



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Mogelijke blootstelling aan ioniserende straling uit **uraniumtegels** in Nederlandse woningen

Mogelijke blootstelling aan ioniserende straling uit uraniumtegels in Nederlandse woningen

RIVM-rapport 2023-0274

Colofon

© RIVM 2023

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2023-0274

T. van Dillen (auteur), RIVM
Y.Z. Szeto (auteur), RIVM
J.E. Baarsma (auteur), RIVM

Contact:
Teun van Dillen
Stralingsonderzoek, Kennis en Beleid
teun.van.dillen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) in het kader van het programmaonderdeel 'Straling in de leefomgeving'.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Mogelijke blootstelling aan ioniserende straling uit uraniumtegels in Nederlandse woningen

In jarendertigwoningen kunnen keramische wandtegels zitten met uranium in de glazuurlaag. Ze zitten vooral op muren in entreehallen, trappenhuis en portieken. Het uranium is aan de glazuurlaag toegevoegd om de tegels unieke kleuren te geven, bijvoorbeeld oranje tinten.

Uranium is radioactief en zendt ioniserende straling uit. In de buurt van uraniumtegels ontstaat daardoor een hoger stralingsniveau. Mensen die dicht bij deze tegels verblijven of ze bewerken, lopen hierdoor een wat hogere stralingsdosis op. Uit verkennend onderzoek van het RIVM blijkt deze extra dosis klein te zijn.

Iedereen staat dagelijks bloot aan ioniserende straling van natuurlijke stralingsbronnen, zoals bouwmaterialen, voedsel en kosmische straling. De gemiddelde dosis die een inwoner van Nederland aan al deze bronnen samen oploopt is ongeveer 1700 microsievert per jaar. De extra dosis door uraniumtegels (minder dan 100 microsievert) zou daar maximaal 6 procent aan toevoegen. Waarschijnlijk is de dosis in de praktijk nog lager dan uit dit onderzoek blijkt. Het RIVM heeft namelijk uit voorzorg de dosis berekend voor ongunstige scenario's, bijvoorbeeld met lange verblijftijden in een hal.

Aanleiding voor dit onderzoek was de melding van een bezorgde bewoner van een jarendertigwoning bij de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS). Deze persoon had zelf hogere stralingsniveaus in de hal en het trappenhuis gemeten. Het RIVM heeft de dosis berekend voor alleen deze woning met 44 uraniumtegels (elk van 15 cm bij 1 cm).

In de scenario's is ook gekeken naar het radioactieve stof dat kan vrijkomen bij verbouwingen of het boren van een gaatje in een uraniumtegel. Ondanks de lage stralingsdosis raadt het RIVM mensen aan om ervoor te zorgen zo min mogelijk van dat stof in te ademen. Dat kan door een stofmasker te gebruiken, voor goede ventilatie te zorgen, en een stofzuiger bij het boorgat te houden.

De resultaten gelden voor woningen met het soort uraniumtegels uit de onderzochte woning. Voor Nederlandse woningen met andere soorten uraniumtegels zijn geen harde uitspraken te doen zonder verder onderzoek. Het RIVM verwacht niet dat de stralingsdoses daarin hoger zullen zijn. Het is niet bekend hoeveel woningen uraniumtegels hebben. Veel van deze tegels zijn vermoedelijk al tijdens verbouwingen verwijderd.

Kernwoorden: radioactiviteit, ioniserende straling uranium, jarendertigwoning, blootstelling, stralingsdosis, tegels, verblijf, verbouwing, afval, recycling

Synopsis

Potential exposure to ionising radiation from uranium tiles in Dutch homes

Dutch homes built around the 1930s may have ceramic wall tiles containing uranium in their glaze. They are most likely to be found on walls in entrance halls, stairwells and porches. The uranium was added to the glaze to give the tiles unique colours, such as vivid shades of orange-red.

Uranium is radioactive and emits ionising radiation. This results in a higher radiation level near uranium tiles. Individuals staying in the vicinity of these tiles or working on them will incur a somewhat higher radiation dose as a result. Exploratory research by RIVM shows that this additional dose is small.

In daily life, everyone is exposed to ionising radiation from natural radiation sources, such as building materials, food and cosmic rays. The average dose an inhabitant of the Netherlands incurs from all these sources together is approximately 1700 microsieverts per year. The additional dose from uranium tiles (less than 100 microsieverts) would add less than 6 percent to that. In practice, the actual dose is probably even lower than this study shows. This is because, as a precaution, RIVM has calculated the dose for unfavourable scenarios, for example by assuming long residence times in the hall.

The reason for conducting this research was a notification to the Authority for Nuclear Safety and Radiation Protection (ANVS) by a concerned occupant of a 1930s house. The occupant had measured elevated radiation levels in the hall and stairwell. RIVM has calculated the individual dose caused by the 44 uranium tiles (each measuring 15 cm by 1 cm) in this house only.

During renovations or when a hole is drilled in a uranium tile, radioactive dust can be released. Scenarios that consider the inhalation of this dust are included in the calculations. Although the radiation dose is low, RIVM recommends minimising the inhalation of this dust. This can be achieved by wearing a dust mask, providing good ventilation, and keeping a vacuum cleaner near the drill hole.

The presented results apply to homes with the same type of uranium tiles as those in the investigated house. For Dutch homes with other types of uranium tiles, no firm conclusions can be drawn without further research. RIVM does not expect the radiation doses involved to be higher than those calculated in this study. It is unknown how many houses have uranium tiles. Many of these tiles have presumably been removed during renovations.

Keywords: radioactivity, ionising radiation, uranium, 1930s homes, exposure, radiation dose, tiles, renovation, waste, recycling

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 13

- 1.1 Aanleiding en achtergrond — 13
- 1.2 Doelstellingen en onderzoeksvragen — 14
- 1.3 Afbakening van het onderzoek — 14
- 1.4 Begripsbepaling — 15
 - 1.4.1 Individuele stralingsdosis — 15
 - 1.4.2 Conservatieve berekeningen — 15
 - 1.4.3 Toegevoegde dosis — 15
 - 1.4.4 Onzekerheden — 15
- 1.5 Leeswijzer — 16
- 1.6 Dankwoord — 16

2 Uranium als kleurstof — 17

- 2.1 Historische context — 17
- 2.2 Uraniumglazuur — 19
- 2.3 Uraniumtegels in Nederlandse woningen en gebouwen — 20
- 2.4 Onderzochte casus: woning met uranium siertegels — 21

3 Radiologische eigenschappen van uraniumisotopen — 25

- 3.1 Uranium en uraniumoxides — 25
 - 3.1.1 Isotopen en vervalreeksen — 25
 - 3.1.2 Natuurlijk uranium en dochteringroei — 27
- 3.2 Dosisconversiecoëfficiënten (DCC's) — 31
 - 3.2.1 Uitwendige blootstelling door bestraling met fotonen — 32
 - 3.2.2 Uitwendige blootstelling door bestraling met bètadeeltjes (elektronen) — 32
 - 3.2.3 Contactblootstelling van de huid — 34
 - 3.2.4 Inhalatie — 36
 - 3.2.5 Ingegroeide dochternucliden verdisconteren in dosisberekeningen — 36
- 3.3 Dosistempi van een isotrope puntbron met natuurlijk uranium — 37
- 3.4 Casus: eigenschappen van uraniumtegels in de onderzochte woning — 39
- 3.5 Verwaarloosde dosisbijdragen — 41

4 Stralingsdoses door verblijf in een woning met uraniumtegels — 43

- 4.1 Situatieschets: de entreehal met uraniumtegels — 43
- 4.2 Blootstelling door uitwendige bestraling (fotonen en bèta) — 45
 - 4.2.1 Uitwendige blootstelling door uitgezonden fotonen — 45
 - 4.2.2 Uitwendige blootstelling door uitgezonden bètastraling — 47
- 4.3 Uitwendige blootstelling van de huid door direct contact — 49
- 4.4 Inwendige blootstelling door inhalatie van radioactief stof — 52
 - 4.4.1 Algemene veronderstellingen bij het boren van een gaatje — 53
 - 4.4.2 Generieke inhalatiemodel — 54
 - 4.4.3 Lokale inhalatiemodel (alternatief) — 54
- 4.5 Samenvatting dosisbijdragen in woonscenario — 55

5 Stralingsdosis en activiteitsconcentratie bij verwijdering uraniumtegels – 57

- 5.1 Situatieschets: de entreehal met uraniumtegels – 57
- 5.2 Inwendige besmetting door inhalatie – 58
 - 5.2.1 Generieke inhalatiemodel (verwijderen tegels) – 58
 - 5.2.2 RP114 inhalatiemodel (alternatief scenario) – 60
 - 5.2.3 Resulterende inhalatiedosis in het verbouwingsscenario – 61
- 5.3 Activiteitsconcentraties in bouw- en sloopafval – 61
- 5.4 Samenvatting resultaten van het verbouwingsscenario – 62

6 Discussie, conclusie en aanbevelingen – 63

- 6.1 Antwoorden op de onderzoeksvragen en discussie van de resultaten – 63
- 6.2 Vergelijking met blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling – 66
- 6.3 Stralingsbeschermingskader: vergelijking met dosiscriteria – 67
 - 6.3.1 Blootstellingssituatie – 67
 - 6.3.2 Benchmarking – 68
- 6.4 Situatie in Nederland – 70
- 6.5 Conclusies en aanbevelingen – 71

Bijlage A Schatting van de puntbronconstante door remstraling – 73

Bijlage B Externe stralingsdosimetrie – 76

- B.1 Externe fotonendosimetrie – 76
- B.2 Externe bètadosimetrie – 80
 - B.2.1 De ééndimensionale, smalle-bundel zelftransmissiefunctie – 83
 - B.2.2 Lijnbron met alleen zelfafscherming – 86
 - B.2.3 Lijnbron met zelfafscherming en externe afscherming – 89
 - B.2.4 Dosistempo ten gevolge van een puntbron – 90

Bijlage C Inhalatiemodellen – 92

- C.1 Generieke inhalatiemodel – 92
- C.2 Lokale inhalatiemodel – 94
- C.3 Inhalatiemodel uit RP114 – 96

Literatuuroverzicht – 97

Samenvatting

Woningen gebouwd in de eerste decennia van de twintigste eeuw kunnen keramische tegels bevatten waarin uraniumoxides zijn gebruikt als kleurstof (uraniumtegels). Het uraniumoxide werd daarbij in de beschermende glazuurlaag van de tegels verwerkt om deze van unieke kleuren te voorzien. De heldere, oranje- of rode kleur is een voorbeeld van zo'n typische kleur die destijds alleen verkregen kon worden met uraniumoxides. Deze uraniumtegels werden bijvoorbeeld toegepast in entreehallen, trappenhuizen en portieken van Nederlandse jarendertigwoningen.

Dat uraniumisotopen radioactief zijn, was al bekend sinds 1896. De lange termijn gezondheidseffecten en -risico's bij blootstelling aan radioactieve stoffen werden echter pas in de loop van de vorige eeuw zichtbaar. De eerste Nederlandse stralingsregelgeving voor radioactieve stoffen, dateert dan ook uit 1958. Deze regelgeving was hoofdzakelijk gericht op de bescherming van werknemers tegen beroepsmatige blootstelling aan ioniserende straling. In de decennia die volgden, werd het juridische beschermingskader verder aangescherpt en werd deze ook ten aanzien van de leden van de bevolking vormgegeven. Er zijn echter nog steeds woningen met originele uraniumtegels waar leden van de bevolking aan worden blootgesteld.

Begin 2021 heeft een bewoner van een Nederlandse jarendertigwoning melding gemaakt bij de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) na het meten van verhoogde stralingsniveaus in de entreehal en het trappenhuis. Metingen van de ANVS in de woning bevestigden de verhoogde stralingsniveaus. Daarop is één siertegel met een afmeting van 15 cm bij 1 cm (sierstrip) verwijderd en door de *Nuclear Research and Consultancy Group* (NRG) onderzocht op radioactiviteit. Deze metingen toonden verhoogde concentraties uranium aan, waaruit blijkt dat het originele siertegels zou kunnen betreffen. Naar aanleiding van de melding en deze metingen heeft de ANVS het RIVM de opdracht gegeven om een kwantitatieve inschatting te maken van de mogelijke stralingsdoses door blootstelling aan de uraniumtegels in deze woning. Dit rapport is een verslaglegging van deze dosisberekeningen.

De woning bevat 44 gelijksoortige siertegels. De gemeten activiteitsconcentraties in de verwijderde uraniumtegel bedragen circa $88,2 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ U-238 en $4,32 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ U-235 gemiddeld over de massa van de hele tegel (30 g). Het totale massapercentage aan uraniumisotopen bedraagt daarmee circa 0,71% waardoor we officieel te maken hebben met een splijtstof [1]. Indien we er vanuit gaan dat het uranium zich in de glazuurlaag met een dikte van 250 μm en een dichtheid van $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ bevindt, dan is het massapercentage uranium in deze laag gelijk aan circa 21%.

Dit rapport beschouwt de volgende drie berekeningen voor twee scenario's (wonen en verbouwen):

1. Blootstelling aan ioniserende straling bij verblijf in de woning.

Voor het 'woonscenario' berekenen we een individuele, effectieve jaardosis van circa **15 microSv·jr⁻¹** als gevolg van uitwendige bestraling met fotonen en bètadeeltjes.

Als er bovendien een gaatje in een uraniumtegel wordt geboord dan bedraagt de *totale* effectieve jaardosis circa **58 microSv·jr⁻¹**. Hiervan is **43 microSv·jr⁻¹** de aanvullende dosis als gevolg van inademing van het vrijgekomen, radioactieve stof. Het boren van meerdere gaatjes in deze tegels leidt tot een evenredig hogere, effectieve inhalatiedosis per jaar.

De lokale, equivalente huiddosis bedraagt circa **2,1 milliSv·jr⁻¹**, hoofdzakelijk veroorzaakt door direct contact van de blote huid met de tegels.

2. Blootstelling aan radioactief stof tijdens de verbouwing

Bij het verbouwingsscenario is de aanname dat alle tegels uit de hal en het trappenhuis worden verwijderd. Bij deze werkzaamheden komt stof vrij dat gedeeltelijk afkomstig kan zijn van de uraniumtegels. Inademing van dat stof leidt dan tot een potentiële effectieve dosis die hoogstens circa **83 microSv** bedraagt.

3. Activiteitsconcentraties in bouw- en sloopafval

Het bouw- en sloopafval afkomstig van de verbouwingswerkzaamheden (punt 2 hierboven) zal naast uraniumtegels ook gewone keramische wandtegels bevatten, waardoor de gemiddelde activiteitsconcentratie lager zal liggen dan de concentraties in de tegel zelf. De activiteitsconcentratie van natuurlijk uranium bedraagt circa **0,6 Bq·g⁻¹** gemiddeld over de totale massa van het steenachtige bouwafval. De aanname hierbij is dat alleen de wandtegels worden verwijderd. Door inherente verdunning in het afvalverwerkings- en recyclingproces verwachten we dat de activiteitsconcentraties in gerecyclede materialen, waarin dit bouwafval verwerkt zou kunnen worden, dan ruim onder de **0,1 Bq·g⁻¹** zouden liggen.

In beide scenario's bedragen de berekende effectieve doses door uraniumtegels (< 100 microSv) hooguit 6% van de gemiddelde effectieve dosis die een inwoner van Nederland jaarlijks ontvangt door blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling (ruim 1700 microSv·jr⁻¹). Daar komt bij dat de berekeningen onder conservatieve aannames zijn uitgevoerd om onderschattingen te voorkomen. Dit houdt in dat de ontvangen doses in de praktijk waarschijnlijk nog (veel) lager zullen liggen en daarmee dus gering zijn ten opzichte van de dosis door natuurlijke bronnen.

De berekende stralingsdoses zijn ook vergeleken met dosiscriteria uit vigerende, Nederlandse wet- en regelgeving. Omdat niet duidelijk is of blootstelling aan ioniserende straling van uraniumtegels kwalificeert als

een geplande of bestaande blootstellingssituatie, is deze vergelijking gemaakt met mogelijk passende (dosis)criteria binnen het kader van beide blootstellingssituaties. Deze benchmarking laat zien dat voor de effectieve dosis en de lokale, equivalente huiddosis de berekende jaardoses *aanzienlijk lager* liggen dan deze criteria van respectievelijk $1000 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$ en $50 \text{ milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$.

De berekende stralingsdoses en activiteitsconcentraties gelden alleen voor de in dit onderzoek beschouwde woning en mogelijk voor woningen met soortgelijke uraniumtegels. De vertaling van deze resultaten naar de situatie voor andere Nederlandse gebouwen en woningen met uraniumtegels is zonder aanvullend onderzoek niet goed te maken. Echter, door het hoge niveau van conservatisme in de berekeningen is te verwachten dat de stralingsdoses voor een groot deel van deze gebouwen en woningen de berekende waarden voor de onderzochte woning niet (of niet significant) zullen overtreffen. Specifieke situaties die kunnen leiden tot een hogere blootstelling zijn echter ook niet helemaal uit te sluiten.

Op basis van de resultaten uit dit verkennende onderzoek raadt het RIVM aan om voorbereidend werk (beleidsonderzoek) uit te voeren ten behoeve van de ontwikkeling van beleid voor blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van keramische tegels met uraniumkleurstof. Dit zou duidelijkheid scheppen over het stralingsbeschermingskader en de bijbehorende dosiscriteria waaraan ontvangen blootstellingen getoetst zouden moeten worden.

Verder raadt het RIVM aan om de standaard veiligheidsmaatregelen in acht te nemen als men werkzaamheden gaat uitvoeren (verbouwing, boren van gaatjes) aan originele tegelwanden met de mogelijke aanwezigheid van uraniumtegels. Deze maatregelen dienen ervoor om de inhalatie van vrijgekomen stof zoveel mogelijk te beperken. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan het gebruik van een stofmasker, goede ventilatie van de ruimte, of het gebruik van een stofzuiger bij het boorgat.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en achtergrond

Jarendertigwoningen zijn in Nederland populair vanwege hun karakteristieke elementen, zoals de bakstenen gevels, hoge plafonds, en glas-in-lood versieringen. De woningen zijn ook herkenbaar aan de typische kleurstelling van de keramische tegelwanden in entreehallen, trappenhuisen en buitenportieken. Voor het kleuren van keramiek werden voornamelijk metaaloxiden in het glazuur verwerkt. In de eerste decennia van de twintigste eeuw werden daarbij ook uraniumoxides toegevoegd aan de glazuurlaag. Uranium leverde namelijk unieke kleuren op, waaronder bijvoorbeeld het kenmerkende oranje-rood.

Uranium werd in deze periode vaker als kleurstof toegepast, ondanks het feit dat de op aarde voorkomende, natuurlijke uraniumisotopen radioactief zijn. Bij radioactief verval komt ioniserende straling vrij waaraan mens en milieu kunnen worden blootgesteld. Na de ontdekking van radioactiviteit in 1896 door Antoine Henri Becquerel werden de lange-termijn gezondheidseffecten en -risico's die deze blootstelling kunnen veroorzaken pas in de loop van de vorige eeuw zichtbaar. Door deze kennis heeft het vakgebied van de stralingsbescherming pas later, vanaf ongeveer de jaren 50 van de twintigste eeuw, vorm en inhoud gekregen. Zo kwam de *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) in de jaren 50 met meerdere aanbevelingen, werden de *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR, 1955) en het *International Atomic Energy Agency* (IAEA, 1957) opgericht en trad het Verdrag tot oprichting van de Europese Gemeenschap voor Atoomenergie in werking (Euratom verdrag, 1958). De eerste Nederlandse stralingsregelgeving voor radioactieve stoffen dateert dan ook uit deze periode, met de inwerkingtreding van het Veiligheidsbesluit Ioniserende Straling en het 'Radioactieve Stoffenbeleid' van de Warenwet in 1958 [2]. De oorspronkelijke regelgeving richtte zich hoofdzakelijk op de bescherming van werknemers die uit hoofde van hun beroep werden blootgesteld aan ioniserende straling. In de decennia die volgden, werd ook het stralingsbeschermingskader ten aanzien van leden van de bevolking vormgegeven.

Het gebruik van uranium als kleurstof was zodoende niet of nauwelijks gereguleerd in het begin van de twintigste eeuw. Met de continue aanscherping van het beschermingskader in stralingswet- en regelgeving is hier uiteraard in latere jaren verandering in gekomen. Echter, dit laat onverlet, dat sommige woningen nog steeds originele uranium (sier)tegels kunnen bevatten waar leden van de bevolking aan worden blootgesteld. De stralingsdoses die hiermee gemoeid kunnen zijn, zijn nauwelijks in detail onderzocht [3, 4].

Begin 2021 heeft een bewoner van een jarendertigwoning contact opgenomen met de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS). De bewoner was bezorgd over de situatie in zijn woning na het meten van verhoogde stralingsniveaus in de hal en

het trappenhuis, vermoedelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van uraniumtegels. Nadere inspectie door de ANVS bevestigde verhoogde stralingsniveaus gemeten in de buurt van smalle, oranje-oranjerode siertegels gemetseld in de voegen van de betegelde muren. Uit het onderzoek bleek ook dat het inderdaad originele siertegels betreft met verhoogde concentraties aan uranium.

Naar aanleiding van deze bevindingen heeft de ANVS het RIVM de opdracht gegeven om een kwantitatieve inschatting te maken van de mogelijke stralingsdoses door blootstelling aan uranium siertegels in deze woning. Het voorliggende rapport bevat een uitgebreide verslaglegging van deze dosimetrische analyse.

1.2 Doelstellingen en onderzoeksvragen

De doelstelling van het RIVM-onderzoek is om inzicht te krijgen in de potentiële stralingsdoses door blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van uranium siertegels in de onderzochte woning. Hiertoe zijn de volgende drie onderzoeksvragen opgesteld:

1. Wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen bij blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van de uraniumtegels in de woning (woonscenario)?
2. Wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen als gevolg van het verwijderen van de uraniumtegels uit de woning (verbouwingsscenario)?
3. Wat worden de activiteitsconcentraties als de uraniumtegels worden verwijderd en het puin wordt verwerkt tot nieuwe bouwmaterialen (recycling)?

Om radiologische duiding te geven aan de kwantitatieve antwoorden op de eerste twee deelvragen, vergelijken we de berekende doses met die ten gevolge van de jaarlijkse blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling. Bovendien worden de antwoorden, voor zover mogelijk, vergeleken met mogelijk passende (dosis)criteria uit de vigerende, Nederlandse stralingsregelgeving. Tenslotte beschrijven we wat de onderzoeksresultaten mogelijk betekenen voor andere woningen met uranium (sier)tegels.

1.3 Afbakening van het onderzoek

Dit onderzoek is als volgt afgebakend:

- In dit rapport berekenen we de stralingsdoses op basis van de gemeten activiteitsconcentraties in slechts een uranium siertegel uit de onderzochte woning. Alle aanwezige siertegels worden verondersteld dezelfde uraniumconcentraties te bevatten. De berekende doses gelden dus alleen voor de beschouwde woning en mogelijk voor woningen met soortgelijke tegels. De blootstelling kan echter niet generiek worden vertaald naar die voor andere woningen.
- Berekeningen zijn gebaseerd op de door de *Nuclear Research & consultancy Group* (NRG) gemeten activiteitsconcentraties. Het RIVM heeft geen (aanvullende) metingen uitgevoerd.
- Dosisberekeningen houden alleen rekening met radionucliden uit de U-238 reeks (uraniumreeks) en de U-235 reeks (actiniumreeks).

- In het verbouwingsscenario beschouwen we alleen de individuele, effectieve dosis ten gevolge van de dominante blootstellingsweg: de inwendige blootstelling door inhalatie van radioactiviteit die vrijkomt bij het verwijderen van de tegels (tweede deelvraag).
- Voor het scenario waarbij de tegels worden afgevoerd (derde deelvraag), wordt alleen de verwachte activiteitsconcentratie van natuurlijk uranium berekend (geen stralingsdoses). De scope van het onderzoek beperkt zich daarbij tot een schatting van de gemiddelde activiteitsconcentratie in het afgevoerde, steenachtige bouw- en sloopafval. Een numerieke analyse van activiteitsconcentraties in gerecyclede materialen is dus niet uitgevoerd.

1.4 Begripsbepaling

In deze paragraaf bespreken we enkele begrippen en concepten die voor dit rapport van belang zijn.

1.4.1 *Individuele stralingsdosis*

Met de 'individuele stralingsdosis' bedoelen we in dit rapport de lichaamsgewogen effectieve dosis E , maar voor blootstelling van de huid betreft het de lokale, equivalente huiddosis H_{huid} . Hierbij beschouwen we een volwassen lid van de bevolking. De individuele stralingsdosis heeft veelal betrekking op een scenariotijd¹ van een jaar, maar voor het boren van een gaatje of voor een verbouwing wordt de dosis per werkzaamheid bepaald. Uiteraard kan de jaardosis dan alsnog berekend worden door te vermenigvuldigen met de jaarlijkse frequentie.

1.4.2 *Conservatieve berekeningen*

In dit onderzoek zijn de dosisberekeningen bewust 'conservatief' uitgevoerd. Hiermee wordt bedoeld dat we voorzichtigheid betrachten om onderschattingen van de stralingsdoses te voorkomen. Het niveau van conservatisme realiseren we met voorzichtige aannames die ten grondslag liggen aan de beschouwde blootstellingsscenario's, ofwel door ongunstige blootstellingscondities te veronderstellen. Dit betekent bovendien dat ontvangen doses in de praktijk waarschijnlijk (veel) lager zullen uitpakken dan de potentiële doses berekend in dit rapport.

1.4.3 *Toegevoegde dosis*

Blootstelling aan keramische siertegels met verhoogde concentraties aan uranium in de glazuurlaag zal inherent leiden tot een stralingsdosis die men niet zou ontvangen zonder deze tegels in de woning. De berekende doses in dit rapport zijn in dit opzicht dus 'toegevoegde' doses, dat wil zeggen, aanvullend op de stralingsdoses die men (jaarlijks) ontvangt, bijvoorbeeld door natuurlijke bronnen.

1.4.4 *Onzekerheden*

De door NRG gemeten activiteitsconcentraties hebben meetonzekerheden die hier gerapporteerd zijn als het 95% betrouwbaarheidsinterval. Deze onzekerheden zijn niet meegenomen in de dosisberekeningen van dit onderzoek. De variaties in overige blootstellingsparameters van de rekenmodellen zijn namelijk vele malen groter dan de onzekerheden in de meetgegevens, waardoor de laatste

¹ De scenariotijd betreft de totale periode waarin een dosis wordt ontvangen. De blootstellingstijd is de tijd waarin de werkelijke blootstelling plaatsvindt en betreft een fractie van de scenariotijd.

van ondergeschikt belang zullen zijn. Het conservatieve raamwerk van deze berekeningen is bedoeld om een gevoel te krijgen voor de orde van grootte van de potentiële blootstelling, en daarbij spelen de gerapporteerde meetonzekerheden dus geen rol.

1.5 Leeswijzer

Dit rapport is als volgt opgebouwd.

Hoofdstukken 2 en 3 bevatten relevante achtergrondinformatie die benodigd is voor het beantwoorden van de drie onderzoeksvragen. Hoofdstuk 2 beschrijft het gebruik van uranium als kleurstof in voorwerpen om een (historisch) beeld te schetsen van de herkomst en het productieproces van uranium siertegels en van hun toepassing in gebouwen en woningen. Hoofdstuk 3 behandelt de radiologische eigenschappen van uraniumisotopen en hun radioactieve dochters. Dit hoofdstuk bevat daarmee de benodigde ingrediënten voor het uitvoeren van de dosisberekeningen.

Hoofdstukken 4 en 5 richten zich op het beantwoorden van de drie onderzoeksvragen. In hoofdstuk 4 berekenen we de individuele stralingsdoses in het woonscenario (deelvraag 1) en in hoofdstuk 5 beschouwen we het verbouwingsscenario (deelvragen 2 en 3).

In hoofdstuk 6 vatten we de antwoorden op de onderzoeksvragen samen en besteden we aandacht aan de radiologische duiding van de berekende doses. Daarbij zullen de resultaten ook worden vergeleken met mogelijk passende criteria uit de vigerende, Nederlandse stralingsregelgeving. Het hoofdstuk sluit af met conclusies en enkele aanbevelingen. In de drie bijlagen leiden we het wiskundige formularium af waarmee doses in dit onderzoek worden berekend.

1.6 Dankwoord

De auteurs willen de volgende collega's graag bedanken voor hun bijdrage. Lars Roobol en Patricia Bekhuis (RIVM) worden bedankt voor het reviewen van het rapport. Marte van der Linden en Arjan van Dijk (RIVM) worden bedankt voor het controleren van enkele rekentechnische aspecten van dit onderzoek. Puck Brandhoff en Korneel Cats (RIVM) bedanken we voor interessante discussies die zijn verwerkt in dit rapport. Speciale dank gaat uit naar Henk van Doorn (Technische Universiteit Delft) voor het ter beschikking stellen van zijn dossier over uranium siertegels en voor zijn toestemming voor het gebruik van twee foto's in dit rapport (Figuur 2).

2 Uranium als kleurstof

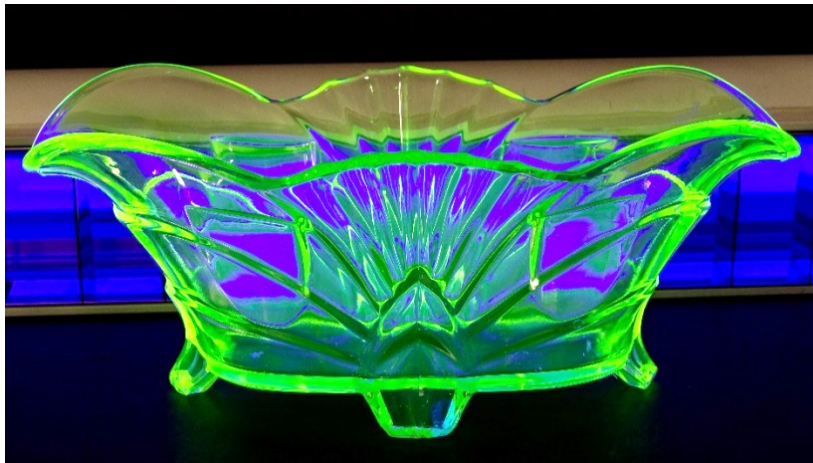
Dit hoofdstuk beschrijft de toepassing van uranium als kleurstof in voorwerpen, het gebruik van uraniumtegels in Nederlandse woningen en de casus van de onderzochte woning. Na een korte beschrijving van de historische context in paragraaf 2.1, staan we in paragraaf 2.2 stil bij uranium als kleurstof in de glazuurlaag van keramische voorwerpen zoals tegels. Het gebruik van uraniumtegels in Nederlandse woningen wordt in paragraaf 2.3 behandeld. Het hoofdstuk sluit af met een beschrijving van de specifieke casus (paragraaf 2.4) waarvan in dit rapport dosisberekeningen worden gepresenteerd. Het betreft een woning uit de jaren 30 van de vorige eeuw met uraniumtegels in de entreehal en het trapgat. De gemeten activiteitsconcentraties van aangetroffen radionucliden in de glazuurlaag van zo'n tegel worden tevens in deze paragraaf behandeld.

2.1 Historische context

Lang voordat het element uranium was ontdekt, werd het al gebruikt als kleurstof. Het zwartkleurige mineraal 'pekblende', dat al sinds de 15^e eeuw als kleurstof werd gebruikt in de glas- en glazuurindustrie [5], werd in 1789 door de Duitse scheikundige Klaproth onderzocht [6, 7]. Hij ontdekte dat pekblende bestond uit een onbekend element en noemde dit element uranium. Pekblende is voornamelijk samengesteld uit uraniumdioxide (UO₂), de van nature meest voorkomende vorm van uranium op aarde.

Het maken van glas en glazuur vindt plaats bij hoge temperaturen. Uraniumoxiden kunnen daarbij als kleurstof dienen, omdat hun smeltpunt ver boven deze temperatuur ligt. Het gebruik van uranium als kleurstof verkreeg grotere populariteit in de glas- en glazuurindustrie in West-Europa vanaf 1834 toen de eerste gele (*Annagelb*) en groene (*Annagrün*) uraniumglazen werden geproduceerd in de Bohemen [6]. Deze glazen hebben een opvallende en levendige kleur door fluorescentie onder ultraviolet licht (zie Figuur 1). In dezelfde periode verschenen ook publicaties over het gebruik van uranium in glas en het gebruik als kleurstof in de porseleinindustrie. Deze trend waaide in 1850 over naar andere landen, waaronder ook de Verenigde Staten en Japan.

In de jaren die volgden werd er volop geëxperimenteerd met uranium als kleurstof door deze te mengen met andere metaaloxides en door de bakcondities te variëren (zie paragraaf 2.2). Dit resulteerde in een scala aan kleuren. Ook werd de kleurstof in andere industrieën toegepast [6], zoals bijvoorbeeld de textiel- en papierindustrie. Zelfs tandartsen gebruikten uranium bij het kleuren van kunstgebitten. Behalve als kleurstof werd uranium ook toegepast in bijvoorbeeld de staalindustrie om de elasticiteit en hardheid van staal te verbeteren.



Figuur 1 Art Deco schaal gemaakt van uraniumglas onder ultraviolet licht. Bron: © Raimond Spekking gedeeld onder CC BY-SA 4.0 licentie (via Wikimedia Commons).

Ondanks het feit dat in 1896 ontdekt werd dat uranium radioactief is, bereikte de productie van uraniumglas en -glazuur haar hoogtepunt tussen 1910 en 1930. In die periode was radium een gewild element voor toepassingen in de geneeskunde, industrie (als lichtgevende verf), cosmetica en wetenschappelijk onderzoek. Dit radium kon uit pekblende worden gewonnen, waardoor uranium als goedkoop restproduct overbleef uit dit proces. De Plateelbakkerij Zuid-Holland produceerde in 1918 als een van de eerste aardewerkfabrieken vazen en potten met decoratieve uraniumglazuren in industriële hoeveelheden [7]. Andere aardewerkfabrieken volgden dit voorbeeld en verwerkten de rode en oranje kleuren in hun producten. De meeste (nog overgebleven) uraniumglazen en -glazuren van Nederlandse bodem komen ook uit deze periode.

Rond dezelfde tijd werd er ook een omslag gemaakt van kunst- naar bouwkeraam [7, 8], waardoor er kleurrijke wandtegels werden geproduceerd met uraniumglazuur als interieurbekleding. Uraniumtegels die nog in Nederlandse gebouwen gevonden worden stammen dan ook uit deze tijd.

Vanaf 1934 kreeg deze industrie competitie van de kernenergie- en kernwapenindustrie [6]. Hierdoor werd uranium schaarser en veel duurder dan voorheen. Het dieptepunt lag in 1943 toen de Verenigde Staten een verbod oplegden om uranium te gebruiken anders dan voor militaire doeleinden. Dit had ook effect op het gebruik van uranium voor commerciële doeleinden. Naast het feit dat uranium minder beschikbaar was, ontbraken ook andere kleur- en grondstoffen voor het produceren van keramiek.

Na de Tweede Wereldoorlog werd uranium, weliswaar in de verarmde vorm (zie paragraaf 3.1.2), weer gebruikt in Europa in consumentenproducten, ondanks het negatieve imago en de steeds strenger wordende stralingsbeschermingsvoorschriften. Pas eind jaren 60 kwam hier een einde aan toen uraniumglazuren vervangen werden door cadmium-seleniumglazuren [7]. Desondanks werd uranium tot aan

het begin van de 21^e eeuw nog door sommige kunstenaars gebruikt als kleurstof [7].

2.2 Uraniumglazuur

Klassieke keramische wandtegels bestaan uit aardewerk of steengoed met een dun laagje (gekleurd of ongekleurd) glazuur. Dit glasachtige laagje zorgt ervoor dat de tegel beschermd is tegen onder andere vloeistoffen. Naast de beschermende functie, maakt het glazuur het mogelijk om de keramiek te verfraaien. Voor het produceren van een glazuurlaag worden drie oxidebestanddelen gebruikt. Het hoofdbestanddeel is een glasvormer bestaande uit siliciumdioxide. Naast de glasvormer is een smeltmiddel (bijv. kalium-, natrium- of lithiumoxide) en een bindmiddel (aluminiumoxide) nodig om glazuur te maken.

De karakteristieke laagdikte gevonden in het uraniumglazuur ligt tussen de 0,1 mm en 0,5 mm [3, 9, 10]. De keramische tegels zelf hebben een dikte van circa 5 tot 11 mm [8].

Er zijn drie verschillende manieren om kleurstof op keramiek aan te brengen. De kleurstof kan op of onder de glazuurlaag worden aangebracht, of het kan vermengd worden in het glazuur. Hierbij moet rekening gehouden worden met temperaturen boven de 800°C tijdens het bakproces van keramiek. In de beginperiode, rond 1840, waren slechts drie kleurstoffen bekend die deze baktemperaturen konden weerstaan, namelijk uraniumoxide (zwart), kobalt (blauw) en chroomoxide (groen) [7]. Deze kleurstoffen werden in eerste instantie onder de glazuurlaag aangebracht ter decoratie.

Dit veranderde in de loop der jaren doordat steeds meer werd geëxperimenteerd met uraniumoxide als kleurstof (zie paragraaf 2.1). Er werden bijvoorbeeld nieuwe kleuren gecreëerd door uraniumoxide te mengen met andere metaaloxides. Ook ontdekte men dat de karakteristieken van de kleur veranderden onder verschillende bakcondities, waarbij de temperatuur en het zuurstofgehalte in de oven de grootste rol speelden [7]. De temperatuur is van invloed op de felheid (verzadiging) van de kleur, met donkerdere kleuren bij hogere temperaturen. Het zuurstofgehalte beïnvloedt de intensiteit van de kleur. Een zuurstofrijke omgeving resulteert in lichtere en heldere kleuren dan die in een zuurstofarme omgeving. Dit maakte het mogelijk om verschillende kleuren te creëren door de kleurstof op het glazuur aan te brengen en deze op een lagere temperatuur na te bakken. Later werd de kleurstof vermengd in het glazuur, aangezien het glazuur een lagere baktemperatuur heeft dan keramiek. Naast deze ontwikkeling, werden er ook nieuwe kleuren gecreëerd door uraniumoxide te mengen met andere oxides. De meest toegepaste uraniumkleuren waren geel, oranje, rood, groen, bruin en zwart.

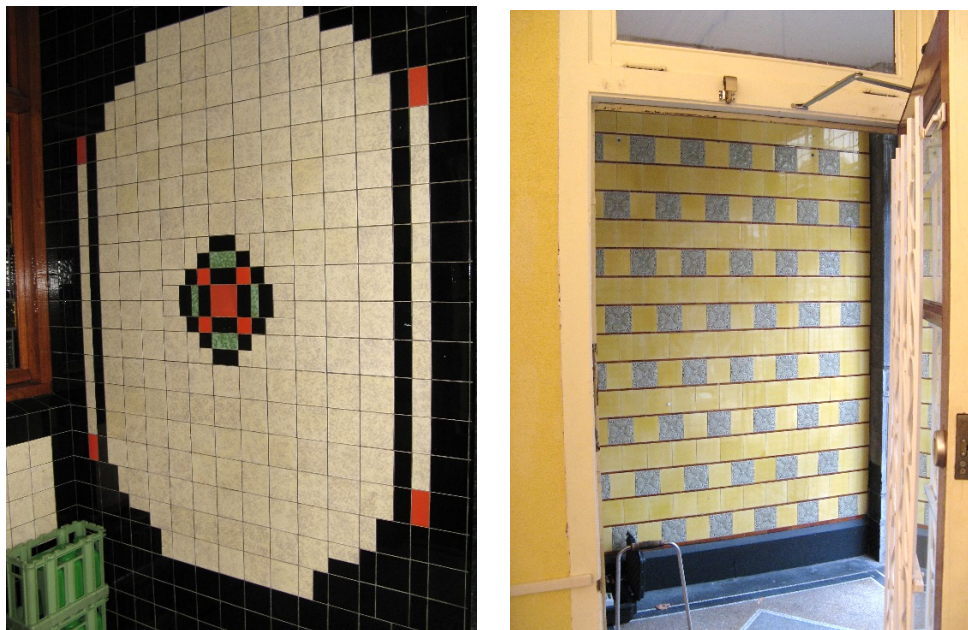
Elke fabrikant gebruikte zijn eigen recept voor de productie van uraniumglazuren. Door verschillende chemische samenstellingen te gebruiken met uraniumgehaltes variërend van 1% tot 25% (massapercentage) bij baktemperaturen variërend van 850°C tot 1300°C creëerden ze hun eigen unieke kleuren [7]. De heldere rode en

oranjerode kleuren in het glazuur bijvoorbeeld, bestaan voornamelijk uit uraniumoxide (UO_2 , UO_3 of $\text{Na}_2\text{U}_2\text{O}_7$), loodsilicaat (mengsel van PbO_2 en SiO_2) en zink- en/of kaliumoxide. Uraniumoxide en loodsilicaat zorgen voor de kleur, terwijl zink- en kaliumoxide de helderheid van de kleur verhogen. Het uraniumgehalte voor deze kleur is vrij hoog vergeleken met andere uraniumkleuren, namelijk tussen de 20% en 25% (UO_2 , UO_3 of $\text{Na}_2\text{U}_2\text{O}_7$). De karakteristieke baktemperatuur ligt tussen de 900°C en 1040°C.

2.3 Uraniumtegels in Nederlandse woningen en gebouwen

Omdat relatief weinig gedetailleerde informatie beschikbaar is over het gebruik van uraniumtegels in Nederlandse woningen en gebouwen kan er slechts een algemeen beeld over worden geschetst.

Niet alle oude (decoratieve) tegels bevatten uranium. Voor de opkomst van de bouwkeramiek, rond 1910, produceerde Nederland al eeuwenlang handgemaakte decoratieve tegels (kunstkeramiek) [11]. Ze waren duur, waardoor ze voornamelijk in openbare gebouwen of bij huizen van rijken te vinden waren. In woningen werden deze siertegels destijds vooral toegepast in de schouwen, gangen, trapportalen en keukens. Deze versieringen werden vooral op de tegel zelf beschilderd. Waarschijnlijk werd hier nauwelijks uranium voor gebruikt.



(a)

(b)

Figuur 2 Twee voorbeelden van Nederlandse tegelwanden met uraniumtegels. In het linker voorbeeld (a) zijn zowel de oranjerode als de geelbruin gevlekte tegels actief. In het rechter voorbeeld (b) leveren alle wandtegels een verhoogd dosistempo op. Bron: Luthjens en Van Doorn [12] (overgenomen met goedkeuring van H. van Doorn).

In de tijd van de omslag van kunst- naar bouwkeramiek begon de bouw van nieuwe woonwijken in de grote steden. Keramische tegels werden in deze woningen en gebouwen vaak gebruikt voor de betegeling van keukens, toiletten, entreehallen, trappenhuisen en buitenportieken in de

Neostijlen, Jugendstil of Art Deco stijl [8, 11, 13, 14]. De aanwezigheid van uranium in hun glazuurlaag is mogelijk, omdat zulke tegels tussen 1900 en 1930 vaak werden gebruikt voor decoratieve doeleinden. Heldere rode en oranje kleuren kunnen daarbij een indicatie zijn van de aanwezigheid van uranium (Figuur 2a), maar ook andere kleuren kunnen uranium bevatten (Figuur 2b). Daarvoor geldt dat bij orangerode tegels vaak hogere dosistempis worden gemeten dan bij tegels met andere kleuren [12]. Na 1930 nam het gebruik van deze tegels in woningen af.

In Nederland zijn nog steeds woningen en gebouwen te vinden met uranium siertegels, hoofdzakelijk uit de periode tussen 1910 en 1930. Het betreft hierbij dan hoofdzakelijk originele (entree)hallen, portieken en trappenhuisen². De kans dat zich nog een originele keuken, badkamer of toilet met deze siertegels in woningen bevindt, is kleiner. Dit geldt voornamelijk voor badkamers, aangezien tot 1965 alleen welgestelden een aparte badkamer in hun woning hadden [15]. Vloertegels bestonden in Nederland destijds voornamelijk uit sobere kleuren [14], waardoor het minder waarschijnlijk is dat hiervoor uranium werd gebruikt in het glazuur.

2.4 Onderzochte casus: woning met uranium siertegels

Naar aanleiding van een melding van een bezorgde bewoner van een Nederlandse jarendertigwoning heeft de ANVS inspectie verkennende metingen in deze woning verricht om de radiologische situatie in kaart te brengen. Deze paragraaf geeft een samenvatting van de situatie.

In de entreehal en het trappenhuis van de woning bevinden zich 44 uraniumtegels waarbij een verhoogd dosistempo is gemeten. De tegels zijn smalle keramische sierstrippen met afmetingen (lengte x breedte) van 15 cm bij 1 cm, en een dikte van circa 0,87 cm.³ Ze hebben een donkere achtergrondkleur, ieder met vijf orangerode, ovale stippen zoals is te zien in Figuur 3. Deze siertegels bevinden zich in een voeg tussen twee wandtegels en liggen in elkaars verlengde als een horizontale lijn op een hoogte van ongeveer 85 cm van de grond. In het trappenhuis lopen de sierstrippen door een zigzagstructuur met de trap mee omhoog, waarbij ze dus deels ook verticaal zijn opgesteld.

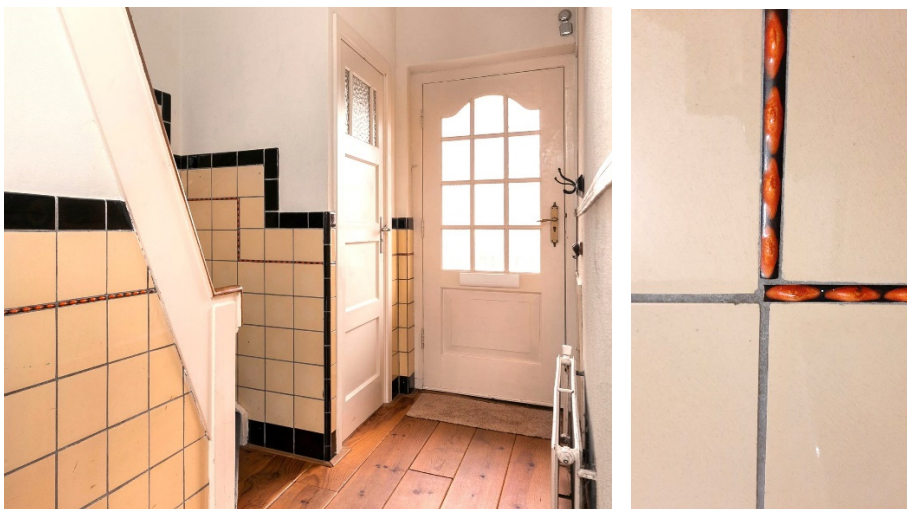
Metingen met een draagbare fotonenspectrometer⁴ (met geïntegreerde dosimeter) gaven een verhoogd dosistempo aan ten opzichte van het achtergrondniveau in de woning. Een analyse van de gemeten energiepieken gaf een eerste indicatie van verhoogde uraniumconcentraties in deze tegels. Metingen met een draagbare oppervlaktebesmettingsmonitor⁵ toonden aan dat naast fotonen ook bètastraling werd uitgezonden. Afwrijfbaar besmettingen zijn bij deze meet sessie niet geconstateerd.

² Voor wanden geldt veelal dat deze slechts gedeeltelijk waren betegeld met uraniumtegels ter decoratie.

³ De dikte is geschat aan de hand van de massa (30 g), het oppervlak (15 cm²) en de veronderstelde dichtheid (2,3 g·cm⁻³) van de keramische tegel.

⁴ RT-30 van Georadis.

⁵ Oppervlaktebesmettingsmonitor LB-124 van Berthold.



Figuur 3 Entreehal en trappenhuis met uraniumtegels (links); ingezoomd op de uraniumtegels (rechts).

Een siertegel met een gewicht van ongeveer 30 gram is vervolgens uit de hoek van een muur verwijderd en meegenomen voor verdere analyse. Het monster is door de *Nuclear Research & consultancy Group* (NRG) geanalyseerd met behulp van gammaspectrometrie⁶. Tabel 1 bevat de resultaten van deze analyse, waarin de activiteitsconcentraties van verschillende radionucliden uit de uranium-, thorium- en actiniumreeks zijn bepaald. De resultaten bevestigen dat de tegel uraniumisotopen bevat in *natuurlijke verhouding*, met duidelijk verhoogde activiteitsconcentraties van $(88,2 \pm 13,8) \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ voor U-238 en $(4,32 \pm 0,15) \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ voor U-235⁷. De natuurlijke verhouding van de uraniumisotopen alsmede hun massapercentages worden berekend en nader toegelicht in paragraaf 3.4. De activiteiten in de siertegel worden berekend door deze concentraties te vermenigvuldigen met zijn gewicht en bedragen zodoende $(2646 \pm 414) \text{ Bq}$ aan U-238 en $(129,6 \pm 4,4) \text{ Bq}$ aan U-235⁸. Activiteitsconcentraties van radionucliden uit de thoriumreeks liggen in het normale bereik van bouwmaterialen die in Nederland vaak worden toegepast [16]. Dit geldt echter niet voor de gemeten concentraties aan radiumisotopen, welke enigszins boven het normale bereik liggen. In paragraaf 3.5 staan we hier nader bij stil.

Naast gammaspectrometrie metingen heeft NRG ook de totale bèta-activiteitsconcentratie bepaald⁹, welke uitkomt op een waarde van $(122 \pm 22) \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Dit ligt lager dan de verwachte $180 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$.¹⁰ Een lagere telefficiëntie van de thoriumisotopen, die relatief laag energetische bètadeeltjes uitzenden (in vergelijking met de bètadeeltjes uitgezonden door K-40), zou hiervan de oorzaak kunnen zijn.

⁶ High Purity Germanium detector (BeGe 2825 detector gekoppeld aan een LYNX MCA, Mirion Industries)

⁷ De vermelde onzekerheden zijn gebaseerd op het 95% betrouwbaarheidsinterval. Dit komt overeen met circa twee standaarddeviaties.

⁸ Omdat de onzekerheid in het gemeten gewicht onbekend is, zijn de onzekerheden in de activiteiten alleen gebaseerd op de onzekerheden in de activiteitsconcentraties.

⁹ Risø-teller (meting conform NEN 5627, telefficiëntie bepaald op basis van K-40)

¹⁰ Circa $88 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ voor Th-234, $88 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ aan Pa-234m en $4 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ aan Th-231.

Tabel 1 Overzicht van de gemeten activiteitsconcentraties van de verschillende radionucliden uit de uranium-, thorium-, en actiniumreeksen van het uraniumtegel monster. SD staat voor standaarddeviatie en DT staat voor detection threshold, ofwel de detectiedrempel. Bron: NRG-meetrapport (17 maart 2021).

Reeks	Nuclide	Activiteitsconcentratie (Bq·g ⁻¹)	
		Mediaan	2 SD
Uranium	Pb-210	< DT	-
	Ra-226 (via Pb-214)	0,256	0,016
	U-238	88,2	13,8
Thorium	Tl-208	0,0150	0,0035
	Pb-212	0,0463	0,0055
	Ac-228	0,0432	0,0099
Actinium	Rn-219	0,132	0,019
	Ra-223	0,132	0,015
	U-235	4,32	0,145

3 Radiologische eigenschappen van uraniumisotopen

Dit hoofdstuk beschrijft de radiologische eigenschappen van de uraniumisotopen U-234, U-235 en U-238 alsmede van hun ingegroeide, radioactieve vervalproducten. Het hoofdstuk beantwoordt geen van de onderzoeksvragen van dit onderzoek, maar dient als benodigde achtergrondinformatie voor de dosisberekeningen in hoofdstukken 4 en 5 van dit rapport.

Het hoofdstuk begint met een beschrijving van uranium en uraniumoxides en de eigenschappen van de uraniumisotopen. We staan stil bij het begrip *natuurlijk uranium* en bepalen de ingroei van radioactieve dochternucliden over een tijdspanne van 100 jaar, de leeftijd van uraniumtegels in woningen. Vervolgens beschrijven we de dosisconversiecoëfficiënten (DCC's) die benodigd zijn voor de dosisberekeningen in dit rapport waarbij rekening wordt gehouden met de dosisbijdrage van ingegroeide dochternucliden. We presenteren het dosistempo van een isotrope puntbron ten gevolge van uitgezonden fotonen en bètadeeltjes om inzicht te geven welke bijdrage een meting zal domineren. Dit hoofdstuk sluit af met een beschrijving van de eigenschappen van de uraniumtegels in de onderzochte woning. We geven ook aan welke dosisbijdragen expliciet worden verwaarloosd in de berekeningen in dit rapport.

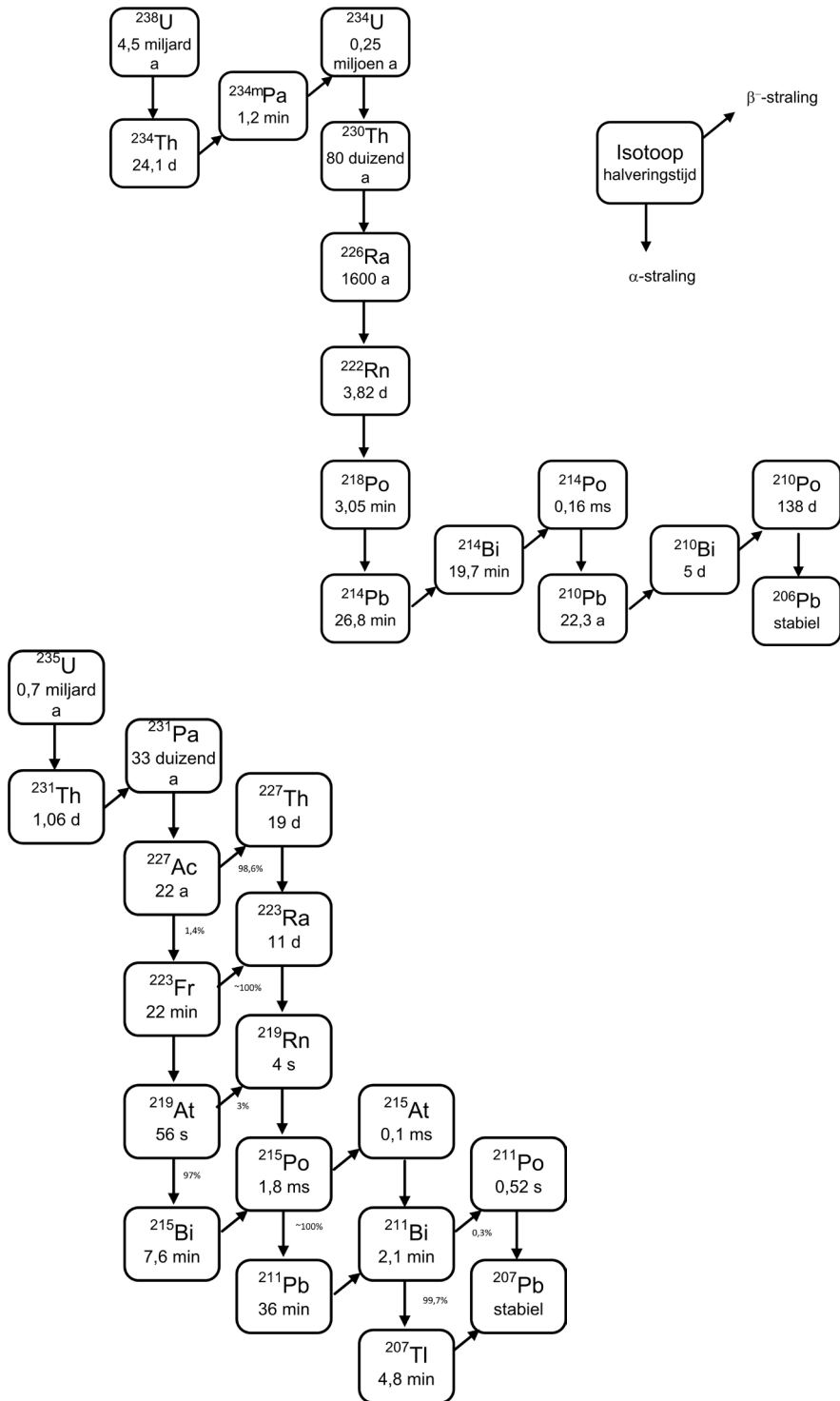
3.1 Uranium en uraniumoxides

De ontdekking van het element uranium (U) in 1789 wordt toegekend aan de Duitse scheikundige Klaproth, die het element heeft vernoemd naar de in het jaar 1781 ontdekte planeet Uranus. In pure vorm is uranium een zwaar, zilverkleurig metaal met een dichtheid van $19,05 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Het metaal is zeer reactief en oxideert tot UO_2 , UO_3 en U_3O_8 (meest stabiele vorm), de belangrijkste uraniumhoudende componenten in uraanerts (peklende, uraniniet). De aardkorst bevat circa 2 tot 4 ppm (*parts per million*, milligram per kilogram) aan uranium [17].

3.1.1 Isotopen en vervalreeksen

Uranium, met atoomnummer $Z = 92$, heeft geen stabiele isotopen (nucliden). De twee primordiale radio-isotopen, U-235 en U-238, waren aanwezig bij de vorming van de aarde, circa 4,5 miljard jaar geleden, en komen door hun zeer lange halveringstijden $T_{1/2}$ van respectievelijk 0,70 miljard jaar en 4,47 miljard jaar nog steeds vrij voor in de aardbodem. Beide isotopen vormen het startpunt van een radioactieve vervalreeks met dochternucliden die op hun beurt ook weer radioactief zijn. Deze U-235 en U-238 vervalreeksen zijn weergegeven in Figuur 4 en kunnen in natuurlijke materialen zoals ertsen en mineralen in absoluut (seculair) evenwicht zijn door de lange vervaltijd sinds het ontstaan van de aarde¹¹. Het radio-isotoop U-234, met een veel kleinere halveringstijd van 0,25 miljoen jaar, zal ook worden aangetroffen als ingroeiproduct uit de U-238 reeks. In Tabel 2 zijn de radiologische eigenschappen van deze drie uranium isotopen samengevat.

¹¹ Door geofysische migratieprocessen in de aardbodem kan het evenwicht in de vervalketens ook verstoord raken. Ook in mariene omgevingen zijn de ketens vaak niet in evenwicht.



Figuur 4 De radioactieve vervalreeksen van U-238 (uraniumreeks) en U-235 (actiniumreeks).

Tabel 2 Radiologische eigenschappen van de natuurlijke uraniumisotopen U-234, U-235 en U-238: halveringstijd, fysische vervalconstante, atoommassa (in atomaire massa-eenheid (u)) en dragervrije, specifieke activiteit.

Nuclide	Halveringstijd $T_{1/2}$ (jr)	Vervalconstante λ (s ⁻¹)	Atoommassa (u)	Specifieke Activiteit A_s (Bq·g ⁻¹)
U-234	2,455E+05	8,947E-14	234,04095	2,302E+08
U-235	7,040E+08	3,120E-17	235,043928	7,994E+04
U-238	4,468E+09	4,916E-18	238,050787	1,244E+04

3.1.2

Natuurlijk uranium en dochteringroei

Natuurlijk uranium, U-nat, bestaat voor 99,27 atoom% uit U-238 en voor 0,72 atoom% uit U-235¹² [18]. Indien een materiaal door enig proces een hogere fractie U-235 bevat (dus > 0,72 atoom%), dan spreken we van *verrijkt* uranium, en bij lagere fracties van *verarmd* uranium. In natuurlijk uranium is slechts 0,0055% van alle uranium atomen een U-234 isotoop. Ondanks deze atoomverhouding (U-234:U-238 = 1:1,8×10⁴) is de activiteitsconcentratie van U-234 wel gelijk aan die van U-238, namelijk 12,35 kBq·g⁻¹ in uranium als zuiver metaal. Dit wordt veroorzaakt door het seculaire evenwicht in de U-238 keten¹³. De activiteitsconcentratie van U-235 in het metaal is, daarentegen, slechts 0,57 kBq·g⁻¹. In natuurlijk uranium, als metaal of oxide, gaat 1 Bq U-238 dus gepaard met 0,046 Bq U-235¹⁴. De compositie en activiteitsconcentraties van natuurlijk uranium als zuiver metaal zijn samengevat in Tabel 3. Uit deze tabel blijkt dat de massaverhouding U-235:U-238 (uitgedrukt als percentage) in natuurlijk uranium gelijk is aan (0,71%/99,28%)×100% = 0,72%.

Tabel 3 De compositie (atoompercentages, massa's en massapercentages) en activiteitsconcentraties van natuurlijk uranium als zuiver metaal. In uraniumoxides met uraniumisotopen in natuurlijke verhouding zijn de activiteitsconcentraties lager dan die in de laatste kolom, maar de verhoudingen tussen de isotopen zijn wel gelijk aan de verhoudingen die volgen uit deze tabel.

Nuclide	Atoom- percentage (%)	Massa (g·mol ⁻¹)	Massa- percentage (%)	Activiteits- concentratie (kBq·g ⁻¹)
U-234	0,0055	0,01278	0,0054	12,36
U-235	0,7200	1,69232	0,7110	0,57
U-238	99,2745	236,32382	99,2837	12,35
Totaal	100	238,02891	100	25,27

¹² Deze atoomfracties geven de natuurlijke abundanties aan welke zijn gedefinieerd als percentage van het totaal aantal uranium isotopen in het natuurlijke materiaal, bijvoorbeeld een uraniumerts (Engels: mole-fraction abundance).

¹³ In een uraniumoxide met natuurlijk uranium zijn de activiteitsconcentraties van U-234 en U-238 uiteraard ook gelijk aan elkaar door seculair evenwicht, maar zullen deze uiteraard wel kleiner zijn dan de concentraties in het zuivere metaal.

¹⁴ In dit rapport bedoelen we dus met 1 Bq U-nat: 1 Bq U-238 en 0,046 Bq U-235, beide met dochternucliden die zijn ingegroeid over een periode van 100 jaar. Ook bevat 1 Bq U-nat een activiteit van 1 Bq aan U-234.

Voor dosisberekeningen in dit rapport is het uitgangspunt dat de glazuurlaag van de keramische tegels chemisch gezuiverd, natuurlijk uranium bevat. De aanname is dat de tegels circa 100 jaar geleden zijn gefabriceerd, waarbij alleen uraniumisotopen - in natuurlijke verhouding - zijn toegevoegd aan de glazuurlaag met een hoge activiteitsconcentratie in de orde van enkele $\text{kBq}\cdot\text{g}^{-1}$ [12]. Activiteitsmetingen van het tegelmonster uit de onderzochte woning (zie paragraaf 2.4) geven aan dat het uranium in natuurlijke verhouding voorkomt. Met uitzondering van U-234 zijn dochternucliden uit beide vervalreeksen bij het fabricageproces dus niet in de glazuurlaag opgenomen. Echter, door 100 jaar verval tijd zullen sommige, relatief kortlevende radionucliden wel weer significant kunnen ingroeien. De tweede kolom in Tabel 4 geeft de relatieve activiteit $w_i = A_i/A_0$ van nuclide i na 100 jaar verval tijd [19]¹⁵. Hierin is A_i de activiteit van nuclide i en A_0 die van U-238 (of U-234) na 100 jaar. Zoals we zien is het eerste deel van de keten, tot en met U-234, weer in seculair evenwicht geraakt. Ingroei van activiteit van radionucliden dieper in de keten (Th-230, Ra-226,...) is verwaarloosbaar klein door de lange halveringstijd van $7,54 \times 10^4$ jaar van Th-230. De nuclidensamenstelling gekarakteriseerd door deze relatieve activiteiten w_i , met waarden ≤ 1 , duiden we aan als de relatieve nuclidevector na 100 jaar ingroei. Deze vector is van belang om de bijdrage van dochternucliden te verdisconteren in de dosisberekeningen. In paragraaf 3.2.5 gaan we hier nader op in. De relatieve nuclidevector voor de U-235 reeks na 100 jaar is te vinden in Tabel 5 [19]¹⁵. Hierbij is uiteraard genormeerd op de activiteit A_0 van U-235 na 100 jaar verval tijd. Voor deze actiniumreeks is alleen het nuclide Th-231 ($T_{1/2} = 25,52$ h) in seculair evenwicht geraakt en is de ingroei van dochternucliden dieper in de reeks veel kleiner, hooguit in de orde van enkele promille.

In Tabel 6 zijn de belangrijkste typen straling en hun energieën weergegeven van de radionucliden die na 100 jaar in seculair evenwicht zijn geraakt met het moedernuclide U-238 of U-235. Uit deze tabel blijkt dat Pa-234m een belangrijke bèta-min (β^-)¹⁶ straler is met een maximale energie van 2,27 MeV. Bij dergelijk hoge kinetische energieën kunnen bètadeeltjes de dunne glazuurlaag ontsnappen. Dosisbijdragen als gevolg van blootstelling aan deze deeltjes zullen dus ook worden beschouwd.

¹⁵ Data afkomstig uit het DECDATA programma (versie 2.7) behorend bij ICRP publicatie 107 [19]

¹⁶ β^- deeltjes zijn elektronen die vrijkomen bij het verval van instabiele kernen met een neutronenoverschot, waarbij een neutron wordt omgezet in een proton en een elektron (en een antineutrino).

Tabel 4 Relatieve nuclidevector van de U-238 reeks na 100 jaar radioactief verval en ingroei. De tweede kolom geeft voor ieder nuclide de relatieve activiteit ten opzichte van de activiteit van U-238 na 100 jaar. Aanname is dat 100 jaar geleden alleen U-238 en U-234 uit deze reeks aanwezig waren in de glazuurlaag, en wel met gelijke activiteiten. Kolommen 3 tot en met 5 geven de nuclidespecifieke DCC's voor, respectievelijk, externe bestraling met fotonen, huidcontact en inhalatie (paragraaf 3.2). De onderste rij (in blauw) geeft voor deze drie blootstellingswegen de totale, gewogen DCC's door toepassing van vergelijking (3.2) in paragraaf 3.2.5. Zie tekst voor uitleg.

Nuclide i	Relatieve nuclidevector, weegfactor w_i (-)	DCC extern, foton $H_p(10)$ ($\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$)	DCC huid contact of besmetting ($\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$)	DCC inhalatie ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$)
U-238	1,00E+00	2,00E-15	5,28E-13	8,00E-06
Th-234	1,00E+00	4,00E-15	9,23E-11	7,70E-09
Pa-234m	1,00E+00	3,00E-15	4,45E-10	1,40E-12
Pa-234	1,60E-03	2,52E-13	8,03E-10	4,00E-10
U-234	1,00E+00	2,00E-15	1,56E-12	9,40E-06
Th-230	9,19E-04	2,00E-15	9,44E-13	1,00E-04
Ra-226	1,96E-05	1,00E-15	1,10E-11	9,50E-06
Rn-222	1,96E-05	0,00E+00	1,00E-14	0,00E+00
Po-218	1,96E-05	0,00E+00	3,90E-14	2,40E-09
Pb-214	1,96E-05	4,60E-14	5,33E-10	1,50E-08
At-218	3,92E-09	0,00E+00	2,08E-12	0,00E+00
Bi-214	1,96E-05	2,10E-13	4,58E-10	1,40E-08
Rn-218	3,92E-12	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Po-214	1,96E-05	0,00E+00	1,44E-15	0,00E+00
Tl-210	4,12E-09	4,05E-13	0,00E+00	2,70E-12
Pb-210	1,09E-05	4,00E-15	1,89E-12	5,60E-06
Bi-210	1,09E-05	0,00E+00	4,44E-10	9,30E-08
Hg-206	2,08E-13	2,20E-14	0,00E+00	1,40E-11
Po-210	1,08E-05	0,00E+00	1,44E-16	4,30E-06
Tl-206	1,46E-11	0,00E+00	4,44E-10	3,20E-12
$DCC_{\text{tot}} = \sum_{\text{nucliden } i} w_i \times DCC_i =$		1,14E-14	5,40E-10	1,75E-05
<i>(U-238 en U-234, inclusief ingegroeiende dochters)</i>				

Tabel 5 Relatieve nuclidevector van de U-235 reeks (actiniumreeks) na 100 jaar radioactief verval ingroei. De tweede kolom geeft voor ieder nuclide de relatieve activiteit ten opzichte van de activiteit van U-235 na 100 jaar. Aanname is dat 100 jaar geleden alleen U-235 uit deze reeks aanwezig was in de glazuurlaag. Kolommen 3 tot en met 5 geven de nuclidespecifieke DCC's voor, respectievelijk, externe bestraling met fotonen, huidcontact en inhalatie (paragraaf 3.2). De onderste rij (in blauw) geeft voor deze drie blootstellingswegen de totale, gewogen DCC's door toepassing van vergelijking (3.2) in paragraaf 3.2.5. Zie tekst voor uitleg.

Nuclide i	Relatieve nuclidevector weegfactor w_i (-)	DCC extern, foton $H_p(10)$ ($\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$)	DCC huid contact of besmetting ($\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$)	DCC inhalatie ($\text{Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$)
U-235	1,00E+00	3,60E-14	4,31E-11	8,50E-06
Th-231	1,00E+00	2,10E-14	2,21E-10	3,30E-10
Pa-231	2,11E-03	1,90E-14	1,67E-11	1,40E-04
Ac-227	1,48E-03	1,00E-15	4,72E-14	5,50E-04
Th-227	1,46E-03	3,40E-14	4,61E-11	1,00E-05
Fr-223	2,04E-05	1,90E-14	5,03E-10	8,90E-10
Ra-223	1,48E-03	2,90E-14	1,40E-10	8,70E-06
Rn-219	1,48E-03	1,00E-14	0,00E+00	0,00E+00
At-219	1,22E-09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Bi-215	1,19E-09	4,30E-14	0,00E+00	8,70E-09
Po-215	1,48E-03	0,00E+00	1,04E-14	0,00E+00
Pb-211	1,48E-03	1,10E-14	4,45E-10	1,20E-08
Bi-211	1,48E-03	8,00E-15	1,78E-11	1,20E-09
Tl-207	1,47E-03	0,00E+00	4,44E-10	3,40E-12
Po-211	4,07E-06	1,00E-15	2,08E-13	0,00E+00
$DCC_{\text{tot}} = \sum_{\text{nucliden } i} w_i \times DCC_i =$		5,72E-14	2,66E-10	9,64E-06
<i>(U-235, inclusief ingegroeide dochters)</i>				

Tabel 6 Belangrijkste soorten straling uitgezonden door de radionucliden die na 100 jaar in seculair evenwicht zijn geraakt met het moedernuclide U-238 of U-235. Voor alfa-, bèta- en gammastraling zijn de waardes gerangschikt naar toenemende kinetische energie E_{kin} (MeV). Voor bètastraling betreft dit de maximale energie ($E_{\beta, \text{max}}$). De emissiewaarschijnlijkheden γ ('yield' of opbrengst, in $(\text{Bq}\cdot\text{s})^{-1}$) zijn ook gegeven. De waardes van γ gelden per desintegratie van ieder apart radionuclide. Merk op dat, de opbrengst van een stralingsdeeltje per desintegratie van het moedernuclide (U-238 of U-235) lager kan zijn door aftakfracties (Engels: branching ratios). Voor de radionucliden in deze tabel is dat alleen voor Pa-234 van belang. Voor dit radionuclide zijn de opbrengsten van stralingsdeeltjes per desintegratie van U-238 gelijk aan het product van de getoonde waardes van γ en de branching ratio van 0,0016. Data uit de ENDF/B-VIII.0 database [20].

Nuclide	Alfa (α)		Bèta (β^-)		Gamma (γ)	
	E_{kin} (MeV)	Opbrengst ($(\text{Bq}\cdot\text{s})^{-1}$)	E_{kin} (MeV)	Opbrengst ($(\text{Bq}\cdot\text{s})^{-1}$)	E_{kin} (MeV)	Opbrengst ($(\text{Bq}\cdot\text{s})^{-1}$)
U-238	4,151	0,21				
Uraniumreeks	4,198	0,79				
Th-234			0,086	0,015	0,063	0,037
			0,106	0,064	0,092	0,021
			0,107	0,14	0,093	0,021
			0,199	0,78		
Pa-234m			2,274	0,976		
			1,463	0,009		
			1,229	0,010		
Pa-234 (branching ratio: 0,0016)			0,471	0,469	0,131	0,185
			0,641	0,204	0,881	0,107
					0,946	0,138
U-234	4,722	0,284				
	4,775	0,714				
U-235	4,215	0,057			0,109	0,015
Actiniumreeks	4,326	0,044			0,144	0,11
	4,366	0,17			0,163	0,051
	4,398	0,55			0,186	0,572
	4,414	0,021			0,202	0,011
	4,502	0,017			0,205	0,05
	4,556	0,042				
	4,596	0,05				
Th-231			0,143	0,028	0,026	0,141
			0,207	0,128	0,084	0,066
			0,217	0,013	0,090	0,01
			0,288	0,12		
			0,289	0,4		
			0,306	0,33		

3.2 Dosisconversiecoëfficiënten (DCC's)

De stralingsdosis, ontvangen door blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van een materiaal met radioactieve stoffen, kan worden uitgerekend met behulp van dosisconversiecoëfficiënten, DCC's. Hieronder volgt voor iedere beschouwde blootstellingsweg een beschrijving van de gebruikte DCC's.

3.2.1 *Uitwendige blootstelling door bestraling met fotonen*

Voor uitwendige (externe) blootstelling aan door de bron uitgezonden fotonen (röntgen- en gammastraling) hanteren we voor berekeningen in dit rapport het persoonsdosisequivalent $H_p(10)$ als conservatieve maat voor de effectieve dosis E . De dosisconversiecoëfficiënten voor $H_p(10)$, aangeduid met $DCC_{\text{ext,foton}}$, zijn gebaseerd op berekeningen van $H_{p,\text{slab}}(10,0^\circ)$ en afkomstig uit referentie [21]. Voor energieën lager dan 3 MeV is de waarde van deze grootte overigens nagenoeg gelijk aan die van het omgevingsdosisequivalent $H^*(10)$. Het persoonsdosisequivalent is voor iedere bestralingsgeometrie een conservatieve maat voor de effectieve dosis. In het bijzonder geldt voor nucliden U-238 en U-235, inclusief dochters na 100 jaar ingroei, dat deze operationele dosisgrootte een factor 1,25 (of meer) hoger kan zijn dan de effectieve dosis [22]. De nuclidespecifieke waarden van $DCC_{\text{ext,foton}}$ (in $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$) zijn opgenomen in kolom 3 van Tabel 4 (U-238 reeks) en Tabel 5 (U-235 reeks).

Externe bestraling met fotonen kan ook leiden tot een lokale, equivalente huiddosis. De definitie van deze dosimetrische grootte wordt in paragraaf 3.2.3 nader toegelicht. Voor externe bestraling zonder fysiek contact met de bron wordt deze grootte berekend met behulp van het persoonsdosisequivalent $H_p(0,07)$, op een nominale weefeldiepte van 0,07 mm (70 μm) in de huid (in de voor straling gevoelige basaalcellaag). De bijbehorende dosisconversiecoëfficiënten, aangeduid met $DCC_{\text{huid,ext,foton}}$, zijn gebaseerd op berekeningen van $H_{p,\text{slab}}(0,07,0^\circ)$ en wederom afkomstig uit referentie [21]. Omdat deze blootstelling in het algemeen leidt tot lage huiddoses zijn deze DCC's niet opgenomen in Tabel 4 en Tabel 5.

3.2.2 *Uitwendige blootstelling door bestraling met bètadeeltjes (elektronen)*

De DCC voor berekeningen van de effectieve dosis ten gevolge van externe blootstelling aan β^- deeltjes afkomstig uit de glazuurlaag van de uraniumtegels was niet beschikbaar in literatuur. De DCC is berekend door een energieafhankelijke DCC voor elektronen, E/Φ (effectieve dosis per eenheid van fluentie), te middelen over het bèta energiespectrum van het radionuclide Pa-234m.

Het radionuclide Pa-234m, dat na 100 jaar in radioactief evenwicht is met het radionuclide U-238, is een nagenoeg zuivere β^- -straler¹⁷ met een emissiewaarschijnlijkheid (opbrengst) van 99,84% per desintegratie¹⁸ [20]. In totaal zijn er ruim 20 β^- energiespectra, ieder met een eigen maximale kinetische energie $E_{\beta,\text{max}}$ en gemiddelde energie $E_{\beta,\text{avg}}$. De meeste β^- deeltjes die worden uitgezonden behoren bij het spectrum gekarakteriseerd door $E_{\beta,\text{max}} = 2,27$ MeV en $E_{\beta,\text{avg}} = 0,821$ MeV, met een emissiewaarschijnlijkheid van 97,6% per desintegratie¹⁹. Verder zijn er nog twee andere spectra van enige relevantie, beide met een

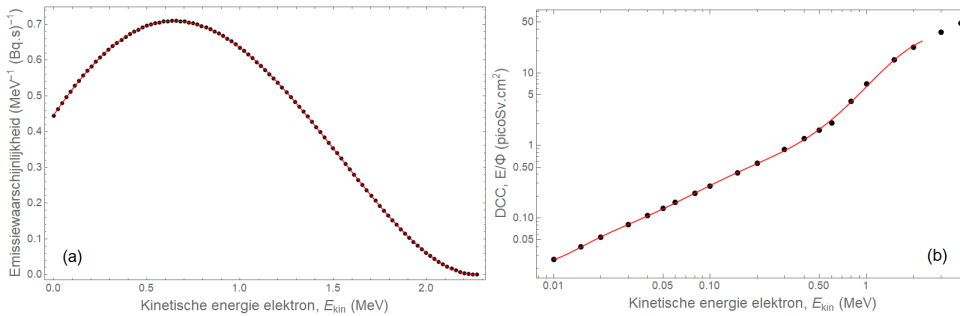
¹⁷ β^- deeltjes zijn (negatief geladen) elektronen uitgezonden door de kern van een instabiel atoom bij radioactief verval. Bij dit verval wordt een neutron omgezet in een proton, elektron en antineutrino. De vervalenergie die vrijkomt bij dit proces verdeelt zich stochastisch als kinetische energie over het elektron en antineutrino. De uitgezonden elektronen zijn dus niet monoënergetisch maar vertonen een spectrum aan kinetische energieën. De energie die de antineutrino's meekrijgen bij dit vervalproces is niet van stralingshygiënisch belang.

¹⁸ Het betreft β^- verval naar het dochternuclide U-234. De resterende 0,16% per desintegratie betreft isomeer verval naar de grondtoestand Pa-234 onder uitzending van gammafotonen.

¹⁹ De eindpuntenergie van dit spectrum is tevens de hoogste waarde onder alle β^- spectra.

emissiewaarschijnlijkheid van circa 1% per desintegratie, met maximale kinetische energieën van respectievelijk 1,46 MeV en 1,23 MeV (zie Tabel 6).

Het samengestelde energiespectrum van alle uitgezonden β^- deeltjes, $p(E_{\text{kin}})$ in $\text{MeV}^{-1} \cdot (\text{Bq} \cdot \text{s})^{-1}$, is weergegeven in Figuur 5(a) (met E_{kin} de kinetische energie van de uitgezonden β^- deeltjes). Dit spectrum heeft een eindpuntenergie van $E_{\beta, \text{max}} = 2,27$ MeV, een gemiddelde kinetische energie van $E_{\beta, \text{avg}} = 0,825$ MeV en een totale opbrengst van $y = \int_0^{E_{\beta, \text{max}}} p(E_{\text{kin}}) dE_{\text{kin}} = 0,9984$ $(\text{Bq} \cdot \text{s})^{-1}$, zoals hierboven al vermeld. Dit spectrum speelt een belangrijke rol in de bepaling van de gemiddelde DCC's voor bètadosimetrie.



Figuur 5 (a) Kinetische energiespectrum $p(E_{\text{kin}})$ van alle uitgezonden β^- deeltjes (elektronen) bij het radioactieve verval van Pa-234m . De rode curve is een fitfunctie van de data ten behoeve van berekeningen. De maximale kinetische energie van dit spectrum bedraagt $E_{\text{kin}} = E_{\beta, \text{max}} = 2,27$ MeV. Het oppervlak onder de curve bedraagt $0,9984$ $(\text{Bq} \cdot \text{s})^{-1}$. Bron: ENDF/B-VIII.0 database [20].
(b) Energieafhankelijke DCC's voor uitwendige (externe) bestraling met elektronen: de individuele, effectieve dosis E (picoSv) per eenheid van elektronenfluentie Φ (cm^{-2}) , ofwel E/Φ (picoSv $\cdot \text{cm}^2$). De rode curve is een fitfunctie van de data ten behoeve van berekeningen. De coëfficiënten gelden voor de anterior-posterior (AP) blootstellingsgeometrie. Bron: ICRP-publicatie 116 [23].

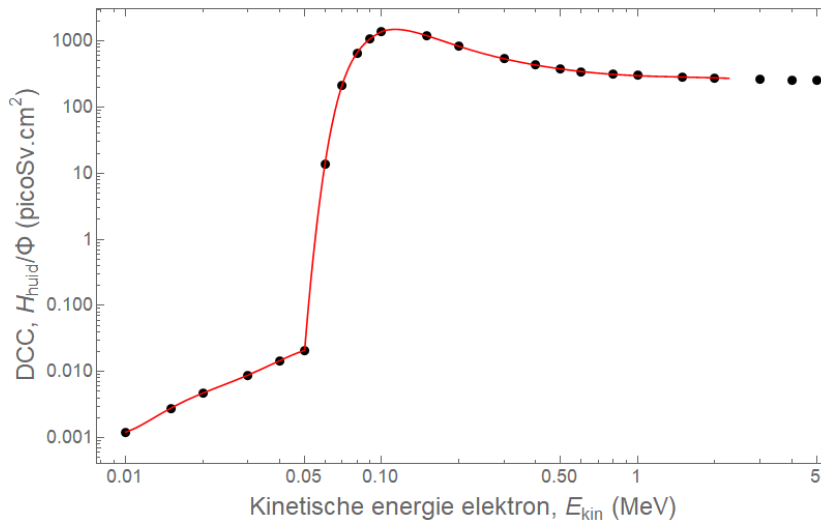
Figuur 5(b) toont de energieafhankelijkheid van de DCC's voor externe blootstelling aan elektronen uit ICRP-publicatie 116 [23]: de effectieve dosis per eenheid van elektronenfluentie, E/Φ , in $\text{picoSv} \cdot \text{cm}^2$ in de anterior-posterior (AP) blootstellingsgeometrie, waarbij bestraling vanaf de voorkant van het lichaam plaatsvindt. Voor kinetische energieën tot circa 55 MeV heeft deze geometrie de hoogste coëfficiënten (meest conservatief). Vanwege de spectrale verdeling van de uitgezonden elektronen berekenen we een gemiddelde waarde van deze DCC, aangeduid met $\text{DCC}_{\text{ext}, \beta}$, als²⁰

$$\text{DCC}_{\text{ext}, \beta} = y^{-1} \int_0^{E_{\beta, \text{max}}} p(E_{\text{kin}}) \left(\frac{E}{\Phi} \right) dE_{\text{kin}} \quad (3.1)$$

In vergelijking (3.1) wordt de energieafhankelijke DCC, E/Φ , dus gemiddeld over het spectrum $p(E_{\text{kin}})$ uit Figuur 5(a), hetgeen resulteert in een waarde van $\text{DCC}_{\text{ext}, \beta} = 6,03$ $\text{picoSv} \cdot \text{cm}^2 = 6,03 \times 10^{-6}$ $\text{microSv} \cdot \text{cm}^2$.

²⁰ De minimale energie voor integratie in vergelijking (3.1), alsmede voor de totale opbrengst y , is op 0,01 MeV gezet (in plaats van 0 MeV), omdat er geen DCC's zijn voor kinetische energieën lager dan 0,01 MeV.

Deze DCC zal worden gehanteerd voor berekeningen van de effectieve dosis ten gevolge van externe blootstelling aan β^- deeltjes afkomstig uit de glazuurlaag van de uraniumtegels.



Figuur 6 Energieafhankelijke DCC's voor uitwendige (externe) bestraling met elektronen: de lokale, equivalente huiddosis H_{huid} (picoSv) per eenheid van elektronenfluentie Φ (cm^{-2}), ofwel H_{huid}/Φ ($\text{picoSv}\cdot\text{cm}^2$). Elektronen vallen hierbij loodrecht in op de bestraalde huid. De rode curve is een fitfunctie van de data ten behoeve van berekeningen. Bron: Annex G uit ICRP-publicatie 116 [23].

Net als bij fotonen zal externe bestraling met β^- deeltjes leiden tot een lokale, equivalente huiddosis. Annex G van ICRP-publicatie 116 [23] bevat de energieafhankelijke DCC's voor deze grootte: de lokale, *geabsorbeerde* huiddosis per eenheid van elektronenfluentie, D_{huid}/Φ , in $\text{picoGy}\cdot\text{cm}^2$. Vermenigvuldiging met de stralingsweegfactor voor elektronen, $w_R = 1 \text{ Sv}\cdot\text{Gy}^{-1}$, resulteert in DCC's voor de lokale, *equivalente* huiddosis (H_{huid}/Φ) welke zijn weergegeven in Figuur 6. De gemiddelde waarde van deze DCC, aangeduid als $DCC_{\text{huid,ext},\beta}$, vinden we door middeling over het energiespectrum. Hiertoe gebruiken we weer vergelijking (3.1), met (E/Φ) in de integrand vervangen door (H_{huid}/Φ) . Dit resulteert in een waarde van $397 \text{ picoSv}\cdot\text{cm}^2 = 3,97 \times 10^{-4} \text{ microSv}\cdot\text{cm}^2$.

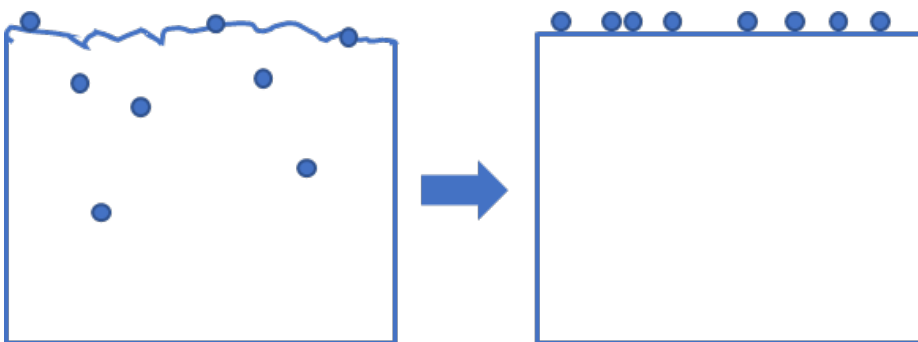
3.2.3

Contactblootstelling van de huid

Direct contact van de (blote) huid met het uraniumglazuur zal leiden tot lokale blootstelling van de huid, Dit kan optreden als iemand leunt tegen een muur met uraniumtegels, of als iemand op blote voeten loopt over een vloer met dergelijke tegels. Deze blootstelling kan worden gekwantificeerd met de lokale, equivalente huiddosis. Nuclidespecifieke dosisconversiecoëfficiënten geven dit dosistempo ($\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$) per eenheid van oppervlakte-activiteit ($\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$) in contact met de huid²¹ en zijn gegeven in kolom 4 van Tabel 4 (U-238 reeks) en Tabel 5 (U-235 reeks). Deze coëfficiënten, opgebouwd uit aparte bijdragen van bèta- en

²¹ Deze DCC's worden doorgaans gebruikt voor dosisberekeningen bij huidbesmetting. Ze kunnen daarnaast ook bij fysiek contact met een object met een niet-afwrijfbare oppervlaktebesmetting (zoals de uraniumtegels in dit onderzoek) worden toegepast.

gammastraling, zijn afkomstig van de Duitse commissie voor stralingsbescherming [24, 25]. De bijdrage van alfastraling is buiten beschouwing gelaten, omdat deze nauwelijks de glazuurlaag kan ontsnappen (zelfafscherming). De lokale, equivalente huiddosis wordt berekend door de dosis in de huid te middelen over een cirkelvormig oppervlak van 1 cm^2 en over huiddieptes van $50 \text{ }\mu\text{m}$ tot $100 \text{ }\mu\text{m}$ ²². Dit is de huidlaag waarin zich de stralingsgevoelige basaalcellen bevinden, die - bij blootstelling aan ioniserende straling - kunnen worden gerelateerd aan stochastische effecten (niet-melanoom huidkanker) en schadelijke weefselreacties (bijvoorbeeld het rood worden van de huid) [26].



Figuur 7 Projectie van radioactieve atomen in de glazuurlaag op het oppervlak voor een conservatieve berekening van de huiddosis bij contact met deze glazuurlaag. Zie tekst voor uitleg. Gebaseerd op figuur 3-2 uit rapport *Radiation Protection 114* (Europese Commissie, 1999).

Het huiddosistempo ($\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$) kan dus worden bepaald door deze DCC's te vermenigvuldigen met de oppervlakte-activiteit van de radionucliden ($\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$). Deze activiteit kan worden gevonden door de activiteitsconcentratie in de glazuurlaag ($\text{Bq}\cdot\text{g}^{-1}$) te vermenigvuldigen met de dichtheid ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) en de dikte (cm) van de glazuurlaag. In feite projecteren we dan alle radioactieve atomen van een bepaald nuclide op het bovenoppervlak van de glazuurlaag, die in direct contact staat met de huid, zoals is aangegeven in Figuur 7. Omdat de ioniserende straling deels zal worden afgeschermd door de glazuurlaag (zelfafscherming), zal deze methode een conservatieve schatting geven van de lokale, equivalente huiddosis. Omdat deze zelfafscherming aanzienlijk kan zijn, zou deze methode zelfs een *te conservatieve* waarde van de huiddosis kunnen geven. Daarom zijn huiddosisberekeningen ook uitgevoerd met het programma VARSKIN+²³ van de *United States Nuclear Regulatory Commission* (U.S. NRC) [27]. Met dit computerprogramma kan een meer realistische inschatting worden gemaakt van de lokale, equivalente huiddosis waarbij wel rekening wordt gehouden met zelfafscherming. De standaardinstellingen van dit programma zijn zodanig veranderd dat de dosis wordt gemiddeld over het hierboven aangegeven weefselgebied met een oppervlak van 1 cm^2 en dieptes van $50 \text{ }\mu\text{m}$ tot $100 \text{ }\mu\text{m}$ [23]. Een volledig overzicht van alle gehanteerde parameters en instellingen is te vinden in Tabel 14 in hoofdstuk 4.

²² Massieke dieptes van $5 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ tot $10 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$, bij een huiddichtheid van circa $1 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. De nominale diepte voor de berekening van de huiddosis wordt ook vaak op $70 \text{ }\mu\text{m}$ ($7 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$) gekozen, zoals bijvoorbeeld voor de operationele grootheid $H_p(0,07)$ zoals besproken in paragraaf 3.2.1.

²³ Ontwikkeld door Renaissance Code Development (RCD software), zie <https://ramp.nrc-gateway.gov/codes/varskin>. Gebruikte versie: 1.1.

3.2.4 Inhalatie

Voor zowel werkers als leden van de bevolking heeft de ICRP DCC's afgeleid voor inwendige blootstelling aan ioniserende straling na inname van radioactiviteit door inhalatie of ingestie. De voor dit onderzoek gebruikte, nuclidespecifieke coëfficiënten voor inhalatie, DCC_{inh} , komen uit ICRP-publicatie 119 [28] en zijn opgenomen in kolom 5 van Tabel 4 (U-238 reeks) en Tabel 5 (U-235 reeks). Enkele ontbrekende waarden zijn overgenomen van het *Japan Atomic Energy Research Institute* (JAERI) [29]. Ze hebben betrekking op volwassen leden van de bevolking²⁴, waarbij voor ieder nuclide de maximale waarde onder de beschikbare longabsorptietypen (F, M, S) is gekozen om een onderschatting van de dosis te voorkomen. De waarden van DCC_{inh} geven de 50-jaars geïntegreerde, effectieve volg dosis (Sv) per eenheid van geïnhaleerde activiteit (Bq) van een bepaald radionuclide. Deze effectieve volg dosis wordt toegekend aan het kalenderjaar van inname van deze activiteit.

3.2.5 Ingegroeide dochternucliden verdisconteren in dosisberekeningen

Zoals hierboven beschreven zullen na 100 jaar ingegroeide dochternucliden aanwezig zijn in de glazuurlaag, waarvan enkele zelfs in seculair evenwicht met het uranium moedernuclide. Omdat deze dochternucliden ook radioactief zijn, zullen ze een bijdrage aan de dosis leveren. De totaal ontvangen dosis in een blootstellingsscenario kan dan worden gevonden door de bijdragen van alle radionucliden te sommeren. Een aparte dosisberekening voor ieder radionuclide is daarbij natuurlijk niet praktisch. Daarom hanteren we voor de berekeningen in dit rapport een meer eenvoudige en meer praktische methode, door de bijdragen van dochters reeds te verdisconteren in de DCC's van de moedernucliden U-238 en U-235. Hiertoe kunnen we gebruik maken van de eerder afgeleide nuclidevectoren met relatieve activiteiten (of weegfactoren) w_i zoals opgenomen in kolom 2 van Tabel 4 en Tabel 5. De totale DCC van de vervalketen, inclusief gewogen bijdragen van dochternucliden, wordt dan gegeven door

$$DCC_{tot} = \sum_{i=1}^n w_i DCC_i . \quad (3.2)$$

Hierin is DCC_i de dosisconversiecoëfficiënt van nuclide i en vindt de sommatie plaats over alle n radionucliden in de vervalreeks, met nuclide $i = 1$ het moedernuclide U-238 of U-235, waarvoor per definitie geldt $w_1 = 1$. Voor iedere blootstellingsweg is deze gewogen sommatie uitgevoerd, waarvan de resultaten onderaan Tabel 4 en Tabel 5 zijn weergegeven. Door het gebruik van deze totale DCC's hoeft de dosisberekening zelf alleen nog maar rekening te houden met de activiteit of activiteitsconcentratie van het moedernuclide. Dit vereenvoudigt de berekeningen dus aanzienlijk.

Aangezien natuurlijk uranium (U-nat) een vaste verhouding heeft tussen de activiteit van U-238 en die van U-235, kunnen we op een soortgelijke

²⁴ De inhalatie DCC's voor leden van de bevolking gelden voor een deeltjesgrootteverdeling (van de aerosolen) die wordt gekarakteriseerd door een activiteitsmediane aerodynamische diameter (AMAD) van 1 μm . Omdat bij processen als boren en breken relatief grote stofdeeltjes vrij kunnen komen, kan men beargumenteren dat een AMAD van 5 μm , de standaardwaarde voor werkers, geschikter zou zijn voor dosisberekeningen in dit rapport. Echter, aangezien deze DCC's kleiner zijn dan die bij een AMAD van 1 μm , is uit oogpunt van conservatisme toch besloten de DCC's voor leden van de bevolking te hanteren (met een AMAD van 1 μm).

manier een totale DCC voor U-nat bepalen. Omdat 1 Bq U-238 overeenkomt met 0,046 Bq U-235, kunnen we de verhouding van 0,046 gebruiken als weegfactor voor het berekenen van de totale DCC:

$$DCC_{\text{tot,U-nat}} = DCC_{\text{tot,U-238}} + 0,046DCC_{\text{tot,U-235}} \quad (3.3)$$

Voor de drie blootstellingswegen zijn de totale DCC's voor U-nat weergegeven in de onderste rij van Tabel 7 en worden aangeduid met $DCC_{\text{ext,foton,tot}}$, $DCC_{\text{huid,contact,tot}}$ en $DCC_{\text{inh,tot}}$. Voor de lokale, equivalente huiddosis ten gevolge van externe bestraling met fotonen is de totale, gewogen DCC voor U-nat gelijk aan $DCC_{\text{huid,ext,foton,tot}} = 3,49 \times 10^{-14} \text{ Sv} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$. Deze DCC's hanteren we voor dosisberekeningen in dit rapport, waarbij we dan alleen nog de activiteit of de activiteitsconcentratie van U-238 beschouwen. Een uitzondering is de situatie voor externe bètastraling, omdat we daarbij alleen kijken naar het radionuclide Pa-234m. Deze DCC's zijn gegeven in paragraaf 3.2.2.

Tabel 7 Totale, gewogen DCC's voor de U-238 en U-235 reeksen na 100 jaar ingroei en verval, voor drie blootstellingswegen: externe bestraling met fotonen, contact van de huid met de tegel en inhalatie (van radioactief stof). Deze waarden zijn ook te vinden in de onderste regels van Tabel 4 en Tabel 5. De onderste regel van deze tabel geeft de totale DCC's voor natuurlijk uranium (U-nat), welke wordt berekend middels vergelijking (3.3).

Reeks	DCC extern, foton $H_p(10)$ ($\text{Sv} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$)	DCC huid contact of besmetting ($\text{Sv} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$)	DCC inhalatie ($\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$)
U-238	1,14E-14	5,40E-10	1,75E-05
U-235	5,72E-14	2,66E-10	9,64E-06
U-nat	1,40E-14	5,53E-10	1,79E-05

Voor schattingen van het luchtkermt tempo ten behoeve van metingen (paragraaf 3.3) hebben we voor externe fotonenstraling, naast $DCC_{\text{ext,foton,tot}}$, ook nog de totale luchtkermt tempoconstante $\dot{K}_{\text{lucht,tot}}$ afgeleid middels vergelijkingen (3.2) en (3.3). De nuclidespecifieke waarden van de luchtkermt tempoconstanten zijn afkomstig uit de elektronische bijlagen van ICRP-publicatie 107 [19]. Voor U-nat, inclusief ingegroeide dochters over een periode van 100 jaar, is de waarde van $\dot{K}_{\text{lucht,tot}}$ gelijk aan $3,61 \times 10^{-14} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$.

3.3 Dosistemp van een isotrope puntbron met natuurlijk uranium

Om een idee te krijgen van de orde van grootte van het dosistempo als gevolg van een uranium siertegel, beschouwen we een isotrope puntbron met een totale activiteit van 1 kBq (1000 Bq) U-nat. Figuur 8 toont het resulterende dosistempo ten gevolge van deze puntbron als functie van de afstand. Het dosistempo door zowel bètastraling (afkomstig van Pa-234m) als fotonenstraling is apart weergegeven. Bovendien is voor beide stralingssoorten het dosistempo in zowel lucht als weefsel berekend. De methodiek voor het berekenen van het dosistempo is kort beschreven in Bijlagen B.1 en B.2.4. Zelfafscherming van de bètastraling in de glazuurlaag is niet meegenomen in de berekeningen van het dosistempo in Figuur 8.

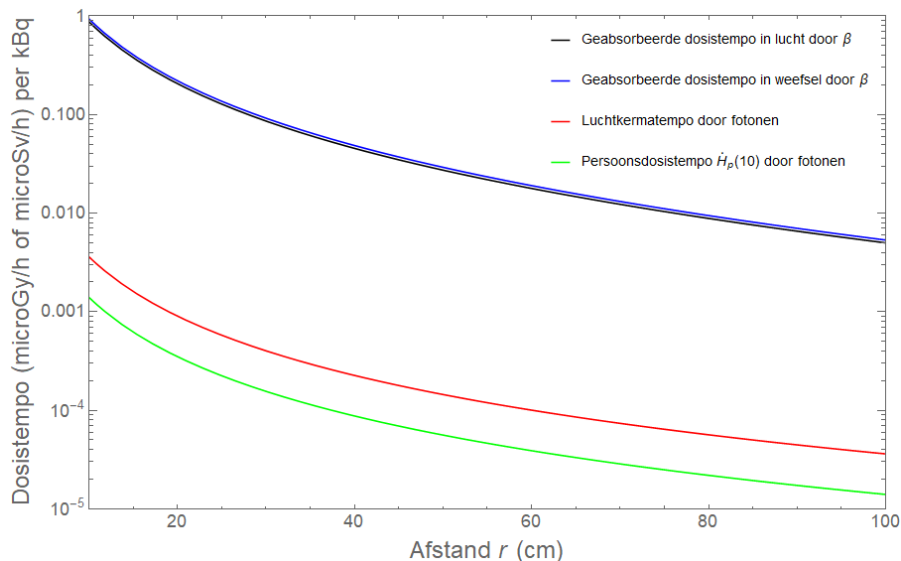
Voor bètastraling is het verschil tussen het geabsorbeerde dosistempo in lucht en weefsel (op 70 μm huiddiepte) slechts enkele procenten (zwarte en blauwe curves).²⁵ Op 10 cm afstand van de bron is het dosistempo in de orde van 1 $\text{microGy}\cdot\text{h}^{-1}$ en neemt af tot enkele $\text{nanoGy}\cdot\text{h}^{-1}$ op 1 meter afstand. Deze verzwakking komt grotendeels door de grotere afstand tot de puntbron (factor 100)²⁶, maar ook door de verzwakking van de bètastraling door lucht (factor ~ 2).

Het dosistempo ten gevolge van de door de bron uitgezonden fotonen ligt enkele ordes van grootte lager dan dat door bètastraling. Op 10 cm afstand van de puntbron is het luchtkermatempo (vrij in lucht) slechts enkele $\text{nanoGy}\cdot\text{h}^{-1}$ en het persoonsdosisequivalenttempo, $\dot{H}_p(10)$, op 10 mm diepte in weefsel, circa 1 $\text{nanoSv}\cdot\text{h}^{-1}$. Op 1 meter afstand zijn deze dosistempi een factor 100 lager door de grotere afstand. Verzwakking van fotonen door de lucht speelt doorgaans een veel kleinere rol en is hier dan ook buiten beschouwing gelaten.

Het dosistempo dat we zouden meten in een woning met meerdere uraniumtegels is overigens niet eenvoudig te bepalen aan de hand van de data in Figuur 8. Dit komt omdat het dosistempo dan sterk af zal hangen van onder andere het aantal uraniumtegels, de precieze positionering van de tegels op de muur ten opzichte van het meetpunt (de blootstellingsgeometrie), de activiteiten van U-nat van deze tegels en de zelfafscherming van bètastraling in de glazuurlaag van de tegel. Berekeningen van de jaarlijkse externe stralingsdosis in dit rapport (hoofdstuk 4) zullen overigens wel met een groot aantal van deze effecten rekening houden.

²⁵ In weefsel (of water) is het dosistempo circa 7% hoger dan in lucht. Dit wordt veroorzaakt door het hogere massieke energieverlies van elektronen in water ten opzichte van lucht.

²⁶ Geometrische verzwakking door de omgekeerde kwadratenwet: een 10 keer grotere afstand (100 cm in plaats van 10 cm) leidt tot een dosistempo dat $10^2 = 100$ keer kleiner is.



Figuur 8 Dosistempo ($\text{microGy}\cdot\text{h}^{-1}$ of $\text{microSv}\cdot\text{h}^{-1}$) van een isotrope puntbron als functie van de afstand (cm) tot de receptor. Het dosistempo geldt per kBq (1000 Bq) aan natuurlijk uranium aanwezig in de puntbron. Dosistempi voor bètastraling (blauwe en zwarte curves) en fotonenstraling (rode en groene curves) zijn apart weergegeven. Ook zijn de dosistempi apart weergegeven voor lucht (zwarte en rode curves) of weefsel (blauwe en groene curves) als absorberend medium. Voor bètastraling is de diepte in weefsel 0,07 mm (70 μm), voor fotonen 10 mm.

3.4 Casus: eigenschappen van uraniumtegels in de onderzochte woning

Tabel 1 in paragraaf 2.4 bevat de meetgegevens van de activiteitsconcentraties van U-235 en U-238 in de geanalyseerde uraniumtegel van $15\times 1\text{ cm}^2$ en een dikte van 0,87 cm bij een dichtheid van $2,3\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ van de keramiek. Aangezien het isotoop U-234 in seculair evenwicht mag worden verondersteld met de moeder van de keten, U-238, is de activiteitsconcentratie van U-234 ook $(88,2 \pm 13,8)\text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$. Tabel 8 geeft een overzicht van de gemeten activiteitsconcentraties en de daaruit afgeleide totale activiteiten van de drie uraniumisotopen in het verpulverde monster met een massa van 30 g. De verhouding van de activiteiten of activiteitsconcentraties, U-235:U-238, komt uit op $0,049 \pm 0,008$. Omdat de verhouding voor natuurlijk uranium 0,046 bedraagt (paragraaf 3.1.2) en daarmee binnen het 95% betrouwbaarheidsinterval ligt, kunnen we concluderen dat het uranium in de tegel in *natuurlijke verhouding* is. Deze conclusie maakt het mogelijk om voor de dosisberekeningen in dit rapport de totale DCC's voor natuurlijk uranium uit Tabel 7 (onderste rij, U-nat) te hanteren. Dit houdt in dat we alleen rekenen met de activiteitsconcentraties van U-238 en de dosisbijdrage van U-235 (en van U-234) dus verdisconteren in de DCC, zoals beschreven in paragraaf 3.2.5.

Tabel 8 Gemeten, massieke activiteitsconcentraties (kolom 2; $Bq \cdot g^{-1}$) aan uraniumisotopen in het vergruisde monster van een uranium siertegel met een massa van 30 g. De totale activiteiten (Bq) en massapercentages (%) aan uraniumisotopen zijn weergegeven in kolommen 3 en 4. De onzekerheden betreffen het 95% betrouwbaarheidsinterval (± 2 standaarddeviaties).

Nuclide	Activiteitsconcentratie ($Bq \cdot g^{-1}$)	Totale activiteit (Bq)	Massapercentage (%)
U-234	88,2 \pm 13,8	2646 \pm 414	0,000 \pm 0,000
U-235	4,32 \pm 0,15	129,6 \pm 4,5	0,005 \pm 0,000
U-238	88,2 \pm 13,8	2646 \pm 414	0,709 \pm 0,111
Totaal:	180,7 \pm 19,5	5421,6 \pm 585,5	0,715 \pm 0,111

Door de activiteitsconcentratie van ieder uraniumisotoop te delen door de bijbehorende (dragervrije) specifieke activiteit uit Tabel 2, krijgen we de massafractie of het massapercentage²⁷ van het betreffende isotoop in het monster. De waardes staan in kolom 4 van Tabel 8. Het totale massapercentage aan uraniumisotopen bedraagt circa 0,71% \pm 0,11%, gedomineerd door de bijdrage van U-238.

Omdat dit percentage (0,71%) groter is dan 0,1% spreken we, op basis van de vigerende Nederlandse regelgeving, officieel van een splijtstof [1]²⁸. De verhouding van de massapercentages van U-235 en U-238, wederom uitgedrukt als percentage, bedraagt 0,76% \pm 0,12%. Vergelijken we dit met de verhouding die volgt uit Tabel 3 (0,72%, zie uitleg paragraaf 3.1.2) dan concluderen we dus ook hieruit dat het uranium in *natuurlijke verhouding* is.

De gemeten activiteitsconcentraties in Tabel 1 zijn concentraties gemiddeld over de hele tegel. De verhoogde uraniumconcentraties bevinden zich echter in de dunne glazuurlaag van de tegel. Voor dosisberekeningen in het voorliggende rapport nemen we aan dat het glazuur een vlakke, dunne laag is met een oppervlakte van 15 cm² en een dikte van 250 μ m (0,025 cm). Daarnaast gaan we ervan uit dat het glazuur de compositie heeft van borosilicaatglas, bijvoorbeeld Pyrex[®] glas²⁹. Aan deze glazuurlaag is UO₂ toegevoegd, homogeen verdeeld over het volume. Bij een dichtheid van circa 2,75 g·cm⁻³ van deze samengestelde laag bedraagt het massapercentage UO₂ ongeveer 23,6%³⁰. Het totale massapercentage aan uraniumisotopen in de glazuurlaag is dan circa 20,8%. Dit komt goed overeen met de aannames die zijn gemaakt in het NUREG-1717 rapport van de U.S. NRC [4]. Activiteitsconcentraties van de uraniumisotopen in de glazuurlaag³¹, uitgedrukt in kBq·g⁻¹ (massiek) en in kBq·cm⁻³ (volumiek), alsmede de

²⁷ Massapercentage = massafractie \times 100%

²⁸ Zie artikel 1a van het gerefereerde Besluit.

²⁹ De elementaire compositie van Pyrex[®] glas (als massafracties) staat op de website van de National Institute of Standards and Technology (NIST): <https://physics.nist.gov/cgi-bin/Star/compos.pl?matno=169> (geraadpleegd op 7 april 2023).

³⁰ De aannames houden in dat er geen rekening wordt gehouden met het bolletjespatroon (reliëf) van de tegels en dat de totale tegelactiviteit wordt uitgesmeerd over een vlak veronderstelde glazuurlaag. Het massapercentage van 23,6% UO₂ volgt dan uit de berekende activiteit van uraniumisotopen, de gekozen materiaalcompositie en de dikte van de (samengestelde) glazuurlaag.

³¹ De glazuurlaag met de aangegeven dikte en dichtheid heeft een massa van 1,03 g en een volume van 0,375 cm³.

bijbehorende massafracties zijn samengevat in Tabel 9. De totale activiteitsconcentratie van uraniumisotopen in de glazuurlaag bedraagt dus circa $5,3 \text{ kBq}\cdot\text{g}^{-1}$, ruim een factor 29 keer groter dan de concentratie gemiddeld over de hele keramische tegel.

Tabel 9 Activiteitsconcentraties van uraniumisotopen in de glazuurlaag van de siertegel (kolommen 2 en 3; massiek en volumiek). Massapercentages van de isotopen zijn weergegeven in kolom 4. Het uitgangspunt voor de glazuurlaag is dat deze een compositie heeft van borosilicaatglas met daarin uraniumdioxide. Verder nemen we aan dat de laag $250 \mu\text{m}$ dik is. De dichtheid van de resulterende glazuurlaag bedraagt circa $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$.

Nuclide	Activiteitsconcentratie		Massa% U
	Massiek ($\text{kBq}\cdot\text{g}^{-1}$)	Volumiek ($\text{kBq}\cdot\text{cm}^{-3}$)	
U-234	$2,569 \pm 0,402$	$7,056 \pm 1,104$	$0,001 \pm 0,000$
U-235	$0,126 \pm 0,004$	$0,346 \pm 0,012$	$0,157 \pm 0,005$
U-238	$2,569 \pm 0,402$	$7,056 \pm 1,104$	$20,654 \pm 3,232$
Totaal	$5,263 \pm 0,568$	$14,458 \pm 1,561$	$20,813 \pm 3,232$

3.5 Verwaarloosde dosisbijdragen

Zoals blijkt uit de metingen van NRG zijn ook activiteitsconcentraties van de radiumisotopen gemeten: $0,26 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ ($260 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) Ra-226 uit de U-238 reeks en $0,13 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ ($130 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) Ra-223 uit de U-235 reeks. Omdat de concentraties van Ra-226 in vaak toegepaste bouwmaterialen in Nederland gemiddeld ruim onder de $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ ($100 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) liggen [16], is de gemeten concentratie in het monster van de uraniumtegel relatief hoog. Deze verhoging kan zijn veroorzaakt door het feit dat het zuiveringsproces van uraniumisotopen niet 100% effectief is geweest, ofwel dat er nog een zekere restactiviteit aan radiumisotopen als onzuiverheid in het glazuur aanwezig was bij de fabricage van de tegels. Een andere mogelijke verklaring voor de verhoogde concentratie is dat deze activiteit afkomstig is uit de keramische tegel zelf, en dus niet uit de glazuurlaag. Indien we veronderstellen dat deze isotopen onzuiverheden in het glazuur zijn, dan zouden de hierboven afgeleide DCC's uit Tabel 7 slechts enkele procenten hoger uitvallen: 6% tot 7% voor externe straling en inhalatie, en 1% voor de huid³². Aangezien de herkomst van de verhoogde activiteit onbekend is en mogelijk niet gerelateerd is aan de glazuurlaag, worden de gemeten radiumconcentraties verder niet meegenomen in de dosisberekeningen. Daarbij merken we op dat het geringe effect hiervan ruimschoots wordt gecompenseerd door het gehanteerde conservatisme in de dosisberekeningen.

³² Hierbij gaan we ervan uit dat zowel Ra-226 als Pa-231 (de langlevende moeder van Ra-223) in *seculair* evenwicht met alle dochternucliden voorkomen. De totale (gewogen) DCC's voor Ra-226sec en Pa-231sec, uitgerekend met vergelijking (3.2), worden vervolgens bij de DCC's van U-nat (Tabel 7) opgeteld na vermenigvuldiging met de verhouding aan activiteitsconcentraties in het geanalyseerde monster: $0,26/88,2 = 0,0029$ voor Ra-226sec en $0,13/88,2 = 0,0015$ voor Pa-231sec (verhoudingen in relatie tot de activiteitsconcentratie van U-238). Voor externe bestraling met fotonen wordt de totale DCC dan $1,50 \times 10^{-14} \text{ Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ in plaats van $1,40 \times 10^{-14} \text{ Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ (6,6% hoger), voor de huid $5,58 \times 10^{-10} \text{ Sv}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ in plaats van $5,53 \times 10^{-10} \text{ Sv}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ (1,1% hoger) en voor inhalatie $1,91 \times 10^{-5} \text{ Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ in plaats van $1,79 \times 10^{-5} \text{ Sv}\cdot\text{Bq}^{-1}$ (6,2% hoger).

In het artikel van Luthjens en Van Doorn [12] wordt terecht opgemerkt dat ook *remstraling* een bijdrage kan leveren aan het gemeten dosistempo. Remstralingsfotonen worden gegenereerd bij de afremming van bètadeeltjes (elektronen) met name uitgezonden bij het verval van Pa-234m. De vraag is of deze fotonenstraling een significante bijdrage levert aan het externe dosistempo, ofwel, in relatie tot de hierboven al beschouwde gamma- en röntgenfotonen in $\dot{K}_{\text{lucht,tot}}$. Daarom hebben we een ruwe schatting gemaakt van de *puntbronconstante*³³ $\dot{K}_{\text{lucht,rem}}$ door remstralingsfotonen ten gevolge van het verval van Pa-234m. Uit oogpunt van conservatisme zijn we er hierbij van uitgegaan dat alle elektronen geheel in de laag worden afgeremd om zo een maximale bijdrage te leveren aan deze bronconstante. De afleiding is te vinden in Bijlage A van dit rapport. In deze conservatieve schatting, die is gebaseerd op de methode van Zanzonico *et al.* [30], komt de bronconstante $\dot{K}_{\text{lucht,rem}}$ uit op een waarde van $4,13 \times 10^{-15} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$, ruim een factor 9 lager dan de luchtkermatempoconstante $\dot{K}_{\text{lucht,tot}}$. In werkelijkheid zal de bronconstante $\dot{K}_{\text{lucht,rem}}$ nog lager zijn aangezien een groot deel van de elektronen de tegel ontsnapt met een hoge energie. Daardoor laat dit rapport de mogelijke bijdrage van remstralingsfotonen aan de stralingsdosis verder buiten beschouwing.

Tot slot merken we op dat we ook de individuele, effectieve jaardosis uit ingestie niet beschouwen bij scenario's waarin radioactiviteit vrijkomt (boren en verwijderen van de tegels). De dosis die een dergelijke inwendige besmetting op zal leveren zal in het algemeen veel kleiner zijn dan de dosis door inhalatie van respirabel stof. Een eerste indicatie hiervoor is de numerieke waarde van de totaal, gewogen DCC voor ingestie: $DC_{\text{ing,tot}} = 1,00 \times 10^{-7} \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$. Dit is ruim twee ordes van grootte kleiner dan de DCC voor inhalatie (Tabel 7).

³³ Hier gedefinieerd als het luchtkermatempo (vrij in lucht) ten gevolge van remstralingsfotonen uitgezonden door een isotrope puntbron op 1 meter afstand, uitgedrukt in $\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$.

4 Stralingsdoses door verblijf in een woning met uraniumtegels

In dit hoofdstuk berekenen we de toegevoegde stralingsdoses door verblijf in een woning met uraniumtegels. Met de resultaten kunnen we een antwoord formuleren op de eerste deelvraag van dit onderzoek: *wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen bij blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van de uraniumtegels in de woning (woonscenario)?*

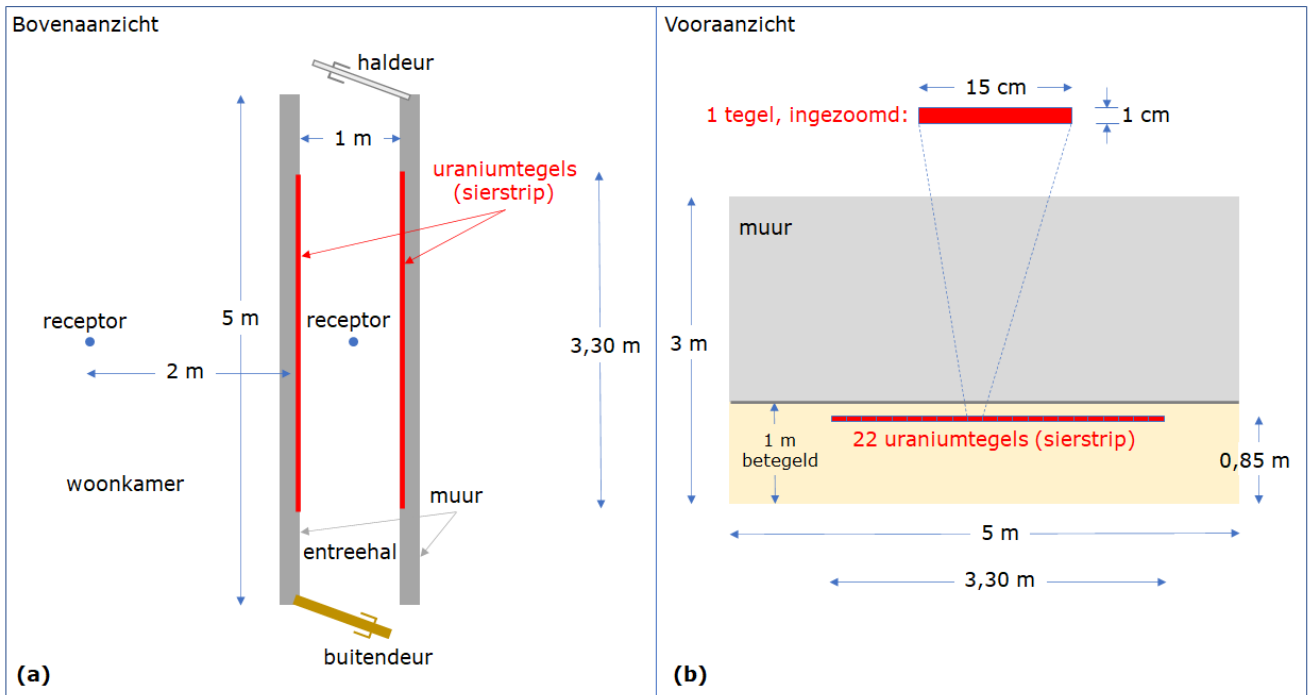
Dosisberekeningen zijn uitgevoerd voor de onderzochte woning beschreven in paragrafen 2.4 en 3.4 van dit rapport, omdat voor deze woning de activiteitsconcentraties van de uraniumisotopen zijn bepaald. Naast de benodigde dosisconversiecoëfficiënten (DCC's, hoofdstuk 3) heeft deze casus daardoor voldoende informatie om een goed onderbouwde schatting te maken van de individuele, potentiële stralingsdoses door verblijf in de woning. We beschouwen hierbij de meest relevante blootstellingswegen: (1) uitwendige blootstelling door bestraling met fotonen en bètadeeltjes, (2) uitwendige blootstelling door bestraling van de lokale huid als gevolg van direct contact met de tegels en (3) inwendige blootstelling door inhalatie van radioactiviteit die vrijkomt bij het boren van een gaatje in een uraniumtegel.

Het hoofdstuk begint met een beschrijving van de vereenvoudigde situatieschets die we hanteren bij het opstellen van de blootstellingsscenario's. Voor iedere blootstellingsweg berekenen we de stralingsdosis in een aparte paragraaf. Het hoofdstuk sluit af met een samenvatting van de numerieke dosisresultaten voor de beschouwde blootstellingswegen en met een schatting van de totale effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$) in het onderzochte woonscenario.

4.1 Situatieschets: de entreehal met uraniumtegels

In de onderzochte woning bevinden de uraniumtegels zich in de entreehal met trappenhuis (zie Figuur 3). Deze complexe blootstellingsgeometrie hebben we enigszins vereenvoudigd. Dit heeft als doel om (1) de dosisberekeningen op een eenvoudige, analytische manier te benaderen en (2) de situatie meer generiek toepasbaar te maken op andere, soortgelijke woningen. Deze vereenvoudiging houdt niet in dat de doses daarmee onderschat worden, omdat de onderliggende aannames conservatief zijn³⁴.

³⁴ Een voorbeeld: in de entreehal met trappenhuis zal een persoon veelal niet worden blootgesteld aan alle aanwezige uraniumtegels. Dit kan worden veroorzaakt doordat een muur de straling van een deel van de tegels afschermt. In de vereenvoudigde situatie gaan we ervan uit dat een individu wordt blootgesteld aan alle tegels tegelijk, zonder enige afscherming door de constructie van het huis.



Figuur 9 Schematische weergave van het bovenaanzicht (a) van de gemodelleerde entreehal voor de dosisberekeningen. In (b) het vooraanzicht van de twee muren, ieder met 22 uraniumtegels.

De entreehal beschouwen we als een lange, smalle ruimte zonder een trap, zoals weergegeven in Figuur 9(a) (bovenaanzicht). De hal is 5 m lang, 1 m breed en 3 m hoog, waarin zich alle 44 uraniumtegels bevinden. De hal, met een volume van 15 m^3 , wordt geventileerd met een ventilatievoud van $0,5 \text{ h}^{-1}$. Beide muren zijn betegeld tot een hoogte van 1 meter. Op ongeveer 0,85 m hoogte vanaf de grond (op circa halve lichaamslengte) bevinden zich, uranium siertegels van 15 cm bij 1 cm. Ze liggen in elkaars verlengde en vormen zo een lijnstrip in de tegelwand. De twee lijnstrippen hebben ieder 22 uraniumtegels, een lengte van 3,30 meter en een breedte van 1 cm. Ze zijn beide in horizontale richting gecentreerd op de muur. Figuur 9(b) geeft het vooraanzicht van de betegelde muur weer. Tabel 10 geeft een beknopt overzicht van de karakteristieken van de beschouwde (gemodelleerde) entreehal. Indien expliciet benodigd voor de dosisberekeningen is ook het bijbehorende symbool weergegeven. Paragrafen 2.4 en 3.4 beschrijven de eigenschappen van de keramische siertegels en van de glazuurlaag in detail.

Tabel 10 Overzicht van de karakteristieken van de gemodelleerde entreehal. Een symbool is toegekend aan parameters die expliciet gebruikt worden voor dosisberekeningen.

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
	Lengte hal	5	m
	Breedte hal	1	m
	Hoogte hal	3	m
V	Volume hal	15	m ³
λ_v	Ventilatievoud hal	0,5	h ⁻¹
	Hoogte van de betegeling in hal	1	m
N	Totaal aantal uranium siertegels	44	-
	Aantal lijnstrippen	2	-
l	Lengte van een lijnstrip	3,30	m
	Hoogte van de lijnstrippen (vanaf grond)	0,85	m

4.2 Blootstelling door uitwendige bestraling (fotonen en bèta)

Het verblijf in de nabijheid van uraniumtegels leidt tot een stralingsdosis, omdat het lichaam uitwendig wordt blootgesteld aan ioniserende straling afkomstig uit de glazuurlaag. Deze externe dosis loopt een individu dus ook op als er geen fysiek contact is met de tegel. Voor de berekening van de bijbehorende effectieve jaardosis, gaan we ervan uit dat een bewoner iedere dag gemiddeld 2 uur lang (730,5 uur gemiddeld per jaar) in het midden van de hal verblijft, op 0,5 meter afstand van het midden van de twee lijnstrippen. De positie in de hal, aangeduid met 'receptor', is weergegeven in Figuur 9(a).

Zoals beschreven in hoofdstuk 3 zendt de uraniumtegel zowel fotonen- als bètastraling uit. De effectieve dosis door beide soorten straling wordt hieronder apart uitgerekend. Voor deze dosisberekeningen worden de twee lijnstrippen beschouwd als lijnbronnen.

4.2.1 Uitwendige blootstelling door uitgezonden fotonen

Voor de uitwendige bestraling met fotonen door de twee lijnbronnen uit Figuur 9(a) kan de externe, effectieve jaardosis (microSv·jr⁻¹) worden berekend met:

$$E_{\text{ext,foton}} = DCC_{\text{ext,foton,tot}} \frac{2NA_t}{lr} \tan^{-1}\left(\frac{l}{2r}\right) t_{\text{b,ext}} \cdot 10^6, \quad (4.1)$$

zoals afgeleid in Bijlage B.1 (vergelijking (B.11)). De beschrijving van de gebruikte parameters en hun bijbehorende waarden zijn samengevat in Tabel 11. De factor 10⁶ converteert de eenheid van Sv naar microSv.

Tabel 11 Overzicht van de gebruikte parameters en hun waarden voor de berekening van de externe, effectieve jaardosis middels vergelijking (4.1).

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$DCC_{\text{ext,foton,tot}}$	Totale DCC voor uitwendige bestraling met fotonen uit U-nat (Tabel 7)	1,40E-14	$\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$
N	Totaal aantal siertegels (op 2 lijnbronnen)	44	-
A_t	Activiteit van U-nat per siertegel	2646	Bq
l	Lengte van beide lijnbronnen	3,3	m
r	Afstand receptor tot lijnbron (hal)	0,5	m
$t_{\text{b,ext}}$	Jaarlijkse blootstellingstijd (hal)	730,5	$\text{h}\cdot\text{jr}^{-1}$

We zijn er bij vergelijking (4.1) vanuit gegaan dat afscherming van fotonen in de 250 μm glazuurlaag en de 0,5 m lucht verwaarloosbaar zijn. Deze aannames gelden voor fotonenenergieën vanaf enkele tientallen keV of hoger³⁵. Laagenergetische fotonen daarentegen, zullen wel een afscherming ondervinden door beide media. Het verwaarlozen van deze afscherming is gerechtvaardigd gegeven het feit dat fotonenenergieën voor U-nat veelal boven de 50 keV (zie onder andere Tabel 6) liggen.

Substitutie van de parameterwaardes uit Tabel 11 in vergelijking (4.1) resulteert in een jaarlijkse effectieve dosis van $E_{\text{ext,foton}} = 1,85$ $\mu\text{Sv}\cdot\text{jr}^{-1}$ bij verblijf in de hal van de woning ten gevolge van beide lijnbronnen.

Men kan beargumenteren dat het verblijf in de woonkamer ook nog tot een externe stralingsdosis zou kunnen leiden. Daarbij is het wel van belang om de afscherming van de muren mee te nemen in de berekening. We hebben het dan typisch over een dikte van 10 cm tot 20 cm aan bakstenen of beton, waardoor de dosisbijdrage door verblijf in de woonkamer waarschijnlijk verwaarloosbaar is. Echter, uit oogpunt van conservatisme hebben we toch een jaardosis berekend waarbij deze afscherming buiten beschouwing is gelaten. We gaan ervan uit dat een bewoner zich voor de overige 22 uur per dag³⁶ ($t_{\text{b,ext}} = 8035,5 \text{ h}\cdot\text{jr}^{-1}$) in de woonkamer bevindt op een gemiddelde afstand van 2 meter van de muur die grenst aan de hal. Deze positie van de receptor in de woonkamer is eveneens weergegeven in Figuur 9(a). Voor de berekening van de effectieve dosis kunnen we dan weer gebruik maken van vergelijking (4.1), maar dan *zonder* de voorfactor 2.³⁷ Voor iedere muur rekenen we dan uit wat de dosisbijdrage is, gebruik makend van de aangepaste jaarlijkse blootstellingstijd. Voor de dichtstbijzijnde muur geldt dan een gemiddelde afstand r van 2 m en voor de andere muur

³⁵ Een voorbeeld voor 20 keV fotonen, die relatief snel worden afgeschermd door media. De transmissie kan worden geschat door de vergelijking $\exp(-(\mu/\rho)pd)$. Hierin is μ/ρ de massieke verzwakkingsdoorsnede ($\text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$), ρ de dichtheid ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) en d de dikte van het verzwakkende medium. Voor 50 cm lucht is deze transmissie 0,95 en voor 250 μm Pyrex[®] met een verhoogde dichtheid van $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (door het aanwezige UO_2 , zie paragraaf 3.4) 0,85. Omdat de fotonenenergieën uit U-nat veelal veel hoger liggen dan 20 keV zullen de werkelijke transmissies veel dichterbij 1 liggen. Voor 60 keV fotonen bijvoorbeeld zijn deze transmissies al, respectievelijk, 0,99 en 0,98.

³⁶ We gaan ervan uit dat een bewoner zich het hele jaar lang 24 uur per dag in de woning bevindt. Over het algemeen zal dat geen realistische aanname zijn, maar het voorkomt een onderschatting van de dosis op basis van verblijfstijd.

³⁷ Zie ook vergelijking (B.9)

een afstand van 3 m. De effectieve jaardosis door verblijf in de woonkamer komt dan uit op $E_{\text{ext,foton}} = (1,37+0,67=) 2,04 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$. We benadrukken nogmaals dat deze dosis een aanzienlijke overschatting representeert van de dosis die men werkelijk ontvangt in de woonkamer, vanwege de verwaarlozing van de afscherming door de muren.

Met deze twee bijdragen bedraagt de totale, potentiële effectieve jaardosis door uitwendige bestraling met fotonen dus maximaal $E_{\text{ext,foton}} = 3,89 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, afgerond op gehelen, maximaal **4 microSv}\cdot\text{jr}^{-1}**.

Op soortgelijke manier kunnen we ook de lokale, equivalente huiddosis $H_{\text{huid,ext,foton}}$ berekenen door uitwendige bestraling met fotonen. We hanteren daarvoor dezelfde vergelijking (4.1), maar dan voor $H_{\text{huid,ext,foton}}$ met een bijbehorende dosisconversiecoëfficiënt voor U-nat van $DCC_{\text{huid,ext,foton,tot}} = 3,49 \times 10^{-14} \text{ Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ (zie paragraaf 3.2.5)³⁸. De uitkomsten van deze berekening zijn $0,005 \text{ milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$ door verblijf in de hal en $0,005 \text{ milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$ door verblijf in de woonkamer, in totaal dus $H_{\text{huid,ext,foton}} = \mathbf{0,01 \text{ milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}}$.

4.2.2 *Uitwendige blootstelling door uitgezonden bètastraling*

Voor uitwendige bestraling met bètadeeltjes zijn de uitgangspunten voor de dosisberekeningen grotendeels gelijk aan die voor fotonen, maar met enkele karakteristieke verschillen. Bètastraling wordt aanzienlijk verzwakt en geabsorbeerd door media tussen de lijnbron en de receptor. De glazuurlaag zelf zorgt al voor verzwakking van het stralingsveld (zelfafscherming), maar ook lucht en kleding zullen een reducerend effect hebben op het dosistempo ter plekke van de receptor. Deze effecten dienen meegenomen te worden in de dosisberekeningen die daardoor complexer worden. De dosimetrie voor de zelfafgeschermd lijnbron wordt uitgebreid behandeld in Bijlage B.2 van dit rapport.

De muren en deuren van het huis zullen de bètastraling geheel afschermen, waardoor er in andere vertrekken van de woning, waar zich geen uraniumtegels bevinden, geen aanvullende dosis wordt ontvangen door dit type straling. Daardoor beschouwen we in dit scenario alleen blootstelling in de hal van de woning. De individuele, effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$) door uitwendige bestraling in de hal van de woning, door *beide* lijnbronnen, wordt dan gegeven door (zie vergelijking (B.42) in Bijlage B)

$$E_{\text{ext},\beta} = DCC_{\text{ext},\beta} \frac{yC_v b t_{\text{b,ext}}}{\pi r \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}}} \cdot \left(\mathcal{T}(\sec(\alpha); \Omega) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} + \Omega) \right). \quad (4.2)$$

In vergelijking (4.2) is $\mu_{\text{m,glaz}}$ de massa-absorptiecoëfficiënt van bètastraling in de glazuurlaag met dichtheid ρ_{glaz} en dikte d_{glaz} . Deze drie grootheden bepalen de mate van zelfafscherming. De grootheid Ω bepaalt de mate van afscherming door andere media, zoals lucht en kleding. Voor conservatieve berekeningen van de dosis houden we hier

³⁸ Bovendien nemen we voor de conversiefactor een waarde van 10^3 om de dosis te converteren naar milliSv (dit in plaats van 10^6 voor conversie naar microSv)

alleen rekening met afscherming door lucht, ofwel, alsof het individu 'naakt' in de hal wordt blootgesteld. In dat geval wordt Ω gegeven door

$$\Omega = \mu_{m,lucht} \rho_{lucht} d_{lucht} , \quad (4.3)$$

met $\mu_{m,lucht}$ de massa-absorptiecoëfficiënt van bètastraling in lucht, ρ_{lucht} de dichtheid van lucht en d_{lucht} dikte van de luchtlaag tussen de lijnbron en de receptor. Hierbij nemen we d_{lucht} gelijk aan de afstand van de receptor tot het midden van de lijnbron, r . In vergelijking (4.2) is α de maximale hoek (in radialen) die de receptor maakt met de uiteinden van de lijnbron³⁹ (zie Figuur 14 in Bijlage B.2.2), y de totale emissiewaarschijnlijkheid van bètadeeltjes bij het verval van Pa-234m⁴⁰, C_V de volumieke activiteitsconcentratie van U-nat in de glazuurlaag met breedte b , en $t_{b,ext}$ de jaarlijkse blootstellingstijd in de hal. $DC_{ext,\beta}$ is de DCC voor de effectieve dosis⁴¹ gemiddeld over het energiespectrum van uitgezonden bètadeeltjes (paragraaf 3.2.2). Een samenvatting van deze parameters, hun waardes en eenheden voor de dosisberekening is te vinden in Tabel 12. Merk op dat de eenheden voor deze berekening iets anders zijn dan die voor fotonen. Afstanden worden hier bijvoorbeeld uitgedrukt in cm in plaats van m en de tijd in s in plaats van h. De functie \mathcal{T} in vergelijking (4.2) is een dimensieloze integraalfunctie die we als volgt hebben gedefinieerd in Bijlage B.2 (vergelijking (B.33))

$$\mathcal{T}(u; v) \equiv \int_1^u \frac{e^{-v\xi}}{\xi^3 \sqrt{1-\xi^{-2}}} d\xi . \quad (4.4)$$

Deze integraal laat zich niet analytisch uitschrijven en moet derhalve numeriek worden berekend op basis van zijn argumenten u en v . Hierin is het argument u de bovengrens van de integraal die de secans representeert van de maximale hoek α , en het argument v een afschermingsparameter (glazuurlaag, lucht, kleding). De numerieke berekeningen zijn gedaan met het programma *Mathematica* [31].

De individuele, effectieve jaardosis berekend met vergelijkingen (4.2) - (4.4) en met de parameters uit Tabel 12 bedraagt dan $E_{ext,\beta} = 10,73 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, afgerond op gehelen, maximaal **11 microSv·jr⁻¹**. Voor de lokale, equivalente huiddosis $H_{huid,ext,\beta}$ gebruiken we dezelfde vergelijkingen als voor de berekening van de effectieve dosis, maar dan met $DCC_{huid,ext,\beta}$ in vergelijking (4.2)⁴². Dit levert een dosis op van $H_{huid,ext,\beta} = 706,9 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, ofwel **0,7 milliSv·jr⁻¹**.

³⁹ $\sec(\alpha)$ in vergelijking (4.2) is de secans van hoek α , ofwel $1/\cos(\alpha)$.

⁴⁰ Uit oogpunt van conservatisme gaan we er van uit dat alle bètadeeltjes in het *samengestelde* energiespectrum van Figuur 5(a) behoren bij het verval met een maximale energie $E_{\beta,max} = 2,27 \text{ MeV}$.

⁴¹ AP-blootstellingsgeometrie (bestraling vanaf de voorkant van het lichaam) voor beide lijnbronnen. Hierdoor houden we ook rekening met het feit dat beide lijnbronnen zich op dezelfde muur kunnen bevinden, vlak onder elkaar.

⁴² Ook hier sommeren we de doses van beide lijnbronnen, waardoor we impliciet aannemen dat beide lijnbronnen op dezelfde muur zitten en zodoende hetzelfde deel van het lichaam bestralen. Voor de berekening van de bijdrage van de lokale, equivalente huiddosis aan de effectieve dosis moeten we dan wel een blootgestelde oppervlaktefractie van 0,50 hanteren (slechts de helft van de huid is dan immers blootgesteld).

Tabel 12 Overzicht van de gebruikte parameters en coëfficiënten in de berekeningen van de individuele, effectieve jaardosis en de lokale, equivalente huiddosis ten gevolge van uitwendige blootstelling aan bètastraling.

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$DCC_{ext,\beta}$	DCC, effectieve dosis door externe bestraling met bètadeeltjes (Pa-234m)	6,03E-06	microSv·cm ²
$DCC_{huid,ext,\beta}$	DCC, lokale equivalente huiddosis door externe bestraling met bèta deeltjes (Pa-234m)	3,97E-04	microSv·cm ²
N	Totaal aantal siertegels (op 2 lijnbronnen)	44	-
A_t	Activiteit van U-nat per siertegel	2646	Bq
l	Lengte van beide lijnbronnen	330	cm
r	Afstand receptor tot midden van lijnbron (hal)	50	cm
b	Breedte van de tegel/glazuurlaag	1	cm
α	Maximale hoek receptor met einde lijnbron: $\tan^{-1}(l/(2r))$	1,277	radialen
y	Totale emissiewaarschijnlijkheid bètadeeltjes (Pa-234m)	0,9984	(Bq·s) ⁻¹
C_v	Volumieke activiteitsconcentratie U-nat (en dus Pa-234m) in glazuurlaag (zie Tabel 9)	7,056E+03	Bq·cm ⁻³
$t_{b,ext}$	Jaarlijkse blootstellingstijd (hal)	2,63E+06	s·jr ⁻¹
$\mu_{m,glaz}$	Massa-absorptiecoëfficiënt van glazuur voor bètadeeltjes van Pa-234m ($E_{\beta,max} = 2,27$ MeV)	6,68	cm ² ·g ⁻¹
ρ_{glaz}	Dichtheid glazuurlaag	2,747	g·cm ⁻³
d_{glaz}	Dikte glazuurlaag	0,025	cm
$\mu_{m,lucht}$	Massa-absorptiecoëfficiënt van lucht voor bètadeeltjes van Pa-234m ($E_{\beta,max} = 2,27$ MeV)	5,20	cm ² ·g ⁻¹
ρ_{lucht}	Dichtheid van droge lucht (leefniveau)	1,205E-03	g·cm ⁻³
d_{lucht}	Dikte van de afschermdende luchtlaag (= r)	50	cm
Ω	Product: $\mu_{m,lucht} \times \rho_{lucht} \times d_{lucht}$ voor externe afscherming	0,313	-

De bijdrage van deze huiddosis aan de effectieve jaardosis is nu eenvoudig te berekenen door $H_{huid,ext,\beta}$ te vermenigvuldigen met de weefselweegfactor van de huid (0,01) en met de fractie van de huid die wordt blootgesteld aan bètastraling (0,50)⁴². Deze bijdrage bedraagt dus 3,53 microSv·jr⁻¹. Hieruit volgt dat de berekende effectieve jaardosis voor circa 33% wordt bepaald door de bijdrage van de huid. Het grootste deel van de effectieve dosis (67%) is dus afkomstig van andere organen die zich relatief dicht onder de huid bevinden. Hierbij kunnen we bijvoorbeeld denken aan de borsten.

Het afschermdende effect van kleding is in de effectieve dosisberekeningen hierboven dus buiten beschouwing gelaten. Om een gevoel te krijgen van het conservatisme van deze aanname hebben we een berekening uitgevoerd waarbij afschermdende zomerkleding⁴³ wel is beschouwd. De effectieve dosis reduceert daarmee tot circa 42% van de dosis zonder kleding, ofwel tot 4,53 microSv·jr⁻¹, afgerond op gehelen, 5 microSv·jr⁻¹. Kleding zorgt dus voor een significante afscherming.

4.3 Uitwendige blootstelling van de huid door direct contact

Indien de tegel wordt aangeraakt met de (blote) huid, dan zal de huid lokaal worden blootgesteld (paragraaf 3.2.3). Deze contactblootstelling

⁴³ Voor afscherming door zomerse kleding met een massieke dikte van 0,10 g·cm⁻² [26] krijgt Ω nu een waarde van 0,981.

wordt voornamelijk veroorzaakt door de bètastraling die uit de uraniumtegel komt.⁴⁴

De lokale, equivalente huiddosis is eenvoudig te berekenen aan de hand van de bijbehorende, totale DCC afgeleid in paragraaf 3.2. Tijdens het directe contact is de oppervlakteconcentratie van U-nat op de huid gelijk aan die van de tegels zelf, ofwel $2646 \text{ Bq}/(15 \text{ cm}^2) = 176,4 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$. De blootstellingstijd voor het directe contact wordt op 1 minuut per dag verondersteld, ofwel een jaarlijkse blootstellingstijd van $2,19 \times 10^4 \text{ s}\cdot\text{jr}^{-1}$. Vermenigvuldiging van de huid-DCC met de oppervlakteconcentratie en met de jaarlijks blootstellingstijd geeft dan de lokale, equivalente huiddosis $H_{\text{huid,contact}}$ door direct contact ($\text{milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$):

$$H_{\text{huid,contact}} = \text{DCC}_{\text{huid,contact,tot}} C_{\text{opp}} t_{\text{b,huid}} \cdot 10^3. \quad (4.5)$$

Tabel 13 geeft een overzicht van de gebruikte waarden in vergelijking (4.5). De factor 10^3 converteert de eenheid van Sv naar milliSv.

Tabel 13 Overzicht van de gebruikte parameterwaardes voor de berekening van de lokale, equivalente huiddosis middels vergelijking (4.5).

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$\text{DCC}_{\text{huid,contact,tot}}$	Totale DCC voor de lokale equivalente huiddosis, voor U-nat (Tabel 7)	5,53E-10	$\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$
C_{opp}	Oppervlakteconcentratie U-nat op de huid	176,4	$\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$
$t_{\text{b,huid}}$	Jaarlijkse blootstellingstijd, huidcontact	2,19E+04	$\text{s}\cdot\text{jr}^{-1}$

De lokale equivalente huiddosis die een individu op deze manier ontvangt bedraagt dan **2,14 milliSv·jr⁻¹**. Circa 80,5% van deze jaardosis wordt veroorzaakt door de bètastraling afkomstig van het nuclide Pa-234m.⁴⁵

De berekening van deze dosis berust op een aantal onderliggende concepten en aannames. Ten eerste, voor de lokale, equivalente huiddosis is het totale oppervlak van de siertegels in contact met de huid niet van groot belang, zolang dit oppervlak maar in de orde van 1 cm^2 is, of meer. Dit is direct gerelateerd aan de definitie van deze dosimetrische grootte waarbij wordt gemiddeld over een huidoppervlak van 1 cm^2 (paragraaf 3.2.3). Ten tweede nemen we aan dat steeds eenzelfde deel van de huid in contact staat met de tegel. In werkelijkheid kunnen opeenvolgende contactgebeurtenissen plaatsvinden met variërende delen van de huid, waardoor de lokale huiddosis lager uitvalt dan hierboven berekend. Ten derde hebben we in de bovenstaande berekening aangenomen dat alle activiteit van U-nat in de glazuurlaag van de tegel zich aan het oppervlak bevindt, ofwel in direct contact met de huid. Echter, in werkelijkheid is de activiteit (homogeen) verdeeld over de glazuurlaag waardoor een deel van de bètastraling wordt afgeschermd. Door deze afscherming zal de lokale,

⁴⁴ De huid-DCC's beschreven in paragraaf 3.2.3 en opgenomen in Tabel 4 en Tabel 5 bevatten bewust geen bijdrage van alfastraling (alleen van bèta- en gammastraling).

⁴⁵ Dit volgt uit de verhouding van de huid-DCC van Pa-234m en de totale huid-DCC: $4,45 \times 10^{-10} / (5,53 \times 10^{-10}) \times 100\% = 80,5\%$.

equivalente huiddosis lager uitvallen dan hierboven berekend. Om een idee te krijgen van het effect van deze zelfafscherming in de glazuurlaag hebben we ook een berekening uitgevoerd met het programma VARSKIN+ (versie 1.1) van de U.S. NRC [27] (paragraaf 3.2.3).

De berekening geschiedt aan de hand van het radionuclide Pa-234m. Door de hoogenergetische bètastraling die dit nuclide uitzendt ($E_{\beta, \max} = 2,27$ MeV, paragraaf 3.1.2), levert dit nuclide de dominante bijdrage aan de huiddosis⁴⁶. Voor de berekening zijn we uitgegaan van een dunne, cilindervormige glazuurlaag met een dikte van 250 μm , een diameter van 4,37 cm en een dichtheid van $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Deze cilinder heeft hetzelfde oppervlak als de oorspronkelijke siertegel (15 cm^2), alsmede hetzelfde volume en gewicht (zie paragraaf 3.4). De keuze voor een cilinder heeft twee redenen. Ten eerste leidt dit tot de meest conservatieve schatting van de huiddosis en ten tweede loopt het VARSKIN+ programma dan niet tegen numerieke integratieproblemen aan. Dergelijke problemen ontstaan als we een rechthoekig contactoppervlak kiezen van 15 cm bij 1 cm (gebruik makend van de 'slab source' in VARSKIN+). Omdat er sprake is van contact met de blote huid is, naast zelfafscherming, geen rekening gehouden met andere afscherming zoals kleding.

De huiddosis als gevolg van bètastraling hangt in VARSKIN+ enigszins af van de waarde van het effectieve atoomnummer Z_{eff} van het bronmateriaal waarin het radionuclide zit. De bepaling van dit atoomgetal is niet eenvoudig en heeft een grote onzekerheid. Voor de beschreven compositie van de glazuurlaag (borosilicaatglas met 23,6% UO_2 , zie paragraaf 3.4) berekenen we een waarde van circa $Z_{\text{eff}} = 50$. Om de invloed van dit atoomgetal op de dosis te onderzoeken hebben we Z_{eff} gevarieerd van 30 naar 50.

Zoals beschreven in paragraaf 3.2.3 wordt de lokale, equivalente huiddosis berekend door te middelen over een cilindrisch huidvolume met een oppervlak van 1 cm^2 en dieptebereik tussen de 50 μm en 100 μm ($5 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ en $10 \text{ mg}\cdot\text{cm}^{-2}$). Deze dosis wordt geïntegreerd over een tijdsduur van 1 min (blootstellingstijd per dag). Aangezien het radionuclide Pa-234m een halveringstijd heeft van 1,16 minuten zal deze dosis standaard in VARSKIN+ gereduceerd zijn door radioactief verval. VARSKIN+ berekent echter ook de dosis *zonder radioactief verval*. Deze dosis rapporteren we hieronder, omdat door seculair evenwicht in de U-238 keten de activiteit van Pa-234m niet zal afnemen in de tijd.

Tabel 14 geeft een samenvatting van de invoerwaardes voor de berekening met VARSKIN+.

⁴⁶ De bijdrage van Pa-234m aan de huiddosis in de berekening met vergelijking (4.5) is immers ruim 80%.

Tabel 14 Overzicht van de invoerparameters en hun waardes voor het programma VARSKIN+ gebruikt voor de berekening van de lokale, equivalente huiddosis.

Beschrijving invoergegevens	Waarde	Eenheid
Geometrie van glazuurlaag	Cilinder	-
Diameter cilinder	4,37	cm
Dikte cilinder	250	μm
Dichtheid cilinder	2,75	$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$
Blootstellingstijd	1	min
Middelingsoppervlak voor dosis	1	cm^2
Middelingsdiepte in de huid	5 tot 10	$\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$
Nuclide	Pa-234m	-
Gebruikte database	ICRP-107	-
Effectieve atoomnummer (Z_{eff}) bronmateriaal	30, 40 en 50	-
Totale activiteit Pa-234m in cilinder	2646	Bq

Voor $Z_{\text{eff}} = 50$ resulteert de berekening in een lokale, equivalente huiddosis van $2,85 \times 10^{-3}$ milliSv $\cdot\text{min}^{-1}$. Indien de tegel iedere dag 1 minuut wordt aangeraakt, dan bedraagt de huiddosis dus 1,04 milliSv $\cdot\text{jr}^{-1}$. Voor $Z_{\text{eff}} = 30$ resulteert VARSKIN+ in een dosis van $3,08 \times 10^{-3}$ milliSv $\cdot\text{min}^{-1}$, hetgeen op jaarbasis 1,12 milliSv $\cdot\text{jr}^{-1}$ oplevert. De variatie in de huiddosis met Z_{eff} is dus beperkt.

Samengevat levert het computerprogramma VARSKIN+ dus een lokale, equivalente huiddosis op van circa 1,1 milliSv $\cdot\text{jr}^{-1}$ veroorzaakt door de bètastraling afkomstig van Pa-234m. Gaan we er ook in dit geval van uit dat 80,5% van de huiddosis het gevolg is van bètastraling afkomstig van Pa-234m⁴⁷, dan zou de totale huiddosis daarmee uitkomen op circa $H_{\text{huid,contact}} = 1,4$ milliSv $\cdot\text{jr}^{-1}$.

Tot slot kunnen we de bijdrage van deze huiddosis aan de effectieve dosis berekenen. Daartoe moeten we de lokale, equivalente huiddosis vermenigvuldigen met de weefselweegfactor van de huid (0,01) [32] en met de fractie van de huid die wordt blootgesteld aan ioniserende straling bij contact met uraniumtegels. Gaan we ervan uit dat telkens 1 volledige siertegel van 15 cm^2 contact maakt met de huid, dan is deze huidoppervlaktefractie gelijk aan $15 \text{ cm}^2 / (3000 \text{ cm}^2) = 0,005$. Het totale oppervlak van 3000 cm^2 betreft hierin het totaal aan ultraviolette (UV) licht blootgestelde deel van de huid⁴⁸ [26]. De effectieve dosis door direct contact met de siertegels bedraagt daardoor: $E_{\text{huid,contact}} = 1,4 \times 0,01 \times 0,005 = 7,0 \times 10^{-5}$ milliSv $\cdot\text{jr}^{-1}$, ofwel slechts **0,07 microSv $\cdot\text{jr}^{-1}$** . Deze effectieve dosis is veel kleiner dan die door uitwendige bestraling met fotonen en bètadeeltjes zoals uitgerekend in paragraaf 4.2.

4.4 Inwendige blootstelling door inhalatie van radioactief stof

In de praktijk is mogelijk en denkbaar dat iemand een gaatje wil boren in een uraniumtegel, om bijvoorbeeld iets aan de muur op te hangen.

⁴⁷ In het geval van zelfafscherming zal de huiddosisbijdrage van Pa-234m waarschijnlijk groter dan 80,5% zijn. Voor de bijbehorende dosiscorrectie is het gebruik van 80,5% dus conservatief.

⁴⁸ Het UV blootgestelde deel van de huid (3000 cm^2) heeft een veel hogere stralingsgevoeligheid voor de ontwikkeling van stochastische effecten dan die van de niet-UV blootgestelde huid (15000 cm^2).

Tijdens het boren zal stof vrijkomen dat gedeeltelijk afkomstig is van de glazuurlaag van de tegel. Het inademen (inhalatie) van deze radioactieve stof zal leiden tot een inwendige besmetting. In deze paragraaf berekenen we de individuele effectieve inhalatiedosis als gevolg van de inwendige blootstelling aan ingeademd radioactief stof dat vrijkomt bij het boren van gaatje in een uraniumtegel.

Voor het schatten van deze dosis maken we gebruik van een generiek inhalatiemodel, zoals afgeleid in Bijlage C.1. Dit model gaat ervan uit dat het vrijgekomen stof zich homogeen en instantaan over het hele volume van de ruimte (hal) verdeelt. In werkelijkheid verspreidt het fijnstof zich, op de relatief korte tijdschaal van het boren van een gaatje (seconden tot minuten), mogelijk niet homogeen over de gehele ruimte, maar over een kleiner volume. Ter vergelijking en verificatie van de dosisresultaten uit het generieke model hebben daarom we een alternatief model afgeleid dat eveneens is beschreven in Bijlage C.2.

Het blootstellingsscenario voor het boren baseert zich op veronderstelde waarden van de parameters in de inhalatiemodellen. De aannames die beide modellen gemeen hebben, zullen hieronder eerst worden gespecificeerd (paragraaf 4.4.1).

4.4.1

Algemene veronderstellingen bij het boren van een gaatje

We nemen aan dat het boren van een gaatje gebeurt in een enkele uraniumtegel ($n_b = 1$) met een totale activiteit van $A_t = 2646$ Bq U-nat. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een boor met een diameter van 6 mm, hetgeen resulteert in een boorgaatje van $0,28$ cm². Dit houdt in dat ongeveer 2% van het tegeloppervlak, en dus ook 2% van de tegelactiviteit, wordt bewerkt ($f_{\text{dam}} = 0,02$). We gaan er vervolgens van uit dat dit bewerkte oppervlak volledig wordt omgezet tot stof en gruis ($f_{\text{stof}} = 1,0$). Op basis van enkele literatuurreferenties [33, 34] veronderstellen we dat ongeveer de helft van het stof en de activiteit naar de lucht wordt vrijgezet ($f_{\text{lucht}} = 0,50$). Alleen de respirabele, stofgebonden activiteit⁴⁹ kan bij inademing de diepere gedeeltes van de longen bereiken en zo tot een inhalatiedosis leiden. Van het fijnstof in de lucht nemen we aan dat circa 30% respirabel is ($f_{\text{resp}} = 0,30$) [33-35]. Tot slot houden we rekening met het feit dat de activiteit mogelijk niet homogeen verdeeld zal zijn over de deeltjesgrootte van de stofdeeltjes. In de berekeningen nemen we aan dat de activiteitsconcentratie in het fijnstof een factor drie groter is dan in het grovere stof (concentratiefactor, $f_c = 3$) [36].

We nemen aan dat tijdens het boren van het gaatje geen adembeschermingsmiddelen (zoals stofmaskers) of afzuiging (bijvoorbeeld met stofzuiger) worden gebruikt waardoor de hoeveelheid ingeademde activiteit daar niet voor gecorrigeerd hoeft te worden ($\text{cor}_{\text{ABM}} = 1$). Het boren van een gaatje beschouwen we als een lichte werkzaamheid met een ademvolumetempo van $B_r = 1,5$ m³·h⁻¹ [36].

⁴⁹ Dit betreft stofdeeltjes (aerosolen) met een diameter van circa 10 µm of minder.

4.4.2 Generieke inhalatiemodel

In het generieke inhalatiemodel gaan we ervan uit dat het respirabele stof zich instantaan en homogeen over het volume van de geventileerde ruimte verdeelt. Activiteit in de lucht van de ruimte verdwijnt niet alleen door ventilatie ($\lambda_v = 0,5 \text{ h}^{-1}$, paragraaf 4.1), maar ook door depositie van de fijne stofdeeltjes waaraan de activiteit is gebonden. Voor deeltjes met afmetingen in de orde van een micrometer nemen we aan dat de verwijderingsconstante door depositie gelijk is aan $\lambda_d = 0,5 \text{ h}^{-1}$ [37].

De individuele, effectieve inhalatiedosis (microSv) is afgeleid in Bijlage C.1 en berekenen we aan de hand van de volgende vergelijking:

$$E_{\text{inh}} = \text{DCC}_{\text{inh,tot}} f_{\text{dam}} f_{\text{stof}} f_{\text{lucht}} f_{\text{resp}} f_c \frac{\text{COR}_{\text{ABM}} B_r}{(\lambda_v + \lambda_d) V} n_b A_t \cdot 10^6, \quad (4.6)$$

waarbij de factor 10^6 de dosis converteert van Sv naar microSv. De waarden van de parameters in vergelijking (4.6) zijn samengevat in Tabel 15. De individuele, effectieve inhalatiedosis voor het boren van een enkel gaatje wordt hiermee geschat op 42,7 microSv, afgerond op **43 microSv**.

Tabel 15 Overzicht van de gebruikte parameters en coëfficiënten in het generieke inhalatiemodel voor het boren van een gaatje in een uraniumtegel.

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$\text{DCC}_{\text{inh,tot}}$	Inhalatie dosisconversiecoëfficiënt van U-nat (Tabel 7)	1,79E-05	$\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$
A_t	Activiteit U-nat op 1 tegel	2646	Bq
n_b	Aantal bewerkte tegels	1	-
f_{dam}	Fractie van tegeloppervlak bewerkt	0,02	-
f_{stof}	Fractie bewerkte activiteit naar stof/gruis	1,0	-
f_{lucht}	Fractie stofgebonden activiteit naar lucht	0,5	-
f_{resp}	Respirabele fractie van luchtactiviteit	0,3	-
f_c	Concentratiefactor	3,0	-
COR_{ABM}	Correctiefactor voor adembescherming	1,0	-
B_r	Ademvolumetempo (volwassene)	1,5	$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$
λ_v	Verwijderingsconstante ventilatie	0,5	h^{-1}
λ_d	Verwijderingsconstante depositie	0,5	h^{-1}
V	Volume van de hal	15,0	m^3

4.4.3 Lokale inhalatiemodel (alternatief)

Het boren van een gaatje is een werkzaamheid met een relatief korte tijdsduur. Men kan daarom beargumenteren dat bij het boren van een gaatje in een tegel de stof zich niet homogeen over de hele ruimte verdeelt, zoals aangenomen in het generieke model, maar zich juist over een veel kleiner volume verspreidt dicht rondom de persoon. Ter vergelijking en verificatie van de resultaten met het generieke inhalatiemodel is daarom voor het boren van gaatjes een alternatief model ontwikkeld. In het 'lokale inhalatiemodel' is het uitgangspunt dat

de respirabele luchtactiviteit zich instantaan en homogeen over een *lokaal* (half-bolvormig) volume $V_{lok} \ll V$ rondom de persoon verspreidt. De naar lucht vrijgezette activiteit in dit volume zal gedurende een korte tijdsperiode t_w worden ingeademd door de persoon die het gaatje boort. Verwijdering van activiteit uit dit lokale volume door depositie en ventilatie wordt niet beschouwd.

Onder deze aannames is de individuele, effectieve inhalatiedosis (microSv; afleiding in Bijlage C.2):

$$E_{inh} = DCC_{inh,tot} f_{dam} f_{stof} f_{lucht} f_{resp} f_c \text{COR}_{ABM} \frac{B_r t_w}{V_{lok}} n_b A_t \cdot 10^6. \quad (4.7)$$

De waarde van V_{lok} zal impliciet afhangen van de tijdsduur t_w van het boren. Bij gebrek aan gegevens over deze relatie worden voor de dosisberekening conservatieve waarden gekozen voor t_w en V_{lok} : voor het boren van een gaatje in 1 minuut ($t_w = 1/60$ h) gaan we uit van een lokaal volume van $V_{lok} = 0,26 \text{ m}^3$, hetgeen overeenkomt met een halve bol met een straal van 0,5 m. De waarden van de overige parameters in vergelijking (4.7) zijn gelijk aan die in het generieke model en staan in Tabel 15. Daarmee komt de individuele, effectieve inhalatiedosis voor het boren van een gaatje in een uraniumtegel uit op 40,8 microSv, afgerond op **41 microSv**. Deze uitkomst is van gelijke orde van grootte als de dosis berekend met het generieke inhalatiemodel.

4.5 Samenvatting dosisbijdragen in woonscenario

Tabel 16 geeft een overzicht van de individuele doses (effectief en lokaal, equivalente huid) in het woonscenario zoals berekend in de voorgaande paragrafen in dit hoofdstuk. Resultaten zijn afgerond op een decimaal achter de komma voor transparantie en reproduceerbaarheid. De berekende doses zijn jaardoses, waarvoor de volgende uitgangspunten gelden voor een blootgesteld individu in de woning:

- De verblijftijd in de hal is 2 uur per dag gedurende het hele jaar;
- De verblijftijd in de woonkamer is 22 uur per dag gedurende het hele jaar;
- De muur wordt iedere dag 1 minuut lang aangeraakt met 15 cm² blote huid (handen) gedurende het hele jaar;
- Er wordt in een jaar 1 gaatje geboord in een uraniumtegel.

We nemen ook aan dat de huid die contact maakt met de tegel (meest waarschijnlijk, de palmzijde van de hand) ook uitwendig wordt blootgesteld aan fotonen- en bètastraling (op enige afstand van de tegels, zonder fysiek contact)⁵⁰.

⁵⁰ Voor de huid aan palmzijde van de hand is het niet waarschijnlijk dat deze uitwendig wordt blootgesteld door bètadeeltjes op enige afstand van de muur. De optelling van de huiddoses is daarmee conservatief en minder realistisch.

Tabel 16 Overzicht van de potentiële jaardosisbijdragen berekend voor het woonscenario.

Blootstellingsweg	Effectieve dosis E		Lokale, equivalente huiddosis H_{huid}	
	(microSv·jr ⁻¹)		(milliSv·jr ⁻¹)	
	Bijdrage	Totaal	Bijdrage	Totaal
Uitwendig, fotonen	3,9		0,0	
Uitwendig, bèta	10,7		0,7	
Direct contact tegel	0,1		1,4	
Totaal uitwendig		14,7	+	2,1
Inhalatie, totaal	42,7		+	
Totaal		57,4	+	2,1

5 Stralingsdosis en activiteitsconcentratie bij verwijdering uraniumtegels

Een bewoner kan besluiten zijn huis te verbouwen en daarbij de uraniumtegels uit de hal en het trappenhuis te verwijderen. Het verwijderen van deze tegels kan gepaard gaan met stralingsdoses die in dit hoofdstuk worden berekend. Deze resultaten geven een antwoord op de tweede deelvraag van dit onderzoek: *wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen als gevolg van het verwijderen van uraniumtegels uit de woning (verbouwingsscenario)?* In dit scenario beschouwen we alleen de individuele, effectieve dosis ten gevolge van de dominante blootstellingsweg: de inwendige blootstelling door inhalatie van radioactiviteit die vrijkomt bij het verwijderen van de tegels.

De derde en laatste deelvraag van het onderzoek luidt: *wat worden de activiteitsconcentraties als de uraniumtegels worden verwijderd en het puin wordt verwerkt tot nieuwe bouwmaterialen (recycling)?* Zoals vermeld in paragraaf 1.3 beperkt dit onderzoek zich tot het schatten van de gemiddelde activiteitsconcentraties in het steenachtige bouw- en sloopafval. De derde deelvraag wordt daarmee dus slechts ten dele beantwoord.

Berekeningen in dit hoofdstuk worden weer uitgevoerd voor de onderzochte woning zoals beschreven in paragraaf 2.4 en 3.4 van dit rapport.

Het hoofdstuk begint met een korte beschrijving van de vereenvoudigde situatieschets die we hanteren bij het opstellen van het dosimetrische blootstellingsscenario voor inhalatie (paragraaf 5.1). In paragraaf 5.2 berekenen we de effectieve inhalatiedosis als gevolg van het verwijderen van de tegels. In paragraaf 5.3 volgt een beschouwing van de activiteitsconcentraties in het steenachtige bouwafval dat mogelijk verwerkt kan worden tot nieuwe, gerecyclede bouwmaterialen. Het hoofdstuk sluit af met een korte samenvatting van de resultaten voor het verbouwingsscenario (paragraaf 5.4).

5.1 Situatieschets: de entreehal met uraniumtegels

De vereenvoudigde situatieschets van de entreehal, zoals gebruikt voor dosisberekeningen in het woonscenario, wordt onveranderd gebruikt voor berekeningen in het verbouwingsscenario. Paragraaf 4.1 bevat een beschrijving van deze situatie welke schematisch is weergegeven in Figuur 9. In het verbouwingsscenario gaan we ervan uit dat alle tegels in de hal, met een totaaloppervlak van 10 m² (2 muren, ieder betegeld over 5 m²) worden verwijderd. Hierin bevinden zich dus ook de 44 uranium siertegels met ieder een activiteit van 2646 Bq U-nat in de glazuurlaag. De aanname is dat de overige wandtegels geen verhoogde concentraties aan U-nat bevatten.

5.2 Inwendige besmetting door inhalatie

Bij het verwijderen van de tegels van de muren van de entreehal zal stof vrijkomen, mogelijk deels afkomstig van de glazuurlaag van de uranium siertegels. Het inademen (inhalatie) van deze radioactieve fijnstof zal leiden tot een inwendige besmetting. In deze paragraaf berekenen we de individuele, effectieve inhalatiedosis als gevolg van deze inwendige blootstelling.

Voor het berekenen van de inhalatiedosis in het verbouwingsscenario maken we gebruik van het generieke inhalatiemodel, zoals afgeleid in Bijlage C.1. We trachten hierbij zo goed als mogelijk conservatieve waarden toe te kennen aan de parameters van het model. Echter, het probleem in dit scenario is dat enkele van deze parameters moeilijk in te schatten zijn, waardoor ze een grote onzekerheid dragen, en daarmee dus ook de berekende dosis. Om een significante onderschatting van de dosis uit te sluiten hebben we daarom ook een berekening gedaan met een alternatief inhalatiemodel afkomstig uit publicatie 'Radiation Protection 114' (RP114) van de Europese Commissie [36]. In het RP114 model wordt de individuele, effectieve inhalatiedosis berekend als gevolg van een schurende oppervlaktebehandeling van muren met radioactiviteit. De uitkomsten van het RP114 model zullen een absolute bovengrens vormen voor de inhalatiedosis die men kan ontvangen bij het verwijderen van tegels. Het niveau van conservatisme van het generieke inhalatiemodel kan hiermee dus ook worden beoordeeld. Het RP114 model/scenario is kort samengevat in Bijlage C.3 van het voorliggende rapport.

5.2.1 Generieke inhalatiemodel (verwijderen tegels)

Voor het verbouwingsscenario gebruiken we hetzelfde generieke inhalatiemodel (Bijlage C.1) als dat voor het boren van een gaatje in een tegel (paragraaf 4.4). Aan sommige parameters van het model kennen we, daarentegen, wel andere waarden toe dan die in het boorscenario. We hanteren de onderstaande uitgangspunten voor de berekening van de individuele, effectieve dosis.

Iedere siertegel heeft een totale activiteit $A_t = 2646$ Bq U-nat in de beschermende glazuurlaag. Gedurende een werkdag worden alle tegels verwijderd van beide muren van de entreehal (Figuur 9). We kunnen dit dus opvatten als een bewerking op alle aanwezige uraniumtegels, waardoor $n_b = 44$ en $f_{\text{dam}} = 1,0$. De tegels worden voornamelijk vanaf de zij- en achterkant van de muur gebeiteld met bijvoorbeeld een breek- of beitelhamer. We verwachten daardoor dat er slechts kleine fractie van de totale activiteit uit het glazuur wordt omgezet tot stof en gruis. Het grootste deel van het stof en gruis dat vrijkomt zal dan afkomstig zijn van de van achterliggende muur, de verlijming van de tegels, het voegsel tussen tegels of de keramische tegels zelf. Uiteraard kan het voorkomen dat op enkele plekken de breekhamer ook op de voorkant van de tegels wordt geplaatst. Bij uraniumtegels kan er dan mogelijk wel meer radioactief materiaal uit de glazuurlaag worden vergruisd. Dit geldt ook als siertegels breken, aan de muur of door het vallen op de grond. Om deze redenen hebben we de fractie van de bewerkte glazuurlaag (met U-nat) die wordt omgezet tot stof en gruis niet te klein gekozen, $f_{\text{stof}} = 0,05$. Omdat er niet in de tegel wordt geboord, verwachten we dat het

grootste deel van het vergruisde glazuur bestaat uit deeltjes (veel) groter dan 100 μm . De vrijzettingsfractie naar lucht⁵¹ wordt, met $f_{\text{lucht}} = 0,01$, daarom significant lager gekozen dan die in het boorscenario. Voor de respirabele fractie en de concentratiefactor kiezen we wel waarden gelijk aan die uit het boorscenario, respectievelijk, $f_{\text{resp}} = 0,30$ en $f_c = 3,0$.

Ook de resterende parameters in het generieke inhalatiemodel kiezen we gelijk aan die in het boorscenario (paragraaf 4.4.1). Zo gaan we ervan uit dat de persoon geen adembeschermingsmiddelen gebruikt ($\text{cor}_{\text{ABM}} = 1,0$) en lucht inademt met een volumetempo van $B_r = 1,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. De werkzaamheden vinden plaats in de hal met een volume van $V = 15,0 \text{ m}^3$ die wordt geventileerd met een ventilatievoud van $\lambda_v = 0,5 \text{ h}^{-1}$ [38]. De depositie van het respirabele fijnstof wordt gekarakteriseerd door een luchtverwijderingsconstante van $\lambda_d = 0,5 \text{ h}^{-1}$ [37]. Een overzicht van de gebruikte parameters en coëfficiënten is te vinden in Tabel 17.

Tabel 17 Overzicht van de gebruikte parameters en coëfficiënten in het generieke inhalatiemodel voor het verwijderen van de tegels.

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$DCC_{\text{inh,tot}}$	Inhalatie dosisconversiecoëfficiënt van U-nat (Tabel 7)	1,79E-05	$\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$
A_t	Activiteit U-nat op 1 tegel	2646	Bq
n_b	Aantal bewerkte tegels	44	-
f_{dam}	Fractie van tegeloppervlak bewerkt	1,0	-
f_{stof}	Fractie bewerkte activiteit naar stof/gruis	0,05	-
f_{lucht}	Fractie stofgebonden activiteit naar lucht	0,01	-
f_{resp}	Respirabele fractie van luchtactiviteit	0,3	-
f_c	Concentratiefactor	3,0	-
cor_{ABM}	Correctiefactor voor adembescherming	1,0	-
B_r	Ademvolumetempo (volwassene)	1,5	$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$
λ_v	Verwijderingsconstante ventilatie	0,5	h^{-1}
λ_d	Verwijderingsconstante depositie	0,5	h^{-1}
V	Volume van de hal	15,0	m^3

De berekening van de individuele, effectieve inhalatiedosis geschiedt met de volgende vergelijking (Bijlage C.1)

$$E_{\text{inh}} = DCC_{\text{inh,tot}} f_{\text{dam}} f_{\text{stof}} f_{\text{lucht}} f_{\text{resp}} f_c \frac{\text{cor}_{\text{ABM}} B_r}{(\lambda_v + \lambda_d) V} n_b A_t \cdot 10^6, \quad (5.1)$$

waarbij de factor 10^6 de dosis converteert van Sv naar microSv. Invullen van de waarden uit Tabel 17 geeft dan een inhalatiedosis van 94,0 microSv voor het verwijderen van alle tegels uit de entreehal van de beschouwde woning (afgerond dus **94 microSv**). Deze dosis is circa een factor 2 groter dan die ten gevolge van het boren van een gaatje in een uraniumtegels (paragraaf 4.4). Zoals al eerder vermeld, benadrukken we

⁵¹ Het fijnstof met diameters < 100 μm .

daarbij dat het niveau van conservatisme van de berekende dosis in het verbouwingsscenario moeilijk te beoordelen is vanwege de onzekerheid in de schatting van enkele onderliggende modelparameters. Met name de waarden van f_{stof} en f_{lucht} laten zich moeilijk schatten en hangen sterk af van hoe de tegels van de muur worden verwijderd. Om deze reden is een aanvullende berekening uitgevoerd met een alternatief model (en scenario), waarvan de resultaten zijn beschreven in de volgende paragraaf.

5.2.2 RP114 inhalatiemodel (alternatief scenario)

In publicatie 'Radiation Protection 114' (RP114) van de Europese Commissie [36] is een model beschreven waarmee de individuele, effectieve inhalatiedosis kan worden berekend als gevolg van een schurende oppervlaktebehandeling van muren met radioactiviteit (Bijlage C.3). Dit scenario wijkt aanzienlijk af van het verbouwingsscenario waarbij alle tegels worden verwijderd.

Het RP114 model beschouwt een scenario waarbij muren met radioactiviteit worden geschuurd waardoor de toplaag gedeeltelijk als respirabel stof naar de lucht wordt vrijgezet. In de context van het RIVM-onderzoek, gaan we er hier van uit dat de schurende behandeling alleen plaats zou vinden op de betegelde oppervlakken van de entreehal, waarbinnen zich ook de uraniumtegels bevinden⁵². Verder nemen we aan dat de verwijderde toplaag een dikte heeft die gelijk is aan de dikte van de glazuurlaag, ofwel $\delta = d_{\text{glaz}} = 250 \mu\text{m}$ (0,025 cm). De verwijderde glazuurlaag heeft een dichtheid van $\rho = \rho_{\text{glaz}} = 2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (paragraaf 3.4) en een oppervlakte-activiteitsconcentratie van $C_{\text{opp}} = 176,4 \text{ Bq}\cdot\text{cm}^{-2}$ U-nat (paragraaf 4.3). De ratio $C_{\text{opp}}/(\rho\delta)$ definieert hier dus de massieke activiteitsconcentratie van U-nat in de glazuurlaag met een waarde van $2,57 \times 10^3 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tabel 9). Omdat de betegelde delen van de muren grotendeels bestaan uit gewone tegels zonder verhoogde concentraties aan natuurlijk uranium in het glazuur, moet de dosisberekening uitgaan van de activiteitsconcentratie gemiddeld over het behandelde (betegelde) oppervlak van de muren, $f_{\text{opp}}C_{\text{opp}}$. Hierin is f_{opp} de bijbehorende correctiefactor berekend als de verhouding van het oppervlak ingenomen door alle uranium siertegels ($44 \times 15 \text{ cm}^2$) en het totale oppervlak van de behandelde, betegelde delen ($2 \times 5 \text{ m}^2$). Deze verhouding komt uit op 0,0066 hetgeen we naar boven afronden tot $f_{\text{opp}} = 0,01$.

Tijdens de schuurwerkzaamheden, die een volledige werkdag van $t_w = 8 \text{ h}$ in beslag nemen, veronderstellen we een *respirabele* stofconcentratie in de hal van $5 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ($C_{\text{stof}} = 0,005 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$). Tot 2007 definieerde deze waarde de maximale concentratie (MAC-waarde) voor hinderlijk, respirabel stof [39, 40]. Het respirabele stof, waarvoor we een concentratiefactor van $f_c = 3$ aannemen, wordt ingeademd met een ademvolumetempo van $B_r = 1,5 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ zonder gebruik van adembeschermingsmiddelen ($\text{cor}_{\text{ABM}} = 1,0$). Merk op dat de waarden voor C_{stof} , f_c , B_r en cor_{ABM} overeenkomen met die in het RP114 model⁵³.

⁵² Een schurende oppervlaktebehandeling van een tegeloppervlak is uiteraard geen realistisch scenario. Het scenario wordt alleen beschouwd om een bovengrens van de inhalatiedosis te bepalen.

⁵³ De factor cor_{ABM} is niet expliciet gedefinieerd in het RP114 model en heeft dus impliciet een waarde van 1.

Tabel 18 Overzicht van de gebruikte parameters en coëfficiënten in het RP114 model voor een schurende oppervlaktebehandeling van de tegels.

Parameter	Beschrijving	Waarde	Eenheid
$DCC_{inh,tot}$	Inhalatie dosisconversiecoëfficiënt van U-nat (Tabel 7)	1,79E-05	Sv·Bq ⁻¹
f_c	Concentratiefactor	3,0	-
B_r	Ademvolumetempo (volwassene)	1,5	m ³ ·h ⁻¹
cor_{ABM}	Correctiefactor voor adembescherming	1,0	-
f_{opp}	Oppervlaktefractie van uraniumtegels	0,01	-
C_{stof}	Respirabele luchtstofconcentratie	0,005	g·m ⁻³
C_{opp}	Oppervlakte-activiteit uraniumtegels (U-nat)	176,4	Bq·cm ⁻²
ρ	Dichtheid van bewerkte muur (hier: glazuur)	2,75	g·cm ⁻³
δ	Verwijderde laagdikte (hier: dikte glazuurlaag)	0,025	cm
t_w	Duur van de schuurwerkzaamheden	8	h

De hierboven beschreven parameters en hun veronderstelde waarden zijn samengevat in Tabel 18 en kunnen worden gebruikt voor het berekenen van de individuele, effectieve inhalatiedosis (microSv) middels

$$E_{inh} = DCC_{inh,tot} f_c B_r cor_{ABM} f_{opp} C_{stof} \frac{C_{opp}}{\rho \cdot \delta} t_w \cdot 10^6. \quad (5.2)$$

De factor 10⁶ converteert de dosis van Sv naar microSv. Uit vergelijking (5.2) volgt dan een inhalatiedosis van $E_{inh} = 82,9$ microSv voor schuurwerkzaamheden aan de betegelde muren in de beschouwde woning, afgerond op **83 microSv**.

5.2.3 Resulterende inhalatiedosis in het verbouwingsscenario

Voor het verwijderen van de tegels uit de hal van de woning resulteert het generieke inhalatiemodel in een effectieve inhalatiedosis van 94 microSv. Het RP114 scenario waarin een schurende oppervlaktebehandeling van de tegels wordt verondersteld, resulteert in een dosis van 83 microSv. De twee resultaten zijn dus van dezelfde orde van grootte, en met het RP114 model als benchmark, leidt het generieke model met de veronderstelde (onzekere) parameterwaarden niet tot een onderschatting. Aangezien het conservatieve schuurscenario uit RP114 gezien kan worden als absolute, dosimetrische bovengrens, verwachten we dat de inhalatiedosis in het verbouwingsscenario (verwijderen tegels) dus hoogstens **83 microSv** zal bedragen voor de beschouwde woning.

5.3 Activiteitsconcentraties in bouw- en sloopafval

Het verwijderen van de wandtegels leidt tot steenachtig bouw- en sloopafval. Het grootste deel van dit puin wordt door bouw- en sloopafvalbewerkingsinrichtingen verwerkt tot recyclinggranulaten zoals betongranulaat, metselwerkgranulaat en menggranulaat (een mengsel van beton- en metselwerkpuin). Deze granulaten worden in Nederland hoofdzakelijk toegepast als funderingsmateriaal onder wegen, maar

kunnen ook worden toegepast als toeslagmateriaal in beton⁵⁴. Een deel van het puin kan ook terechtkomen op een stortlocatie.

De gemiddelde activiteitsconcentraties van U-nat in recyclinggranulaten en in materialen waarin deze granulaten worden toegepast zijn in dit onderzoek niet berekend (paragraaf 1.3). We hebben voor de onderzochte woning wel de activiteitsconcentratie van U-nat berekend door de totale activiteit te middelen over de totale massa van het geproduceerde bouw- en sloopafval⁵⁵. We gaan er van uit dat alle wandtegels op de twee muren in de hal (Figuur 9) worden verwijderd en dat er geen overig bouw- of sloopafval is. Uitgaande van 10 m² (10⁵ cm²) aan tegeloppervlak met een dikte van 0,87 cm en een dichtheid van 2,3 g·cm⁻³ (paragraaf 3.4) geeft dan een totale massa van 2,0×10⁵ g (200 kg). De gemiddelde activiteitsconcentratie in het resulterende bouwafval, als gevolg van de 44 uranium siertegels, is daarmee (44×2646 Bq)/(2,0×10⁵ g) = **0,58 Bq·g⁻¹**.

Bij de verwerking of stort wordt dit afval uiteraard nog verder vermengd met het bouw- en sloopafval van andere woningen en bedrijven. Gemiddelde activiteitsconcentraties zullen waarschijnlijk veel lager worden door deze inherente verdunning. Door de grote hoeveelheden bouw- en sloopafval die jaarlijks worden geproduceerd en gerecycled⁵⁶ verwachten we dat deze verdunning aanzienlijk zal zijn en dus dat de resulterende activiteitsconcentraties ruim onder de 0,1 Bq·g⁻¹ komen te liggen. Echter, een exacte, numerieke waarde kunnen we hier dus niet vermelden door de beperkte scope van dit onderzoek.

5.4 Samenvatting resultaten van het verbouwingsscenario

Indien alle tegels uit de hal en het trappenhuis van de onderzochte woning zouden worden verwijderd, dan zou dit leiden tot een individuele, effectieve inhalatiedosis van hoogstens 83 microSv bij afwezigheid van adembeschermingsmiddelen. Het steenachtige bouwafval zou in dat geval een activiteitsconcentratie van circa 0,6 Bq·g⁻¹ natuurlijk uranium hebben, gemiddeld over de massa van het afval. Door significante verdunning in het afvalverwerkings- en recyclingproces verwachten we dat de activiteitsconcentraties in gerecyclede materialen ruim onder de 0,1 Bq·g⁻¹ zullen liggen.

⁵⁴ Zie <https://www.bodemrichtlijn.nl/> voor meer informatie.

⁵⁵ Oorspronkelijke zal de activiteit niet homogeen verdeeld zijn over het bouwafval van de woning. Echter, omdat het afval op een later moment wordt gegraneerd, wordt toch de gemiddelde activiteitsconcentratie bepaald. Let wel dat de uiteindelijke concentraties in granulaten veel lager zullen liggen door verdunning met steenachtig bouwafval van andere woningen en gebouwen. Deze concentraties zijn niet berekend.

⁵⁶ Uit het rapport "Nederlands afval in cijfers, gegevens 2006-2016" van Rijkswaterstaat [41] blijkt dat in Nederland 23,6 Mton bouwafval is geproduceerd in 2016. Circa 93% daarvan (21,97 Mton) vond een nuttige toepassing door recycling en 2% kwam terecht op een stortplaats. Volgens de vereniging BouwCirculair is de inschatting dat ongeveer 91% van het gerecyclede bouwafval, ofwel 20 Mton, steenachtig materiaal betreft [42].

6 Discussie, conclusie en aanbevelingen

In dit hoofdstuk formuleren we antwoorden op de gestelde vragen van het onderzoek en bespreken we de resultaten van de stralingsdoses en activiteitsconcentraties in de onderzochte woning met uranium siertegels. Voor een bredere, radiologische duiding worden de berekende doses in perspectief geplaatst door ze te vergelijken met die ten gevolge van de jaarlijkse blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling en met, voor zover mogelijk, dosiscriteria uit de vigerende Nederlandse stralingsregelgeving. Ook beschrijven we wat de resultaten van dit onderzoek mogelijk betekenen voor de situatie in Nederland. Het hoofdstuk sluit af met enkele conclusies en aanbevelingen.

6.1 Antwoorden op de onderzoeksvragen en discussie van de resultaten

Het doel van het onderzoek beschreven in dit rapport is om meer inzicht te krijgen in de stralingsdoses die men zou kunnen ontvangen in een woning met keramische siertegels met uranium toegepast als kleurstof in hun glazuurlaag. Hiertoe zijn dosisberekeningen uitgevoerd gebaseerd op twee specifieke, conservatieve scenario's: (1) het woonscenario waarbij stralingsdoses door verblijf in de woning zijn berekend en (2) het verbouwingsscenario waarbij de stralingsdoses en activiteitsconcentraties in het bouwafval zijn berekend indien alle siertegels uit de woning worden verwijderd. De gegevens voor deze dosisberekeningen zijn gebaseerd op slechts een onderzochte woning uit de jaren '30 met originele uraniumtegels in de entreehal en het trappenhuis. De resultaten in hoofdstuk 4 (woonscenario) en hoofdstuk 5 (verbouwingsscenario) zijn dus in eerste instantie gericht op deze specifieke woning en woningen waarin soortgelijke tegels voorkomen. In paragraaf 6.4 bespreken we wel de mogelijke betekenis van deze resultaten voor de situatie in Nederland.

De drie deelvragen van het onderzoek (hoofdstuk 1) kunnen direct worden beantwoord en besproken aan de hand van de samengevatte resultaten in paragrafen 4.5 en 5.4 van het voorliggende rapport.

Deelvraag 1.

Wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen bij blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van de uraniumtegels in de woning (woonscenario)?

Antwoord (paragraaf 4.5, Tabel 16):

De individuele, effectieve jaardosis bedraagt circa **15 microSv·jr⁻¹** als gevolg van uitwendige bestraling met fotonen en bètadeeltjes.

Als er bovendien een gaatje in een uraniumtegel wordt geboord dan bedraagt de *totale* effectieve jaardosis circa **58 microSv·jr⁻¹**. Hiervan is **43 microSv·jr⁻¹** de aanvullende dosis als gevolg van inademing van het

vrijgekomen, radioactieve stof. Het boren van meerdere gaatjes in deze tegels leidt tot een evenredig hogere, effectieve inhalatiedosis per jaar. De lokale, equivalente huiddosis bedraagt circa **2,1 milliSv·jr⁻¹**, hoofdzakelijk veroorzaakt door direct contact van de blote huid met de tegels. De belangrijkste bijdrage wordt geleverd door de hoogenergetische bètastraling afkomstig van het fysische verval van het ingegroeide radionuclide Pa-234m.

Voor de effectieve dosis is de bijdrage door uitwendige blootstelling (zonder direct contact met de tegels) uiteraard onvermijdelijk bij verblijf in de woning. Deze dosis bedraagt voor de beschouwde woning maximaal 15 microSv·jr⁻¹, met 4 microSv·jr⁻¹ door fotonen en 11 microSv·jr⁻¹ door bètadeeltjes. De component ten gevolge van bètadeeltjes is dus weliswaar 2 tot 3 keer groter dan die van fotonen, maar deze verhouding is significant kleiner dan de drie ordes van grootte die men wellicht zou verwachten op basis van de gepresenteerde, externe dosistempi in Figuur 8. De reden hiervoor is dat bètadeeltjes slechts een beperkte dracht hebben in het lichaam (< 1,1 cm) waardoor alleen de oppervlakkige weefsels of (delen van) organen worden blootgesteld zoals de huid en de borsten. Een relatief hoog (gemeten) dosistempo, voornamelijk veroorzaakt door bètastraling leidt dus niet direct tot een hoge, lichaamsgewogen effectieve dosis.

De inhalatiedosis door het boren van het gaatje valt, in vergelijking met de uitwendige bestraling, dus relatief hoog uit (circa factor 3 hoger, 43 microSv·jr⁻¹). Door het hoge niveau van conservatisme in beide berekende componenten is niet veel te concluderen over deze dosisverhouding (inwendige versus uitwendige blootstelling). Wel merken we hierbij op dat de uraniumtegels in de onderzochte woning geen vlakke tegels zijn, maar tegels met reliëf. In Figuur 3 zien we namelijk dat iedere siertegel bestaat uit vijf orangerode, ovale stippen die enigszins uitsteken. Dit betekent dat het boren in dergelijke tegels niet eenvoudig zal zijn en dus waarschijnlijk in de praktijk niet zal plaatsvinden.

Verder merken we op dat, indien het boren in deze siertegels toch onvermijdelijk is, de dosis in de praktijk eenvoudig te beperken is. Denk bijvoorbeeld aan het gebruik van een stofzuiger bij het boorgaatje om het vrijgekomen stof grotendeels af te voeren of aan het gebruik van adembeschermingsmiddelen (stofmasker).

Voor de lokale, equivalente huiddosis (2,1 milliSv·jr⁻¹) geldt dat de grootste bijdrage, 1,4 milliSv·jr⁻¹, komt door het directe contact van de blote huid met de uraniumtegels. Deze dosis levert echter nauwelijks een bijdrage aan de effectieve dosis vanwege het relatief kleine huidoppervlak dat in contact staat met de siertegels. De overige 0,7 milliSv·jr⁻¹ wordt veroorzaakt door uitwendige blootstelling aan bètastraling op enige afstand van de tegels. Deze huiddosiscomponent levert wel een significante bijdrage aan de berekende effectieve jaardosis, vanwege het groter veronderstelde huidoppervlak dat wordt blootgesteld. Circa 33% van de berekende 11 microSv·jr⁻¹ effectieve dosis (ofwel 3,5 microSv·jr⁻¹) is afkomstig door uitwendige blootstelling

van de huid aan bètastraling. De afscherpende werking van kleding is in deze berekeningen niet beschouwd.

Deelvraag 2.

Wat zijn de stralingsdoses die men kan ontvangen als gevolg van het verwijderen van de uraniumtegels uit de woning (verbouwingsscenario)?

Antwoord (paragraaf 5.4):

Indien alle tegels uit de hal en het trappenhuis van de onderzochte woning zouden worden verwijderd, dan zou dit leiden tot een individuele, effectieve inhalatiedosis van hoogstens **83 microSv** bij afwezigheid van adembeschermingsmiddelen.

Deze maximale, effectieve inhalatiedosis van 83 microSv is eigenlijk berekend voor een schurende oppervlaktebehandeling van de muren waarop zich ook de uraniumtegels bevinden. Deze dosis vatten we op als absolute bovengrens van de inhalatiedosis die men mogelijk ontvangt bij het verwijderen van tegels in het verbouwingsscenario. Ook hier geldt dat de dosis in de praktijk eenvoudig te reduceren is door het opvolgen van gangbare veiligheidsmaatregelen. Hierbij denken we bijvoorbeeld aan het goed ventileren van de ruimte (ramen of buitendeur openen), lokale afzuiging van het vrijgekomen stof en het gebruik van adembeschermingsmiddelen (stofmasker).

Verder merken we op dat deze maximale inhalatiedosis door een verbouwing circa twee keer groter is dan de inhalatiedosis door het boren van een gaatje. Hieruit volgt ook het hoge niveau van conservatisme in het beschouwde boorscenario (deelvraag 1).

Deelvraag 3.

Wat worden de activiteitsconcentraties als de uraniumtegels worden verwijderd en het puin wordt verwerkt tot nieuwe bouwmaterialen (recycling)?

Antwoord (paragraaf 5.4):

Voor het steenachtige bouw- en sloopafval berekenen we een gemiddelde activiteitsconcentratie van circa **0,6 Bq·g⁻¹** aan natuurlijk uranium (gemiddeld over de totale massa van het afval van de woning)⁵⁵. Door significante verdunning in het afvalverwerkings- en recyclingproces verwachten we dat de activiteitsconcentraties in gerecyclede materialen **ruim onder de 0,1 Bq·g⁻¹** zullen liggen.

Ook als de tegels op een stortplaats terechtkomen verwachten we gemiddelde activiteitsconcentraties die ruim onder de 0,1 Bq·g⁻¹ zullen uitkomen door aanzienlijke materiaalverdunning.

Voor de beschouwde woning (en woningen met soortgelijke tegels) zijn hiermee de stralingsdoses ten gevolge van de meest relevante blootstellingswegen zo goed als mogelijk in kaart gebracht. We concluderen dat de individuele, effectieve doses in beide scenario's,

onder (zeer) conservatieve aannames, de 100 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$ (0,1 $\text{milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$)⁵⁷ waarschijnlijk niet zullen overschrijden. De lokale, equivalente huiddosis blijft ruim onder de 3 $\text{milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$.

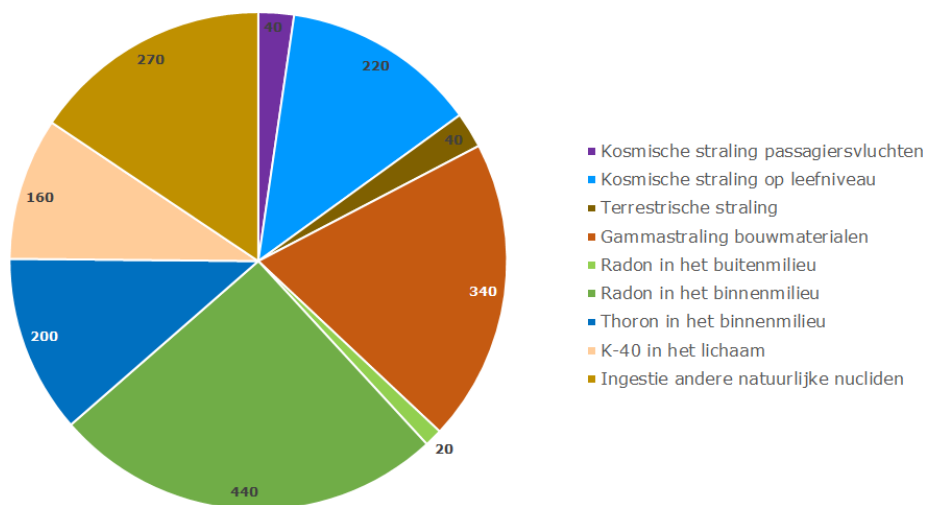
6.2 Vergelijking met blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling

In een recent RIVM-rapport van Smetsers en Bekhuis [16] is uitgebreid beschreven aan welke *natuurlijke bronnen* van ioniserende straling we in Nederland jaarlijks worden blootgesteld. De blootstelling aan natuurlijke straling is inherent aan het leven hier op aarde. De gemiddelde effectieve dosis voor leden van de bevolking in Nederland door deze blootstelling bedraagt circa 1,73 $\text{milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, ofwel 1730 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$.⁵⁸ Figuur 10 toont de zogenaamde 'stralingstaart' met de bijdragen van de verschillende natuurlijke bronnen aan deze gemiddelde dosis [16]. Hieruit concluderen we dat de berekende, effectieve jaardoses door blootstelling aan uraniumtegels in de onderzochte woning, met waarden onder de 100 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, aanzienlijk kleiner zijn dan de gemiddelde, natuurlijke achtergrond dosis. Ze liggen zelfs ruim onder die van de meeste taartpunten uit Figuur 10. Een interessante categorie die we hier expliciet belichten is de blootstelling aan gammastraling uit bouwmaterialen die worden toegepast in Nederlandse gebouwen en woningen: verschillende soorten beton, natuurgips, zandsteen, baksteen en specie. Het betreft hier gammastraling uitgezonden door natuurlijke radionucliden uit de uraniumreeks, de thoriumreeks en K-40. De (bruto)⁵⁹ effectieve jaardosis door deze uitwendige blootstelling bedraagt circa 340 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$. In het woonscenario (hoofdstuk 4) bedraagt de effectieve jaardosis door uitwendige blootstelling aan fotonen en bètadeeltjes afkomstig van de uraniumtegels in de beschouwde woning circa 15 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$. Dit is dus ruim een factor 20 minder dan zijn 'natuurlijke' tegenhanger.

⁵⁷ In het verbouwingsscenario betreft het geen jaardosis maar de dosis ontvangen tijdens de verbouwing.

⁵⁸ Deze gemiddelde jaardosis geldt bij gebruik van radon- en thoron-DCC's van de *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation* (UNSCEAR). Indien deze DCC's worden gebruikt van de ICRP bedraagt de gemiddelde effectieve dosis 2,5 $\text{milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, ofwel 2500 $\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$. Onze beschouwing maakt gebruik van de effectieve dosis op basis van de UNSCEAR DCC's, maar de redeneringen en conclusies in deze paragraaf gelden uiteraard ook in het geval we de ICRP DCC's zouden gebruiken voor radon en thoron.

⁵⁹ Geen rekening houdend met het feit dat bouwmaterialen ook voor afscherming zorgen van terrestrische en secundaire kosmische straling.



Figuur 10 Verdeling van de gemiddelde effectieve jaardosis ($\text{microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$) voor leden van de bevolking door blootstelling aan natuurlijke straling, verdeeld over de verschillende stralingsbronnen. (Figuur overgenomen uit [16])

Bij deze vergelijking benadrukken we dat de dosisberekeningen voor de uraniumtegels conservatief zijn uitgevoerd en dat stralingsdoses in de praktijk waarschijnlijk (veel) lager zullen uitpakken. Dit versterkt uiteraard de eerdere conclusie dat de effectieve doses door blootstelling aan deze tegels in de beschouwde woning aanzienlijk kleiner zullen zijn dan de effectieve dosis veroorzaakt door blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling.

6.3 Stralingsbeschermingskader: vergelijking met dosiscriteria

6.3.1 Blootstellingssituatie

De radiologische duiding van de berekende stralingsdoses ten gevolge van uraniumtegels kan ook geschieden door ze te vergelijken met dosiscriteria die zijn opgenomen in vigerende, Nederlandse stralingsregelgeving. Hierbij is het van belang of de blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van uraniumtegels aan te merken is als een geplande blootstellingssituatie⁶⁰ of als een bestaande blootstellingssituatie⁶¹.

Voor de onderzochte uraniumtegels geldt volgens het Besluit kerninstallaties, splijtstoffen en ertsen (Bkse) [1] dat ze als splijtstof moeten worden beschouwd vanwege het gezuiverde en geconcentreerde uranium in hun glazuurlaag (paragraaf 3.4). De tegels hebben daarmee dus een kunstmatig verkregen (isotopen)samenstelling en uraniumconcentratie, hetgeen normaliter karakteristieke elementen zijn voor een geplande blootstellingssituatie. Tegelijkertijd geeft Bijlage 7 van het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs) [44] een indicatieve lijst van soorten bestaande blootstellingssituaties. Onder voorbeeld 1a van deze lijst lezen we: '*Blootstelling wegens*

⁶⁰ Een geplande blootstellingssituatie is een blootstellingssituatie die voortkomt uit het geplande gebruik van een stralingsbron of uit een menselijke handeling die wijziging brengt in de blootstellingroutes. Geplande blootstellingssituaties omvatten zowel normale als potentiële blootstellingen [43].

⁶¹ Een bestaande blootstellingssituatie is een blootstellingssituatie die al bestaat op het ogenblik dat een beslissing over de controle ervan wordt genomen en die niet of niet langer dringende maatregelen vereist [43].

verontreiniging van bepaalde zones door materiaal met residuele radioactiviteit uit: activiteiten in het verleden die nooit aan een controle overeenkomstig afdeling 3.2⁶² van het besluit onderworpen werden of niet overeenkomstig de in het besluit opgenomen regels gereguleerd werden. Blootstelling aan uraniumtegels zou mogelijk onder deze categorie geschaard kunnen worden en daarmee dus aangemerkt kunnen worden als bestaande blootstellingssituatie.

De blootstellingssituatie bepaalt voor een groot deel het juridische stralingsbeschermingskader en daarmee ook de bijpassende (dosis)criteria. We gaan hier niet verder in op het nader specificeren van de blootstellingssituatie, omdat dit een beleidskeuze betreft die niet bij RIVM ligt. De resultaten van het voorliggende rapport kunnen mogelijk wel helpen bij het maken van een weloverwogen keuze. Door afwezigheid van deze specificatie zullen we de berekende doses en activiteitsconcentraties uit hoofdstukken 4 en 5 van dit rapport, voor zover mogelijk, dus vergelijken met de bijbehorende criteria binnen het kader van zowel geplande als bestaande blootstellingssituaties (paragraaf 6.3.2). Belangrijk is dat we voor dit onderzoek deze criteria louter op moeten vatten als 'benchmarks' ten behoeve van de radiologische duiding en dus *niet* als officiële toetsingscriteria.

6.3.2 Benchmarking

6.3.2.1 Effectieve jaardosis

Indien we uitgaan van een bestaande blootstellingssituatie, dan wordt volgens ICRP-publicatie 103 [32]⁶³ een band met referentieniveaus aanbevolen van 1 milliSv·jr⁻¹ tot en met 20 milliSv·jr⁻¹ effectieve dosis. In de Nederlandse regelgeving is het referentieniveau voor bestaande blootstellingen bepaald op 20 milliSv·jr⁻¹ voor leden van de bevolking [45]⁶⁴. Voor specifieke situaties kunnen echter lagere referentieniveaus worden gehanteerd. Zo geldt voor de 'externe blootstelling in het binnenmilieu aan door bouwmaterialen uitgezonden gammastraling' een referentieniveau van 1 milliSv·jr⁻¹, ofwel 1000 microSv·jr⁻¹ effectieve dosis [44]⁶⁵.

Als we uitgaan van een geplande blootstellingssituatie, dan zouden de concepten van vrijstelling en vrijgave gelden waarvoor algemene criteria zijn opgesteld. Vanuit dosimetrisch oogpunt geldt hierbij een effectieve jaardosis van 10 microSv·jr⁻¹ voor kunstmatige radionucliden en 1 milliSv·jr⁻¹ voor van nature voorkomende radionucliden [44]⁶⁶. Door de kunstmatig verkregen samenstelling en verhoogde concentraties in de glazuurlaag van de keramische siertegels lijkt het 10 microSv·jr⁻¹ criterium dus mogelijk de beste dosimetrische benchmark te geven voor de effectieve jaardosis voor leden van de bevolking. Echter, dit criterium geldt voor de verwachte dosis binnen realistische blootstellingsscenario's (normale blootstellingen). Voor (zeer) conservatieve scenario's alsmede voor ongevalsscenario's (potentiële blootstelling) kan een hoger criterium voor de effectieve jaardosis toepasselijker zijn vanwege de

⁶² Afdeling 3.2 betreft vergunning, registratie en kennisgeving binnen het controlestelsel van stralingsregelgeving.

⁶³ Paragraaf 287.

⁶⁴ Artikel 9.2, lid 3.

⁶⁵ Artikel 9.10, lid 8. Wordt ook aangehaald in: Artikel 6.21.

⁶⁶ Bijlage 3, Onderdeel A, 3. (Algemene vrijstellings- en vrijgavecriteria), onder e.

kleinere kans van optreden⁶⁷. Voor dergelijke scenario's hanteert de Europese Commissie en de IAEA een dosiscriterium van 1 milliSv·jr⁻¹ [46-49]⁶⁸. Dit is numeriek gelijk aan de effectieve dosislimiet voor leden van de bevolking binnen geplande blootstellingen. Gezien het veronderstelde conservatisme in de beschouwde blootstellingsscenario's (verblijf in woning en verbouwing) lijkt een effectieve jaardosis van 1 milliSv·jr⁻¹ (1000 microSv·jr⁻¹) dus ook hier een goede benchmark te bieden om de berekende effectieve doses mee te vergelijken.

Uit het bovenstaande blijkt dat de berekende effectieve jaardoses voor de beschouwde woning onder conservatieve aannames, met waarden < 100 microSv·jr⁻¹, aanzienlijk kleiner zijn dan de relevante benchmark (dosiscriterium) van 1000 microSv·jr⁻¹, ongeacht de specificatie van de blootstellingssituatie.

6.3.2.2 Lokale, equivalente huiddosis

Binnen het kader van bestaande blootstellingssituaties zijn voor de lokale, equivalente huiddosis geen dosiscriteria gedefinieerd. Hierdoor kunnen we alleen een vergelijking maken met de huiddosiscriteria binnen het kader van geplande blootstellingssituaties. Voor conservatieve (low-probability) scenario's, zoals beschreven in paragraaf 6.3.2.1, wordt voor deze grootte een dosiscriterium gehanteerd van 50 milliSv·jr⁻¹ [46, 48, 49] voor bescherming tegen weefselreacties (deterministische effecten). Dit criterium is numeriek gelijk aan de equivalente huiddosislimiet voor leden van de bevolking, geldend voor enig huidoppervlak van 1 cm², ongeacht welk deel van de huid is blootgesteld. De lokale, equivalente huiddosis berekend in het woonscenario ligt met 2,1 milliSv·jr⁻¹ dus beduidend lager dan dit huiddosiscriterium.

6.3.2.3 Activiteitsconcentratie

De gemiddelde activiteitsconcentraties in het bouwafval (verbouwingsscenario, paragraaf 5.3) kunnen we alleen vergelijken met de afgeleide vrijstellings- en vrijgavegrenswaarden (in Bq·g⁻¹) binnen het kader van geplande blootstellingssituaties, omdat voor bestaande blootstellingssituaties dergelijke grenswaarden niet zijn opgenomen in de Nederlandse stralingsregelgeving⁶⁹. Voor natuurlijke radionucliden uit de uranium- en actiniumreeks (in seculier evenwicht met hun dochternucliden) bedraagt deze grenswaarde 1 Bq·g⁻¹ [44]⁷⁰, maar men zou kunnen beargumenteren dat dit niet de juiste benchmark is vanwege de kunstmatige samenstelling van de glazuurlaag. Indien we de uraniumisotopen als kunstmatige radionucliden zouden beschouwen in evenwicht met hun kortlevende dochters, dan kunnen we op basis van de nuclidespecifieke grenswaarden in de regelgeving een grenswaarde G_{U-nat} (Bq·g⁻¹) afleiden voor U-nat. Via de gewogen somregel vinden we dan [44]⁷¹

⁶⁷ Vandaar ook aangeduid als 'low-probability scenarios'.

⁶⁸ Dit hogere dosiscriterium van 1 milliSv·jr⁻¹ wordt in de Nederlandse regelgeving weliswaar niet expliciet benoemd, maar is impliciet wel geïmplementeerd door opname van de afgeleide vrijstellings- en vrijgavegrenswaarden. Bij de afleiding van deze grenswaarden is mede gebruik gemaakt van deze 'low-probability scenarios' en het 1 milliSv·jr⁻¹ dosiscriterium.

⁶⁹ Voor bestaande blootstellingssituaties is in paragraaf 5.1 van de IAEA Basic Safety Standards [47] voor blootstelling aan natuurlijke bronnen mogelijk wel een grenswaarde gegeven van 1 Bq·g⁻¹ voor radionucliden uit de uraniumreeks. De vraag is of deze grenswaarde van toepassing is voor de uraniumtegels, omdat ze in feite geen natuurlijke stralingsbron zijn.

⁷⁰ Bijlage 3, Onderdeel B, tabel A, deel 2.

⁷¹ Bijlage 3, Onderdeel A, 2. (Vrijstellings- en vrijgavewaarden), onder d.

$$G_{U\text{-nat}} = \frac{1}{\frac{1}{G_{U-238}} + \frac{1}{G_{U-234}} + \frac{0,046}{G_{U-235}}},$$

met G_{U-234} , G_{U-235} en G_{U-238} de aparte grenswaardes voor de uraniumisotopen in evenwicht met hun kortlevende dochters. Volgens de Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming [45]⁷² geldt voor onbeperkte hoeveelheden aan vaste materialen dat $G_{U-234} = G_{U-235} = G_{U-238} = 1,0 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$, waardoor de grenswaarde $G_{U\text{-nat}}$ uitkomt op een waarde van $0,49 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$.

Bij het verwijderen van de tegels in de hal en het trappenhuis van de beschouwde woning zou de berekende activiteitsconcentratie van U-nat, gemiddeld over de totale massa van het bouwafval, resulteren in een waarde van $0,58 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ (paragraaf 5.3). Deze concentratie overschrijdt dus enigszins de hierboven berekende $G_{U\text{-nat}}$ (onze benchmark), uitgaande van kunstmatige radionucliden in een geplande blootstellingssituatie. Een overschrijding van $G_{U\text{-nat}}$ achten we niet waarschijnlijk voor gerecyclede materialen waarin dit bouwafval is verwerkt. We verwachten dat door de inherente verdunning in het recyclingproces de resulterende activiteitsconcentraties waarschijnlijk ruim onder de $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ zullen liggen.

6.4 Situatie in Nederland

De stralingsdoses en activiteitsconcentraties berekend in dit rapport (hoofdstukken 4 en 5) gelden alleen voor de in dit onderzoek beschouwde woning en mogelijk voor woningen met soortgelijke uraniumtegels. Hierdoor rijst natuurlijk de vraag wat de resultaten van dit onderzoek mogelijk betekenen voor de situatie in Nederland. Anders gesteld, *kunnen we op basis van deze specifieke resultaten conclusies trekken over andere Nederlandse woningen met uraniumtegels?*

Het gebruik van uranium als kleurstof in de glazuurlaag van keramische tegels was in de eerste decennia van de vorige eeuw niet ongebruikelijk (hoofdstuk 2). In deze periode zijn veel woningen gebouwd die tot op de dag van vandaag gewild zijn vanwege hun sfeervolle karakteristieken. Mogelijk bevatten deze woningen dus uraniumtegels. Een zoektocht op woningsites op internet bevestigt dit vermoeden. Foto's van talloze jarendertigwoningen en -gebouwen tonen portieken, entreehallen en trappenhuisen betegeld met kleurrijke tegels, inclusief tegels met de voor uranium karakteristieke, oranjerode kleuren. Ook de smalle siertegels met de oranjerode, ovale stippen uit de beschouwde casus (Figuur 3) zien we vaker terug in foto's van jarendertigwoningen.

Zonder aanvullende gegevens of onderzoek kunnen we geen uitspraak doen over het aantal woningen en gebouwen met uraniumtegels, of over het stralingsniveau in dergelijke woningen. De onderzochte casus beschouwt alleen blootstelling aan smalle sierstrips (lijnbronnen), maar zoals blijkt uit Figuur 2 kunnen ook andere geometrieën voorkomen. Zo kunnen ook grotere oppervlakken van muren, of zelfs hele muren, betegeld zijn met uraniumtegels. De dosisberekeningen in dit rapport zijn dus mogelijk niet altijd goed toepasbaar op deze situaties.

⁷² Bijlage 3.2, tabel A, deel 1.

Zoals eerder vermeld zijn de dosisberekeningen voor de specifieke woning in de beschouwde casus uitgevoerd op basis van conservatieve, onderliggende aannames om onderschattingen te voorkomen. Door het betrachten van deze voorzichtigheid verwachten we daarom wel dat de onderzochte blootstellingsscenario's in deze casus afdekkend zullen zijn voor een groot deel van de woningen en gebouwen met uraniumtegels. Met andere woorden, we verwachten dat de stralingsdoses voor een groot deel van deze gebouwen en woningen de berekende waarden voor deze specifieke woning niet (of niet significant) zullen overtreffen. Echter, we kunnen ook niet uitsluiten dat zich specifieke situaties voordoen die tot hogere blootstellingen (stralingsdoses) kunnen leiden. Aanvullend onderzoek zou daar mogelijk een antwoord op kunnen geven.

6.5 Conclusies en aanbevelingen

In dit rapport zijn de stralingsdoses berekend door blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van keramische (sier)tegels met natuurlijk uranium in de glazuurlaag. Het betreft een jarendertigwoning met 44 van deze tegels in de hal en het trappenhuis. De berekeningen zijn uitgevoerd onder conservatieve aannames om onderschattingen te voorkomen.

Voor verblijf in de woning (woonscenario) berekenen we een individuele, effectieve jaardosis van circa $15 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$ door uitwendige blootstelling aan fotonen en bètadeeltjes. De effectieve dosis kan hoger uitvallen als er in een uraniumtegel wordt geboord (inhalatie van radioactief stof). Deze effectieve inhalatiedosis bedraagt circa 43 microSv per boorgaatje. De lokale, equivalente huiddosis bedraagt circa $2,1 \text{ milliSv}\cdot\text{jr}^{-1}$, voor het grootste deel veroorzaakt door direct contact van de blote huid met de tegels. De potentiële effectieve dosis berekend voor het verwijderen van de tegels (verbouwingsscenario, inhalatie van radioactief stof) bedraagt hoogstens circa 83 microSv.

De berekende effectieve doses ($< 100 \text{ microSv}$) zijn *aanzienlijk kleiner* dan de gemiddelde effectieve jaardosis veroorzaakt door blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling (ruim $1700 \text{ microSv}\cdot\text{jr}^{-1}$). Radiologische duiding kan ook geschieden door de berekende stralingsdoses te vergelijken met dosiscriteria in de vigerende, Nederlandse regelgeving. Omdat de blootstellingssituatie niet expliciet is gespecificeerd voor uraniumtegels, is een vergelijking gemaakt met mogelijk passende (dosis)criteria binnen het kader van zowel geplande als bestaande blootstellingssituaties. Voor de effectieve jaardosis en de lokale, equivalente huiddosis laat deze benchmarking zien dat de berekende stralingsdoses *beduidend lager* liggen dan deze criteria.

In het verbouwingsscenario bedraagt de activiteitsconcentratie van natuurlijk uranium circa $0,6 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ gemiddeld over de totale massa van het resulterende bouwafval. Door inherente verdunning in het afvalverwerkings- en recyclingproces verwachten we dat de activiteitsconcentraties in gerecyclede materialen, waarin dit bouwafval verwerkt zou kunnen worden, dan ruim onder de $0,1 \text{ Bq}\cdot\text{g}^{-1}$ zouden liggen.

De vertaling van de resultaten voor een specifieke woning (bestudeerde casus) naar de situatie voor andere Nederlandse gebouwen en woningen met uraniumtegels is zonder aanvullend onderzoek niet goed te maken. Echter, vanwege het betrachte niveau van conservatisme verwachten we dat de stralingsdoses voor een groot deel van deze gebouwen en woningen de berekende waardes voor deze specifieke woning niet (of niet significant) zullen overtreffen. Specifieke situaties die kunnen leiden tot een hogere blootstelling zijn echter niet uit te sluiten.

Op basis van de bovenstaande resultaten en conclusies doet het RIVM de volgende twee aanbevelingen:

1. Het verdient aanbeveling om voorbereidend werk (beleidsonderzoek) uit te voeren ten behoeve van de ontwikkeling van beleid voor de blootstelling aan ioniserende straling afkomstig van keramische tegels met uraniumkleurstof. Dat begint bij het specificeren van de blootstellingssituatie, door deze aan te merken als een bestaande of geplande situatie. De vormgeving en invulling van dat beleid kan vervolgens geschieden aan de hand van de concepten gedefinieerd binnen het bijbehorende stralingsbeschermingskader. De resultaten uit het voorliggende rapport kunnen worden gebruikt bij het maken van weloverwogen keuzes en bij het nader invullen en specificeren van het beleid. Wellicht is daarbij vervolgonderzoek nodig om aanvullende vragen te beantwoorden.
2. Het RIVM raadt aan om, indien men gaat verbouwen in een woning met tegels die mogelijk uraniumkleurstof bevatten, de standaard veiligheidsmaatregelen in acht te nemen om de inhalatie van vrijgekomen stof zoveel mogelijk te beperken. Hierbij kan gedacht worden aan het gebruik van adembeschermingsmiddelen (zoals stofmaskers), lokale afzuiging van stof en het goed ventileren van de ruimte waar de verbouwingswerkzaamheden plaatsvinden. Deze aanbeveling geldt ook indien er geboord dient te worden in deze (sier)tegels. Het gebruik van een stofzuiger met een goed uitblaasfilter om zoveel mogelijk van het vrijgekomen stof af te vangen kan daarbij een efficiënte maatregel zijn.

Bijlage A Schatting van de puntbronconstante door remstraling

In deze bijlage onderzoeken we het mogelijke, relatieve belang van remstraling voor het fotonendosistempo. Deze remstraling wordt veroorzaakt door de afremming van hoogenergetische bètadeeltjes uitgezonden bij het verval van Pa-234m, een radioactief dochternuclide uit de U-238 reeks. Hiertoe leiden we een (maximaal mogelijke) puntbronconstante af voor deze remstraling en vergelijken deze met die veroorzaakt door röntgen- en gammastraling. De algemene definitie van de puntbronconstante voor fotonenstraling is te vinden in Bijlage B. Voor de berekening van de puntbronconstante gaan we uit van de hypothetische situatie dat alle uitgezonden bètadeeltjes *geheel* worden afgeremd in de glazuurlaag. Door de beperkte dikte van de glazuurlaag (hier verondersteld op 250 μm) is deze aanname dus conservatief. De hier afgeleide puntbronconstante voor remstraling is hiermee dus een overschatting van de werkelijke, maar onbekende, puntbronconstante voor opgewekte remstraling. De methode is gebaseerd op een model beschreven door Zanzonico *et al.* [30] en door Anderson en Hertel [50].

We beschouwen een isotrope puntbron met bètastraler Pa-234m omhuld door een absorberend medium met de veronderstelde eigenschappen van de glazuurlaag: borosilicaatglas met een massapercentage van 23,6% aan UO_2 en een dichtheid van $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (paragraaf 3.4). De dikte van het absorberende glazuur is voldoende groot⁷³ om alle bètadeeltjes volledig af te remmen. We gaan uit van een puntbron met een activiteit van $A = 1 \text{ Bq}$ en schatten het dosistempo door remstraling op een afstand $r = 1 \text{ m} = 100 \text{ cm}$. De totale emissiewaarschijnlijkheid y voor het uitzenden van bètadeeltjes zetten we voor de eenvoud op $1,0 \text{ (Bq}\cdot\text{s)}^{-1}$. De bètabron omhuld door de absorberende glazuurlaag kan worden opgevat als de puntbron voor remstralingsfotonen. De gemiddelde kinetische energie die per tijdseenheid door de bètabron wordt uitgezonden bedraagt $yAE_{\beta,\text{avg}}$ ($\text{MeV}\cdot\text{s}^{-1}$), met $E_{\beta,\text{avg}} = 0,825 \text{ MeV}$ (paragraaf 3.2.2), de gemiddelde energie van het samengestelde bètaspectrum met een maximale energie van $E_{\beta,\text{max}} = 2,27 \text{ MeV}$. De gemiddelde fractie van deze uitgezonden energie die door het absorberende medium wordt omgezet naar remstralingsfotonen is [51]

$$f_{\beta} = \frac{Z_{\text{eff}}E_{\beta,\text{max}}}{3000} = \frac{50 \times 2,27}{3000} = 0,038.$$

Hierin is Z_{eff} het effectieve atoomnummer van het absorberende glazuurmedium voor het opwekken van remstralingsfotonen. Voor het veronderstelde glazuur met 23,6% UO_2 (massapercentage) schatten we een waarde van circa $Z_{\text{eff}} = 50$ (zie paragraaf 4.3). De energie die per tijdseenheid wordt omgezet naar remstralingsfotonen bedraagt dan $f_{\beta}yAE_{\beta,\text{avg}} = 0,031 \text{ MeV}\cdot\text{s}^{-1}$.

⁷³ Groter dan de maximale dracht van circa 0,40 cm van de bètadeeltjes met een maximale kinetische energie van 2,27 MeV.

Voor het berekenen van het (energie)fluentietempo van de remstralingsfotonen moeten we een aanname maken voor de gemiddelde energie van deze fotonen. Anderson en Hertel gaan er in hun berekeningen van uit dat alle fotonen een energie hebben gelijk aan 30% van de maximale energie $E_{\beta,\max}$ [50]. Zanzonico *et al.* vinden voor *in vivo* geproduceerde remstraling door β^- verval van Sr-89 een gemiddelde fotonenergie van $0,11E_{\beta,\max}$ (1/9 van de maximale energie) [30]. Geïnspireerd door deze artikelen beschouwen we hieronder twee aparte gevallen. In het eerste geval gaan we ervan uit dat alle remstralingsfotonen worden uitgezonden met een (gemiddelde) fotonenergie van $E_{\beta,\text{avg}} = 0,825 \text{ MeV}$ (ongeveer de aanname van Anderson en Hertel) en in het tweede geval gaan we uit van een gemiddelde energie van $0,11E_{\beta,\max} = 0,250 \text{ MeV}$. Het gemiddelde aantal remstralingsfotonen dat per tijdseenheid in de bron wordt geproduceerd is dan eenvoudig te berekenen:

$$\frac{f_{\beta} \gamma A E_{\beta,\text{avg}}}{E_{\beta,\text{avg}}} = f_{\beta} \gamma A = 0,038 \text{ s}^{-1}; \quad (\text{geval 1})$$

$$\frac{f_{\beta} \gamma A E_{\beta,\text{avg}}}{(0,11E_{\beta,\max})} = 9f_{\beta} \gamma A (E_{\beta,\text{avg}}/E_{\beta,\max}) = 0,124 \text{ s}^{-1}. \quad (\text{geval 2})$$

In beide gevallen bedraagt het energiefloeiendtempo ψ op een afstand r

$$\psi = \frac{f_{\beta} \gamma A E_{\beta,\text{avg}}}{4\pi r^2} = \frac{0,031}{4\pi(100)^2} = 2,48 \times 10^{-7} \text{ MeV} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}.$$

Het luchtkermatempo (vrij in lucht) vinden we dan door het energiefloeiendtempo te vermenigvuldigen met de massieke energieoverdrachtsdoorsnede $(\mu_{\text{tr}}/\rho)_{\text{lucht}}$ ($\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$):

$$\dot{K}_{\text{lucht}} = \psi \left(\frac{\mu_{\text{tr}}}{\rho} \right)_{\text{lucht}} = \frac{f_{\beta} \gamma A E_{\beta,\text{avg}}}{4\pi r^2} \left(\frac{\mu_{\text{tr}}}{\rho} \right)_{\text{lucht}} = 2,48 \times 10^{-7} \left(\frac{\mu_{\text{tr}}}{\rho} \right)_{\text{lucht}}.$$

Door interpolatie van de energiespecifieke doorsnedes uit [52] vinden we:

$$\left(\frac{\mu_{\text{tr}}}{\rho} \right)_{\text{lucht}} = 2,88 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}, \text{ berekend bij } 0,825 \text{ MeV}; \quad (\text{geval 1})$$

$$\left(\frac{\mu_{\text{tr}}}{\rho} \right)_{\text{lucht}} = 2,78 \times 10^{-2} \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}, \text{ berekend bij } 0,250 \text{ MeV}. \quad (\text{geval 2})$$

Het hoogste luchtkermatempo wordt dus bereikt in *geval 1* en gebruiken we nu voor de berekening van de puntbronconstante:

$$\dot{K}_{\text{lucht}} = 2,48 \times 10^{-7} \times 2,88 \times 10^{-2} = 7,15 \times 10^{-9} \text{ MeV} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}.$$

Omrekening naar de eenheid $\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$ geeft:

$$\dot{K}_{\text{lucht}} = 7,15 \times 10^{-9} \text{ MeV} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{g}^{-1} \times 1,602 \times 10^{-10} \text{ Gy} \cdot \text{g} \cdot \text{MeV}^{-1} \times 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1} = \mathbf{4,13 \times 10^{-15} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1}}.$$

Deze waarde kan ook op een alternatieve manier worden berekend door eerst het fluentietempo te berekenen van de uitgezonden remstralingsfotonen:

$$\varphi = \frac{f_{\beta} \gamma A}{4\pi r^2} = 3,01 \times 10^{-7} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}.$$

Dit resultaat kan direct worden vermenigvuldigd met de lineair geïnterpoleerde fluentie-naar-kerma conversiecoëfficiënt uit tabel I.1 van ICRP-publicatie 119 [28], welke circa $3,79 \text{ pGy} \cdot \text{cm}^2$ bedraagt. Daarmee komen we uit op een luchtkermatempo van:

$$\dot{K}_{\text{lucht}} = 3,01 \times 10^{-7} \text{ cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \times 3,79 \times 10^{-12} \text{ Gy} \cdot \text{cm}^2 \times 3600 \text{ s} \cdot \text{h}^{-1} = \mathbf{4,11 \times 10^{-15} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1}}.$$

Het berekende luchtkermatempo geldt voor een activiteit van 1 Bq op een afstand van 1 m, waardoor de luchtkermatempoconstante door remstraling als volgt kan worden gedefinieerd:

$$\dot{K}_{\text{lucht,rem}} = \mathbf{4,13 \times 10^{-15} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}}.$$

Deze puntbronconstante is bijna een factor **9** kleiner dan die door uitgezonden röntgen- en gammastraling (door U-nat), $\dot{K}_{\text{lucht,tot}} = 3,61 \times 10^{-14} \text{ Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{Bq}^{-1}$ (zie paragraaf 3.2.5).

Bijlage B Externe stralingsdosimetrie

In deze bijlage beschrijven we de externe stralingsdosimetrie die we gebruiken bij de dosisberekeningen in dit rapport. We leiden de dosimetrische relaties af die gelden bij uitwendige bestraling door een lijnbron met radioactiviteit, in dit geval de strip met uranium siertegels. Dosimetrie voor fotonen en bètadeeltjes (elektronen) wordt hierbij apart behandeld.

B.1 Externe fotonendosimetrie

We beschouwen een isotrope puntbron waarin zich radioactief materiaal bevindt met activiteit A (Bq). Deze bron zendt fotonen uit hetgeen leidt tot een zeker dosistempo \dot{D} ($\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ of $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$)⁷⁴ op een afstand r (m) van de bron. Dit dosistempo kan betrekking hebben op een veelvoud aan grootheden: (1) fysische dosisgrootheden zoals het luchtkermatempo of het geabsorbeerde dosistempo in een medium (zoals lucht, weefsel of orgaan), (2) beschermingsgrootheden zoals de equivalente of de effectieve dosis, of (3) operationele grootheden zoals het omgevingsdosisequivalent of persoonsdosisequivalent. Dit dosistempo wordt gegeven door de bekende relatie voor puntbronnen

$$\dot{D} = c \frac{A}{r^2}, \quad (\text{B.1})$$

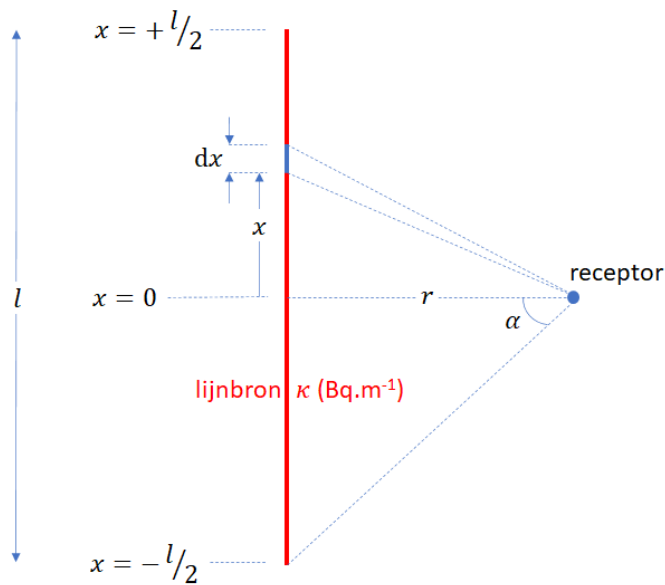
waarin c de fotonen-gerelateerde dosis(tempo)conversiecoëfficiënt (DCC) is voor de puntbron. Zijn waarde is afhankelijk van het nuclide of het mengsel aan nucliden aanwezig in de puntbron. We noemen deze constante ook wel de *puntbronconstante* van het bronmateriaal. Voor dosisberekeningen in dit rapport refereert deze constante dus naar $\text{DCC}_{\text{ext,foton,tot}}$ of naar $\text{DCC}_{\text{huid,ext,foton,tot}}$, beide gerelateerd aan het persoonsdosisequivalent H_p en uitgedrukt in de eenheid $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$ (hoofdstuk 3). Vergelijking (B.1) beschrijft de (omgekeerde) kwadratenwet voor puntbronnen: een verdubbeling van de afstand r leidt tot een vier (2^2) keer lager dosistempo \dot{D} . In de literatuur wordt dit ook wel aangeduid als de *geometrische verzwakking* van de bron.

Voor andere brongeometrieën zal het dosistempo \dot{D} zich uiteraard niet gedragen als vergelijking (B.1). Voor de onderzochte woning beschouwen we een lijnbron (strip uranium siertegels), of beter, twee tegenoverliggende lijnbronnen in de hal van de woning (paragraaf 4.1, Figuur 9). Het dosistempo in het midden van de hal en dus ten opzichte van het midden van de beide lijnbronnen kunnen we relatief eenvoudig afleiden met behulp van vergelijking (B.1). We nemen hierbij aan dat de uitgezonden fotonen geen afscherming ondervinden van de glazuurlaag (zelfafscherming), noch van de lucht tussen de bron en de receptor. Figuur 11 toont de geometrie die we in deze studie beschouwen voor een enkele lijnbron met een lengte l (m) en een homogene, lineïeke activiteitsconcentratie (bronsterkte) κ ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-1}$). De waarde van κ volgt uiteraard door de totale activiteit van de lijnbron te

⁷⁴ De tijdseenheid voor het dosistempo kan in principe ook seconde zijn, bijvoorbeeld $\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$. Echter, de tijdseenheid wordt opgelegd door die van de gebruikte dosisconversiecoëfficiënt c in vergelijking (B.1). De gehanteerde eenheid van c in dit rapport is $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^2\cdot\text{Bq}^{-1}$, waardoor het dosistempo in $\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ is.

delen door zijn lengte l . Aangezien het aantal uranium siertegels op een muur⁷⁵ gelijk is aan $N/2$ en iedere tegel een activiteit A_t heeft is deze concentratie dus

$$\kappa = \frac{NA_t}{2l}. \quad (\text{B.2})$$



Figuur 11 Schets van de beschouwde blootstellingsgeometrie voor een lijnbron met lengte l (m) en lineïeke activiteitsconcentratie κ ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-1}$). De receptor (meetpunt of fantoom) bevindt zich op een afstand r (m) van het midden van de lijnbron.

Het doel is het dosistempo \dot{D} te berekenen in het midden van de lijnbron ($x = 0$), op een afstand r , zoals aangegeven in Figuur 11 (receptorpositie). Hiertoe delen we de lijnbron eerst op in zeer kleine, aaneensluitende lijnelementen met een lengte dx en activiteit κdx , en bepalen we de bijdrage van dit lijnelement aan het dosistempo in het receptorpunt, $d\dot{D}$.

We beschouwen ieder lijnelement als isotrope puntbron waarvoor vergelijking (B.1) geldt. Dit houdt in dat de bijdrage aan het dosistempo in het receptorpunt gegeven wordt door

$$d\dot{D} = c \frac{\kappa dx}{x^2 + r^2}, \quad (\text{B.3})$$

waarbij de afstand tussen het lijnelement en de receptor uiteraard gelijk is aan $x^2 + r^2$ (stelling van Pythagoras). Het dosistempo van de hele lijnbron kan nu worden gevonden door de bijdragen van alle lijnelementen bij elkaar op te tellen, ofwel door vergelijking (B.3) te integreren over de lengte van de hele lijnbron (van $x = -l/2$ naar $x = +l/2$):

⁷⁵ N is het totaal aantal uranium siertegels in de hal (44 in deze casus), gelijk verdeeld over de twee muren.

$$\dot{D} = c\kappa \int_{-l/2}^{+l/2} \frac{dx}{x^2 + r^2}. \quad (\text{B.4})$$

Deze integraal kan als volgt worden uitgewerkt:

$$\dot{D} = c\kappa \int_{-l/2}^{+l/2} \frac{dx}{x^2 + r^2} = 2c\kappa \int_0^{+l/2} \frac{dx}{x^2 + r^2} = \frac{2c\kappa}{r^2} \int_0^{+l/2} \frac{dx}{1 + \left(\frac{x}{r}\right)^2} = \frac{2c\kappa}{r^2} \int_0^{+l/(2r)} \frac{rdu}{1 + u^2} = \frac{2c\kappa}{r} \tan^{-1}\left(\frac{l}{2r}\right).$$

Hierin is de functie \tan^{-1} de arctangens of boogtangens, vaak ook aangeduid met \arctan of atan . De waarde van $\tan^{-1}(l/(2r))$ resulteert in de maximale hoek α , zoals is weergegeven in Figuur 11. Deze hoek met het uiteinde van de lijnbron wordt uitgedrukt in *radialen*⁷⁶. Het dosistempo van op een afstand r van het midden van een enkele, homogene lijnbron met lengte l en concentratie κ is dus

$$\dot{D} = \dot{D}(r; l) = \frac{2c\kappa}{r} \tan^{-1}\left(\frac{l}{2r}\right) = \frac{2c\kappa\alpha}{r}. \quad (\text{B.5})$$

Voor kleine afstanden tot de lijnbron, $r \ll l$, geldt dat $\alpha = \tan^{-1}(l/(2r)) \approx \pi/2$ radialen, waardoor het dosistempo in vergelijking (B.5) kan worden benaderd door

$$\dot{D} = \dot{D}(r; l) \approx \pi \frac{c\kappa}{r}. \quad (\text{B.6})$$

Het dosistempo is dan dus omgekeerd evenredig met de afstand tot de lijnbron, en niet meer omgekeerd evenredig met kwadraat van de afstand, zoals voor een puntbron (zie vergelijking (B.1)).

Op grote afstand van de lijnbron, $r \gg l$, geldt dat $\alpha = \tan^{-1}(l/(2r)) \approx l/(2r)$, waardoor het dosistempo wordt gegeven door

$$\dot{D} = \dot{D}(r; l) \approx c \frac{\kappa l}{r^2}. \quad (\text{B.7})$$

Vergelijking (B.7) beschrijft weer het dosistempo van een puntbron met een totale activiteit $\kappa l = (NA_t/2)$, zoals blijkt uit de omgekeerde evenredigheid met r^2 . Als de afstand tot de lijnbron dus groot genoeg is, dan gedraagt deze zich als een puntbron. Voor een afstand $r = l$ is de afwijking van het dosistempo van de lijnbron met die van een puntbron met gelijke activiteit nog maar 7,3%.

Substitutie van vergelijking (B.2) in (B.5) geeft

$$\dot{D} = \dot{D}(r; l) = c \frac{NA_t}{lr} \tan^{-1}\left(\frac{l}{2r}\right). \quad (\text{B.8})$$

Omdat voor natuurlijk uranium van 100 jaar oud het dosistempo niet verandert in de tijdspanne van een jaar waarbinnen de dosis wordt uitgerekend, is de jaardosis dus eenvoudig te berekenen door dit

⁷⁶ Een hoek van 180 graden komt overeen met $\pi = 3,1415\dots$ radialen.

dosistempo te vermenigvuldigen met de jaarlijkse blootstellingstijd $t_{b,ext}$ ($h \cdot jr^{-1}$)

$$D = D(r; l) = c \frac{NA_t}{lr} \tan^{-1} \left(\frac{l}{2r} \right) t_{b,ext} \quad (\text{B.9})$$

Voor dit onderzoek beschouwen we echter twee tegenoverliggende lijnbronnen, een op iedere lange muur van de hal. De lijnbronnen zijn identiek, maar de afstand van de receptor tot de lijnbronnen kan wel verschillen. Als de afstand tot de lijnbronnen wordt gegeven door, respectievelijk, r_1 en r_2 , dan berekenen we de totale dosis ($Sv \cdot jr^{-1}$) met

$$D = c \frac{NA_t}{lr_1} \tan^{-1} \left(\frac{l}{2r_1} \right) t_{b,ext} + c \frac{NA_t}{lr_2} \tan^{-1} \left(\frac{l}{2r_2} \right) t_{b,ext} \quad (\text{B.10})$$

Vergelijking (B.10) is de algemene vergelijking waarmee de individuele dosis als gevolg van blootstelling aan de twee lijnbronnen kan worden geëvalueerd, met $c = DCC_{ext,foton,tot}$ voor de berekening van de lichaamsgewogen, individuele effectieve jaardosis $D = E_{ext,foton}$, en $c = DCC_{huid,ext,foton,tot}$ voor de lokale, equivalente huiddosis in een jaar $D = H_{huid,ext,foton}$. Vergelijking (B.10) hanteren we voor dosisberekeningen in de woonkamer waarbij de afstand tot de lijnbronnen verschillend is (en afscherming van de muur wordt verwaarloosd). Echter, in het midden van de hal is de afstand tot beide lijnbronnen gelijk, $r_1 = r_2 \equiv r$, waardoor vergelijking (B.10) zich laat vereenvoudigen tot

$$D = c \frac{2NA_t}{lr} \tan^{-1} \left(\frac{l}{2r} \right) t_{b,ext} \quad (\text{B.11})$$

Vergelijking (B.11) geeft dus de dosis door verblijf in hal door blootstelling aan fotonen afkomstig van beide lijnbronnen. Deze vergelijking geeft numeriek hetzelfde dosisresultaat als een enkele lijnbron met een twee keer grotere bronsterkte. Hierbij merken we de volgende punten op over het gebruik van de DCC's (puntbronconstanten c):

- De puntbronconstante c in vergelijkingen (B.10) en (B.11) is hier gelijk genomen voor blootstelling aan beide lijnbronnen. Voor blootstelling in de hal is dit mogelijk niet helemaal correct. Als blootstelling aan fotonen van de eerste lijnbron plaatsvindt vanaf de voorkant van het lichaam (AP-geometrie), dan vindt blootstelling aan fotonen van de tweede, tegenoverliggende lijnbron plaats vanaf de achterkant van het lichaam (PA-geometrie). DCC's voor deze twee bestralingsgeometrieën hoeven niet gelijk te zijn aan elkaar. Echter, voor conservatieve dosisschattingen in dit rapport gaan we voor beide muren uit van de hoogste DCC-waardes. Voor fotonen tot circa 6 MeV is dit de AP-geometrie [23]. Dit is gerelateerd aan het feit dat de voorstraling meest gevoelige organen zich relatief meer aan de voorkant van het lichaam bevinden. Om een gevoel te krijgen van de mate van conservatisme: voor laag-energetische fotonen uitgezonden door natuurlijk uranium met 100 jaar ingroei is de DCC (effectieve dosis per eenheid van fotonenfluentie, E/Φ) voor de AP-geometrie ongeveer 1 tot 2 keer groter dan die in de PA-geometrie;

- Het gebruik van gelijke puntbronconstanten c voor beide lijnbronnen in de hal van de woning houdt rekening met het feit dat ze ook op dezelfde muur kunnen zitten, bijvoorbeeld vlak onder elkaar;
- De puntbronconstanten c gehanteerd in dit onderzoek zijn gerelateerd aan het persoonsdosisequivalent bij loodrechte inval op het lichaam, $H_p(10;0^\circ)_{\text{slab}}$ en $H_p(0,07;0^\circ)_{\text{slab}}$. Bij een lijnbron zullen fotonen ook onder een zekere hoek het lichaam binnenvallen. Met deze effecten houden we hier geen rekening omdat voor alle elementen op de lijnbron dezelfde puntbronconstante wordt aangenomen (voor AP-geometrie, onder een hoek van 0° met de normaal van het weefsel). Uit tabellen A.24 en A.25 van ICRP-publicatie 74 blijkt overigens dat de DCC's voor het persoonsdosisequivalent H_p niet sterk afhangen deze invalshoek [22].

We sluiten de fotonendosimetrie af met een korte opmerking over de berekening van het dosistempo van een isotrope puntbron, zoals weergegeven in Figuur 8 van paragraaf 3.3. De curves voor fotonen zijn berekend met vergelijking (B.1)) waarbij $c = K_{\text{lucht,tot}}$ (luchtkermatempo vrij in lucht; rode curve) en $c = \text{DCC}_{\text{ext,foton,tot}}$ (persoonsdosisequivalenttempo $\dot{H}_p(10)$; groene curve).

B.2 Externe bètadosimetrie

Voor de externe stralingsdosimetrie ten gevolge van uitgezonden bètadeeltjes (hier β^- deeltjes, elektronen) hanteren we in dit rapport een soortgelijke methodiek als die voor fotonen, maar met gebruik van andere DCC's en enkele conceptuele verschillen betreffende de afscherming van dit type straling. Voor natuurlijk uranium beschouwen we daarbij alleen de bètastraling uitgezonden door het radionuclide Pa-234m.

De beschouwing begint weer met een eenvoudige, isotrope puntbron bestaande uit Pa-234m met een activiteit gelijk aan die van U-238 door seculair evenwicht. Merk op dat door dit evenwicht (van ingroei en verval), de activiteit of activiteitsconcentratie geen exponentieel verval vertoont met een halveringstijd van 1,17 minuten, maar juist constant blijft in de tijd. Het *onafgeschermd* dosistempo \dot{D}_0 ($\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$ of $\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$) op een afstand r (cm) van de bron wordt dan gegeven door:

$$\dot{D}_0 = c\varphi_0(r). \quad (\text{B.12})$$

Hierin is c ($\text{Gy}\cdot\text{cm}^2$ of $\text{Sv}\cdot\text{cm}^2$) de spectraal-gewogen DCC berekend volgens de methode beschreven in paragraaf 3.2.2 van dit rapport (zie vergelijking (3.1)). Voor dosisberekeningen in dit rapport maken we gebruik van energiespecifieke DCC's afkomstig uit ICRP Publicatie 116 [23] en het kinetische energiespectrum uit Figuur 5(a). Deze DCC's zijn gedefinieerd als dosis per eenheid van elektronenfluentie en hebben betrekking op de effectieve dosis in de AP-geometrie ($c = \text{DCC}_{\text{ext},\beta}$ voor $\dot{E}_{\text{ext},\beta}$) of de lokale, equivalente huiddosis ($c = \text{DCC}_{\text{huid,ext},\beta}$ voor $\dot{H}_{\text{huid,ext},\beta}$). De grootte $\varphi_0(r)$ is het totale, *onafgeschermd* fluentietempo ($\text{cm}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) van bètadeeltjes, ongeacht hun kinetische energie E_{kin} , op een

afstand r van de puntbron met activiteit A . Deze radiometrische grootheid wordt gegeven door:

$$\varphi_0(r) = \frac{yA}{4\pi r^2}, \quad (\text{B.13})$$

waarbij y de totale emissiewaarschijnlijkheid (totale opbrengst) is bètadeeltjes, ofwel $y = \int_0^{E_{\beta, \max}} p(E_{\text{kin}}) dE_{\text{kin}} = 0,9984 \text{ (Bq}\cdot\text{s)}^{-1}$ voor het samengestelde spectrum uit Figuur 5(a). Substitutie van vergelijking (B.13) in (B.12) geeft

$$\dot{D}_0 = c \frac{y A}{4\pi r^2}, \quad (\text{B.14})$$

en heeft dus dezelfde eigenschappen als vergelijking (B.1) voor fotonen. Indien we de activiteit A in Bq uitdrukken en de afstand r in cm, dan is het resulterende dosistempo \dot{D}_0 dus in $\text{Sv}\cdot\text{s}^{-1}$ (of $\text{Gy}\cdot\text{s}^{-1}$ voor een geabsorbeerd dosistempo in bijvoorbeeld lucht).

Het gebruik van vergelijking (B.14) geldt alleen als er geen afschermend medium zit tussen de bron en de receptor (meetpunt of fantoom). Bij aanwezigheid van een medium zoals lucht kan aanzienlijke afscherming optreden van de bètadeeltjes waardoor het dosistempo ook lager kan uitvallen. Uit metingen is gebleken dat de intensiteit, en aangenomen ook de fluentie⁷⁷, van bètadeeltjes bij benadering een exponentiële verzwakking vertoont als functie van de afschermingsdikte. Het totale fluentietempo $\varphi(r)$ van bètadeeltjes na afscherming door een medium met dichtheid ρ_{med} ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) en dikte d_{med} (cm) is dan

$$\varphi(r) \approx \varphi_0(r) e^{-\mu_{\text{m,med}} \rho_{\text{med}} d_{\text{med}}}, \quad (\text{B.15})$$

waarin $\mu_{\text{m,med}} = \mu_{\text{med}} / \rho_{\text{med}}$ ($\text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$) de schijnbare massa-absorptiecoëfficiënt⁷⁸ is van het absorberende, afschermdende medium en μ_{med} zijn lineaire tegenhanger (cm^{-1}). Daarmee vertoont een spectrum aan uitgezonden bètadeeltjes *bij benadering* een gelijksoortig gedrag als fotonen⁷⁹.

Het gedrag van de exponentiële verzwakking berust op twee onderliggende voorwaarden: het behoud van (1) de oorspronkelijke vorm van het energiespectrum en (2) de hoekverdeling van de bètadeeltjes bij passage door het verzwakkende medium [51, 53, 54]. De eerste voorwaarde houdt in dat het energiespectrum als geheel omlaag schaaft met een zekere factor, maar dus (bij benadering) zijn oorspronkelijke vorm behoudt. De verstrooiing van de bètadeeltjes zal er uiteindelijk toch voor zorgen dat niet meer volledig wordt voldaan aan deze twee voorwaarden, waardoor de exponentiële benadering zijn geldigheid verliest bij diktes in de orde van of uiteraard groter dan hun maximale dracht (Engels: 'range') van de bètadeeltjes in het medium.

⁷⁷ Aangenomen wordt dat deeltjesfluentie ook de eigenschap van exponentiële verzwakking vertoont. Dit volgt uit de onderliggende aanname dat het energiespectrum niet significant verandert als gevolg van het absorberende medium. Dit wordt later in de tekst uitgelegd.

⁷⁸ Engels: 'apparent mass-absorption coefficient'. In de literatuur wordt dit ook wel 'apparent mass-attenuation coefficient' genoemd van bètadeeltjes, ofwel de schijnbare massa-verzwakkingscoëfficiënt.

⁷⁹ De exponentiële verzwakking (vergelijking (B.15)) vindt men niet bij monoënergetische elektronen en is dus een empirische eigenschap van het uitgezonden bètaspectrum.

In dit onderzoek, met als doel de orde grootte van de externe bètadosis te schatten, maken we gebruik van deze exponentiële verzwakking zonder rekening te houden met mogelijke 'end-of-range' effecten. Aangezien de maximale dracht van de bètadeeltjes in lucht gelijk is aan circa 1000 cm (vergelijk met een afstand van 50 cm tot het midden van de lijnbron) en in een materiaal met een dichtheid van $2,75 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (glazuurlaag) aan circa 0,40 cm (vergelijk met de dikte van $250 \mu\text{m}$) zal deze aanname waarschijnlijk niet tot grote fouten leiden. Omdat we er daarmee impliciet vanuit gaan dat de vorm van het bètaspectrum nauwelijks verandert door het verzwakkende medium, kunnen we bij afscherming dus dezelfde DCC's c gebruiken als die in de onafgeschermd situatie. Het dosistempo van een isotrope puntbron na een (zelf)afschermend medium benaderen we dan dus met

$$\dot{D} = c\varphi(r) \approx c\varphi_0(r)e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}} . \quad (\text{B. 16})$$

De massa-absorptie of -verzwakkingscoëfficiënt $\mu_{\text{m,med}}$ is een eigenschap die hoofdzakelijk wordt bepaald door het spectrale gedrag van de bètadeeltjes en in veel mindere mate van de eigenschappen van het verzwakkende, absorberende medium. In de literatuur zijn empirische relaties te vinden voor deze coëfficiënt, welke wordt bepaald door de maximale energie (eindpuntenergie) van de uitgezonden deeltjes, $E_{\beta,\text{max}}$ (MeV). Voor lucht gaan we uit van [54-57]

$$\mu_{\text{m,lucht}} = 16(E_{\beta,\text{max}} - 0,036)^{-1,40} = 5,20 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}, \quad (\text{B. 17})$$

voor water en weefsel van [54-57]

$$\mu_{\text{m,w}} = 18,6(E_{\beta,\text{max}} - 0,036)^{-1,37} = 6,19 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}, \quad (\text{B. 18})$$

en voor andere media zoals bijvoorbeeld glazuur en kleding [26, 51, 54, 56]

$$\mu_{\text{m,med}} = 17(E_{\beta,\text{max}})^{-1,14} = 6,68 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}. \quad (\text{B. 19})$$

De gegeven numerieke waarden in vergelijkingen (B.17), (B.18) en (B.19) gelden voor het bèta energiespectrum van Pa-234m ($E_{\beta,\text{max}} = 2,27 \text{ MeV}$).

Verder nemen we aan dat, indien er meerdere afschermende materialen aanwezig zijn, de exponentiële transmissiefactoren van de afzonderlijke media mogen worden vermenigvuldigd om het fluentie- en dosistempo te berekenen van de afgeschermd bron [56, 57] ofwel

$$\dot{D} = c\varphi_0(r) \prod_j e^{-\mu_{\text{m,med},j}\rho_{\text{med},j}d_{\text{med},j}} = c\varphi_0(r)e^{-\sum_j \mu_{\text{m,med},j}\rho_{\text{med},j}d_{\text{med},j}}. \quad (\text{B. 20})$$

Hierin loopt het product (of de sommatie in de e-macht) over ieder afschermend medium j , met bijbehorende massa-absorptiecoëfficiënt $\mu_{\text{m,med},j}$, dichtheid $\rho_{\text{med},j}$ en dikte $d_{\text{med},j}$. De berekening van iedere $\mu_{\text{m,med},j}$ geschiedt met dezelfde waarde van $E_{\beta,\text{max}}$, wederom vanwege de

aanname van het onveranderde energiespectrum van de bètadeeltjes. Vergelijking (B.20) voor een isotrope puntbron is daarmee het startpunt van de berekeningen voor bètadosimetrie in dit rapport. Net als bij blootstelling aan fotonen delen we beide lijnbronnen op in zeer kleine elementjes die we ieder als isotrope puntbron beschouwen. De dosisbijdrage van iedere puntbron berekenen we met vergelijking (B.20), waarna het totale dosistempo wordt berekend door te sommeren (integreren) over alle puntbronnen. De situatie is door de zelfafscherming van bètadeeltjes door de glazuurlaag en door externe afscherming door lucht en kleding wel complexer dan die voor fotonen. Ter vereenvoudiging behandelen we de bètadosimetrie voor lijnbronnen daarom in twee delen: (1) een lijnbron met alleen zelfafscherming, en (2) een lijnbron met zelfafscherming en externe afscherming. Ter introductie beginnen we met een eenvoudig voorbeeld waarin we de ééndimensionale, smalle-bundel zelftransmissiefunctie T_{zelf} afleiden, die herkenbaar terugkeert in onderdelen (1) en (2) van de lijnbrongeometrie.

B.2.1 *De ééndimensionale, smalle-bundel zelftransmissiefunctie*

In dit voorbeeld gaan we uit van een kleine cilinder met straal a en dikte d_{med} . Een bepaalde bètastraler (hier radionuclide Pa-234m) is homogeen verdeeld over zijn volume. De receptor bevindt zich op een afstand r vanaf de bovenzijde van dit cilindertje. Tussen de receptor en het cilindertje bevindt zich geen absorberend medium. We gaan ervan uit dat de afstand r veel groter is dan de afmetingen van de cilinder: $r \gg a$ en $r \gg d_{\text{med}}$. De situatie is geschetst in Figuur 12.

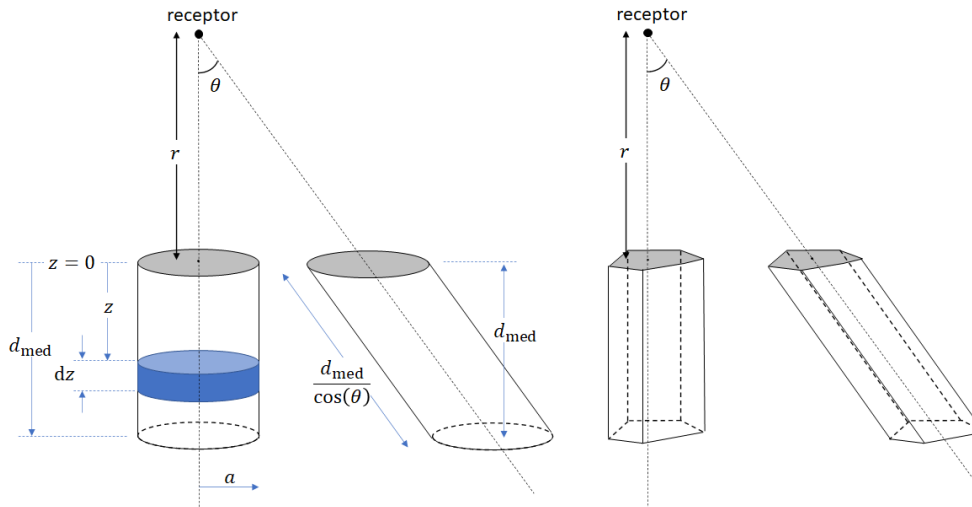
Ter plekke van de receptor bedraagt het onafgeschermd fluëntietempo van bètadeeltjes uitgezonden door het cilinderschijfje met dikte dz

$$d\varphi_0(r, z) = \frac{yC_V(\pi a^2 dz)}{4\pi(r+z)^2} \approx \frac{yC_V}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2 dz, \quad (\text{B.21})$$

waarin C_V de volumieke activiteitsconcentratie ($\text{Bq}\cdot\text{cm}^{-3}$) is van het beschouwde radionuclide. Hierbij beschouwen we het schijfje als een puntbron en gebruiken we daarom vergelijking (B.13). De benadering geldt omdat $r \gg z$. Het totale, onafgeschermd fluëntietempo ten gevolge van de radioactiviteit in het hele cilindertje bedraagt dus:

$$\varphi_0(r) = \int_0^{d_{\text{med}}} \frac{yC_V}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2 dz = \frac{yC_V d_{\text{med}}}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2. \quad (\text{B.22})$$

Dit antwoord is uiteraard ook direct te verkrijgen door het hele cilindertje te beschouwen als een puntbron met totale activiteit $C_V(\pi a^2 d_{\text{med}})$.



Figuur 12 Beschouwde blootstellingsgeometrie voor de afleiding van de zelftransmissiefunctie. Links een kleine cilinder (dikte d_{med} , straal a) met radioactiviteit homogeen verdeeld over het volume. De receptor bevindt zich op grote afstand r van deze cilinder. Rechts daarvan een soortgelijke, schuine cilinder onder een hoek θ . Rechts: idem, maar dan voor een andersoortig volumeobject.

Indien we rekening houden met de zelfafscherming binnen het cilindertje, dan geldt voor de afgeschermd bijdrage van het cilinderschijfje aan het fluentietempo ter plekke van de receptor

$$d\varphi(r, z) \approx \frac{yC_V}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2 e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}z} dz, \quad (\text{B. 23})$$

waarin $\mu_{\text{m,med}}$ de schijnbare massa-absorptiecoëfficiënt is van het cilindertje en ρ_{med} zijn dichtheid. Vergelijking (B.23) volgt direct uit vergelijkingen (B.15) en (B.21) waarbij de afschermingsdikte gelijk genomen is aan de diepte z van het schijfje. Integratie over de diepte z levert het totale, fluentietempo met zelfafscherming:

$$\varphi(r) = \int_0^{d_{\text{med}}} \frac{yC_V}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2 e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}z} dz = \frac{yC_V}{4} \left(\frac{a}{r}\right)^2 \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}}}{\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}}. \quad (\text{B. 24})$$

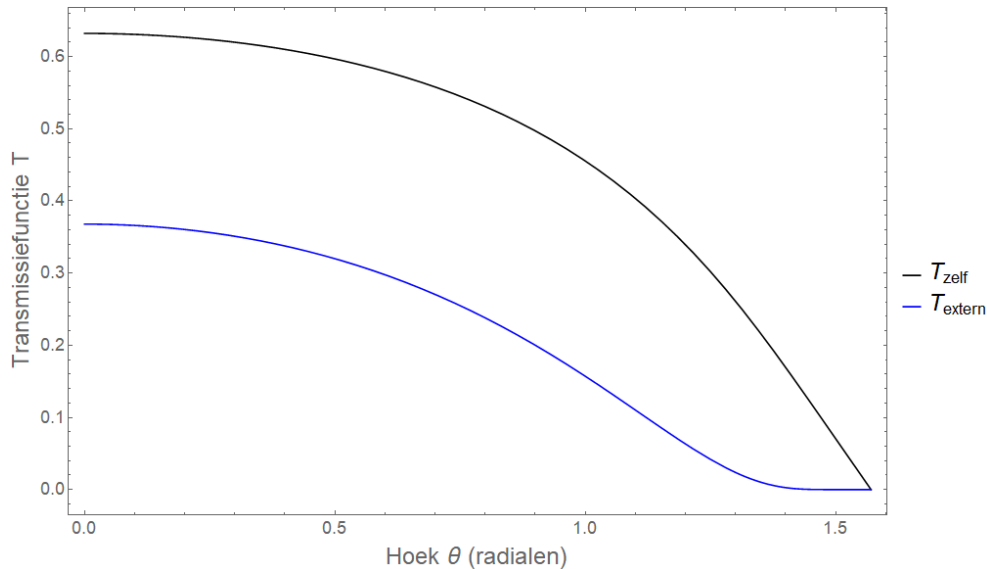
De zelftransmissiefunctie definiëren we als de verhouding van het afgeschermd fluentietempo en het onafgeschermd fluentietempo, ofwel

$$T_{\text{zelf}}(d_{\text{med}}) = \frac{\varphi(r)}{\varphi_0(r)} = \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}}}{\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}}, \quad (\text{B. 25})$$

waarin we gebruik hebben gemaakt van vergelijkingen (B.22) en (B.24). Voor een soortgelijk (scheef) cilindertje onder een bepaalde hoek θ , zoals ook weergegeven in Figuur 12, is de zelftransmissiefunctie gelijk aan

$$T_{\text{zelf}}(\theta; d_{\text{med}}) = \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}\sec(\theta)}}{\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}\sec(\theta)}, \quad (\text{B. 26})$$

omdat het cilindertje een langere (effectieve) as $d_{\text{med}}/\cos(\theta) = d_{\text{med}}\sec(\theta)$ heeft⁸⁰. We refereren naar deze functie als de *ééndimensionale, smalle-bundel zelftransmissiefunctie*, omdat we alleen de (als het ware gecollimeerde) stralingsbundel beschouwen die wordt uitgezonden door het object (cilinder) in de richting van de receptor. Deze functie geldt alleen als zelf- en terugverstrooiing van weinig belang is [58].



Figuur 13 Hoekafhankelijkheid van de ééndimensionale, smalle-bundel zelftransmissiefunctie $T_{\text{zelf}}(\theta; d_{\text{med}})$ berekend met vergelijking (B.26) en zijn externe tegenhanger $T_{\text{extern}}(\theta; d_{\text{med}})$ berekend middels vergelijking (B.27). De waarde van $\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}$ is voor beide curves op 1 gezet.

De zelftransmissiefuncties (B.25) en (B.26) zijn anders dan die van een externe afscherming. Van een externe afscherming zou bijvoorbeeld sprake zijn als alle activiteit van de bron zich op het grondvlak van de cilinder zou bevinden. Het volume van de cilinder bevat dan geen bronactiviteit en dient louter als externe afscherming van de straling uitgezonden door dit grondvlak. Voor deze externe afscherming is de transmissiefactor uiteraard gegeven door de exponentiële factor in vergelijking (B.15). In zijn algemeenheid schrijven we voor een externe transmissiefunctie onder hoek θ dus⁸¹

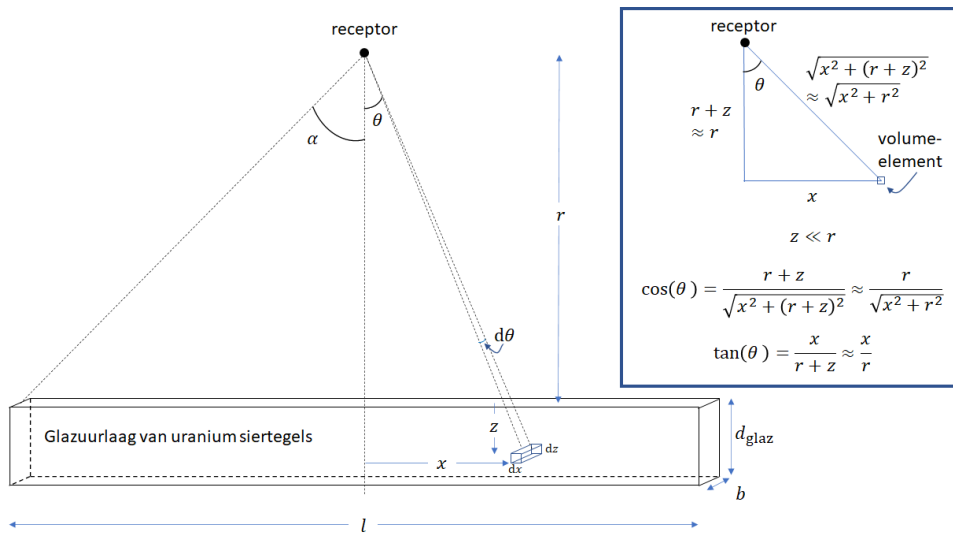
$$T_{\text{extern}}(\theta; d_{\text{med}}) = e^{-\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}}\sec(\theta)}. \quad (\text{B.27})$$

Figuur 13 toont de transmissiefuncties T_{zelf} en T_{extern} als functie van de hoek θ ($\mu_{\text{m,med}}\rho_{\text{med}}d_{\text{med}} = 1$ voor beide curves). Voor beide curves geldt dat de transmissie tot 0 reduceert als θ de hoek van $\pi/2$ radialen (90°) nadert. Dit komt omdat de effectieve afschermingsdikte, $d_{\text{med}}\sec(\theta)$, dan oneindig groot wordt.

Tot slot merken we op dat de afleiding voor T_{zelf} niet alleen geldt voor het beschouwde cilindertje. Het geldt in principe voor ieder willekeurig volumeobject, zoals bijvoorbeeld geïllustreerd aan de rechterzijde van Figuur 12.

⁸⁰ De afstand tot de cilinder wordt weliswaar ook groter, $r \sec(\theta)$, maar dit beïnvloedt niet de waarde van T_{zelf} , vanwege de normalisatie met het onafgeschermd fluëntietempo.

⁸¹ Voor een vlak, afschermend medium met een dikte d_{med} is $d_{\text{med}}\sec(\theta)$ de effectieve afstand die de bètadeeltjes afleggen in deze laag (θ is de hoek van de bètadeeltjes met de normaal van het vlak).



Figuur 14 Beschouwde blootstellingsgeometrie voor de lijnbron met zelfafscherming. De bijdrage aan het dosistempo ter plekke van de receptor (op afstand r van het midden van de lijnbron) wordt bepaald voor een volume-elementje met afmetingen dx bij b bij dz . Het totale dosistempo wordt gevonden door te sommeren over de bijdragen van alle volume-elementjes in de lijnbron. Het kader bevat een tweedimensionale representatie van het volume-elementje en zijn positie ten opzichte van de receptor, alsmede enkele relevante benaderingen en relaties die worden gebruikt bij de afleiding van het dosistempo. Zie tekst voor uitleg.

B.2.2 Lijnbron met alleen zelfafscherming

We beginnen de beschouwing met een lijnbron met zelfafscherming door de glazuurlaag en laten externe afscherming door lucht en kleding buiten beschouwing. De situatie is geschetst in Figuur 14. De lijnbron heeft een lengte l , een breedte b en een dikte d_{glaz} (dikte van de glazuurlaag). De receptor bevindt zich op een afstand r van het midden van de lijnbron. We nemen aan dat de breedte van de lijnbron veel kleiner is dan (1) de afstand van de receptor tot de lijnbron en (2) de lengte van de lijnbron, ofwel $b \ll r$ en $b \ll l$. Het driedimensionale probleem wordt tot twee dimensies gereduceerd door de breedtecoördinaat niet expliciet te betrekken in de integraal voor het dosistempo. We beschouwen het kleine volume-element met een lengte dx , breedte b en dikte dz en bepalen hiervan de bijdrage $d^2\dot{D}$ aan het afgeschermd dosistempo ter plekke van de receptor. Gebruik makend van vergelijkingen (B.13) en (B.16) geldt daarvoor

$$d^2\dot{D} = c \frac{yC_V(bdx dz)}{4\pi(x^2 + (r+z)^2)} e^{-\mu_{\text{m,glaz}}\rho_{\text{glaz}}\frac{z}{r+z}\sqrt{x^2+(r+z)^2}}, \quad (\text{B.28})$$

waarbij $C_V(bdx dz)$ de activiteit aan Pa-234m representeert in het volume-element in het glazuur met een massa-absorptiecoëfficiënt $\mu_{\text{m,glaz}}$ en een dichtheid ρ_{glaz} . Verder is $\sqrt{x^2 + (r+z)^2}$ de afstand van het volume-element tot de receptor en representeert $\frac{z}{r+z}\sqrt{x^2 + (r+z)^2}$ de afstand die de bètadeeltjes moeten afleggen in het afschermende glazuur in de richting van de receptor. Het dosistempo kan nu worden gevonden door

$d^2\dot{D}$ te integreren over de twee beschouwde coördinaten x en z , hetgeen resulteert in

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{4\pi} 2 \int_0^{d_{\text{glaz}}} \int_0^{l/2} \frac{1}{(x^2 + (r+z)^2)} e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{z}{r+z} \sqrt{x^2 + (r+z)^2}} dx dz, \quad (\text{B.29})$$

waarbij de extra voorfactor 2 afkomstig is uit de integraal over de lengte van de lijnbron, welke nu slechts loopt over de halve lengte van de lijnbron.

Tevens nemen we aan dat de dikte van de lijnbron ook veel kleiner is dan de afstand van de lijnbron tot de receptor, ofwel $d_{\text{glaz}} \ll r$ en dus ook $z \ll r$. Daarmee laat vergelijking (B.29) zich aanzienlijk vereenvoudigen tot

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{2\pi} \int_0^{d_{\text{glaz}}} \int_0^{l/2} \frac{1}{(x^2 + r^2)} e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{z}{r} \sqrt{x^2 + r^2}} dx dz = c \frac{yC_V b}{2\pi} \int_0^{l/2} \frac{dx}{(x^2 + r^2)} \int_0^{d_{\text{glaz}}} e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{z}{r} \sqrt{x^2 + r^2}} dz. \quad (\text{B.30})$$

De integraal over z is eenvoudig uit te werken:

$$\int_0^{d_{\text{glaz}}} e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{z}{r} \sqrt{x^2 + r^2}} dz = \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{d_{\text{glaz}}}{r} \sqrt{x^2 + r^2}}}{\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{\sqrt{x^2 + r^2}}{r}},$$

waardoor vergelijking (B.30) geschreven kan worden als

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{2\pi} \int_0^{l/2} \frac{1}{(x^2 + r^2)} \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{d_{\text{glaz}}}{r} \sqrt{x^2 + r^2}}}{\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \frac{\sqrt{x^2 + r^2}}{r}} dx. \quad (\text{B.31})$$

Vergelijking (B.31) kunnen we nu op twee manieren herschrijven. Allereerst kunnen we de integraal over x herschrijven als een integraal over de hoek θ , zoals weergegeven in Figuur 14. Aangezien $\cos(\theta) = r/\sqrt{x^2 + r^2}$ geldt $\sqrt{x^2 + r^2}/r = \sec(\theta)$ en omdat $\tan(\theta) = x/r$ geldt $dx = r d(\tan(\theta)) = r(\sec(\theta))^2 d\theta$, kunnen we vergelijking (B.31) als volgt herschrijven

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{2\pi} \int_0^\alpha \frac{r(\sec(\theta))^2}{r^2(\sec(\theta))^2} \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} \sec(\theta)}}{\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \sec(\theta)} d\theta = c \frac{yC_V b}{2\pi r} \int_0^\alpha \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} \sec(\theta)}}{\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} \sec(\theta)} d\theta,$$

waarin $\alpha = \tan^{-1}(l/(2r))$ de maximale hoek tussen de receptor en de uiteinden van de lijnbron is (Figuur 14). Met behulp van vergelijking (B.26) komen we dan tot het volgende resultaat

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b d_{\text{glaz}}}{2\pi r} \int_0^\alpha T_{\text{zelf}}(\theta; d_{\text{glaz}}) d\theta. \quad (\text{B.32})$$

We concluderen dus dat het totale dosistempo door de zelfafgeschermdede lijnbron gevonden kan worden door een integraal van de zelftransmissiefunctie van het glazuur over het relevante hoekbereik. Integraalvergelijking (B.32) is analytisch niet oplosbaar, maar is numeriek wel eenvoudig te integreren als we kijken naar de vorm van T_{zelf} in Figuur 13.

Vergelijking (B.32) laat zich ook nog op een andere manier uitschrijven door substitutie van een nieuwe (dummy) variabele: $\xi = \sec(\theta)$, waaruit direct volgt dat $d\theta = d\xi / (\xi\sqrt{\xi^2 - 1}) = d\xi / (\xi^2\sqrt{1 - \xi^{-2}})$. We kunnen dus schrijven

$$\begin{aligned} \dot{D}(r) &= c \frac{yC_V b}{2\pi r \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}}} \int_1^{\sec(\alpha)} \frac{1 - e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} \xi}}{\xi^3 \sqrt{1 - \xi^{-2}}} d\xi \\ &= c \frac{yC_V b}{2\pi r \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}}} \left[\int_1^{\sec(\alpha)} \frac{1}{\xi^3 \sqrt{1 - \xi^{-2}}} d\xi - \int_1^{\sec(\alpha)} \frac{e^{-\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} \xi}}{\xi^3 \sqrt{1 - \xi^{-2}}} d\xi \right] \end{aligned}$$

De eerste integraal laat zich eenvoudig uitwerken als $\sin(\alpha)$, en de tweede integraal schrijven we in termen van de door ons gedefinieerde \mathcal{T} -integraal:

$$\mathcal{T}(u; v) \equiv \int_1^u \frac{e^{-v\xi}}{\xi^3 \sqrt{1 - \xi^{-2}}} d\xi. \quad (\text{B.33})$$

Het dosistempo wordt daarmee dus

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{2\pi r \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}}} \left(\sin(\alpha) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}}) \right). \quad (\text{B.34})$$

Vergelijkingen (B.30), (B.32) en (B.34) geven dus het zelfafgeschermdede dosistempo op een afstand r van het midden van de lijnbron. De jaardosis $D(r)$ vinden we door het dosistempo te vermenigvuldigen met de jaarlijkse blootstellingstijd $t_{\text{b,ext}}$:

$$D(r) = c \frac{yC_V b t_{\text{b,ext}}}{2\pi r \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}}} \left(\sin(\alpha) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}}) \right). \quad (\text{B.35})$$

Voor geen of zeer geringe afscherming, waarbij $\mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} = v$ dus klein is, kunnen we de \mathcal{T} -integraal ontwikkelen als

$$\mathcal{T}(u; v) \approx \sqrt{1 - u^{-2}} - v \cdot \sec^{-1}(u), \quad (\text{B.36})$$

waaruit volgt dat

$$\mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}}) \approx \sin(\alpha) - \mu_{\text{m,glaz}} \rho_{\text{glaz}} d_{\text{glaz}} \alpha.$$

Voor geen of zeer geringe afscherming vinden we dus een dosis die gegeven wordt door

$$D(r) \approx c \frac{yC_V b t_{b,ext}}{2\pi r \mu_{m,glaz} \rho_{glaz}} (\sin(\alpha) - \sin(\alpha) + \mu_{m,glaz} \rho_{glaz} d_{glaz} \alpha) = c \frac{yC_V b d_{glaz} t_{b,ext}}{2\pi r} \alpha = c \frac{yC_V b d_{glaz} t_{b,ext}}{2\pi r} \tan^{-1} \left(\frac{l}{2r} \right). \quad (B.37)$$

Vergelijking (B.37) is de bekende dosisvergelijking voor een onafgeschermd lijnbron zoals we die ook vonden binnen de gamma dosimetrie (vergelijk bijvoorbeeld met vergelijking (B.9))

B.2.3 Lijnbron met zelfafscherming en externe afscherming

Tussen de lijnbron en de receptor kunnen zich natuurlijk ook nog afschermende (absorberende) media bevinden. Denk hier bijvoorbeeld aan lucht of kleding. Vergelijkingen (B.30), (B.32) en (B.34) moeten daarom worden aangepast om rekening te houden met dergelijke externe afscherming. Als zich tussen bron en receptor n verschillende vlakke media bevinden met massa-absorptiecoëfficiënten $\mu_{m,med,j}$, dichtheid $\rho_{med,j}$ en dikte $d_{med,j}$ (j is het indexnummer van het medium), dan moet de integrand van vergelijking (B.30) nog worden vermenigvuldigd met $e^{-\sum_j \mu_{m,med,j} \rho_{med,j} (d_{med,j}/r) \sqrt{x^2 + r^2}}$, zoals blijkt uit vergelijking (B.20). Hierbij is $(d_{med,j}/r) \sqrt{x^2 + r^2}$ de effectieve afstand die de bètadeeltjes, afkomstig uit het beschouwde volume-elementje, moeten afleggen in het betreffende, vlakke medium j in de richting van de receptor. Aangezien deze externe afscherming onafhankelijk is van de coördinaat z onder de gegeven condities, valt deze factor buiten de integraal over z . Dit houdt in dat vergelijking (B.32) eenvoudig aangepast kan worden tot

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b d_{glaz}}{2\pi r} \int_0^\alpha T_{zelf}(\theta; d_{glaz}) \prod_j T_{extern,j}(\theta; d_{med,j}) d\theta, \quad (B.38)$$

waarbij we weer gebruik hebben gemaakt van $\sqrt{x^2 + r^2}/r = \sec(\theta)$. Voor een verdere uitwerking van deze integraal schrijven we ter vereenvoudiging

$$\prod_j T_{extern,j}(\theta; d_{med,j}) = e^{-\sum_j \mu_{m,med,j} \rho_{med,j} d_{med,j} \sec(\theta)} = e^{-\Omega \sec(\theta)}$$

waarbij we Ω hebben gedefinieerd als

$$\Omega = \sum_j \mu_{m,med,j} \rho_{med,j} d_{med,j}. \quad (B.39)$$

Met deze vereenvoudiging kunnen we het dosistempo als volgt uitwerken, wederom door gebruik te maken van een dummy variabele $\xi = \sec(\theta)$

$$\begin{aligned}
\dot{D}(r) &= c \frac{yC_V b}{2\pi r} \int_0^\alpha \frac{1 - e^{-\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz}\sec(\theta)}}{\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}\sec(\theta)} e^{-\Omega\sec(\theta)} d\theta \\
&= c \frac{yC_V b}{2\pi r\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}} \left(\int_0^\alpha \frac{e^{-\Omega\sec(\theta)}}{\sec(\theta)} d\theta - \int_0^\alpha \frac{e^{-(\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz} + \Omega)\sec(\theta)}}{\sec(\theta)} d\theta \right) \\
&= c \frac{yC_V b}{2\pi r\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}} \left(\int_1^{\sec(\alpha)} \frac{e^{-\Omega\xi}}{\xi^3\sqrt{1-\xi^{-2}}} d\xi - \int_1^{\sec(\alpha)} \frac{e^{-(\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz} + \Omega)\xi}}{\xi^3\sqrt{1-\xi^{-2}}} d\xi \right).
\end{aligned}$$

Dit kunnen we vereenvoudigen met behulp van de \mathcal{T} -integraal uit vergelijking (B.33) tot

$$\dot{D}(r) = c \frac{yC_V b}{2\pi r\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}} \cdot \left(\mathcal{T}(\sec(\alpha); \Omega) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz} + \Omega) \right). \quad (\text{B.40})$$

De jaardosis ontvangen bij een jaarlijkse blootstellingstijd van $t_{b,ext}$ is

$$D(r) = c \frac{yC_V b t_{b,ext}}{2\pi r\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}} \cdot \left(\mathcal{T}(\sec(\alpha); \Omega) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz} + \Omega) \right). \quad (\text{B.41})$$

Merk op dat voor $\Omega = 0$ (geen externe afscherming) $\mathcal{T}(\sec(\alpha); 0)$ gelijk is aan $\sin(\alpha)$ waardoor vergelijking (B.41) weer reduceert tot vergelijking (B.35).

Tot slot merken we op dat vergelijking (B.41) geldt voor een enkele lijnbron. In dit rapport beschouwen we een hal met twee lijnbronnen. De dosisbijdragen van beide lijnbronnen dienen dan te worden gesommeerd. Indien de afstand tot beide lijnbronnen gelijk is, zoals aangenomen voor verblijf in de hal, dan mag vergelijking (B.41) met 2 worden vermenigvuldigd om de totale jaardosis te berekenen, ofwel

$$D(r) = c \frac{yC_V b t_{b,ext}}{\pi r\mu_{m,glaz}\rho_{glaz}} \cdot \left(\mathcal{T}(\sec(\alpha); \Omega) - \mathcal{T}(\sec(\alpha); \mu_{m,glaz}\rho_{glaz}d_{glaz} + \Omega) \right). \quad (\text{B.42})$$

Vergelijking (B.42) zal worden gebruikt voor de dosisberekeningen in dit rapport. Net als bij fotonen kiezen we de waarde van de DCC c (AP-geometrie) gelijk voor beide lijnbronnen, rekening houdend met de mogelijkheid dat ze zich op dezelfde muur (vlak onder elkaar) bevinden.

B.2.4 *Dosistempo ten gevolge van een puntbron*

Figuur 8 in paragraaf 3.3 toont de resultaten van een berekening van het dosistempo ten gevolge van een isotrope puntbron die bètadeeltjes uitzendt (zwarte en blauwe curves). Voor het dosistempo in lucht (zwarte curve) zijn deze berekeningen gedaan met vergelijking (B.16) met lucht als medium:

$$\dot{D}(r) = c\varphi_0(r)e^{-\mu_{m,lucht}\rho_{lucht}d_{lucht}}, \quad (\text{B.43})$$

met $\mu_{m,lucht} = 5,20 \text{ cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ uit vergelijking (B.17), $\rho_{lucht} = 1,205 \times 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ en $d_{lucht} = r$ variërend van 10 cm tot 100 cm. Het onafgeschermd fluëntietempo $\varphi_0(r)$ wordt berekend met vergelijking (B.13) met $y = 0,9984 \text{ (Bq} \cdot \text{s)}^{-1}$ en $A = 1000 \text{ Bq}$. Voor de waarde van de

DCC c hebben we de massieke energieverliesdoorsnede $S_{m,\text{lucht}}$ van elektronen gebruikt⁸². Omdat de waarden van $S_{m,\text{lucht}}$ afhangen van de kinetische energie van de elektronen, hebben we de gemiddelde waarde $\bar{S}_{m,\text{lucht}}$ bepaald door te middelen over het energiespectrum van de bètadeeltjes, conform de methode beschreven in paragraaf 3.2.2 (zie ook vergelijking (3.1)). De energiespecifieke waarden van de ESTAR-database van de *National Institute of Standards and Technology* (NIST) [59] zijn gebruikt om $\bar{S}_{m,\text{lucht}}$ te berekenen, welke voor Pa-234m een waarde aanneemt van $2,04 \text{ MeV}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$. De omrekeningsfactor van $\text{MeV}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ naar $\text{microGy}\cdot\text{h}^{-1}$ bedraagt circa 0,577. Het dosistempo in zacht weefsel (blauwe curve; ICRU-weefsel met een dichtheid van $\rho_w = 1,0 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) wordt op een soortgelijke manier uitgerekend, met

$$\dot{D}(r) = c\varphi_0(r)e^{-\mu_{m,\text{lucht}}\rho_{\text{lucht}}d_{\text{lucht}}}e^{-\mu_{m,w}\rho_w d_{\text{basaal}}}. \quad (\text{B.44})$$

met $c = \bar{S}_{m,w} = 2,27 \text{ MeV}\cdot\text{cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$, $\mu_{m,w} = 6,19 \text{ cm}^2\cdot\text{g}^{-1}$ en $d_{\text{basaal}} = 7,0 \times 10^{-3} \text{ cm}$ (nominale diepte van $70 \mu\text{m}$ van de basaalcellaag). Ook hier geldt dat $d_{\text{lucht}} = r$, met waarden variërend van 10 cm tot 100 cm.

⁸² Alleen het botsingsgerelateerde deel van massieke energieverliesdoorsnede is daarbij beschouwd (Engels: collision stopping power)

Bijlage C Inhalatiemodellen

Bij het boren in een tegel of bij het verwijderen van tegels van de muur zal stof vrijkomen dat gedeeltelijk ingeademd kan worden. De ingeademde stofdeeltjes (aerosolen) kunnen radioactiviteit bevatten afkomstig uit de glazuurlaag van de uraniumtegel. In dat geval is er sprake van een inwendige besmetting waarvan de blootstelling resulteert in een effectieve inhalatiedosis E_{inh} (microSv). Deze bijlage beschrijft de dosimetrische modellen die we in dit rapport hanteren om E_{inh} te bepalen.

Centraal in dit rapport staat het 'generieke inhalatiemodel' dat we gebruiken voor dosisberekeningen voor zowel het boren van een gaatje in een tegel als het verwijderen van tegels. Dit model gaat ervan uit dat het vrijgekomen respirabele luchtstof op ieder moment homogeen over het hele volume van de ruimte (hal, trappenhuis) wordt verdeeld. Ter verificatie gebruiken we daarnaast twee alternatieve modellen om de dosisresultaten van het generieke model mee te vergelijken. Voor het boren van een gaatje gebruiken we het lokale inhalatiemodel, waarin wordt aangenomen dat het vrijgekomen stof slechts lokaal wordt verdeeld over een volume veel kleiner dan het volume van de ruimte. Voor het verwijderen van tegels maken we gebruik van een model dat is beschreven in *Radiation Protection 114 (RP114)* van de Europese Commissie [36]. Dit model berekent de effectieve inhalatiedosis voor een schurende oppervlaktebehandeling van de muur met radioactiviteit.

C.1 Generieke inhalatiemodel

De effectieve inhalatiedosis is het product van de hoeveelheid geïnhaleerde activiteit (Bq) aan U-nat en de bijbehorende dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie, $DCC_{inh,tot}$ (Sv·Bq⁻¹; paragraaf 3.2.5. De hoeveelheid aan stofgebonden activiteit die ingeademd wordt tijdens werkzaamheden, hangt af van:

- de gemiddelde, *respirabele* activiteitsconcentratie in lucht, C_{lucht} (Bq·m⁻³), tijdens de werkzaamheden;
- het ademvolumetempo B_r (m³·h⁻¹) van de persoon;
- de duur van de werkzaamheden of blootstellingstijd t_w (h);
- het gebruik van een eventuele adembescherming.

Met het gebruik van adembescherming kan rekening worden gehouden door de ingeademde activiteit te corrigeren (vermenigvuldigen) met een correctiefactor cor_{ABM} (-). De effectieve inhalatiedosis berekenen we dan aan de hand van de volgende formule⁸³:

$$E_{inh} = DCC_{inh,tot} C_{lucht} B_r t_w cor_{ABM} . \quad (C.1)$$

In de huidige benadering gaan we ervan uit dat de respirabele activiteit die vrijkomt bij de werkzaamheden, zich homogeen verdeelt over het volume V (m³) van de ruimte. Bovendien nemen we aan dat zich direct een evenwicht in de ruimte instelt, waarbij er per tijdseenheid evenveel

⁸³ Indien we de dosis E_{inh} uitdrukken in microSv, dan moeten we nog met een conversiefactor van 10⁶ vermenigvuldigen. Deze factor is uiteraard niet nodig indien we DCC_{inh} direct uitdrukken in microSv·Bq⁻¹.

activiteit in de lucht terechtkomt als dat er uit de lucht verdwijnt door depositie en ventilatie. De gemiddelde, respirabele luchtconcentratie wordt dan eenvoudig bepaald middels [37, 60, 61]:

$$C_{\text{lucht}} = \frac{\dot{P}}{(\lambda_v + \lambda_d)V} \quad (\text{C. 2})$$

In vergelijking (C.2) zijn λ_v en λ_d de verwijderingsconstanten (h^{-1}) voor, respectievelijk, ventilatie en depositie. De grootheid \dot{P} ($\text{Bq}\cdot\text{h}^{-1}$) is het zogenaamde productietempo van respirabele luchtactiviteit: de hoeveelheid respirabele activiteit die gemiddeld per tijdseenheid naar de lucht wordt vrijgezet tijdens de werkzaamheden. Als werkzaamheden plaatsvinden aan n_b uraniumtegels, ieder met een activiteit A_t (Bq) aan U-nat, dan wordt dit tijdgemiddelde productietempo berekend met

$$\dot{P} = \frac{f_{\text{vrij}} n_b A_t}{t_w}, \quad (\text{C. 3})$$

met f_{vrij} de fractie van de totale tegelactiviteit die als respirabele stof naar de lucht wordt vrijgezet. Deze fractie kan verder worden uitgeschreven als een product van fracties

$$f_{\text{vrij}} = f_{\text{dam}} f_{\text{stof}} f_{\text{lucht}} f_{\text{resp}} f_c \quad (\text{C. 4})$$

Hierin is f_{dam} ('damage' ratio) de fractie van de tegelactiviteit ($n_b A_t$) die wordt bewerkt⁸⁴, waarvan een fractie f_{stof} wordt omgezet tot stof en gruis⁸⁵. Verder beschrijft f_{lucht} de fractie van het stof en gruis dat wordt vrijgezet naar de lucht⁸⁶, waarvan slechts een deel f_{resp} als respirabel kan worden beschouwd. Dit laatste betreft alleen de stofdeeltjes (aerosolen) met een diameter van circa 10 μm of minder⁸⁷ [35, 62]. De activiteit is niet homogeen verdeeld over de deeltjesgrootte van de stofdeeltjes. Het blijkt dat er relatief meer activiteit in fijnstof dan in grover stof zit. Daarvoor wordt gecorrigeerd met de zogenaamde concentratiefactor f_c , die, in tegenstelling tot de voorgaande fracties, een waarde >1 heeft [36, 48].

Substitutie van vergelijkingen (C.2) tot en met (C.4) in vergelijking (C.1) geeft de effectieve inhalatiedosis in termen van alle hierboven gedefinieerde parameters in het luchtkwaliteitsmodel:

$$E_{\text{inh}} = \text{DCC}_{\text{inh,tot}} f_{\text{dam}} f_{\text{stof}} f_{\text{lucht}} f_{\text{resp}} f_c \frac{\text{cor}_{\text{ABM}} B_r}{(\lambda_v + \lambda_d)V} n_b A_t, \quad (\text{C. 5})$$

waarin de blootstellingstijd t_w is verdwenen. Deze vergelijking wordt gebruikt voor inhalatiedosisberekeningen in dit rapport.

⁸⁴ Een activiteit van $(1 - f_{\text{dam}})n_b A_t$ wordt niet bewerkt en blijft in de tegels aan de muur. Let op dat de fractie f_{dam} dus is gedefinieerd ten opzichte van het aantal tegels n_b dat is betrokken bij de werkzaamheden.

⁸⁵ De activiteit $(1 - f_{\text{stof}})f_{\text{dam}}n_b A_t$ wordt weliswaar bewerkt, maar zal niet worden omgezet tot stof en gruis. Deze activiteit zit in grotere brokstukken met afmetingen van enkele mm of meer en behoren zodoende niet meer tot de categorie stof en gruis.

⁸⁶ De fractie $1 - f_{\text{lucht}}$ van het geproduceerde stof valt direct op de grond of blijft bijvoorbeeld achter in het boorgat. Het betreft veelal stofdeeltjes met afmetingen groter of veel groter dan 100 μm .

⁸⁷ De fractie $1 - f_{\text{resp}}$ van de naar lucht vrijgezette activiteit heeft een diameter van $>10 \mu\text{m}$.

Vergelijking (C.5) bevat een breukterm die nader verklaard kan worden. Indien we in zowel de teller als de noemer van deze term de blootstellingstijd t_w laten staan, dan definiëren we hiermee de zogenaamde inhalatiefractie f_{inh} :

$$f_{inh} = \text{cor}_{ABM} \left(\frac{1}{(\lambda_v + \lambda_d)t_w} \right) \left(\frac{B_r t_w}{V} \right). \quad (\text{C.6})$$

Vergelijking (C.6) geeft in feite de fractie van de respirabele lucht-activiteit die daadwerkelijk wordt ingeademd. Hierin herkennen we in de laatste term het totaal ingeademde volume gedurende de werkzaamheden als fractie van het totale volume van de ruimte. De overige twee termen betreffen correctiefactoren op deze verhouding. De middelste term corrigeert voor ventilatie en depositie⁸⁸. Met behulp van vergelijking (C.6) kan de effectieve inhalatiedosis dan ook compact worden geformuleerd als

$$E_{inh} = \text{DCC}_{inh,tot} f_{vrij} f_{inh} n_b A_t. \quad (\text{C.7})$$

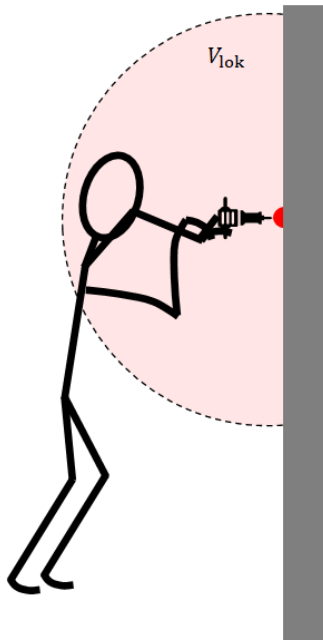
Tot slot nog een opmerking over de aanname van een directe evenwichtsconcentratie in de ruimte, zoals uitgedrukt middels vergelijking (C.2). Dit evenwicht stelt zich uiteraard pas na verloop van tijd in, veelal na een of enkele uren als de werkzaamheden voortduren. Echter, de tijdsduur t_w van werkzaamheden kan soms veel korter zijn dan deze insteltijd, waardoor zich een evenwicht niet kan instellen (bijvoorbeeld bij het boren van een gaatje). Ook in dat geval kan de inhalatiedosis worden berekend met behulp van vergelijking (C.5). Dit kan theoretisch worden aangetoond door een opdeling in twee tijdfasen: een fase tijdens en een fase na de werkzaamheid⁸⁹. In beide fasen kan de tijdsafhankelijke luchtconcentratie worden bepaald aan de hand van een eenvoudig luchtkwaliteitsmodel dat is gebaseerd op eerste orde (lineaire) kinetiek. Door integratie over de tijd kunnen beide componenten worden omgerekend naar een inhalatiedosis. De sommatie van deze twee dosisbijdragen levert dan een totale inhalatiedosis op gelijk aan vergelijking (C.5). Vandaar dat voor de afleiding van vergelijking (C.5) de eenvoudige aanname van direct evenwicht is gehanteerd, ook voor kortdurende werkzaamheden waarbij stof vrijkomt.

C.2 Lokale inhalatiemodel

Men kan beargumenteren dat bij het boren van een gaatje in een tegel de activiteit zich niet homogeen over de hele ruimte verdeelt, maar zich juist over een kleiner volume verspreidt dicht rondom de persoon. Ter vergelijking en verificatie van de resultaten met het generieke inhalatiemodel is daarom voor het boren van gaatjes een alternatief model ontwikkeld. In het 'lokale inhalatiemodel' is het uitgangspunt dat de respirabele luchtactiviteit zich instantaan en homogeen over een lokaal (half-bolvormig) volume $V_{lok} \ll V$ rondom de persoon verspreidt. De naar lucht vrijgezette activiteit in dit volume zal gedurende een korte tijdsperiode t_w worden ingeademd door de persoon die het gaatje boort. De situatie is schematisch weergegeven in Figuur 15.

⁸⁸ Hierin stelt $(\lambda_v + \lambda_d)t_w$ het aantal luchtverversingen in de kamer voor.

⁸⁹ In de fase na de werkzaamheid gaan we er dan van uit dat de persoon in de ruimte verblijft, totdat alle activiteit uit de ruimte is verdwenen door ventilatie en depositie.



Figuur 15 Schematische weergave van de lokale, half-bolvormige stofwolk tijdens het boren van een gaatje.

De inhalatiedosis E_{inh} in dit model wordt wederom berekend middels vergelijking (C.7), waarin de naar lucht vrijgezette (respirabele) fractie f_{vrij} wordt gegeven door vergelijking (C.4). Echter, ten opzichte van het generieke model, verandert nu wel de inhalatiefractie f_{inh} . Onder de aannames zoals hierboven beschreven en ervan uitgaande dat de lucht in het lokale volume niet wordt ververst door ventilatie of depositie⁹⁰, dan laat deze fractie zich als volgt uitrekenen:

$$f_{inh} = \text{COR}_{ABM} \frac{B_r t_w}{V_{lok}}, \quad (\text{C.8})$$

waarin $B_r t_w$ het ingeademde volume is in tijd t_w . Het verschil met de fractie uit vergelijking (C.6) is dat het totale volume van de ruimte is vervangen door het lokale volume van verspreiding en de afwezigheid van de correctiefactor voor ventilatie en depositie.

Met deze inhalatiefractie zal de blootstellingstijd nu wel expliciet voorkomen in de resulterende vergelijking voor de effectieve inhalatiedosis⁸³:

$$E_{inh} = \text{DCC}_{inh,tot} f_{dam} f_{stof} f_{lucht} f_{resp} f_c \text{COR}_{ABM} \frac{B_r t_w}{V_{lok}} n_b A_t. \quad (\text{C.9})$$

Let wel dat de waarde van V_{lok} impliciet ook afhangt van t_w . Bij gebrek aan gegevens over deze relatie worden voor de dosisberekening in dit rapport conservatieve waarden gekozen voor t_w en V_{lok} .

⁹⁰ In feite wordt het lokale volume beschouwd als een gesloten volume, zonder ventilatie en depositie van waaruit inhalatie van lucht plaatsvindt. Alle respirabele luchtactiviteit die tijdens het boren wordt vrijgezet, wordt verondersteld bij aanvang van het boren al direct over dit gesloten volume te worden verspreid.

C.3 Inhalatiemodel uit RP114

Voor het verwijderen van uraniumtegels van de muur kunnen we, als alternatief, ook het model gebruiken dat is beschreven in publicatie *Radiation Protection* 114 van de Europese Commissie [36]. Dit model beschrijft de inhalatiedosis die een individu kan ontvangen bij een schurende behandeling van een betonnen oppervlak met radioactief materiaal. Aangezien er bij een dergelijke oppervlaktebehandeling van de muur hoogstwaarschijnlijk veel meer stof zal vrijkomen dan bij het verwijderen van tegels, zal de uitkomst van dit model kunnen worden opgevat als conservatieve schatting voor de dosis die men ontvangt bij het verwijderen van tegels van de muur. In de praktijk zal de dosis dus waarschijnlijk (veel) lager uitpakken. De mate van conservatisme wordt uiteraard bepaald door de waardes van de invoerparameters.

Het RP114 model, toegepast op de situatie met uraniumtegels, geeft een individuele, effectieve inhalatiedosis (microSv) die berekend wordt middels⁸³:

$$E_{\text{inh}} = DCC_{\text{inh,tot}} f_c B_r \text{COR}_{\text{ABM}} f_A C_{\text{stof}} \frac{C_{\text{opp}}}{\rho \cdot \delta} t_w . \quad (\text{C. 10})$$

Hierin is f_A de fractie van het bewerkte muuroppervlak met uranium siertegels met een oppervlakte-activiteitsconcentratie van C_{opp} ($\text{Bq} \cdot \text{cm}^{-2}$)⁹¹, en C_{stof} ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) is de *respirabele*, massieke stofconcentratie in de lucht. De schurende behandeling vindt plaats op de muur met een dichtheid ρ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$) waarbij een laagdikte δ (cm) wordt verwijderd.

⁹¹ Het product $f_A C_{\text{opp}}$ kan worden gezien als de oppervlakte-activiteitsconcentratie gemiddeld over het bewerkte muuroppervlak.

Literatuuroverzicht

1. Minister van Economische Zaken en van Sociale Zaken en Volksgezondheid, *Besluit van 4 september 1969, tot uitvoering van de artikelen 16, 17, 19, eerste lid, en 21 van de Kernenergiewet (Besluit kerninstallaties, splijtstoffen en ertsen)*. 1969.
2. Stichting Laka. *De geschiedenis van kernenergie in Nederland*. Beschikbaar via <http://www.kernenergieinnederland.nl/>. (Geraadpleegd 15 mei 2023).
3. E. Piesch, B. Burgkhardt, en R. Anton, *Dose Rate Measurements in the Beta-Photon Radiation Field from UO₂ Pellets and Glazed Ceramics Containing Uranium*. *Radiation Protection Dosimetry*, 1986. **14**(2): p. 109-112.
4. *Systematic radiological assessment of exemptions for source and byproduct materials (NUREG-1717)*, Washington, DC: Division of Risk Analysis and Applications, Office of Nuclear Regulatory Research, U.S. Nuclear Regulatory Commission, 2001.
5. R. Miloš, *History of Uranium Mining in Central Europe, in Uranium*. 2017, IntechOpen: Rijeka.
6. D. Strahan, *Uranium in Glass, Glazes and Enamels: History, Identification and Handling*. *Studies in Conservation*, 2001. **46**: p. 181-195.
7. S. Örtel, *Uran in der Keramik*. 2007.
8. J. Pluis, *Nederlandse tegels 1900-2000*, Primavera Pers, 2008.
9. M.A.M. Uosif, et al., *Radiological Hazard Resulting from using Ceramic Tile in Egypt*. *International Journal of Advanced Science and Technology*, 2015. **19**: p. 19 - 30.
10. P. Colomban, *Differentiation of antique ceramics from the Raman spectra of their coloured glazes and paintings*. *J. Raman Spectrosc*, 2001. **32**: p. 351-360.
11. J. Pluis, *De Nederlandse Tegel: decors en benamingen 1570-1930*, Primavera Pers, 1998.
12. L. Luthjens en H. van Doorn, *Stralend Uranium in Glazuur Riskant?*, in *NVS nieuws*. 2008, Nederlandse Vereniging voor Stralingshygiëne. p. 21-25.
13. K. Forster, *Tiles & Styles: Jugendstil and Secession*, Schiffer Publishing Ltd, 2015.
14. H. van Lemmen, *5000 years of tiles*, British Museum Press, 2013.
15. N. Hogen, *In weelde baden*, Stokerkade, 2012.
16. R. Smetsers en P. Bekhuis, *Blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling in Nederland*. RIVM rapport 2021-0032.
17. J.G.H. du Preez *A Review of the Industrial Processes Involving Uranium - From the Ore to the Reactor*. *Radiation Protection Dosimetry*, 1989. **26**(1-4): p. 7-13.
18. International Atomic Energy Agency. *Isotope Browser: Nuclides Chart - Nuclear Data*. Beschikbaar via <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>. (Geraadpleegd 16 mei 2023).
19. ICRP, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations*. *ICRP Publication 107*. Ann. ICRP, 2008. **38**(3).

20. D.A. Brown, et al., *ENDF/B-VIII.0: The 8th Major Release of the Nuclear Reaction Data Library with CIELO-project Cross Sections, New Standards and Thermal Scattering Data*. Nuclear Data Sheets, 2018. **148**: p. 1-142.
21. T. Otto, *Personal dose-equivalent conversion coefficients for 1252 radionuclides*. Radiation Protection Dosimetry, 2014. **168**(1): p. 1-10.
22. ICRP, *Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation*. ICRP Publication 74. Ann. ICRP, 1996. **26**(3-4).
23. ICRP, *Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures*. ICRP Publication 116,. Ann. ICRP, 2010. **40**(2-5).
24. Strahlenschutzkommission (SSK), *Berechnungsgrundlage für die Ermittlung von Körper-Äquivalentdosen bei äußerer Strahlenexposition* Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, 2017. **43**.
25. Strahlenschutzkommission (SSK), *Empfehlungen der Strahlenschutzkommission 1988/1989*. Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, 1991. **15**.
26. NRPB, *Documents of the NRPB: Assessment of skin doses* National Radiological Protection Board, 1997. **8**(3).
27. U.S. NRC, *VARSKIN+ 1.0: A Computer Code for Skin Contamination and Dosimetry Assessments*, in NUREG/CR-6918, Revision 4. United States Nuclear Regulator Commission.
28. ICRP, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60*. ICRP Publication 119. Ann. ICRP, 2012. **41**(Suppl).
29. K. Kawai, A. Endo, en H. Noguchi, *Dose coefficients for radionuclides produced in high energy proton accelerator facilities* Coefficients for radionuclides not listed in ICRP publications, JAERI-Data/Code--2002-013, 2002.
30. P. Zanzonico, B. Binkert, en S. Goldsmith, *Bremsstrahlung radiation exposure from pure beta-ray emitters*. Journal of nuclear medicine : official publication, Society of Nuclear Medicine, 1999. **40**: p. 1024-8.
31. Wolfram Research, Inc., *Mathematica, versie 11.0.1.0*. 2016.
32. ICRP, *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 103. Ann. ICRP, 2007. **37**(2-4).
33. X. Yang, A. Nie, en J. Zhou, *Experimental investigation of the particle size distribution and the influence of operating parameters in limestone drilling*. International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, 2021. **138**: p. 104634.
34. M. Li, Y. Luo, en H. Jiang, *Effects of proper drilling control to reduce respirable dust during roof bolting operations*. International Journal of Coal Science & Technology, 2016. **3**(4): p. 370-378.
35. C. Wippich, et al., *Estimating Respirable Dust Exposure from Inhalable Dust Exposure*. Annals of Work Exposures and Health, 2020. **64**(4): p. 430-444.

36. European Commission, *Definition of Clearance Levels for the Release of Radioactively Contaminated Buildings and Building Rubble*. Final Report European Commission, Radiation Protection 114, 1999.
37. T.L. Thatcher en D.W. Layton, *Deposition, resuspension, and penetration of particles within a residence*. Atmospheric Environment, 1995. **29**(13): p. 1487-1497.
38. C. Dimitroulopoulou, *Ventilation in European dwellings: A review*. Building and Environment, 2012. **47**: p. 109-125.
39. J. Rijnkels. *Presentatie NVT-CGC Symposium Voldoende stof tot nadenken*. Beschikbaar via <https://www.contactgroep-gezondheid-en-chemie.nl/wp-content/uploads/2021/07/ppt1-2013-03-14-presentatie-rijnkels.pdf>. (Geraadpleegd 12 mei 2023).
40. T. Pal en F. Jongeneelen. *Verslag van de bijeenkomst van de Nederlandse Vereniging voor Toxicologie (NVT) sectie arbeidstoxicologie en de Contact Groep Gezondheid en Chemie (CGC), 14 maart 2013*. Beschikbaar via <https://www.contactgroep-gezondheid-en-chemie.nl/wp-content/uploads/2021/07/tta-2013-3-4-verslag-cgc.pdf>. (Geraadpleegd 12 mei 2023).
41. Rijkswaterstaat, *Nederlands afval in cijfers, gegevens 2006-2016*. Rijkswaterstaat Leefomgeving, 2020.
42. BouwCirculair. *Bouw- en Sloopafval en hergebruik: Een notitie naar inzicht en kansen voor de inzet van Bouw- en Sloopafval*. Beschikbaar via https://bouwcirculair.nl/wp-content/uploads/2022/10/Spurt22_Beschikbaarheid-secundaire-grondstoffen-en-hergebruik_12_oktober_2022.pdf. (Geraadpleegd 12 mei 2023).
43. Tweede Kamer der Staten-Generaal, *Nota van toelichting Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming, algemeen deel*. 2017.
44. Minister van Infrastructuur en Milieu, *Besluit van 23 oktober 2017, houdende vaststelling van regels ter bescherming van personen tegen de gevaren van blootstelling aan ioniserende straling (Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming)*. 2017.
45. Staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat, Staatssecretaris van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, en Minister voor Medische Zorg, *nr. IENM/BSK-2017/291098, houdende vaststelling van nadere regels ter bescherming van personen tegen de gevaren van blootstelling aan ioniserende straling (Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming)*. 2018.
46. *Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance*, RS-G-1.7, Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2004.
47. *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, GSR Part 3*, Vienna: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2014.
48. *Derivation of Activity Concentration Values for Exclusion, Exemption and Clearance*, IAEA, No. 44, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, 2005.

49. European Commission, *Principles and Methods for Establishing Concentrations and Quantities (Exemption values) Below which Reporting is not Required in the European Directive*. Final Report European Commission, Radiation Protection 65, 1993.
50. J.L. Anderson en N.E. Hertel, *Bremsstrahlung doses from natural uranium ingots*. Radiation protection dosimetry, 2005. **115 1-4**: p. 298-301.
51. R.B. Evans, *The Atomic Nucleus*, McGraw-Hill, 1955.
52. A.J.J. Bos, F. Draaisma, en W.J.C. Okx, *Inleiding tot de stralingshygiëne*, Sdu Uitgever, 2009.
53. R.A. Dudley. *Measurement of Beta Radiation Dosage with Photographic Emulsions*. PhD thesis. Massachusetts Institute of Technology, 1951.
54. J.J. Fitzgerald, G.L. Brownell, en F.J. Mahoney, *Chapter 8: Beta Radiation Dosimetry*, in *Mathematical theory of radiation dosimetry*. 1967, Gordon and Breach.
55. R. Loevinger, E.M. Japha, en G.L. Brownell, *Chapter 16: Discrete radioisotope sources*, in *Radiation Dosimetry*. 1956, Academic Press: New York.
56. J.E. Martin, *Physics for radiation protection*, Wiley, 2013.
57. H. Cember en T.E. Johnson, *Introduction to health physics*, McGraw-Hill, 2008.
58. E.K. Gora en F.C. Hickey, *Self-Absorption Correction in Carbon-14 Counting*. Analytical Chemistry, 1954. **26(7)**: p. 1158-1161.
59. National Institute of Standards and Technology. *ESTAR: Electron Stopping And Range*. Beschikbaar via <https://physics.nist.gov/PhysRefData/Star/Text/ESTAR.html>. (Geraadpleegd april 2023).
60. J. Shapiro, *Tests for the Evaluation of Airborne Hazards from Radioactive Surface Contamination*. Health Physics, 1970. **19(4)**: p. 501-510.
61. T. van Dillen en A. van Dijk, *SUDOQU, a new dose-assessment methodology for radiological surface contamination*. J Radiol Prot, 2018. **38(3)**: p. 1147-1203.
62. World Health Organization and Occupational Environmental Health Team, *Hazard prevention and control in the work environment: airborne dust*. 1999, World Health Organization: Geneva.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

oktober 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag