gedefinieerd (Nazaroff en Nero, 1988):

$$P^* = \frac{k \cdot \epsilon \cdot \Delta P}{\mu \cdot D_e} \quad (1.4)$$

Bij een drukverlaging ΔP van 5 Pa, een porositeit ϵ van 0,5 en een diffusiecoëfficiënt van 10^{-6} $\text{m}^2.\text{s}^{-1}$ zullen de genoemde typen van transport van vergelijkbaar belang zijn ($P^*=1$) als de permeabiliteit ongeveer $7 \cdot 10^{-12}$ m^2 bedraagt. Is P^* veel groter dan 1 dan is convectie het dominante transportproces en omgekeerd is dat het geval met diffusie als P^* veel kleiner is dan 1.

1.2 VORMING

De radioactiviteit van een nuclide wordt veroorzaakt door het verval van de kern van die nuclide. Zo zijn de hier behandelde radonisotopen vervalproducten van radioactieve isotopen van het element radium. Deze vervallen

onder uitzending van deeltjes en/of straling. In het geval van ioniserende straling kan een indeling gemaakt worden naar α - en β -straling (heliumkernen respectievelijk elektronen) en elektromagnetische straling (fotonen: γ -straling uit de kern en röntgenstraling uit de elektronenwolk rond de kern). Bij het verval van radon is vooral het α -verval van belang.

1.2.1 Radioactief verval

Onder de activiteit A van N atomen van een radioactieve nuclide wordt verstaan het aantal 'kernovergangen' per seconde, ofwel de afname van het aantal atomen N per seconde:

$$A(t) = - \frac{dN(t)}{dt} \quad (1.5)$$

met als eenheid de becquerel ($1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$). Voor radioactief verval van een nuclide geldt dat de afname van het aantal nucliden evenredig is met het aantal aanwezige nucliden ($N(t)$):

$$\frac{dN(t)}{dt} = -\lambda \cdot N(t) \quad (1.6)$$

waarbij λ de vervalconstante wordt genoemd (s^{-1}). De oplossing van deze differentiaalvergelijking is:

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (1.7)$$

$$\text{met } \lambda = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (1.8)$$

N_0 het aantal nucliden op $t=0$ en $t_{1/2}$ de halveringstijd van de betreffende isotoop (de tijd waarin de activiteit en het aantal nucliden met de helft afneemt). Combinatie van de vergelijkingen (5), (6) en (7) levert voor de activiteit van de betreffende isotoop:

$$A(t) = A_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (1.9)$$

met A_0 de initiële activiteit $\lambda \cdot N_0$. Wanneer het vervalprodukt (ook wel dochterprodukt genoemd) ook weer radioactief is spreekt men van een radioactieve reeks. In dat geval geldt:

Wanneer in een dergelijke reeks het verval van een dochternuclide (N_2 in (10b)) sneller verloopt (kortere halveringstijd) dan van het moedernuclide (N_1), dan groeit de dochternuclide in tot het de activiteit heeft van de moedernuclide. De dan ontstane situatie noemt men radioactief evenwicht.

1.2.2 Vervalreeksen primordiale radionucliden

Het edelgas radon is een radioactief vervalprodukt van radium. De bekendste isotopen Rn-219, Rn-220 en Rn-222 zijn vervalprodukten in de vervalreeksen van respectievelijk U-235, Th-232 en U-238 (zie figuur 1.2), ook wel primordiale radionucliden genoemd. In de figuren zijn het soort deeltjesverval (α , β) en de halveringstijden van de diverse nucliden uit de uranium en thorium reeksen weergegeven. De nucliden uit deze reeksen zijn alle aanwezig in de bodem. De drie moedernucliden Th-232, U-235 en U-238 van deze series komen daarin voor met gemiddelde concentraties van respectievelijk 25 Bq.kg⁻¹, 1,1 Bq.kg⁻¹ en 25 Bq.kg⁻¹ (UNSCEAR, 1988). Bij benadering komen de Ra-isotopen uit deze reeksen in overeenkomstige concentraties voor.

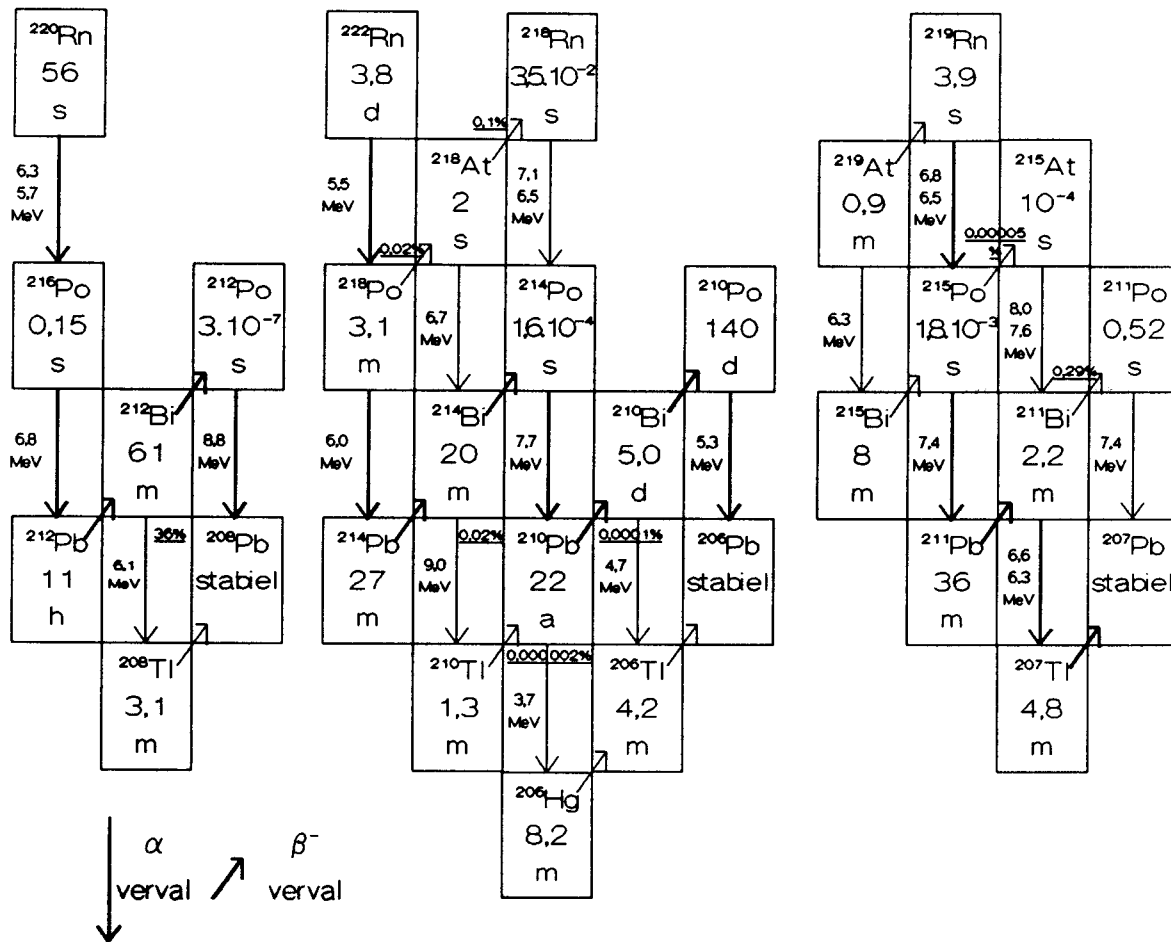
Radon en radondochterprodukten

De radonisotopen Rn-219 en Rn-220 vervallen via een aantal kort levende dochterprodukten tot stabiele isotopen van lood. Rn-222 produceert bij het verval tot stabiel lood twee langer levende nucliden (Pb-210 en Po-210), (zie figuur 1.3). De drie radonisotopen zullen alle uit de bodem naar de atmosfeer diffunderen. Aangezien U-235 en daarmee ook Ra-223 (zie figuur 1.2) in de natuur veel minder voorkomen dan nucliden uit de reeksen van U-238 en Th-232 en omdat tevens de halveringstijd van Rn-219 veel korter is dan die van de twee andere radonisotopen, zal het vrijgekomen Rn-219 zich vrijwel niet verspreiden.

Zoals te zien is in figuur 1.3 wordt bij het verval van Rn-222 nog een radonisotoop (Rn-218) gevormd uit At-218. Dit verval is echter van geringe betekenis omdat ~0,02% van het Po-218 vervalt tot At-218 en 0,1% van het At-218 vervalt tot Rn-218, zodat van alle Rn-222 atomen slechts ongeveer $2 \cdot 10^{-5}$ % een Rn-218 atoom oplevert. Aangezien tevens de halveringstijd van deze radonisotoop 35 ms bedraagt is het in vergelijking met de andere isotopen van gering belang.

Indien alleen halveringstijden in ogenschouw worden genomen zijn de kortlevende dochterprodukten van Rn-222 en Rn-220 in de lucht vrijwel alle in

radioactief evenwicht met hun desbetreffende moedernucliden. Vanwege het feit dat die dochterprodukten chemisch actief zijn hechten ze zich gemakkelijk aan stofdeeltjes en vindt er door plate-out een daling plaats van de dochterconcentraties in lucht en is het evenwicht verstoord. Afhankelijk van o.a. stofconcentratie en ventilatie kan een radonactiviteit in lucht dus verschillende concentraties aan dochterprodukten in lucht impliceren. Omdat de stralingsbelasting door radon bij de mens vooral door deze dochterprodukten wordt veroorzaakt, is een omrekening naar een



Figuur 1.3. Het verval van de radonisotopen tot stabiel lood; aangegeven in de figuur zijn het α - en β^- -verval, de energieën van de α -deeltjes (MeV) en de halveringstijden; het voorkomen van minder belangrijke overgangen is met een dunne pijl weergegeven met daarbij het percentage van de betreffende nuclide

evenwichtsequivalente concentratie (EEC) gewenst. Deze EEC is gedefinieerd als die concentratie van Rn-222 of Rn-220 in evenwicht met de kortlevende dochterprodukten, die dezelfde potentiële α -energie van de dochters vertegenwoordigt als het niet-evenwichtsmengsel. Het is immers in weefsel gedissipeerde α -energie die de dosis levert. Hierbij is de potentiële α -energie van een dochternuclide de totale α -energie die wordt uitgezonden

Tabel 1.3. Potentiële α -energie voor kortlevende dochternucliden van Rn-222 en Rn-220 (zie figuur 1.3) per atoom en per eenheid van activiteit (Jacobi et al., 1987; Radiological Health Handbook, 1970)

Radionuclide	Relatief Voorkomen	Potentiële α-energie (ε _p)			
		per atoom		per eenheid van activiteit	
		%	MeV	10 ⁻¹² J	MeV.Bq ⁻¹
Rn-222 dochters:					
Po-218	100	13,7	2,19	3620	5,8
At-218	0,0185	7,70	1,23	22	3,5.10 ⁻²
Rn-218	1,85.10 ⁻⁵	14,8	2,37	7,5.10 ⁻²	1,2.10 ⁻⁴
Pb-214	99,9815	7,69	1,23	17800	28,5
Bi-214	100	7,69	1,23	13200	21,1
Po-214	99,979	7,69	1,23	1,8.10 ⁻³	2,9.10 ⁻⁶
Tl-210	0,021	0	0	0	0
Totaal voor Rn-222:				34600	55,4
Rn-220 dochters:					
Po-216	100	14,6	2,34	3,16	5,1.10 ⁻³
Pb-212	100	7,8	1,25	431000	691
Bi-212	100	7,8	1,25	40900	65,5
Po-212	64	8,79	1,41	3,9.10 ⁻⁶	6,2.10 ⁻⁹
Tl-208	36	0	0	0	0
Totaal voor Rn-220:				472000	757

tot de nuclide vervallen is tot Pb-208 (i.g.v. Rn-220) dan wel Pb-210 (i.g.v. Rn-222). De evenwichtsfactor F is gedefinieerd als de verhouding van de EEC en de werkelijke concentratie van de moedernuclide:

$$F_{\text{Rn-222}} = \text{EEC}_{\text{Rn-222}} \cdot [\text{Rn-222}]^{-1} \quad (1.11)$$

$$F_{\text{Rn-220}} = \text{EEC}_{\text{Rn-220}} \cdot [\text{Rn-220}]^{-1} \quad (1.12)$$

Omrekening van de radonconcentraties naar evenwichtsequivalente concentraties komt dus neer op het berekenen/schatten van de factor F. In tabel 1.3 is dit voor de dochternucliden van Rn-220 en Rn-222 uitgewerkt. Wanneer er evenwicht is tussen Rn-222 c.q. Rn-220 en hun dochterprodukten dan zijn de activiteiten van die dochterprodukten gelijk. De evenwichtsconcentratie kan dan ook uitgedrukt worden in de potentiële α -energie concentratie (PAEC) per eenheid van activiteit (zie tabel 1.3) uitgedrukt in $\text{J.m}^{-3}.\text{Bq}^{-1}$:

$$\text{PAEC}_{\text{Rn-222}} \approx 5,54 \cdot 10^{-9} \cdot \text{EEC}_{\text{Rn-222}} \quad (1.13)$$

$$\text{PAEC}_{\text{Rn-220}} \approx 7,57 \cdot 10^{-8} \cdot \text{EEC}_{\text{Rn-220}} \quad (1.14)$$

Het relatieve belang van de dochternucliden in de EEC wordt weergegeven in de laatste kolom van tabel 1.3. Wanneer deze potentiële α -energieën per isotoop als gewichtsfactoren worden toegepast, kan de evenwichtsconcentratie ook uitgedrukt worden in de concentraties van de belangrijkste dochterprodukten:

$$\text{EEC}_{\text{Rn-222}} \approx 0,105 \cdot [\text{Po-218}] + 0,514 \cdot [\text{Pb-214}] + 0,381 \cdot [\text{Bi-214}] \quad (1.15)$$

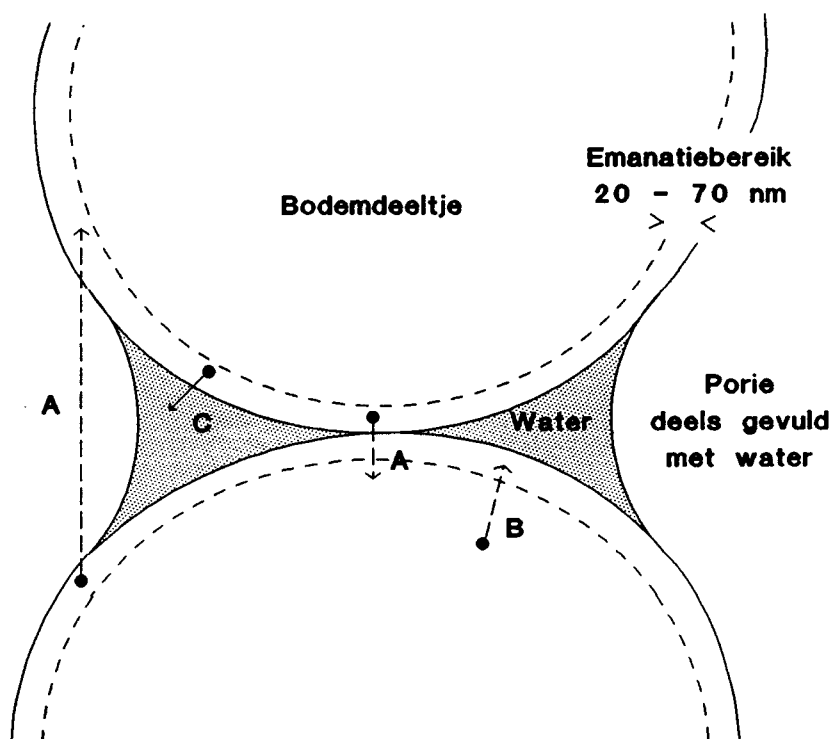
$$\text{EEC}_{\text{Rn-220}} \approx 0,913 \cdot [\text{Pb-212}] + 0,087 \cdot [\text{Bi-212}] \quad (1.16)$$

1.2.3 Emanatie en exhalatie van radon

Voordat radon door de bodem of het bouw materiaal wordt geëxhaleerd vindt er een proces plaats dat emanatie heet. Emanatie is het proces van vrijmaking van de radonatomen uit het moeder materiaal. Na emanatie uit het moeder materiaal kan via convectie en diffusie transport van het edelgas in de bodem of het bouw materiaal plaats vinden. Van exhalatie spreekt men op het moment dat het edelgas uit de bodem of het bouw materiaal wordt getransporteerd.

Emanatie

De moedernuclide waaruit tijdens verval radon ontstaat, is radium. Dit radium bevindt zich net als vroegere nucliden in de uranium- en thoriumreeksen in vaste deeltjes van de betreffende grondstof (bodem of bouw materiaal). Diffusie van radon in deze vaste deeltjes is zeer gering ($D \sim 10^{-13}$ tot $10^{-32} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ volgens Nazaroff en Nero, 1988). Er moet dus een ander proces zijn dat het vrijmaken van de radoniatomen mogelijk maakt. Dit proces heet 'recoil' en houdt het terugstooteffect in bij het ontstaan van de radoniatomen. Bij het verval van Ra-224 respectievelijk Ra-226 tot Rn-220 en Rn-222 worden namelijk α -deeltjes uitgezonden met een energie van 5,7 respectievelijk 4,8 MeV. Het terugstooteffect dat deze deeltjes hebben op de ontstane edelgasatomen kan deze laatste in normale mineralen over een afstand van 20 tot 70 nm verplaatsen en daarmee in interstitiële poriën van



Figuur 1.4. Emanatie van radon uit het moedermateriaal; aangegeven zijn (A) recoil uit een deeltje in een ander deeltje, (B) recoil binnen één deeltje en (C) recoil naar interstitieel water

het materiaal brengen (zie figuur 1.4). Deze zogenaamde recoil-afstand bedraagt in lucht $63 \mu\text{m}$ voor Rn-222 en $83 \mu\text{m}$ voor Rn-220 (Nazaroff en Nero, 1988), zodat een vrijgemaakt atoom vrij gemakkelijk weer in een nabij gelegen bodemdeeltje kan binnendringen. Het is mogelijk dat door diffusie dit atoom via het geproduceerde 'gat' in het bodemdeeltje alsnog in de poriën tussen de materiedeeltjes terechtkomt (indirecte recoil). Indien zich in deze interstitiële ruimte water bevindt, zullen de edelgasatomen in dit water worden afgeremd voordat ze een ander deeltje bereiken (recoil-afstand in water bedraagt namelijk slechts $0,1 \mu\text{m}$) en kunnen de atomen via diffusie de met lucht gevulde poriën bereiken. Voor een beter begrip van de gemeten emanatie moet de beschrijving van het recoil-proces nog worden uitgebreid. Enkele hypothesen waarvoor enige aanwijzingen zijn gevonden (Nazaroff en Nero, 1988):

- Ra-226 en ook Ra-224 zouden hoofdzakelijk kunnen zijn afgezet in de buitenste lagen van de bodemdeeltjes;
- door chemische verwerking en stralingsschade (veroorzaakt door verval van de nucliden uit de primordiale vervalreeksen) zou het emanatie-bereik (het gebied in de bodemdeeltjes van waaruit het recoil-effect kan optreden) door het grotere effectieve oppervlak van de deeltjes flink kunnen worden vergroot.

De emanatiefactor η , dat gedeelte van het geproduceerde radon dat in de interstitiële ruimte geraakt, ligt voor diverse bodems in het bereik van 0,01 tot 0,8 (UNSCEAR, 1988), afhankelijk van o.a. vochtgehalte, corrosie en deeltjesgrootte.

Voor bouwmaterialen geldt een vergelijkbare beschouwing. Door het relatief droge karakter van bouwmaterialen, vergeleken met de bodem, zijn de emanatiefactoren hier echter veelal iets lager. Extreem lage emanatie ($\eta \sim 0,002 - 0,02$) treedt op bij bouwmaterialen waarin vliegias het hoofdbestanddeel vormt. Vliegias heeft namelijk een enigszins gesinterde glazen structuur, waaruit radon vrijwel niet kan ontsnappen.

Exhalatie

De exhalatiesnelheid (E) van een bodem of bouw materiaal wordt bepaald door de combinatie van emanatie en transport (diffusie en convectie) van radon door de bodem of het bouw materiaal. Belangrijk voor de grootte van de exhalatie zijn:

- radiumconcentratie van bodem of bouw materiaal
 - temperatuur
 - atmosferische drukverschillen
 - permeabiliteit
 - vochtgehalte (evt. grondwater)
 - porositeit
 - emanatiefactor
- $\left. \begin{array}{l} \\ \\ \\ \\ \end{array} \right\} \begin{array}{l} \text{van belang voor convectie} \\ \\ \text{van belang voor diffusie} \end{array}$

In formulevorm uitgedrukt wordt de exhalatie van de bodem als gevolg van het diffusieproces weergegeven met:

$$E_{\text{bodem}} = \lambda_{\text{Rn}} \cdot \eta \cdot C_{\text{Ra,bodem}} \cdot \rho_{\text{bodem}} \cdot L_{\text{Rn}} \quad (1.17)$$

waarin $C_{\text{Ra,bodem}}$ de concentratie van de betreffende moedernuclide is in de bodem (Bq.kg^{-1}), ρ_{bodem} (kg.m^{-3}) de dichtheid van de bodem en L_{Rn} de diffusielengte van de radonisotoop (zie vergelijking (2)). Als bereik voor de exhalatie van de bodem wordt door UNSCEAR (1988) opgegeven $0,0002 - 0,07 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-222 en $0,015 - 5,3 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-220.

Voor bouwmaterialen kan eveneens voor diffusie de exhalatie berekend worden m.b.v. de vergelijking (Nazaroff en Nero, 1988; UNSCEAR, 1988):

$$E_{\text{bouw.}} = \lambda_{\text{Rn}} \cdot \eta \cdot C_{\text{Ra,bouw.}} \cdot \rho_{\text{bouw.}} \cdot L_{\text{Rn}} \cdot \tanh\left(\frac{d}{2L_{\text{Rn}}}\right) \quad (1.18)$$

waarin $C_{\text{Ra,bouw.}}$ de concentratie van de betreffende moedernuclide is in het bouw materiaal (Bq.kg^{-1}), $\rho_{\text{bouw.}}$ (kg.m^{-3}) de dichtheid van het bouw materiaal en d de dikte van het bouw materiaal (m). Voor de exhalatie van bouwmaterialen worden door Folkerts et al. (1984) bereiken opgegeven van $0,00005 - 0,005 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-222 en $0,01 - 0,1 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-220.

Geconcludeerd kan worden dat in een vochtige bodem (niet droog, niet verzadigd, zoals veel bodems in Nederland) de emanatiefractie optimaal is. Hierdoor zijn diffusie (zie figuur 1.4) en convectie beide belangrijk, zodat de exhalatie maximaal is (Cothorn en Smith, 1987). Afhankelijk van de korrelgrootte van de bodem is diffusie danwel convectie het belangrijkste transportproces. Voor bouwmaterialen geldt dat door het lage vochtgehalte en de relatief dichte samenstelling van het materiaal emanatie iets lager

is dan bij de bodem en dat diffusie een belangrijk transport-proces is voor Rn-222 en Rn-220. Voor bouwmaterialen op basis van vliegaskorrels geldt zelfs dat emanatie zeer gering is. Externe bestraling door de bouwmaterialen wordt in dat geval een belangrijkere blootstellingsweg. Indien er drukverschillen optreden over bouwmaterialen in gebouwen zou transport via convectie echter een mogelijkheid blijven.

1.3 NORMEN EN RICHTWAARDEN

Het beleidsgebied van normen en richtwaarden voor de blootstelling aan radon en radonochters is in vele landen volop in beweging. Er zijn echter niet alleen onzekerheden aangaande de dosis-effect relaties voor zowel Rn-222 als Rn-220 (zie hoofdstuk 6), het is voor een specifieke woning nog niet voorspelbaar hoe hoog concentraties van beide isotopen in het binnenmilieu zullen zijn. Internationaal vindt regulering daarom voorlopig plaats via richtwaarden voor maximale concentraties in bestaande woningen en nieuwbouw. Omdat Rn-222 en Rn-220 natuurlijke vervalprodukten zijn en de beheersbaarheid in het buitenmilieu (bodem) gering of zelfs niet aanwezig is, is internationaal het beleid gericht op de mogelijke beheersing van de radonconcentraties in het binnenmilieu (door infiltratie uit bodem, bouwmaterialen en eventuele andere bronnen van radon in het binnenmilieu). Daarnaast is in Nederland het beleid ook gericht op de reductie van emissies van radon door niet-nucleaire industrie en functionele toepassingen (bv. aardgas, drinkwater), zie §1.3.2. In diverse landen (niet in Nederland) zijn er daarnaast specifieke normen voor de blootstelling van mijnwerkers.

1.3.1 Eenheden

Veelal wordt als richtwaarde voor een blootstelling aan radon een tijdsgeïntegreerde radonconcentratie of energieconcentratie gegeven met als eenheid de WLM (Working Level Month). Een WLM is de blootstelling gedurende een werkmaand (170 h) aan een WL (Working Level), waarbij een WL de hoeveelheid potentiële α -energie ϵ_p in een kubieke meter lucht is die resulteert in de emissie van $2,08 \cdot 10^{-5}$ J energie (historisch ontstaan uit de potentiële energie van 100 pCi Rn-222 per liter ($\hat{=}$ $3700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222)).

$$1 \text{ WL} \hat{=} 3700 \text{ Bq.m}^{-3} \text{ EEC}_{\text{Rn-222}} \quad (1.19)$$

$$1 \text{ WL} \hat{=} 270 \text{ Bq.m}^{-3} \text{ EEC}_{\text{Rn-220}} \quad (1.20)$$

en uit de definitie van een WLM volgt:

$$1 \text{ WLM} \hat{=} 3,54 \cdot 10^{-3} \text{ J.h.m}^{-3} \quad (1.21)$$

Een andere grootte die als richtwaarde wordt toegepast is het jaarlijks effectief dosisequivalent (mSv.a^{-1}). Bij de hieruit herleide radonconcentraties wordt er veelal vanuit gegaan dat een blootstelling aan een concentratie van $1 \text{ Bq.m}^{-3} \text{ Rn-222 EEC}$ in een effectief dosisequivalent resulteert van $10^{-4} \text{ Sv.a}^{-1}$. In deze impliciete conversiefactor zijn verblijftijden, inhalatietempi en longdosimetrie al verdisconteerd (zie hoofdstukken 6 en 7 voor dosis-effect relaties).

1.3.2 Richtwaarden en normen voor radon in het buitenmilieu

Voor het buitenmilieu worden geen afzonderlijke richtwaarden voor radon gehanteerd. Wel valt door niet-nucleaire installaties geloosd radon onder de risiconormering van "Omgaan met risico's van straling" (VROM, 1990). Sterfterisico's door eventuele radonemissies gecombineerd met andere radioactieve emissies door een niet-nucleaire industrie mogen daarom niet boven een limiet van 10^{-6} per jaar uitkomen. Bij diverse bronnen, zoals met aardgas gestookte elektriciteitscentrales, komt wat betreft radioactiviteit voornamelijk Rn-222 vrij, zodat hier Rn-222 alleen aan die norm moet voldoen (door lange gasleidingen zal Rn-220 veelal reeds vervallen). Het risico door cumulatie van blootstellingen aan dergelijke bronnen is gelimiteerd tot 10^{-5} per jaar. Op den duur (het streven is gericht op het jaar 2000) is echter een risicoreductie tot 10^{-8} per jaar per bron (het verwaarloosbaarheidsniveau) voorzien voor alle bronnen uit de categorieën *Functionele toepassingen van straling* en *Niet-nucleaire industrie* (VROM, 1990).

1.3.3 Richtwaarden en normen voor radon in het binnenmilieu

In tabel 1.4 is een aantal richtwaarden en normen weergegeven zoals die in verschillende landen gelden. Soms zijn er verschillende richtwaarden en/of normen in een getrapte richtlijn (verzameling van richtwaarden en normen):

- bij concentraties van Rn-222 onder een bepaald niveau (het basisniveau in tabel 1.4) wordt geen actie overwogen;
- bij iets hogere concentraties Rn-222 wordt gekeken naar eenvoudige mogelijkheden om deze concentraties onder het basisniveau te krijgen;
- wanneer concentraties een bovengrens (zogenaamd actieniveau) overstijgen moeten acties ten zeerste overwogen worden (soms gefaseerd, afhankelijk van ernst en mogelijkheden).

Deze getrapte richtlijnen gelden in het algemeen voor bestaande woningen en veelal slechts voor Rn-222. Voor nieuw te bouwen woningen worden veelal lagere richtwaarden als basisniveau gegeven.

In Nederland bestaat er nog geen getrapte richtlijn. De concentraties gemeten in het binnenmilieu in Nederland vallen over het algemeen beneden de richtwaarde die door bijvoorbeeld de EG voor nieuwbouw wordt gegeven (zie tabel 1.4). In Nederland wordt anno 1991 echter wel een 'stand-still'-principe gehanteerd voor bouwmaterialen: "bij (vervangende) nieuwbouw geen slechtere situaties in stralingshygiënisch opzicht mogen worden toegestaan dan momenteel in een representatieve, na-oorlogse woning wordt aangetroffen" (VROM, 1990). Ter ondersteuning van dit stand-still principe is in het kader van het onderzoeksprogramma RENA (REguleerbare vormen van Natuurlijke Aergrondstraling) onderzoek gedaan naar mogelijke referentieniveaus voor bouwmaterialen wat betreft de exhalatie van radon in samenhang met externe bestraling door bouwmaterialen (o.a. van Heijningen en Ackers, 1990). Deze referentieniveaus zullen uiteindelijk moeten leiden tot produkteisen (normen). Na het verschijnen van het 'Basisdocument Radon' zal in 1991 een reductiedoelstelling voor de lange termijn worden geformuleerd, bijvoorbeeld gericht op structurele verbetering bij nieuwbouw, en zal een standpunt worden bepaald of het nodig en mogelijk is saneringscriteria te ontwikkelen voor het huidige woningbestand (VROM, 1990).

Tabel 1.4. Richtwaarden (basis- en actieniveaus) voor de concentraties van Rn-222 (Bq.m^{-3} EEC Rn-222) in het binnenmilieu, zoals die zijn voorgesteld door verschillende organisaties of aangenomen (meer of minder stringente normen) in verschillende landen (de originele richtwaarden zijn, indien zij afwijken van die uitgedrukt in EEC, tussen haakjes weergegeven)

Organisatie	Land	Bestaande woningen		Toekomstige woningen	Opmerkingen	Referentie
		Basis Niveau	Actie Niveau			
RPB	Canada		~370 (0,1 WL)	onnodig gedacht	Voorgesteld in 1985	O'Riordan et al., 1987
RPC	Duitsland		~200 (20mSv.a ⁻¹)	kwalitatieve benadering	Voorgesteld in 1986 als eenvoudige oplossing mogelijk is	O'Riordan et al., 1987
EG-comm.	Europese Gemeenschap		~200 (20mSv.a ⁻¹)	~100 (10mSv.a ⁻¹)	Aanbeveling m.i.v. 1990	EG, 1990
CMB	Finland		~360 (2μJ.m ⁻³)	~90 (0,5μJ.m ⁻³)	Aangenomen limiet (norm) in 1986	O'Riordan et al., 1987
WHO	Internationaal	100	400	100	Bij actie niet langer wachten dan tot 2000 Bq.a.m ⁻³	WHO, 1987
ICRP	Internationaal (woningen) werkers 1:		200	100	Actie bij hogere niveaus als verlaging moeizaam gaat	ICRP, 1984
			DAC:1500 EEC(Rn) *)		Blootstelling gedurende 2000 h.a ⁻¹ in mijnen	ICRP, 1986
			DAC: 330 EEC(Tn) *)			
			DAC:150.000 EEC(Rn) DAC:250.000 EEC(Tn)		Bij afwezigheid van dochters door afzuiging, electrostatische depositie	
RPA	Nordische landen		100	100	Voorgesteld in 1986	O'Riordan et al., 1987
NRPB	Groot-Brittannië		~200 (20mSv.a ⁻¹)	~50 (5mSv.a ⁻¹)	Voorgesteld in 1987; ernst van overschrijding actiebepalend	O'Riordan et al., 1987
NCRP	Verenigde Staten		~150 (2 WLM.a ⁻¹)	-	Aangenomen in 1987 (norm)	McLaughlin, 1988
			~185 (0,05 WL)		Voorgesteld in 1984 voor algemene toepassing	NCRP, 1984; NCRP, 1987
EPA			~75 (0,02 WL)	-	„ bij 80% verblijftijd	NCRP, 1984
			37 - 185 (0,01-0,05 WL)		Aangenomen in 1986 (norm voor bepaalde gebieden); ernst van overschrijding actiebepalend	O'Riordan et al., 1987
NBHW NIRP	Zweden				'Besmette gebieden' (bv. fosfaatstort)	Nazaroff en Nero, 1988
		200	400	70	Aangenomen limiet (norm) in 1980	O'Riordan et al., 1987
			100	100	Voorgesteld in 1984	O'Riordan et al., 1987
		100	400 (renovatie:200)	70	Indien eenvoudige mogelijkheden, dan onder basisniveau	Swedjemark and Mäkitalo, 1990

*)DAC= Derived Air Concentration: concentratie die leidt tot de dosislimiet
EEC(Rn) = EEC Rn-222, EEC(Tn) = EEC Rn-220

Voor andere bronnen van radon dan bodem en bouwmaterialen (zogenaamde functionele toepassingen en niet-nucleaire industrie) wordt een risico-normering voorgesteld. Aardgas en drinkwater mogen afzonderlijk tot een maximaal individueel sterfterisico, ten gevolge van radioactief materiaal, van 10^{-6} per jaar aanleiding geven (zie ook §1.3.2).

Voor werknemers (waaronder mijnwerkers) gelden andere limieten, namelijk 2 mSv.a^{-1} ($\hat{=}$ 5×10^{-5} per jaar) voor niet-radiologisch werkers en 20 mSv.a^{-1} ($\hat{=}$ 5×10^{-4} per jaar) voor radiologisch werkers (werknemers voor wie het als reëel wordt ingeschat dat zij een dosisequivalent ontvangen van meer dan 2 mSv.a^{-1}), waarbij overigens het ALARA-principe (As Low As Reasonably Achievable) wordt gehanteerd (VROM, 1990).

2. BRONNEN EN EMISSIES

Onder een bron van radon wordt verstaan: een materiaal waaruit radon exhaleert (bijvoorbeeld bodem, bouw materiaal) c.q. een plaats waar emissie van radon optreedt (bijvoorbeeld niet-nucleaire industrie, gasgeiser, gebruik drinkwater).

Rn-222 en Rn-220 zijn vervalprodukten van twee isotopen van radium, die beide aanwezig zijn in de aardkorst. Het is dan ook niet verwonderlijk dat de bodem de belangrijkste bron van radon is. Andere bronnen van radon, zoals grondwater en bouwmaterialen, zijn meestal bron doordat ze in direct contact hebben gestaan met die bodem of bodemmateriële als grondstof hebben. In dit hoofdstuk wordt een beschrijving van de diverse bronnen en hun emissies gegeven.

2.1 EXHALATIE VAN DE BODEM

Afhankelijk van diverse factoren (zie hoofdstuk 1.2), exhaleert de bodem radon. In tabel 2.1 zijn deze factoren samengevat. Andere externe factoren

Tabel 2.1. Factoren van belang voor de radonexhalatie van de bodem; gegeven zijn een typische waarde en het karakteristieke bereik (zie hoofdstuk 1.2)

Factor	Typische waarde	Karakteristiek bereik	Eenheid
Radiumconcentratie **)	25	4 - 125	Bq.kg ⁻¹
Emanatie	0,2	0,01 - 0,8	
Diffusiecoëfficiënt	10 ⁻⁶	5.10 ⁻⁶ - 2.10 ⁻¹⁰	m ² .s ⁻¹
Permeabiliteit	~10 ⁻¹⁴	10 ⁻⁸ - 10 ⁻¹⁶	m ²
	(zanderige klei)		
Porositeit	0,5	0,45 - 0,55	
Percentage met water gevulde poriën	50 *)	0 - 100	%

*) Sterk afhankelijk van de permeabiliteit en afstand tot grondwaterspiegel

**) Iyengar, 1990

zoals atmosferische drukverschillen en temperatuur kunnen daarbij van belang zijn voor convectief transport door de bodem. Het exhalatietempo is dus afhankelijk van de bodemsoort en van diverse omstandigheden, zoals regenval, vochtgehalte, verdamping, temperatuur, drukveranderingen etc. Het resulterende exhalatietempo ligt meestal in het bereik $0,0002$ tot $0,07 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-222 en $0,015$ tot $5,3 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-220 (gebaseerd op UNSCEAR, 1988). Uitgaande van een gemiddeld exhalatietempo van respectievelijk $0,016 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ en $1,2 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ voor Rn-222 en Rn-220 (gebaseerd op UNSCEAR, 1988), hetgeen, gezien meetresultaten, voor Nederland een redelijke aanname lijkt (zie: Ackers, 1985 en hoofdstuk 4), en een landoppervlakte van 38.000 km^2 (CBS, 1990) resulteert dit in een jaarlijkse exhalatie van $1,9 \cdot 10^{16} \text{ Bq}$ Rn-222 en $1,4 \cdot 10^{18} \text{ Bq}$ Rn-220 uit de bodem. Aangezien 8% van Nederland bebouwd is (infrastructuur en gebouwen) en dit slechts gedeeltelijk woningbouw betreft, zal ongeveer 1% van deze radon direct door de vloer of indirect via de buitenlucht in woningen terecht komen.

2.2 EXHALATIE VAN ZEE- EN OPPERVLAKTEWATER

Door de relatief lage concentratie van radium in zee- en oppervlaktewater (zie tabel 2.2 voor Ra-226), vergeleken met die in sediment of in landbodems (25 kBq.m^{-3}), en door de veel geringere diffusie in water t.o.v. die in de bodem ($D \approx 10^{-9} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ respectievelijk $\sim 10^{-6} \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$), is ook de exhalatie veel geringer. Volgens de NCRP (1984a) is de exhalatie door de oceanen $10^{-4} \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, ofwel een factor 160 lager dan die van bodem. Ook voor de andere typen van diep gestratificeerd oppervlaktewater zal dit getal een redelijke schatting vormen. In het algemeen geldt dat Ra-224 (de moedernuclide van Rn-220) in de oceaan aan de oppervlakte in iets lagere concentraties ($0,2-0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$) voorkomt dan Ra-226, maar dat in kustwateren, vooral bij ondiepe estuaria, de concentraties juist hoger kunnen zijn ($3-15 \text{ Bq.m}^{-3}$) (Okubo, 1990). Door de lagere concentraties van Ra-224 t.o.v. die van Ra-226 zal het exhalatietempo van Rn-220 niet meer dan een factor 10 à 15 groter zijn dan dat van Rn-222. Voor vertikaal goed gemengde rivieren en niet gestratificeerde meren is de situatie iets anders. Het door de sedimentlaag geëxhaleerde radon wordt in de waterkolom erboven gemengd en kan aan het oppervlak naar de atmosfeer ontsnappen. Diffusie speelt in dit

Tabel 2.2. Concentratie van Ra-226 in verschillende typen zee- en oppervlaktewater

Oorsprong	^{226}Ra concentratie Bq.m ⁻³	Referentie
Atlantische Oceaan (oppervlakte)	1,3	Okubo, 1990
Continentaal oppervlaktewater	0,08 - 300	Beneš, 1990
Estuaria	~3	Moore, 1990
Continental rivieren	2,6	Iyengar, 1990
Rijn in Duitsland	3,3 - 7,4	Iyengar, 1990
Meren (Europa)	0,5 - 7,4	Iyengar, 1990

geval geen rol van betekenis. De radonconcentraties in deze typen oppervlaktewater kunnen dan ook hoger zijn dan uit de radiumconcentratie zou zijn af te leiden. De literatuur geeft voor dergelijke situaties in de Verenigde Staten activiteiten van ongeveer 300 Bq.m⁻³ voor Rn-222 (Nazaroff et al., 1987). Voor Rn-220 zal, gezien de korte halveringstijd van deze isotoop, dit mengen geen grote invloed hebben op de exhalatie. Door de frequente aanvoer van relatief radonarme zeelucht mag voor Nederland worden verwacht dat de jaarlijks gemiddelde radonconcentraties in de buitenlucht lager zijn dan in meer landinwaarts gelegen landen (zie hoofdstuk 3).

2.3 FOSSIELE BRANDSTOFFEN EN HUN VERBRANDING

Door de verbranding van steenkool, aardolie en aardgas komt vrijwel alle daarin aanwezige radon vrij. In de achterblijvende asresten (steenkool) kan echter een verrijking aan natuurlijke activiteit hebben plaats gehad t.o.v. de grondstof. Deze as vormt een blijvende bron van radon. Voor de belangrijkste conventionele brandstoffen in Nederland wordt hierna nader ingegaan op de emissies van radon.

2.3.1 Steenkool

In Nederland werd in 1988 ongeveer $1,3 \cdot 10^{10}$ kg steenkool verbruikt (Blaauboer et al., 1991), wat heeft geresulteerd in ongeveer $1,5 \cdot 10^9$ kg as

(bodem- en vlieg-as en vliegstof). De initieel in de steenkool aanwezige Rn-222, ongeveer $3,2 \cdot 10^{11}$ Bq, is daarbij vrij gekomen. Voor Rn-220 zullen, gezien de concentraties van de moedernucliden, vergelijkbare hoeveelheden in de atmosfeer komen. In de as bevindt zich echter ook nog $3,2 \cdot 10^{11}$ Bq Ra-226 en Ra-224. Een belangrijk deel van deze as wordt gebruikt bij de produktie van bouwmaterialen en als vulmiddel bij de wegenbouw. Door de verglaasde structuur van vlieg-asdeeltjes kan er echter niet veel van de geproduceerde Rn-222 vrijkomen uit het Ra-226 moeder-materiaal (ongeveer 1%). Door de kortere halveringstijd zal dit voor Rn-220 waarschijnlijk nog minder zijn. Bij dergelijke bouwmaterialen en ook op met vlieg-as gemengd asfalt kunnen echter wel hogere exposietempi worden gemeten als gevolg van fotonemissie. In de omgeving van kolencentrales zijn overigens nooit verhoogde concentraties van Rn-222 gemeten (Corbett, 1983).

2.3.2 Aardolie

De in aardolie aanwezige Rn-222 en Rn-220 is veelal reeds uit deze grondstof vrij gekomen voordat deze in Nederland arriveert. Overigens is in aardolie de activiteit van de primordiale radionucliden geringer dan in steenkool en vindt bij verbranding verspreiding van dergelijke nucliden plaats (geen vlieg-as!). Het stoken van aardolie (in de vorm van zware stookolie) in energiecentrales is in Nederland gedurende de laatste jaren sterk afgenomen tot enkele procenten van de steenkoolverbranding (CBS, 1990).

2.3.3 Aardgas

Bij de verbranding van aardgas ontsnapt alle daarin aanwezige Rn-222 en Rn-220. Het in Nederland gebruikte aardgas is afkomstig van winplaatsen op de Noordzee en op het vaste land (o.a. bij Slochteren). Door de verblijfsduur van het aardgas in de gasleidingen zal Rn-220 grotendeels zijn vervallen. Bij verdeelstations in de aardgasleidingen kan externe bestraling optreden door ophoping van radonochterprodukten. Bij verwaarlozing van de verblijftijd voor Rn-222 zal, uitgaande van een gemiddelde concentratie van $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222 in aardgas en een verbruik van $7,9 \cdot 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1}$ in de aardgascentrales (Blaauboer et al., 1991), in 1988 een emissie van bijna $8 \cdot 10^{11}$ Bq aan Rn-222 naar de buitenlucht zijn opgetreden. Het verbruik van aardgas door andere afnemers (hoofdzakelijk huishoudens en industrie) bedroeg in 1988 ongeveer $3 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$ (CBS, 1990),

hetgeen in dat jaar een extra emissie van $3 \cdot 10^{12}$ Bq Rn-222 heeft opgeleverd. Deze laatste emissie was grotendeels naar de buitenlucht gericht, maar in ruimten waarin gasgeisers brandden zonder afvoer (huishoudens) vond de emissie direct naar het binnenmilieu plaats. Deze emissies vallen onder de in ORS voorgestelde risiconormering voor *niet-nucleaire industrie* (VROM, 1990).

2.4 ERTS- EN BODEMSTOFFEN

De totale doorzet aan Ra-226 in de procesindustrie, waarvan de belangrijkste zijn: de fosforzuurindustrie, kunstmestindustrie en ijzer- en staalindustrie, bedraagt $4 \cdot 10^{12}$ à $5 \cdot 10^{12}$ Bq.a⁻¹ (Blaauboer et al., 1991). De hieruit gevormde hoeveelheid Rn-222 bedraagt ongeveer $3 \cdot 10^{14}$ Bq.a⁻¹. Overigens moet worden opgemerkt dat een belangrijk deel van de radiumactiviteit daarbij wordt geloosd op het oppervlaktewater, waardoor een groot deel van de geproduceerde Rn-222 niet naar de atmosfeer zal ontwijken. Voor zover ertsafval op land wordt opgeslagen moet ook weer rekening gehouden worden met bijvoorbeeld emanatie en diffusie. Aangezien Ra-226 ($t_{1/2} \approx 1600$ jaar) gedurende vele jaren Rn-222 zal blijven produceren, moet rekening gehouden worden met cumulatie van radium en thorium. In de omgeving van opslag van fosfaatertsslakken, waarin concentraties van Ra-226 van 1500 Bq.kg⁻¹ optreden, kunnen daarom verhoogde concentraties van Rn-222 worden verwacht (voor Rn-220 zijn hier geen gegevens bekend). In nog sterkere mate geldt dit voor uraniumertsafval ('tailings'). In Nederland is er geen sprake van het delven van uranium, maar wel van de verrijking van uranium (Urenco, Almelo). Het verarmde uranium wordt echter steeds tezamen met het verrijkte teruggestuurd naar de opdrachtgevers van Urenco en die bevinden zich hoofdzakelijk in het buitenland.

Een andere bron van radon is fosfaathoudende kunstmest. Gemiddeld wordt hiervan ongeveer 50 kg.a⁻¹ per hectare cultuurgrond gestrooid, hetgeen een totale toevoeging van 10^8 kg.a⁻¹ inhoudt voor de cultuurgronden van Nederland (Langeweg, 1988). Een typische waarde voor de Ra-226 concentratie in deze kunstmest is 1000 Bq.kg⁻¹ (UNSCEAR, 1988). Daarmee wordt jaarlijks dus 5 Bq.m⁻² Ra-226 toegevoegd en op nationale schaal 10^{11} Bq Ra-226. Wanneer 30 cm diep wordt geploegd vindt er jaarlijks een verhoging van de concentratie Ra-226 in die 30 cm plaats met 5 Bq per 12.000 Bq natuurlijk aanwezig Ra-226, ofwel sinds de aanvang van het gebruik van deze kunstmest

in 1920 (Langeweg, 1988) circa 2,5% verhoogd. Dit resulteert in een produktie van Rn-222 van ongeveer $4 \cdot 10^{14}$ Bq.a⁻¹. Slechts een gedeelte hiervan zal naar de atmosfeer ontwijken en daarmee dus een zeer geringe verhoging van het achtergrondniveau geven.

Bij het delven van ertsen of steenkool kunnen ook vrij grote hoeveelheden radon vrijkomen (vooral wanneer de ertsen rijk aan uranium/thorium zijn). Veelal is het probleem hier dat hoge concentraties radon blijven hangen in de mijn-gangen en daar een bron van blootstelling voor de mijnwerkers vormen. In Nederland zelf is er sinds 1963 geen mijnbouw meer. Er zijn echter nog wel Nederlandse mijnwerkers werkzaam in Belgische en Duitse kolenmijnen.

2.5 BOUWMATERIALEN

Omdat bouwmaterialen (zoals baksteen en beton) direct of indirect via de bestanddelen afkomstig zijn uit de aarde bevatten deze veelal ook radium in concentraties die gelijk zijn aan of soms zelfs hoger zijn dan die in de bodem. Een voorbeeld van dit laatste is fosfogips met concentraties die met een factor 30 die van de bodem overtreffen. De radon exhalatie van bouwmaterialen wordt door verschillende factoren bepaald (§1.2.3). De totale jaarlijkse emissie van Rn-222 en Rn-220 door bouwmaterialen in Nederland is daarom moeilijk vast te stellen. Dit is mede het gevolg van de afwerking van dergelijke bouwmaterialen met behang, panelen, verf of andere coatings (van Dijk en de Jong, 1989). Om een idee te krijgen van de totale emissie kan worden uitgegaan van een referentiehuis waarvan het bouwmaterialoppervlak ongeveer 750 m² bedraagt (UNSCEAR, 1988: p. 103, tabel 14), een totaal aantal woningen van 5 miljoen en een typisch exhalatietempo voor bouwmaterialen van ca. $5 \cdot 10^{-4}$ Bq.m⁻².s⁻¹ Rn-222 (zie tabel 5.3). De totale emissie van Rn-222 door bouwmaterialen verwerkt in woningen zou daarmee jaarlijks uitkomen op:

$$5 \cdot 10^6 \cdot 750 \text{ m}^2 \cdot 5 \cdot 10^{-4} \text{ Bq.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 3,15 \cdot 10^7 \text{ s.a}^{-1} \approx 5,9 \cdot 10^{13} \text{ Bq.a}^{-1}$$

De exhalatie van Rn-220 is een factor 77 hoger (zie §1.2.3). Ongeveer 60% van deze emissie zou daarbij naar het binnenmilieu gericht zijn (UNSCEAR, 1988). Rekening houdend met bouwmaterialen die zijn verwerkt in openbare gebouwen, kantoren, fabrieken etc. zou deze emissie wellicht nog een factor

2 hoger kunnen zijn. De totale exhalatie door bouwmaterialen bedraagt dan 1 à 2 % van die van de bodem.

2.6 GRONDWATER

Grondwater kan een belangrijke bron van radon (vanwege de halveringstijd en de transporttijd van drinkwater voornamelijk Rn-222) in het binnenmilieu zijn. Door het directe contact met radiumhoudende grond en de daarin optredende hoge radongasconcentraties kunnen de concentraties in grondwater hoog oplopen. Wereldwijd worden concentraties van Rn-222 in grondwater gemeten van 1 Bq.m^{-3} tot $100.000 \text{ Bq.m}^{-3}$ en meer (Nazaroff en Nero, 1988; Nazaroff et al., 1987; Prichard, 1987). Een bevolkingsgewogen gemiddelde concentratie in de Verenigde Staten ligt echter op ongeveer 5200 Bq.m^{-3} (Nazaroff et al., 1987). Bij het gebruik van grondwater voor de drinkwaterbereiding, maar vooral wanneer direct bronwater wordt betrokken, kunnen hoge concentraties Rn-222 in het drinkwater optreden. De Rn-222 komt gedeeltelijk vrij in het binnenmilieu (ongeveer 55% volgens Nazaroff et al., 1987) door o.a. beluchting en temperatuurverhoging (bijvoorbeeld bij douchen). De concentraties van Rn-222 in het Nederlandse drinkwater zijn niet grondig verkend. Gebruikmakend van een gemiddelde concentratie van 4800 Bq.m^{-3} (Mattern, 1973), een waterverbruik van $0,2 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ per persoon (CBS, 1990), een grootte van de gebruikersgroep van 70% van de Nederlandse bevolking (CBS, 1990), ofwel ongeveer 10 miljoen mensen, en een vrijzetting van Rn-222 uit het drinkwater naar het binnenmilieu van gemiddeld 55%, kan een totale emissie van Rn-222 door drinkwater naar het binnenmilieu worden berekend van:

$$4800 \text{ Bq.m}^{-3} \cdot 0,2 \text{ m}^3.\text{d}^{-1} \cdot 10^7 \cdot 365 \text{ d.a}^{-1} \cdot 0,55 \approx 1,9 \cdot 10^{12} \text{ Bq.a}^{-1}$$

Door lokaal hogere concentraties in het grondwater, maar vooral bij huishoudens die hun water direct uit de bodem betrekken (bronwater), kunnen hogere concentraties in het drinkwater optreden. Wanneer gebruik wordt gemaakt van oppervlaktewater (ongeveer 30% van de Nederlandse bevolking) dan zullen de te verwachten concentraties Rn-222 veel lager zijn (zie hoofdstuk 2.2).

Er vindt ook een radonemissie naar de lucht plaats door de verdamping van grondwater. Deze verdamping vindt vooral plaats via de opname door en evapotranspiratie van vegetatie (zie §2.7.3).

2.7 OVERIGE BRONNEN

Diverse andere bronnen van radon, die wat betreft emissie veelal geringer van omvang zijn dan de eerder genoemde, worden hieronder kort besproken.

2.7.1 Vulkanisme

Vulkanen en lavageesteenten vormen lokale bronnen van radon. Lavageesteente is echter nieuw gevormd gesteente waarin de emanatie zeer gering is, omdat waarschijnlijk radium goed is verdeeld in het moedermateriaal en de mineraaldeeltjes een relatief klein emanatiebereik bezitten (zie §1.2.3). Bij een eruptie komen met diverse andere gassen ook Rn-222 en Rn-220. Vulkanisme komt in Nederland niet voor, zodat er alleen blootstelling optreedt door continentaal verspreide luchtmassa's.

2.7.2 Exhalatie door de mens

Een kleine, maar onverwachte bron van radon is de mens zelf. Een gemiddeld dieet resulteert bij een volwassene in een inname van 16 Bq aan Ra-226 a⁻¹ (Blaauboer et al., 1991). Deze inname resulteert in een lichaamsactiviteit van ongeveer 1 Bq (UNSCEAR, 1988). Verval van dit Ra-226 levert jaarlijks ongeveer 70 Bq Rn-222 op. De gehele Nederlandse bevolking produceert jaarlijks zo'n 10⁹ Bq Rn-222. Vergelijkbare waarden gelden voor de inname van Ra-228, zodat de produktie van Rn-220 5,8.10¹² Bq.a⁻¹ bedraagt. Dit Rn-220 zal echter grotendeels vervallen voordat het het lichaam heeft verlaten.

2.7.3 Exhalatie door planten en dieren

Zoals dat bij de mens het geval is, wordt ook door andere levende organismen radium opgenomen. Hoe groot deze opname is, is niet bekend. Wanneer wordt uitgegaan van de biomassa van de veestapel in Nederland (CBS, 1990) en een radiumconcentratie die, gezien de concentratiefactoren voor radium in vegetatie en vlees (IAEA, 1982), vergelijkbaar is met die voor de mens, zal de radonexhalatie door die veestapel hooguit enkele malen die van de

mens overtreffen. Via waterverbruik door planten vindt tevens verdamping van het grondwater plaats. Deze verdamping bedraagt in Nederland ongeveer 500 mm.a^{-1} (Kuipers, 1981) ofwel:

$$38000 \cdot 10^6 \text{ m}^2 \cdot 0,5 \text{ m}^3.\text{a}^{-1} = 1,9 \cdot 10^{10} \text{ m}^3.\text{a}^{-1}$$

Bij een Rn-222 concentratie in het grondwater van gemiddeld 4800 Bq.m^{-3} resulteert dit in een emissie door vegetatie van ongeveer $9 \cdot 10^{13} \text{ Bq.a}^{-1}$ aan Rn-222. Boven maïsvelden zijn emissies van Rn-222 naar de lucht gemeten die een factor drie boven die van de bodem lagen (Pearson, 1967).

2.8 TOTALE NEDERLANDSE EMISSIE VAN RN-220 EN RN-222

In tabel 2.3 zijn de berekende totale emissies uit de voorafgaande paragrafen samengevat. De geëmitteerde activiteit van Rn-220 blijkt veel groter dan die van Rn-222, maar vanwege de vaak trage diffusie door bouwmaterialen en de relatief korte halveringstijd zal de emissie van Rn-220 naar het binnenmilieu gering zijn. Door de korte halveringstijd zal ook de concentratie van Rn-220 in de buitenlucht op één meter boven het bodemoppervlak al kleiner zijn dan die van Rn-222 (zie §3.1.1). Bij Rn-222 in de buitenlucht domineert de bodem als bron. De relatieve bijdrage hiervan is circa 95%. Uit het overzicht blijkt dat slechts enkele van de behandelde bronnen een directe emissie van radon naar het binnenmilieu tot gevolg hebben: bodem, bouwmaterialen, aardgas, drinkwater en de mens zelf. De totale directe emissie van Rn-222 naar het binnenmilieu bedraagt hierbij ongeveer 2% van de totale emissie van Rn-222. Vanwege de accumulatie van radon in het binnenmilieu en de relatief lange verblijftijd van de mens aldaar zijn deze emissies echter van groter belang voor de stralingsbelasting dan bijvoorbeeld de onbeersbare exhalatie van de bodem naar het buitenmilieu.

Tabel 2.3. Emissies van Rn-220 en Rn-222 in Nederland

Bron	Rn-220	Rn-222	Directe emissie van Rn-222 naar het binnenmilieu		
	Bq.a ⁻¹	Bq.a ⁻¹	%(a)	Bq.a ⁻¹	%(b)
Bodem	1,4.10 ¹⁸	1,9.10 ¹⁶	≈1	~2.10 ¹⁴	≈70
Vulkanisme	pm *)	pm		- *)	
Kolenverbranding	3,2.10 ¹¹	3,2.10 ¹¹		-	
Vliegias (1 jaar)	nb *)	1,1.10 ¹¹		-	
Aardgas	pm	3,8.10 ¹²	< 40	<1,5.10 ¹²	< 0,5
Aardolie	pm	pm		-	
Fosfaatertsafval	nb	<3,0.10 ¹⁴		-	
van eerdere jaren	nb	nb		-	
Kunstmest (fosfaat)	nb	6,7.10 ¹²		-	
van eerdere jaren	nb	<4,0.10 ¹⁴		-	
Bouwmaterialen	9,2.10 ¹⁵	1,2.10 ¹⁴	60	~7,5.10 ¹³	≈30
Grondwater					
huishoudelijk gebruik	nb	1,9.10 ¹²	100	1,9.10 ¹²	≈0,6
verdamping	nb	9,0.10 ¹³		-	
Oppervlaktewater					
huishoudelijk gebruik ¹⁾	nb	5,9.10 ¹⁰	100	5,9.10 ¹⁰	≈0,02
Exhalatie					
mens	<<5,8.10 ¹²	1,0.10 ⁹	80 ²⁾	8,0.10 ⁸	-
dier	<<1,7.10 ¹³	3,0.10 ⁹		-	
vegetatie	nb	nb		nb	
Totaal	~1,5.10 ¹⁸	2,0.10 ¹⁶	~ 1,5	~3.10 ¹⁴	100

*) nb: niet bekend, pm: pro memori, -: verwaarloosbaar

¹⁾ Rn-222 concentratie van 300 Bq.m⁻³ en gebruik door 30% van bevolking

²⁾ uitgaand van een verblijfstijd binnenshuis van 80% (UNSCEAR, 1988)

a) percentage van de bronbijdrage aan de totale emissie, dat het binnenmilieu bereikt

b) procentuele bijdrage aan de totale emissie naar het binnenmilieu

Bij de emissie van Rn-222 naar het binnenmilieu overheersen de bodem (relatieve bijdrage ongeveer 70%) en bouwmaterialen ($\approx 30\%$) als bron. De bijdrage van de overige bronnen is gemiddeld circa 1%. Op grond van bovenstaande bevindingen treedt er binnen dit basisdocument een zekere fuikwerking op. Het accent ligt op het binnenmilieu en de daar van belang zijnde bronnen. Relatief weinig aandacht wordt geschonken aan radon in het buitenmilieu.

2.9 BELEIDSMATIGE ASPECTEN VAN EMISSIES VAN Rn-220 EN Rn-222

De emissies van radon zijn beleidsmatig onder te verdelen naar vier broncategorieën, namelijk *Natuurlijk*, *Functionele toepassingen*, *Niet-nucleaire industrie* en *Bouwen en wonen* (VROM, 1990). Voor de eerder behandelde bronnen van Rn-222 is deze indeling in tabel 2.4 weergegeven. Voor Rn-220 is onvoldoende informatie beschikbaar. Door de kortere halveringstijd zullen wellicht diverse belastingspaden beter beheersbaar zijn voor Rn-220 dan voor Rn-222. De categorie *Natuurlijk* is in het beleid geen onderwerp van risiconormering. Voor de categorieën *Functionele toepassingen* en *Niet-nucleaire industrie* is de risicobenadering (maximaal 10^{-6} per bron) voor broncategorieën volgens ORS van toepassing (zie §1.3.2 en §1.3.3). Gezien de bijdragen van bodem en bouwmaterialen aan de totale radonemissie (zie tabel 2.3), is in dit geval de categorie *Bouwen en wonen* het belangrijkste. Wat betreft *Bouwen en wonen* zal naast een reeds bestaand stand-still principe voor bouwmaterialen in een later stadium, o.a. op basis van dit document, door het beleid een nader standpunt worden geformuleerd over reductiedoelstellingen (zie §1.3.3) voor radonconcentraties in het binnenmilieu.

2.10 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Diverse bronnen leveren een bijdrage aan de emissie van Rn-222 en Rn-220. De in dit hoofdstuk besproken bronnen zijn, afgezien van de bodem zelf, vrijwel alle uit de bodem afkomstig of daarmee in aanraking geweest. De bodem ($\approx 94\%$) is verreweg de belangrijkste bron wat betreft de totale emissie ($\sim 2 \cdot 10^{16}$ Bq.a⁻¹ Rn-222 en $\sim 1,5 \cdot 10^{18}$ Bq.a⁻¹ Rn-220). Op een tweede

Tabel 2.4. Beleidsmatige indeling (VROM, 1990), relevante belastingspaden en beheersbaarheid van emissies van Rn-222 in Nederland

Bronindeling	Relevant belastingspad	Beheersbaarheidsindicatie ¹⁾
Functionele toepassingen		
Radioactief afval		
- uraniumafval	exhalatie → buiten	niet ²⁾
Niet-nucleaire industrie		
Kolenverbranding	emissie → buiten	slecht
Vlieggas (1 jaar)		
- depôts, wegen	exhalatie → buiten	niet
- bouwmaterialen	exhalatie → binnen/buiten	matig ²⁾
Aardgas		
- transport	externe bestraling	matig ²⁾
- energieopwekking	emissie → buiten	slecht
- huishoudgebruik	emissie → binnen	goed
Aardolie		
- energieopwekking	emissie → buiten	slecht
Grondwater		
- huishoudgebruik	emissie → binnen	slecht
Oppervlaktewater		
- huishoudgebruik	emissie → binnen	slecht
Fosfaatertsindustrie		
Afval		
- uit proces	emissie → buiten	slecht
- eerdere jaren	exhalatie → buiten	matig
Kunstmest (fosfaat)	exhalatie → buiten	matig
- toepassing	exhalatie → buiten	niet
- eerdere jaren	exhalatie → buiten	niet
Bouwen en wonen		
Bouwmaterialen	exhalatie → binnen/buiten	matig/goed
Bodem	exhalatie → binnen	matig
Natuurlijk		
Bodem	exhalatie → buiten	niet
Vulkanisme	emissie → buiten	niet ³⁾
Grondwater	verdamping → buiten	niet
Oppervlaktewater	exhalatie → buiten	niet
Exhalatie door:		
- mens	exhalatie → binnen/buiten	niet
- dier	exhalatie → (binnen/)buiten	niet
- vegetatie	exhalatie → buiten	niet

¹⁾ niet : geen mogelijkheden,
slecht: slechts na opheffing van industrie of andere zeer ingrijpende maatregelen

matig : beperkte mogelijkheden

goed : goede mogelijkheden

²⁾ blootstelling vooral voor werknemers

³⁾ emissies vinden niet plaats in Nederland

plaats komen ertsafval en de in de loop der jaren aan de Nederlandse grond toegevoegde kunstmest ($< 7 \cdot 10^{14}$ Bq.a⁻¹ Rn-222, emissie van Rn-220 niet geschat). Op de derde plaats komen de bouwmaterialen ($\sim 1,2 \cdot 10^{14}$ Bq.a⁻¹ Rn-222 en $\sim 9,2 \cdot 10^{15}$ Bq.a⁻¹ Rn-220). De overige bronnen leveren samen nog ongeveer 10^{14} Bq.a⁻¹ Rn-222 (voor Rn-220 niet geschat).

Wat de stralingsbelasting voor de mens betreft is de blootstelling binnenshuis (categorie *Bouwen en wonen*) het belangrijkste vanwege de cumulatie van met name Rn-222 die binnenshuis optreedt. De concentraties van Rn-222 en Rn-220 in binnen- en buitenlucht worden bepaald door de exhalatie van de bodem en die van bouwmaterialen. In de eerste is geen trend te verwachten. Bij de produktie van bouwmaterialen ontstaat door toepassing van secundaire grondstoffen een mogelijkheid van verhoogde emissies. Uitvoering van het stand-still principe (zie hoofdstuk 1.3) en het ontwikkelen van produkteisen voor bouwmaterialen zal invloed kunnen krijgen op deze tendens.

3. GEDRAG EN VERSPREIDING

Het eerste deel van dit hoofdstuk geeft een algemene beschrijving van het gedrag van radon in de atmosfeer, waarbij de verspreiding en de depositie van dochterprodukten aan de orde komen. Daarna wordt de mobiliteit van radon in de bodem en de infiltratie in gebouwen besproken. Tenslotte wordt een aantal voorbeelden gegeven van organismen waarin ophoping plaats vindt van Pb-210 en/of Po-210, afkomstig van Rn-222 uit de atmosfeer.

De in dit hoofdstuk verstrekte gegevens zijn in principe algemeen en hebben meestal niet specifiek betrekking op Nederland. Voor meer informatie over de Nederlandse situatie wordt verwezen naar hoofdstuk 4.

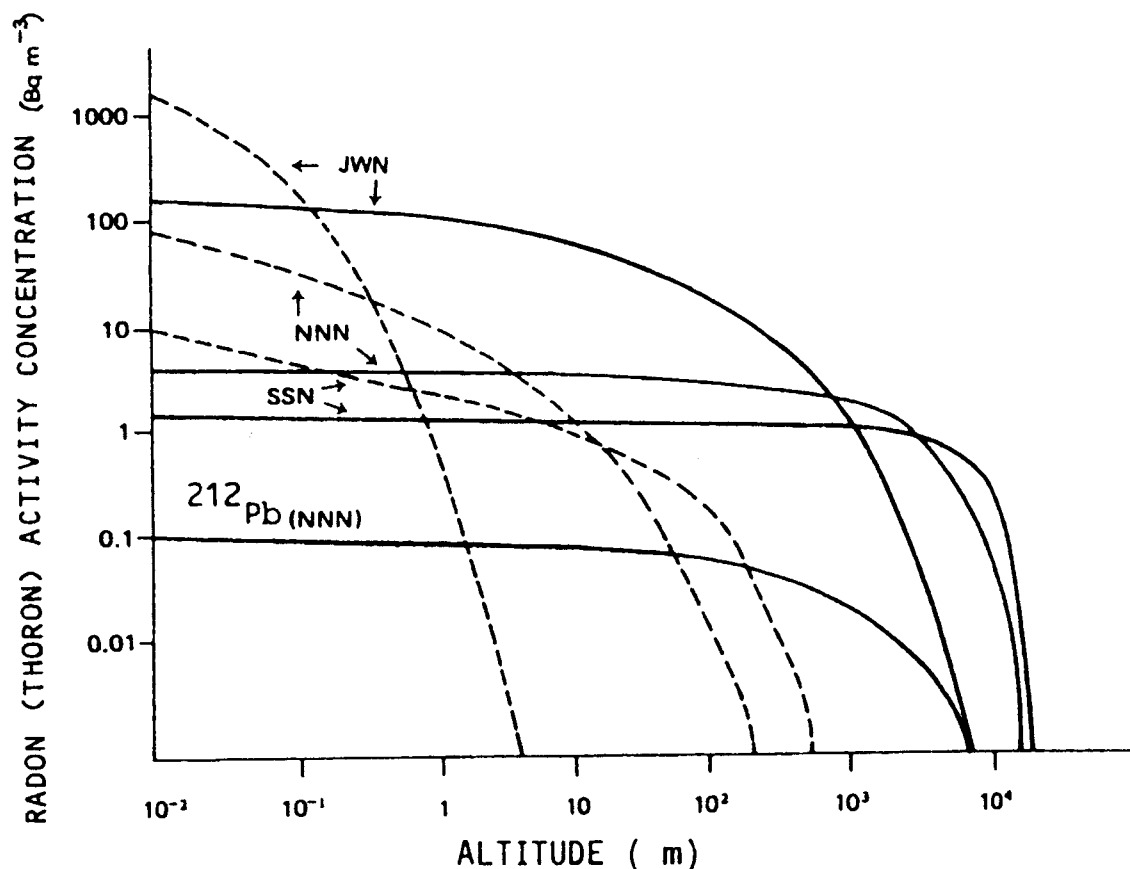
3.1 VERSPREIDING IN DE ATMOSFEER EN DEPOSITIE VAN DOCHTERPRODUKTEN

3.1.1 Verspreiding in de atmosfeer

Uit hoofdstuk 2.8 blijkt dat boven landoppervlakken de bodem de belangrijkste bron is voor Rn-222 en Rn-220 ("thoron") in het buitenmilieu. Hierdoor wordt de verspreiding van radon, in tegenstelling tot vele andere stoffen, gekenmerkt door een oppervlak als bron en niet door één of meerdere puntbronnen. Lokale verschillen in de exhalatie van de bodem leiden tot verschillen in concentratie op grondniveau, met name tijdens perioden van windstilte. De verspreiding van radon in de atmosfeer wordt, naast de voorspelbare invloed van radioactief verval, bepaald door diffusie en convectorie. Het transport via convectorie wordt sterk beïnvloed door meteorologische factoren, zoals verticale temperatuurgradiënt, windrichting, windsnelheid en de mate van menging met hogere luchtlagen (UNSCEAR, 1982). Omdat de dochterprodukten van radon zich hechten aan aerosoldeeltjes, zijn droge en natte depositie bijkomende factoren voor de verspreiding van deze produkten. Door het grote verschil in halveringstijd van Rn-222 (3,8 d) en Rn-220 (56 sec) blijft de verspreiding van Rn-220 lokaal. Rn-222 behoort tot de stoffen met een verspreiding op continentale schaal.

Figuur 3.1 geeft, op basis van modelberekeningen, een indruk van de hoogte-afhankelijkheid van de Rn-222- en Rn-220-concentraties, genormeerd naar de exhalatiesnelheid van de bodem, voor een aantal veel voorkomende weertypen (UNSCEAR, 1982). Hieruit blijkt dat Rn-222, door de grotere halveringstijd, tot op veel grotere hoogten wordt verspreid dan Rn-220. Boven 10-100 m is de

concentratie van Rn-220 verwaarloosbaar t.o.v. die op grondniveau. Rn-222 dringt door tot op hoogten van meer dan 10.000 m. Voor Rn-222 zijn deze modelresultaten redelijk in overeenstemming met die van metingen; voor Rn-220 is dit alleen bevestigd tot op een hoogte van circa 10 m (UNSCEAR, 1982). Voor de toetsing op grotere hoogten zijn onvoldoende meetresultaten beschikbaar.



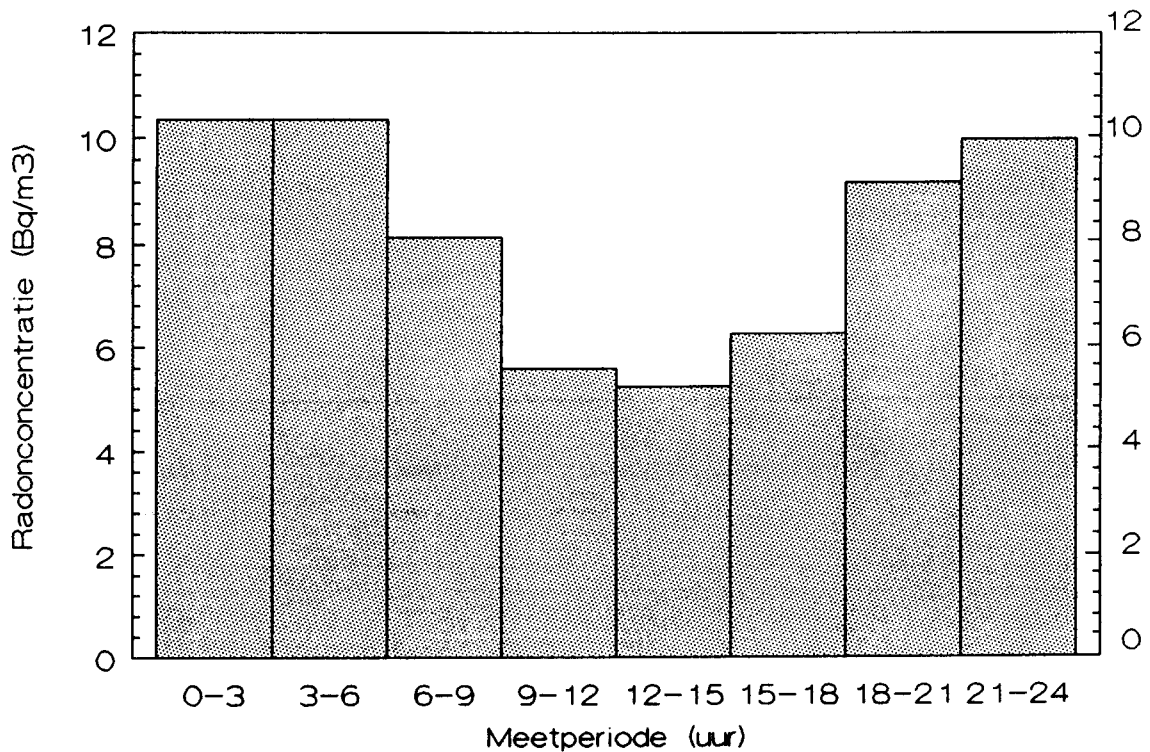
Figuur 3.1. Vertikale profielen van Rn-222 (gesloten lijn) en Rn-220 (onderbroken lijn), gebaseerd op exhalatietempi voor Rn-222 en Rn-220 van resp. 0,02 Bq m⁻².s⁻¹ en 1,0 Bq m⁻².s⁻¹ en een aantal weersituaties (JWN = sterke inversie; SSN = sterke turbulentie; NNN = normale turbulentie)

Het is niet mogelijk een algemene uitspraak te doen over de seizoensafhankelijkheid van de radonconcentratie op grondniveau. Enerzijds is de exhalatie van radon door de bodem in het algemeen seizoensafhankelijk, omdat in de winter de bovenste bodemlagen meestal meer water bevatten en het grondwaterpeil hoger is dan in de zomer waardoor de exhalatie daalt. Daar staat tegenover dat in de zomer de verticale turbulentie meestal groter is dan in de winter, waardoor er meer verspreiding is naar hogere luchtlagen. In sommige delen van het noordelijk halfrond, zoals New Jersey in de VS, overheerst het exhalatie-effect en is er een lagere concentratie in de winter dan in de zomer (UNSCEAR, 1988). In andere delen wijkt de situatie hiervan af. In kustgebieden is er een sterke invloed van de lokale windroos.

Naast een seizoensafhankelijkheid vertoont de Rn-222- en Rn-220-concentratie tevens een dagelijkse variatie. Vrij algemeen geldt dat de concentraties een maximum bereiken in de nacht en vroege ochtend, en een minimum rond het middaguur of enkele uren daarna. Dit is onder meer aangetoond in de VS (zie figuur 3.2), de USSR, Frankrijk, Hongarije en India (UNSCEAR, 1982; Cothorn en Smith, 1987). Waarschijnlijk zijn de belangrijkste oorzaken hiervoor de lagere windsnelheden en de toegenomen inversie gedurende de nacht, die het convectieve transport naar hogere luchtlagen sterk doen afnemen. Opwarming van de bodem door zonnewarmte speelt ook een rol. Hierdoor ontstaat in de vroege ochtend een opwaarts gerichte luchtstroming die radon meevoert (Wilkening, 1990). Op bewolkte dagen is het verschil tussen de hoogste en laagste concentraties dan ook minder groot.

Het gedrag van de dochterprodukten van Rn-222 in de atmosfeer wijkt niet essentieel af van dat van Rn-222, afgezien van de invloed van natte en droge depositie (zie §3.1.2) (Dueñas et al., 1990).

Omdat de exhalatie van Rn-222 door zeewater circa twee orden van grootte lager is dan die van bodem (zie hoofdstuk 2.2), is er een duidelijk verschil in concentratie in continentale en oceanische luchtmassa's. Tijdens metingen op open zee zijn concentraties beneden 1 mBq.m^{-3} gemeten. Het normale bereik in maritieme luchtmassa's bedraagt circa $1\text{-}100 \text{ mBq.m}^{-3}$ (UNSCEAR, 1982). Dit betekent dat bij de overgang van zee naar continent sterke variaties kunnen optreden in de concentratie van Rn-222. Aan de kust is de windrichting uiteraard bepalend voor de Rn-222-concentratie. Bij wind van zee zijn de concentraties laag, bij continentale lucht zijn ze relatief hoog. Boven zee



Figuur 3.2. De dagelijkse variatie in Rn-222-concentratie in Chester (New Jersey; VS) van 1977 tot 1983. Getoond worden de jaargemiddelden in deze periode, gebaseerd op steeds dezelfde meetperiodes van drie uur (UNSCEAR, 1988)

is de invloed van continenten nog tot op duizenden kilometers merkbaar, zoals aangetoond tijdens Rn-222-metingen op Hawaii (UNSCEAR, 1982).

Boven continenten is de gemiddelde concentratie van Rn-222 circa 9 Bq.m^{-3} . Omdat kuststreken dichter zijn bevolkt, bedraagt mondiaal de bevolkingsgewogen gemiddelde concentratie van Rn-222 circa 5 Bq.m^{-3} (UNSCEAR, 1988). Met 0,8 als goede schatting voor de evenwichtsfactor F (zie §1.2.2) op één meter boven het aardoppervlak (UNSCEAR, 1988), volgt hieruit voor de gewogen gemiddelde concentratie van de dochters van Rn-222 een waarde van circa 4 Bq.m^{-3} EEC. Het normale bereik hierin is $1\text{-}10 \text{ Bq.m}^{-3}$ EEC, extreme waarden niet meegerekend.

Rn-222 wordt benut als natuurlijke radiotracer in het onderzoek naar continentale en lokale luchtverspreiding, naar lokale luchtverontreiniging, zoals bijvoorbeeld in stedelijke gebieden (UNSCEAR, 1982; Cothorn en Smith,

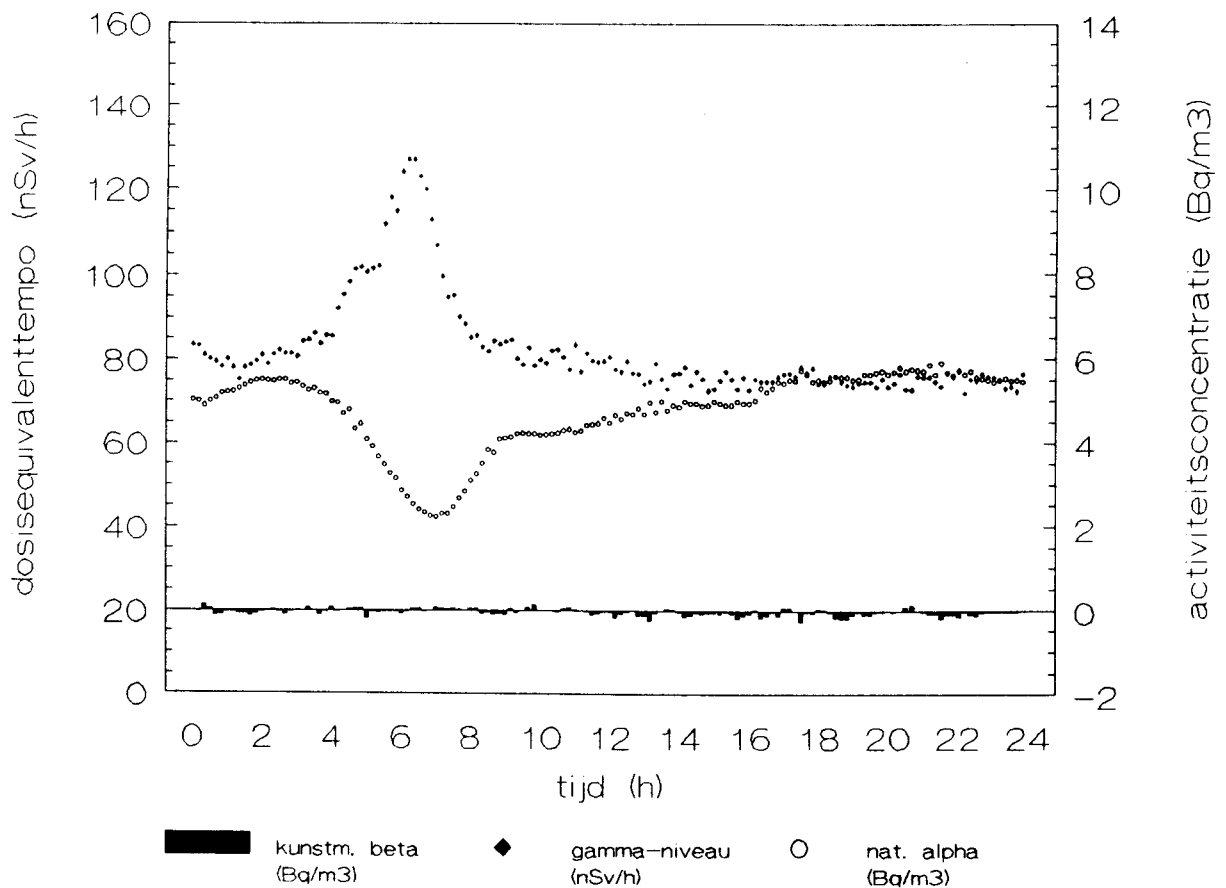
1987) en naar verticale diffusie in de atmosfeer, waar Rn-222 de meest toegepaste natuurlijke tracer is (Dueñas et al., 1990).

3.1.2 Depositie van dochterprodukten

Zoals reeds in §1.2.2 is aangegeven bestaat er in de atmosfeer in het algemeen geen radioactief evenwicht tussen radon en de dochterprodukten. De mate van evenwicht wordt sterk bepaald door meteorologische factoren (UNSCEAR, 1988), omdat de dochterprodukten zich, in tegenstelling tot de edelgassen Rn-222 en Rn-220, door hun chemische reactiviteit en lading gemakkelijk aan aërosoldeeltjes hechten. Hierbij treedt als tussenstap eerst clustering van vrije dochterprodukten op (Reineking en Porstendörfer, 1990). Het gedrag van aërosolgebonden dochterprodukten wordt vooral bepaald door de fysische eigenschappen van het aërosol, zoals de diameter. Deze aërosolen worden via droge en natte depositie uit de atmosfeer verwijderd. Het voorkomen en gedrag van de relatief kortlevende dochterprodukten van Rn-222 (Po-218, Pb-214, Bi-214 en Po-214) is sterk afhankelijk van de opbouw uit Rn-222 en radioactief verval. Met uitzondering van uitwassing door regen, zijn de fysische halveringstijden kort vergeleken met de tijdschalen van de atmosferische verwijderingsmechanismen (UNSCEAR, 1982).

Vooraf na langere perioden van droogte, stabiel weer en afluende wind, met veel opbouw van Rn-222 in de hogere luchtlagen en voldoende tijd voor de hechting van dochterprodukten aan aerosolen, treedt boven continenten door uitwassing tijdens zware regen- of sneeuwval een sterk verhoogde depositie van dochterprodukten op (Smetsers, 1990). Als gevolg hiervan neemt het dosisequivalenttempo door gammastraling aan het aardoppervlak sterk toe. In figuur 3.3 wordt dit geïllustreerd voor de locatie Kollumerwaard. Omdat vooral Pb-214 ($t_{1/2} = 27$ min) en Bi-214 (20 min) verantwoordelijk zijn voor deze gammastraling, en de moedernuclide Po-218 (3,1 min) veel korter leeft, neemt het dosisequivalenttempo door gammastraling na het schoonspoelen van de atmosfeer weer snel af (schijnbare halveringstijd circa 0,5 uur).

De gemiddelde concentratie van de langlevende Rn-222-dochter Pb-210 ($t_{1/2} = 21$ jaar) in regenwater bedraagt mondiaal gezien circa $0,07 \text{ Bq.l}^{-1}$, hetgeen bij een jaarlijkse neerslag van 1000 l.m^{-2} correspondeert met een gemiddelde natte depositie van circa 70 Bq.m^{-2} (Eisenbud, 1987). Boven land is de gemiddelde depositie hoger dan boven zee. In Nederland bedraagt de gemeten



Figuur 3.3. Toename van het dosisequivalenttempo door gammastraling op grondniveau tijdens een periode van sneeuwval. Resultaten voor de locatie Kollumerwaard uit het "Landelijk Meetnet voor Radioactiviteit" in Nederland

jaarlijkse natte en droge depositie van Pb-210 circa 100 Bq.m^{-2} (van Sonderen et al., 1990). Door de relatief lange halveringstijd van Pb-210 treedt accumulatie op van gedeponerd Pb-210. De evenwichtswaarde voor de geaccumuleerde depositie van Pb-210 bedraagt circa 3000 Bq.m^{-2} . Deze waarde geldt eveneens voor het hieruit ontstane dochterprodukt Po-210 ($t_{1/2} = 138$ dagen).

3.2 GEDRAG IN DE BODEM

3.2.1 Mobiliteit in de bodem

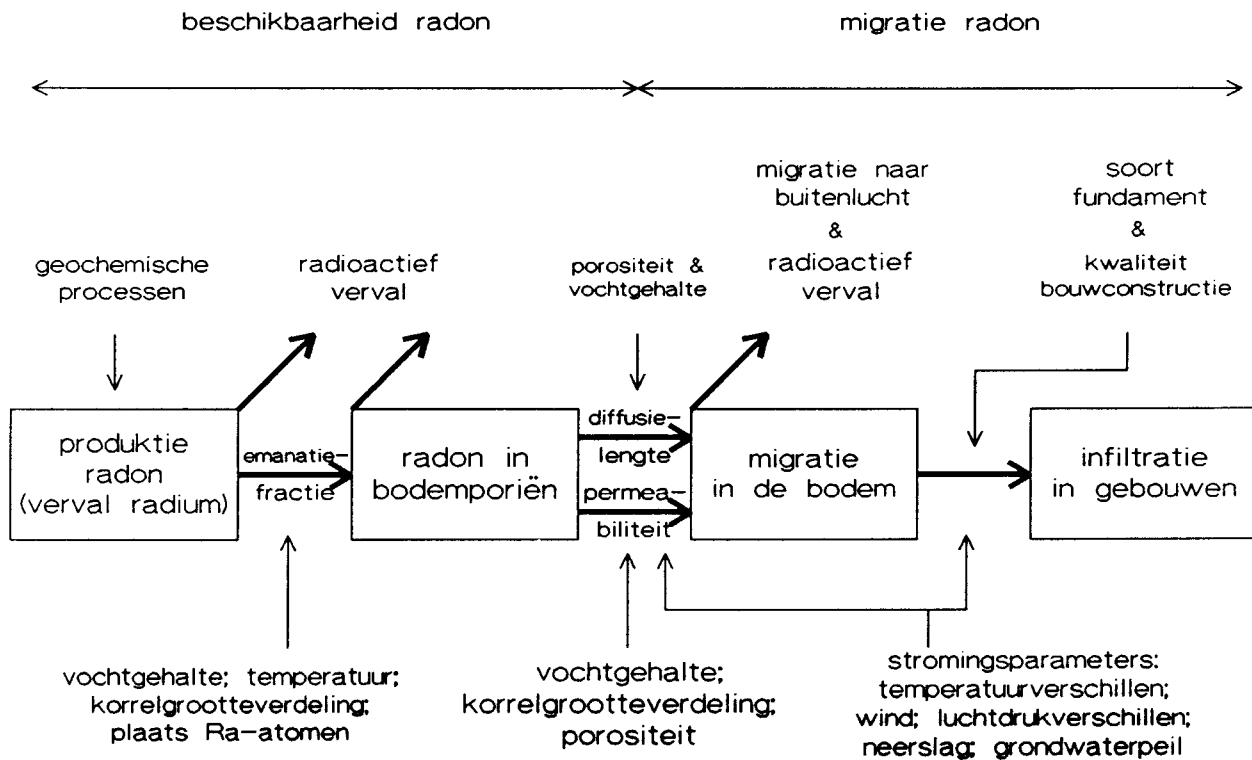
De mobiliteit van radon in de bodem wordt veroorzaakt door diffusie- en convectiestromen, die beide worden beïnvloed door bodemeigenschappen, zoals

permeabiliteit en porositeit (zie §1.1.2). Het soort bodem en het vochtgehalte zijn daarom van belang voor de exhalatie. Bij zeer hoge en zeer lage vochtgehalten is de exhalatie relatief laag, terwijl bij vochtgehalten van circa 25% de exhalatie een maximum bereikt (Stranden et al., 1984). Het grondwaterpeil is daardoor één van de parameters die de exhalatie bepalen. Daarnaast heeft het voorkomen van scheuren en gaten in de bodem invloed op de toevoer van radon uit diepere bodemlagen. Op geologische breukvlakken kan radontransport via gas- of waterverplaatsingen plaatsvinden vanuit diep gelegen gesteenten, waardoor veel grotere gesteentemassa's als bron gaan fungeren en lokale "Rn-222-bronnen" kunnen ontstaan. Een bekend voorbeeld in de VS is de geologische formatie "Reading Prong" in Pennsylvania. In dit gebied zijn binnenshuis concentraties van Rn-222 gemeten tot $100.000 \text{ Bq.m}^{-3}$ (Nero et al., 1990).

De convectiestroom uit de bodem wordt vooral bepaald door het drukverschil tussen de buitenlucht op grondniveau en het bodemgas. Bij toenemende luchtdruk daalt de exhalatie, bij dalende luchtdruk wordt bodemgas uit de bodem gezogen, met als gevolg dat de exhalatie sterk kan toenemen (Miles en Algar, 1988). De diepe ondergrond treedt op als Rn-222-bron bij de winning van grondwater en delfstoffen, zoals bijvoorbeeld aardgas (zie §2.3.3) en aardolie. Hetzelfde geldt voor de winning van stoom in gebieden met geothermische energie (UNSCEAR, 1988). Figuur 3.4 geeft een schematisch overzicht van de belangrijkste processen en parameters bij de produktie en migratie van Rn-222 in de bodem.

3.2.2 Infiltratie in woningen

Ook voor het transport van radon in het bodemgas naar woningen of andere gebouwen zijn diffusie en convectie de twee belangrijkste mechanismen. De diffusie wordt bepaald door de eigenschappen van de gebruikte bouwmaterialen, zoals porositeit en vochtgehalte, en de dikte van de barrières tussen de bodem en de bewoonde gedeelten van het gebouw. De convectiestroom van de bodem naar de woning ontstaat door drukverschillen en wordt daardoor mede bepaald door in de bouwconstructie aanwezige lekken, zoals gaten, kieren en door veroudering ontstane krimpscheuren. Daarnaast spelen bouwconstructie, windrichting, temperatuur en het gedrag van de bewoners (zoals ventileren en stoken) een rol. In woningen met relatief hoge concentraties van Rn-222 is het verantwoordelijke proces waarschijnlijk de



Figuur 3.4. Schematische weergave van de produktie en migratie van Rn-222 in de bodem en de infiltratie in gebouwen (naar Nazaroff en Nero, 1988)

convectiestroom uit de bodem (Eisenbud, 1987). Door de hoge concentraties in het bodemgas, waarbij 20.000 Bq.m^{-3} mondiaal een karakteristieke waarde is (Nazaroff en Nero, 1988), is een geringe luchttoevoer via de bodem immers al voldoende voor een overheersende invloed van de bodem.

Voor de radontoevoer via diffusie is de primaire route die via het gehele vloeroppervlak op de begane grond. Daarnaast kan er een route zijn via spouwmuuren en leidingschachten, waardoor ook hoger gelegen verdiepingen via diffusie een directe toevoer krijgen van radon uit de bodem. Hoewel de diffusie door de invloed van het vochtgehalte kan verschillen, draagt dit proces toch meer het karakter van een "statische" radonbron (de Meijer, 1991).

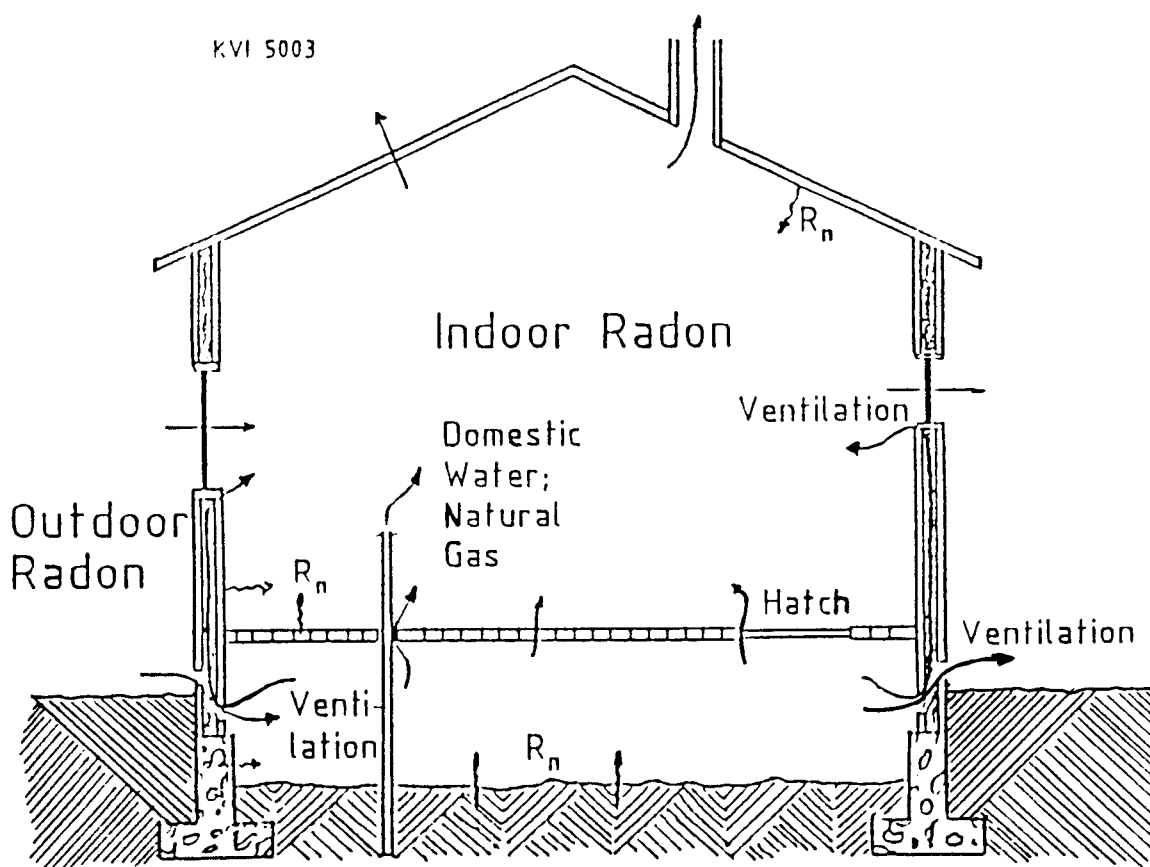
Het transport via convectiestromen ontstaat door drukverschillen tussen de woning en het bodemgas. Net zoals bij de exhalatie van de bodem is de belangrijkste factor hierbij de momentane verandering in de luchtdruk (zie §1.1.3). Bij daling van de luchtdruk ontstaat een radontransport vanuit de

bodem naar de woning. Drukverschillen ontstaan ook onder invloed van de wind en door verschillen in temperatuur. Bij wind is de loefzijde (windzijde) van de woning op overdruk ten opzichte van de vrije luchtstroom buiten, terwijl de lijzijde van de woning op onderdruk staat. Dit effect doet zich in principe ook voor ten opzichte van het bodemgas, omdat de druk in het bodemgas, afhankelijk van de permeabiliteit van de bodem, de buitendruk snel (zandgronden) of langzaam (kleigronden) volgt (zie tabel 1.2). Bij temperatuurverschillen tussen verticale luchtkolommen, gescheiden door een wand, ontstaan eveneens drukverschillen. Deze zijn hoogte-afhankelijk en nemen toe met het temperatuurverschil. Hierdoor kan een convectiestroom van de bodem naar de woning ontstaan. Indien de temperatuur in de woning hoger is dan buiten, ontstaat binnenshuis een onderdruk, waardoor radon uit de bodem wordt aangezogen. Men spreekt in dit verband wel over een "schoorsteeneffect" (Nazaroff en Nero, 1988; Loos, 1989). Het is duidelijk dat het stookgedrag van de bewoners, en dus het jaargetijde, bepalend is voor dit effect. Door het optreden van snelle veranderingen in convectiestromen, vooral bij een plotselinge wijziging van de luchtdruk, wordt convectie wel omschreven als een "dynamische" radonbron (de Meijer, 1991).

Zowel bij diffusie- als bij convectiestromen kunnen meer compartimenten en scheidingswanden betrokken zijn bij het transport van de bodem naar de woning. Veelal zijn de vrije ruimten tussen de vloer op de begane grond en de bodem, en/of de kruipruimten en/of de kelder belangrijke intermediairen tussen de bodem en de woning. De rol van de kruipruimte wordt nog versterkt doordat de woonkamer meestal op onderdruk is ten opzichte van de kruipruimte (Put en de Meijer, 1989). Overigens is het niet uitgesloten dat de kruipruimte een positieve rol vervult, doordat deze bouwwijze tot lagere blootstellingen leidt dan bouwwijzen zonder kruipruimten.

Transport vanuit de bodem via de spouwmuur kan ook belangrijk zijn. Bij woningen met normale concentraties van Rn-222 is meestal niet bekend wat de belangrijkste toevoerroute is. Onderzoek in testwoningen heeft nog geen uitsluitsel gegeven over het relatieve belang van de spouw als transportroute.

Er is voor het transport van Rn-222 uit de bodem naar de woning ook een aantal indirecte routes. Bekende voorbeelden zijn leidingwater en aardgas (zie hoofdstuk 2.3 en 2.6). Daarnaast is transport mogelijk via riolen. Door



Figuur 3.5. Overzicht van de bronnen voor Rn-222 in het binnenmilieu (Loos, 1989)

de aanwezige watersloten wordt aanvoer via convectiestromen weliswaar voorkomen, maar diffusie kan een rol spelen. Bovendien kan via de riolering een veel groter deel van de bodem als bron van Rn-222 gaan fungeren. Informatie hierover ontbreekt. Figuur 3.5 geeft een globaal overzicht van de transportroutes voor Rn-222 in het binnenmilieu, inclusief de rol van de bodem.

3.3 VERSPREIDING VAN RADONDOCHTERPRODUKTEN IN ORGANISMEN

Er is een beperkt aantal voorbeelden van "bioaccumulatie" van Pb-210 en/of Po-210, afkomstig van Rn-222 uit atmosfeer. Eén daarvan is het gevolg van de depositie van Pb-210 en Po-210 op rendiermos. Dit mos wordt in de winter gegeten door rendieren en kariboes, waarbij grote oppervlakken worden afgegrazen (UNSCEAR, 1988). Door de hoge inname bij deze dieren bevat het vlees, dat bij enkele tienduizenden personen een hoofdbestanddeel vormt van

het voedselpakket, relatief hoge concentraties Po-210. In Nederland wordt dit vlees slechts weinig gegeten. Het door deze dieren geconsumeerde Pb-210 hoopt zich op in de beenderen ("botzoeker").

De opname van Pb-210 en Po-210 door grazend vee leidt, in vergelijking tot andere voedingsmiddelen, niet tot relatief hoge concentraties in vlees en melk (Smith-Briggs en Bradley, 1984). Door de hoge consumptie van melk(produkten) behoort melk, naast brood, graanprodukten en overige dranken, wel tot de voedingsmiddelen die verantwoordelijk zijn voor circa 60% van de dagelijkse opname van deze radionucliden door de mens (Smith-Briggs en Bradley, 1984).

Een tweede voorbeeld van een organisme waarin accumulatie van Po-210 optreedt, zijn zoutwatermosselen. Mosselen kunnen zeer efficiënt bepaalde spore-elementen, waaronder polonium, uit zeewater opnemen (Köster et al., 1985). Vooral in de omgeving van niet-nucleaire industrieën die in lucht of water Pb-210 en Po-210 lozen, worden hoge concentraties in mosselen aangetroffen. De problematiek van technologisch verhoogde concentraties valt buiten de scope van dit basisdocument, omdat deze radionucliden niet afkomstig zijn van Rn-222 in de atmosfeer, maar van uraniumhoudende grondstoffen in de procesindustrie.

Voor de blootstelling van de mens is de besmetting van tabaksbladeren door depositie van Pb-210 van belang. Tabaksbladeren nemen het hieruit ontstane Po-210 en het gedeponeerde Po-210 direct op. Deze besmettingsroute is voor de tabaksplant waarschijnlijk veel belangrijker dan de route via wortelopname (Eisenbud, 1987; Cothorn en Smith, 1987). Hoewel er geen consensus is over de grootte van de hierdoor ontstane extra blootstellingen van rokers, is het duidelijk dat deze relatief hoog zijn (Eisenbud, 1987; NCRP, 1987). Vooral de NCRP heeft gepleit voor meer onderzoek naar de longdoses door het "consumentenprodukt" tabak (NCRP, 1987).

3.4 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De verspreiding van radon in de atmosfeer wordt gekenschetst door het optreden van het bodemoppervlak als bron en wordt bepaald door meteorologische factoren, zoals verticale temperatuurgradiënt, windrichting, windsnelheid en de mate van menging met hogere luchtlagen. Rn-222 dringt tot op veel grotere hoogten door dan Rn-220. Op grondniveau is er een dagelijkse

en een seizoensafhankelijke variatie in de concentraties van Rn-222. Naast radioactief verval zijn droge en natte depositie belangrijke mechanismen voor de verwijdering van dochterprodukten van Rn-222 uit de atmosfeer. Er zijn grote verschillen in de concentraties van Rn-222 in continentale en maritieme luchtmassa's. De gewogen gemiddelde Rn-222-concentratie bedraagt voor de wereldbevolking circa 5 Bq.m^{-3} . Het gemiddelde en het karakteristieke bereik voor de concentratie van de dochterprodukten zijn respectievelijk circa 4 Bq.m^{-3} EEC en $1-10 \text{ Bq.m}^{-3}$ EEC.

De mobiliteit van radon in de bodem wordt veroorzaakt door diffusie en convectorie. Belangrijke parameters voor de exhalatie van de bodem zijn bodemsoort, vochtgehalte en grondwaterpeil. Infiltratie van radon uit het bodemgas in woningen vindt eveneens plaats via diffusie en convectorie. Convectorie wordt sterk beïnvloed door drukverschillen. Hierdoor zijn luchtdrukverandering, windsterkte en temperatuurverschillen belangrijke parameters voor het convectorieve transport vanuit de bodem. De kruipruimte is belangrijk bij het transport van radon uit de bodem naar het binnenmilieu. Mogelijk vindt ook transport plaats via de spouw. Overigens is niet uitgesloten dat de kruipruimte een positieve rol speelt. Het transport vanuit de bodem naar de woning wordt wellicht verminderd, vergeleken met woningen zonder kruipruimte.

Mosselen zijn een voorbeeld van organismen waarin accumulatie optreedt van Po-210 in het marine milieu. Rokers worden relatief hoog blootgesteld door het in de tabak aanwezige Po-210, dat waarschijnlijk afkomstig is van Rn-222 in de atmosfeer.

4. MEETMETHODEN

4.1 LUCHT

Voor de meting van het gehalte van Rn-222 in lucht zijn diverse instrumenten en methoden beschreven. Een overzicht van de literatuur op dit gebied wordt ondermeer gegeven door de National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP, 1988) en door Nazaroff (1988). De methoden kunnen worden onderverdeeld in drie verschillende categorieën: momentane metingen, continu registrerende metingen en integrerende metingen. De twee eerst genoemde categorieën worden vrijwel uitsluitend gebruikt bij onderzoeksprojecten, respectievelijk als een methode voor het uitvoeren van enkelvoudige metingen cq. voor het vaststellen van het verloop van de concentratie in de tijd. Integrerende metingen worden gebruikt voor het vaststellen van de Rn-222-concentratie in woningen.

In §4.1.4 wordt op de methodieken voor het meten van Rn-220 ingegaan.

4.1.1 Momentane metingen

Meting van de momentane concentratie van Rn-222 in lucht vindt vrijwel uitsluitend plaats met behulp van een zogenoemde scintillatie-cel, waarbij gebruik wordt gemaakt van een vaste scintillator, veelal zinksulfide en een PM-buis ter detectie van de lichtpulsen. De detectiegrens van deze methode ligt bij een volume van de meetcel van 100 cm^3 en een teltijd van een uur op circa 10 Bq.m^{-3} (Lucas, 1957). Sinds deze eerste beschrijving door Lucas, zijn diverse uitvoeringsvormen in de literatuur verschenen, gericht op een verhoging van de teefficiency en een verlaging van de detectiegrens (NCRP, 1988).

Naast de zogenoemde Lucas-cellen wordt op beperkte schaal gebruik gemaakt van alternatieve methoden. Een voorbeeld hiervan is de ionisatiekamer, waarmee het bestaan van Rn-222 voor het eerst is aangetoond. Momenteel wordt deze methode vanwege de kosten nauwelijks meer toegepast anders dan voor zeer nauwkeurige laboratoriummetingen.

Een andere methode voor de bepaling van de momentane Rn-222-concentratie staat bekend onder de naam "twee-filter methode". De te onderzoeken lucht wordt daarbij via een filter in een groot vat gelaten. Tijdens het verblijf van het radon in het vat zal een klein gedeelte hiervan vervallen. De

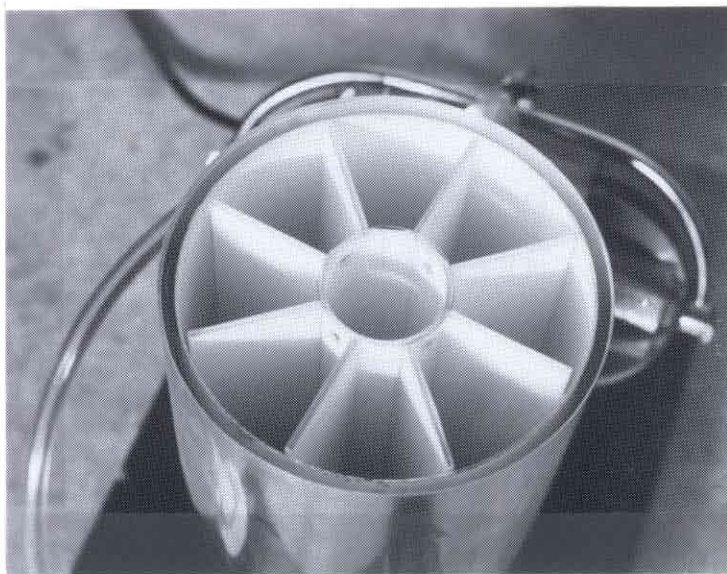
vervalprodukten worden aan het einde van het vat via een tweede filter afgevangen en na kwantificering gebruikt als maat voor de radonconcentratie. Deze methode is ondermeer toegepast in het SAWORA-onderzoek (Groen et al., 1986). Door het grote volume van het vat (in het hierboven genoemde onderzoek bedroeg deze 120 l) is deze methode alleen in het laboratorium te gebruiken.

4.1.2 (Semi-)continue metingen

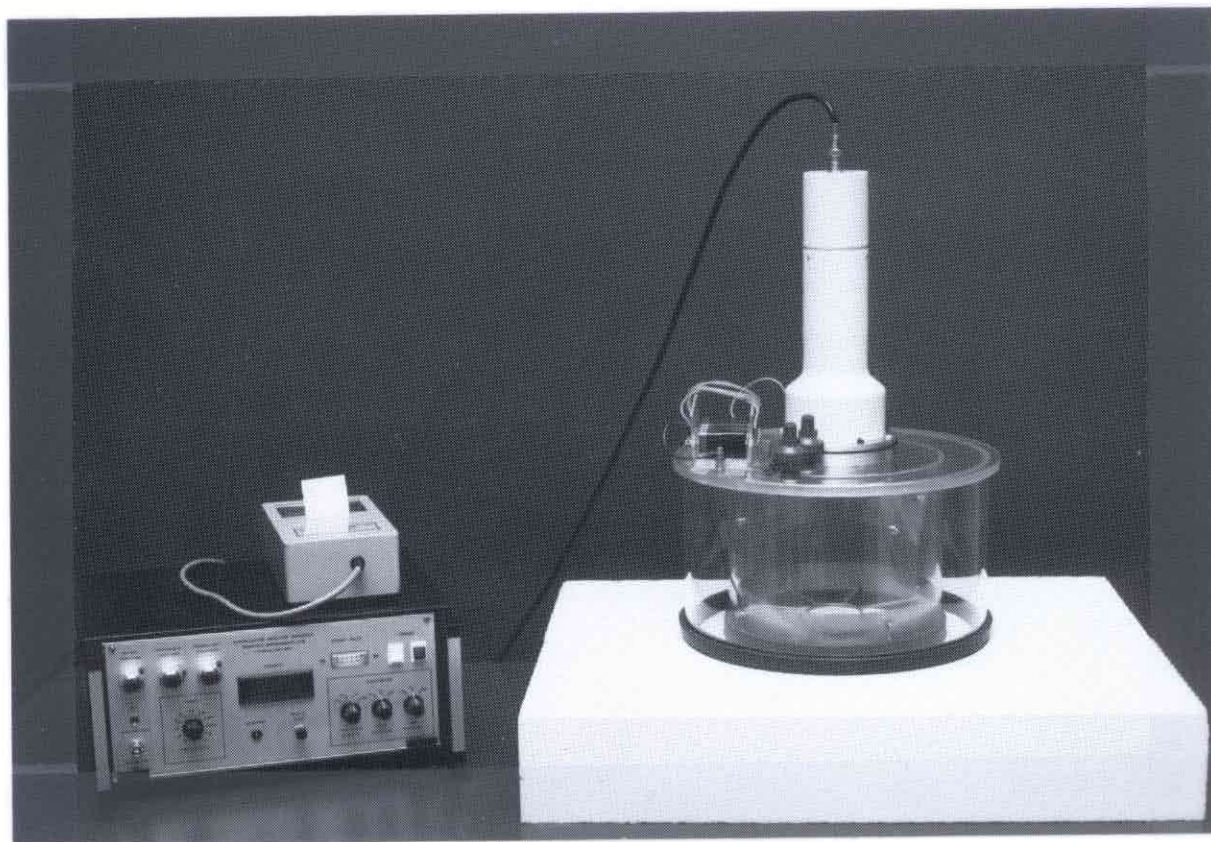
Vanwege de sterke radonfluctuaties in de woning (zie §5.4.1), zijn enkelvoudige momentane metingen slechts van beperkte waarde gebleken voor het schatten van het stralingsrisico door Rn-222. Om met een bepaalde zekerheid een uitspraak te kunnen doen omtrent de jaargemiddelde concentratie, dient de volgperiode al gauw in de orde van maanden te liggen. Ter verkrijging van dergelijke gegevens, kan worden gekozen voor (semi-)continue metingen van Rn-222 in de tijd of voor een integrerende meting. Dit laatste type komt in §4.1.3 aan de orde.

Bij de semi-continue metingen vindt de bemonstering van de lucht batchgewijs plaats (bijvoorbeeld om het halfuur), waarbij de tussenliggende tijd wordt gebruikt om de meetcel te vullen en het monster te analyseren. Voor zowel de continue als de semi-continue metingen wordt in het algemeen gebruik gemaakt van een actieve bemonstering, waarbij de lucht via een pomp in de meetcel wordt gebracht. Aan deze manier van bemonsteren kleeft een aantal nadelen (kostbaar, onderhoudsgevoelig, geluidsoverlast), zodat deze methode alleen wordt toegepast in een beperkt aantal onderzoeksprojecten.

Een algemene methode, waarmee reeds veel ervaring is opgedaan, is de doorstroom Lucas-fles (zie §4.1.1). Voor een 3 l scintillatiefles (zie figuur 4.1) wordt bij een teltijd van 30 min een detectiegrens genoemd van 10 Bq.m^{-3} (Stoop et al., 1991). Naast de Lucas-cel wordt gebruik gemaakt van draagbare ionisatiekamers met speciaal ontwikkelde elektroden. Baltzer et al. (1989) melden dat hiermee een gehalte van 150 Bq.m^{-3} met een nauwkeurigheid van 10% kan worden bepaald, bij een meettijd van één uur. Onder dezelfde voorwaarden claimen Katase en medewerkers (1986) een detectieniveau van circa 20 Bq.m^{-3} . Met deze ionisatiekamers kan men daarnaast onderscheid maken tussen de verschillende alfa-energieën, zodat naast Rn-222 ook Rn-220 en verschillende dochternucliden kunnen worden gekwantificeerd. Een ander principe is gebaseerd op het door middel van een electrostatisch veld verzamelen van Po-218 (en Po-214) ionen op Mylar-folie.



Figuur 4.1. Een doorstroom-scintillatiecel voor het bepalen van de radonconcentratie in lucht (KVI)



Figuur 4.2. Een radonexhalatiemeter voor bouwmaterialen (TNO)

65

De hierbij toegepaste voltages lopen sterk uiteen. In het algemeen vindt de detectie plaats met een zogenaemde surface barrier detector (Watnick et al., 1986).

Een nadeel van alle hier beschreven doorstroommethoden is dat gaandeweg het achtergrondniveau toeneemt, vanwege de depositie van dochternucliden op de wanden van de meetcel. Voor de op de telresultaten aan te brengen correcties voor de bijdrage van de dochternucliden, zijn verschillende methoden beschreven (Busigin et al., 1979; Thomas en Countess, 1979). Het zal echter duidelijk zijn dat de correcties een negatieve invloed hebben op de nauwkeurigheid van het analyseresultaat.

4.1.3 Integrerende methoden

Integrerende methoden zijn (en worden) op grote schaal toegepast bij diverse monitoring programma's. Voor de bepaling van de jaargemiddelde Rn-222-concentratie in Nederland is gebruik gemaakt van de in Karlsruhe ontwikkelde meetbeker (Urban en Piesch, 1981). Het is een voorbeeld van een passieve bemonstering waarbij de Rn-222-atomen door diffusie in het meetvolume terecht komen. De uitgezonden alfa-deeltjes laten een spoor achter op het op de bodem van de beker aangebrachte meetfolie. Deze sporen kunnen via een etsprocedure zichtbaar worden gemaakt om vervolgens te worden geteld. Het aantal sporen vormt een maat voor de hoeveelheid Rn-222 tijdens de blootstellingsperiode. Deze integratieperiode beslaat in de regel 3 - 12 maanden. De detectiegrens ligt in de orde van $5 - 10 \text{ Bq.m}^{-3}$ bij een 4 maandelijks blootstellingsperiode.

Een andere en met name in de U.S.A. populaire methode is die, waarbij het Rn-222 wordt geadsorbeerd aan actieve kool. Na de blootstellingsperiode wordt de kool onderzocht op het gehalte aan ingegroeide dochternucliden. Dit onderzoek vindt plaats via gamma-spectrometrie (zie §4.2.1) of via vloeistofscintillatietelling (Prichard en Marien, 1983). Deze methode is eenvoudig uitvoerbaar, doch niet erg nauwkeurig. Nadelen zijn ondermeer:

- Verandering van de luchtvochtigheid heeft een grote invloed op de mate van radonadsorptie.
- Vanwege de korte halveringstijd van Rn-222 en zijn dochternucliden, beperkt de bemonsteringsduur zich tot slechts 2-7 dagen. Deze periode is te kort om uitspraken te doen over de jaargemiddelde concentratie.

- Berekening van het werkelijk gemiddelde over de bemonsteringsperiode is niet goed mogelijk doordat de belading, gezien het verloop van de concentratie (zie §5.4.1), niet lineair met de tijd zal plaatsvinden.

Een andere betrekkelijk veel toegepaste methode berust op het gebruik van een thermoluminescentie dosimeter (TLD). Bij deze methode zoals beschreven door George en Breslin (1977), worden de Po-218 en Po-214 ionen via een potentiaalverschil (-900 V) verzameld op Mylar-folie, waarachter een TLD is aangebracht. De detectielimiet is ongeveer 1 Bq.m^{-3} bij een bemonsteringsperiode van een week. Cowper en Davenport (1978) geven een vergelijkbare detectiegrens. Maiello en Harley (1987) hebben de batterijen voor het aanleggen van het potentiaalverschil vervangen door een electret. Dit is een soort teflonfolie waarop spanning zeer lang behouden blijft. Het toegepaste voltage bedroeg 1200 V. De monitor werd daardoor kleiner en goedkoper. De nieuwste ontwikkelingen op dit gebied duiden op het gebruik van een electret zonder TLD (Kotrappa et al., 1990; Summers et al., 1990). De afname van de spanning wordt daarbij als maat voor het aantal in het meetvolume gevormde ionen genomen waaruit de Rn-222-concentratie wordt afgeleid. De detectiegrens voor een drie-maandelijkse blootstellingsperiode bedraagt circa 10 Bq.m^{-3} (Kotrappa et al., 1990).

Naast de gewenste detectiegrens speelt ook de kostenfactor een rol bij de beslissing welk systeem de voorkeur verdient. Voor de door het KVI toegepaste meetbekers, berustend op het track-etch principe bedragen de kosten f120,- per analyse (blootstellingsduur 4 maanden). De kosten voor de koolstofmethode liggen op f50,- - f100,- per meting. Met de overige methoden is geen ervaring opgedaan in Nederland. Vermoedelijk zijn de analysekosten echter beduidend lager. Een overzicht van de analysemethode voor radon in lucht wordt gegeven in tabel 4.1.

4.1.4 Methoden voor de bepaling van Rn-220

De methode voor de bepaling van Rn-220 ("thoron") zijn eveneens in de drie eerder genoemde momentane, continu-registrerende en integrerende metingen onder te verdelen. Van elke categorie volgt hieronder een voorbeeld.

Een eerste methode voor de bepaling van Rn-220 is beschreven door Israel en Israel in 1965 (NCRP, 1988). Daarbij werd gebruik gemaakt van twee grote ionisatiekamers en een verval-container, die hier tussenin was opgesteld. In

Tabel 4.1. Overzicht analysemethoden voor Rn-222 in lucht

Methode (bemonsteringsduur)	Omschrijving	Detectie ⁻³ limiet* Bq.m	Referentie
Momentane meting (1-60 min)	Lucas-cel 2 filtermethode	10 0,6	Lucas (1957) Groen et al. (1986)
(Semi-)continue meting (10-120 min)	Doorstroom Lucas-cel Ionisatiekamer	10 < 20	Stoop et al. (1991) Katase et al. (1986)
Integrerende methode (1-12 mnd)**	Track etch Actieve kool TLD Electret	5 - 10 10 1 10	Put (pers. mededeling) George (1984) George en Breslin (1977) Kotrappa et al. (1990)

(*) Voor bijzonderheden zoals meetvolume en teltijd wordt verwezen naar de tekst.

(**) Voor de methode via actieve kool is de bemonsteringsduur 2-7 dagen.

de eerste kamer werd de gecombineerde Rn-222- en Rn-220-activiteit bepaald, in de tweede alleen Rn-222.

Naast Po-218 en Po-214 wordt ook Po-216, het dochternuclide van Rn-220 via een electro-statisch veld verzameld. Het Po-216 kan, indien een geschikte detector wordt gebruikt (bijvoorbeeld een "surface barrier detector"), apart worden gekwantificeerd (Folkerts et al., 1984).

Een passieve "track-etch methode" voor Rn-220 wordt beschreven door Somogyi et al. (1984). Daarbij worden per meetbeker twee folies toegepast, waarbij de eerste zowel Rn-222 als Rn-220 meet en de tweede, verder van de intree-opening weggelegde folie, alleen Rn-222.

4.2 BOUWMATERIALEN

4.2.1 Gamma-spectrometrie

Gamma-spectrometrisch onderzoek aan bouwmaterialen wordt in het algemeen met behulp van een Ge(Li)- of een Ge-detector aan het gebroken materiaal uitgevoerd (≤ 1 cm). Op grond van de uitkomsten van de gehalten aan Pb-214 en Bi-214 enerzijds en van Pb-212 en Bi-212 anderzijds, kunnen onder vermeend radiologisch evenwicht de concentraties aan Ra-226 (Rn-222) en Ra-224 (Rn-220) worden bepaald (Ackers, 1985).

4.2.2 Exhalatiesnelheid

Voor het bepalen van de exhalatiesnelheid van bouwmaterialen is een groot aantal methoden beschreven in de literatuur. Ruwweg kunnen deze in een

tweetal typen worden onderverdeeld. Bij de eerste methode wordt een proefmuurtje van het te onderzoeken bouw materiaal in een container opgesloten en wordt na verloop van tijd de Rn-222-concentratie in het vrije gasvolume bepaald (Mustonen, 1984; Poffijn et al., 1984; Stranden et al., 1984). Deze methode heeft als nadeel dat de exhalatie-snelheid lager wordt naarmate de Rn-222-concentratie in het vrije gasvolume toeneemt vanwege de lagere concentratiegradiënt tussen porie en omgevingslucht. In de praktijk is de omgevingsconcentratie vrijwel gelijk aan nul, hetgeen resulteert in de zogenaamde vrije exhalatiesnelheid. Door de radonopbouw in de container in de tijd te vervolgen, kan deze methode worden verbeterd. De vrije exhalatiesnelheid wordt dan bepaald door de toename op tijdstip nul te nemen (Jonassen, 1983; Folkerts et al., 1984; Ulbak et al., 1984). De invloed van de terugdiffusie kan daarnaast worden beperkt door de verhouding tussen het vrije volume en monster-volume meer dan een factor 10 te laten bedragen, zoals voorgesteld door Poffijn en medewerkers (1984). De afwijking ten opzichte van de vrije exhalatiesnelheid bedraagt in een dergelijke situatie minder dan 5% (Samuelsson, 1987).

Door de bovengenoemde monstercontainer continu te ventileren kan de invloed van de terugdiffusie eveneens tot een verwaarloosbaar niveau worden teruggebracht. Deze zogenaamde purge-and-trap methode is beschreven door Van Dijk en De Jong (1989) en leidt tot een afwijking van de vrije exhalatiesnelheid van ten hoogste 0,5% (Rn-222). Via deze methode kan eenvoudig de invloed van externe parameters zoals ventilatievoud en luchtvochtigheid op de exhalatie-snelheid worden onderzocht.

Bij de tweede methode wordt een deel van het te onderzoeken bouw materiaal afgedekt met een meetklok (Folkerts et al., 1984; Ackers et al., 1985; Aldenkamp et al., 1991), waarna de toename van de radonconcentratie in het vrije volume continu wordt gemeten. Deze methode komt dus in principe overeen met de hierboven beschreven methode, maar kan in tegenstelling hiermee aan een bestaande muur worden uitgevoerd. Een belangrijk nadeel van de methode is echter dat bij ruwe oppervlakken het niet altijd even eenvoudig is de meetklok luchtdicht op het bouw materiaal te laten aansluiten. Voorts geldt dat met name voor poreuze bouw materialen, een deel van het ingegroeide radon via de poriën naar de buitenlucht kan weglekken. Figuur 4.2 geeft een voorbeeld van een exhalatie-meter.

Naast een verdeling naar monsternemingsmethode, zijn de in de literatuur beschreven methodieken verder op te splitsen naar de toegepaste

kwantificeringstechniek. Daar deze technieken niet afwijken van de eerder in hoofdstuk 4.1 beschreven methode voor radon in lucht, wordt hiernaar verwezen.

4.2.3 Emanatiefactor

Niet alle Rn-222 en Rn-220 die in het bouw materiaal wordt gevormd, zal daadwerkelijk naar buiten diffunderen. Dit wordt aangegeven met de emanatiefactor die eerder is gedefinieerd in §1.2.3. Wanneer wordt aangenomen dat alle poriën van het materiaal met de lucht in verbinding staan, kan voor Rn-222 de emanatiefactor uit de gemeten exhalatiesnelheid van het desbetreffende bouw materiaal worden berekend (Van Dijk en De Jong, 1989):

$$\eta = E / (0,5 d \cdot \rho \cdot \lambda \cdot A) \quad (4.1)$$

Waarin:

η	= emanatiefactor
E	= exhalatiesnelheid Rn-222
0,5 d	= halve muurdikte
ρ	= dichtheid
λ	= vervalconstante Rn-222
A	= concentratie Ra-226

Ackers (1989) maakt voor de bepaling van de emanatiefactor gebruik van gebroken bouw materiaal, waaruit het vrijkomende Rn-222 via een zinksulfide-detector wordt bepaald. De via de twee verschillende methoden bepaalde emanatiefactoren blijken elkaar niet veel te ontlopen. Voor nitrogips zijn bijvoorbeeld waarden gevonden van respectievelijk 0,22 en 0,20 (De Jong en Ackers, 1990)

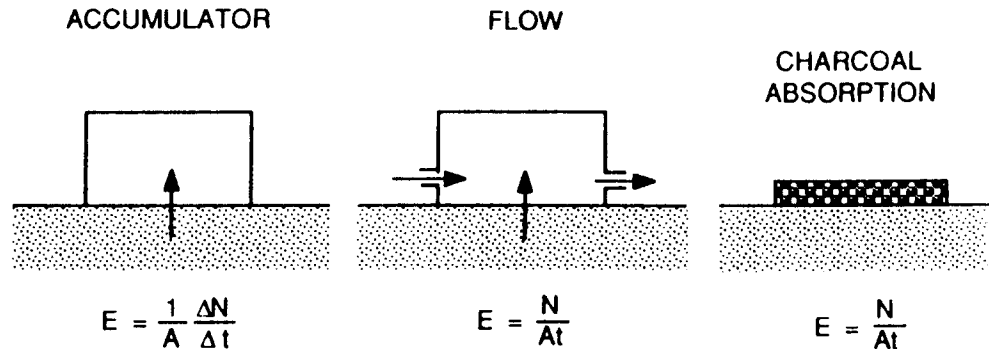
4.3 **BODEM**

4.3.1 Gamma-spectrometrie

Het gamma-spectrometrische onderzoek aan grond wordt op dezelfde wijze uitgevoerd als eerder beschreven in hoofdstuk 4.2. Veelal worden de resultaten uitgedrukt op basis van het droge stofgehalte, zodat ook een drooggewichtsbepaling dient te worden uitgevoerd.

4.3.2 Exhalatiesnelheid

In tegenstelling tot de bepaling van de exhalatiesnelheid van bouwmaterialen, dient de fluxdichtheid van grond altijd "in het veld" plaats te vinden. Verscheidene methoden zijn hiervoor toegepast. Figuur 4.3 geeft deze schematisch weer (Wilkening, 1990).



Figuur 4.3. Schematische weergave van de methode voor de bepaling van de exhalatiesnelheid E. A stelt hierin het te bemeten oppervlak voor, t is de accumulatiетijd en N de hoeveelheid radon.

De accumulatiemethode in zijn eenvoudigste uitvoering bestaat uit een gesloten container die op de grond rust. Uit de toename van de radonconcentratie met de tijd kan de exhalatiesnelheid worden bepaald. De methode is ondermeer toegepast door Ackers (1985a). De evenredige toename van de concentratie in de container met de tijd geldt slechts indien aan een aantal voorwaarden wordt voldaan (Wilkening, 1990). Zo dient ondermeer de concentratie voldoende laag te blijven ter voorkoming van terugdiffusie (zie ook §4.2.2).

De doorstroommethode heeft als voordeel dat daarmee een natuurlijke situatie kan worden gesimuleerd. De diverse aangebrachte modificaties betreffen voornamelijk de toegepaste detectoren. Oorspronkelijk werd de vrijgekomen radon via koolstof afgevangen waarmee de kwantificering via gamma-spectrometrie verliep. Tegenwoordig wordt de uitgaande stroom continu bemeten. De hiervoor gebruikte apparatuur is reeds eerder besproken in §4.1.2.

Countess (1976) gebruikt een koolstofcanister van een gasmasker om de radonflux vanuit de bodem te bepalen. Na een zekere blootstellingsduur wordt de gehele canister gemeten met een NaI-kristal op de activiteit van de

dochternucliden van Rn-222. De methode is eenvoudig uit te voeren doch heeft als nadeel dat het vangstrendement nogal kan variëren (zie ook §4.1.3). Voor het uitvoeren van grote aantallen metingen blijft deze methode echter de meest aangewezen.

4.3.3 Bodemgas

Voor de bepaling van het radongehalte van het bodemgas, wordt van dezelfde methoden gebruik gemaakt als eerder beschreven voor lucht (hoofdstuk 4.1). Åkerblom en medewerkers (1984) bijvoorbeeld hebben bij hun onderzoek zowel actieve kool als een "track etch" methode toegepast. De detectoren werden daarbij op 1 meter diepte onder de grond gebracht. De blootstellingsperiode bedroeg respectievelijk 4 - 8 dagen en 3 - 6 weken. Vanwege de hoge concentraties van enkele tientallen kBq.m⁻³ (zie hoofdstuk 5.1), doen zich geen detectieproblemen voor.

4.4 **WATER**

Bij de bepaling van Rn-222 in water wordt gebruik gemaakt van het feit dat radon een gas is. Via het doorleiden van bijvoorbeeld stikstofgas kan de radon uit het te onderzoeken monster worden vrijgemaakt. Wanneer het Rn-222 op actieve kool wordt opgevangen, wordt na afloop het kool verhit en het Rn-222 overgebracht naar een Lucas-cel (Prichard et al., 1980; Poffijn et al., 1984). Deze analysemethode is reeds beschreven in §4.1.1. De detectielimiet bedraagt circa 1 mBq Rn-222. Een snelle, alternatieve methode waarbij het Rn-222 op silicagel wordt opgevangen, is beschreven door Darrel (1973). Deze methode maakt gebruik van een vloeistofscintillatieteller. De detectielimiet van deze methode bedraagt circa 10 mBq Rn-222 (Van Dijk en De Jong, 1989).

Een ruwe screeningsmethode voor Rn-222 in water is beschreven door Prichard et al. (1980). Daarbij vindt geen afscheiding van het Rn-222 plaats, maar wordt het te onderzoeken monster direct via vloeistofscintillatietelling onderzocht.

4.5 **NORMALISATIE VAN MEETMETHODEN**

In het kader van het project "Normstar" is een groot aantal voornormen verschenen op het gebied van radioactiviteits- en stralingsmetingen (Van den

Ende en Van Lith, 1988). Daar de nadruk van het project lag op het normaliseren van meetmethoden die worden toegepast na een kernongeval, heeft slechts een gering aantal betrekking op de in dit hoofdstuk beschreven methoden. Een voorbeeld is de in voorbereiding zijnde voornorm NVN 5623 (Radioactiviteitsmetingen. Bepaling van de activiteit van gammastraling uitzendende nucliden in een telmonster met behulp van halfgeleider-gammaspectrometrie).

Recent is een workshop georganiseerd door het Nederlands Normalisatie Instituut, omtrent de invulling van een mogelijk vervolgproject "Normstar II". Van diverse kanten is aangedrongen op het opnemen van meetmethoden voor radon in het programma (NNI, 1991).

4.6 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De literatuur betreffende het meten van radon is zeer omvangrijk. De belangrijkste methoden worden in dit hoofdstuk kort besproken. Voor de bepaling van Rn-222 in lucht is onderscheid gemaakt tussen momentane metingen, (semi-) continue metingen en integrerende methoden. Deze laatste categorie leent zich bij uitstek voor toepassing in woningen en andere gebouwen. De in Nederland in gebruik zijnde meetbeker voor Rn-222 (track etch methode) voldoet goed en heeft, bij een blootstellingsduur van vier maanden, een voldoende lage detectiegrens. Voor kortere blootstellingsduren is de methode minder geschikt en daarnaast te prijzig voor screeningsdoeleinden. Goedkopere alternatieven, gebaseerd op TLD en electret, lijken aanwezig doch toetsing onder Nederlandse omstandigheden (lage concentraties) heeft niet plaats gevonden.

Ook voor de andere matrices (bouwmaterialen, bodem, water) zijn ten aanzien van Rn-222 betrouwbare methoden voorhanden in Nederland. Het aantal methoden voor Rn-220 daarentegen is beperkt. Normalisatie van de meetmethoden heeft tot op heden niet plaatsgevonden.

5. CONCENTRATIES EN BLOOTSTELLINGSNIVEAUS

5.1 CONCENTRATIES IN GROND

Wereldwijd wordt voor de concentratie aan Ra-226 en Th-232 in grond een gemiddelde waarde aangehouden van 25 Bq.kg^{-1} , met een karakteristieke spreidingsbreedte van $10\text{-}50 \text{ Bq.kg}^{-1}$ (UNSCEAR, 1988). Onderzoek naar de activiteitsconcentraties van deze nucliden in Nederlandse gronden leverde een gemiddelde waarde op van respectievelijk 25 en 35 Bq.kg^{-1} . Tabel 5.1 geeft een compilatie van de Nederlandse gegevens.

Tabel 5.1. Activiteitsconcentraties (0-20 cm) van enige Nederlandse grondsoorten (Ackers, 1985; Bannink et al., 1986).

Grondsoort	Ra-226 (Bq.kg^{-1})	Th-232 (Bq.kg^{-1})
Rivierklei	20 - 50	20 - 80
Zeeklei	25 - 40	30 - 50
Duinzand	5	10
Dekzand	10 - 15	10 - 30
Löss	15 - 40	30 - 60
Veen	5 - 30	10 - 60
Gemiddelde waarde (afgerond)	25	35

De emanatiefactor (zie §1.2.3), is sterk afhankelijk van het type grond. Wilkening (1990) geeft in zijn overzicht een spreidingsbreedte aan van 0,2-0,7 met een gemiddelde van 0,4. UNSCEAR (1988) houdt een range aan van 0,01-0,8 met 0,2 als karakteristieke waarde. In Nederland is geen onderzoek naar deze parameter uitgevoerd.

Het vochtgehalte van de grond speelt een belangrijke rol in de hoogte van de concentratie van Rn-222 in het bodemgas. Dit hangt samen met het grote verschil tussen de diffusiecoëfficiënten van Rn-222 in water en in lucht (zie hoofdstuk 1.1). Een hoge grondwaterspiegel zal daarom een reducerend effect hebben op de bodemconcentraties en de concentraties in de

bovenstaande lucht. Dit effect is nader bestudeerd door Loos et al. (1991). De gegevens wijzen er op dat er een correlatie bestaat tussen de gemiddelde Rn-222-concentratie en de gemiddelde grondwaterstand in de voorafgaande week. Voor de desbetreffende meetlocatie geldt globaal dat per 10 cm verlaging van het grondwaterniveau de concentratie van Rn-222 in de bodem met 1000 Bq.m^{-3} toeneemt.

Bij de proefwoning te Roden zijn concentraties tot 8000 Bq.m^{-3} aangetroffen in het bodemgas op een diepte van 40 cm (Loos et al., 1991). Het zal duidelijk zijn dat de hoogte van deze waarde sterk samenhangt met de radiumconcentratie van de bodem en de porositeit van de bodem. De Ra-226-concentratie in de desbetreffende grond is relatief laag, circa 10 Bq.kg^{-1} . Gemiddeld ligt de Rn-222-concentratie in het bodemgas, enkele meters onder het maaiveld, in de orde van 50.000 Bq.m^{-3} (UNSCEAR, 1988). Onder invloed van het concentratieverschil met de buitenlucht of door een drukgradiënt, ontstaat er een opwaarts gerichte stroming. Een overzicht van de exhalatiesnelheden aan het bodemoppervlak is weergegeven in tabel 5.2.

Tabel 5.2. Rn-222-exhalatiesnelheden aan het bodemoppervlak

Literatuurbron	Spreidingsbreedte ($\text{mBq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)	Gemiddelde ($\text{mBq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$)
Ackers (1985a)	0,3 - 30	-
Ackers (1988)	0,2 - 11	4
NCRP (1988)	-	17
UNSCEAR (1988)	0,2 - 70	16
Wilkening (1990)	5 - 30	19

De Nederlandse metingen (Ackers, 1985; 1988) betreffen in totaal een tiental meetlocaties. Kleigronden geven in het algemeen de hoogste exhalatiesnelheden (gemiddelde waarde $7 \text{ mBq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Zand- en veengronden liggen gemiddelde op circa $3 \text{ mBq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Ackers, 1988). In vergelijking met het buitenland lijkt, zoals tabel 5.2 laat zien, de gemiddelde exhalatiesnelheid in Nederland aanmerkelijk lager te liggen. Voor de exhalatiesnelheid van Rn-220 ($1,5 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) noemt Wilkening (1990) een factor 100 hogere waarde dan voor Rn-222.

5.2 CONCENTRATIES IN BOUWMATERIALEN

In vergelijking met andere landen, is in Nederland betrekkelijk veel onderzoek verricht naar de invloed van bouwmaterialen op de totale stralingsdosis ten gevolge van "bouwen en wonen". Enerzijds betreft dit onderzoek aan de gebruikelijke, traditionele bouwmaterialen en anderzijds (toekomstige) bouwmaterialen waarin afvalstoffen als secundaire grondstof zijn verwerkt. Tabel 5.3 geeft een aantal gegevens van de belangrijkste bouwmaterialen in Nederland.

Tabel 5.3. Enkele parameters van Nederlandse bouwmaterialen (Ackers, 1985; 1985a; 1989; Van Dijk en De Jong, 1989)

Bouwateriaal	Activiteitsconcentratie		Emanatie- factor	Exhalatie- snelheid (*) ($\text{mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
	Ra-226 ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)	Th-232 ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)		
Beton	10 - 20	10 - 25	0,10 - 0,25	0,5 - 1,0
Gasbeton	15 - 25	5 - 10	0,15 - 0,25	0,2 - 0,3
Baksteen	30 - 50	0 - 5	0,005- 0,03	0,05- 0,2
Kalkzandsteen	5 - 10	5 - 10	0,16	
Natuurgips	1 - 10	1 - 5	0,10 - 0,20	<0,01-0,15
Tegels/plavuizen	40 - 90	50 - 80	0,001- 0,02	

(*) Waarden voor Rn-222

Zoals tabel 5.3 laat zien, ontlopen de concentraties aan Ra-226 en Th-232 in de bouwmaterialen elkaar niet veel. Folkerts en medewerkers (1984) hebben naast de exhalatiesnelheid van Rn-222 tevens die van Rn-220 bepaald. Globaal ligt deze een factor 100 hoger. Wanneer echter het desbetreffende bouwateriaal wordt voorzien van een afwerklaag, zal dit een groot effect hebben op de hoogte van juist deze parameter (Van Dijk en De Jong, 1989). Reststoffen hebben in het algemeen een hogere concentratie aan Ra-226 en Th-232. Tabel 5.4 geeft een aantal van deze stoffen weer.

Tabel 5.4. Activiteitsconcentraties van enkele radionucliden in reststoffen (Ackers, 1985; 1989; Van Dijk en De Jong, 1989; De Jong en Ackers, 1990)

Reststof	Activiteitsconcentratie		Emanatiefactor
	Ra-226 (Bq.kg ⁻¹)	Th-232 (Bq.kg ⁻¹)	
Vliegas	100 - 300	80 - 300	0,01 - 0,04
IJzerslak	15 - 120	20 - 250	0,01 - 0,04
Fosfogips	500 - 800	2 - 10	} 0,08 - 0,2
Nitrogips	30	20	
Rogips	3	<4	

Verwerking hiervan in bouwmaterialen levert een belangrijke bijdrage aan de oplossing van het afvalprobleem, naast een besparing van primaire grondstoffen. Daarnaast is het beleid er op gericht er voor te zorgen dat de stralingsbelasting van de bewoner niet zal toenemen. In het kader van het RENA-onderzoek is een inventariserende studie uitgevoerd naar de bruikbaarheid van diverse reststoffen, waaronder fosfogips, nitrogips, ijzerertsslak en vliegas (Winder et al., 1990). Het gebruik van fosfogips voldoet volgens deze studie niet aan het eerder genoemde 'stand still' principe ten aanzien van de stralingsdosis door bouwmaterialen (zie §1.3.3). Het gebruik hiervan als gipskartonplaat leidt echter in de praktijk niet tot een aantoonbare verhoging van de radonconcentratie binnenshuis (Veermans et al., 1988).

Het toepassen van vliegas of slakkenmateriaal in bouwprodukten leidt in het algemeen tot hogere concentraties van Ra-226. Vanwege de lage emanatiefactor van deze materialen (zie tabel 5.4), heeft dit niet altijd een hogere exhalatiesnelheid tot gevolg. In tabel 5.5 wordt dit geïllustreerd aan de hand van meetuitkomsten van vergelijkbare betonmuurtjes. Toevoeging van vliegas of fosfoslak doet de radiumconcentratie weliswaar toenemen (tot een factor 70 in deze studie), doch de stijging van de exhalatiesnelheid blijft beperkt tot een factor 2-3 ten opzichte van het beton zonder reststof.

Tabel 5.5. De invloed van reststoffen op de exhalatiesnelheid (Van Dijk en De Jong, 1989)

Bouwmateriaal	Concentratie Ra-226 (Bq.kg ⁻¹)	Emanatie- factor	Exhalatie- snelheid (*) (mBq.m ⁻² .s ⁻¹)
Beton	9,5	0,26	0,61 ± 0,08
Beton met vliegas	13	0,21	0,67 ± 0,03
Beton met vliegaskorrels	55	0,05	0,56 ± 0,06
Beton met fosforslak	710	0,01	1,72 ± 0,06

(*) waarden voor Rn-222.

5.3 CONCENTRATIES IN WATER

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de concentraties in grondwater, oppervlaktewater en drinkwater. Het aantal Nederlandse meetgegevens op dit terrein is uitermate beperkt. Door Mattern (1973) is een twintigtal monsters grondwater uit Limburg onderzocht op het gehalte aan Rn-222. De concentratie varieerde in dit onderzoek van ongeveer 500-20.000 Bq.m⁻³ water, met een gemiddelde van 4800 Bq.m⁻³. Overzichten van in het buitenland aangetroffen grondwatergehalten staan elders beschreven (NCRP, 1984; Nazaroff et al., 1987; UNSCEAR, 1988). De Rn-222-concentraties in oppervlaktewater zijn altijd veel lager dan die in grondwater. Volgens UNSCEAR (1988) is deze in het algemeen gelijk aan de concentratie van Ra-226, welke globaal 10 Bq.m⁻³ bedraagt (Hess et al., 1985; zie ook tabel 2.2).

Zowel grondwater als oppervlaktewater worden in Nederland gebruikt voor de bereiding van drinkwater. In de meeste gevallen ondergaat het ruwe water daartoe eerst één of meerdere zuiveringsstappen, waarbij een gedeelte van het Rn-222 kan ontsnappen. In een aantal andere gevallen wordt het opgepompte water direct in het leidingenstelsel gevoerd. Het uit grondwater bereide kraanwater bij het eerder genoemde onderzoek van Mattern vertoonde een spreiding van 100-20.000 Bq.m⁻³. Vanwege de beperkte omvang van het

onderzoek dienen deze gegevens slechts als een globale indicatie te worden beschouwd.

Het in het kraanwater aanwezige Rn-222 kan tijdens het huishoudelijke gebruik alsnog vrijkomen. De mate waarin dit geschiedt, hangt ondermeer af van de gebruikstemperatuur van het water. Tabel 5.6 geeft hiervan een overzicht. Gewogen naar het watergebruik ligt de vrijkomende fractie op ongeveer 0,55. Toepassing van deze waarde levert in een gemiddelde woning een verhouding tussen de concentratie in lucht en die in water op van $0,65 \times 10^{-4}$ (Nazaroff et al., 1987). UNSCEAR (1988) gebruikt voor deze ratio de waarde 10^{-4} . Bij een concentratie van 20.000 Bq.m^{-3} volgt aldus dat het aandeel van Rn-222, ten gevolge van het gebruik van drinkwater, in lucht maximaal circa 2 Bq.m^{-3} kan bedragen. In het algemeen blijft de bijdrage vanuit deze bron in de Nederlandse woning echter beperkt tot circa 0,6% (zie tabel 2.3).

Tabel 5.6. Fracties van vrijkomende Rn-222 afhankelijk van het gebruiksdoel (Nazaroff et al., 1987)

Gebruiksdoel	Vrijkomende fractie
Vaatwasser	0,95
Douche	0,66
Bad	0,42
Toilet	0,30
Was	0,92
Drinken en schoonmaken	0,34
Gewogen gemiddelde	0,55

Gegevens betreffende het vóórkomen van Rn-220 in water zijn voor Nederland niet voorhanden. Voor een volledig met grondwater verzadigde grond kan de Rn-220-concentratie in het water, c_{water} , worden berekend met behulp van onderstaande formule:

$$C_{\text{water}} = A \cdot \rho \cdot \eta \cdot \epsilon^{-1} \quad (5.1)$$

waarin:

- A concentratie Ra-224 in de grond (35 Bq.kg^{-1})
- ρ dichtheid van de grond (1600 kg.m^{-3})
- η de emanatiefactor (0,3)
- ϵ porositeit (35%)

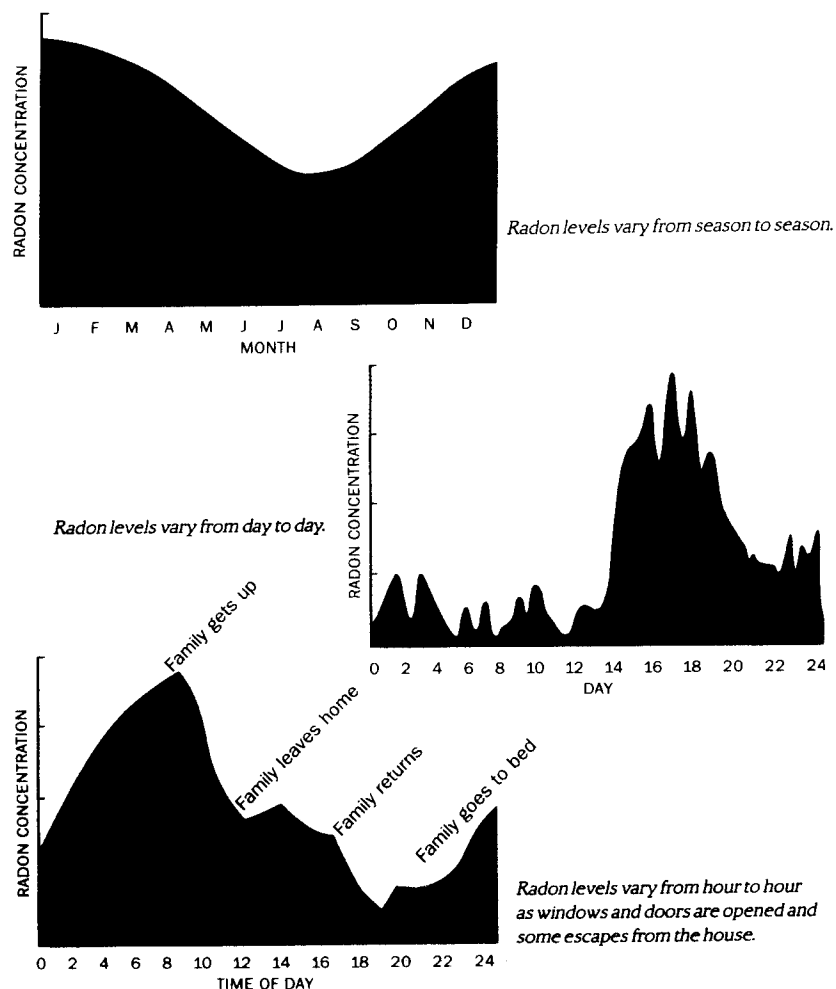
De evenwichtsconcentratie aan Rn-220 die met behulp van de tussen haakjes vermelde getalwaarden wordt berekend, bedraagt 48.000 Bq.m^{-3} . Vanwege de korte halveringstijd (55 s), zal de concentratie in eenmaal opgepompt water snel afnemen en nauwelijks tot een significante verhoging van de concentratie in de woning aanleiding geven.

5.4 CONCENTRATIES IN LUCHT

5.4.1 Binnenlucht

De concentratie van Rn-222 in een woning is aan vrij grote schommelingen onderhevig. Hiervoor is een aantal oorzaken aan te wijzen. Eén van de belangrijkste wordt in het algemeen samengevat met de term bewonersgedrag, zoals het al dan niet openen van ramen en (tussen)deuren, de temperatuursverdeling in de woning en dergelijke. De concentratie kan hierdoor binnen enkele uren met een factor 3-4 variëren. Naast deze vrij snelle fluctuaties, treedt voorts een dag-tot-dag variatie op, die wordt veroorzaakt door de weersomstandigheden (bijv. windsnelheid en -richting, grondwaterstand en luchtdrukverschillen). Figuur 5.1 brengt beide effecten in beeld. Tevens toont de figuur een derde fluctuatie, die van de seizoensinvloeden.

Voor de bepaling van het stralingsrisico, voortvloeiende uit de blootstelling aan Rn-222, wordt in het algemeen uitgegaan van de jaargemiddelde concentratie. In de periode 1982-1984 is door het Kernfysisch Versneller Instituut (KVI), in het kader van het onderzoeksprogramma SAWORA, een onderzoek uitgevoerd naar deze concentratie in de Nederlandse woning (De Meijer et al., 1986). In totaal werden circa 900 woningen onderzocht. De jaargemiddelde Rn-222-concentraties in woonkamers liepen bij dit onderzoek uiteen van $8\text{-}140 \text{ Bq.m}^{-3}$, met een gemiddelde en een mediane waarde van respectievelijk 29 Bq.m^{-3} en 24 Bq.m^{-3} . De frequentieverdeling van de jaargemiddelde concentraties is weergegeven in figuur 5.2.



Figuur 5.1. Fluctuaties van de Rn-222-concentratie in de tijd. Van boven naar beneden achtereenvolgens de invloed van het seizoen, de dag-tot-dag fluctuaties en de variatie over een dag (NRPB, 1990)

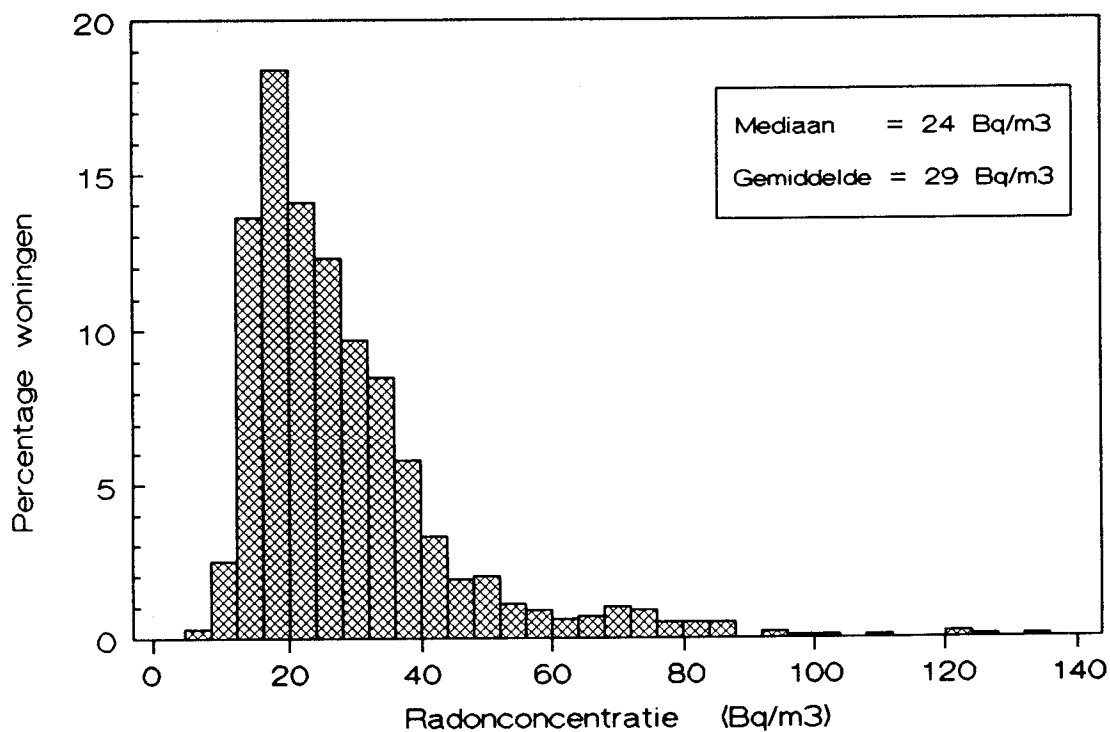
Een dergelijke studie zoals hier beschreven, is ook in een groot aantal andere landen uitgevoerd (CEC, 1987; ICRP, 1987; UNSCEAR, 1988). Tabel 5.7 geeft de resultaten van een aantal van deze studies weer. De mediane Rn-222-concentraties blijken elkaar niet veel te ontlopen en variëren globaal van $20\text{-}60 \text{ Bq.m}^{-3}$. Hetzelfde geldt voor de gemiddelde concentraties. De gemiddelde Rn-222-concentratie van 29 Bq.m^{-3} in Nederland valt binnen het bereik van circa $20\text{-}90 \text{ Bq.m}^{-3}$ dat in andere Europese landen wordt aangetroffen. In een ander opzicht onderscheidt Nederland zich wel van andere landen. De verdeling, zoals weergegeven in figuur 5.2, blijkt veel scherper te zijn dan die elders wordt aangetroffen. Dit betekent dat het aantal huizen dat een bepaalde concentratie te boven gaat in Nederland

Tabel 5.7. Gemiddelde Rn-222-concentratie in een aantal landen
(UNSCEAR, 1988)

Land	Mediane concentratie Bq.m^{-3}	Gemiddelde concentratie Bq.m^{-3}	σ_g (*)
Nederland	24	29	1,6
België	41		1,6
(West-)Duitsland	40	49	1,8
Groot-Brittannië	17	20 (**)	2,4
Frankrijk	44	77	
Denemarken	50		
Noorwegen		90	
Zweden	46	85	
Finland	64	90	3,1
U.S.A.	35	61	2,8

(*) Geometrische standaardafwijking

(**) (NRPB, 1990)



Figuur 5.2. Frequentieverdeling van de jaargemiddelde Rn-222-concentratie
in de woonkamer in Nederland

aanmerkelijk lager is dan in de ons omringende landen. Wordt een concentratie van 100 Bq.m^{-3} als voorbeeld genomen, dan ligt dit percentage al gauw in de orde van 5-10%, tegen 0,7% in Nederland (ICRP, 1987; De Meijer et al., 1986).

De opbouw van de Rn-222-dochterconcentratie in de binnenlucht wordt door een samenspel van factoren bepaald. Een belangrijke parameter in dit geheel is de depositiesnelheid van de dochternucliden op oppervlakken als muren. De verhouding tussen de evenwicht-equivalente concentratie (EEC, zie §1.2.2) en de radonactiviteit wordt gegeven door de zogenoemde evenwichtsfactor F. Uit de gegevens zoals gepubliceerd door De Meijer et al. (1986) kan een gemiddelde F-factor worden berekend van ongeveer 0,4. Deze waarde komt overeen met de door UNSCEAR (1988) berekende gemiddelde waarde van een tiental verschillende studies. Voor binnenlucht wordt een spreidingsbreedte voor F gevonden, welke loopt van 0,3 - 0,8. In Nederland is een EEC-waarde gevonden van gemiddeld 12 Bq.m^{-3} EEC (De Meijer et al., 1986).

De concentratie van Rn-222 in een woning wordt in de eerste plaats bepaald door de hoogte van de brontermen. De belangrijkste bronnen in deze zijn de grond onder de woning en de toegepaste bouwmaterialen. In veel mindere mate dragen ook aardgas en water bij aan de totale Rn-222-concentratie in het binnenmilieu. Naar schatting is dit in gemiddelde situaties gezamenlijk minder dan 1% (zie tabel 2.3). Beleidsmatig is er een onderscheid tussen Rn-222 afkomstig uit aardgas of drinkwater en dat afkomstig uit bodem of bouwmaterialen. Voor de eerste twee wordt een risiconormering $10^{-6} \text{ a}^{-1} / 10^{-8} \text{ a}^{-1}$ voorgesteld (VROM, 1990). Voor de laatste twee geldt deze normering niet, doch wordt gestreefd naar risicoreductie.

Modelberekeningen wijzen er op dat voor een gemiddelde Nederlandse woning het aandeel van de bodem en bouwmaterialen zich globaal verhoudt als 2:1. Een relatie tussen het soort bodem en de Rn-222-concentratie in de woonkamer kon niet worden aangetoond in de SAWORA-steekproef (De Meijer et al., 1986). Wel is bekend dat tot 1985 havenslib is gebruikt bij het ophogen van bouwgronden. Op grond van de samenstelling van bepaalde soorten havenslib acht Köster (1991) het niet uitgesloten dat gebruik van deze soorten aanleiding kan geven tot verhoogde concentraties in woningen.

Naast de brontermen speelt, in algemene zin, nog een aantal andere factoren een rol in de hoogte van de binnenluchtconcentratie. Uit metingen in woningen blijkt dat bovenstaande richtlijnen slechts een ruw handvat vormen. Onderstaand wordt ingegaan op de volgende factoren:

1. Warmte-isolatie
2. Concentraties in andere vertrekken dan de woonkamer
3. Woningtype.

Uit het onderzoek van het KVI is naar voren gekomen dat in woningen, waarbij isolerende maatregelen (dubbel glas, wandisolatie) waren getroffen, de gemiddelde Rn-222-concentratie hoger is. Waarschijnlijk zijn het niet de genoemde maatregelen zelf die een hogere concentratie tot gevolg hebben, maar berust het effect op het dichten van kieren en andere tochtgaten, waardoor de natuurlijke ventilatie van de woning sterk wordt teruggebracht. Vermindering van de ventilatie resulteert (bij gelijkblijvende brontermen) in een verhoging van de Rn-222-concentratie.

Doordat de bodem in het algemeen de grootste bronterm vormt voor Rn-222 in de woning, lijkt het voor de hand te liggen dat op een hogere verdieping gelegen vertrekken een lagere concentratie te zien zullen geven. In algemene zin blijkt dit inderdaad het geval te zijn, hoewel uitzonderingen zijn gerapporteerd (Van den Berg, 1990). In de studie van het KVI is naast de concentratie in de woonkamer tevens die in een tweede ruimte op een hogere etage bepaald, meestal een slaapkamer. Gemiddeld ligt de Rn-222-concentratie op circa 80% van die in de woonkamer. Mogelijk speelt ook het feit dat slaapkamers langer worden gelucht een zekere rol in deze verlaging. Een waarschijnlijk zeer belangrijke parameter in het geheel is het woningtype. Hiernaar is nog slechts in beperkte mate onderzoek verricht. Uit de in Nederland uitgevoerde inventarisatie blijken vrijstaande eengezinswoningen de hoogste concentraties te vertonen (De Meijer et al., 1986). Ditzelfde fenomeen is in Duitsland gesignaleerd, waarbij tevens is gebleken dat portiek-etage-woningen in het algemeen een hogere concentratie hebben dan flatwoningen (UNSCEAR, 1988).

Vanwege de korte halveringstijd van Rn-220 en derhalve diens korte diffusielengte, kunnen slechts de aan de buitenzijde van het bouw materiaal en de grond gevormde Rn-220-atomen naar de lucht ontsnappen. Geringe barrières, bijvoorbeeld in de vorm van een afwerklaag of een redelijk dichte

grondvloer hebben reeds een groot effect op de vrijgekomen hoeveelheden en de resulterende luchtconcentraties. Een overzicht van de (weinige) literatuur op dit gebied wordt gegeven door de ICRP (1987). De gemiddelde evenwicht-equivalente concentratie (EEC) ligt in het bereik $0,1-1 \text{ Bq.m}^{-3}$, en wordt voornamelijk veroorzaakt door Pb-212. Dit bereik sluit goed aan bij de beperkte Nederlandse meetgegevens betreffende Rn-220. In SAWORA-verband zijn een zestal woningen onderzocht op de (momentane) $\text{EEC}_{\text{Rn-220}}$, waarbij de waarnemingen uiteen liepen van $0,1-0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$. Het gemiddelde en de standaardafwijking bedroegen $0,4 \pm 0,2 \text{ Bq.m}^{-3}$ (Hogeweg, 1986). In dit basisdocument wordt in de verdere berekeningen voor $\text{EEC}_{\text{Rn-220}}$ de waarde $0,5 \text{ Bq.m}^{-3}$ aangehouden (ICRP, 1987; UNSCEAR, 1988).

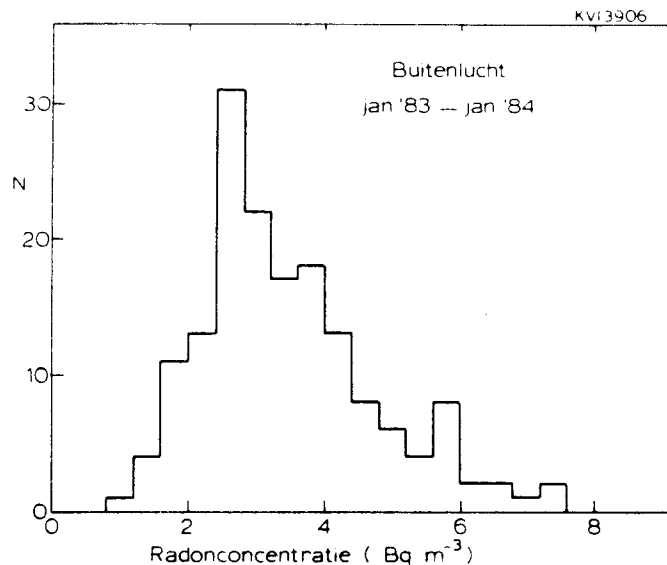
Voor zover bekend, zijn in Nederland geen radonmetingen verricht in gebouwen anders dan woningen. Voorbeelden van dergelijke lacunes in de kennis zijn ondermeer scholen, fabrieken en kantoren. In dit rapport wordt er vanuit gegaan dat de over een werkdag gemiddelde concentraties niet afwijken van die in woningen (woonkamers).

Gezien de concentraties in respectievelijk het bodemgas (zie hoofdstuk 5.1) en grondwater (zie hoofdstuk 5.3) zijn relatief hoge concentraties te verwachten in grotten of thermale baden. Buitenlandse gegevens suggereren dit ook (Wilkening, 1990). De optredende concentraties in tunnels zullen vanwege de toegepaste geforceerde ventilatie aanmerkelijk lager zijn dan in grotten, doch ook hier ontbreken meetgegevens.

5.4.2 Buitenlucht

Naast de metingen in het binnenmilieu is in Nederland op 250 locaties het jaargemiddelde Rn-222-gehalte van de buitenlucht bepaald. Deze varieert in Nederland van $1-10 \text{ Bq.m}^{-3}$ (De Meijer et al., 1986). De frequentieverdeling staat weergegeven in figuur 5.3. De mediane concentratie bedraagt $3,0 \text{ Bq.m}^{-3}$, de gemiddelde concentratie $3,3 \text{ Bq.m}^{-3}$, hetgeen normale waarden zijn voor een kustgebied (zie §3.1.1). Het aandeel van de buitenlucht in de gemiddelde binnenluchtconcentratie bedraagt derhalve ongeveer 10%. De jaargemiddelde concentratie is een betrekkelijk constante waarde. Metingen gedurende een periode van vier jaar gaven aan dat op een gegeven locatie de spreiding minder bedraagt dan 30% (Put en De Meijer, 1988).

De jaargemiddelde buitenluchtconcentratie in Nederland wordt gegeven in figuur 5.4 (De Meijer, 1991). De hoogste concentraties worden gevonden ten



Figuur 5.3. Frequentieverdeling jaargemiddelde Rn-222-concentratie in de buitenlucht

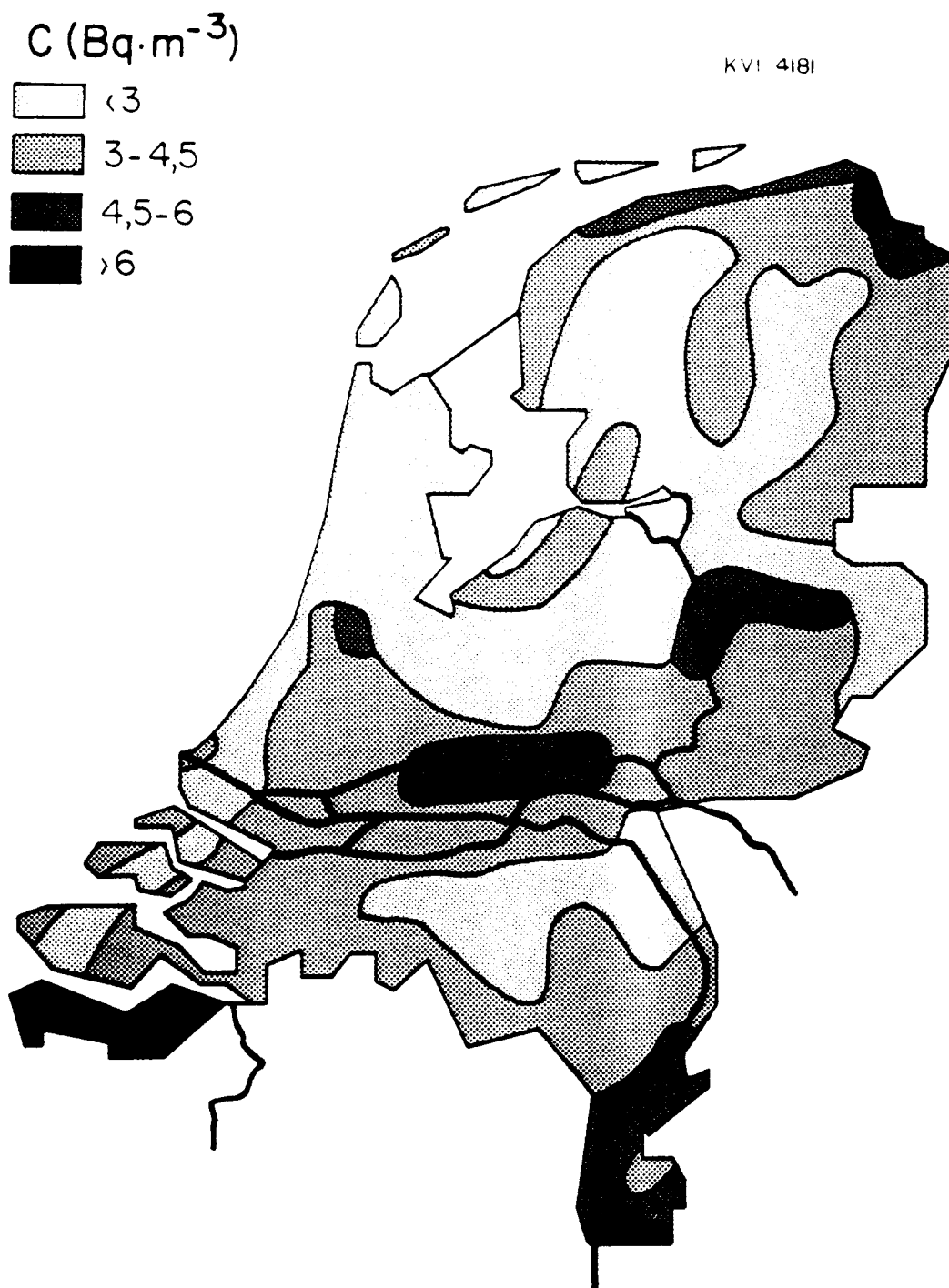
Westen van Delfzijl. Andere gebieden met naar verhouding hogere concentraties zijn Zeeuws-Vlaanderen, Zuid Limburg, delen van de Betuwe en Salland, de Haarlemmermeerpolder en het Gronings-Friese kleigebied. Kennelijk komt op deze locaties meer Rn-222 vrij uit de bodem dan elders.

De Rn-220-concentraties zijn van dezelfde orde als die van Rn-222. De ICRP (1987) noemt een range van $0,5\text{--}20\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ op een hoogte van 1-10 m boven de grond. De evenwicht-equivalente concentratie van Rn-220 is echter aanzienlijk lager dan die van Rn-222, hetgeen veroorzaakt wordt door het grote verschil in evenwichtsfactor. Voor Rn-222 wordt voor de evenwichtsfactor in de buitenlucht een waarde 0,7 aangehouden (UNSCEAR, 1988), voor Rn-220 ongeveer 0,04 (ICRP, 1987). In Nederland is geen onderzoek verricht naar deze parameter.

5.5 BLOOTSTELLINGSNIVEAUS

De blootstelling van de mens aan dochterprodukten van radon vindt voornamelijk plaats via inhalatie (zie §6.1.3). Hierbij dient onderscheid te worden gemaakt in:

- blootstelling thuis



Figuur 5.4. Jaargemiddelde Rn-222-concentratie van de buitenlucht in Nederland

- blootstelling binnenshuis anders dan thuis (bijvoorbeeld kantoor, school)
- blootstelling buitenshuis

UNSCEAR (1982) houdt voor verblijf binnenshuis een gemiddelde verblijfsfactor aan van 0,8, zonder onderscheid te maken tussen de hierboven genoemde blootstelling thuis of elders. Ook beleidsmatig wordt geen onderscheid gemaakt tussen woningen en andere gebouwen (VROM, 1990). Brown (1983) heeft dit onderscheid wel gemaakt en bovendien als functie van het tijdstip van de dag. Op grond van deze gegevens zijn door de ICRP (1987) gecorrigeerde gemiddelde verblijfsfactoren bepaald, waarbij rekening is gehouden met de dagelijkse variatie van de radonconcentraties binnens- en buitenshuis. De verblijfsfactoren zijn opgenomen in tabel 5.8.

Tevens vermeldt de tabel de jaargemiddelde concentraties in Nederland, zoals deze in de vorige hoofdstukken aan de orde zijn gekomen. Meetgegevens over de concentraties in fabrieken, scholen en kantoren ontbreken.

Tabel 5.8. Verblijfsfactoren, gemiddelde concentraties en evenwichts-equivalente concentraties (ICRP, 1987; De Meijer et al., 1986)

Locatie	Verblijfs- factor	Rn-222			Rn-220	
		gem. conc. (Bq.m ⁻³)	EEC ⁻³ (Bq.m ⁻³)	PAEE ⁻³ (μJ.h.m ⁻³)	EEC ⁻³ (Bq.m ⁻³)	PAEE ⁻³ (μJ.h.m ⁻³)
Thuis: woonkamer	0,37	29	12	208	0,5	123
slaapkamer	0,33	23	9	147	0,5	109
Binnenshuis elders(*)	0,18	29	12	101	0,5	60
Buitenshuis	0,12	3	2	12	0,2	16
Totaal (afgerond)	1,00			470		310
(*)	Geschatte concentraties					
EEC	Evenwicht-equivalente concentratie					
PAEE	Jaarlijkse potentiële alpha-activiteitsexpositie					

Aangenomen is dat deze gelijk zijn aan de gemiddelde concentraties in woonkamers. Op grond van deze gegevens is een berekening gemaakt van de gemiddelde jaarlijkse blootstelling aan dochternucliden (PAEE), met behulp van de omrekenfactoren zoals genoemd in §1.2.2.

Op basis van de uitgevoerde steekproef naar de concentraties van Rn-222 in Nederlandse woonkamers kan worden berekend dat de relatieve standaarddeviaties van de in tabel 5.8 gegeven gemiddelde EEC's 4-5% bedragen. De relatieve fout in de PAEE is derhalve van dezelfde grootte.

5.6 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De hoogste blootstelling aan Rn-222 loopt de Nederlander op in zijn woning. De mediane binnenlucht-concentratie in Nederland bedraagt 24 Bq.m^{-3} , hetgeen in het bereik van $20\text{-}60 \text{ Bq.m}^{-3}$ ligt van de ons omringende landen. De gemiddelde Rn-222-concentratie in Nederlandse woonkamers (29 Bq.m^{-3}) valt binnen het bereik van circa $20\text{-}90 \text{ Bq.m}^{-3}$ dat in andere Europese landen wordt aangetroffen. De spreiding om het gemiddelde is in de meeste landen echter aanmerkelijk groter dan in Nederland, hetgeen er in zal resulteren dat aldaar relatief meer woningen met hoge concentraties voorkomen.

Een tweede bijdrage aan de blootstelling wordt gevormd door het verblijf binnenshuis, anders dan in de eigen woning. Voorbeelden hiervan zijn ondermeer scholen, fabrieken en kantoren. Kennis omtrent de heersende radonconcentraties in deze gebouwen ontbreekt geheel in Nederland. Hoewel beleidsmatig geen differentiatie plaatsvindt naar soort gebouw, lijkt onderzoek hiernaar gewenst, gezien de geschatte bijdrage aan de blootstelling van ongeveer 20% (zie tabel 5.8).

De voornaamste bronnen van Rn-222 in een woning worden gevormd door de grond onder de woning en de bouwmaterialen. De relatieve bijdragen van deze bronnen verhouden zich globaal als 2:1. Aardgas- en waterverbruik dragen voor ongeveer 1% bij aan de gemiddelde concentratie. De bijdrage van de buitenlucht is gemiddeld circa 10%.

De exhalatiesnelheden van Rn-222 van de in Nederland toegepaste bouwmaterialen zijn relatief goed bekend. Toekomstig onderzoek naar exhalatiesnelheden zal zich dan ook kunnen beperken tot nieuwe bouwmaterialen, bijvoorbeeld waarin een zekere hoeveelheid reststoffen is verwerkt. De bodem vormt in het algemeen de belangrijkste bron in Nederland, hetgeen zeker het geval is bij huizen met hogere concentraties van Rn-222. Gezien dit belang en het feit dat de exhalatiesnelheid slechts van een tiental locaties is nagegaan, betekent dit een belangrijk hiaat. Daarnaast geldt dat aan Rn-220 nog weinig aandacht is besteed.

6. EFFECTEN

Radon kan in principe via verschillende routes het lichaam binnenkomen, namelijk via de huid, via ingestie en via inhalatie. De laatste blootstellingsroute blijkt veruit de belangrijkste te zijn. In het buitenmilieu staan mens en dier bloot aan radon, voornamelijk afkomstig uit de bodem (zie hoofdstuk 2). In het binnenmilieu is de bodem via kruipruimten, kelders en ventilatie meestal ook de belangrijkste bron. Daarnaast is binnenshuis exhalatie van bouwmaterialen van belang. Ook vindt blootstelling plaats door gammastraling, afkomstig van kortlevende dochterprodukten van radon aanwezig in bodem en bouwmaterialen. Dit laatste aspect wordt in hoofdstuk 7 kort behandeld.

Epidemiologische studies betreffende mijnwerkers vormen de belangrijkste basis voor evaluatie van de effecten van radon bij de mens. Sterfte aan longtumoren wordt in het algemeen beschouwd als het belangrijkste effect van blootstelling aan radon. Recent worden echter ook andere vormen van kanker (leukemie en mammatumoren) in verband gebracht met een verhoogde blootstelling aan radon. In het volgende zal het accent echter op sterfte aan longkanker liggen. Om de gegevens van mijnwerkers te extrapoleren naar andere leden van de bevolking is het noodzakelijk de invloed van een aantal dosimetrische factoren te kennen, zoals aërosolgrootte, kwaliteitsfactor voor alfadeeltjes, metabolisme van radon(dochters) en longdosimetrie-modellen. Deze modellen zijn ook nodig om de orgaandoses te kunnen schatten van ingeademde Rn-220 en dochterprodukten.

Voorafgaand aan de beschouwing van effecten van blootstelling aan radon bij de mens wordt een aantal dosimetrische factoren behandeld, alsmede proefdiergegevens over effecten ten gevolge van Rn-222. De paragraaf humane toxiciteit wordt afgerond met een evaluatie van synergistische effecten van radon en andere agentia. Het hoofdstuk wordt afgesloten met ecotoxiciteit en toxiciteit voor landbouwhuisdieren.

Blootstellingen aan radon zullen zoveel mogelijk worden uitgedrukt in de eenheid $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{a}$ (één jaar continue blootstelling aan $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ EEC en/of radongasconcentratie, zie voor definitie van EEC §1.2.2). Daarnaast zal echter eveneens gebruik worden gemaakt van de eenheid WLM (zie §1.3.1) als eenheid van blootstelling. De WLM is een historisch ingeburgerde term en wordt in vrijwel alle publikaties op het gebied van radonblootstellingen gehanteerd. Alhoewel het geen SI-eenheid is, zal de WLM om redenen van

compatibiliteit met dergelijke publikaties toch in dit basisdocument worden gebruikt.

6.1. HUMANE TOXICITEIT

6.1.1. Aërosolen

De stralingsdosis ten gevolge van het inademen van radon en radondochterprodukten wordt niet alleen bepaald door de hoeveelheid radioactiviteit die men inhaleert, maar tevens door de aanwezige aërosolen in de ingeademde lucht.

Aërosolen zijn microscopisch kleine deeltjes die in de lucht zweven, zoals bijvoorbeeld stof of minuscule druppeltjes vocht. Het belang van deze aërosolen komt voort uit het feit dat de dochterprodukten van radon, in tegenstelling tot radon zelf, van nature vaste stoffen zijn bij kamertemperatuur. Het gasvormige radon zal elektrisch geladen dochteratomen produceren, die zich in eerste instantie eveneens in de gasfase bevinden, maar die vanwege hun vaste-stof karakter en elektrische lading een sterke neiging hebben zich te hechten aan andere vaste stoffen of vloeistoffen (vgl. condenseren van waterdamp). Deze afzetting kan gebeuren op de in de lucht aanwezige aërosolen. Het is een kansproces, waardoor in de praktijk slechts een deel van de dochteratomen zich zal hechten (gebonden fractie). De resterende vrije dochteratomen worden aangeduid met de term "vrije fractie" of "niet-gebonden fractie", f.

Het gedrag van gebonden versus niet-gebonden fractie in de luchtwegen is verschillend. De niet-gebonden fractie heeft een grote kans neer te slaan, en is zeer mobiel, waardoor alle vrije dochteratomen na inademing zullen neerslaan in de bovenste luchtwegen (neus-/keelholte en grote bronchiën) en daar hun energie afgeven. Het gedrag van gebonden atomen wordt echter bepaald door het gedrag van de aërosolen, die relatief zwaar en daardoor weinig mobiel zijn. Hierdoor kunnen gebonden atomen veel dieper de long binnenkomen, of zelfs weer worden uitgeademd, afhankelijk van de grootte van het aërosol-deeltje. Omdat binnen de luchtwegen de stralingsgevoeligheid van het bronchusepitheel het grootst wordt geacht (ICRP, 1987; BEIR-IV, 1988), is het van belang te weten waar in de long de depositie van activiteit plaatsvindt; in belangrijke mate hangt dit af van de grootte van de vrije fractie en van de aërosol-grootte van de gebonden fractie.

De aërosol-grootte van de gebonden fractie wordt aangeduid met de term "activity median diameter" (AMD), dit is de mediane diameter van die

aërosolen waaraan zich activiteit heeft gehecht. Hierbij wordt impliciet aangenomen dat de grootte-verdeling van de aërosolen log-normaal is.

In de praktijk gaat men bij de karakterisering van het binnenhuismilieu uit van gemiddelde waarden van zowel vrije fractie als aërosol-grootte. Voor Rn-222 en dochtermengsels geeft de ICRP (ICRP, 1987) als typische waarden voor de vrije fractie drie procent (variatie 1-5%), en voor de AMD-waarde $0,15 \mu\text{m}$ (variatie $0,1 - 0,3 \mu\text{m}$). Nazaroff and Nero (1988) geven met betrekking tot Rn-222 waarden van vijf procent (2-15%) voor de vrije fractie en $0,1 \mu\text{m}$ ($0,02-0,2 \mu\text{m}$) voor de AMD-waarde. Voor Rn-220 en dochtermengsels hanteren Nazaroff en Nero (1988) een AMD-waarde van $0,2-0,3 \mu\text{m}$, en nemen een vrije fractie aan van 2% voor de dochter Pb-212. De bijdragen van de overige dochterprodukten voor de dosisberekening worden door hen verwaarloosbaar geacht. Jacobi en Eisfeld (1980) betrekken in de dosisberekeningen voor Rn-220 wel alle dochternucliden en nemen een vrije fractie aan van 100% voor de dochter Po-216, en van 0% voor de overige dochterprodukten. Als AMD-waarde gebruiken zij $0,25 \mu\text{m}$.

6.1.2. De kwaliteitsfactor voor alfa-deeltjes in de stralingsbescherming

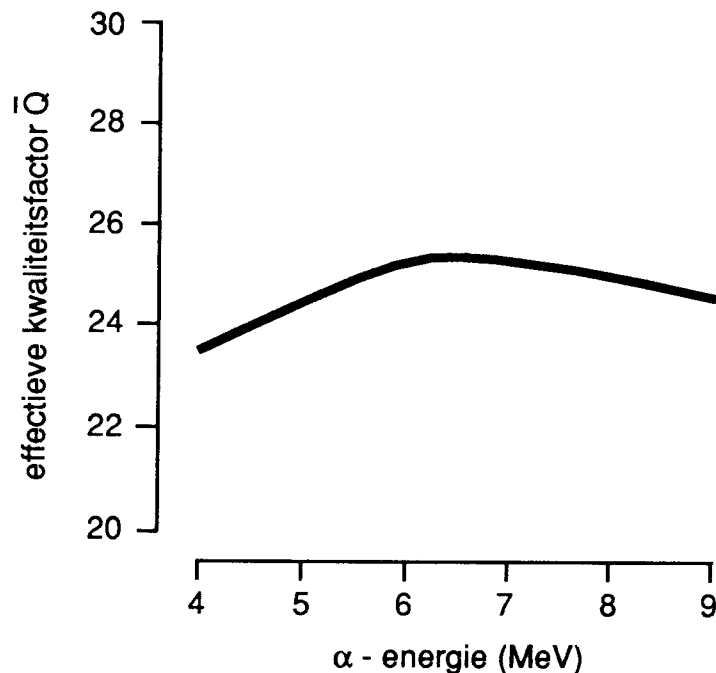
Gelijke doses van verschillende soorten straling veroorzaken niet (noodzakelijkerwijs) een gelijke mate van biologisch effect. Het biologisch effect hangt namelijk ondermeer af van de microscopische verdeling van de energie-afgifte (stralingskwaliteit). Voor het kwantificeren van de stralingskwaliteit is door de ICRU een aantal grootheden ingevoerd, waaronder de lineïeke energie-overdracht, LET, de lineïeke energie-afgifte, y , en de relatieve biologische effectiviteit, RBE (ICRU-33, 1980).

In ICRU-40 (1986) wordt op basis van algemene observaties en theoretische beschouwingen in de radiobiologie een verband gelegd tussen de kwaliteitsfactor Q en de lineïeke energie-afgifte, y , bepaald in een bol ICRU-spierweefsel met een diameter van $1 \mu\text{m}$. Omdat bij bestraling een heel spectrum van lineïeke energiewaarden optreedt, is het vaak noodzakelijk een effectieve kwaliteitsfactor $\bar{Q}$ te definiëren:

$$\bar{Q} = \frac{1}{D} \int D(y) \cdot Q(y) \cdot d(y) \quad (6.1)$$

waarbij $D(y)$ de verdeling van geabsorbeerde dosis in y is. De waarden van $Q(y)$ zijn zo geschaald dat de effectieve kwaliteitsfactor $\bar{Q}$ voor fotonen met een energie van ongeveer 100 keV gelijk is aan 1.

In ICRU-40 (1986) wordt voor alfa-emitterende radionucliden een effectieve kwaliteitsfactor voor de gehele baan (zie figuur 6.1) van ongeveer 25 afgeleid. Deze waarde wijkt af van die van de ICRP (1991), waarin voor alfa-deeltjes een stralingsweegfactor W_R van 20 wordt gegeven, op basis van een relatie tussen de kwaliteitsfactoren en de lineaire energie-overdracht. Voor de berekening van het dosisequivalent worden dus verschillende waarden voor de kwaliteitsfactor aanbevolen. Er is geen internationale overeenstemming over de grootte van de kwaliteitsfactor.



Figuur 6.1. Berekende waarden van de effectieve kwaliteitsfactor $\bar{Q}$ voor de gehele dracht van alfa-deeltjes met een gegeven beginenergie.

6.1.3. Metabolisme en orgaandoses

Radon kan in principe via drie verschillende routes het lichaam binnenkomen, namelijk via de huid, via ingestie en via inhalatie. De eerste mogelijkheid kan buiten beschouwing worden gelaten, omdat opname via de huid verwaarloosbaar klein is ten opzichte van opname via inhalatie (Jacobi and Eisfeld, 1980). Ingestie speelt een rol bij het drinken van water met een sterk verhoogde radonconcentratie, waarbij de maag het risico-orgaan is. Schattingen laten echter zien dat de dosis in de longen ten gevolge van inhalatie van radon dat uit dat zelfde drinkwater in de lucht is terecht gekomen, een orde van grootte hoger is dan de maag-dosis ten gevolge van ingestie (Nazaroff and Nero, 1988). Doordat via inhalatie ook radon, afkomstig van andere bronnen, het lichaam binnenkomt, geeft deze

besmettingsroute verreweg de belangrijkste bijdrage aan de schadelijke effecten van radon.

Na inhalatie wordt radon in het bloed opgenomen en verspreidt zich van daaruit over het lichaam. Het lost in meer of mindere mate op in lichaamsvloeistoffen en organen. De stralingsbelasting die hiermee gepaard gaat, kan via modelberekeningen worden geschat. Hierbij is alléén de dosis ten gevolge van alfastraling belangrijk, omdat de energieën van beta- en gammastraling veel lager zijn en bovendien aan de alfastraling een kwaliteitsfactor van circa 20 kan worden toegekend. In tabel 6.1 staan voor diverse organen de dosistempi ten gevolge van inhalatie van zuiver radon, berekend met het Jacobi-Eisfeld model (Jacobi en Eisfeld, 1980). Dit model houdt rekening met onder andere het verschil in oplosbaarheid van radon in de verschillende organen, opbouw van radon-dochteractiviteiten, retentie en translocatie, fysische en biologische halfwaardetijden. Het ademhalings tempo ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) is hier niet van belang, omdat het om zuiver radon gaat, het is de concentratie hiervan in de ingeademde lucht die bepaalt hoe hoog de evenwichtsconcentratie in het lichaam wordt.

Tabel 6.1. Bijdragen van verschillende organen aan het effectieve dosisequivalenttempo, $\dot{H}_{\text{eff}}$, tengevolge van zuiver radon bij continue blootstelling aan $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222, respectievelijk Rn-220 in de ingeademde lucht (Jacobi en Eisfeld, 1980). Het ademhalings tempo speelt hier geen rol (zie tekst)

Orgaan	Bijdrage aan $\dot{H}_{\text{eff}}$ ($\mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ radongas)	
	Rn-222	Rn-220
long	0,79	0,62
lever	0,05	0,03
nier	0,06	0,12
milt	0,05	0,01
rood beenmerg	0,10	0,04
bot oppervlak	0,02	0,11
overige	0,45	0,02
Totaal	1,52	0,95

Radondochters zijn, in tegenstelling tot radon, niet chemisch inert. Het zijn bovendien vaste stoffen bij kamertemperatuur, waardoor ze na inademing voor een groot deel zullen neerslaan in de long. Vandaar uit kunnen ze in het bloed worden opgenomen, of via het longslijm worden getransporteerd naar de keel. Na doorslikken komen ze in het maag-darmkanaal terecht, waarna ze eveneens in het bloed kunnen worden opgenomen. Via het bloed kunnen ze verder door het lichaam worden verspreid, en meer of minder selectief door bepaalde organen worden opgenomen. Zo komt lood vooral terecht in het bot,

terwijl bismut voor een groot deel in de nieren terecht komt (ICRP-30, 1979). Via modelberekeningen kan een schatting worden gemaakt van de stralenbelasting die hiermee gepaard gaat, waarbij, zoals gezegd, alleen de alfastraling van belang is. In tabel 6.2 staan de resultaten zoals die worden verkregen met het Jacobi-Eisfeld model.

Uit de tabellen blijkt dat van alle organen de long verreweg de grootste bijdrage levert aan het effectief dosisequivalent. Dit beeld wordt bevestigd door andere modelberekeningen: Nazaroff and Nero (1988) merken op dat de doses ten gevolge van Rn-222 in andere organen dan de long minstens twee orden van grootte lager liggen dan die in de long en geven voor Rn-220 waarden die, behalve voor de longdosis, nog eens een factor 4 tot 40 lager zijn dan die in tabel 6.2. Alhoewel uit dit laatste blijkt dat het moeilijk

Tabel 6.2. Bijdragen van verschillende organen aan het effectieve dosisequivalenttempo, $\dot{H}_{eff}$, ten gevolge van uitsluitend radondochters, bij continue blootstelling aan 1 Bq.m^{-3} Rn-222, respectievelijk Rn-220 in de ingeademde lucht met een evenwichtsfactor F van 0,4, respectievelijk 0,025. Hierbij is een ademhalings tempo van $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ verondersteld. Tussen haakjes zijn aangegeven de bijbehorende effectieve dosisequivalenten per WLM-blootstelling (Jacobi and Eisfeld, 1980). Voor de definitie van de eenheid WLM, zie §1.3.2

Orgaan	Bijdragen aan $\dot{H}_{eff}$ ($\mu\text{Sv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} radongas).	
	Tussen haakjes $\dot{H}_{eff}$ (mSv.WLM^{-1})	
	Rn-222	Rn-220
long	44,8 (8)	14,4 (3)
lever	<0,05 (<0,01)	0,34 (0,07)
nier	0,22 (0,04)	1,78 (0,37)
milt	<0,05 (<0,01)	0,05 (0,01)
rood beenmerg	<0,05 (<0,01)	0,34 (0,07)
bot oppervlak	<0,05 (<0,01)	1,15 (0,24)
overige	<0,05 (<0,01)	<0,05 (<0,01)
Totaal	45 (8)	18 (4)

is om met behulp van dergelijke schattingen kwantitatieve uitspraken te doen over doses in andere organen dan de long, kan kwalitatief worden geconcludeerd dat die doses klein zijn ten opzichte van de longdosis. Tevens blijkt uit de tabellen dat de longdosis ten gevolge van radon zelf, zeer extreme omstandigheden daargelaten (evenwichtsfactor F uitzonderlijk laag), veel kleiner is dan de dosis ten gevolge van de dochterprodukten. Meestal wordt dan ook alleen met deze laatste bijdrage rekening gehouden (ICRP-50, 1987; BEIR-IV, 1988).

Vergelijking van de totale doses ten gevolge van dochterprodukten van Rn-222 met die ten gevolge van Rn-220-dochters leert dat bij gelijke blootstelling de bijdrage van Rn-220-dochters een factor twee à drie lager is dan die van Rn-222-dochters. Gecombineerd met het feit dat in de meeste situaties er minder Rn-220 in de lucht voorkomt dan Rn-222, mag worden geconcludeerd dat de stralingsbelasting ten gevolge van radon vooral wordt bepaald door Rn-222 en in mindere mate door Rn-220.

Het Jacobi-Eisfeld model schat een dosisequivalenttempo in lichaamsvet van $10 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ bij continue blootstelling aan alleen Rn-222. Omdat vetweefsel niet als risico-orgaan voorkomt in het ICRP-systeem voor de berekening van het effectief dosisequivalent (ICRP, 1990), ontbreekt het tevens in tabel 6.1, ondanks het vrij hoge dosisequivalent dat wordt voorspeld. Deze voorspelling vindt zijn oorsprong in het feit dat Rn-222 veel beter in vet oplost dan in een waterig milieu (zie tabel 1.1). In een recente publikatie (Henshaw et al., 1990) wordt betoogd dat, gezien deze hoge vetdoses en gezien het feit dat het rode beenmerg voor een deel uit vet bestaat, de dosis in beenmerg ten gevolge van Rn-222 wel eens veel hoger kan zijn dan tot nu toe werd aangenomen. Henshaw et al. komen via berekeningen op een dosisequivalenttempo van ongeveer $5 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222, wat overeenkomt met een bijdrage aan het effectief dosisequivalenttempo van $0,6 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$. Dit is zesmaal zo hoog als de waarde in tabel 6.1. Henshaw et al. veronderstellen dat dergelijke beenmergdoses verantwoordelijk zouden kunnen zijn voor een aanzienlijke hoeveelheid gevallen van leukemie en tonen in datzelfde artikel een statistisch verband aan tussen leukemie-incidentie en Rn-222-exposie binnenshuis.

Een soortgelijke situatie zou kunnen gelden voor borstklierweefsel: dit bestaat ook voor een deel uit vet, wat aanleiding zou kunnen geven tot niet onaanzienlijke stralingsdoses ten gevolge van Rn-222. Het borstweefsel is een bekend risico-orgaan voor tumorinductie door straling, wat kan leiden tot de veronderstelling dat borstkanker mede wordt veroorzaakt door blootstelling aan hoge concentraties van Rn-222. Aanwijzingen in deze richting kunnen worden gevonden in een (niet gepubliceerd) dierexperiment in Frankrijk, waarbij als pilotstudie werd geprobeerd om longtumoren te induceren in vrouwtjesratten via Rn-222-inhalatie. In plaats van longtumoren te ontwikkelen, stierven de dieren echter voortijdig aan mammatumoren. In het ITRI-TNO zijn vrouwtjesratten aan Rn-222 blootgesteld. Bij metingen aan vetweefsel en borstklierweefsel is gevonden, dat de activiteiten in deze weefsels vergelijkbare waarden hadden als die in longweefsel.

Gezien het bovenstaande zijn er aanwijzingen dat Rn-222 leukemie en borstkanker kan veroorzaken. In plaats van uitsluitend de long als risico-orgaan te beschouwen, zal ook het beenmerg en het borstklieerweefsel als zodanig moeten worden aangemerkt en is verder onderzoek naar de kans op leukemie en mammatumori-inductie noodzakelijk.

6.1.4. Longdosimetrie

Bij dosimetrie van radon (dochters) in de menselijke long probeert men een dosisconversiefactor af te leiden die het verband weergeeft tussen blootstelling aan radon en radondochters in de lucht (in Bq.m^{-3} of WL-getal) en het dosisequivalent in het longweefsel (in het volgende verkort genoteerd als longdosis). Het doel hiervan is tweeledig: ten eerste kan men met behulp van de geschatte longdosis (en eventueel de doses in andere organen) het effectief dosisequivalent berekenen, waaruit dan via de risicofactor van $5.10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (ICRP, 1991) het uiteindelijke sterfterisico kan worden berekend. Ten tweede kan men, uitgaande van een bepaald blootstellingsniveau (in Bq.m^{-3} of WL-getal), longdoses schatten in afhankelijkheid van blootstellingsomstandigheden zoals die in een mijn kunnen heersen, of in het binnenhuismilieu kunnen worden aangetroffen. Hieruit kan een omrekeningsfactor K worden afgeleid die kan worden gebruikt om uit het risicogetal voor mijnwerkers, geschat uit epidemiologische gegevens, het risicogetal voor leden van de bevolking af te leiden.

Longmodellen

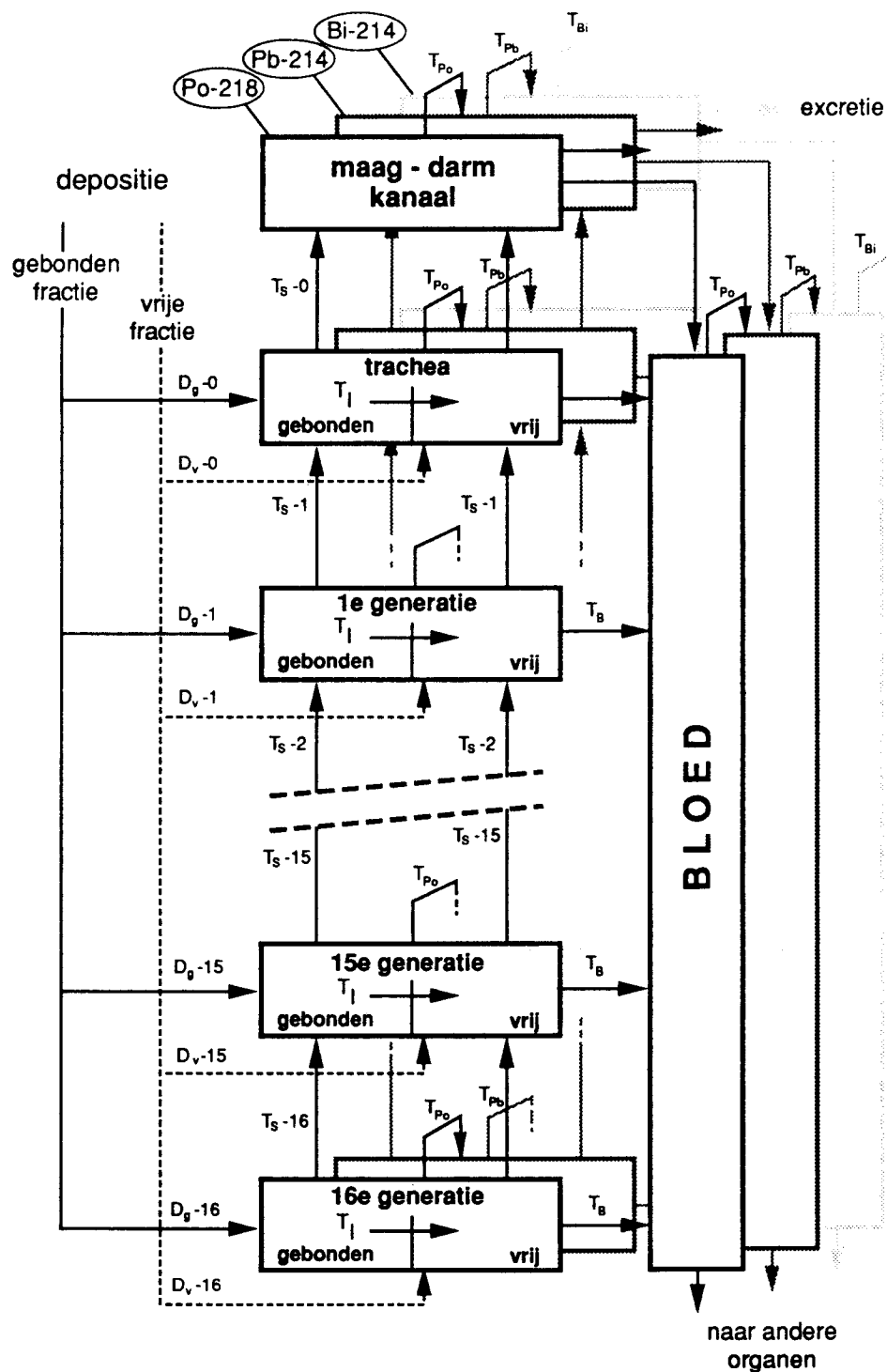
De longdosimetrie van radondochters berust voornamelijk op berekeningen met mathematische modellen van de ademhalingswegen van de mens. In elk model wordt een onderverdeling gemaakt in drie gebieden: het neus-keelholte gebied (NP-gebied, van naso-pharyngeal), het gebied van de luchtpijp en de bronchiën (TB-gebied, van tracheo-bronchial), en het gebied van longblaasjes (P-gebied, van pulmonary). Omdat de meeste longtumoren van bronchiale oorsprong blijken te zijn, concentreren veel modellen zich vooral op het TB-gebied, en in mindere mate op het P-gebied.

De basis van een mathematisch model voor het TB-gebied wordt gevormd door een geometrisch model van de bronchiale boom, dat de vertakking en afmetingen van de bronchiën beschrijft. Elke volgende vertakking levert een klasse van bronchiën op, ook wel een generatie genoemd, die qua afmetingen (maar ook fysiologisch en histologisch) verschilt van eerdere generaties. Veel gebruikte geometrische modellen zijn het zogenaamde Weibel-A model, dat

een zuiver symmetrische vertakningsstructuur heeft met 16 generaties waarvan de afmeting via een formule volgt uit het generatienummer (gebaseerd op menselijke gegevens) en het zogenaamde Yeh-Schum model dat is gebaseerd op een afgietsel van een menselijke long.

Omdat elke generatie bronchiën andere eigenschappen heeft, moeten ze in het mathematische model afzonderlijk worden beschouwd. Zo'n apart gedeelte in het model wordt ook wel compartiment genoemd. De diverse compartimenten kunnen onderling met elkaar in verbinding staan via biologische of fysiologische transportprocessen, waarbij altijd een zogenaamde eerste-orde kinetiek wordt verondersteld. Dit betekent dat deeltjes (hier: radioactieve atomen) van gelijke soort allemaal dezelfde kans per tijdseenheid hebben om vanuit een bepaald compartiment naar een ander compartiment te worden getransporteerd; het transportproces kan worden beschreven met behulp van een karakteristieke halfwaardetijd T . Een proces als radioactief verval is een goed voorbeeld van een eerste-orde kinetiek, maar voor veel biologische processen is het de vraag of ze aan deze kinetiek voldoen. Echter, onzekerheden die hieruit voortvloeien worden verondersteld niet groter te zijn dan die, welke voortkomen uit onzekerheden in de grootte van fysiologische parameters (BEIR IV, 1988).

Aan aerosolen gebonden dochteratomen gedragen zich anders dan vrije atomen: de depositiekansen in een willekeurige bronchus-generatie zijn verschillend en gebonden dochteratomen moeten na depositie eerst loskomen van hun aerosol voordat ze in het bloed kunnen worden opgenomen. Daarom wordt elke bronchusgeneratie onderverdeeld in twee compartimenten, één voor de gebonden atomen en één voor de vrije atomen die daar zijn neergeslagen. Een dergelijk compartimentenmodel moet bovendien in principe voor elk van de vier dochternucliden apart worden opgesteld, die vervolgens met elkaar in verbinding staan via het proces van radioactief verval. Bij verval van een moedernuclide naar een dochternuclide zal het betreffende atoom overgaan van een bepaald compartiment in het moedergedeelte naar het overeenkomstige compartiment in het dochtergedeelte. Als voorbeeld staat in figuur 6-2 het compartimentenmodel dat in het Jacobi-Eisfeld model wordt gebruikt voor de TB-regio; soortgelijke compartimentenmodellen worden gebruikt voor het NP-gebied en het P-gebied.



Figuur 6.2. Compartimenten voor de TB-regio zoals gebruikt in het Jacobi-Eisfeld model. De pijlen geven de transportprocessen aan. Het depositieproces kan worden gekwalificeerd met de depositie-waarschijnlijkheid D :

D_n : depositiekans voor gebonden atomen in n^e generatie ($n=0-16$)

D_n^g : depositiekans voor vrije atomen in n^e generatie.

D_v overige transportprocessen kunnen worden gekarakteriseerd met de halfwaardetijd T die bij elk proces hoort:

T_B : halfwaardetijd voor opname in bloed vanuit bronchiën.

T_B^g : halfwaardetijd voor gebonden atomen om los te komen van aerosol.

T_l^n : halfwaardetijd voor slijmtransport in n^e generatie ($n=0-16$)

$T_{Po/Pb/Bi}^{S-n}$: halfwaardetijd voor radioactief verval van respectievelijk polonium, lood en bismut.

Met behulp van de compartimentenmodellen kan uiteindelijk als functie van de tijd worden berekend hoeveel activiteit van welke nuclide zich in welk orgaan bevindt. Om hieruit de doses in de diverse weefsels te berekenen, is het nodig om op microscopisch niveau de energie-afgifte van de straling, die bij die activiteit vrijkomt, te analyseren. Het overgrote deel van de stralingsenergie komt namelijk vrij in de vorm van alfa-straling, die in weefsel een zeer korte dracht heeft van slechts enkele tientallen micrometer, overeenkomend met enkele cellagen. Bovendien vindt de grootste energie-afgifte plaats aan het eind van de baan van een alfadeeltje, waardoor het van groot belang is te weten hoe diep onder het bronchiale oppervlak de meest stralingsgevoelige cellen liggen.

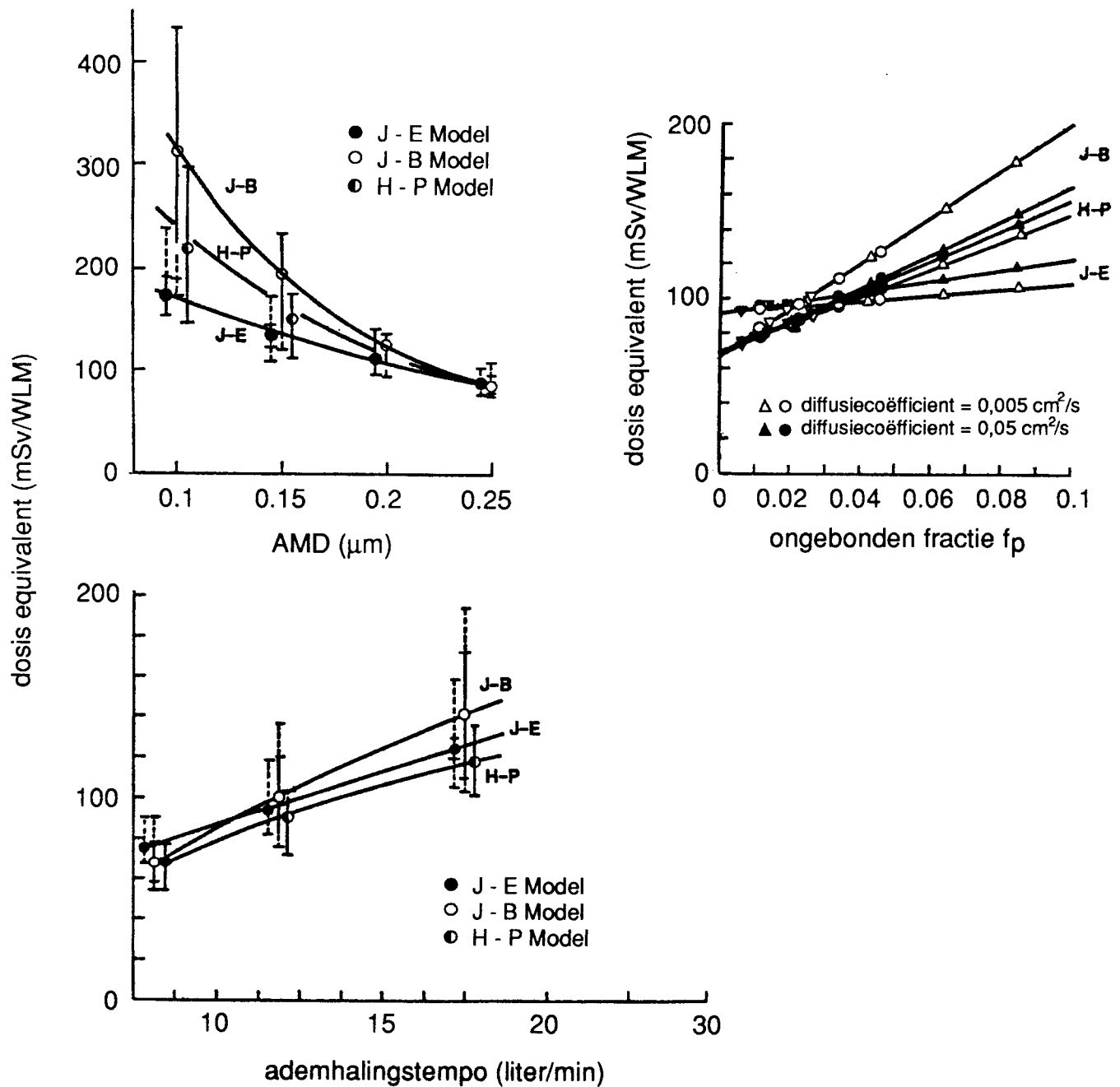
Behalve het hiervoor geschetste geometrische- en compartimentenmodel komt in elk longmodel een groot aantal fysische en biologische parameters voor waaraan een waarde moet worden toegekend. De waarden die in de diverse longmodellen worden gebruikt, kunnen sterk uiteenlopen, omdat andere blootstellingsomstandigheden worden verondersteld (variabelen), en omdat de constanten lang niet allemaal even goed bekend zijn. De hierna vermelde parameters en waarden worden in de praktijk gehanteerd:

- depositiewaarschijnlijkheid van aerosolen na inademing; deze is sterk afhankelijk van de bronchiale generatie en een functie van het ademhalings tempo.
- radioactieve vervalconstanten voor de verschillende nucliden; deze zijn zeer goed bekend.
- energie-afgifte langs de baan van een alfa-deeltje; is goed bekend.
- diffusie-coëfficiënt van niet-gebonden atomen in lucht ($0,005 - 0,05 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$).
- clustering van aerosolen in de luchtwegen; wel of niet.
- evenwichtsfactor, F , van het Rn-222-(dochter)mengsel in de ingeademde lucht; voor binnenshuis worden meestal waarden van 0,4-0,6 gebruikt.
- grootte van de vrije fractie f ; circa 1 tot 15 procent (gemiddeld 3 à 5 procent).
- AMD-waarde en verdeling van aerosol-grootte. Gebruikte AMD-waarden lopen uiteen van 0,05 tot $0,3 \mu\text{m}$ voor het binnenhuismilieu. Sommige modelberekeningen gaan uit van aerosolen ter grootte van de AMD-waarde, andere houden rekening met de grootte-verdeling van de aerosolen rondom deze AMD-waarde.
- type aerosol; bepaalt de desorptiesnelheid van gebonden atomen (zie ook hieronder).
- snelheid van slijmtransport over het bronchusepitheel; deze is afhankelijk van de bronchiale generatie en is vrij slecht bekend: $1-2 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$ voor de trachea tot enkele $\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$ voor de kleinste bronchiën.
- opnamesnelheid in het bloed vanuit bronchusepitheel (halfwaardetijd T_b tussen 4 en 40 min).
- dikte van de slijmlaag van het epitheel; de totale dikte is afhankelijk van de bronchiale generatie.
- stralingsgevoelige cellen in het bronchusepitheel; basaalcellen, slijmcellen en of cellen in het pulmonale gebied worden soms als risicocellen beschouwd.
- desorptiesnelheid, d.i. de snelheid waarmee gebonden atomen van het aerosol na depositie loskomen; is afhankelijk van het type aerosol en kan uiteenlopen van enkele minuten tot 10 à 20 uur. Voor aerosolen binnenshuis wordt 5-10 uur genomen.
- neus- of mond-ademhaling; de neusholte kan een deel van de ingeademde activiteit uitfilteren. Hierdoor wordt de longdosis lager, de neusholte wordt niet als risico-orgaan aangemerkt.
- ademhalings tempo; is sterk afhankelijk van de verrichte inspanning, waarden van $0,5$ tot $2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ worden gebruikt (voor "lichte arbeid" is dat $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$). Het ademhalings tempo is van invloed op de depositiewaarschijnlijkheid van aerosolen en vrije atomen.
- diepte van de ademhaling; is eveneens afhankelijk van de verrichte inspanning. Per ademhaling wordt 0,5 tot 1,5 liter verondersteld ("normaal": 1 liter). Deze waarde beïnvloedt, net als het ademhalings tempo, de depositiewaarschijnlijkheid.

In de diverse longmodellen wordt lang niet altijd rekening gehouden met alle genoemde parameters. Zo houden sommige modellen geen rekening met opname van nucliden in de bloedbaan, terwijl anderen het clusteren van aërosolen in de luchtwegen verwaarlozen. Aan de andere kant zijn er ook factoren die in werkelijkheid wel meespelen, maar die in geen enkel model tot uitdrukking komen, omdat er te weinig over bekend is, zoals bijvoorbeeld de onregelmatige depositie bij bifurcaties van bronchiën.

Weefseldoses en conversiefactoren

Vanwege de onzekerheid en de mogelijke variatie in de waarden van veel van de hierboven besproken parameters, kunnen de geschatte lokale doses in de diverse modellen bij gelijke blootstelling sterk uiteenlopen. Het BEIR-IV rapport (1988) meldt zelfs dat de hoogste en de laagste schatting van de dosis per eenheid van blootstelling op bepaalde locaties in de bronchiale boom meer dan twee orden van grootte van elkaar verschillen. Als voor tumorinductie wordt uitgegaan van een lineaire dosis-effect relatie zonder drempeldosis, en als het bronchusepitheel overal dezelfde stralingsgevoeligheid heeft, is echter alleen de gemiddelde dosis op het bronchusepitheel van belang voor het risico op een bronchustumor. De verschillen in de gemiddelde bronchiale dosis per eenheid van blootstelling is voor de diverse longmodellen veel kleiner. Als bovendien de variatie buiten beschouwing wordt gelaten die het gevolg is van andere aannamen omtrent de waarden van sommige variabelen (zoals AMD, vrije fractie e.d.), dan ontlopen de verschillende modellen elkaar nog maar een factor 2 tot 3. Het BEIR-IV rapport laat deze verschillen voor drie belangrijke longmodellen zien, namelijk dat van Harley en Pasternak (1982) (H-P model), het model van Jacobi en Eisfeld (1980) (J-E model) en dat van James et al. (1980) (J-B model), één en ander als functie van de gekozen waarde voor AMD, vrije fractie en ademhalings tempo (figuur 6.3). Deze modellen verschillen van elkaar in een aantal opzichten, waaronder transportprocessen, stralingsgevoelige cellen en long-geometrie, maar in het relevante gebied zijn de verschillen tussen de modellen nergens groter dan een factor twee. Ook de ICRP (1987) komt tot de conclusie dat de verschillende longmodellen, voor gegeven blootstellingsomstandigheden en voor wat betreft de gemiddelde bronchiale dosis, binnen een factor twee met elkaar overeenkomen. De ICRP gaat bij de bepaling van de uiteindelijke dosisconversiefactoren voor Rn-222 uit van een vrije fractie van drie procent en een AMD-waarde van



Figuur 6.3. Gemiddeld bronchiaal dosisequivalent per WLM exposie voor Rn-222 , als functie van AMD-waarde, vrije fractie, en ademhalings tempo voor drie verschillende longmodellen. De verschillen zijn nergens groter dan een factor twee (BEIR-IV, 1988)

$0,15 \mu\text{m}$. Er wordt een aparte conversiefactor gegeven voor binnenshuis en buitenshuis, omdat het ademhalings tempo in huis gemiddeld wat lager zal liggen ($0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, respectievelijk $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$).

Tabel 6.3. Conversiefactoren voor het (effectief) dosisequivalent per eenheid van blootstelling aan Rn-222. Voor het effectief dosisequivalent is uitgegaan van een weegfactor van 0,06 voor bronchiaal weefsel en dezelfde waarde voor pulmonaal weefsel. In de laatste kolom staat de verhouding, K, van de dosis in huizen ten opzichte van de dosis in mijnen bij gelijke blootstelling

Bron	Dosisequivalent door Rn-222		Effectief dosisequivalent door Rn-222	K (verhouding dosis in huis en dosis in mijnen)
	$\dot{H}$ (mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC)		$\dot{H}_{\text{eff}}$ (mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC)	
	(H (mSv.WLM ⁻¹))		(H _{eff} (mSv.WLM ⁻¹))	
	bronchiaal	pulmonaal	totale lichaam	
ICRP binnenshuis	1,3 (94)	0,18 (13)	0,09 (7)	0,8
buitenshuis	1,8 (125)	0,24 (17)	0,12 (9)	1,0
BEIR-IV				0,9
Nazaroff et al.	3,5 (250)		0,21 (15)	1,3
Jacobi et al.	1,5 (110)	0,31 (22)	0,11 (8)	

Tabel 6.4. Conversiefactoren voor het (effectief) dosisequivalent per eenheid van blootstelling aan Rn-220. Voor het effectief dosisequivalent is uitgegaan van een weegfactor van 0,06 voor bronchiaal weefsel en dezelfde waarde voor pulmonaal weefsel

Bron	Dosisequivalent door Rn-220		Effectief dosisequivalent door Rn-220	
	$\dot{H}$ (mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC)		$\dot{H}_{\text{eff}}$ (mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC)	
	(H (mSv.WLM ⁻¹))		(H _{eff} (mSv.WLM ⁻¹))	
	bronchiaal	pulmonaal	totale lichaam	
ICRP	4,4 (23)	1,3 (7)	0,44 (2,3)	
Nazaroff et al.	10 (50)		0,6 (3)	
Jacobi et al.	6 (30)	3 (15)	0,8 (4)	

Ook wordt voor binnenshuis en buitenshuis een aparte omrekeningsfactor K gegeven om de doses om te kunnen rekenen naar omstandigheden zoals die in een mijn heersen. De diverse factoren voor Rn-222 staan in tabel 6-3, en voor Rn-220 in tabel 6.4. BEIR-IV beperkt zich in zijn rapport tot een K-waarde voor Rn-222. Bovendien worden geen dosisconversiefactoren opgegeven. De BEIR-IV modelberekeningen worden alleen gebruikt om de omrekeningsfactor

K te schatten. De in tabel 6-3 genoemde waarde van 0,9 kan veranderen (0,8-1,3) als andere omstandigheden worden verondersteld (ademhaling, vrije fractie).

Nazaroff and Nero (1988) geven voor Rn-222 conversiefactoren op die aanzienlijk hoger zijn dan de andere onderzoekers opgeven. Dit komt voornamelijk vanwege het feit dat zij de vrije fractie in huizen veel groter nemen dan bijvoorbeeld de ICRP aanneemt. Zij veronderstellen een waarde voor f van 2 - 15 procent, waarmee een bronchiale dosis correspondeert van 120 - 500 mSv.WLM^{-1} . De opgegeven waarde van 250 mSv.WLM^{-1} is een "typische" waarde, en de conversiefactor voor het effectief dosisequivalent komt daarmee op 15 mSv.WLM^{-1} . Nazaroff en Nero (1988) constateren dat dit getal beduidend hoger is dan de aanbeveling die in het UNSCEAR (1982) rapport staat (namelijk 5 mSv.WLM^{-1}), en doet daarom de suggestie om een range van 5 tot 15 mSv.WLM^{-1} aan te houden, met als referentiewaarde 10 mSv.WLM^{-1} .

Jacobi en Eisfeld (1980) geven tenslotte dosisconversiefactoren voor Rn-222 als functie van de vrije fractie f . Voor de waarden in tabel 6-3 is uitgegaan van $f = 5$ procent.

In de praktijk blijkt het ook mogelijk om tot een dosisschatting te komen door blootstelling binnenshuis aan Rn-222, zonder de evenwichtsfactor F of de vrije fractie f precies te kennen (Nazaroff and Nero, 1988). Uit modelberekeningen en experimentele studies van de binnenhuisatmosfeer is namelijk gebleken dat over het algemeen een hoge waarde van F gepaard gaat met een lage waarde van f , en omgekeerd. Aangezien bij een bepaalde Rn-222 gasconcentratie, een hoge F -waarde een grotere dosis oplevert, en in het algemeen een lage f -waarde de dosis juist verlaagt, heffen deze twee effecten elkaar grotendeels op. Nazaroff en Nero nemen een conversiefactor aan voor de dosis op het bronchusepitheel van 50 $\mu\text{Gy.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} radongas. Met een kwaliteitsfactor van 20 voor α -straling en een weegfactor van 0,06 voor het bronchusepitheel kan hieruit een conversiefactor voor het effectief dosisequivalent worden berekend van 0,06 mSv.a^{-1} per Bq.m^{-3} Rn-222 gasconcentratie (dit komt overeen, aannemende een evenwichtsfactor F van 0,4, met 0,15 mSv.a^{-1} per Bq.m^{-3} EEC). Een onzekerheid in deze waarde wordt niet gegeven.

Leeftijdsafhankelijkheid

In principe is de dosis ten gevolge van een bepaalde blootstelling leeftijdsafhankelijk, immers zowel de afmetingen van de long als ademhalingsstempo en diepte van de ademhaling zijn anders voor kinderen dan voor volwassenen, wat mogelijk gevolgen heeft voor de dosis per eenheid van blootstelling. De effecten zijn echter maar klein: Nazaroff and Nero (1988) laten zien dat voor kinderen onder de 10 jaar de dosis in de grotere bronchiën 1 à 1,2 maal zo hoog is als voor volwassenen en in de kleine bronchiën tot tweemaal zo hoog.

Ook BEIR-IV merkt op dat voor kinderen jonger dan 10 jaar de dosis wat hoger kan zijn, maar haalt een rapport aan van de NEA (1983) waarin wordt aanbevolen om geen correctie aan te brengen.

Het ICRP-50 rapport (1987) suggereert voor kinderen onder de 10 jaar een tweemaal zo hoge dosis per eenheid van blootstelling aan te houden als voor volwassenen.

Conclusies

Gezien het geringe verschil in de dosisconversiefactoren die de ICRP (1987) hanteert voor blootstelling aan Rn-222 binnenshuis en buitenshuis, en gezien de grote variatie in de overige opgegeven waarden, lijkt het weinig zinvol om vast te houden aan aparte waarden voor de dosisconversiefactoren binnenshuis en buitenshuis.

Op grond van wetenschappelijke argumenten kan geen voorkeur worden uitgesproken voor één van de genoemde longmodellen (BEIR, 1988), de verschillen in uitkomst weerspiegelen dan ook de onzekerheid die bij de huidige stand van zaken inherent is aan dergelijke modelberekeningen.

Als referentiewaarden voor de diverse dosisconversiefactoren kunnen waarschijnlijk het beste gemiddelden worden genomen van de waarden uit tabellen 6.3 en 6.4, met als onzekerheidsinterval de mathematische spreiding in die waarden. Dit onzekerheidsinterval geeft het gebied aan waarbinnen de dosisconversiefactor voor *gemiddelde* situaties, met een waarschijnlijkheid van ongeveer 70 procent zal liggen. Voor individuele situaties zal het onzekerheidsinterval echter groter zijn. In tabel 6.5 wordt een overzicht gegeven van de dosisconversiefactoren.

Tabel 6.5. Dosisequivalenttempo in mSv.a^{-1} per Bq.m^{-3} EEC blootstelling (tussen haakjes effectief dosisequivalent per blootstelling in mSv.WLM^{-1}). De vermelde getallen zijn afgeronde waarden

	Rn-222		Rn-220	
Dosisequivalent in bronchiaal weefsel	2 ± 1	(140 ± 70)	7 ± 3	(34 ± 14)
Dosisequivalent in pulmonaal weefsel	$0,24 \pm 0,06$	(17 ± 5)	2 ± 1	(11 ± 6)
Effectief dosisequivalent op totale lichaam	$0,14 \pm 0,05$	(10 ± 4)	$0,6 \pm 0,2$	(3 ± 1)
Dosisverhouding K (huis/mijn)	$1 \pm 0,2$			

Als referentiewaarde voor de conversiefactor van Rn-222 voor het effectief dosisequivalent in gemiddelde situaties, kan een waarde worden gehanteerd van $0,14 \pm 0,05 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC, ofwel $10 \pm 4 \text{ mSv.WLM}^{-1}$. Voor Rn-220 wordt deze referentiewaarde $0,6 \pm 0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC, of $3 \pm 1 \text{ mSv.WLM}^{-1}$. Bij individuele gevallen moet rekening worden gehouden met grotere variaties. Deze dosisconversiefactoren gelden voor volwassenen. Voor kinderen onder de 10 jaar kunnen eventueel 1,5 maal hogere waarden worden aangehouden.

Bij schatting van het effectief dosisequivalent aan de hand van de blootstelling aan Rn-222 gas (niet EEC) kan een dosisconversiefactor worden gebruikt van $0,06 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} . De onzekerheid in dit getal is niet bekend, maar zal procentueel in dezelfde orde van grootte liggen als bij de overige conversiefactoren, dat wil zeggen, plus of min 30 procent, aangezien ook dit getal is gebaseerd op soortgelijke modelberekeningen.

Uit de dosisverhouding K van $1 \pm 0,2$ blijkt dat bij een bepaalde blootstelling aan Rn-222 in een huis ongeveer dezelfde dosis wordt opgelopen als in een mijn. De epidemiologische gegevens van mijnwerkers mogen wat dit punt betreft dan ook worden toegepast op leden van de bevolking.

6.1.5. Dierproeven

Onderzoek naar de effecten van inhalatie van Rn-222 en dochterprodukten in proefdieren is voornamelijk uitgevoerd in de Verenigde Staten (honden, ratten; University of Rochester, Pacific Northwest Laboratory, PNL) en Frankrijk (ratten; Compagnie Générale des Matières Nucléaires, COGEMA). In Nederland zijn in het ITRI-TNO ratten aan Rn-222-mengsels blootgesteld; bij een blootstelling tot 800 WLM zijn in een observatieperiode van circa 1,5 jaar geen longtumoren aangetroffen.

In ratten zijn longtumoren geïnduceerd bij relatief lage niveau's (20 WLM) (Chameaud et al., 1984). Honden zijn niet aan zulke lage WLM niveaus blootgesteld. Voor blootstellingen vanaf 600 WLM zijn bij honden longtumoren aangetroffen (Cross et al., 1982). Een samenvatting van risicocoëfficiënten voor levensduurverkorting als gevolg van geïnduceerde longtumoren is gegeven in figuur 6.4. De longkankerincidentie in proefdieren neemt toe met afnemende dosistempi bij een bepaalde dosis. Deze observatie is nog niet bij mijnwerkers geverifieerd.

Uit experimenten bij ratten is gebleken dat na inhalatie van Rn-222-mengsels de grootte van de radioactiviteit in longweefsel en vetweefsel vergelijkbaar is. In andere organen werd een lagere, circa een factor 10, activiteit aangetroffen (zie ook §6.1.3.). Aangezien borstklierweefsel in vetweefsel ligt is de kans op mammatumorinductie als gevolg van blootstelling aan Rn-222 niet uitgesloten. Bij experimenten van COGEMA, Frankrijk, heeft men een verhoogde frequentie aan mammatumoren in vrouwelijke ratten na blootstelling aan Rn-222 gevonden (persoonlijke communicatie).

In tabel 6.6 is een overzicht gegeven van factoren die het carcinogene effect van blootstelling aan Rn-222 en dochterprodukten beïnvloeden.

Tabel 6.6. Samenvatting van factoren die het carcinogene effect van Rn-222 en dochterprodukten bij proefdieren beïnvloeden (BEIR-IV, 1988)

Factor	Effect op longtumorincidentie
Blootstellingsniveau	lineaire toename met dosis
Dosistempo	toename met afnemend dosistempo (circa 200-400 % toename van 500 tot 50 WLM.week ⁻¹).
Niet-gebonden fractie, f	toename met toename in niet-gebonden fractie (ca. 50% toename per WLM van f = 2 tot 10%).
Evenwichtsfactor, F	toename met toenemende mate van niet-evenwicht (ca. 30% toename per WLM van 0,4 tot 0,1 evenwicht)
Invloed sigaretterook	-afname als roken en radonblootstelling op zelfde dag alterneert. -toename als roken volgt na beëindiging radonblootstelling -geen effect als roken voorafgaat aan radonblootstelling

In de literatuur worden ook resultaten van enige experimenten beschreven betreffende longtumorinductie als gevolg van inhalatie van aërosolen met alfa-stralers. C57BL/6J muizen werden om de maand blootgesteld aan alfa-straling door inhalatie van aërosolen met ²³⁹PuO₂ (Lundgren et al., 1987). In totaal werden zes bestralingen gegeven over een periode van tien maanden. Andere groepen muizen kregen een eenmalige bestraling. Bij vergelijkbare totale alfadoses bleek bestraling met zes fracties een 3,4 tot 4,4 maal

hogere incidentie van longtumoren (adenoma's en adenocarcinoma's) te geven dan een eenmalige blootstelling.

Uit andere publikaties blijkt dat langdurige blootstelling aan alfastraling tot tegenstrijdige resultaten aanleiding geeft. Alfastraling van rattelongen met herhaalde blootstellingen met een week interval gedurende 9 of 22 weken of met een maand interval gedurende drie maanden, verhoogde het carcinogene effect van ^{239}Pu niet, maar had wel invloed op het type geïnduceerde tumor (Sanders and Mahaffey, 1981). Bij Syrische hamsters bleek een totale alfa-dosis van 0,24 Gy over 120 dagen meer carcinogeen dan een 10-dagen durende blootstelling, terwijl voor een hoge totale dosis van 2,4 Gy het omgekeerde werd waargenomen (Little et al., 1985).

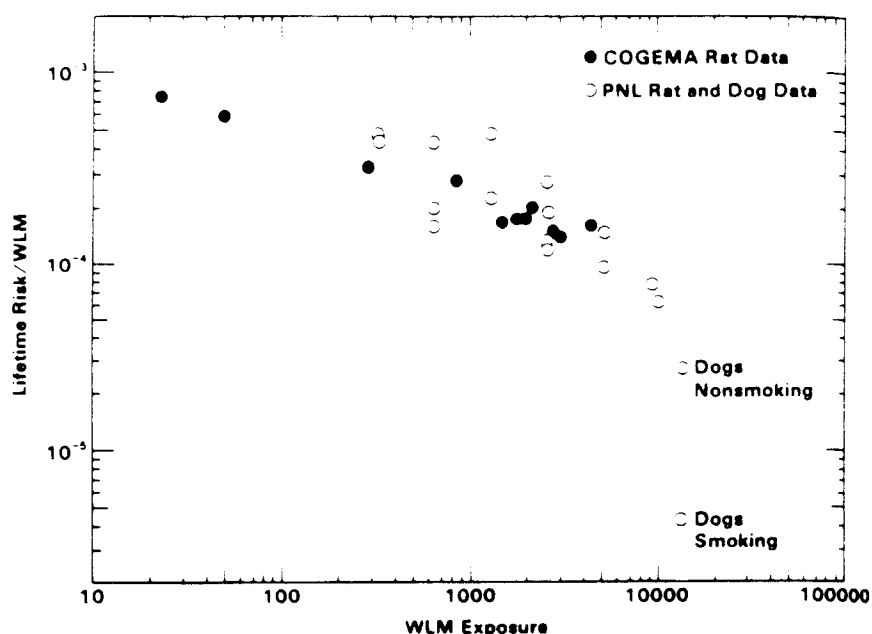
Hoewel sommige resultaten in tegenspraak met elkaar zijn, is het duidelijk dat protrahering van relatief lage doses alfastraling de kans op tumorinductie niet verlaagt (zie figuur 6.4).

6.1.6. Epidemiologisch onderzoek

Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat het effect van chronische blootstelling aan relatief hoge niveaus van radon inductie van longtumoren is. De volgende informatie is van belang:

1. Een direct verband tussen chronische blootstelling aan relatief hoge niveaus van Rn-222 en het optreden van longkanker kan worden afgeleid uit gegevens van ondergrondse mijnwerkers in uranium en andere ertsmijnen;
2. Indirect kan het verband tussen blootstelling aan radon en het optreden van longtumoren worden afgeleid uit risicogegevens voor lage-LET straling afkomstig van de atoombomoverlevenden in Hiroshima en Nagasaki en groepen bestraalde patiënten. Op basis van deze risicofactoren, de geabsorbeerde dosis bepaald met behulp van een longdosimetriemodel, en de kwaliteitsfactor voor α -straling afkomstig van radon, kan het risico voor blootstelling aan radon worden geschat;
3. Door de grote verschillen die in het natuurlijk voorkomen van Rn-222 bestaan, is het in principe mogelijk het risico af te leiden uit een correlatiestudie tussen bevolkingsgroepen blootgesteld aan verschillende natuurlijke Rn-222-niveaus. Deze methode zou de meest directe benadering zijn. In de praktijk blijken deze studies echter geen statistisch significante schatting op te leveren.

In de volgende paragrafen worden de drie verschillende categorieën van bestraalde populaties apart behandeld.



Figuur 6.4. Risicocoëfficiënten voor levensduurverkorting na blootstelling aan Rn-222 en dochterprodukten voor PNL-ratten en -honden en COGEMA-ratten (BEIR IV, 1988).

Mijnwerkers

De radiogene longtumor is het oudste type stralingsgeïnduceerde maligniteit dat bekend is. Al in de 15e en 16e eeuw was deze aandoening onder mijnwerkers in de Schneeberg en Joachimsthal in het Eisgebergte bekend als de "Schneeberger Krankheit". De diagnose voor deze ziekte werd in 1879 bepaald: longkanker. Een mogelijk verband met blootstelling aan radon werd circa 60 jaar geleden gesuggereerd, toen hoge radonniveaus in de mijnen in dit gebied werden gemeten. De echte oorzaak van deze ziekte, de inhalatie van radondochterprodukten, werd pas herkend in de 50-er jaren toen de eerste resultaten van longdosimetrische berekeningen bekend werden.

Sindsdien is uit vele studies over aan Rn-222 blootgestelde ondergrondse mijnwerkers gebleken dat longkanker significant meer voorkwam dan bij controlegroepen. De resultaten van deze studies zijn samengevat door de ICRP (1987) en de BEIR-IV commissie (1988). Voor de effecten van blootstelling aan radon bij de mens bevatten genoemde publikaties gegevens over uraniummijnwerkers in Colorado (USA), Bohemen (Tsjechoslowakije), Ontario (Canada), Frankrijk, Eldorado Beaverlodge (Canada) en de ijzererts-mijnwerkers in Malmberget (Zweden). De karakteristieken van deze mijnwerkergegevens staan in tabellen 6.7 en 6.8 (BEIR-IV, 1988; ICRP, 1987). Van de Franse gegevens zijn geen blootstellingsniveaus beschikbaar. Bij zijn

Tabel 6.7. Gegevens van de verschillende bestudeerde groepen mijnwerkers (uit BEIR, 1988)

Locatie mijn	studieperiode	aantal longkankerdoden	aantal risico persoonjaren
Eldorado	1950 - 1980	65	114 170
Ontario	1955 - 1981	87	217 810
Malmberget	1951 - 1976	51	27 397
Colorado (totaal)	1951 - 1982	256	73 642
Colorado (< 2000 WLM)	1951 - 1982	157	66 237

Tabel 6.8. Basisgegevens voor epidemiologische studies aan uraniummijnwerkers (uit ICRP, 1987)

Grootheid	Colorado ^a USA 1947-1983	Bohemen ^b CSSR 1950-1977	Ontario ^c Canada 1948-1975	Frankrijk ^d 1955-1981
Oorspronkelijk aantal mijnwerkers	3 366	2 433	circa 13 400	1 957
Gemiddelde volgperiode per mijnwerker (jaar)	19	26	15	25,9
Overlevende fractie aan einde volgperiode (%)	72		circa 80	81
Mediane beginleeftijd als mijnwerker (jaar)	30	35-40	circa 25	circa 30
Gemiddelde beroepsperiode als mijnwerker (jaar)	9	10	circa 2	11,4
Totaal persoonjaren met risico (PYR)	62 556	circa 60 000	202 795	50 784
Gemiddelde gecumuleerde blootstelling (WLM)	820	310	60±25	
Fractie chronische rokers (%)	circa 70	circa 70	50-60	circa 70
Aantal longkankergevallen in volgperiode waargenomen	194	circa 250	82	36
verwacht	40	circa 50	57	18,8
extra	154	circa 200	25	17,2
Relatief risico (waargenomen/verwacht)	4,8	circa 5,0	1,45	1,9

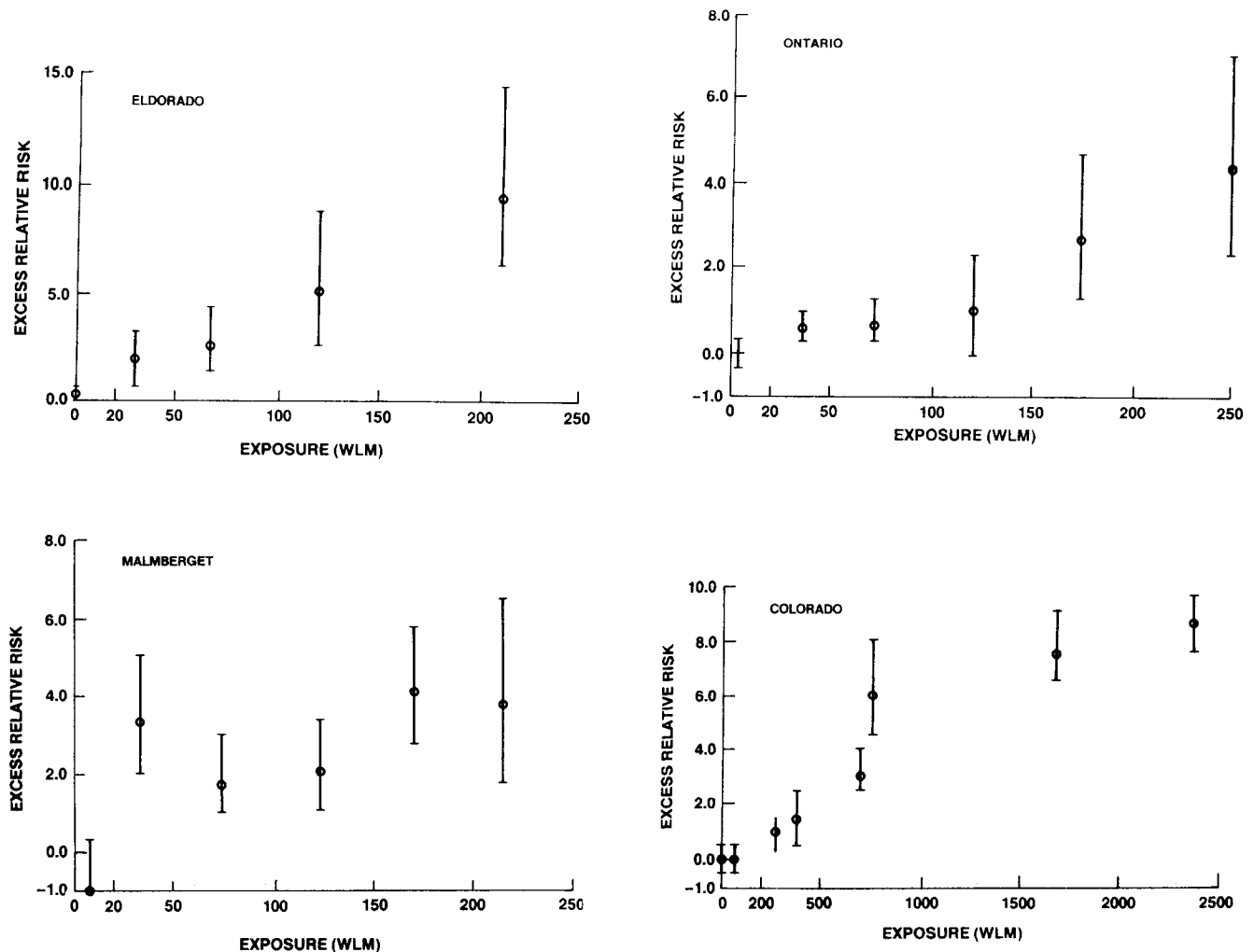
^a Alleen blanke mijnwerkers

^b Alleen studiegroep A; de totale groep betrof 4 364 mijnwerkers

^c Alleen uraniummijnwerkers zonder vroegere goudmijnwerkers

^d Geen blootstellingsgegevens beschikbaar

analyse heeft de ICRP Task Group gebruik gemaakt van de gepubliceerde gegevens, dit in tegenstelling tot de BEIR-IV commissie, die van de ruwe data uitgaat en zelf modelberekeningen doet. Deze modelberekeningen worden verder uitgewerkt in hoofdstuk 7.



Figuur 6.5. Extra relatief risico en 67 procent betrouwbaarheidsgrenzen bij blootstelling van:
a: Eldorado uraniummijnwerkers te Beaverlodge, Saskatchewan, Canada.
b: Uraniummijnwerkers in Ontario, Canada.
c: IJzerertsminwerkers in Malmberget, Zweden.
d: Uraniummijnwerkers op het Colorado Plateau, USA.

Blootstelling-respons relatie

De ICRP (1987) heeft de dosis-respons functie voor verschillende epidemiologische studies onderzocht. Voor de Colorado mijnwerkers levert een lineaire respons tot ongeveer 1000 WLM cumulatieve blootstelling de beste mathematische aanpassing op. Ook de Tsjechoslowaakse en Ontario gegevens komen overeen met een lineair verband, zonder drempeldoses, binnen een 5 procent significantieniveau. De overige studies zijn niet geschikt voor het afleiden van een dosis-effect relatie. De laagste blootstelling waarvoor nog een significant extra risico wordt waargenomen is 50-100 WLM voor de Tsjechische en Ontario mijnwerkers.

Atoombomoverlevenden en bestraalde patiënten

Uitwendige bestraling kan leiden tot inductie van longtumoren. Dit kan worden afgeleid uit gegevens omtrent de atoombomoverlevenden van Hiroshima en Nagasaki en Britse patiënten met de ziekte van Bechterew (ankylosing spondylitis, verstijving van de wervelkolom). De belangrijkste gegevens van beide groepen staan in tabel 6.9 vermeld. Een belangrijk verschil tussen de Japanse en Britse groepen is dat 25 jaar na bestraling het extra longtumorrisico in de Britse groep is verdwenen, terwijl dit risico in de Japanse groep ondanks een lichte daling blijft bestaan. De Japanse bevolking is acuut bestraald met voornamelijk gammastraling en in mindere mate met neutronen. De Britse patiënten daarentegen zijn inhomogeen en gefractioneerd bestraald met röntgenstraling. Een recente samenvatting wordt gegeven door de UNSCEAR-88 (1988) en BEIR-V commissie (1990). De risicoschattingen met modelberekeningen worden in hoofdstuk 7 gegeven.

Tabel 6.9. Gegevens van uitwendige bestraalde cohorten

	Atoombomoverlevenden Hiroshima en Nagasaki DS86 cohort	Bechterew patiënten
periode	1950-1985	1935-1982
overlevenden	75 991	14 106
longtumor doden	638	224
totaal aantal kankerdoden	5 936	727
bestralingstijdstip/periode	1945	1935-1954
persoonjaren met risico (PYR)	2 185 000	184 000
verwacht aantal longtumordoden		184,5
gemiddelde longdosis		1,79 Gy
longdosis bepaling	individueel	collectief
p		< 0,01
percentage vrouwen	59%	17%
type bestraling	acuut hele lichaam	gefractioneerd niet uniform gedeelte lichaam
gemiddelde volgperiode (jaar)	28,8	13,0
leeftijd tijdens bestraling (jaar)	0 - > 90	> 15
extra relatief risico per Gy	0,63	0,12
latente periode (jaar)	10	5
extra absoluut risico (10^{-6} PYR ⁻¹)	1,68	

Populaties blootgesteld aan verhoogde natuurlijke Rn-222-niveaus

Hoewel de blootstelling aan radon in verschillende gebieden op aarde grote verschillen vertoont, is het (nog) niet mogelijk gebleken hieruit direct af te leiden wat de effecten zijn.

Uit een epidemiologisch onderzoek in de Verenigde Staten (Hickey et al., 1981), waarbij ook rekening is gehouden met luchtverontreinigende stoffen, blijkt dat de natuurlijke straling (van kosmische en terrestrische oorsprong) een negatieve correlatie met, onder andere, de incidentie van longtumoren heeft.

Een epidemiologisch case-control onderzoek (Stockwell et al., 1988) is uitgevoerd in 53 "counties" in Florida, USA: 18 counties met een verwachte hoge radonconcentratie binnenshuis en 35 counties als controle. In drie counties met de hoogste verwachte radonconcentraties binnenshuis werd een 5% hogere longkankerincidentie waargenomen, in de 15 overige counties met een verwachte verhoogde concentratie werd geen verhoging van het risico aangetroffen.

Een onderzoek in Engeland en Wales (Haynes, 1988) gaf een negatieve correlatie aan tussen gemiddelde radonconcentratie in woningen en longkankersterfte. In Cornwall en Devon met de hoogste radonconcentraties was het aantal gevallen van longkanker vergelijkbaar met die in de rest van Engeland.

Dat deze directe schattingen bij verhoogde natuurlijke radonniveaus geen statistisch significante resultaten oplevert, wordt mogelijk veroorzaakt door het overheersen van het rokerseffect. Bovendien geeft een blootstelling binnenshuis van 0,2 WLM per jaar, een gemiddelde waarde in de meeste landen, een levenslange blootstelling aan van 10 tot 20 WLM, hetgeen een factor 2 à 5 lager is dan het laagste niveau waarbij bij uraniummijnwerkers een significante verhoging van de longtumorfrequentie is waargenomen.

In een publicatie van Henshaw et al. (1990) wordt een statistisch verband gelegd tussen de blootstelling aan Rn-222 en het voorkomen van leukemie bij kinderen. Ook voor andere tumorsoorten wordt een relatie gesuggereerd. Uit dierexperimenten blijkt dat Rn-222 zich in vetweefsel ophoopt en vandaar uit andere organen kan blootstellen (zie §6.1.3).

Op grond van de thans gepubliceerde epidemiologische studies bij relatief lage blootstellingsniveaus van Rn-222 kunnen echter (nog) geen conclusies omtrent de effecten worden getrokken. Recent geëntameerd onderzoek met "case-control" studies zou in de komende jaren wellicht meer informatie kunnen opleveren.

6.1.7. Synergisme met roken

Blootstelling aan radon en radonochters en aan sigaretterook zijn beide geassocieerd met longtumoren. De BEIR-IV commissie (1988) maakt onderscheid in het longtumorrisico na blootstelling aan radonochters afhankelijk van cumulatieve blootstelling, leeftijd en tijd na blootstelling. De werkelijke biologische processen zijn veel complexer dan beschreven in het statistische model en worden beïnvloed door andere factoren die niet volledig kunnen worden geanalyseerd met de aanwezige gegevens. Bovendien is het verband tussen tabaksconsumptie en inductie van longtumoren complex en afhankelijk van de tijdsduur en aantal sigaretten dat wordt gerookt per dag, type tabaksprodukt, inhalatiemethode, en het aantal jaren van onthouding voor de mensen die met roken zijn gestopt. Bij het vaststellen van het gecombineerde effect dient met alle individuele afhankelijkheden rekening te worden gehouden. Andere aspecten van de gecombineerde blootstelling, zoals de volgorde van blootstelling en de mate van overlap in tijd, kunnen van belang zijn.

De gecombineerde blootstellingsstudies blijken echter alleen rekening te houden met de gecumuleerde WLM en de duur of intensiteit van het sigarettegebruik. Desondanks kunnen risicomodellen bruikbaar zijn om trends te achterhalen. Twee veel gebruikte risicomodellen zijn het additieve en het multiplicatieve model. Het additieve model gaat ervan uit dat het aantal extra geïnduceerde gevallen van longkanker door de gecombineerde blootstelling de som is van de extra aantallen geïnduceerde gevallen van longkanker als gevolg van roken en radonblootstelling afzonderlijk. Dit model neemt dus aan dat er geen synergisme als gevolg van beide blootstellingen is. In het multiplicatieve model wordt aangenomen dat het relatieve risico van de gecombineerde blootstelling het produkt is van de relatieve risico's van de afzonderlijke blootstellingen. Het relatieve risico is hierbij de verhouding van de kans op het aantal gevallen van longkanker in de blootgestelde groepen en de kans op het aantal gevallen van longkanker in de controlegroep.

Uit de mijnwerkersstudies van de gecombineerde blootstelling is nog geen duidelijk risicopatroom gevonden. De BEIR-IV analyse (1988) van de uraniummijnwerkers van Colorado Plateau geeft een voorkeur voor het multiplicatieve model, hoewel ook een submultiplicatief en een supramultiplicatief model mogelijk zijn. De grootste studie op dit gebied van Whittemore en McMillan (1983) indiceert ook een multiplicatieve interactie. Voor de Japanse atoombomoverlevenden kunnen noch het additieve, noch het

multiplicatieve model op statistische gronden worden verworpen of aanbevolen. De relevantie van deze gegevens voor de interactie van radon en roken moet nog worden bepaald.

De BEIR-IV commissie (1988) komt tot de conclusie dat de wisselwerking tussen radon en roken sterk synergistisch is. De BEIR-V (1990) commissie vindt dezelfde gegevens te gebrekkig voor een vaststelling van synergisme. Ook het beperkte aantal beschikbare dierproefgegevens (zie tabel 6.6) levert geen eenduidige conclusies op wat betreft het synergisme tussen roken en radon. Uitgebreide dierproeven zouden hierop een antwoord kunnen geven.

6.2. ECOTOXICITEIT

6.2.1. Aquatische en terrestrische organismen

Er zijn, met uitzondering van de reeds besproken dierproeven (zie §6.1.5), geen experimentele gegevens beschikbaar over de schadelijke effecten van radon op aquatische en/of terrestrische organismen. Er kan voor beide echter een ruwe dosisschatting worden gemaakt.

Voor aquatische organismen zal bij benadering gelden dat de radonconcentraties in het organisme dezelfde zijn als in het omringende water. Dit hoeft niet te gelden voor de dochterprodukten, aangezien deze selectief kunnen worden opgenomen of uitgescheiden. Bij het ontbreken van verdere gegevens zal echter ook voor de dochters dezelfde concentratie binnen als buiten het organisme worden verondersteld.

De concentratie Rn-222 in water van de Noordzee is circa $1,5 \text{ Bq.m}^{-3}$ (Blaauboer et al., 1989). Uitgaande van een volledig radiologisch evenwicht (inclusief Po-210, zodat bij het verval van één atoom radon tot stabiel Pb-206 uiteindelijk $3,9 \cdot 10^{-12} \text{ J}$ aan alfa-energie vrijkomt) resulteert dat in de afgifte van $1,5 \text{ (Bq.m}^{-3}) \cdot 3,9 \cdot 10^{-12} \text{ (J)} \cdot 10^{-3} \text{ (m}^3\text{.kg}^{-1}) \cdot 32 \cdot 10^6 \text{ (s.a}^{-1}) = 0,19 \mu\text{Gy.a}^{-1}$ aan α -straling t.g.v. Rn-222. Omdat in rivierwater, meren en plassen de radonconcentratie niet hetzelfde hoeft te zijn als in water van de Noordzee, kan het dosistempo daar afwijken.

Voor terrestrische organismen zoals wormen kan een analoge schatting worden gemaakt. Uitgaande van volledig radiologisch evenwicht in grond (water), inclusief Po-210, en een Rn-222 concentratie van $1 \cdot 10^5 \text{ Bq.m}^{-3}$ (Blaauboer et al., 1989) kan een α -dosis worden berekend van 12 mGy.a^{-1} in water.

Dieren die in holen onder de grond leven, zoals mollen, zullen behalve via ingestie ook via inhalatie aan radon (dochteren) worden blootgesteld. Gegevens hierover ontbreken, maar het is niet ondenkbaar dat de longdosis

van deze dieren aanzienlijk is. Uitgaande van een 100 maal lagere concentratie in gangen en hollen dan in de grond zelf (circa 50.000 Bq.m^{-3} ; zie hoofdstuk 5.1), en uitgaande van een dosisconversiefactor voor longweefsel in dezelfde orde van grootte als voor mensen (dus ongeveer 1 mSv.a^{-1} per Bq.m^{-3}) volgt een dosis van $0,5 \text{ Sv.a}^{-1}$.

6.2.2. Voedselketens

Gezien de korte halfwaardetijd van zowel Rn-222 als Rn-220 zal van enige ophoping in voedselketens geen sprake zijn. Alleen de langlevende dochters zoals Pb-210 zouden kunnen accumuleren, hierover zijn echter weinig gegevens bekend. Een geval van ophoping van radondochters, waarin sprake zou kunnen zijn van niet onaanzienlijke stralingsdoses voor mensen, is de accumulatie van Pb-210 en het daaruit ontstane Po-210 vanuit de atmosfeer in de tabaksplant (zie hoofdstuk 3.3). Door het roken van tabaksprodukten kunnen deze nucliden in de longen terecht komen en zo het bronchusepitheel bestralen.

Cohen et al. (1980) hebben de Po-210 activiteit bepaald in stukjes bronchusepitheel van overleden rokers en niet-rokers (7 in totaal), waaruit blijkt dat de activiteit bij oudere rokers inderdaad hoger is dan bij niet-rokers. In het NCRP-rapport 93 (1987) wordt op grond van deze publikatie een bovengrens berekend voor het jaarlijks effectief dosisequivalent voor rokers van 13 mSv .

Volgens de NCRP leidt dat tot een extra overlijdensrisico van ongeveer 1 procent over het gehele leven, ofwel slechts een fractie van het totale risico dat met roken gepaard gaat (3-9%). De schatting van deze bovengrens is gebaseerd op één stukje longweefsel van één van de overledenen, dat een veel hogere activiteit vertoonde dan de overige onderzochte monsters. Op grond van de gemiddelde gemeten activiteit in de monsters echter, kan een dosis worden berekend die (voor alle 7 overledenen) minstens een factor 500 lager is dan de bovengrens van 13 mSv.a^{-1} die door de NCRP wordt gehanteerd, dat wil zeggen enkele 10-tallen μSv per jaar. Een dergelijke dosis is veel kleiner dan de natuurlijke stralingsdosis, en levert bovendien een extra risico op dat te verwaarlozen is ten opzichte van het "normale" risico van roken.

6.3. TOXICITEIT VOOR LANDBOUWHUISDIEREN

Landbouwhuisdieren die op stal staan zullen via inhalatie worden blootgesteld aan radon (dochters). Er zijn nog geen gegevens over radonconcentraties in stallen bekend, maar gezien het feit dat dergelijke ruimten vaak worden geventileerd, lijken hoge radonconcentraties niet waarschijnlijk. Uitgaande van een dosisconversiefactor voor landbouwhuisdieren in dezelfde orde van grootte als voor mensen, lijkt het dus evenmin waarschijnlijk dat de doses voor vee in stallen hoger zal zijn dan de gemiddelde dosis in de mens, dat wil zeggen, in de orde van enkele mSv.a^{-1} .

Vee dat in de wei staat kan behalve via inhalatie ook via ingestie worden blootgesteld aan radon. Gegevens hierover ontbreken echter. De inhalatiedosis in de buitenlucht zal vanwege de lage radonconcentraties verwaarloosbaar klein zijn.

6.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Het effect van blootstelling aan het element radon is inductie van longkanker, zoals uit epidemiologische studies bij mijnwerkers en dierexperimenten blijkt. Er zijn ook aanwijzingen dat andere vormen van kanker door radon kunnen worden veroorzaakt. Inhalatie van Rn-222, Rn-220 en hun dochterprodukten vormt de belangrijkste besmettingsroute. Na inhalatie wordt een gedeelte in het bloed opgenomen en in het lichaam verspreid. Via modelberekeningen kan het effectieve dosisequivalent worden geschat. Dosisconversiefactoren geven het verband weer tussen de blootstelling aan respectievelijk Rn-222, Rn-220 en hun dochterprodukten in de lucht en het dosisequivalent in het longweefsel. Kinderen hebben een relatief hogere gevoeligheid (maximaal een factor 2).

De belangrijkste conclusies van dit hoofdstuk zijn:

1. Voor de berekening van het dosisequivalent worden verschillende waarden voor de kwaliteitsfactor van alfastraling aanbevolen. Internationale overeenstemming over de grootte van de kwaliteitsfactor is nodig.
2. Er zijn aanwijzingen (epidemiologie, proefdierexperimenten) dat Rn-222 andere vormen van kanker dan longkanker kan veroorzaken. Onderzoek naar de distributie van radioactiviteit in organen en weefsels met name

vetweefsel en naar de risico's, met name de kans op leukemie en mammatumorinductie, na blootstelling aan Rn-222 wordt aanbevolen.

3. Analyse van diverse longmodellen resulteert op basis van modelparameters niet in een voorkeur voor een bepaald model. Thans levert het gebruik van de verschillende modellen een indicatie voor de onzekerheid in de resultaten.
4. Vooral nog kan de waarde van K, de omrekeningsfactor om uitgaande van het risicogetal voor mijnwerkers het risicogetal voor leden van de bevolking af te leiden, op 1 worden gesteld. De onzekerheid in deze waarde bedraagt circa 20 procent.
5. Voor de dosisconversiefactor voor gemiddelde situaties, d.w.z. het effectief dosisequivalent (tempo) per eenheid van continue blootstelling, kan voor Rn-222 een waarde worden gehanteerd van $0,14 \pm 0,05 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC, of $10 \pm 4 \text{ mSv. WLM}^{-1}$. Voor Rn-220 wordt een factor $0,6 \pm 0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC ($3 \pm 1 \text{ mSv. WLM}^{-1}$) gebruikt. Voor individuele blootstellingen moet rekening worden gehouden met grotere variaties.
6. Op grond van de thans gepubliceerde epidemiologische studies bij relatief lage blootstellingsniveaus van Rn-222 kunnen geen conclusies omtrent de effecten worden getrokken. Recent geëntameerd onderzoek met "case-control" studies zou in de komende jaren wellicht meer informatie kunnen opleveren.
7. Voor de dosis-effect relatie voor blootstelling aan radon en tumorinductie wordt een lineair verband zonder drempeldosis aangenomen.
8. Er is nog geen eensluidende conclusie op grond van mijnwerkergegevens over een eventuele interactie tussen blootstelling aan radon en roken. BEIR IV constateert een sterk synergisme. BEIR V vindt de gegevens te zwak om die conclusie te ondersteunen. De beperkte thans beschikbare proefdiergegevens leveren ook geen eenduidige conclusies op. Uitgebreide dierexperimentele studies zouden een antwoord kunnen opleveren.
9. Over eventuele schadelijke effecten van radon en radonochterprodukten voor aquatische en terristische organismen en landbouwhuisdieren zijn geen gegevens bekend.

7. RISICO'S

De blootstelling aan radon en dochterprodukten, hoofdzakelijk afkomstig uit de bodem en bouwmaterialen, vindt vooral plaats via inhalatie. Daarnaast vindt externe bestraling van het lichaam plaats door gammastraling, afkomstig van kortlevende dochterprodukten van radon in bodem en bouwmaterialen.

In dit hoofdstuk worden risicoschattingen van blootstelling aan radon geïnventariseerd en geëvalueerd. De risicoberekening voor Rn-222 is gebaseerd op epidemiologische gegevens over mijnwerkers, die voor Rn-220 op longdosimetrische modellen. Een controle op de risicoschatting voor Rn-222 wordt uitgevoerd door extrapolatie van gegevens van Japanse overlevenden van kernwapenexplosies. De invloed van blootstellingsomstandigheden op risicofactoren (binnenshuis/buitenshuis) wordt nagegaan met behulp van longdosimetriemodellen. Vervolgens worden kritieke groepen gesignaleerd, wat betreft door gedrag of verblijf verhoogde blootstellingen. Een risicoschatting voor de Nederlandse bevolking wordt gegeven. Tevens worden mogelijke psychische effecten van straling beschouwd. Tot slot van het hoofdstuk worden de effecten op aquatische en terrestische organismen, alsmede landbouwhuisdieren kort toegelicht.

7.1. HUMANE RISICO'S

Risicogetallen voor de mens bij blootstelling aan Rn-222 kunnen worden afgeleid uit studies aan mijnwerkers (BEIR-IV, 1988; ICRP-50, 1987). Ook uit studies aan populaties die zijn blootgesteld aan andere typen straling dan Rn-222 (BEIR-V, 1990; UNSCEAR, 1988) kunnen risicogetallen worden gevonden, waarbij een dosimetrisch model en de kwaliteitsfactor van α -deeltjes nodig zijn om te corrigeren naar blootstelling aan radon. In het algemeen wordt als risicomaat sterfte aan longkanker gedurende het gehele leven gehanteerd en kan het relatieve risicomodel worden toegepast om aantallen gevallen van fatale longtumoren te berekenen als gevolg van een bepaalde blootstelling.

7.1.1. Risico-evaluaties van BEIR-, ICRP- en UNSCEAR-commissies

BEIR-IV analyse van mijnwerkersgegevens

De BEIR-IV commissie (1988) heeft de ruwe data van vier cohorten ondergrondse mijnwerkers statistisch geanalyseerd met het gemodificeerde relatieve risicomodel:

$$r(t) = r_0(t) (1 + 0,025 \gamma(t) (W_1 + 0,5 W_2)) \quad (7.1)$$

waarbij $r(t)$ het mortaliteitstempo ten gevolge van longtumoren is op leeftijd t en $r_0(t)$ het natuurlijke mortaliteitstempo ten gevolge van longtumoren op leeftijd t , waarbij W_1 en W_2 de gecumuleerde blootstellingen zijn voor verschillende leeftijdsperiodes afhankelijk van de huidige leeftijd. De opsplitsing van de blootstelling in W_1 en W_2 brengt in rekening een afname van het relatieve risico met de tijd na blootstelling. De functie $\gamma(t)$ brengt het verhoogde risico van mensen beneden 55 jaar in rekening. De aangenomen latente periode is 5 jaar.

De BEIR-IV commissie (1988) neemt aan dat het relatieve risico voor mannen en vrouwen gelijk is. Bovendien neemt de commissie aan dat het risico in een ondergrondse mijn gelijk is aan het risico in een woning. Het risico gedurende het gehele leven op mortaliteit aan een longtumor ten gevolge van levenslange blootstelling aan Rn-222 en dochterprodukten wordt door BEIR-IV geschat op $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$.

De ICRP-analyse van mijnwerkergegevens en atoombomoverlevenden

De ICRP analyseert in publikatie 50 (1987) de mijnwerkergegevens met zowel een constant absoluut risicomodel als met een constant relatief risicomodel. Voor het relatieve risicomodel wordt als latente periode 10 jaar genomen. Voor het absolute risicomodel is de latente periode eveneens 10 jaar, maar het risico gaat pas op zijn vroegst in op de leeftijd van 40 jaar. Het constante absolute risicomodel veronderstelt dat na de latente periode bij een eenmalige blootstelling het extra risico om aan een longtumor te overlijden per jaar constant is. Het constante relatieve risicomodel veronderstelt dat in de risicoperiode het extra risico een constante verhouding heeft met de natuurlijke frequentie van sterfte aan longtumoren. In de notatie van de BEIR-IV (1988) wordt het absolute risicomodel weergegeven door:

$$r(t) = r_0(t) + a_1 W_3 \quad (7.2)$$

en het constante relatief risicomodel door:

$$r(t) = r_0(t) \cdot (1 + r W_3) \quad (7.3)$$

waarbij W_3 de gecumuleerde blootstelling na de latente periode is.

De constanten a_1 en r kunnen uit de beschikbare mijnwerkergegevens worden geschat. De ICRP vindt a_1 , mijnwerkers $= 10 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1} \cdot \text{WLM}^{-1}$; $r_{\text{mijnwerkers}} = 0,010 \text{ WLM}^{-1}$.

De ondergrondse mijnwerkers werden behalve aan radon ook blootgesteld aan langlevende radionucliden, gammastraling en additionele carcinogene of synergistische niet-radioactieve stoffen en dampen in deze mijnen. In totaal schat de ICRP dat ongeveer 20 procent van het extra risico hierdoor wordt veroorzaakt, wat een multiplicatieve correctiefactor van 0,8 oplevert.

De populatie mijnwerkers bestaat uitsluitend uit mannen. Voor de risicoanalyse voor vrouwen, met betrekking tot stralingsgeïnduceerde longtumoren, moet gebruik worden gemaakt van andere gegevens, zoals die van Japanse kernwapenoverlevenden. Uit het onderzoek aan deze groep overlevenden wordt de kans op stralingsgeïnduceerde longtumoren voor mannen en vrouwen door de ICRP gelijk geschat; dezelfde leeftijdsafhankelijke relatieve risicocoëfficiënten worden gebruikt. Uit de gegevens van de atoombomoverlevenden schat de ICRP het gemiddelde relatieve risico voor de leeftijdsgroep van 0-20 jaar driemaal groter dan voor volwassenen. Deze correcties leveren een bevolkingsrisico van:

$$r_{\text{bevolking}} = 0,019 \text{ WLM}^{-1} \text{ voor } t < 20 \text{ jaar en } 0,0064 \text{ WLM}^{-1} \text{ voor } t \geq 20 \text{ jaar}$$

Voor de totale onzekerheden in deze waarde geeft de ICRP (1987) een bereik op van 0,3 tot tweemaal de genoemde waarden.

De ICRP-commissie veronderstelt dat het relatieve risicomodel een meer betrouwbare risicoprojectie geeft dan het absolute risicomodel. De ICRP (1987) berekent voor een referentiebevolking die representatief is voor de gehele wereld en chronisch aan Rn-222 wordt blootgesteld, een risico van $230 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$.

De BEIR-V commissie (1990) heeft de ICRP-berekening toegepast op de bevolking van de Verenigde Staten van 1980, en komt daarbij op een risico van $360 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$.

Indien op het absolute risicomodel bovenstaande correcties worden toegepast is de risicofactor voor de bevolking vanaf 40 jaar:

$$a_{1, \text{ bevolking}} = 7 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1} \text{ WLM}^{-1} \quad (7.4)$$

Voor een bevolking, met een levensduurverwachting van 73 jaar zonder blootstelling aan Rn-222, geeft dit een extra risico gedurende het gehele leven om aan een longtumor te overlijden van $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$.

UNSCEAR 88 analyse van longtumoren bij Japanse atoombomslachtoffers

UNSCEAR (1988) heeft eveneens een uitvoerige analyse gemaakt van gegevens betreffende de Japanse atoombomoverlevenden. Hierbij is gebruik gemaakt van zowel een absoluut risicomodel als van een constant relatief risicomodel. Het extra risico op een fatale tumor is volgens het absolute model $1,68 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} \text{ Gy}^{-1}$ en voor het relatieve model $0,63 \text{ Gy}^{-1}$. Voor de Japanse bevolking levert dit een levenslang risico op om aan een stralingsgeïnduceerde longtumor te overlijden van $59 \cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$ (90 procent betrouwbaarheidsinterval (34-88) $\cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$) voor het absolute model en $151 \cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$ (90 procent betrouwbaarheidsinterval (84-230) $\cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$) voor het relatieve model. Deze waarden gelden voor lage-LET straling met een hoog dosistempo. In het rapport "Gezondheidsschade Mens" (Kal et al., 1988) worden, in navolging van het UNSCEAR (1988) rapport en de ICRP-publikatie 50 (1987) de absolute en relatieve risicocoëfficiënten van de Japanse bevolking omgezet naar de Nederlandse bevolking. Het risico op een fatale stralingsgeïnduceerde longtumor gedurende het gehele leven is dan $54 \cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$ voor het absolute model en $388 \cdot 10^{-4} \text{ Gy}^{-1}$ voor het relatieve risicomodel. Het grote verschil in risicogetallen voor het relatieve risicomodel ontstaat door de grote verschillen in natuurlijke frequentie aan longtumorsterfte tussen de Japanse en Nederlandse bevolking. De BEIR-V commissie (1990) stelt dat mogelijk het relatieve model een leeftijdsgedrag beschrijft, maar dat voor transport tussen bevolkingen toch additieve risico's moet worden gebruikt. Uit de publikatie van Darby et al. (1987) blijkt meer dan 5 jaar na blootstelling circa 39,5 extra gevallen van longtumorsterfte op te treden met in totaal 183 749 persoonjaren in de risicoperiode en volgens Lewis et al. (1988) een gemiddelde longdosis van 1,79 Gy (standaard deviatie 1,57 Gy). Dit geeft een absolute risicocoëfficiënt van $1,20 \cdot 10^{-4} \cdot \text{a}^{-1} \text{ Gy}^{-1}$ en een extra relatieve risicocoëfficiënt van $0,12 \text{ Gy}^{-1}$. Zoals eerder genoemd zijn de risicofactoren afgeleid van de Japanse atoombomoverlevenden $1,68 \cdot 10^{-4} \text{ a}^{-1} \cdot \text{Gy}^{-1}$ en $0,63 \text{ Gy}^{-1}$. Hieruit blijkt dat voor longtumoren waarschijnlijk beter de additieve risico's tussen de Japanse en Britse bevolking kunnen worden getransporteerd dan de relatieve risico's.

Een voorlopige analyse van de mijnwerkergegevens door UNSCEAR (1988) suggereert geen grote veranderingen ten opzichte van de schatting van $(150 - 450) \cdot 10^{-6} \cdot \text{WLM}^{-1}$ fatale longtumoren gedurende het gehele leven van UNSCEAR in 1977.

BEIR-V analyse van longtumoren bij atoombomslachtoffers en Bechterew patiënten

De BEIR-V commissie analyseert het risico met een gemodificeerd relatief risicomodel. Voor een gegeven stralingsdosis d wordt het individuele leeftijdsafhankelijke risico $\gamma(d)$ om te overlijden aan een tumor:

$$\gamma(d) = \gamma_0 (1 + f(d) - g(\beta)) \quad (7.5)$$

waarbij γ_0 het leeftijdsafhankelijke achtergrondrisico is om te overlijden aan een specifieke tumor voor een individu van een bepaalde leeftijd, sexe en geboorte cohort en $f(d)$ een lineaire of lineair kwadratische functie van de dosis d representeert. Hiermee kan de BEIR-V commissie (1990) impliciet de dosisreductiefactor aangegeven. In het algemeen hangt de extra risicofunctie $g(\beta)$ van een aantal parameters af, zoals sexe, leeftijd, leeftijd bij blootstelling en tijdsduur na blootstelling. Opgemerkt wordt nog dat dit model equivalent is met een additief model, omdat de functie g afhankelijk is van leeftijd en sexe.

Voor longtumoren prefereert de BEIR-V commissie na een latente periode van 10 jaar het volgende model:

$$f(d) = \alpha_1 d \quad (7.6)$$

$$g(\beta) = \exp [\beta_1 \ln (T/20) + \beta_2 I(S)] \quad (7.7)$$

waarbij T de tijdsduur na blootstelling is in jaren en $I(S)$ is 1 voor vrouwen en 0 voor mannen. De geschatte parameterwaarden met hun standaard fouten tussen haakjes zijn:

$$\begin{aligned} \alpha_1 &= 0,636 (0,291) \\ \beta_1 &= -1,437 (0,910) \\ \beta_2 &= 0,711 (0,610) \end{aligned}$$

De coëfficiënt voor tijdsduur na blootstelling zorgt voor een afname van het relatieve risico met een factor van ongeveer 5 over de periode van 10 tot 30 jaar na blootstelling (een afname in het relatieve risico wordt ook bij de

Bechterew patiënten gevonden). De sexe term zorgt voor een tweemaal zo hoog relatief risico voor vrouwen in vergelijking met mannen, zodat door het verschil in natuurlijke incidentie het geobserveerde extra risico voor beide ongeveer gelijk is. Dit BEIR-V model is statistisch niet verschillend van een constant relatief risicomodel. Het toevoegen van een term voor leeftijd bij blootstelling levert een waarde voldoende dichtbij nul op, om geen invloed op de risicoschatting te geven.

Met de overlevingsstatistiek voor de Verenigde Staten en de statistische gegevens voor overlijden ten gevolge van tumoren van 1980 vindt de BEIR-V commissie (1990) een gemiddeld extra risico op overlijden ten gevolge van een longtumor gedurende het gehele leven van $190 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ voor mannen en $150 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ voor vrouwen.

Schatting van het sterfterisico ten gevolge van blootstelling aan Rn-222 op basis van UNSCEAR-88 en BEIR-V gegevens

Met het relatieve risicomodel wordt uit de Japanse atoombomoverlevenden een levenslang sterfterisico geschat van $150 \cdot 10^{-4}$ per Sv^{-1} door UNSCEAR (1988) en $190 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ voor mannen en $150 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ voor vrouwen door de BEIR-V commissie (1990). Deze getallen gelden voor lage-LET straling bij een hoog dosistempo. Om het risico bij lage dosistempi te bepalen dient een dosistemporeductiefactor te worden ingevoerd van ongeveer 2 (Kal en Jansen, 1990), waardoor het sterfterisico op circa $80 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$ komt. Het dosisequivalent in het bronchiale weefsel kan worden geschat op circa 140 mSv.WLM^{-1} , het dosisequivalent in het pulmonale weefsel op 17 mSv.WLM^{-1} (tabel 6.3) en derhalve het dosisequivalent in de totale long op circa 80 mSv.WLM^{-1} . Het sterfterisicogetal volgt dan uit de risicofactor afgeleid uit Japanse atoombomoverlevenden ($80 \cdot 10^{-4} \text{ Sv}^{-1}$) en het longdosisequivalent 80 mSv.WLM^{-1} en is circa $640 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$.

Rn-220 ("thoron")

Het risico als gevolg van inhalatie van Rn-220 en dochterprodukten kan niet worden afgeleid uit de gegevens verkregen bij mijnwerkers: het risico van Rn-222 en dochterprodukten overheerst daar. Met behulp van longdosimetrie-modellen kan wel een schatting van het risico worden gemaakt. Het blijkt dat Rn-222 en Rn-220 met betrekking tot het risico per eenheid van activiteit niet zonder meer vergelijkbaar zijn. ICRP stelt dat de doses in andere organen dan de long na inhalatie van Rn-222 en dochterprodukten verwaarloosbaar zijn ten opzichte van de dosis in de long. Dit is in

tegenstelling tot de dosisverdeling na inhalatie van Rn-220 en dochterprodukten; de Pb-212 dochter zorgt voor een significante dosis in weefsels buiten de long, ten opzichte van de dosis in de long. Deze weefsels of organen zijn met name het botoppervlak, beenmerg, nieren en lever. In tabel 6.5 wordt voor blootstelling aan Rn-220 een effectief dosisequivalent van 3 mSv per WLM gegeven. Volgens ICRP-26 (1977) is het sterfterisico als gevolg van door straling geïnduceerde tumoren ongeveer 1,25 procent per Sv. In ICRP-60 (1991) stelt de ICRP voor het sterfterisico te verhogen naar 5 procent per Sv voor de gehele bevolking en naar 4 procent per Sv voor de beroepsbevolking (opgemerkt kan nog worden dat hierbij de weefsel- of orgaanweegfactoren om het effectief dosisequivalent te berekenen, zijn veranderd). Voor de bevolking geeft dit een sterfterisicogetal van $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ ($28 \cdot 10^{-6} \text{ Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^3$) voor blootstelling aan Rn-220 en dochterprodukten. Indien dezelfde methode wordt gevolgd voor blootstelling aan Rn-222 en dochterprodukten wordt een sterfterisicogetal gevonden van $500 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ ($7 \cdot 10^{-6} \text{ Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^3$).

Externe bestraling

Rn-222 en Rn-220 in de bodem en bouwmaterialen die niet in de lucht terecht komen, kunnen toch door het verval van de dochterprodukten voor externe bestraling zorgen (zie ook §8.1.4). Voor Nederland is de gammabijdrage in het binnenmilieu berekend op circa $0,2 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$ (bijdragen van Ra-226 en Th-232 reeksen en K-40) (Ackers, 1985; 1989). Hierbij wordt aangenomen dat de verblijftijd binnenshuis 80 procent is. Indien wordt afgezien van de K-40 bijdrage is het effectief dosisequivalent $0,15 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$. Niet alle gammastraling uit de Th-232 reeks is afkomstig van de kortlevende dochters van Rn-220, maar ook Ac-228 speelt een rol. Het splitsen van deze reeks is echter gezien het fysisch verband van radioactief verval niet zinvol. Bij de in dit document gehanteerde verblijftijd binnenshuis van 88% bedraagt het effectieve dosisequivalent $0,17 \text{ mSv} \cdot \text{a}^{-1}$.

UNSCEAR (1988) geeft voor buiten op een meter boven de grond een luchtkerma-tempo van $0,427$ en $0,662 \text{ nGy} \cdot \text{h}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ voor respectievelijk de U-238 en Th-232 reeksen. In hoofdstuk 5 is de activiteitsconcentratie voor Ra-226 en Th-232 bepaald op respectievelijk 25 en $35 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Bij deze berekeningen wordt uitgegaan van radiologisch evenwicht, zodat de activiteitsconcentratie van Ra-226 gelijk is aan de activiteitsconcentratie van U-238. Hierbij wordt een deel van de exposie door Pa-234m veroorzaakt. Met een conversiefactor van $0,7 \text{ Sv} \cdot \text{Gy}^{-1}$ voor luchtkerma naar effectief

dosisequivalent en een verblijftijd van 12% procent buitenshuis volgt voor Nederland een effectief dosisequivalent van $20 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$.

Als sterfterisicogetal voor stralingsgeïnduceerde tumoren wordt 5 procent per Sv ($0,05 \text{ Sv}^{-1}$) voor de gehele bevolking genomen (ICRP, 1991).

Tabel 7.1. Vergelijking van risicoschattingen voor sterfte aan longkanker gedurende het gehele leven bij continue levenslange blootstelling aan Rn-222, op basis van gegevens van mijnwerkers

Rapport	Jaar	Extra risico voor longkankersterfte ($10^{-6} \text{ Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^3$)	(10^{-6} WLM^{-1})
BEIR IV	1988	4,9	350
ICRP	1987	2,1-3,2 ^a	150-230 ^a
		5,0	360 ^b
NCRP	1984	1,8	130
BEIR III	1980	10	730
UNSCEAR	1977	2,1-6,3	150-450

^a relatief risico met ICRP populatie

^b relatief risico met de populatie in het BEIR IV rapport (referentiebevolking USA, 1980)

Conclusies

Het bepalen van het risico voor blootstelling aan Rn-222 gebeurt directer met de gegevens verkregen bij mijnwerkers dan met modelberekeningen of gegevens betreffende Japanse overlevenden van aanvallen met kernwapens. Het relatieve risicomodel lijkt een betere beschrijving van het leeftijdsgedrag te geven dan het absolute risicomodel. Uit de mijnwerkergegevens leiden de ICRP (1987) en BEIR-IV commissie (1988) met het relatieve risicomodel een sterfterisico als gevolg van stralingsgeïnduceerde longtumoren af van respectievelijk $230 \cdot 10^{-6}$ en $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$. Als de referentiebevolking van de ICRP wordt vervangen door de USA-bevolking, zoals gebruikt door de BEIR-IV commissie (1988), wordt het sterfterisicogetal $360 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$. De overeenkomst tussen de verschillende methoden is redelijk gezien de onzekerheden. In tabel 7.1 staan deze gegevens samengevat. De BEIR-IV schatting vervangt de BEIR-III schatting uit 1980. De ICRP-schatting met als referentiebevolking die van de Verenigde Staten uit 1980 lijkt voor de Nederlandse situatie belangrijker dan een wereldreferentiebevolking. Het sterfterisico voor inhalatie van Rn-222 wordt op deze manier geschat op $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ ($4,9 \cdot 10^{-6} \text{ Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^3$), met een onzekerheid van ruwweg een factor 2. Gecombineerd met de dosisconversiefactor voor Rn-222 in gemiddelde situaties van $0,01 \text{ Sv} \cdot \text{WLM}^{-1}$ (zie hoofdstuk 6.4) leidt dit tot een mortaliteitsrisico voor Rn-222 van $0,035 \text{ Sv}^{-1}$.

Het sterfterisicogetal voor Rn-222 afgeleid uit de gegevens van Japanse overlevenden van kernwapenexplosies bedraagt circa $640 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$, en is niet significant verschillend van het genoemde risicogetal van $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$, met een onzekerheid van een factor 2.

Het sterfterisico voor de inhalatie van Rn-220 en dochterprodukten kan niet uit epidemiologische gegevens worden verkregen. Met het longdosimetrisch model wordt het sterfterisico geschat op $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ ($28 \cdot 10^{-6} \text{ Bq}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^3$), met eveneens een onzekerheid van ruwweg een factor 2. Met de dosisconversiefactor in gemiddelde situaties van $0,003 \text{ Sv} \cdot \text{WLM}^{-1}$ (zie hoofdstuk 6.4) wordt hieruit voor Rn-220 een mortaliteitsrisico van $0,05 \text{ Sv}^{-1}$ afgeleid.

7.1.2. Invloed blootstellingsomstandigheden

De meest betrouwbare risicofactoren voor blootstelling aan Rn-222 zijn afkomstig van epidemiologische studies aan mijnwerkers. Voor de bevolking binnenshuis, buitenshuis of elders gelden afwijkende bestralingsomstandigheden, door verschillen in aërosolgrootteverdeling, gebonden versus vrije fractie, ademhalings tempo en de aanwezigheid van co-carcinogene stoffen. In hoofdstuk 6 is beargumenteerd waarom de risico-factoren per WLM voor mijnwerkersomstandigheden toepasbaar zijn voor overige typen blootstelling.

Correctiefactoren volgens de ICRP

Ondergrondse mijnwerkers worden behalve aan Rn-222 ook blootgesteld aan langlevende radionucliden, gammastraling en additionele carcinogene of synergistische niet-radioactieve stoffen en dampen in deze mijnen. In totaal schat de ICRP (1987) dat ongeveer 20 procent van het extra risico hierdoor wordt veroorzaakt, wat een multiplicatieve correctiefactor van 0,8 oplevert. Het ademhalings tempo van mijnwerkers in mijnen is hoger dan dat van leden van de bevolking, met name gedurende de slaap. Dit betekent een lagere dosis voor de leden van de bevolking bij gelijke blootstelling vergeleken met mijnwerkers.

Deze lagere dosis wordt gedeeltelijk gecompenseerd doordat in een woning de niet-gebonden fractie hoger is en de mediane diameter van de aërosolen met gebonden Rn-222-dochteratomen waarschijnlijk iets kleiner is dan in de mijnatmosfeer, waardoor de bronchiale dosis toeneemt. Binnenshuis geeft dit een correctiefactor van 0,8 en buitenshuis is de bronchiaaldosis volgens de ICRP (1987) praktisch gelijk aan die voor mijnwerkers.

Correctiefactoren volgens BEIR-IV

BEIR-IV concludeert dat het risico per WLM voor werkers in een ondergrondse mijn niet significant verschilt van dat voor leden van de bevolking in een woning en beveelt derhalve geen correctiefactoren aan.

7.1.3. Gevoelige en kritieke groepen

In vele landen blijkt de man een hoger "spontaan" risico op longtumoren te hebben dan vrouwen. Volgens de BEIR-IV commissie (1988) blijft het relatieve risico voor beide sexen gelijk en kunnen bij mannen dus in absolute zin meer door Rn-222 geïnduceerde longtumoren voorkomen dan bij vrouwen. De ICRP (1987), UNSCEAR (1988) en BEIR-V (1990) commissies vinden daarentegen dat het absolute aantal geïnduceerde longtumoren door Rn-222, bij gelijke blootstelling, vergelijkbaar is voor beide sexen en dat het relatieve risico verschilt. Dit is gebaseerd op gegevens van de Japanse atoombomoverlevenden. Indien voor roken wordt gecorrigeerd, zijn zowel de relatieve als absolute extra risico's vergelijkbaar.

De gegevens over mijnwerkers zijn onbruikbaar voor het afleiden van een eventueel verschil in risicogetal door sexe, omdat er bij werkers in mijnen praktisch alleen van mannen sprake is. Ook voor het leeftijdseffect zijn deze gegevens onbruikbaar, omdat alleen de leeftijdscategorie van de beroepsbevolking voorkomt. De ICRP (1987) en BEIR-IV (1988) commissie hanteren op grond van dosimetrische modellen een grotere dosis per eenheid van blootstelling voor personen van jonge leeftijd. De ICRP-commissie schat bovendien dat personen onder de 20 jaar bij de zelfde blootstelling een circa tweemaal zo hoog relatief risico hebben als volwassenen. Dit is gebaseerd op de "life span" studie in Japan. Omdat de atoombomoverlevenden die op jonge leeftijd zijn bestraald nu een leeftijd hebben waarbij de spontane longtumorincidentie gaat stijgen, geeft de beperkte volgperiode een wezenlijke onzekerheid aan dit getal. Uit de UNSCEAR (1988) gegevens met een langere volgperiode kan deze conclusie niet worden bevestigd. Voor de leeftijdsgroep met een leeftijd van 0-10 jaar op het moment dat de atoombom viel, is het relatief risico nog kleiner dan 1. De BEIR-V commissie ziet weinig effect van de leeftijd bij blootstelling, maar neemt wel een afname van het relatief risico waar met toenemende tijd na blootstelling. Het extra relatief risico voor jongeren kan volgens de ICRP mogelijk tot een factor 4 hoger zijn dan voor volwassenen.

De BEIR IV commissie vindt een submultiplicatief risicomodel voor gecombineerde blootstelling aan roken en Rn-222, en schat het risico op een

door Rn-222 geïnduceerde longtumor circa tienmaal groter voor een roker dan voor een niet-roker. Bij de risico-evaluatie in dit document wordt uitgegaan van de totale blootstelling aan radon gedurende het leven ("life-time risk"), waarbij rekening wordt gehouden met leeftijds- en sexe-effecten.

Subpopulaties met relatief hoge blootstellingsniveaus

Het gemiddeld effectief dosisequivalenttempo voor leden van de bevolking als gevolg van blootstelling aan Rn-222 bedraagt in Nederland circa 1 mSv.a^{-1} . Over groepen werkers die beroepshalve in een omgeving verkeren met hoge concentraties van Rn-222 is weinig bekend. Lardinoye et al. (1982) hebben voor de fosforertsverwerkende industrie de Rn-222-concentratie berekend uit de gemeten radiumconcentratie. De hoogste berekende concentratie is 118 Bq.m^{-3} . Met de evenwichtsfactor $F = 0,4$ van binnenlucht wordt de evenwichtsequivalente concentratie dan 47 Bq.m^{-3} . Bij een verblijf van 400 h (Lardinoye, 1982) per jaar volgt een blootstellingstempo van $3.10^{-2} \text{ WLM.a}^{-1}$ en een dosistempo van $0,3 \text{ mSv.a}^{-1}$.

In kruipruimten van woningen treedt vaak een hoge concentratie van Rn-222 op. Mensen die daar beroepshalve moeten verkeren kunnen een relatief hoog dosisequivalent ontvangen. Uitgaande van een gemiddelde Rn-222-concentratie van 180 Bq.m^{-3} (hoofdstuk 8), een evenwichtsfactor $F=0,4$ (hoofdstuk 5) en een verblijf van 50% van de beroepstijd in een kruipruimte (circa 1000 h per jaar) levert dit bij een blootstellingstempo van $0,1 \text{ WLM.a}^{-1}$ een effectief dosisequivalent op van 1 mSv.a^{-1} .

Kritieke groepen zijn nog niet voldoende geïdentificeerd en identificatie wordt aanbevolen. Mogelijk groepen zijn werknemers die in kruipruimten, kelders of tunnels werken en werknemers in kuuroorden.

Ook leden van de bevolking in woningen met een hoge concentratie van Rn-222 lopen een hoger risico dan gemiddeld. Een voorbeeld van de berekening van het risico van het wonen in een woning met een relatief hoge evenwichtsequivalente radonconcentratie van 100 Bq.m^{-3} EEC volgt hier. Met een verblijftijd van 70 procent binnenshuis geeft dit een blootstelling van $0,97 \text{ WLM}$ per jaar, en een effectief dosisequivalent van $9,7 \text{ mSv}$ per jaar. De gemiddelde evenwichts-equivalente concentratie van Rn-222 in Nederlandse eengezinswoningen bedraagt 12 Bq.m^{-3} EEC. Huizen met een jaargemiddelde concentratie van 100 Bq.m^{-3} EEC zijn overigens in Nederland (nog) niet aangetroffen (in 894 woonkamers was de hoogste EEC van Rn-222 56 Bq.m^{-3}).

7.1.4. Risico's bij blootstelling van de bevolking in Nederland

De bevolking wordt niet alleen blootgesteld aan dochterprodukten van Rn-220 en Rn-222, maar ook aan externe gammastraling afkomstig van kortlevende dochterprodukten van radon in bodem en bouwmaterialen. De risico's voor de bevolking in Nederland tengevolge van inhalatie en externe bestraling door radon worden hieronder geëvalueerd.

De jaargemiddelde concentraties van Rn-222 en Rn-220 in Nederland zijn

Tabel 7.2. Gemiddelde verblijfsfactoren, evenwichtconcentraties en sterfterisico's door inhalatie van Rn-222 en dochterprodukten in Nederland

Locatie	verblijfsfactor	EEC (Bq.m ⁻³)	blootstellingstempo (WLM.a ⁻¹)	extra sterfterisico (10 ⁻⁶ .a ⁻¹)
Thuis: woonkamer	0,37	12	0,06	21
slaapkamer	0,33	9	0,04	14
Binnenshuis elders	0,18	12	0,03	10
Buitenshuis	0,12	2	0,003	1
Totaal	1,00		0,13	46

Tabel 7.3. Gemiddelde verblijfsfactoren, evenwichtconcentraties en sterfterisico's door inhalatie van Rn-220 en dochterprodukten in Nederland.

Locatie	verblijfsfactor	EEC (Bq.m ⁻³)	blootstellingstempo (WLM.a ⁻¹)	extra sterfterisico (10 ⁻⁶ .a ⁻¹)
Thuis: woonkamer	0,37	0,5	0,035	5,3
slaapkamer	0,33	0,5	0,031	4,7
Binnenshuis elders	0,18	0,5	0,017	2,6
Buitenshuis	0,12	0,2	0,005	0,7
Totaal	1,00		0,088	13

Tabel 7.4. Gemiddelde externe bestraling in Nederland ten gevolge van de kortlevende dochterprodukten van radon (*)

Locatie	verblijfsfactor	effectief dosisequivalenttempo (mSv.a ⁻¹)	extra sterfterisico (10 ⁻⁶ .a ⁻¹)
Binnen	0,88	0,17	9
Buiten	0,12	0,02	0,1
Totaal	1,00	0,19	9

(*) Inclusief de bijdrage van Ac-228

eerder gegeven in hoofdstuk 5 en staan in tabel 7.2 en 7.3 samengevat, alsmede de afgeleide gemiddelde sterfterisico's. In tabel 7.4 worden gegevens verstrekt over het gemiddelde effectieve dosisequivalenttempo en extra sterfterisico als gevolg van externe bestraling door kortlevende dochterprodukten.

De gegevens over blootstelling aan Rn-222 zijn beperkt tot woningen en het buitenmilieu. Omdat informatie over Rn-222-concentraties in fabrieken, scholen en kantoren ontbreekt, wordt aangenomen dat deze gelijk zijn aan de gemiddelde concentratie in woonkamers.

De risicofactoren worden in het algemeen gegeven per WLM, derhalve is in de tabel de conversie toegepast van evenwichtsconcentraties in Bq.m^{-3} naar WLM.a^{-1} .

Volgens §7.1.1 lijkt een waarde van $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ een realistische schatting voor het extra risico voor sterfte aan longkanker. Met de huidige bevolkingsomvang van $15 \cdot 10^6$ personen wordt de absolute mortaliteit aan longkanker ten gevolge van blootstelling aan Rn-222 geschat op circa 700 per jaar in Nederland (zie tabel 7.2: met $0,13 \text{ WLM.a}^{-1}$ wordt het berekende aantal $0,13 \cdot 350 \cdot 10^{-6} \cdot 15 \cdot 10^6$; een berekening op basis van het door Rn-222 toegevoegde sterfterisico leidt tot eenzelfde aantal van $46 \cdot 10^{-6} \cdot 15 \cdot 10^6 = 700$ per jaar).

Deze schatting kan worden vergeleken met de evaluatie van Jansen et al. (1990) die een traject van 310 tot 715 per jaar afleidden voor longkankersterfte ten gevolge van blootstelling aan Rn-222 en dochters in Nederland. Uit de tabellen blijkt dat inhalatie van Rn-222 en dochterprodukten de hoogste bijdrage geeft aan het sterfterisico.

Voor Rn-220 wordt met behulp van longdosimetriemodellen een risicogetal gevonden van $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ (zie §7.1.1). De mortaliteit aan door Rn-220 en dochterprodukten geïnduceerde tumoren wordt met de gegevens in tabel 7.3 geschat op circa 200 per jaar. De onzekerheid hierin wordt bepaald door die in de blootstelling (circa factor 2; zie §10.1.3) en de risicofactor (eveneens een factor 2), en bedraagt daardoor ongeveer een factor 3 (70 - 600 fatale tumoren per jaar). De totale mortaliteit door radon in de lucht bedraagt circa 900 per jaar (geschatte bereik: 420 - 2000 per jaar).

De bijdragen aan de mortaliteit door externe gammabestraling door kortlevende dochterprodukten van radon in bodem en bouwmaterialen bedraagt circa 100 per jaar (zie tabel 7.4).

Het totale sterfterisico door inhalatie van radon en dochterprodukten en externe gammabestraling door dochterprodukten van radon bedraagt circa $70 \cdot 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, overeenkomend met een aantal sterfgevallen van circa 1000 per jaar (de onzekerheid hierin is ongeveer een factor 2, zodat het onzekerheidsinterval in dit aantal 500-2000 bedraagt). Hiervan wordt circa 95% verklaard door blootstelling in het binnenmilieu. Overigens dient te worden opgemerkt dat een eventuele bijdrage van leukemieën en mammacarcinomen aan het sterfterisico door Rn-222 het totale aantal met enkele tientallen procenten kan verhogen.

7.1.5. Psychische aspecten van blootstelling aan radon

De psychische aspecten van blootstelling aan radon worden verondersteld niet wezenlijk te verschillen van die aan andere typen ioniserende straling. Otten en Vlek (1989) beschouwen bij de meetbaarheid van psychische schade onderscheid in directe en indirecte, door perceptie overgedragen effecten.

Directe effecten van bestraling houden verband met eventuele schade bij het psychisch gezonde individu wat betreft het vermogen tot uitoefenen van zijn/haar cognitieve functies en capaciteiten. Voor een mogelijke aantasting van de psychische basisfuncties zijn de intensiteit (geabsorbeerde dosis) en aard (kwaliteitsfactor) van de straling van belang. Bij relatief hoge doses straling zijn voornamelijk bij proefdierexperimenten afname van leerprestaties, smaakaversie, verandering van ontweningsverschijnselen en pijnongevoeligheid waargenomen. Bij studies aan atoombomslachtoffers in Hiroshima en Nagasaki kwamen Otake et al. (1988) tot de conclusie dat bestraling van het ongeboren kind met een dosis van 1 Gy, in de 8e tot en met de 15e week na conceptie, in 45 procent van de gevallen van mentale retardatie leidt. Bij bestraling tussen de 16e en 25e week is het risico viermaal zo klein. Verder concludeerden Otake et al. (1988) op basis van intelligentietesten bij 10-11 jarigen, dat bestraling in de periode van de 8e tot 15e week na conceptie tot een IQ-afname van 30 punten bij een dosis van 1 Gy leidde.

De mogelijke indirecte effecten op de psychische stoornissen hangen voornamelijk samen met de perceptie van ioniserende straling en in veel mindere mate met de aard en intensiteit van de straling.

Onderzoek naar het verband tussen straling en perceptie toonde aan dat het gebruik van kernenergie schadelijker, meer beangstigend, minder beheersbaar en minder vrijwillig wordt geacht dan de toepassing van röntgendiagnostiek. Ofschoon er geen onderzoek naar de perceptie bij blootstelling aan radon is

verricht, kan worden verwacht dat de perceptie hierbij tussen die van kernenergietoepassingen en medische toepassingen zal liggen aangezien de blootstelling niet vrijwillig en slechts gedeeltelijk beheersbaar is. In grote lagen van de bevolking is het risico van blootstelling aan radon niet bekend.

Schade aan de psychische gezondheid is waargenomen bij omwonenden en personeel van de kernenergiecentrale bij Harrisburg na het ongeval en in West Duitsland ten gevolge van het overtrekken van de radioactieve wolk afkomstig van het reactorongeval te Tsjernobyl. Deze schade betreft ondermeer last van slapeloosheid, overeten, moeilijk kunnen nadenken, hoofden buikpijn, angst en depressiviteit. Psychische stoornissen (radiation response syndrome) worden alleen gerapporteerd voor personen die op relatief korte afstand van een stralingsongeval aanwezig waren, atoombomslachtoffers en patiënten die radiotherapie ondergingen. Bij personen die meer afstandelijk en/of passief bij een stralingsbron betrokken zijn, lijkt de mate van bezorgdheid sterk te worden beïnvloed door economische, politieke en levensbeschouwelijke factoren.

Het onderzoek naar indirecte effecten van straling op de geestelijke gezondheid is tot nog toe beperkt tot kerncentrales en radioactief afval. Uitbreiding tot een breder spectrum van stralingsbronnen is derhalve van belang om meer inzicht in het verband tussen perceptie en type stralingsbron te verkrijgen.

Gericht zoeken (en eventueel kenbaar maken) naar woningen met hoge Rn-222-concentraties verdient speciale aandacht. Het oproepen van angstgevoelens moet zoveel mogelijk worden voorkomen. De voorlichting tijdens eventuele metingen dient hiermee rekening te houden.

7.2. RISICO'S VOOR AQUATISCHE EN TERRESTRISCHE ORGANISMEN

Over de risico's voor aquatische en terrestische organismen van stralingsdoses ten gevolge van radon zijn geen experimentele gegevens voorhanden. In het algemeen kan men stellen dat de stralingsbelasting ten gevolge van radon voor deze organismen geheel gerekend kan worden tot de natuurlijke achtergrondstraling van de omgeving waarin die organismen leven. Planten of dieren die hierdoor een te hoog risico lopen zullen in de loop van de evolutie verdwijnen door natuurlijke selectie. Aangezien het hier gaat om isotopen uit een primordiale vervalreeks kan worden gesteld dat de organismen die thans voorkomen wat betreft de bedreiging van de soort geen groot risico blijken te lopen ten gevolge van radon.

Er zijn laboratoriumstudies gedaan naar de stralingsgevoeligheid van de meest uiteenlopende organismen bij voornamelijk acute γ -bestraling (Sparrow et al., 1967; Whicker and Schultz, 1982). Hieruit blijkt dat voor zoogdieren over het algemeen de acute letale gammadosis lager is (2-20 Gy) dan voor alle andere onderzochte dier- en plantesoorten.

De in §6.2.1. geschatte jaardoses voor aquatische en terrestisch organismen brengen in zoogdieren geen enkel acuut effect teweeg. Bovendien gaat het bij radon om continue bestraling met een laag dosistempo, hetgeen de stralingsresistentie van organismen over het algemeen alleen nog maar doet toenemen. Het lijkt dus niet waarschijnlijk dat voor aquatische en/of terrestrische organismen rekening moet worden gehouden met het optreden van acute stralingseffecten ten gevolge van radon.

Als lange-termijn effect kan tumorinductie worden genoemd. Uit dier-experimenten is gebleken dat hoge blootstellingen aan Rn-222 longkanker kan veroorzaken bij ratten en honden. Afgezien misschien van dieren die in holen onder de grond verblijven lijkt dit echter een gering risico te zijn gelet op de relatief lage doses. Bovendien is het bij veel diersoorten nog maar de vraag of ze lang genoeg leven om tumoren te kunnen ontwikkelen.

7.3. RISICO'S VOOR LANDBOUWHUISDIEREN

Voor landbouwhuisdieren zijn geen experimentele gegevens bekend over de stralingsrisico's van radon. Wel zijn bij ratten en honden, die aan hoge concentraties van Rn-222 zijn blootgesteld, tumoren aangetroffen, en bij extreem hoge blootstellingen ook acute (niet-stochastische) effecten, zoals stralingspneumonie.

De in hoofdstuk 6.3 geschatte blootstellingen van landbouwhuisdieren aan Rn-222 zijn zo laag, dat acute effecten niet zullen optreden. Als voor tumorinductie bij deze dieren wordt uitgegaan van een risicofactor in dezelfde orde van grootte als die voor de mens, dan zal, gezien de waarschijnlijk geringe blootstelling in stallen en gezien de grotere verblijfstijd in de buitenlucht, het risico op kanker ten gevolge van radon voor landbouwhuisdieren niet groter zijn dan dat voor mensen. Bovendien kan ook bij landbouwhuisdieren worden opgemerkt dat deze vaak niet lang genoeg leven om een tumor te ontwikkelen.

7.4. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Risicoschattingen van blootstelling aan Rn-222 en Rn-220 zijn geïnventariseerd en geëvalueerd. Uit de analyses van gegevens van mijnwerkers volgt voor Rn-222 een risicogetal van $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$. Uit gegevens van overlevenden van kernwapenexplosies en bestraalde patiënten, waarbij een kwaliteitsfactor van 20 voor alfastraling wordt gehanteerd en het longdosimetrisch model wordt toegepast, volgt een risicogetal dat niet in tegenspraak is met de waarde voor mijnwerkers. Het sterfterisico voor inhalatie van Rn-220 en dochterprodukten wordt met het longdosimetrisch model bepaald op $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$. De onzekerheid in de twee risicogetallen voor Rn-222 en Rn-220 bedraagt circa een factor 2.

De mortaliteit aan longkanker ten gevolge van blootstelling aan Rn-222 en dochterprodukten wordt geschat op 700 per jaar (onzekerheidsinterval 350-1400 per jaar). Voor Rn-220 en dochterprodukten bedraagt dit aantal circa 200 (70-600) per jaar. Als gevolg van externe bestraling door kortlevende dochterprodukten van radon in bodem en bouwmaterialen wordt het jaarlijkse aantal gevallen van kanker geschat op 100 (50-200). Er zijn geen aanwijzingen of gegevens bekend omtrent schadelijke gevolgen van radon voor ecosystemen, in termen van bedreiging van populaties.

De belangrijkste conclusies van dit hoofdstuk zijn:

1. Als risico van blootstelling aan radon wordt inductie van longkanker beschouwd en sterfte als gevolg van geïnduceerde longtumoren als risicomaat. Voor schattingen van het totale risico wordt het relatieve risicoprojectiemodel gehanteerd. Het verdient aanbeveling ook andere vormen van kanker te beschouwen.
2. Voor de risicoschatting voor sterfte aan longkanker gedurende het gehele leven door continue blootstelling aan Rn-222 kan een gemiddelde waarde van $350 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ of $5 \cdot 10^{-6} (\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3} \text{ EEC})^{-1}$ worden gehanteerd. De onzekerheid in deze waarden bedraagt een factor 2.
3. Voor de risicoschatting voor sterfte aan kanker gedurende het gehele leven door continue blootstelling aan Rn-220 kan een gemiddelde waarde van $150 \cdot 10^{-6} \text{ WLM}^{-1}$ of $28 \cdot 10^{-6} (\text{Bq} \cdot \text{a} \cdot \text{m}^{-3} \text{ EEC})^{-1}$ worden gehanteerd. De onzekerheid bedraagt een factor 2.
4. Kritieke groepen zijn nog niet voldoende geïdentificeerd. Mogelijk groepen zijn werknemers die in kruipruimten, kelders of tunnels werken en werknemers in kuuroorden. Identificatie van deze groepen wordt aanbevolen.

8. MODELLERING VAN RADONCONCENTRATIES IN HET BINNENMILIEU EN MOGELIJKE MAATREGELEN

De radonconcentratie in lucht binnenshuis vindt zijn oorsprong in verschillende soorten radonbronnen die onafhankelijk van elkaar en naar gelang de omstandigheden in wisselende mate bijdragen leveren. De meest relevante bronnen zijn radon in de buitenlucht, in de grond onder en direct om de woning* en afkomstig van het bouw materiaal. Beleidsmatig zijn deze bronnen ingedeeld in de categorie "bouwen en wonen", waarbij gestreefd wordt naar risicoreductie (VROM, 1990). Andere bronnen in de woning zijn met aardgas en drinkwater meegevoerd radon (zie tabel 2.3). De bijdragen daarvan zijn weliswaar klein, maar vallen onder de voorgestelde risiconormering. Voor een bespreking van de blootstellingen door aardgas en drinkwater wordt verwezen naar hoofdstuk 5.3 en §5.4.1.

Naast locatie, bouw wijze en bouwmaterialen is het bewonersgedrag ten aanzien van ventilatie een factor die de concentratie beïnvloedt. In hoofdstuk 8.1 worden de drie belangrijkste bronnen nader besproken. Daarna wordt ingegaan op de trend in de blootstelling (hoofdstuk 8.2), de effectiviteit van radon-reducerende maatregelen (hoofdstuk 8.3) en mogelijke scenario's voor radon (hoofdstuk 8.4).

8.1 REKENMODELLEN

De modellen omvatten het berekenen van radonbronsterkte en van luchtstromen in woningen en het oplossen van stelsels differentiaalvergelijkingen die het gedrag van de radonconcentraties in de tijd beschrijven. Tijdsafhankelijke oplossingen (dynamische modellen), waarin de parameterwaarden variëren, worden gebruikt om wetenschappelijk inzicht te vergroten en om meetresultaten te verifiëren (Stoop et al., 1991). "Steady-state modellen" gaan uit van gemiddelde parameterwaarden en geven de evenwichtssituatie. Deze modellen worden gebruikt voor het analyseren van effecten van toegepaste bouwmaterialen, bouwkundige constructies en verschillen in woningtype (Ackers, 1986; Van den Ham et al., 1990).

(*) Het woord "woning" wordt in dit hoofdstuk gemakshalve ook gebruikt voor andere bouwwerken waarin mensen voor langere tijd vertoeven, zoals scholen en kantoren.

8.1.1. Beschrijving model voor berekening van radonconcentraties

Radonconcentratiebijdrage uit de buitenlucht

De radonconcentratie in de buitenlucht kent een dagelijkse variatie gesuperponeerd op een seizoensgebonden variatie (zie §3.1.1 en §5.4.1). De luchtverversing in de Nederlandse woning geschiedt doorgaans met ongefiltreerde buitenlucht, die bij de gangbare waarden van het ventilatievoud ($0,3 - 5 \text{ h}^{-1}$) gemiddeld niet langer dan enkele uren in de woning verblijft. Het verval van met de buitenlucht meegevoerd Rn-222 tijdens de doortocht door de woning kan verwaarloosd worden (kleiner dan 5%). Hierdoor kan de buitenlucht-bijdrage aan de Rn-222-concentratie in de verschillende vertrekken van de woning worden gemodelleerd als een eenvoudig optellen van de waarde van de Rn-222-concentratie in de buitenlucht bij de uit overige bronnen verkregen concentraties, onafhankelijk van het ventilatiepatroon in de woning.

Radonconcentratiebijdrage uit bouwmaterialen

De radonbron uit bouwmaterialen in het binnenmilieu verschilt - voor het rekenmodel - van de bronnen uit infiltratie zoals die uit de buitenlucht en die uit de bodem onder de woning.

Het bouw materiaal in een kamer waarin men de radonconcentratie wil berekenen wordt als een zuivere radonbron (zonder dochterprodukten) beschouwd, terwijl de met lucht binnentredende radon vergezeld gaat van een zekere concentratie aan kortlevende dochterprodukten.

De radonbronsterkte uit bouw materiaal wordt zo goed als constant in de tijd geacht, terwijl de concentratie in de geïnfiltreerde lucht grote variatie kent.

De bijdrage aan de radonconcentratie in de kamerlucht uit het bouw materiaal dat verwerkt is in de kamer zelf wordt bepaald uit de radonexhalatiesnelheid uit de binnenwanden van de kamer en het ventilatievoud in de kamer.

Meestal wordt voor de berekening van de exhalatie uit een muuroppervlak alleen de binnenste halve muurdikte als bron gezien. De Rn-222-exhalatiesnelheid van 1 m^2 kamerwand (zie ook §1.2.3.) wordt berekend met formule 8.1; de vergelijking voor de berekening van de exhalatie van Rn-220 heeft dezelfde gedaante.

$$E(\text{Rn-222}) = 0,5d \times \rho \times C(\text{Ra-226}) \times \lambda \times \eta \times f(D) \quad (8.1)$$

Daarin is

$E(\text{Rn-222})$	exhalatiesnelheid Rn-222 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
0,5 d	halve muurdikte (m)
ρ	de dichtheid van het bouw materiaal ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
$C(\text{Ra-226})$	Ra-226-activiteitsconcentratie van het bouw materiaal ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$)
λ	vervalsconstante van Rn-222 (s^{-1})
η	radon emanatiefactor
$f(D)$	effectieve diffusiefactor.

Daaraan ligt de aanname ten grondslag dat diffusie het drijvende mechanisme is en dat de concentraties aan beide zijden van de muur ongeveer gelijk zijn. Er is echter twijfel ontstaan over de algemene geldigheid hiervan. Aanbevolen wordt dit nader te onderzoeken in het onderzoeksprogramma STRATEGO.

In de formule 8.1 geeft de factor $0,5d \times \rho \times C(\text{Ra-226})$ de hoeveelheid Ra-226 aan in een wandgedeelte met een vierkante meter oppervlakte en met een halve muurdikte dik, uitgedrukt in activiteitseenheden (Bq). De getalswaarde daarvan is eveneens het aantal Rn-222 atomen dat per seconde in het aangeduide wandvolume ontstaat. Door vermenigvuldiging met de vervalsconstante van Rn-222 (λ) verkrijgt men de activiteit van Rn-222 die per seconde gevormd wordt. Daarvan komt maar een zeker deel, meestal liggend beneden de 30%, in de luchtgevulde poriën van het bouw materiaal terecht; dat deel wordt aangegeven door de emanatiefactor η . Het in de poriën vrijgekomen radon bereikt door diffusie na enige tijd de kamerlucht; gedurende die tijd treedt radioactief verval op. Het gedeelte dat het materiaal oppervlak bereikt wordt gegeven door de factor $f(D)$. Voor muurdikten van 7-15 cm ligt dat gedeelte voor Rn-222 hoger dan 90%; voor Rn-220 draagt slechts de buitenste 0,5 cm laagdikte aan de exhalatie bij.

In sommige praktijkgevallen is het gewenst nog een reductiefactor aan formule 8.1 toe te voegen die de reducerende werking van een afwerklaag verdisconteert. In het geval van Rn-222-exhalatie is het effect van een afwerklaag meestal te verwaarlozen, doch in het geval van Rn-220 is - vanwege de zo kleine halveringstijd (55 s) - het reducerende effect groot.

De bijdrage ($C(\text{Rn})$, Bq.m^{-3}) aan de radonconcentratie in de lucht in een kamer als gevolg van de activiteit van het bouw materiaal in die kamer wordt bepaald door de radon exhalatiesnelheid ($E(\text{Rn},w)$, Bq.s^{-1}) van het totale wandoppervlak en door het heersende ventilatievoud (λ_v , s^{-1}) in de kamer en door het radioactief verval. De volgende balansvergelijking geeft het proces weer:

$$\frac{dC(\text{Rn})}{dt} = \frac{E(\text{Rn},w)}{V} - C(\text{Rn})\lambda_v - C(\text{Rn})\lambda \quad (8.2)$$

waarin V het volume van de kamer is (m^3).

De oplossing ervan in steady-state situatie is

$$C(\text{Rn},t) = C(\text{Rn},o) e^{-(\lambda_v + \lambda)t} + \frac{E}{(\lambda_v + \lambda)V} (1 - e^{-(\lambda_v + \lambda)t}) \quad (8.3)$$

waarin $C(\text{Rn},o)$ de radonconcentratie is in de kamerlucht op tijdstip $t=0$. De vervalsconstante λ heeft voor Rn-222 de waarde $0,0076 \text{ h}^{-1}$, terwijl het ventilatievoud λ_v de grootte heeft van $0,3-5 \text{ h}^{-1}$, zodat λ verwaarloosd kan worden ten opzichte van λ_v . Voor Rn-220 heeft λ de waarde $44,6 \text{ h}^{-1}$, zodat in dit geval λ_v kan worden verwaarloosd ten opzichte van λ en de concentratie van Rn-220 in de binnenlucht vrijwel onafhankelijk is van de ventilatievoud. Het blijkt uit formule 8.3 dat de radonconcentratiebijdrage uit bouw materiaal bij constante λ_v en $E(\text{Rn},w)$ op den duur de waarde bereikt van

$$C(\text{Rn-222})_b = \frac{E(\text{Rn-222},w)}{\lambda_v \cdot V} \quad (8.4)$$

Verder blijkt dat een verandering uit een evenwichtstoestand naar een nieuwe evenwichtstoestand in enkele uren plaats heeft: bij een ventilatievoud (λ_v) groter dan $0,8 \text{ h}^{-1}$ wordt de nieuwe toestand voor meer dan 80% benaderd in minder dan twee uren.

De invloed van bouwmaterialen toegepast in andere kamers is slechts van belang als er transport van lucht uit die kamers naar de kamer van onderzoek plaats heeft. In dat geval moeten die luchtstromen als brontermen worden ingevoerd in de balansvergelijking (formule 8.2).

Deze bronterm heeft de vorm:

$$S_i = \frac{q_i}{V} C_i(Rn) \quad (8.5)$$

Hierin is

S_i	bronsterkte van met lucht uit kamer i meegevoerd Rn (Bq.m ⁻³ .s ⁻¹)
q_i	luchtstroom uit kamer i (m ³ .s ⁻¹)
$C_i(Rn)$	radonconcentratie in kamer i

Impliciet wordt ervan uitgegaan dat het radongas ingevoerd met luchtstroom of uit exhalatie zich in verwaarloosbare korte tijd uniform verdeelt over het gehele kamervolume.

Bij systemen van meer door luchtstromen gekoppelde kamers dient men alle balansvergelijkingen (één per kamer) simultaan op te lossen (Ackers, 1986).

Het KVI van RU-Groningen heeft oplossingen van het type vergelijkingen van formule 8.2 uitgewerkt voor het dynamische model.

De essentie ervan is dat λ_v tijdsafhankelijk is gemaakt door de luchtstromen te berekenen uit variaties in luchtdrukverschillen in en om de woning (Stoop et al., 1991).

De luchtstromen volgen uit de empirische formule:

$$q_{ik} = T_{ik} \left\{ \frac{\Delta P_{ik}}{1 \text{ Pa}} \right\}^{\frac{1}{n}} \quad (8.6)$$

Hierin is

q_{ik}	luchtstroom van ruimte i naar ruimte k (m ³ .s ⁻¹)
ΔP_{ik}	luchtdrukverschil van ruimte i en k (Pa)
T_{ik}	luchtlek tussen ruimte i en k bij een drukverschil van 1 Pa (m ³ .s ⁻¹)
n	exponent die de aard van de luchtstroom bepaalt ($1 \leq n \leq 2$); $n = 1$ laminaire stroming, $n = 2$ totaal turbulente stroming

Uit sommatie van alle luchtstromen naar een kamer en het kamervolume volgt het ventilatievoud.

Door stapsgewijze berekening bij gedurende korte tijd constante λ_v wordt steeds de radonconcentratie-opbouw uit het resultaat van de voorgaande stap berekend.

Radonbijdrage uit de grond onder de woning

De bronsterkte van de aardbodem is niet constant en wordt bepaald door twee mechanismen: de diffusie van radon door de poriën van de grond en een drukgestuurde luchtstroom door de poriën van de grond. Het eerstgenoemde proces wordt beïnvloed door wisselende vochtigheidstoestand en grondwaterstand; het tweede proces is afhankelijk van de luchtdrukverdeling in en om de woning, ontstaan door temperatuurverschillen en wind.

Heeft men via berekeningen aan een fysisch model eenmaal de radonbronsterkte uit de aardbodem direct onder woning (bijvoorbeeld in de kruipruimte) gevonden, dan kan de bijdrage daarvan aan de radonconcentratie in de woning op dezelfde rekenwijze worden verkregen als toegepast voor het verkrijgen van de bijdrage uit bouwmaterialen. De diffusiebronsterkte uit de bodem wordt op dezelfde wijze behandeld als de exhalatiesnelheid van het bouw materiaal, en de drukgevoede luchtstroom door de bodem analoog aan de luchtstromen uit andere kamers.

Het modelleren van de bronsterkte uit de bodem is nog niet tot grote verfijning gebracht. Bovendien is de aanpak afhankelijk van de heersende bouwpraktijk. In de USA, waar men veelal met souterrains bouwt waarvan een groot deel van het wandoppervlak in direct contact is met de aardbodem, overheersen andere processen dan in Nederland waar veelal met een kruipruimte wordt gebouwd.

Diffusieproces in de bodem

Het gehalte aan Ra-226 in de bovenste 1 à 2 meter van de grond bepaalt de radonbronsterkte in de bodem. Het gedeelte daarvan dat in de poriën in de grond vrijkomt (emanatiefactor) zal door diffusie het aardoppervlak kunnen bereiken (exhalatie) (zie ook §1.1.2. en §1.2.3.).

De aard en grootte van de poriën in de bodem worden beschreven door twee factoren: de porositeit en de bochtigheid, het tortueus zijn, van de poriën. De porositeit, ϵ , wordt gedefinieerd als de fractie van een volume grond (materiaal inclusief poriën) die de poriën daarin innemen.

De bochtigheidsfactor (engels: tortiosity) van de poriën, γ , kan gedefinieerd worden als de verhouding van de afstand tussen twee punten in de grond en de lengte van de door de poriën te doorlopen kortste weg tussen die twee punten.

Omdat de vochtigheid in de bodem invloed heeft op de diffusiecoëfficiënt en de emanatiefactor (§1.2.3.) worden in rekenmodellen tenminste drie lagen grond onderscheiden. Ten eerste een met water verzadigde laag (grondwater), ten tweede een laag met alleen luchtgevulde poriën en ten derde een laag waarin de poriën een waterfilm aan de wanden hebben (Van den Ham et al., 1990). In feite zou in deze laatste laag ook de bochtigheidsfactor enigszins verlaagd moeten worden omdat er een partiële blokkering van de diffusieweg kan ontstaan. Deze verfijning wordt echter vanwege andere onzekerheden zelden toegepast.

De diffusielengte voor radon in luchtgevulde poriën is aanzienlijk groter (in de orde van 1 m) dan die in watergevulde poriën (in de orde van 1 cm) (Tanner, 1990; Fleischer, 1987).

De in model gebrachte aardbodemplagen hebben ieder eigen vaste waarden voor de parameters die het diffusieproces beheersen. Door middel van randvoorwaarden aan te leggen aan de scheidingsvlakken tussen de lagen worden de diffusievergelijkingen gekoppeld, waardoor de in de mathematische oplossing optredende constanten kunnen worden gevalideerd.

Het stelsel diffusievergelijkingen kan ééndimensionaal of meerdimensionaal worden beschreven. Een voorbeeld van een ééndimensionale vergelijking voor een laag is gegeven in formule 8.7.

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - \lambda C + P \quad (8.7)$$

Daarin is	C	radonconcentratie in de poriën op plaats x en tijd t (Bq.m ⁻³)
	λ	vervalsconstante van radon (s ⁻¹)
	D	effectieve diffusiecoëfficiënt voor radon in de poriën (m ² .s ⁻¹)
	P	radonbronsterkte in het volume van de poriën (Bq.m ⁻³ .s ⁻¹)

De effectieve diffusiecoëfficiënt, D, wordt verkregen uit de diffusiecoëfficiënt, D_m, die geldt voor diffusie van radon in een groot volume van het medium in de poriën, via de vergelijking

$$D = D_m \cdot \gamma \quad (8.8)$$

De bronsterkte, P, wordt verkregen uit

$$P = C(Ra) \cdot \rho \cdot \eta \cdot \lambda / \epsilon \quad (8.9)$$

De oplossing voor het "steady state" probleem, dus $f(dC,dt) = 0$ is te verkrijgen als

$$C(x) = A e^{\alpha x} + B e^{-\alpha x} + s \quad (8.10)$$

waarin

$$\alpha = (\lambda/D)^{1/2} \quad \text{en} \quad s = P/\lambda \quad (8.11)$$

De factoren A en B worden bepaald uit randvoorwaarden. Deze zijn:

- a. De radonconcentratie in het poriënvolume op het grensvlak tussen twee lagen dient voor beide lagen dezelfde uitkomst te geven;
- b. de netto radonstroom uittredend uit een laag dient gelijk te zijn aan de netto inkomende stroom in de aansluitende laag op het grensvlak;
- c. aan het grondoppervlak dient de concentratie in de poriën gelijk te zijn aan die van de lucht erboven;
- d. voor grote diepte in de grond is de gradiënt in de radonconcentratie nul en de radonconcentratie eindig.

De exhalatiesnelheid door diffusie uit de bodem naar de woning, J_o ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), wordt verkegen uit:

$$J_o = -\epsilon D \left. \frac{dC}{dx} \right|_{\text{aardoppervlak}} \quad (8.12)$$

Luchttransport door de grond

Luchtstromen (ventilatie) in de woning ontstaan door drukverschillen tussen binnen en buiten en tussen de kamers (verdiepingen) onderling. Deze drukverschillen, doorgaans slechts enkele pascal groot, ontstaan door winddruk en temperatuurverschillen binnen en buitenshuis; zij kunnen worden berekend uit ventilatie-modellen (De Gids en Phaff, 1986).

In het algemeen zal er een luchtdrukverschil zijn tussen de kruipruimte en buiten, die de kruipruimteventilatie drijft. Datzelfde drukverschil stuurt ook een geringe luchtstroom door de bodem; aan de loefzijde van buiten naar binnen en aan de lijzijde van binnen naar buiten door de grond.

De luchtsnelheid, ν (m.s^{-1}), door de grond wordt behalve door de drukgradiënt gedirigeerd door de (lucht)permeabiliteit, k (m^2), van de grond via de formule (zie ook §1.1.3.)

$$\nu = - \frac{k}{\mu} \cdot \frac{dP}{dx} \quad (8.13)$$

waarin μ de viscositeit van lucht is: $1,8 \times 10^{-5} \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Bij een zeker drukverschil tussen kruipruimte en buiten wordt de drukgradiënt in de bodem mede bepaald door de lengte van de weg door de bodem; deze hangt bijvoorbeeld af van de diepte en de vorm van de fundering van de woning, aangezien de luchtstroom onder het gesloten deel van de fundering zal passeren.

Onder niet extreme omstandigheden is de luchtstroomsnelheid door de bodem naar de kruipruimte kleiner dan $1 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ en het totale debiet minder dan $1 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. De verblijfstijd in de bodem gedurende het transport is dan ook zo lang, enige uren, dat veel radon in die lucht wordt opgenomen: de radonconcentratie in de luchtstroom aan het einde van het transport door de bodem ligt doorgaans in de orde van kBq.m^{-3} . Daardoor is, ondanks het geringe debiet, de bijdrage aan de radonconcentratie in de woning vaak aanzienlijk.

8.1.2. Berekening van concentraties radonvervalprodukten

Berekening van de concentraties van radondochterprodukten in lucht is belangrijk omdat deze het risico bepalen (zie §6.1.4.).

Om de respectievelijke radondochterconcentraties te berekenen dient men balansvergelijkingen voor elke nuclide samen te stellen en simultaan op te lossen (Ackers, 1986).

Daarbij wordt, naast ontstaan en verwijdering door radioactief verval en toe- en afvoer met ventilatiestromen, ook het verwijderen uit de lucht door neerslaan van de dochterprodukten op meubels en wanden in rekening gebracht (plate-out effect). En omdat de snelheid van plate-out sterk afhangt van het al of niet aan aërosolen gebonden zijn van de nucliden rekent men voor alle kortlevende dochters van radon zowel de aërosolen gebonden fractie als de vrije fractie uit.

De plate-out snelheid wordt doorgaans beschreven met behulp van verwijderingsconstanten die mathematisch dezelfde rol spelen als de vervalsconstanten. Dat geldt ook voor de bindingssnelheid aan aerosolen, waarvan de constanten een functie zijn van de aerosolconcentratie in de betreffende ruimtelucht. Overigens wordt ook rekening gehouden met het weer van de aerosolen los komen in het geval van een alfa-verval van gebonden nucliden via het terugstoot effect. In geval van beta-verval wordt de kans op het loskomen van het dochterprodukt nihil geacht.

Enkele resultaten van dochterconcentraties, berekend voor dit ingewikkelde proces, zijn opgenomen in de volgende paragraaf.

8.1.3. Voorbeelden van resultaten van modelberekeningen

Geënt op de Nederlandse situatie van bouwen en wonen is een rekenprogramma opgesteld (Ackers, 1986). Het model is gebruikt voor het bepalen van de grenzen aan de radioactiviteit van bouwmaterialen (Van Heyningen en Ackers, 1990).

Voor een doorsnee eengezinswoning zijn in tabel 8.1 de rekenresultaten voor de radondochterconcentraties gecompileerd. In dit geval is de radonconcentratie in kamer 2 hoger dan in kamer 1 doordat kamer 2 geventileerd wordt met lucht uit kamer 1 en ten dele uit de kruipruimte. Met het accent op de aardbodem als radonbron voor de woning is een rekenmodel geconstrueerd, bevattende bodem, kruipruimte en woning, dat zich beperkt tot het berekenen van de radonbronsterkte en de resulterende radonconcentraties in het steady-state geval. Het is toegepast in een verkennende studie voor het evalueren van bouwkundige maatregelen (Van den Ham et al., 1990).

In tabel 8.2 is een samenvatting gegeven van enkele relevante rekenresultaten voor een woning met kruipruimte.

Ervaringen opgedaan met berekeningen voor diverse woningen wijzen uit dat de bijdrage van bouwmaterialen aan de Rn-222-concentratie binnenshuis niet groter is dan circa 20 Bq.m^{-3} (gemiddeld circa 8 Bq.m^{-3}), terwijl de maximale bijdrage uit de buitenlucht circa 10 Bq.m^{-3} is (gemiddeld circa 3 Bq.m^{-3}) (zie ook 5.4.).

De bijdragen uit de bodem kent de grootste variatie; uit de gemeten maximale Rn-222-concentratie (kwartaalgemiddelde) in Nederlandse woningen van 120 Bq.m^{-3} volgt dat de bijdrage uit de bodem kan oplopen tot ongeveer 100 Bq.m^{-3} .

De Rn-220-concentratie uit bouwmaterialen kan op gemiddeld circa 2 Bq.m^{-3} worden geschat. Met een evenwichtsfactor voor Rn-222 in de woning van 0,4 en voor Rn-220 van 0,1, gecombineerd met dosisconversiefactoren voor Rn-222 en Rn-220 van $0,14 \text{ mSv.a}^{-1}$ respectievelijk $0,6 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC (zie tabel 6.5) en een relatieve verblijftijd van 88% binnenshuis (zie tabel 5.8), kan worden berekend dat de gemiddelde jaardosis door Rn-222 en Rn-220 afkomstig uit de bouwmaterialen respectievelijk circa 0,4 mSv en 0,1 mSv bedragen. De doses door externe straling tengevolge van kortlevende dochterprodukten van radon in de bouwmaterialen zelf bedraagt gemiddeld circa $0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ (zie §7.1.4).

Tabel 8.1. Rekenresultaten t.a.v. radon- en dochterconcentraties in twee kamers in een woning, waarbij kamer 1 geventileerd wordt met buitenlucht en kamer 2 met lucht uit andere kamers in de woning (concentraties in Bq.m^{-3} ; ventilatievoud in h^{-1}) (Ackers, 1986)

Parameter	Buiten	Kamer 1	Kamer 2
conc. Rn-222	4,0	11,2	26,1
conc. Po-218, vrij	0,4	1,5	3,4
conc. Po-218, geb.	2,6	6,2	14,7
conc. Pb-214, vrij	0,0	0,1	0,27
conc. Pb-214 geb.	3,0	4,5	10,4
conc. Bi-214, vrij	0,0	0,002	0,006
conc. Bi-214, geb.	3,0	4,0	8,9
F (Rn-222)	0,75	0,42	0,41
EEC(Rn-222)	3,0	4,7	10,7
conc. Rn-220	4,0	4,0	4,1
conc. Po-216, vrij	4,0	4,0	4,1
conc. Po-216, geb.	0,0	0,015	0,015
conc. Pb-212, vrij	0,0	0,003	0,003
conc. Pb-212, geb.	0,1	0,45	1,0
conc. Bi-212, vrij	0,0	0,0	0,0
conc. Bi-212 geb.	0,1	0,28	0,71
F(Rn-220)	0,03	0,11	0,24
EEC(Rn-220)	0,12	0,43	0,98
ventilatievoud	-	0,95	0,50

Aërosolen gebonden fractie is aangebuid met "geb".
Aërosolen bindingssnelheid 60 h^{-1} .
Plate-out snelheid vrij fractie 20 h^{-1} .
Plate-out snelheid gebonden fractie $0,2 \text{ h}^{-1}$.
Beide kamers hebben geringe toevoer uit kruipruimte.
Radonconcentratie kruipruimte 42 Bq m^{-3} .

Tabel 8.2. Enkele parameters en rekenresultaten voor een woning met kruipruimte in een model waarin voor de aardbodem diffusie en drukgestuurde luchtstromen zijn verdisconteerd

Grootheid	Waarde	
Rn-222-exhalatie bouw materiaal	3,0	Bq m ⁻² h ⁻¹
luchttemperatuur woning	20	°C
luchttemperatuur buiten	10	°C
windsnelheid	2	m s ⁻¹
Rn-222-concentratie buitenlucht	4	Bq m ⁻³
Ra-226-concentratie aardbodem	20	Bq kg ⁻¹
gemiddelde emanatiefactor radon	0,15	
dichtheid aardbodem	1700	kg m ⁻³
porositeit	0,35	
tortuositeit	0,7	
permeabiliteit	1 x 10 ⁻¹¹	m ² s ⁻¹
luchtstroom door bodem	0,03	m ³ h ⁻¹
ventilatievoud woning	0,8	h ⁻¹
ventilatievoud kruipruimte	0,2	h ⁻¹
Rn-222-exhalatiesnelheid aardbodem	15	Bq m ⁻² h ⁻¹
Rn-222-concentratie lucht door bodem	6300	Bq m ⁻³
Rn-222-concentratie in woning	20	Bq m ⁻³
Rn-222-concentratie in kruipruimte	160	Bq m ⁻³
Bijdrage aan Rn-222-concentratie in woning		
van buiten	4	Bq m ⁻³
uit bouw materiaal	4	Bq m ⁻³
door begane grond vloer	12	Bq m ⁻³
Bijdrage aan Rn-222-concentratie in kruipruimte		
van buiten	4	Bq m ⁻³
uit bouw materiaal	22	Bq m ⁻³
diffusie uit bodem	110	Bq m ⁻³
lucht door bodem	24	Bq m ⁻³

8.1.4 Berekening dosisbijdrage door bouwmaterialen (grenswaardeformule)

Ten behoeve van de beheersing van de risico's door "bouwen en wonen" (VROM, 1990) is de grenswaarde-methode ontwikkeld voor de risico's door het gebruik van (vervangende) bouwmaterialen (van Heijningen en Ackers, 1990). Deze methode wordt hier kort toegelicht, en is gebruikt bij de scenario's in hoofdstuk 8.4.

Het jaarlijks effectieve dosisequivalent (D) door de aanwezigheid van natuurlijke radioactieve stoffen in bouwmaterialen is als volgt op te splitsen:

$$D = D(\text{Rn-222}) + D(\text{Rn-220}) + D(\text{gamma}) \quad (8.14)$$

De dosisbijdragen $D(\text{Rn-222})$ en $D(\text{Rn-220})$ door inhalatie van radon-dochterprodukten kunnen worden berekend met behulp van de in §8.1.1 beschreven modellen; de bijdrage $D(\text{gamma})$ door externe bestraling wordt berekend uit de γ -stralingsintensiteit door het verval in de Ra-226-reeks, de Th-232-reeks en K-40, die in zekere concentraties voorkomen in bouwmaterialen. Het exposietempo door gammastraling in een kamer is alleen afhankelijk van het soort bouw materiaal, de afmetingen en de massa's daarvan, en niet van het ventilatiepatroon in de woning, de temperatuur of vochtigheid.

De dosisbijdrage van een bouw materiaal (D_m) in een woning kan afzonderlijk van de andere bouwmaterialen (D_r) worden berekend. D_m kan als volgt worden uitgedrukt in activiteitsconcentraties (van Heijningen en Ackers, 1990):

$$D_m = [(a + b \cdot \eta) \cdot C_{\text{Ra}} + (c + d \cdot \eta) \cdot C_{\text{Th}} + e \cdot C_K] \cdot \rho \cdot 10^{-6} \quad (8.15)$$

waarin C_{Ra} , C_{Th} en C_K de activiteitsconcentraties ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) van respectievelijk Ra-226, Th-232 en K-40 in het beschouwde bouw materiaal, en:

η emanatiefactor radon (aanname: factor voor Rn-220 is gelijk aan die voor Rn-222)
 ρ dichtheid bouw materiaal ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$)
 a, b, c, d, e constanten

Het jaarlijks effectieve dosisequivalent van alle bouwmaterialen tezamen kan worden begrensd:

$$D = D_m + D_r < D_{\text{grens}} \quad (8.16)$$

Teneinde in woningen een "stand-still" te verkrijgen van de dosis door radon en gammastraling uit bouwmaterialen, zijn voor de vijf meest gangbare materialen (zie tabel 8.3), die tezamen ongeveer 90% van de huidige Nederlandse markt beslaan, grensdoses gesteld. Dit is bereikt door voor D_{grens} de grootste waarde (D_{max}) te stellen, die wordt berekend voor D als voor het beschouwde materiaal de maximale waarde (voor gangbaar materiaal) wordt ingevuld voor de onderscheiden parameters. De grenswaarden zijn berekend bij maximale toepassing in een standaard-woning. De voor flat-woningen verkregen parameterwaarden zijn samengevat in tabel 8.3.

Tabel 8.3. Parameterwaarden voor de grenswaardeformules [zie (8.15) en (8.16)] van Nederlands bouw materiaal, toegepast in flatwoningen (van Heijningen en Ackers, 1990)

parameter	beton	baksteen	kalk- zandsteen	gasbeton	gips- produkten
a	1,61	0,53	0,51	1,16	0,82
b	34,60	13,98	13,97	21,99	16,74
c	1,98	0,61	0,60	1,35	0,96
d	11,80	6,73	6,73	9,49	9,50
e	0,16	0,05	0,05	0,10	0,07
D_r (mSv.a ⁻¹)	0,04	0,64	0,64	0,53	0,52
D_{max} (mSv.a ⁻¹)	1,36	0,98	0,76	0,71	0,64

Het merendeel van de huidige bouwmaterialen voldoet ruimschoots aan het grenswaarde-criterium D_{max} . Het is vanuit stralingshygiënisch standpunt ongewenst dat er opvulling plaatsvindt door het gebruik van andere grondstoffen. Indien dit in de praktijk gaat optreden, kan worden overwogen de huidige grenswaarden lager te stellen.

8.2. TREND VAN HET BLOOTSTELLINGSNIVEAU

In hoofdstuk 5.5 is een berekening uitgevoerd van het gemiddelde blootstellingsniveau aan Rn-220 en Rn-222 in Nederland. Of er een verloop met de tijd in dit niveau is te verwachten, is met name vanuit beleidsmatig oogpunt een belangrijk gegeven. De Meijer et al. (1986) zijn bij hun steekproef nagegaan of er een verband bestond tussen het bouwjaar van de woning en de concentratie van Rn-222. Het blijkt dat de concentratie in woningen gebouwd na 1970 ongeveer 5-10 Bq.m⁻³ hoger ligt dan in huizen van eerdere bouwdatum. Een mogelijke verklaring hiervoor is het grotere aandeel van beton bij de huidige bouw wijzen. Gezien de betrekkelijk hoge Rn-222-exhalatiesnelheid van dit materiaal (zie hoofdstuk 5.2), is een geringe verhoging te verwachten. Als mogelijke mede-oorzaak dient genoemd te worden dat de huidige woningen een dichtere buitenschil hebben en daardoor een

lager ventilatievoud, hetgeen eveneens aanleiding kan geven tot hogere concentraties.

In hoeverre de stijgende trend in de concentraties van Rn-222 zich in de komende jaren zal voortzetten, is moeilijk voorspelbaar. Zoals in de voorgaande hoofdstukken is uiteengezet, is de concentratie de resultanten van een groot aantal processen. Veranderingen hierin kunnen zowel tot verhoogde als verlaagde concentraties leiden. Wanneer wordt aangenomen dat het toegenomen gebruik van beton en de vermindering van het ventilatievoud inderdaad oorzaak zijn van de gesignaleerde verhoging, dan zal, vanwege de hieraan verbonden grenzen, omstreeks het jaar 2020 een stabilisatie optreden. De gemiddelde Rn-222-concentratie zal uiteindelijk op een hoger niveau komen dan het huidige gemiddelde van 29 Bq.m^{-3} in woonkamers. De bovengenoemde gegevens en gegevens over het aantal woningen gebouwd na 1970 wijzen, bij gelijkblijvende omstandigheden (ondermeer bouwwijze, bouwmaterialen en ventilatievoud), op een stijging van het gemiddelde met circa 5 Bq.m^{-3} , ofwel circa 15% hoger, in het jaar 2020.

8.3. MOGELIJKE RADON-REDUCERENDE MAATREGELEN

8.3.1 Inventarisatie van mogelijke maatregelen

Ter beperking van de Rn-222- en Rn-220-concentratie in de woning, staat een groot aantal mogelijkheden open. De maatregelen kunnen worden onderscheiden in een drietal typen, te weten:

- maatregelen die direct ingrijpen op de bron
- maatregelen die de bron afschermen of anderszins verminderen
- maatregelen die de radonconcentratie direct beïnvloeden.

Beschrijvingen van mogelijke maatregelen, toegespitst op de Nederlandse situatie, worden gegeven door Fischer (1989) en Van den Ham et al. (1990). Beperken we ons tot de belangrijkste, dan kunnen worden genoemd:

- a) Beperking Ra-226 concentratie in de bouwmaterialen
- b) Afzuigen van de bodemlucht door:
 1. De kruipruimtebodembodem afdekken met een folie of een betonvloer en vervolgens op verschillende plaatsen de lucht met een ventilator wegzuigen onder de afdichting vandaan.
 2. Mechanische ontluuchting via een drainagesysteem rondom de woning

- c) Afdichten van de kruipruimtebodembodem met:
 - 1. Folie
 - 2. Betonnen vloer
- d) Verhoging van de (natuurlijke) ventilatie van de kruipruimte door vergroting van de ventilatie-openingen of via mechanische ventilatie
- e) Verbetering van de luchtdichtheid van de beganegrondvloer door:
 - 1. Afkitten van de naden en leidingdoorvoeren
 - 2. Aanbrengen van een coating op of onder de vloer
- f) Vergroting van de natuurlijke ventilatie in de woning door vergroten van de ventilatieroosters
- g) Combinatie van de maatregelen zoals genoemd onder punt d en e.

Er wordt op gewezen dat toetsing van genoemde maatregelen in de Nederlandse praktijk vrijwel nog niet heeft plaatsgevonden, zodat dit een voorlopige inventarisatie betreft.

8.3.2 Effectiviteit van maatregelen

Ter bepaling van de effectiviteit van een maatregel is een aantal methoden gangbaar. Bij de eerste wordt de te onderzoeken groep woningen (van hetzelfde type) in tweeën gesplitst. De maatregel wordt in de eerste groep geïmplementeerd, terwijl de tweede groep als controle-groep dienst doet. Vanwege de vrij grote spreiding van de radonconcentratie binnen de groepen, dient de grootte van de groepen aan bepaalde minimeisen te voldoen, die samenhangen met de effectiviteit van de maatregel en de gewenste betrouwbaarheid. Deze methode is ondermeer toegepast door Put (1991).

Bij de tweede methodiek wordt de situatie voor en na implementatie in dezelfde woning met elkaar vergeleken. Doordat de radonconcentratie in de tijd niet dezelfde is (zie §5.4.1) is een vergelijking niet altijd even gemakkelijk te maken. De methode is ondermeer toegepast in de Nederlandse proefwoning te Roden (De Meijer, 1991) en door Swedjemark en Mäkitalo (1990).

Een derde mogelijkheid is om de maatregel onder gecontroleerde omstandigheden op laboratoriumschaal te toetsen. Een gesignaleerd effect zal aldus direct zijn toe te schrijven aan een ingegeven verandering. Op deze wijze wordt wellicht geen juist beeld geschetst van de effectiviteit van de maatregel in de praktijksituatie, doch wordt wel de onderlinge volgorde vastgelegd (zie bijv. Van Dijk en De Jong, 1989). Een laatste methodiek om de effectiviteit van maatregelen na te gaan is gebruik te maken van modellen

die de radonconcentratie in de woning beschrijven (zie hoofdstuk 8.1). Hierop wordt later in deze paragraaf nog ingegaan.

In Nederland is nog betrekkelijk weinig onderzoek verricht naar de effectiviteit van de verschillende maatregelen. In het buitenland zijn echter wel diverse studies uitgevoerd, bijvoorbeeld door Swedjemark en Mäkitalo (1990) in Zweden. Uit dit onderzoek is naar voren gekomen dat in geval de grond de voornaamste bron van Rn-222 is, het afzuigen van het bodemgas onder de woning ("sub slab suction") of het aanleggen van putten rond de woning als de meest effectieve maatregel dient te worden beschouwd. Deze laatste maatregel biedt het radon een snellere afvoerroute, hetgeen tot een verlaging van de concentratie in het bodemgas leidt en aldus tot een verlaagde infiltratie. Wanneer het bouw materiaal de belangrijkste bron blijkt te zijn dient de woningventilatie te worden vergroot. Het effect van verhoging van de natuurlijke ventilatie van de kruipruimte door vergroting van de ventilatieopeningen (reductie radonconcentratie 65%) werd in dit onderzoek onvoldoende geacht. Mechanische ventilatie van de kruipruimte zorgde voor een verlaging van de radonconcentratie van gemiddeld 85% (Swedjemark en Mäkitalo, 1990).

In de Verenigde Staten concentreren de maatregelen zich op de infiltratie vanuit de aardbodem. De maatregelen betreffen voornamelijk het afdichten van de wanden en vloeren die in direct contact staan met de grond, zoals bijvoorbeeld bij een souterrain. Daarnaast richt het onderzoek zich op het (meestal mechanisch) afzuigen van het bodemgas (EPA, 1987). Ook is er aandacht besteed aan het verlagen van de dochterconcentratie van Rn-222. Volgens Moeller en Fujimoto (1984) gaf de plaatsing van zes ionengeneratoren in het ventilatiesysteem een verlaging van de dochterconcentratie met een factor vier.

Het vertalen van de in het buitenland gevonden resultaten naar de Nederlandse situatie dient om een aantal redenen met de nodige voorzichtigheid te gebeuren. In de eerste plaats omdat het onderzoek veelal plaats vindt aan woningen met, naar Nederlandse maatstaven gemeten, zeer hoge Rn-222-concentraties ($200-4000 \text{ Bq.m}^{-3}$). Daarnaast bemoeilijkt ook het verschil in bouwwijze (bijvoorbeeld spouwmuur, kruipruimte) een rechtstreekse vergelijking. De beste wijze om maatregelen te valideren is die uit te voeren in een Nederlandse praktijksituatie en met Nederlandse

materialen. Zoals gezegd is hiernaar nog weinig onderzoek gedaan. Onderstaand wordt op enkele Nederlandse studies ingegaan.

Stoop et al. (1991) heeft in een testwoning experimenten uitgevoerd met mechanische afzuiging van de kruipruimte waarbij een halvering van de woonkamerconcentratie werd verkregen. Dezelfde maatregel is in Arnhem in een woning met hoge concentratie van Rn-222 toegepast (Put, 1991). Het effect van deze maatregel is gegeven in tabel 8.4. Ook in deze woning leidt de extra afzuiging tot een verlaging van de concentratie in de woonkamer. Door het aanbrengen van de afzuiging wordt de kruipruimte op onderdruk gebracht ten opzichte van de woonkamer, waardoor radoninfiltratie wordt voorkomen.

Tabel 8.4. Jaargemiddelde concentraties (Bq.m^{-3}) van Rn-222 voor en na het aanbrengen van mechanische ventilatie van de kruipruimte (Put, 1991).

Woonruimte	Voor aanbrengen mech. ventilatie	Na aanbrengen mech. ventilatie
Kruipruimte	325 - 480	260
Woonkamer	116 - 158	32
Studeerkamer (b.g.g.)	40	23
Slaapkamer (1e etage)	50	21

Het effect van bodemafsluiting van de kruipruimte is nagegaan bij een rij identieke woningen (Put, 1991). Bij twee woningen was geen bodemafdekking bij de nieuwbouw toegepast; twee woningen waren voorzien van een bodemafdekking van gasbeton met folie en bij één woning was alleen gasbeton gebruikt. De gemeten Rn-222-concentraties in de woonkamers bedroegen gemiddeld resp. 39, 36 en 32 Bq.m^{-3} . Zo er al van een reductie gesproken kan worden - het aantal woningen is te klein om dit met zekerheid te zeggen - is deze waarschijnlijk niet groot.

De grondwaterstand heeft duidelijk invloed op de concentratie van Rn-222 in de bodem (Loos et al., 1991). Naarmate het grondwaterniveau daalt neemt de concentratie van het Rn-222 in het bodemgas toe, en omgekeerd. Na het aanleggen van een ringdrainage rond de testwoning de Roden daalde de grondwaterstand circa 50 cm. De verwachte toename van de concentratie in de

kruipruimte bleef echter uit. Verondersteld wordt dat het veelvuldig openen van de kruipruimte voor het uitvoeren van experimenten één van de oorzaken is. Een andere oorzaak is waarschijnlijk dat niet de grondwaterstand bepalend is voor de radonproductie vanuit de grond, maar het niveau van de waterverzadigde laag. De bovenkant van deze laag lag namelijk na de aanleg van het drainagesysteem nog dicht onder de kruipruimtebodem.

Onderzoek naar de invloed van op de Nederlandse markt verkrijgbare verfsystemen op de Rn-222-exhalatiesnelheid van bouwmaterialen laat zien dat slechts typen verf op basis van chloorrubber, epoxyhars en polyurethaan een duidelijke reductie bewerkstelligen (Van Dijk en De Jong, 1989). De reductie is afhankelijk van het type verf, het aantal aangebrachte lagen en van het feit of de verf aan één of aan beide zijden van het bouw materiaal wordt aangebracht. De normaal in Nederland toegepaste verfsystemen blijken nauwelijks radon-reducerende eigenschappen te bezitten. De bovengenoemde, meer specialistische verven, gaven voor Rn-222 een reductie in de exhalatiesnelheid te zien van 20-95%.

Wegens gebrek aan proefondervindelijke resultaten in Nederland, is de effectiviteit van de in §8.3.1 genoemde maatregelen berekend met behulp van een door TNO ontwikkeld rekenmodel (Van den Ham et al., 1990; zie ook hoofdstuk 8.1). Hierbij is van een gemiddelde en van een ongunstige situatie uitgegaan. De bijbehorende karakteristieke parameterwaarden zijn:

Parameter	eenheid	gemiddelde situatie	ongunstige situatie
Rn-222-concentratie in de woning	(Bq.m^{-3})	20	60
Rn-222-concentratie in de kruipruimte	(Bq.m^{-3})	180	840
stralingsdosis t.g.v. verblijf in woningen	(mSv.a^{-1})	1,2	3,2

De resultaten van de berekeningen zijn vermeld in tabel 8.5. De meeste maatregelen blijken, althans volgens het rekenmodel, tot een vergelijkbaar effect te leiden.

8.3.3. Kosten-effectiviteit van maatregelen

Met behulp van de in tabel 8.5 vermelde resultaten is door Van den Ham et al. (1990) een schatting gemaakt van de kosten van de verschillende maatregelen versus de effectiviteit. Hieronder wordt de verhouding verstaan

tussen de dosisverlaging en de totale jaarlijkse kosten van een maatregel en wordt uitgedrukt in mSv.kf^{-1} . Behalve de investeringskosten van een maatregel zijn ook de onderhouds- en energiekosten in rekening gebracht. Vanwege de onzekerheden bij bovengenoemde modelberekeningen zijn de berekende kosten-effectiviteiten in een drietal categorieën ingedeeld. De resultaten van de berekeningen zijn vermeld in tabel 8.6 en zijn opgegeven voor nieuw te bouwen woningen en voor bestaande woningen. Uit de resultaten blijkt dat voor nieuw te bouwen woningen diverse maatregelen een gemiddelde of gunstige kosten-effectiviteit bezitten. Wordt één van deze maatregelen toegepast in combinatie met het gebruik van beton met een lage Ra-226 activiteit, dan zou de jaardosis in een gemiddelde situatie verlaagd kunnen worden met circa 0,4 mSv. De jaarlijkse kosten hiervan worden geraamd op f150,- à f250,- per woning.

Verwacht wordt dat in de meeste gevallen de toepassing van de combinatie d + e1 voldoende is om, in geval van een ongunstige situatie bij nieuwbouw, de blootstelling aan radon terug te brengen tot het gemiddelde (zie tabel 8.5).

Tabel 8.5. Reductie van de concentratie van Rn-222 in de woning na toepassing van de maatregel in nieuwbouw

Maatregel	Reductie Rn-222-concentratie in een	
	gemiddelde situatie	ongunstige situatie
	(Bq.m ⁻³)	(Bq.m ⁻³)
a)	beton met lage Ra-226-concentratie	1 - 3
b1)	afzuigen bodemlucht	20 - 40
b2)	drainage met ontluchting	10 - 20
c1)	bodemdichting kruipruimte met folie	10 - 30
c2)	bodemdichting kruipruimte met betonvloer	10 - 30
d)	grotere natuurlijke ventilatie kruipruimte	15 - 40
e1)	vloer begane grond, naden dichten	5 - 25
e2)	vloer begane grond, PUR laag	10 - 30
f)	grotere ventilatieroosters *	-5 - 20
g)	d + e1	25 - 45

* Kans op een verhoogde concentratie

Tabel 8.6. Categorie-indeling van maatregelen op basis van kosten-effectiviteit. Betreft voorlopige resultaten op basis van modelberekeningen; toetsing in de praktijk heeft vrijwel nog niet plaatsgevonden

Maatregel	Gemiddelde		Ongunstige	
	situatie		situatie	
	Nieuw	Bestaand	Nieuw	Bestaand
a) beton met lage Ra-226-concentratie	B	-	B	-
b1) afzuigen bodemlucht	A	A	B	B
b2) drainage met ontluchting	A	A	B	A
c1) bodemdichting kruipruimte met folie	A	A	B	B
c2) bodemdichting kruipruimte met betonvloer	A	A	B	B
d) grotere natuurlijke ventilatie kruipruimte	B	A	C	B
e1) vloer begane grond, naden dichten	B	A	C	B
e2) vloer begane grond, PUR laag	A	A	B	B
f) grotere ventilatieroosters	A*	A*	B*	A*
g) d + e1	B	A	C	B

categorie A: ongunstige kosten-effectiviteit ($0 - 2 \text{ mSv.kf}^{-1}$)
 categorie B: gemiddelde kosten-effectiviteit ($2 - 10 \text{ mSv.kf}^{-1}$)
 categorie C: gunstige kosten-effectiviteit ($> 10 \text{ mSv.kf}^{-1}$)
 (*) Kans op negatief effect niet verwaarloosbaar

8.4. SCENARIO'S

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op mogelijke toekomstige ontwikkelingen ten aanzien van de individuele en collectieve doses ten gevolge van radon. De hiervoor beschouwde scenario's zijn op te splitsen in een al dan niet voeren van een actief beleid om de in hoofdstuk 8.2 geschetste trend te doorbreken. Bij actief beleid wordt onderscheid gemaakt tussen radon-reducerende maatregelen in nieuwbouw en bestaande woningen. Bij nieuwbouw kunnen maatregelen direct bij de bouw worden geïmplementeerd, hetgeen de kosten aanmerkelijk verlaagt. Het huidige beleid is gericht op het formuleren van reductiedoelstellingen voor radon in woningen (VROM, 1990).

In Nederland is een verkennende studie verricht naar de mogelijke effectiviteit van reducerende maatregelen (zie hoofdstuk 8.3). Welke gevolgen eventuele maatregelen kunnen hebben op de stralingsbelasting op de langere termijn is nog niet onderzocht. Dit hoofdstuk beperkt zich derhalve tot een hoofdzakelijk kwalitatieve beschrijving van een aantal mogelijke scenario's.

8.4.1 Geen reducerende maatregelen

De concentraties van Rn-222 in het Nederlandse binnenmilieu liggen in het algemeen ver onder de door de EG aanbevolen richtwaarden (zie tabel 1.4). Een mogelijk scenario is dan ook geen actieve maatregelen ter verlaging van de concentraties in binnenlucht. De consequentie hiervan is dat de in hoofdstuk 8.2 geschetste verhoging van de gemiddelde concentratie zal plaatsvinden. Wanneer de huidige trend zou worden doorgetrokken, wijzen de beschikbare gegevens op een stijging in de concentraties van Rn-222 met circa 15%. Momenteel is echter een aantal autonome veranderingen te voorzien, die als neveneffect direct of indirect invloed hebben op de hoogte van de Rn-222-concentratie. Enkele voorbeelden hiervan zijn:

- het nieuwe Bouwbesluit, waarin strengere eisen worden genoemd voor de luchtdoorlatendheid van de grondvloer, hetgeen zal leiden tot een verminderde infiltratie van radon;
- het opraken van de grindvoorraden in Nederland zal betekenen dat in de toekomst alternatieven moeten worden toegepast, met mogelijke consequenties voor de radonexhalatiesnelheid van beton;
- verschuivingen in de bouwwijze en/of het aandeel van bepaalde bouwmaterialen (bijvoorbeeld naar gips) kan eveneens aanleiding geven tot veranderde concentraties.

Kwantificeren van het netto-effect van de autonome ontwikkelingen is momenteel nog niet mogelijk.

8.4.2 Reducerende maatregelen in nieuwbouwwoningen

Bij nieuwbouwwoningen zijn drie scenario's denkbaar die tot een reductie van de gemiddelde stralingsbelasting door "bouwen en wonen" leiden:

- terugdringen van de stralingsbelasting door bouwmaterialen;
- reductie van de radoninfiltratie vanuit de bodem;
- een combinatie van beide maatregelen.

Een reductie van de stralingsbelasting door bouwmaterialen kan worden bewerkstelligd met behulp van de in §8.1.4 beschreven grenswaarde-formule, door de grenswaarde $D_{\max}$ lager te kiezen. Het is duidelijk dat dit consequenties zal hebben voor sommige typen gangbaar bouw materiaal. De mate waarin dit mogelijk is, zonder de huidige bouwpraktijk noemenswaardig aan te tasten, is niet bekend. Evenmin is onderzoek uitgevoerd naar de eventuele financiële gevolgen van een dergelijke maatregel. Doordat het merendeel van

de huidige bouwmaterialen ruim binnen de grenzen ligt (en blijft liggen) zal de over alle nieuwbouwwoningen gemiddelde daling in het dosistempo slechts gering zijn. Naar schatting bedraagt deze daling voor bewoners van deze woningen gemiddeld niet meer dan $0,1 \text{ mSv.a}^{-1}$.

Aangezien bij huizen met relatief hoge radonconcentraties, veelal de bodem als hoofdoorzaak is aan te wijzen, dient primair de aandacht te worden gericht op een vermindering van de infiltratie. De verhoging van de lektheid van de grondvloer kan eventueel worden gecombineerd met een vergroting van de ventilatie van de kruipruimte (zie §8.3.2 en §8.3.3; Engels, 1989). De vraag blijft welke streefwaarde/limiet van de jaar-gemiddelde concentratie van Rn-222 dient te worden gehanteerd voor nieuwbouwwoningen. Volgens Engels (1989) zou een norm van 10 Bq.m^{-3} haalbaar moeten zijn. Een dergelijke concentratie impliceert een volledige afsluiting van de grondvloer. Modelberekeningen hebben aangetoond dat voor Rn-222 een gemiddelde reductie van circa 8 Bq.m^{-3} mogelijk moet zijn in nieuwbouwwoningen (zie §8.3.3). Gebruikmakend van de in §6.1.4 genoemde conversiefactor voor Rn-222 betekent dit een besparing in individuele dosis van $0,4 \text{ mSv.a}^{-1}$.

De combinatie van het verminderen van de activiteit in bouwmaterialen en reductie van de radoninfiltratie kan voor de bewoner een dosisreductie van $0,5 \text{ mSv.a}^{-1}$ op leveren. Uitgaande van een gemiddelde bezettingsgraad van 2,6 personen per woning en een produktie van 100.000 nieuwbouwwoningen per jaar, kan de besparing in collectieve dosis worden geschat op 130 mensSv per jaar (berekeningswijze: $0,5 \text{ mSv.a}^{-1} \times 10^5 \text{ woningen} \times 2,6 \text{ personen per woning}$). Dit komt overeen met een jaarlijkse reductie van 0,6% in de gemiddelde blootstelling aan Rn-222 in Nederland.

8.4.3 Reducerende maatregelen in bestaande woningen

Uit onderzoek naar de concentraties van Rn-222 in 900 Nederlandse woningen (De Meijer et al., 1986) blijkt het percentage woningen dat boven een bepaalde concentratie ligt, ongeveer verdeeld te zijn als aangegeven in tabel 8.7 (zie ook figuur 5.2). Uitgaande van het Nederlandse woningbestand van circa 6 miljoen stuks, is bij een saneringswaarde van bijvoorbeeld 50 Bq.m^{-3} het aantal woningen waarin beperkende maatregelen dienen te worden getroffen gelijk aan 480.000. Het effect van de maatregelen zal (uiteindelijk) zijn dat de jaargemiddelde concentratie in de desbetreffende

Tabel 8.7. Percentage van de woningen en hun gemiddelde met een Rn-222-concentratie boven de aangegeven waarde (De Meijer et al., 1986).

Concentratie van Rn-222 Bq.m^{-3}	Percentage woningen %	Aantal woningen (***)	Gemiddelde Rn-222- concentratie (*) Bq.m^{-3}	Besparing ten opzichte van huidige collec- tieve dosis (**) %
> 25	50	3.000.000	40	29
> 50	8	480.000	70	5
> 60	5	300.000	80	3
> 75	1,3	78.000	105	1,3
> 100	0,7	42.000	120	0,5
> 200	$\approx 0,1$	6.000		
> 400	$\approx 0,01$	600		

(*) Geschat uit de oorspronkelijke gegevens (afgeronde waarden)

(**) Bij sanering tot aangegeven concentratie van Rn-222

(***) Uitgangspunt: totale woningbestand per 1 september 1991 bedraagt 6.000.000 woningen

woningen zal dalen met gemiddeld $15 - 30 \text{ Bq.m}^{-3}$ (zie tabel 8.7), overeenkomend met een dosisreductie voor de individuele bewoner van $0,8-1,5 \text{ mSv.a}^{-1}$. In tabel 8.7 is tevens aangegeven welke besparing in collectieve zin een dergelijke sanering zou opleveren. Het is duidelijk dat naarmate de saneringswaarde lager wordt gesteld de te bereiken besparing hoger zal uitvallen, evenals de hieraan verbonden kosten.

Wanneer men een sanering zou willen uitvoeren, doet zich het probleem voor dat de desbetreffende woningen niet bekend zijn. Via combinatie van (deels) beschikbare informatie zal het wellicht mogelijk zijn een aanzienlijke beperking aan te brengen in het aantal te onderzoeken locaties en aldus risicogebieden aan te geven. De volgende gegevens kunnen van belang zijn en zijn reeds aanwezig:

- de locatie- en woningtype afhankelijke Rn-222-concentratie in de binnenlucht
- de buitenluchtgegevens betreffende Rn-222
- geologische gegevens betreffende de Nederlandse bodem
- gegevens betreffende grondwaterstanden
- regionale exposietemporesultaten.

Op dit moment ontbreken gedetailleerde gegevens omtrent de regionale verschillen in exhalatiesnelheden van de bodem. Engels (1988) pleit in zijn publikatie om ook de aanwezigheid van fosfogipsblokken als een

risicoverhogende factor in de overwegingen mee te nemen. Belangrijke factoren, zoals de dichtheid van de grondvloer en de gemiddelde ventilatievoud in de kruipruimte ontbreken echter.

De resterende woningen in de risico-gebieden kunnen worden onderzocht op de concentratie van Rn-222, waarvoor het noodzakelijk is te beschikken over een snelle (goedkope) screeningsmethode. Na overschrijding van nog te formuleren meetcriteria, zal alvorens tot uitvoering van maatregelen wordt overgegaan de radonconcentratie moeten worden geverifieerd met meetbekers. Deze meting dient tevens ter bepaling van de effectiviteit van de maatregel. Vervolgens dienen criteria opgesteld te worden of in de praktijk te worden ontwikkeld welke maatregelen het meest in aanmerking komen bij welk woningtype.

8.5. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

De radon(dochter)concentraties in woningen kunnen worden berekend met fysische modellen uitgaande van bronsterkten, infiltratieroutes, ventilatiepatronen en aërosolgegevens. Naast diffusieprocessen zijn drukgestuurde luchtstromen door de aardbodem in de rekenmodellen opgenomen. De onzekerheid in de grootte-bepalende parameters is daarbij hoog. Ook is er nog onvoldoende zekerheid of alle infiltratiepaden in de woningen bekend zijn. Verificatie aan in praktijkomstandigheden gemeten waarden is nog onvoldoende gedaan. Wel is onderzoek naar de parameterwaarden en fysische processen, die het gedrag van radon in de grond en infiltratie in woningen bepalen, door middel van laboratoriumopstellingen inmiddels in gang gezet (de Meijer, 1991).

Een door TNO ontwikkeld model - waarin ook de expositie aan gammastraling is opgenomen - berekent de steady-state situatie, bij het KVI in Groningen is een dynamisch model voor radon ontwikkeld. Het KVI-model is met name gebruikt voor de analyse van de radonconcentraties in de testwoning te Roden. Het TNO-model is toegepast voor het beschrijven van normeringsvoorschriften van bouwmaterialen en voor het evalueren van effecten van maatregelen. Daar in Nederland nog betrekkelijk weinig onderzoek is gedaan naar het effect van maatregelen, hebben de uitkomsten nog slechts een verkennend karakter. Een hoge ventilatie van de kruipruimte in combinatie met het afdichten van de begane grondvloer lijkt de hoogste kosten-effectiviteit te bezitten.

In dit hoofdstuk is ingegaan op mogelijke toekomstige ontwikkelingen ten aanzien van de individuele en collectieve doses door Rn-222 in het binnenmilieu. Aanvullende maatregelen voor nieuwbouwwoningen kunnen wellicht leiden tot een dosisreductie van $0,5 \text{ mSv.a}^{-1}$ per bewoner. Hogere reducties zijn mogelijk in bestaande woningen. Het betreffende aantal woningen is afhankelijk van een nog te formuleren saneringswaarde ten aanzien van de jaargemiddelde concentratie van Rn-222. Voor een saneringswaarde van bijvoorbeeld 50 Bq.m^{-3} , dient op basis van de KVI-inventarisatie rekening te worden gehouden met 480.000 woningen. De te verwachten gemiddelde reductie van het individuele effectieve dosisequivalent ligt afhankelijk van de sanerings-waarde in de orde van $1 - 1,5 \text{ mSv.jaar}^{-1}$. De invloed van reducerende maatregelen in woningen met relatief hoge concentraties van Rn-222 op de collectieve Rn-222-dosis in Nederland is marginaal, bij 100 Bq.m^{-3} en hoger is dit circa 0,5%.

Enkele hiaten in kennis waaraan in de toekomst aandacht dient te worden besteed, zijn:

- testen van maatregelen onder Nederlandse omstandigheden
- onderzoek naar de samenhang van bodemparameters die de exhalatiesnelheid bepalen
- modelvalidatie door middel van vergelijking met praktijkmetingen
- opstellen meetstrategie ten aanzien van het opsporen van woningen met voor Nederlandse begrippen hoge concentraties.

9. ECONOMISCHE GEVOLGEN VAN MAATREGELEN TEGEN RADON VOOR DE BOUWINDUSTRIE

9.1. ECONOMISCHE ASPECTEN VAN MAATREGELEN TEGEN RADON IN WONINGEN

Het gezondheidsrisico veroorzaakt door radon (zie hoofdstuk 7) kan worden beheerst door begrenzing van de verhoging van de radonconcentratie die samengaat met het wonen (verblijven) in gebouwen (zie hoofdstuk 5 en 8). Die begrenzing kan worden verkregen door het opleggen van beperkingen aan de radonbronnen in het binnenmilieu, met name die van bouwmaterialen, en door beperking van de infiltratie van radon uit de aardbodem naar het binnenmilieu. De nota "Omgaan met risico's van straling" geeft daarvoor enige uitgangspunten (VROM, 1990).

De beleidsbepaling heeft raakvlakken met huisvestingsbeleid, vastgelegd in bouwbesluiten, en kent interactie met het beleid op andere terreinen, zoals beperking en hergebruik van reststoffen (nota "Preventie en hergebruik van afvalstoffen"; VROM, 1988) en natuurbehoud (nota "Gegrond ontgronden"; RWS, 1987). De laatstgenoemde nota voorziet in het stopzetten van grindwinning in Nederland (binnen een tiental jaren), en suggereert een beperkte winning van andere bodemmaterialen, zoals klei, zand en mergel. Met name wordt het toepassen van grindvervangende materialen, zoals het gebruik van puingranulaat, en het invoeren van natuurlijke stoffen als graniet, basalt, kwartsiet en dergelijke daardoor bevorderd.

Tot op heden is alleen een standpunt ten aanzien van beperkende maatregelen voor de toepassing van bouwmaterialen in de woningbouw vastgelegd. Het houdt een handhaving in van een "stand-still" met betrekking tot de stralingsniveaus binnenshuis (gammastraling en radon) van op heden gangbaar bouw materiaal, totdat een reductiedoelstelling is geformuleerd die zowel de stralingsbelasting uit radon-infiltratie als uit bouw materiaal beoogt (VROM, 1990). Het stand-still principe, inhoudende dat in (vervangende) nieuwbouw de bewoners binnenshuis geen hogere jaardosis uit bouw materiaal mogen ontvangen dan momenteel in representatieve na-oorlogse woningen het geval zou zijn, is uitgewerkt in het voorstellen van grenswaarden (zie §8.1.4). De grenswaarden zijn berekend voor de hoofdsoorten van in Nederland toegepaste materialen (beton, baksteen, kalkzandsteen, gasbeton en gipsprodukten) (Van Heijningen en Ackers, 1990). Er is gekozen voor een begrenzing per materiaalsoort in plaats van een algemene grenswaarde voor alle bouwmaterialen tezamen, om te voorkomen dat voor materialen die een relatief

kleine stralingsbijdrage leveren een sterke verhoging binnen de algemene grens toelaatbaar zou worden (geen "opvulling"). Dit geeft tevens meer waarschijnlijkheid aan de aanname dat ook de gemiddelde stralingsbijdrage uit deze materialen gelijk blijft.

Betreffende het toepassen van beperkende maatregelen voor de radon-concentratie in bestaande woningen is nog geen standpunt ingenomen. Hetzelfde geldt voor gebouwen anders dan woningen (scholen, kantoren, bedrijfsgebouwen).

Over de economische consequenties van radon-bestrijdende maatregelen is nog weinig bekend. Om enig inzicht te verkrijgen zullen het nut en de kosten worden geanalyseerd, en zo mogelijk gekwantificeerd, om een indicatie te verkrijgen van de mate van relevantie.

Het door de radon-beperkende maatregelen beoogde nut is het verminderen van het aantal berekende overlijdensgevallen als gevolg van door straling geïnduceerde tumoren.

De voorgestelde begrenzing van de radioactiviteit van bouwmaterialen volgens het stand-still principe geeft geen vermindering. Voor de toekomst zou op drie terreinen mogelijk een dosisreductie kunnen worden verkregen (gedegen onderzoek heeft overigens nog niet plaatsgevonden):

- verlaging van de gemiddelde stralingsbelasting uit bouwmaterialen in nieuwbouw;
- vermindering, eveneens in nieuwbouw, van de radoninfiltratie vanuit de aardbodem onder de woning naar de woning;
- vermindering van de infiltratie in bestaande woningen met relatief hoge Rn-222-concentraties binnenshuis.

De gemiddelde stralingsbelasting uit bouwmaterialen kan voor Nederland worden geschat op circa $0,7 \text{ mSv.a}^{-1}$, waarvan ongeveer 1/3 uit gammastraling (zie hoofdstuk 8). Een reductie daarvan met 15% door selectie op radioactiviteit van bestaande materialen voor nieuwbouwwoningen, dus met circa $0,1 \text{ mSv.a}^{-1}$, zou een aanzienlijke zorg vergen en onder meer een verschuiving van de marktaandelen van bijvoorbeeld beton en baksteen naar gasbeton en gipsblokken met zich mee brengen. De economische consequenties daarvan zijn nog niet te schatten.

De radonbestrijdende maatregelen in de bouwwijze (reductie infiltratie) voor nieuwbouw geven een gemiddelde reductie voor de bewoners van $0,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ (zie hoofdstuk 8.4). De bestrijding van radoninfiltratie in bestaande woningen met een Rn-222-concentratie van bijvoorbeeld hoger dan 60 Bq.m^{-3} kan een dosisreductie voor de bewoners geven van circa $1,0 \text{ mSv.a}^{-1}$ (zie hoofdstuk 8.4). Dit betreft ongeveer 300.000 woningen in Nederland.

Met het voor Nederland meest waarschijnlijke mortaliteitsrisico door Rn-222, $0,035 \text{ Sv}^{-1}$ (§7.1.1) - indien gehandhaafd gedurende het hele leven - en een gemiddelde van 2,6 personen per woning, kan de afname in het aantal sterfgevallen worden berekend. Aangenomen dat in de komende 10 jaar 500.000 nieuwbouwwoningen kunnen worden gerealiseerd en dat door selectie van bouwmaterialen een reductie van $0,1 \text{ mSv.a}^{-1}$ kan worden bewerkstelligd, dan resulteert dit op de lange duur in een vermindering van 5 overlijdensgevallen per jaar.

Zou men in dezelfde nieuwbouwwoningen door beperking van de radoninfiltratie een gemiddelde reductie van $0,4 \text{ mSv.a}^{-1}$ bereiken, dan levert dat een additionele vermindering op van 20 gevallen door Rn-222 per jaar.

Als men in staat zou zijn alle bestaande woningen met relatief hoge Rn-222-concentraties (in gekozen voorbeeld boven 60 Bq.m^{-3}) te saneren, dan resulteert dit in een vermindering van de berekende sterfte door Rn-222 van 35 personen per jaar. Ter vergelijking zij nog vermeld dat in hoofdstuk 7 wordt geschat dat de mortaliteit door Rn-222 in Nederland 700 gevallen per jaar bedraagt.

Het toepassen van maatregelen in bestaande woningen met een Rn-222-concentratie hoger dan een gekozen waarde (inclusief het opsporen, zie hoofdstuk 8.4) impliceert een toetsen en controleren van Rn-222-concentraties via geschikte meetmethoden. Daarvoor moet personeel worden opgeleid en worden er arbeidsplaatsen gegenereerd. Ook de uit te voeren bouwarbeid schept enige werkgelegenheid.

Ten aanzien van de normering van bouwprodukten in radiologische zin zijn volgens het stand-still regime de volgende terreinen te onderscheiden:

- fabricage en controle daarop;
- beperking van het gebruik van industriële reststoffen;
- winning van grondstoffen (zand, grind en cement);
- in- en uitvoer van bouwprodukten.

Bij de fabricage van bouwprodukten zal in bepaalde gevallen een verscherping van de produktgrenzen nodig zijn en mogelijk ook een, op radioactiviteit gerichte, controle en selectie van grondstoffen. Mogelijk zal bij toelevering van grondstoffen een garantie betreffende het radioactiviteitsgehalte via het middel van certificatie worden verlangd. Voor vele fabrikanten is dat een nieuw terrein. Het is te verwachten dat de produktkosten daardoor zullen stijgen. Daaromtrent zijn evenwel nog geen gegevens voorhanden.

Het is denkbaar dat ten gevolge van de normeringsvoorschriften het zoeken naar alternatieve bouwmaterialen zal worden bevorderd. Ook hierdoor kan er een verschuiving optreden binnen de bouwproduktenmarkt.

Een gevolg van de fabricagebeperking kan zijn dat de mogelijkheden voor het hergebruik van reststoffen worden beperkt. Dat kan resulteren in een kostenverhogende opslag van die reststoffen, met consequenties voor het landschapbeheer, en het introduceren van een logistiek probleem.

Door een mogelijke beperking van het gebruik van reststoffen bij de fabricage van bouwmaterialen kan door het schaarser worden van natuurlijke grondstoffen de produktprijs geleidelijk stijgen. Tevens kan het terugdringen van de winning van natuurlijk materiaal - gewenst op grond van schaarste en natuurbeschoud - worden belemmerd. Het effect van deze aspecten is nauwelijks geheel in economische termen uit te drukken.

Beperkingen aan het radiologisch karakter van in Nederland toelaatbare bouwprodukten en grondstoffen zullen invloed hebben op de grensoverschrijdende handel daarin. De grootte van het effect is afhankelijk van de mate van overeenstemming van de Nederlandse voorschriften met nog te formuleren voorschriften in andere EG-landen. Of andere EG-landen met eigen voorschriften komen is nog onduidelijk.

De Europese Commissie heeft in 1990 alleen aanbevelingen gedaan voor het begrenzen van Rn-222-concentraties in gebouwen. Voor bestaande gebouwen wordt een niveau van 400 Bq.m^{-3} gesteld, waarboven acties ter verlaging dienen te worden overwogen. Voor nieuwbouw dient de Rn-222-concentratie beneden 200 Bq.m^{-3} te blijven (EG, 1990). Ten opzichte van deze niveaus is de bijdrage van de bouwmaterialen zo klein (minder dan 10%), dat normen voor bouwmaterialen niet worden overwogen.

De Raad van Europa heeft in 1989 het waarborgen van een vrij-handelsverkeer tussen de lidstaten beschreven die mogelijk in 1992 van kracht wordt. Ook voor bouwmaterialen moet het vrij-handelsverkeer gelden.

Maatregelen die de bouwconstructie of de bouwwijze van nieuwbouwwoningen betreffen kunnen de kwaliteit van het bouwen verhogen en kunnen leiden tot nieuwe bouwtechnieken. Mogelijk kan er ook een bijkomend positief effect ontstaan op ander gebied, zoals het verminderen van vochtproblemen.

In het algemeen zal het opleggen van radonbeperkende maatregelen de bouwkosten verhogen. Daarbij komen (geringe) extra kosten voor onderhoud en in sommige gevallen verhoogde kosten voor verwarming (zie hoofdstuk 9.2). Gaat men ervan uit dat de bewoner, die het nut ervaart, de kosten draagt, dan heeft dat invloed op het bestedingspatroon binnen een huishouden.

In de sociale en gesubsidieerde woningbouw - circa 50% van de nieuwbouweengezinswoningen - draagt de overheid een (groot) deel van de kosten. De kosten van maatregelen in bestaande woningen zouden door de bewoners gedragen kunnen worden, doch ook ten dele gesubsidieerd kunnen worden analoog aan die voor energiebesparende maatregelen gelden.

9.2. KOSTEN VAN RADONREDUCERENDE MAATREGELEN

Naar de kosten gepaard gaande aan een reductie in het huidige stralingsniveau door een selectief toepassen van bouwmaterialen in nieuwbouwwoningen is nog geen onderzoek verricht.

In een verkennende studie naar de kosten-effectiviteit van radonconcentratie reducerende maatregelen (Van den Ham et al., 1990) worden maatregelen gericht op de kruipruimte en begane grondvloer van eengezinswoningen als meest voor de hand liggend gezien.

Bij het onderzoek naar de kosten ervan is onderscheid gemaakt tussen nieuwbouw en bestaande bouw. Tot de kostenposten behoren - afgezien van die voor het uitvoeren van radontesten ter identificatie van voor het nemen van maatregelen in aanmerking komende bestaande huizen - de volgende:

- investeringen voor het aanbrengen van voorzieningen;
- onderhoudskosten;
- energiekosten (extra verwarming).

De eenmalige investering wordt berekend naar jaarlijkse kosten op basis van annuïteiten met rentevoet van 8% en afschrijvingstermijn van 25 jaar.

Afhankelijk van het uitgangsniveau van de radonconcentratie in de woning is een schatting gemaakt van de kosten-effectiviteit, uitgedrukt in mSv.kf^{-1} .

In tabel 9.1 is een samenvatting gegeven van de beschouwde maatregelen, en de kosten daarvan. Inclusief bijkomende kosten (zie hoofdstuk 9.1) kan gesteld worden dat voor radonbestrijding de bouwprijs van nieuwbouw met f500 tot f2000 per eengezinswoning wordt verhoogd, dat is 0,5 à 2% van de bouwkosten. Uitgedrukt in jaarlijkse kosten (zie tabel 9.1) vergen de voorzieningen ongeveer f70,- tot f170,- per jaar.

Voor maatregelen in bestaande woningen zijn de investeringen per woning hoger. De jaarlijkse kosten komen eveneens hoger uit en bedragen circa f120,- tot f400,-.

Tabel 9.1. Kosten-effectiviteit van radonconcentratie beperkende maatregelen voor Nederlandse eengezinswoningen met kruipruimte.

maatregel	investe- <u>jaarlijkste kosten van</u>				kosten- effect.**
	ring	onderhoud	energie*	totaal	
	f	f	f	f	mSv.kf^{-1}
NIEUWBOUW					
1-dichten begane grondvl.	500	20	0	71	0,7 - 20
2- nat.ventl.kruimruimte	500	10	30	84	0,6 - 24
3-beton op kruipr.bodem	1700	20	0	171	0,4 - 10
4-folie op kruipr.bodem	1400	20	0	163	0,4 - 10
5-PUR tegen beg. grondvl.	1750	20	-38	146	0,7 - 12
6-combinatie 1) en 2)	1000	25	30	149	1,4 - 15
BESTAANDE WONING					
1-dichten begane grondvl.	1000	20	0	122	0,4 - 12
2-nat.ventl.kruipruimte	2000	10	30	218	0,2 - 9
3-beton op kruipr. bodem	4200	20	0	393	0,2 - 4
4- folie op kruipr.bodem	2500	20	0	275	0,2 - 6
5-PUR tegen beg.grondvl.	2100	20	-38	179	0,6 - 9
6-combinatie 1) en 2)	2500	25	30	289	0,7- 8

(*) gasprijs f0,50 per m^3

(**) het eerste getal heeft betrekking op woningen met een jaardosis uit radon van 1,2 mSv en het tweede getal met een van 3,2 mSv.

9.3. SAMENVATTING EN CONCLUSIES

Het uitgangspunt dat in nieuw te bouwen woningen de bewoners binnenshuis geen hogere jaardosis uit natuurlijke bron mogen ontvangen dan in soortgelijke woningen van recente datum het geval zou zijn (stand-still) heeft geleid tot het opstellen van grenswaarden ten aanzien van de radioactiviteit van bouwmaterialen (zie §8.1.4). Alle heden gangbare bouwmaterialen voldoen per definitie aan de normen. Er zijn daardoor voor de produktie, de handel en de toepassing van gangbaar bouw materiaal thans geen economische gevolgen van het toepassen van dit uitgangspunt. In de toekomst kan dit veranderen indien, bijvoorbeeld door schaarste, de natuurlijke grondstoffen duurder worden.

Voor het toelaten van nieuwe bouwstoffen, gebaseerd op verwerking van industriële reststoffen of op invoer van zekere grondstoffen uit het buitenland, kunnen beperkingen mogelijk zijn. Deze restricties uiteten zich in kostenverhogingen bij de produktie door het installeren van test- en controlesystemen en het hanteren van scherpere procesbewaking. De omvang van die kostenpost is nu nog niet in algemene zin te voorspellen, doch de invloed ervan op de produktprijs zal waarschijnlijk klein zijn.

Indien echter door de testuitslagen voor zekere grondstoffensoort slechts een selectief deel van de beschikbare hoeveelheid mag worden toegepast in het produktieproces dan treedt een significante produktkostenverhoging op.

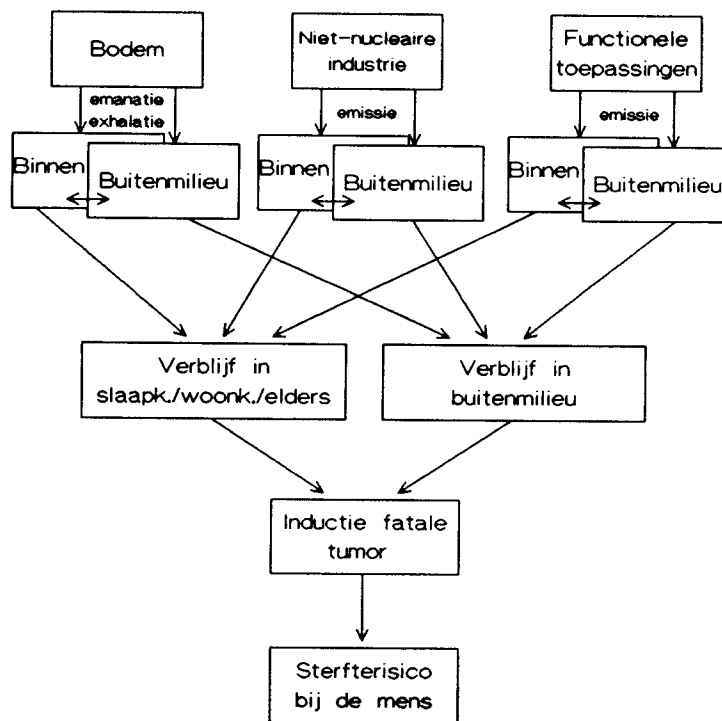
Radonconcentratie reducerende bouwkundige voorzieningen in nieuw te bouwen woningen zullen zich waarschijnlijk in hoofdzaak richten op het voorkomen van luchttoevoer vanuit de kruipruimte naar de woning en op de verhoging van de natuurlijke ventilatie van de kruipruimte. Het effect daarvan zal gemiddeld een jaardosisreductie van ongeveer 0,4 mSv voor de bewoner zijn. De bouwkosten van de woning zullen f500,- à f2000,- stijgen. Door het treffen van maatregelen in bestaande woningen met relatief hoge Rn-222-concentraties zou een reductie in jaardosis van ongeveer 1,5 mSv kunnen worden verkregen, evenwel tegen hogere kosten per woning.

De verhoging van de bouwkosten zal waarschijnlijk geen grote invloed hebben op de bouwactiviteiten en de werkgelegenheid in die sector; betrouwbare gegevens ontbreken echter.

10. EVALUATIE

10.1 VAN BRON TOT RISICO - EEN OVERZICHT

In dit rapport is een benadering gevolgd volgens de keten 'bron tot risico' (zie figuur 10.1). De hierbij relevante processen en parameters zijn, onder verwijzing naar de betrokken hoofdstukken en paragrafen, kort samengevat in tabel 10.1. De in de risicoberekening gebruikte parameterwaarden zijn "vet" weergegeven. Een aantal belangrijke aannamen in de berekening is als voetnoot opgenomen in de tabel.



Figuur 10.1. Schematische weergave van de 'bron tot risico'-benadering zoals die in dit rapport is gehanteerd

10.1.1 Bronnen en verspreiding

Zoals in figuur 10.1 is weergegeven is er een tweetal belangrijke broncategorieën: de bronnen die van natuurlijke oorsprong zijn (hoofdzakelijk de bodem) en de bronnen die door tussenkomst van de mens voor een radonemissie zorgdragen. Onder het laatste vallen niet-nucleaire industrieën (o.a. aardgaswinning, produktie drinkwater uit grondwater, produktie bouwmaterialen) en sommige produkten van deze industrieën (o.a. huishoudelijk

Tabel 10.1 Schematische weergave van de bron-risico keten, met de belangrijkste processen, parameterwaarden (met bereik) en aannamen. De in de risicoberekening gebruikte parameter-waarden zijn "vet" weergegeven

Positie in keten bron-risico	Belangrijke processen	Belangrijke parameters		Beschreven in Hfdst# §§
		naam	waarde en referentie	
BRON	MAT (a):	• emanatiefractie	0,2 (0,01 - 0,8), bodem (UNSCEAR, 1988)	§1.2.3, Hfdst 2.1
	- emanatie	• vochtgehalte	~25% , bodem (Kuipers, 1981)	§1.1.2, ,,
	- exhalatie	• porositeit	0,5 (0,45 - 0,55), bodem (Kuipers, 1981)	,, , ,
		• diffusie	$10^{-6} - 10^{-10}$ in bodem	,, , ,
		• radiumgehalte	~25 Bq.kg ⁻¹ , bodem (UNSCEAR, 1988)	Hfdst 2.1, 5.3
		• permeabiliteit	10^{-11} ($10^{-8} - 10^{-16}$) (Nazaroff & Nero, 88)	§1.1.2, Hfdst 2.1,
		• temperatuur	meteo (b)	§8.1.1
	MNI & FT (a):			
	- emissie	• radiumdoorzet	afhankelijk van proces	Hfdst 2.3, 2.4
	VERSPREIDING BINNENMILIEU:	• dichtheid vloer	(b)	§3.2.2,
		• drukverschillen	(b)	§8.1.1 en §8.1.3
		• ventilatie	0,3 - 5 h ⁻¹	,, , ,
			temperatuurverschil binnen/buiten	§3.2.2
		• transporttijd	enkele dagen? (verwaarloosd)	§2.3.3
	BUITENMILIEU:			
	- hoofdzakelijk	• drukverschillen	meteo-	§3.1.1 en §3.1.2
	convectie en	• neerslag	gegevens (b)	
	verplaatsing met	• windsterkte		
	de heersende wind			
BLOOTSTELLING	BINNENMILIEU:			
	- inhalatie(tempo)	• verblijfsfactor		Hfdst 5.5
		woonkamer	0,37 (ICRP, 1987)	,,
		slaapkamer	0,33 (, ,)	,,
		elders binnen	0,18 (, ,)	,,
		• evenwichtsfactor F	Rn-222: 0,4 (De Meijer et al, 1986) Rn-220: (f) (ICRP, 1987; UNSCEAR, 1988)	§5.4.1 ,, (impliciet)
		• concentratie	Rn-222:	
		woonkamer	12 Bq.m ⁻³ EEC (De Meijer	§5.4.1
		slaapkamer	9 Bq.m ⁻³ EEC(c) et al.,	,,
		elders binnen	12 Bq.m ⁻³ EEC(d) 1986)	Hfdst 5.5
			Rn-220: 0,5 Bq.m ⁻³ EEC (ICRP, 1987; UNSCEAR, 1988)	§5.4.1
	- externe bestraling	• afstand tot bouwmateriaal	(b)	§7.1.1
	BUITENMILIEU:			
	- inhalatie(tempo)	• verblijfsfactor		Hfdst 5.5
		buiten	0,12 (ICRP, 1987)	,,
		• evenwichtsfactor F	Rn-222: 0,7 (UNSCEAR, 1988) Rn-220: 0,04 (ICRP, 1987)	§5.4.2 ,,
		• concentratie	Rn-222: 2 Bq.m ⁻³ EEC (De Meijer et al., 1986) (e) Rn-220: 0,2 Bq.m ⁻³ EEC (ICRP, 1987)	Hfdst 5.5 ,,

vervolg

Vervolg van tabel 10.1

EFFECT	- longkanker	• vrije fractie 3 à 5 % (ICRP, 1987; Nazaroff en Nero, 1988)	\$6.1.1
		• kwaliteitsfactor ~20 (ICRU, 1986)	\$6.1.4
		α-straling	
	• longmodellen	diverse modelparameters	„
		Deze weg levert omrekeningsfactoren voor het effectief dosisequivalent:	
		Rn-222: $0,14 \pm 0,05$ mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC	„
		Rn-220: $0,6 \pm 0,2$ mSv.a ⁻¹ per Bq.m ⁻³ EEC	„
RISICO	- longkankersterfte	• epidemiologie Rn-222: 3,5% per Sv	\$7.1.1
	• longmodel	Rn-220: 5% per Sv	„

- (a) **NAT**: Natuurlijk (bodem, bouwmaterialen), **NNI**: Niet-nucleaire industrie, **FT**: Functionele toepassingen
 (b) parameters met een kwalitatief karakter
 (c) berekend uit gemiddelde F-waarde in woonkamers en gemiddelde Rn-222-concentratie in slaapkamers
 (d) aanname: gelijk aan gemiddelde in woonkamers
 (e) berekend uit F-waarde ICRP en gemiddelde Rn-222-concentratie in de SAWORA-steekproef
 (f) Via theoretische weg kan worden afgeleid dat het bereik van F in het binnenmilieu 0,02- 0,1 bedraagt (ICRP, 1987).
 In de risicoberekeningen is geen F-waarde gebruikt, maar is gerekend met de geschatte EEC-waarde van 0,5 Bq.m⁻³.

gebruik vanaardgas en drinkwater). Deze industrieën en genoemde produkten vallen onder de risiconormering die in de beleidsnotitie "Omgaan met risico's van straling" (ORS) wordt voorgesteld (maximaal toelaatbaar individueel sterfterisico 10^{-6} a⁻¹ per bron; VROM, 1990). De belangrijkste bron van radon in Nederland wat betreft bijdrage in de concentratie is echter de bodem.

Bepalend voor de exhalatie van de bodem zijn de radium- en thorium-concentraties, de porositeit, het vochtgehalte, de grondwaterstand en de emanatiefactor van radon. In het binnenmilieu is naast de (in)directe invloed van de bodem ook de radonexhalatie van bouwmaterialen van belang. De radonemissie van niet-nucleaire industrie en functionele toepassingen is veelal afhankelijk van de radium- en thoriumdoorzet in het productieproces.

Bij verspreiding in het buitenmilieu speelt het heersende weertype een rol. Zo 'verdunt' wind van zee met name de Rn-222 concentratie en brengt regen een depositie van radondochterprodukten te weeg (zie hoofdstuk 3). In het binnenmilieu is vooral de infiltratie van een gebouw door convectie- en diffusie-transport via de vloer van belang. Daarnaast spelen convectief transport (o.a. door de ventilatie met buitenlucht) en 'plate-out' (depositie van radondochterprodukten) een belangrijke rol bij de verspreiding in het binnenmilieu.

10.1.2 Blootstellingen in Nederland

De blootstelling door dochterprodukten van radon vindt hoofdzakelijk plaats via inhalatie. De dosis door ingestie van radon in drinkwater is verwaarloosbaar ten opzichte van die door inhalatie van radondochterprodukten, vrijgekomen bij huishoudelijk gebruik van drinkwater (§6.1.3). Na informatie over de gemiddelde blootstelling door inhalatie van dochterprodukten van Rn-222, en de bijdrage van de belangrijkste bronnen hierin, wordt kort ingegaan op groepen met verhoogde blootstellingen (kritieke groepen) en de trend in de gemiddelde blootstelling.

Gemiddelde blootstelling

De gemiddelde concentratie van Rn-222 in het Nederlandse buitenmilieu bedraagt circa 3 Bq.m^{-3} , en is door de invloed van zeelucht relatief laag vergeleken met continentale luchtmassa's (gemiddeld 9 Bq.m^{-3}).

Het bereik in Rn-222-concentraties in de SAWORA-steekproef in Nederlandse woonkamers bedroeg $8\text{-}140 \text{ Bq.m}^{-3}$, met een gemiddelde van 29 Bq.m^{-3} (in tabel 10.1 zijn de gemiddelde EEC-waarden gegeven). De concentraties konden worden beschreven met een log-normale verdeling. Het Nederlandse gemiddelde valt binnen het bereik van circa $20\text{-}90 \text{ Bq.m}^{-3}$ dat in andere Europese landen wordt aangetroffen. Kenmerkend voor Nederland is het ontbreken van extreme concentraties, zoals blijkt uit de vergelijking met een aantal andere landen. In Nederlandse kruipruimten zijn concentraties tot 1060 Bq.m^{-3} gemeten. Voor gebouwen anders dan woningen zijn voor Nederland geen meetresultaten beschikbaar.

Modelberekeningen wijzen er op dat in eengezinswoningen de bijdrage van bouwmaterialen aan de gemiddelde Rn-222-concentratie gemiddeld circa 8 Bq.m^{-3} bedraagt (§8.1.3). Met behulp van dit gegeven kan een globale schatting worden gemaakt van de bijdragen van de belangrijkste bronnen aan dit gemiddelde (zie tabel 10.2). Hieruit blijkt dat de bodem (gemiddeld circa 70%; waarvan ongeveer 60% via infiltratie en 10% via ventilatie met buitenlucht) en bouwmaterialen (circa 30%) als bron domineren. De bijdrage van de overige bronnen aan de gemiddelde concentratie van Rn-222 is ongeveer 1% (§5.4.1, tabel 2.3).

De gemiddelde concentraties, waaraan een inwoner van Nederland is blootgesteld, bedragen ongeveer 9 Bq.m^{-3} EEC ($0,13 \text{ WLM.a}^{-1}$) Rn-222 en $0,5 \text{ Bq.m}^{-3}$

EEC ($0,088 \text{ WLM.a}^{-1}$) Rn-220 (*).

Kritieke groepen

Uit de SAWORA-steekproef is gebleken dat in circa 0,7% van de woonkamers de concentratie van Rn-222 $\geq 100 \text{ Bq.m}^{-3}$ bedraagt. Dit betekent dat de blootstelling van een groep van circa 100.000 personen minstens drie maal zo hoog is als gemiddeld.

Er is nog onvoldoende inzicht in de kritieke groepen bij de werkende bevolking. Beleidsmatig wordt hiervoor een dosiscriterium van 2 mSv.a^{-1} voorgesteld (VROM, 1990). Mogelijke voorbeelden zijn werkers in kuuroorden en personen die beroepshalve werkzaam zijn in kruipruimten, kelders, tunnels of opslagfaciliteiten voor uraniumhoudende ertsen. Het is niet bekend of een deel van deze werkers beroepshalve meer dan 2 mSv.a^{-1} ontvangt.

(*) Informatie over concentraties van Rn-220 in Nederland ontbreekt vrijwel. Bovenstaande blootstelling door Rn-220 is gebaseerd op literatuurwaarden (zie tabel 10.1).

Tabel 10.2. Bijdragen van de belangrijkste bronnen aan de gemiddelde concentratie van Rn-222 in het Nederlandse binnenmilieu

Bron	Gemiddelde bijdrage		Verwijzing
	Bq.m^{-3}	%	
Bodem (via infiltratie)	≈ 17	≈ 60	(berekend)
Bodem (ventilatie met buitenlucht)	3,3	11	§5.4.2
Bouwmaterialen	≈ 8	≈ 30	§8.1.3
Verdamping drinkwater	0,14	0,5	§5.3, tabel 2.3
Aardgas	$< 0,11$	$< 0,4$	tabel 2.3
Totaal	29	100	§5.4.1

Trend in de blootstelling

Op grond van de beschikbare gegevens wordt geschat dat de gemiddelde blootstelling aan Rn-222 omstreeks het jaar 2020 circa 15% hoger kan zijn dan het huidige gemiddelde van 29 Bq.m^{-3} in woonkamers (zie hoofdstuk 8.2). Hierbij is aangenomen dat er, ten opzichte van de huidige woningen gebouwd

na 1970, geen belangrijke wijzigingen optreden wat betreft bouwwijze, bouwmaterialen en ventilatievoud. Er is echter een aantal autonome ontwikkelingen die het genoemde percentage kunnen beïnvloeden (§8.4.1).

10.1.3 Humane effecten en risico's

Er is nog veel onzekerheid over de risico's voor de mens van langdurige blootstelling aan relatief lage radonconcentraties. In dit document is bij de risico-evaluatie uitgegaan van een lineaire dosis-effectrelatie zonder drempeldosis, waarbij voor de continue blootstelling aan respectievelijk Rn-222 en Rn-220 in het binnen- en buitenmilieu dosisconversiefactoren van $0,14 \pm 0,05 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC ($10 \pm 4 \text{ mSv.WLM}^{-1}$) en $0,6 \pm 0,2 \text{ mSv.a}^{-1}$ per Bq.m^{-3} EEC ($3 \pm 1 \text{ mSv.WLM}^{-1}$) zijn gehanteerd. Voor de schatting van het risico door de continue blootstelling aan Rn-222 (via epidemiologie mijnwerkers) en Rn-220 (via een longmodel) gedurende het gehele leven zijn gemiddelde waarden van respectievelijk 3,5% per Sv ($3,5 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$) en 5% per Sv ($1,5 \cdot 10^{-4} \text{ WLM}^{-1}$) gebruikt (§7.1.1). De onzekerheden in de totale risicoberekening bedragen ongeveer een factor twee. In tabel 10.3 is een opsplitsing van de gemiddelde jaardosis naar verblijfplaats gemaakt. De totale gemiddelde dosis van circa $1,7 \text{ mSv.a}^{-1}$ komt overeen met een

Tabel 10.3. Gemiddelde jaardoses en risico's door Rn-220 en Rn-222 in Nederland, gespecificeerd naar blootstellingsplaats

Blootstellings- plaats	Verblijfs- factor	Rn-222		Rn-220	
		concentratie (Bq.m ⁻³ EEC)	dosis (mSv.a ⁻¹)	concentratie (Bq.m ⁻³ EEC)	dosis (mSv.a ⁻¹)
Thuis:					
- woonkamer	0,37	12	0,62	0,5	0,11
- slaapkamer	0,33	9	0,42	0,5	0,10
Binnenshuis elders	0,18	12	0,30	0,5	0,05
Buitenshuis	0,12	2	0,03	0,2	0,01
Totaal:	1,00	~9	~1,4	~0,5	~0,27
Jaarlijkse risico		4,6x10 ⁻⁵		1,3x10 ⁻⁵	

gemiddeld individueel risico van $6 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$. Dit correspondeert met circa 700 (bereik: 350-1400; zie §7.1.4) door Rn-222 en circa 200 (70-600; zie §7.1.4) door Rn-220 geïnduceerde fatale tumoren per jaar, zodat het totale aantal slachtoffers door inhalatie van radon in Nederland circa 900 (420-2000) per jaar bedraagt. De onzekerheid hierin bedraagt ongeveer een factor twee. Tabel 10.4 geeft een overzicht van de belangrijkste oorzaken voor de onzekerheid in de risicoschatting. Hieruit blijkt dat deze voor Rn-222 vooral wordt bepaald door de onzekerheid in de risicofactor, en niet zozeer door de onzekerheid in de blootstelling. Voor Rn-220 is de onzekerheid in de blootstelling wel van belang. Daarnaast is aangenomen dat voor de blootstelling van de bevolking aan radon een lineaire dosis-effect relatie zonder drempelwaarde van toepassing is.

Een duidelijke conclusie op grond van epidemiologisch onderzoek bij cohorten mijnwerkers naar het synergisme tussen roken en radon is nog niet mogelijk (§6.1.7). BEIR-IV constateerde een sterk synergisme, maar volgens BEIR-V zijn er te weinig gegevens om dit te onderbouwen. Daarnaast is er het probleem van de vertaling naar leden van de bevolking.

Epidemiologie voor blootstelling aan Rn-220 ontbreekt geheel, zodat conclusies hier geheel op basis van longmodelbeschouwingen worden gebaseerd.

Tabel 10.4. Belangrijkste onzekerheden in de schatting van de gemiddelde risico's door radon in Nederland

Radon-isotoop	Onzekerheid in de blootstelling	Onzekerheid in de conversiefactor blootstelling → risico	Onzekerheid in risico	Belangrijkste oorzaken van de onzekerheid in het risico
Rn-220 ("thoron")	factor 2 (*)	factor 2	factor 3	onzekerheid in longdosis ($\pm 30\%$) onzekerheid in risicofactor (dosis → risico; $\pm$ factor 2) blootstelling slecht bekend
Rn-222	4-5%	factor 2	factor 2	risicofactor mijnwerkers toegepast op bevolking

(*) De resultaten van het beperkte aantal Nederlandse waarnemingen sluiten weliswaar goed aan bij de UNSCEAR- en ICRP-gegevens voor landen met een gematigd klimaat, maar de steekproef (N=6!) was niet representatief. Aangenomen wordt dat de UNSCEAR/ICRP-waarden maximaal een factor 2 afwijken van de Nederlandse situatie.

Naast het risico van longtumoren zijn er ook aanwijzingen dat de mens risico's loopt door de inductie van leukemie en borstklieercarcinomen (§6.1.3). De risicofactoren zijn nog erg onzeker.

10.1.4 Risico's voor ecosystemen

Schadelijke gevolgen van radon voor ecosystemen, in termen van bedreiging van populaties, zijn niet bekend (hoofdstuk 6.4).

10.2 **OVERSCHRIJDING VAN DE HUIDIGE NORMEN EN RICHTWAARDEN**

10.2.1 Radon in het buitenmilieu

Radon in de buitenlucht, is afkomstig van het natuurlijk voorkomende U-238 en Th-232 in de bodem, en behoort daardoor tot de bronnen die beleidsmatig zijn ondergebracht in de categorie "onbeheersbare bronnen". Normen worden dan ook niet zinvol geacht. Wel worden er in ORS normen voorgesteld voor het toegevoegde risico door activiteiten van de mens, waarbij radioactieve stoffen in lucht en water worden geloosd (VROM, 1990). Dit risico mag voor leden van de bevolking maximaal 10^{-6} a^{-1} per bron bedragen, na sommatie van de risico's door alle geëmitteerde radionucliden. Dit impliceert dat ook bronnen die uitsluitend radon in de lucht lozen volgens ORS aan deze eis moeten voldoen. Hierbij kan gedacht worden aan aardgaswinning, sommige procesindustrieën en de opslag van ertsen, ertsafvalstoffen of fosfaathoudende kunstmest. Inzicht in deze risico's in Nederland ontbreekt nog. Wel is het op grond van voorlopige evaluaties en informatie uit het buitenland vrijwel zeker dat er bij radon geen sprake is van een belangrijke overschrijding van bovenstaande risiconorm.

10.2.2 Radon in het binnenmilieu

In het binnenmilieu is er een extra blootstelling aan radon boven het natuurlijke niveau in de buitenlucht. Er zijn voor "bouwen en wonen" nog geen "harde" kwaliteitsdoelstellingen, maar het "stand-still" principe is van toepassing. Dit houdt in dat door de toepassing van nieuwe bouwmaterialen en reststoffen de toestand niet mag verslechteren ten opzichte van de bestaande representatieve woningen. Hiermee wordt overigens niet uitgesloten dat de gemiddelde radonconcentratie zal stijgen, omdat in (vervangende) nieuwbouw de concentraties gemiddeld hoger zijn dan in bestaande bouw (zie hoofdstuk 8.2). In de toekomst zal het beleid zich waarschijnlijk gaan richten op het terugdringen van de blootstelling aan

radon, het voorkomen van hoge radonconcentraties in nieuwbouw en wellicht het saneren van probleemgevallen in de bestaande bouw. Chronologisch worden hierbij de volgende stappen onderscheiden: formulering risicodoelstelling, bepaling standpunt over infiltratie in nieuwbouw en vaststelling noodzaak van een saneringswaarde (VROM, 1990). Er zijn wel milieukwaliteitsdoelstellingen voor Rn-222 dat vrijkomt bij het huishoudelijk gebruik van aardgas en drinkwater. Deze risico's vallen onder de in ORS voorgestelde risiconormering van een maximaal toelaatbaar individueel risico van 10^{-6} a^{-1} (VROM, 1990).

Internationaal gezien is er een groot aantal richtwaarden en actieniveaus voor Rn-222 in het binnenmilieu, waarbij veelal onderscheid wordt gemaakt tussen bestaande en toekomstige gebouwen. Voor bestaande gebouwen en nieuwbouw worden voor Rn-222 vaak actieniveaus van respectievelijk 200 Bq.m^{-3} EEC en 100 Bq.m^{-3} EEC genoemd (zie tabel 1.4). Er zijn geen specifieke Nederlandse actieniveaus. Hoewel deze hoge concentraties in Nederland bij metingen niet zijn aangetroffen, kan uit de SAWORA-steekproef worden afgeleid dat er statistisch gezien een kans is van circa 0,01% dat in bestaande woningen de grens van 200 Bq.m^{-3} EEC wordt overschreden (circa 600 woningen).

10.3 MEETSTRATEGIEËN

10.3.1 Meetmethoden voor Rn-222 in lucht

De in Nederland in gebruik zijnde meetbeker ("track-etch" principe) voldoet goed en heeft bij een blootstellingsperiode van circa 4 maanden een voldoende lage detectiegrens (hoofdstuk 4.6). De methode, die berust op adsorptie aan actieve kool, is niet erg nauwkeurig en kent een aantal nadelen (§4.1.3). Mogelijk bieden nieuwe integrerende meetmethoden perspectieven wat betreft de kostprijs per analyse.

10.3.2 Uitgevoerde metingen en toekomstige metingen

De steekproeven in kader van SAWORA zijn van groot belang geweest voor de kennis over Rn-222-niveaus in Nederland. Dit betrof primair woonkamers, tweede vertrekken (veelal slaapkamers) en het buitenmilieu. In RENA-verband is informatie verzameld gericht op de mechanismen die de concentratie van Rn-222 in het binnenmilieu bepalen.

Indien wordt besloten tot sanering over te gaan dient een toekomstige meetstrategie te worden gericht op het opsporen van woningen met relatief hoge Rn-222-concentraties. Een eerste uitgangspunt hierbij kan een nadere analyse van de databestanden van de SAWORA-steekproef zijn, gebruikmakend van de beschikbare informatie over de woning en het gedrag van de bewoners. Daarnaast kan het in uitvoering zijnde fundamentele onderzoek naar het gedrag van Rn-222 in Nederlandse bodems en in de woning inzichtverhogend werken. Vooral beter begrip van de rol van de bodem (geologische factoren, porositeit, permeabiliteit, vochtgehalte) en de infiltratie in gebouwen is essentieel. Wat betreft de rol van de lokale geologie kan wellicht geprofiteerd worden van kennis op dit terrein in het buitenland. Er is nog weinig aandacht besteed aan radonbronnen in hoogbouw.

Een ander onderdeel van de toekomstige meetstrategie zou monitoring in openbare gebouwen, zoals scholen, kinderdagverblijven, kantoren en fabrieken kunnen zijn. Hierover is nog niets bekend, en de lange verblijftijden (zie tabel 5.8) kunnen in principe leiden tot relatief hoge blootstellingen. Accumulatie van Rn-222 door het gebruik van recirculatiesystemen is niet uitgesloten en dient te worden onderzocht. De meetstrategie op de wat langere termijn kan zich ook richten op de verwachte toename in de blootstelling aan Rn-222 (hoofdstuk 8.2), teneinde inzicht te verkrijgen in de werkelijke ontwikkelingen en de resultaten van uitgevoerd beleid. Steekproeven zoals uitgevoerd in SAWORA-verband zijn hierbij aan te bevelen.

10.4 KOSTEN-EFFECTIVITEIT VAN REDUCERENDE MAATREGELEN, SCENARIO'S EN ECONOMISCHE GEVOLGEN

10.4.1 Kosten-effectiviteit van reducerende maatregelen

De kennis over de kosten-effectiviteit van reducerende maatregelen in Nederland is grotendeels gebaseerd op modelberekeningen, die hun waarde nog onvoldoende in de praktijk hebben bewezen en daardoor een indicatief karakter bezitten (hoofdstuk 8.5). Meer praktijkproeven zijn noodzakelijk en kunnen de betrouwbaarheid van de modelresultaten verhogen. Bij de kosten-effectiviteit van reducerende maatregelen dient onderscheid te worden gemaakt tussen nieuwbouw, waar deze meestal hoger ligt, en bestaande bouw. Bij nieuwbouw lijkt een hoge (natuurlijke) ventilatie van de kruipruimte, in combinatie met het afdichten van de begane grondvloer, de hoogste kosten-effectiviteit te bezitten. Ook voor bestaande bouw lijkt dit het geval te zijn. Overigens zal de invloed van sanerende maatregelen op het gemiddelde

individuele risico van de Nederlander door radon op de korte termijn slechts marginaal zijn; bij een saneringswaarde voor Rn-222 van bijvoorbeeld 100 Bq.m^{-3} bedraagt de winst circa 0,5% (§8.4.3). Alleen indien er bij nieuwbouw effectieve maatregelen komen, die leiden tot een algemene verlaging van de radon-concentraties, zal de bestaande trend worden doorbroken en kan er op de lange termijn sprake zijn van een lager risico door radon (§8.4.2).

10.4.2 Scenario's

Tabel 10.5 geeft een aantal potentiële scenario's die op termijn kunnen leiden tot een reductie van het gemiddeld individueel risico door Rn-222 (zie hoofdstuk 8.4). Bij sanering van bestaande woningen dient uiteraard eerst het probleem van de identificatie te worden opgelost (§8.4.3). Maatregelen in nieuwbouw lijken, mits het verwachte effect in de praktijk wordt gehaald, het meest veelbelovend wat betreft reductie van het gemiddeld individueel risico. Sanering van probleemgevallen bij bestaande woningen leidt vooral tot een belangrijke verlaging van het maximaal individueel risico van de bewoners. Het effect van sanering op het gemiddeld individueel risico door radon in Nederland is marginaal.

10.4.3 Economische gevolgen van reducerende maatregelen

Toepassing van het stand-still beginsel bij de blootstelling aan ioniserende straling in het binnenmilieu door bouwmaterialen leidt niet tot economische gevolgen, wat betreft het gebruik van de huidige bouwmaterialen. Dit beginsel kan echter wel leiden tot restricties voor nieuwe bouwmaterialen, waaraan bijvoorbeeld industriële reststoffen of nieuwe grondstoffen uit het buitenland zijn toegevoegd. Van nieuwe industriële reststoffen kan een deel afvallen als bouwgrondstof, waardoor afzetproblemen kunnen ontstaan en een

Tabel 10.5. Scenario's voor de reductie van het gemiddelde individuele risico door Rn-222 in Nederland

Scenario	Verwachte effect op gemiddelde individuele risico
- Geen reducerende maatregelen. Situatie in woningen gebouwd na 1970 wordt maatgevend (*)	15% hoger omstreeks 2020
- reductie infiltratie en verlaging activiteit bouwmaterialen in nieuwbouw	jaarlijks 0,6% lager
- sanering bestaande woningen, met Rn-222-concentraties boven bijvoorbeeld 50 Bq.m^{-3} (**)	op termijn 5% lager

(*) Onwaarschijnlijk, door verwachte autonome trend (§8.4.1)

(**) Meerdere voorbeelden zijn uitgewerkt in §8.4.3

kostbare opslag noodzakelijk wordt. De bouwkosten van nieuwbouwwoningen, met een verhoogde ventilatie in de kruipruimte en minder luchttoevoer via de kruipruimte, zullen met f1000,= tot f2000,= stijgen. Significante effecten op het volume der bouwactiviteiten, en derhalve de werkgelegenheid, worden niet verwacht.

10.5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

10.5.1 Conclusies

Radon is een van nature voorkomende radioactieve stof, waarbij vooral door de mens toegepaste bouwwijze en bouwmaterialen een verhoogde blootstelling optreedt in het binnenmilieu. De totale emissie van Rn-222 in Nederland bedraagt circa $2 \cdot 10^{16}$ Bq.a⁻¹ (zie tabel 2.3). De bodem is hierbij de dominante bron (95%). In het binnenmilieu zijn de bodem (gemiddelde bijdrage circa 70%) en bouwmaterialen (circa 30%) de belangrijke bronnen. De gemiddelde bijdrage van de overige bronnen in het binnenmilieu is ongeveer 1% (zie tabel 10.2). De gemiddelde blootstelling aan Rn-222 in Nederland valt binnen het bereik van circa 20-90 Bq.m⁻³ dat in andere Europese landen wordt aangetroffen. In de verdeling van de Rn-222-concentraties in het Nederlandse binnenmilieu valt op dat relatief hoge waarden ontbreken. In de meetprogramma's zijn geen woningen aangetroffen waarin de door de EG aanbevolen actieniveaus van 20 mSv.a⁻¹ (correspondeert met 200 Bq.m⁻³ EEC) voor bestaande bouw en 10 mSv.a⁻¹ (100 Bq.m⁻³ EEC) voor nieuwbouw worden overschreden. In de huidige situatie kan worden verwacht dat de gemiddelde blootstelling aan Rn-222 langzaam stijgt, omdat de blootstellingen in (vervangende) nieuwbouw hoger zijn dan in bestaande bouw (zie hoofdstuk 8.2).

Op grond van de thans gepubliceerde epidemiologische studies van bevolkingsgroepen, die hebben blootgestaan aan relatief lage niveaus van Rn-222, kunnen nog geen conclusies worden getrokken omtrent effecten en grootte van risicofactoren (§6.1.6). De evaluatie van het risico van Rn-222, inductie van longtumoren, is gebaseerd op epidemiologische studies bij mijnwerkers. Toepassing van de risicofactoren voor mijnwerkers op de bevolking is mogelijk door gebruik te maken van longdosimetrische modellen. Hierin worden de invloeden van onder andere ademhalingsfrequentie, aërosolgrootte en vrije en gebonden fracties van dochterprodukten in rekening gebracht (hoofdstuk 6.1).

Er is nog onzekerheid voor wat betreft het risico van Rn-220, omdat epidemiologische gegevens ontbreken. Risicofactoren voor Rn-220 zijn gebaseerd op longdosimetrische modellen. De onzekerheid in de risicofactor van Rn-220 en Rn-222 bedraagt circa een factor twee.

Naast het risico van radon op inductie van longtumoren zijn er aanwijzingen dat de mens risico's loopt door inductie van leukemie en borstklier-carcinomen.

Voor Rn-220 en Rn-222 is een lineaire dosis-effectrelatie zonder drempeldosis aangenomen, hetgeen betekent dat iedere blootstelling, hoe klein dan ook, tot risico's leidt voor de gezondheid. Deze aanname is ook internationaal gezien het meest gebruikelijk. De risico-evaluatie voor Nederland leidt tot een geschat jaarlijks aantal doden door radon van circa 900 per jaar (onzekerheidsinterval: 420-2000; §7.1.4). Dit komt overeen met een gemiddeld individueel risico van $6 \cdot 10^{-5} \text{ a}^{-1}$. Risico's van radon voor ecosystemen, in termen van bedreiging van populaties, lijken niet aanwezig te zijn.

Bij een saneringswaarde van $100 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ dient in circa 0,7% van het bestaande woningenbestand (circa 42.000 woningen) reducerende maatregelen te worden getroffen (§8.4.3). Uit de SAWORA-steekproef kan worden afgeleid dat bij $200 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ dit percentage circa 0,1% bedraagt. Van de beschikbare maatregelen lijkt een verhoogde ventilatie van de kruipruimte, in combinatie met een goed afgedichte vloer van de begane grond, de hoogste kosten-effectiviteit te bezitten (§8.3.3). Deze conclusies zijn echter nog onvoldoende onderbouwd door praktijkproeven en hebben derhalve een voorlopige status.

De economische gevolgen van reducerende maatregelen, zoals restricties ten aanzien van nieuwe bouwmaterialen, het gebruik van reststoffen in bouwmaterialen en eisen aan de afdichting van de vloer van de begane grond, zijn waarschijnlijk klein (zie hoofdstuk 9.3). Alleen voor sommige nieuw toe te laten industriële reststoffen kunnen er problemen ontstaan en kan een kostbare opslag noodzakelijk zijn. Significante effecten op het volume der bouwactiviteiten en de werkgelegenheid worden niet verwacht.

10.5.2 Aanbevelingen

Gezien de relatief grote risico's van radon voor de bevolking en de onzekerheid over de effectiviteit van tegenmaatregelen worden in dit document aanbevelingen gedaan voor nader onderzoek betreffende de Nederlandse situatie. De belangrijkste hiervan worden hieronder genoemd, met vermelding van de argumenten of verwijzing naar het betrokken hoofdstuk:

- praktijkonderzoek naar de effectiviteit reducerende maatregelen in woningen en gebouwen, waarin een nog nader te definiëren actiewaarde wordt overschreden (hoofdstuk 8.5),
- ontwikkeling van specifiek Nederlandse criteria voor het identificeren van gebouwen met relatief hoge Rn-222-concentraties (sluit aan bij ORS-reductiedoelstelling op lange termijn, ALARA),
- verder onderzoek naar de economische gevolgen van radonreducerende maatregelen (gevolgen nog onvoldoende bekend),
- onderzoek naar de concentraties van Rn-222 in scholen, kinderdagverblijven, kantoren en fabrieken (hierover is niets bekend; bijdrage aan totale collectieve verblijftijd bedraagt 18%),
- een verkennend monitoringsprogramma voor de blootstellingen aan Rn-220 (hoewel er geen indicaties zijn dat er in Nederland problemen zijn met Rn-220, is hierover zo weinig bekend dat onderzoek op beperkte schaal wordt aanbevolen),
- onderzoek met behulp van proefdieren naar de risico's van Rn-222, wat betreft de inductie van leukemie en borstklier carcinoemen (zie hoofdstuk 6.4),
- op termijn onderzoek naar de blootstelling aan Rn-222 in Nederland, door middel van een representatieve steekproef (minstens 1000 metingen). Gezien de langzame wijzigingen in de gemiddelde concentratie zal een frequentie van eens in de 10-15 jaar voldoende zijn (steekproeven zijn momenteel het enige betrouwbare instrument om de trend in de blootstelling vast te stellen en de resultaten van het uitgevoerde beleid te toetsen).

11. REFERENTIES

11.1 REFERENTIES HOOFDSTUK 1

Buckingham, E. (1904)

Contributions to our knowledge of the aeration of soils

Bulletin No. 25, US Dept. of Agriculture, Bureau of Soils, Washington, DC, USA

Cothorn, C.R. and Smith, J.E., Jr. (eds.) (1987)

Environmental Radon

Environmental Science Series Vol. 35

Plenum Press, New York, NY, USA

Currie, J.A. (1960)

Gaseous diffusion in porous media; Part 2 - Dry granular materials

British Journal of Applied Physics, 12, 275

EG (1990)

Commission recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/Euratom)

Official Journal of the European Communities, Brussels, no. L80/26-28

Folkerts, K.H., G. Keller, H. Muth (1984)

Experimental investigations on diffusion and exhalation of Rn-222 and Rn-220 from building materials

Rad. Prot. Dos., Vol. 7, No. 1-4, 41-44

Heijningen, R.J.J. van, J.G. Ackers (1990)

Normstelling ioniserende straling voor bouwprodukten

DHV Raadgevend Ingenieursbureau B.V. en Radiologische Dienst TNO

DHV, Amersfoort

ICRP (1984)

Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation

Statement from the 1983 Washington meeting of the International Commission on Radiological Protection, ICRP-Publication 39

Annals of the ICRP, Vol. 14, No. 1

Pergamon Press, Oxford, UK

ICRP (1986)

Radiation protection of workers in mines

A report of committee 4 of the International Commission on Radiological Protection, ICRP-Publication 47

- Annals of the ICRP, Vol. 16, No. 1
Pergamon Press, Oxford, UK
- Jacobi, W., J. Lafuma, C.E. Land, H.G. Paretzke (1987)
Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters
A report of a task group of the International Commission on
Radiological Protection, ICRP-Publication 50
Annals of the ICRP, Vol. 17, No. 1
Pergamon Press, Oxford, UK
- Kuipers, S.F. (1981)
Bodemkunde
Stam/Robijns B.V., Culemborg
- McLaughlin, J.P. (1988)
Radon in indoor air
Environment and quality of life series, report no. 1
EUR 11917 EN, CEC Joint Research Centre Ispra, Italië
- Nazaroff, W.W. and A.V. Nero (ed.) (1988)
Radon and its decay products in indoor air
Wiley Interscience, New York, NY
- NCRP (1984)
Exposures from the uranium series with emphasis on radon and its
daughters
National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP Report
No. 77
Bethesda, Maryland, USA
- NCRP (1987)
Recommendations on limits for exposure to ionizing radiation
National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP Report
No. 91
Bethesda, Maryland, USA
- O'Riordan, M.C., A.C. James, B.M.R. Green and A.D. Wrixon (1987)
Exposure to radon daughters in dwellings
National Radiological Protection Board, report NRPB-GS6
H.M.S.O., London, UK
- Penman, H.L. (1940)
Gas and vapour movements in soil: The diffusion of vapours through
porous solid
Journal of Agricultural Science, 30, 437

Radiological Health Handbook (1970)

Bureau of Radiological Health, Rockville, Maryland

U.S. Department of Health, Education and Welfare, Washington, DC

Rogers, V.C., K.K. Nielsen and D.R. Kalkwarf (1984)

Radon attenuation handbook for uranium mill tailings cover design

Report NUREG/CR-3533, US Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC

Swedjemark, G.A., A. Mäkitalo (1990)

Recent Swedish experiences in Rn-222 control

Health Physics Vol. 58, No. 4, 453-460

UNSCEAR (1988)

Sources, effects and risks of ionizing radiation

United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

(UNSCEAR), 1988 report to the General Assembly, with annexes

United Nations, New York, NY

VROM (1990)

Omgaan met risico's van straling

Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu

Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 483, nr. 1, 2

SDU uitgeverij, 's-Gravenhage

Weast, R.C., D.R. Lide, M.J. Astle, W.H. Beyer (eds.) (1989)

CRC Handbook of Chemistry and Physics

CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida

WHO (1987)

Air quality guidelines for Europe

WHO regional publications, European series No. 23, Copenhagen

11.2 REFERENTIES HOOFDSTUK 2

Ackers, J.G. (1985)

Gemeten exhalatiesnelheden van radon uit oppervlakken van gereed
bouw materiaal en grond

Verslag van deelproject D1-4.351-12.1.3 van SAWORA

Rapport RD-TNO RD-E/8505-247, Arnhem

Beneš, P. (1990)

Radium in (continental) surface water

From: The environmental behaviour of radium, Vol. 1, Technical reports
series No. 310

- International Atomic Energy Agency, Vienna
- Blaauboer, R.O., L.H. Vaas en H.P. Leenhouts (1991)
- De stralingsbelasting in Nederland in 1988 (Eindrapport)
- Concept RIVM-rapport nr. 249103001, Bilthoven
- CBS (1990)
- Statistisch jaarboek 1990
- Centraal Bureau voor de Statistiek, Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage
- Corbett, J.O. (1983)
- The radiation dose from coal burning: A review of pathways and data
- Rad. Prot. Dos. Vol. 4, No. 1, 5-19
- Dijk, W. van en P. de Jong (1989)
- Exhalatiesnelheid van Rn-222 van Nederlandse bouwmaterialen en de invloed van verfsystemen
- Rapport nr. 37 in de reeks Stralenbescherming van het Ministerie van VROM, Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage
- IAEA (1982)
- Generic model and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases
- Safety Series No. 57
- International Atomic Energy Agency, Vienna
- Iyengar, M.A.R. (1990)
- The natural distribution of radium
- From: The environmental behaviour of radium, Vol. 1, Technical reports series No. 310
- International Atomic Energy Agency, Vienna
- Kuipers, S.F. (1981)
- Bodemkunde
- Stam/Robijns B.V., Culemborg
- Langeweg, F. (red.) (1988)
- Zorgen voor morgen
- Nationale milieuverkenning 1985-2010
- RIVM-rapport, Samson Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn
- Mattern, F.C.M. (1973)
- Het radongehalte van het grondwater in Limburg
- RIV-rapport nr. 46/73 Str, Bilthoven
- Moore, W.S. (1990)
- Radium isotopes in estuaries and coastal water

- From: The environmental behaviour of radium, Vol. 1, Technical reports series No. 310
International Atomic Energy Agency, Vienna
- Nazaroff, W.W., S.M. Doyle, A.V. Nero and R.G. Sextro (1987)
Potable water as a source of airborne Rn-222 in U.S. dwellings: a review and assessment
Health Physics Vol. 52, No. 3, 281-295
- Nazaroff, W.W. and A.V. Nero (ed.) (1988)
Radon and its decay products in indoor air
Wiley Interscience, New York, NY
- NCRP (1984a)
Evaluation of occupational and environmental exposures to radon and radon daughters in the United States
National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP Report No. 78
Bethesda, Maryland, USA
- Okubo, T. (1990)
Radium in oceans and seas
From: The environmental behaviour of radium, Vol. 1, Technical reports series No. 310
International Atomic Energy Agency, Vienna
- Pearson, J.E. (1967)
Natural environmental radioactivity from Rn-222
U.S. Public Health Service report 999-RH-26
Public Health Service, Washington, DC
- Prichard, H.M. (1987)
The transfer of radon from domestic water to indoor air
J. AWWA 79, 159-161
- UNSCEAR (1988)
Sources, effects and risks of ionizing radiation
United Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 1988 report to the General Assembly, with annexes
United Nations, New York, NY

11.3 REFERENTIES HOOFDSTUK 3

- Cothorn, C.R. and J.E. Smith (editors) (1987)
Environmental Radon
Environmental Science Research, Volume 35. Plenum Press, New York
- Dueñas, C., M.C. Fernández and M. Senciales (1990)
Usefulness of Rn, decay products of Rn, and Th B to study diffusion in the lower atmosphere
Atm. Environment, 24A, 1255-1261
- Eisenbud, M. (1987)
Environmental radioactivity from natural, industrial and military sources
Third edition, Academic Press, Orlando
- Köster, H.W., H.P. Leenhouts, A.W. van Weers and M.J. Frissel (1985)
Radioecological model calculations for natural radionuclides released into the environment by disposal of phosphogypsum
Sci. Total Envir., 45, 47-53
- Loos, T. (1989)
Modelling and measurements of the dynamics of radon concentrations in a crawl space
KVI, KVI-rapport nr. 156i
- Meijer, R.J. de (1991)
Infiltratie van radon in woningen
KVI, KVI-rapport nr. R-18
- Miles, J.C.H. en R.A. Algar (1988)
Variations in radon-222 concentrations
J. Radiol. Prot., 8, 103-105
- Nazaroff, W.W. en A.V. Nero (ed.) (1988)
Radon and its decay products in indoor air
Wiley-Interscience, New York
- NCRP (1987)
Ionizing radiation exposure of the population of the United States
National Council on Radiation Protection and Measurements, NCRP report no. 93, Bethesda
- Nero, A.V., A.J. Gadgil, W.W. Nazaroff and K.L. Revzan (1990)
Indoor radon and decay products: concentrations, causes, and control strategies

- U.S. Department of Energy, Office of Health and Environmental Research.
Technical Report Series DOE/ER-0480P
- Put, L.W. en R.J. de Meijer (1989)
Luchtdrukverschillen in en rond een woning; implicaties voor het
transport van radon
KVI, KVI-rapport nr. R-03
- Reineking, A. and J. Porstendörfer (1990)
"Unattached" fraction of short-lived Rn decay products in indoor and
outdoor environments: an improved single-screen method and results
Health Phys. 58, 715-727
- Smetsters, R.C.G.M. (1990)
Het landelijk meetnet voor radioactiviteit. Uit: Meten in de
stralingshygiëne
NVS-publicatie nr. 15, pag. 71-80
- Smith-Briggs, J.L. and E.J. Bradley (1984)
Measurement of natural radionuclides in U.K. diet
Sci. Total Envir. 35, 431-440
- Sonderen, J.F. van, R.M.S. Drost, A. Ockhuizen, P. Glastra, A.C. Koolwijk
(1990)
Onderzoek naar de radioactiviteit van depositie. Resultaten over 1989
RIVM, rapport nr. 243301006
- Stranden, E., A.K. Kolstead and B. Lind (1984)
The influence of moisture and temperature on radon exhalation
Rad. Prot. Dos., 7, 55-58
- UNSCEAR (1982)
Ionizing radiation: Sources and biological effects. United Nations
Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 1982 Report to
the General Assambly, with Annexes
United Nations, New York
- UNSCEAR (1988)
Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations
Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 1988 Report to
the General Assambly, with Annexes
United Nations, New York
- Wilkening, M. (1990)
Radon in the environment
Studies in Environmental Science, Volume 40. Elsevier, Amsterdam

11.4 REFERENTIES HOOFDSTUK 4

Ackers, J.G. (1985)

Concentraties van radionucliden in bouwmaterialen en grondsoorten
Stralenbeschermingsreeks nr. 8; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Ackers, J.G. (1985a)

Gemeten radonexhalatiesnelheden van bouwmaterialen en grond
Stralenbeschermingsreeks nr. 9; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Ackers, J.G., J.F. den Boer, P. de Jong en R.A. Wolschrijn (1985)

Radioactivity and radon exhalation rates of building materials in the
Netherlands
Sci. Total Environ. 45, 151-156

Ackers, J.G. (1989)

Gemeten radon emanatiefactoren van bouwmaterialen.
Rapport nr. RD-E/8901-271; Radiologische Dienst TNO, Arnhem.

Åkerblom, G., P. Andersson en B. Clavensjö (1984)

Soil gas radon - A source for indoor radon daughters
Radiat. Prot. Dosim. 7, 49-54

Aldenkamp, F.J., R.J. de Meijer, L.W. Put en P. Stoop (1991)

An assessment of a method for in situ radon exhalation measurements
Stralenbeschermingsreeks nr. 50C; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Baltzer, P., K.G. Görsten en A. Bäcklin (1989)

A pulse-counting ionization chamber for measuring the radon
concentration in air
in: Bedienungsanleitung mobiler radon-messplatz ATMOS-12D, Anhang 4.5;
Ed. v. Genrich; Genitron Instruments GmbH, Frankfurt/Main, Duitsland

Busigin, A., A. van der Vooren en C.R. Phillips (1979)

Interpretation of the response of continuous radon monitors to
transient radon concentrations
Health Phys. 37, 659-667

Countess, R.J. (1976)

Rn-222 flux measurement with a charcoal canister
Health Physics 31, 455-456

Cowper, G. en M.R. Davenport (1978)

An instrument for the measurement of long-term average radon levels
in: International Symposium on Advances in Radiation Protection
Monitoring (Stockholm)

Paper nr IAEA-SM-229/100, 413-422; International Atomic Energy Agency,
Wenen

Van Dijk, W. en P. de Jong (1989)

Exhalatiesnelheid van radon-222 van Nederlandse bouwmaterialen en de
invloed van verfsystemen

Stralenbeschermingsreeks nr. 37; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Van den Ende, C.A.M. en D. van Lith (1988)

Definitiestudie van het project Normstar. Normalisatie van meetmethode
voor radioactiviteit en straling.

Nederlands Normalisatie Instituut, Delft

Folkerts, K.H., G. Keller en H. Muth (1984)

Experimental investigations on diffusion and exhalation of ^{222}Rn
and ^{220}Rn from building materials

Radiat. Prot. Dosim. 7, 41-44

George, A.C. en A.J. Breslin (1977)

Measurement of environmental radon with integrating instruments

in: Workshop on methods for measuring radiation in and around uranium
mills. Ed. E.D. Harward

George, A.C. (1984)

Passive, integrated measurement of indoor radon using activated carbon
Health Physics 46, 867-872

Groen, G.C.H., T.J.H. de Groot, R.G. Nyqvist, A.S. Keverling Buisman en
J.D.R. Stoute (1986)

Metingen van parameters ter bepaling van de radonbelasting in het
kader van het nationaal onderzoeksprogramma SAWORA

Stralenbeschermingsreeks nr. 20; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Jonassen, N. (1983)

The determination of radon exhalation rates

Health Phys. 45, 369-376

De Jong, P. en J.G. Ackers (1990)

Radiologische aspecten verbonden aan het toepassen van vliegas-
gasbeton en nitrogips als bouw materiaal

- Rapport nr. RD-E/9010-287; Radiologische Dienst TNO, Arnhem
- Katase, A., Y. Matsumoto, Y. Nagao, T. Sakae, K. Tanabe en K. Ishibashi (1986)
- Plane multiwire-electrode ionization chamber for measurements of radon concentrations in air
- Rev. Sci. Instrum. 57, 945-951
- Kotrappa, P., J.C. Dempsey, R.W. Ramsey en L.R. Stieff (1990)
- A practical E-PERM (Electret Passive Environmental Radon Monitor) system for indoor ^{222}Rn measurement
- Health Phys. 58, 461-467
- Lucas, H.L. (1957)
- Improved low-level alpha-scintillation counter for radon
- Rev. Sci. Instrum. 28, 680-683
- Maiello, M.L. en N.H. Harley (1987)
- EGARD: an environmental gamma-ray and radon detector
- Health Phys. 53, 301-305
- Mustonen, R. (1984)
- Methods for evaluation of radiation from building materials
- Radiat. Prot. Dosim. 7, 235-238
- Nazaroff, W.W. (1988)
- Measurement techniques
- In: Nazaroff, W.W. en Nero A.V. (eds.) Radon and its decay products; Wiley, New York
- NCRP (1988)
- Measurement of radon and radon daughters in air
- Rapport nr. 97; National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda
- NNI (1991)
- Verslag van de workshop over Normstar II op 19 februari 1991
- Nederlands Normalisatie Instituut, Delft
- Poffijn, A., R. Bourgoignie, R. Marijns, J. Uyttenhove, A. Janssens en R. Jacobs (1984)
- Laboratory measurements of radon exhalation and diffusion
- Radiat. Prot. Dosim. 7, 77-79
- Prichard, H.M., T.F. Gesell en C.R. Meijer (1980)
- Liquid scintillation analysis for radium-226 and radon-222 in potable waters

- in: Liquid scintillation counting: recent applications and development, vol. 1, Physical aspects Academic Press
- Prichard, H.M. en K. Marien (1983)
- Desorption of radon from activated carbon into a liquid scintillator
Anal. Chem. 55, 155-157
- Samuelsson, C. (1987)
- A critical assessment of radon-222 exhalation measurements using the closed-can method
ACS Symp. Ser. 331, 203-218
- Somogyi, G., B. Paripás en Zs. Varga (1984)
- Measurement of radon, radon daughters and thoron concentrations by multi-detector devices
Nucl. Tracks Radiat. Measurem. 8, 423-427
- Stoop, P., E.J.T. Loos, R.J. de Meijer en L.W. Put (1991)
- Measurements on, modelling and control of infiltration of radon into dwellings
Stralenbeschermingsreeks nr. 50G; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Stranden, E., A.R. Kolstad en B. Lind (1984)
- The influence of moisture and temperature on radon exhalation
Radiat. Prot. Dosim. 7, 55-58
- Summers, J.R., W.D. Nicholas en R.L. Clemons (1990)
- Comparison of the electret-passive radon monitor system with charcoal canisters in controlled environments
Proceedings of the 1990 International Symposium on radon and radon reduction technology, Atlanta
- Thomas, J.W. en R.J. Countess (1979)
- Continuous radon monitor
Health Phys. 36, 734-738
- Ulbak, K., N. Jonassen en K. Bachmark (1984)
- Radon exhalation from samples of concrete with different porosities and fly ash additives
Radiat. Prot. Dosim. 7, 45-48
- Urban, M. en E. Piesch (1981)
- Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device
Radiat. Prot. Dosim. 1, 97-109
- Watnick, S., N. Latner en R.T. Graveson (1986)

A ^{222}Rn monitor using alpha spectrometry
Health Phys. 50, 645-646

11.5 REFERENTIES HOOFDSTUK 5

- Ackers, J.G. (1985)
Concentratie van radionucliden in bouwmaterialen en grondsoorten
Stralenbeschermingsreeks nr. 8; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Ackers, J.G. (1985a)
Gemeten radonexhalatiesnelheden van bouwmaterialen en grond
Stralenbeschermingsreeks nr. 9; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Ackers, J.G. (1988)
Radonexhalatie uit de aardbodem in Nederland
Rapport nr. RD-E/8811-276; Radiologische Dienst TNO, Arnhem
- Ackers, J.G. (1989)
Gemeten radonemanatiefactoren van bouwmaterialen
Rapport nr. RD-E/8901-271; Radiologische Dienst TNO, Arnhem
- Bannink, D.W., A. Keen, H.W. Köster, R.M.J. Pennders en J.H. Winkel (1986)
De natuurlijke radioactiviteit van Nederlandse gronden
Stralenbeschermingsreeks nr. 13; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Berg, G.P. van den (1990)
Radonconcentraties in 9 woningen in Beijum (Groningen)
Rapport nr. NWU-33; Natuurkundewinkel Rijksuniversiteit Groningen
- Brown, L. (1983)
National radiation survey in U.K.: indoor occupancy factors
Radiat. Prot. Dosim. 5, 203-208
- CEC (1987)
Radiation protection: exposure to natural radiation in dwellings of
the European Communities
Commission of the European Communities, Directoraat-Generaal
Employment, Social Affairs and Education, Luxemburg
- Dijk, W. van en P. de Jong (1989)
Exhalatiesnelheid van radon-222 van Nederlandse bouwmaterialen en de
invloed van verfsystemen

- Stralenbeschermingsreeks nr. 37; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Folkerts, K.H., G. Keller en H. Muth (1984)
Experimental investigations on diffusion and exhalation of ^{222}Rn and
 ^{220}Rn from building materials
Radiat. Prot. Dosim. 7, 41-44
- Hess, C.T., J. Michel, T.R. Horton, H.M. Prichard en W.A. Coniglio (1985)
The occurrence of radioactivity in public water supplies in the United
States
Health Phys. 48, 553-586
- Hogeweg, B. (1986)
Activiteitsmetingen in twintig woningen en in een proefkamer
Stralenbeschermingsreeks nr. 16; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- ICRP (1987)
Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters
Publicatie nr. 50; International Commission on Radiological
Protection, Pergamon Press, Oxford
- Jong, P. de en J.G. Ackers (1990)
Radiologische aspecten verbonden aan het toepassen van vlieg-
gasbeton en nitrogips als bouw materiaal
Rapport nr. RD-E/9010-287; Radiologische Dienst TNO, Arnhem
- Köster, H.W. (1991)
Schatting van de stralingsbelasting van de mens ten gevolge van
fosfogipslozingen in de Nieuwe Waterweg bij Rotterdam
RIVM-rapport nr. 249101001
- Loos, E.J.T., C. van der Louw, L.W. Put, R.J. de Meijer en P. Stoop (1991)
The influence of ground-water level variations on radon concentrations
in and above the soil
Stralenbeschermingsreeks nr. 50F; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Mattern, F.C.M. (1973)
Het radongehalte van het grondwater in Limburg
Rapport nr. 46/73; Rijks Instituut voor de Volksgezondheid, Bilthoven
- Meijer, R.J. de, L.W. Put en A. Veldhuizen (1986)
Radonconcentraties in Nederland
Stralenbeschermingsreeks nr. 14; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Meijer, R.J. de (1991)

Infiltratie van radon in woningen

Stralenbeschermingsreeks nr. 50A; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Nazaroff, W.W., S.M. Doyle, A.V. Nero en R.G. Sextro (1987)

Potable water as a source of airborne ^{222}Rn in U.S. dwellings: a review
and assessment

Health Phys. 52, 281-295

NCRP (1988)

Measurement of radon and radon daughters in air

Rapport nr. 97; National Council on Radiation Protection and
Measurement, Bethesda

NRPB (1990)

Radon

At-a-glance series; National Radiological Protection Board, Chilton

Put, L.W. en R.J. de Meijer (1988)

Variation of time-averaged indoor and outdoor radon concentrations
with time, location and sampling height

Radiat. Prot. Dosim. 24, 317-320

UNSCEAR (1982)

Ionizing radiation: sources and biological effects

Report to the General Assembly, with annexes; United Nations
Scientific

Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York

UNSCEAR (1988)

Sources, effects and risks of ionizing radiation

Report to the General Assembly, with annexes; United Nations
Scientific

Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York

Veermans, E., G.P. van den Berg, R.J. de Meijer en L.W. Put (1988)

De invloed van gipsplaten en bodem op het radongehalte in twee rijen
woningen

Stralenbeschermingsreeks nr. 35; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

VROM (1990)

Omgaan met risico's van straling

Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu

Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 483, nr. 1, 2

- SDU uitgeverij, 's-Gravenhage
- Wilkening, M. (1990)
Radon in the environment Studies in Environmental Science nr. 40;
Elsevier, Amsterdam
- Winder, C., R.J.J. van Heijningen, P. de Jong en J.G. Ackers (1990)
Positieve en negatieve effecten op de stralingsbelasting door het
toenemend gebruik van secundaire grondstoffen in bouwmaterialen.
Stralenbeschermingsreeks nr. 48; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

11.6. REFERENTIES HOOFDSTUK 6

- BEIR-IV. (1988)
Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters
National Academy Press, Washington D.C.
- BEIR-V (1990)
Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation
National Academy Press, Washington DC, USA
- Blaauwboer R.O., L.H. Vaas, J.M. Hesse and W. Slooff (1989)
Scopingreport Radon
National Institute of Public Health and Environmental Protection, RIVM
report nr. 758904003
Bilthoven, The Netherlands
- Chameaud J.M, R. Masse and J. Lafuma (1984)
Influence of radon daughter exposure at low doses on occurrence of lung
cancer in rats
Radiat. Prot. Dosimetry 7 : 385-388
- Cohen, B.S., M. Eisenbud and N.H. Harley (1980)
Measurement of the alpha-radioactivity on the mucosal surface of the
human bronchial tree
Health Physics 39: 619
- Cross, F.T., R.F. Palmer, G.E. Dagle, R.E. Filipy and B.O. Stuart (1982).
Carcinogenic effects of Radon daughters in uranium ore dust and
cigarette smoke in beagle dogs
Health Physics, 42: 35-52
- Harley, N.H., B. S. Pasternack (1982)
Environmental radon daughter alpha factors in five-lobed human lung

- Health Physics, Vol. 42, 789-799
- Haynes, R.M. (1988)
- The distribution of domestic radon concentrations and lung cancer mortality in England and Wales
- Radiat. Prot. Dosimetry, vol 40, 625-641
- Henshaw D., Eatough J. and Richardson R. (1990)
- Radon as a causative factor in induction of myeloid leukaemia and other cancers
- The Lancet vol. 335, p 1008-1012
- Hickey, R.J., Bowers, E.J., Spence, D.E., Zemel, B.S., Clelland, A.B. and Clelland, R.C. (1981)
- Low level ionizing radiation and human mortality: multi-regional epidemiological studies
- Health Physics, 40, 625-641
- ICRP (1979)
- Limits for intakes of radionuclides by workers
- Publication 30, Part 1, Pergamon Press, New York
- ICRP (1987)
- Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters
- Publication 50, Pergamon Press, Oxford
- ICRP (1991)
- Radiation protection
- Recommendations of the International Commission on Radiological Protection
- Publication 60, Pergamon Press, Oxford
- ICRU (1980)
- Radiation quantities and units
- Report 33, International Commission on Radiation Units and Measurements Publications,
- Bethesda, U.S.A.
- ICRU (1986)
- The quality factor in radiation protection
- Report 40, International Commission on Radiation Units and Measurements
- Jacobi, W. and K. Eisfeld (1980)
- Dose to tissue and effective dose equivalent by inhalations of radon-222 and their short-lived daughters
- GSF report S-626, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg, Federal Republic of Germany

James A.C., J.R. Greenhalgh, and A. Birchall (1980)

A domestic model for tissues of the human respiratory tract at risk from inhaled radon and radon daughters. In Radiation Protection. A systematic approach to safety

Proc. of the 5th Congress of International Radiation Protection, (IRPA) Vol.2, New York Bergamon Press. pp. 1045-1048

Little J.B., A.R. Kennedy and R.B. McGandy (1985)

Effect of dose rate on the induction of experimental lung cancer in hamsters by a radiation

Radiat. Res. 103, pp. 293-299

Lundgren D.L., N.A. Gillet, F.F. Hahn, W.C. Griffith and R.O. McClellan (1987)

Effects of protraction of the a dose to the lungs of mice by repeated inhalation exposure to aerosols of $^{239}\text{PuO}_2$

Radiat. Res. III, pp. 201-224

Nazaroff W. and Nero A. (1988)

Radon and its decay products in indoor air

John Wiley & Sons, New York

NCRP (1987)

Ionizing radiation exposure of the population of the United States

National Council on Radiation Protection and Measurements

Report no. 93, Bethesda, Maryland, USA

NEA (1983)

Nuclear Energy Agency Dosimetry aspects of exposure to radon and thoron daughter products

Report NEA/OECD, Paris

Sanders C.L., J.A. Mahaffey (1981)

Inhalation carcinogenesis of repeated exposure to high-fired $^{239}\text{PuO}_2$ in rats

Health Phys. 41, pp. 629-644

Stockwell, H.G., C.I. Noss, E.A. Ross, J.T. Peters and E.C. Candelora (1988)

Lung cancer and indoor radon in Florida

Radiation Protection Dosimetry, 24, 475-477

UNSCEAR (1982)

Sources and Biological Effects

UNSCEAR-1982 report, United Nations, New York

UNSCEAR (1988)

Sources, effects and risks of ionizing radiation

UNSCEAR-1988 report, United Nations, New York

Whittemore A.S. and A. McMillan (1983)

Lung cancer mortality among US uranium miners: reappraisal

J. Natl. Cancer Inst., 71, pp.489-499

11.7. REFERENTIES HOOFDSTUK 7

Ackers, J.G. (1985)

A comparison of calculated indoor radiation exposure with the results of measurements

Science Total Environment 45: 245-250

Ackers, J.G. (1989)

Methodiek ter bepaling van toegevoegde stralingsdoses als gevolg van het toepassen in woningen van bouwmaterialen met een verhoogd gehalte aan natuurlijke radioactiviteit

Radiologische Dienst TNO. Rapport RD-E/8909-282

BEIR-III (1980)

The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation

National Academy Press, Washington D.C.

BEIR-IV. (1988)

Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters

National Academy Press, Washington D.C.

BEIR-V (1990)

Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation

National Academy Press, Washington DC, USA

Darby, S.C., R. Doll, S.K. Gill, P.G. Smith (1987)

Long term mortality after a single treatment course with X rays in patients treated for Ankylosis Spondylitis

Brit. J. Cancer 57, 409-414

ICRP (1977)

Recommendations of the International Commission on Radiological Protection

Publication 26, Pergamon Press, Oxford

ICRP (1987)

Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters

Publication 50, Pergamon Press, Oxford

ICRP (1991)

Radiation protection

Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (in press)

Publication 60, Pergamon Press, Oxford

Jansen J.T.M., H.B. Kal and J.G. Ackers (1990)

Schatting van het aantal longtumoren veroorzaakt door radon en radonochterprodukten in Nederland

NVS-Nieuws, februari, pp. 6-10

Kal, H.B., J.T.M. Jansen, A. van Rotterdam, J. Zoetelief and J.J. Broerse (1988)

Gezondheidsschade Mens

Publicatie 39A van het Ministerie VROM

Kal, H.B. en J.T.M. Jansen (1990)

Dosisreductiefactor

Gezondheidsraadrapport A90/09, Den Haag

Lardinoye, M.H., K. Weterings and W.B. van de Berg (1982)

Unexpected ²²⁶Ra build-up in wet-process phosphoric acid plants

Health Physics 42, 503-514

Lewis, C.A., P.G. Smith, M. Stratton, C. Darby and R. Doll (1988)

Estimated radiation doses to different organs among patients treated for ankylosing spondylitis with a single course of X-rays.

Brit. J. Radiol. 61: 212-220

NCRP (1984)

Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States

Report 78, Bethesda, Md. USA

Otake, M., W.J. Schull, Y. Fujikoshi and H. Yoshimaru (1988)

Effect on school performance of prenatal exposure to ionizing radiation in Hiroshima

RERF TR2-88. Radiation Effects Research Foundation, Japan

Otten, W. and C.A.J. Vlek (1989)

Mogelijke aantasting van de geestelijke gezondheid in verband met blootstelling aan ioniserende straling

Publikatie 39 F van het Ministerie VROM

- Sparrow, A.H., A.G. Underbrink and R.C. Sparrow (1967)
Chromosomes and cellular radiosensitivity. I: The relationship of D_0 to
chromosome volume and complexity in seventy-nine different organisms
Radiation Research 32, 915
- UNSCEAR (1977)
Sources and Effects of Ionizing Radiation
UNSCEAR-1977 report, United Nations, New York
- UNSCEAR (1988)
Sources, effects and risks of ionizing radiation
UNSCEAR-1988 report, United Nations, New York
- Whicker, F.W. and V. Schultz (1982)
Radioecology: nuclear energy and the environment
vol. II. CRC press Inc., Boed Raton, Florida

11.8 REFERENTIES HOOFDSTUK 8

- Ackers, J.G. (1986)
Stralingsbelasting uit natuurlijke bron in Nederland; een
parameterstudie
Stralenbeschermingsreeks nr. 19; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Bossus, D.A.W. (1984)
Emanating power and specific surface area
Radiat. Prot. Dosim. 7, 73-76
- Dijk, W. van en P. de Jong (1989)
Exhalatiesnelheid van radon-222 van Nederlandse bouwmaterialen en de
invloed van verfsystemen
Stralenbeschermingsreeks nr. 37; Ministerie van Volkshuisvesting,
Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam
- Engels, J.J.M. (1989)
Radon in het binnenhuismilieu
Milieudefensie, Amsterdam
- EPA (1987)
Radon reference manual
Rapport nr. EPA 520/1-87-20; U.S. Environmental Protection Agency,
Washington

Fischer, P.H. (1989)

Onderzoek naar de effectiviteit van afscherpende maatregelen ter beperking van de toetreding van radongas vanuit de kruipruimte naar de woning

Rapport nr. 6516; Bouwcentrum, Rotterdam

Fleischer, R.L. (1987)

Moisture and ^{222}Rn emanation

Health Phys. 52, 797-799

Gids, W.F. de en J.C. Phaff (1986)

Ventilatie- en infiltratiemetingen in een woning in verband met de radonproblematiek

Rapport nr. R86/041; MT-TNO, Delft

Ham, E.R. van den, C. Winder en J.G. Ackers (1990)

Verkennd onderzoek naar de kosten-effectiviteit van maatregelen ter beperking van natuurlijke achtergrondstraling in de woning

Rapport nr. c1152-00-001; DHV/TNO, Amersfoort

Heijningen, R.J.J. van en J.G. Ackers (1990)

Normstelling ioniserende straling voor bouwprodukten

Rapport nr. D 0273-02-001; TNO/DHV, Amersfoort

Jonassen, N. (1983)

The determination of radon exhalation rates

Health Phys. 45, 369-376

Loos, E.J.T., C. van der Louw, L.W. Put, R.J. de Meijer en P. Stoop (1991)

The influence of ground-water level variations on radon concentrations in and above the soil

Stralenbeschermingsreeks nr. 50C; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Meijer, R.J. de, L.W. Put en A. Veldhuizen (1986)

Radonconcentraties in Nederland

Stralenbeschermingsreeks nr. 14; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Meijer, R.J. de (1991)

Infiltratie van radon in woningen

Stralenbeschermingsreeks nr. 50A; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Moeller, D.W. en K. Fujimoto (1984)

Cost evaluation of control measures for indoor radon progeny

Health Phys. 46, 1181-1193

Put, L.W. (1991)

Radonconcentraties in een twintigtal woningen. Studie naar het voorkomen van relatief hoge radonconcentraties in woningen, en naar het effect van bodemafsluiting op de radonconcentratie

Stralenbeschermingsreeks nr. 50E; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Rogers, V.C. en K.K. Nielsen (1990)

Benchmark and application of the RAETRAD model

Proc. 1990 Int. Symp. on Radon and Radon Reduction Technology, vol III, VI-1, Atlanta

Stoop, P., E.J.T. Loos, R.J. de Meijer en L.W. Put (1991)

Measurements on, modelling and control of infiltration of radon into dwellings

Stralenbeschermingsreeks nr. 50G; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Stoop, P., R.J. de Meijer, L.W. Put, L.E.J.J. Schaap en J.T.M. Vermeer (1991a)

Ventilation and radon measurements in a dwelling

Stralenbeschermingsreeks nr. 50H; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam

Swedjemark, G.A. en A. Mäkitalo (1990)

Recent Swedish experiences in ^{222}Rn control

Health Phys. 58, 453-460

Tanner, A.B. (1990)

The role of diffusion in radon entry into houses

Proc. 1990 Int. Symp. on Radon and Radon Reduction Technology, vol III, V-2, Atlanta

UNSCEAR (1982)

Ionizing radiation: sources and biological effects

Report to the General Assembly, with annexes; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York

11.9 REFERENTIES HOOFDSTUK 9

CBS (1989)

Maandstatistiek Bouwnijverheid CBS, mei 1989.

EG (1990)

Commission recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/Euratom)
Official Journal of the European Communities, Brussels, no. L80/26-28

EPA (1990)

Technical Support Document for the 1990 Citizen's Guide to Radon.
U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Engels, J. (1989)

Radon in het binnenmilieu.
Vereniging Milieudefensie rapport.

Van den Ham, E.R., C. Winder, J.G. Ackers, (1990)

Verkennd onderzoek naar de kosten-effectiviteit van maatregelen ter beperking van natuurlijke achtergrondstraling in de woning. DHV-dossier C1152-00-001.

Heijningen, R.J.J. van en J.G. Ackers (1990)

Normstelling ioniserende straling voor bouwprodukten
Rapport nr. D 0273-02-001; TNO/DHV, Amersfoort

RWS (1987)

Geground ontgronden. Ontwerp landelijke beleidsnota voor de oppervlakte-delfstoffenvoorziening voor de lange termijn.

VROM (1988)

Preventie en hergebruik van afvalstoffen. Beleidsnotitie VROM
Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 20 877, nr. 2
SDU uitgeverij, 's-Gravenhage

VROM (1990)

Omgaan met risico's van straling
Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu
Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21 483, nr. 1, 2
SDU uitgeverij, 's-Gravenhage

GEBRUIKTE EENHEDEN

Bq	Becquerel (s^{-1}): eenheid van radioactiviteit die een kernovergang per seconde aangeeft
Ci	Curie : oude eenheid van radioactiviteit die overeenkomt met $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq
WL	Working Level : de hoeveelheid potentiële α -energie in een kubieke meter lucht die resulteert in de emissie van $2,08 \cdot 10^{-5}$ J energie (historisch afkomstig van 100 pCi Rn-222 in 1 liter lucht; $100 \text{ pCi} \hat{=} 3,7 \text{ Bq}$). $1 \text{ WL} \hat{=} 3700 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-222, in radioactief evenwicht met zijn dochterprodukten ($\text{EEC}_{\text{Rn-222}}$) of $1 \text{ WL} \hat{=} 270 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ Rn-220, in radioactief evenwicht met zijn dochterprodukten ($\text{EEC}_{\text{Rn-220}}$)
WLM	Working Level Month : een blootstelling aan een WL gedurende een werkmaand (170 uur), ofwel $2,08 \cdot 10^{-5} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3} \cdot 170 \text{ h} = 3,5 \cdot 10^{-3} \text{ J} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$

GEBRUIKTE GROOTHEDEN

A	Activiteitsconcentratie (Bq.kg^{-1})
AMD	Activity median diameter (m)
C	Concentratie (Bq.m^{-3})
d	dikte van een (proef)muur (m)
D_e	Effectieve bulkdiffusiecoëfficiënt ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$)
DAC	Derived Air Concentration: die concentratie (Bq.m^{-3}) van een bepaalde isotoop in lucht die aanleiding geeft tot het ontvangen van een dosislimiet bij een continue blootstelling gedurende het gehele jaar
E	Exhalatietempo ($\text{Bq.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$): snelheid waarmee het radongas uit een materiaal naar de omgeving stroomt
EEC	Evenwichts Equivalente Concentratie (Bq.m^{-3} EEC): die concentratie van Rn-222 of Rn-220, in evenwicht met hun kort-levende dochterprodukten, die dezelfde potentiële α -energie heeft als het niet-evenwichts mengsel
f	vrije fractie: fractie van de radonatomen die niet-aërosolgebonden is
F	Evenwichtsfactor: factor tussen de niet-evenwichtsconcentratie van radon en de EEC
k	Permeabiliteit: doordringbaarheid van een materiaal voor een vloeistof of gas. Volgt uit de wet van Darcy.
K	Verhouding: verhouding tussen longdosis in woningen en mijnen bij gelijke blootstelling
L	Diffusielengte (m): gemiddelde diffusielengte afgelegd in een halveringstijd
PAEC	Potentiële α-energieconcentratie (J.m^{-3}): hoeveelheid α -energie die per volume-eenheid vrijkomt bij het verval van een radonisotoop in evenwicht met alle dochterprodukten
t	tijd (s)
t_{1/2}	Halveringstijd (s): tijd waarin de activiteit van een radioactief materiaal met de helft afneemt
P*	Pécletnummer (dimensieloos): geeft relatieve belang convectie en diffusie transport

Q **Kwaliteitsfactor**: factor die de verschillen in biologisch effect in rekening brengt

V **Volume** (m^{-3})

α -straling: deeltjesstraling van heliumkernen

β -straling: deeltjesstraling van elektronen

γ -straling: elektromagnetische straling

ϵ **Porositeit**: de fractie van droge bodem of bouw materiaal die door lucht wordt ingenomen

ϵ_p **Potentiële α -energie**: de totale α -energie die wordt uitgezonden door een mengsel van Rn-222 en dochteratomen (respectievelijk Rn-220 en dochteratomen) bij het verval tot Pb-210 (respectievelijk Pb-208)

η **Emanatiefactor** (dimensieloos): fractie van geproduceerde radon (Rn-220 of Rn-222) die uit het moedermateriaal treedt

λ **Vervalconstante** (s^{-1}): een constante die omgekeerd evenredig is met de halveringstijd ($\lambda = \ln(2)/t_{1/2}$)

μ **Viscositeit** (Pa.s)

ρ **dichtheid** (kg.m^{-3})

GEBRUIKTE AFKORTINGEN

ALARA	As Low As Reasonably Achievable
BEIR	Comittee on Biological Effects of Ionizing Radiation
CMB	Central Medical Board, Finland
COGEMA	Compagnie Générale des Matières Nucleaires
DGM	Directoraat-Generaal Milieubeheer
EPA	US Environmental Protection Agency, U.S.A.
ICRP	International Commission on Radiological Protection, UK
ICRU	International Commission on Radition Units and Measurements
ITRI	Instituut voor Toegepaste Radiobiologie en Immunologie (TNO), Rijswijk
LET	linear energy transfer
NBHW	National Board of Health and Welfare, Zweden
NCRP	National Council on Radiation Protection and Measurement, U.S.A.
NEA	Nuclear Energy Agency (OECD)
NIRP	National Institute of Radiation Protection, Zweden
NRPB	National Radiological Protection Board, U.K.
ORS	beleidsnotitie "Omgaan met risico's van straling"
PNL	Pacific Northwest Laboratories, U.S.A.
RD	Radiologische Dienst TNO, Arnhem
RENA	Reguleerbare vormen van natuurlijke achtergrondstraling
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven
RPA	Radiation protection authorities, Nordische landen
RPB	Radiation Protection Bureau, Canada
RPC	Radiation Protection Commission, Duitsland
SAWORA	Stralingsaspecten van woonhygiëne en verwante radio-ecologische problemen
STRATEGO	Straling ten aanzien van de gebouwde omgeving
TNO	Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
WHO	World Health Organization, Denemarken