

RIVM rapport 861020001/2003

**Onderzoek naar de radioactiviteit van  
keramisch afval**

Zirkoonzand in de ijzergieterij

RO Blaauboer

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling van het Ministerie van VROM en is uitgevoerd onder projectnummer 861020001, project 'Beleidsondersteuning Straling', mijlpaal 'diverse ondersteuning/Keramisch afval Almelo'.

## Abstract

In 2002 a truck loaded with metal scrap triggered a radiation monitoring gate detector at a scrap yard in Hengelo (Overijssel). The material under suspicion turned out to be some ceramic material, which was shovelled from the ground into the truck along with the scrap. It originated from an iron foundry in Almelo. The ceramic waste products from casting moulds were used for many years to raise roads or pave yards and premises in the surroundings of Almelo, as was the case with the used car dump where the metal scrap came from.

The ceramic material contains zircon sand, which has elevated concentrations of radio-nuclides from the  $^{238}\text{U}$ - and  $^{232}\text{Th}$ -series. Therefore, using this waste in a surface soil layer may cause radiological exposures to the public due to external radiation and possibly internal contamination through inhalation and ingestion of dust.

From some measurements of the external radiation at a site that has a pavement of this ceramic material, dose rates were determined up to ten times the background. From gamma-spectrometry measurements it was determined that part of the ceramic waste has concentrations above exemption level. From these measurements it was also concluded that the ceramic material is retaining radon and its decay products. An elevated radon concentration in surface air is therefore not expected.

Several exposure scenarios were evaluated and a maximum effective annual dose was calculated of about 1 mSv. This dose is determined mainly by external radiation and is for long lasting exposure on some large factory grounds. On the other hand, children might be playing in smaller yards or premises. Besides doses from external radiation and inhalation of dust this might give rise to ingestion doses when children are licking dust off their hands. For this exposure path an annual dose of 0.12 mSv was calculated. For adults this is not an important exposure path. Inhalation does not seem to play an important role neither for adults nor for children.

Covering a layer of ceramic waste with soil or pavement is an effective way to reduce internal contamination as well as exposure to external radiation resulting in annual doses of less than 0.5 mSv.

# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>5</b>
1.1 Aanleiding en vraagstelling	5
1.2 Afbakening en werkwijze	5
<b>2. Monstername en metingen</b>	<b>7</b>
2.1 Bezoek locatie en monstername	7
2.2 Meetresultaten keramisch materiaal	9
<b>3. Berekeningen</b>	<b>10</b>
3.1 Doel van de berekeningen	10
3.2 Toegepast rekenmodel	10
3.3 Onderscheiden scenario's	11
3.3.1 <i>Doorgerekende modellocaties</i>	11
3.3.2 <i>Blootstellingspaden en overige aannamen</i>	11
3.4 Resultaten	12
3.4.1 <i>Blootstelling aan externe straling</i>	12
3.4.2 <i>Blootstelling via ingestie</i>	15
3.4.3 <i>Blootstelling via inhalatie</i>	15
3.4.4 <i>Overige blootstellingen</i>	16
3.4.5 <i>Samenvatting resultaten en dosisperspectief</i>	17
<b>4. Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>20</b>
<b>Literatuur</b>	<b>22</b>
<b>Bijlage 1 Verzendlijst</b>	<b>23</b>

## Samenvatting

In 2002 deed een vrachtwagen geladen met schroot een stralingsmonitor in alarm gaan bij een schrootbedrijf in Hengelo (Overijssel). Het bleek hier niet om radioactief schroot te gaan maar om met de lading meegevoerd keramisch materiaal dat bij het vullen van de vrachtwagen was meegeschept vanaf de grond. Dit materiaal bleek afkomstig van mallen uit een ijzergieterij in Almelo waar het bij het primaire proces als afvalstof vrijkomt. Gedurende een groot aantal jaren is het keramische afval toegepast als verharding voor wegen en erven in de omgeving van Almelo, zo ook bij het autokerkhof waar het schroot vandaan kwam.

In het keramische materiaal is zirkoonzand verwerkt. Dit materiaal bevat van nature verhoogde concentraties van radionucliden uit de  $^{238}\text{U}$ - en  $^{232}\text{Th}$ -reeksen. Het gebruik van het afval in een bodemlaag kan dan ook leiden tot een grotere blootstelling van de gebruiker van die bodems aan externe straling en mogelijk inwendige besmetting via inhalatie of ingestie van stof.

Op basis van enkele metingen van de externe straling op een terrein dat is voorzien van een dergelijke bodemlaag is vastgesteld dat dosistemp tot tienmaal de natuurlijke achtergrond mogelijk zijn. Uit gammaspectrometrische bepaling van de radioactiviteit van enkele monsters van het keramische afval, is vastgesteld dat het zich deels boven de zogenaamde meldingsplichtige grens bevindt. Uit dit onderzoek is tevens naar voren gekomen dat radon en daaruit ontstane vervalproducten vrijwel niet uit het keramische afval vrijkomen (emaneren). Een significante verhoging van de radonconcentratie in de lucht is dan ook niet te verwachten.

Uit enkele doorgerekende blootstellingsscenario's is een maximale effectieve jaardosis berekend van ongeveer 1 mSv. Deze dosis wordt voornamelijk bepaald door externe straling en geldt voor langdurige blootstelling op bijvoorbeeld een groot bedrijfsterrein. Daarentegen kunnen er op kleinere toegankelijke terreinen zoals erven ook kinderen spelen. Daarbij moet naast externe straling en inhalatie van stof rekening gehouden worden met het aflikken van vuile handen waaraan zich mogelijk afvalstof bevindt. Hiervoor is een effectieve jaardosis van 0,12 mSv berekend. Voor volwassenen speelt deze blootstellingroute geen belangrijke rol. Inhalatie speelt voor zowel volwassenen als kinderen een minder belangrijke rol.

Afdekken van een afvallaag van het keramische materiaal met grond of bestrating is een effectieve maatregel om zowel de inwendige besmetting als het dosistempo door externe straling terug te dringen tot in totaal minder dan 0,5 mSv per jaar.

# 1. Inleiding

## 1.1 Aanleiding en vraagstelling

Er zijn diverse wijzen waarop radioactief materiaal in een partij schroot terecht kan komen. Het kan dan gaan om kunstmatige bronnen of bijvoorbeeld om ijzeren pijpen uit de olie- en gaswinning waarin zich een laag natuurlijke radioactiviteit heeft vastgezet. Het is niet gewenst dat deze bronnen in een smelterij of hoogoven worden gemengd met ‘schoon’ materiaal bij de productie van nieuwe ijzerproducten. Bij de aanvoer van schroot per vrachtwagen vindt daarom, vooral bij de grotere schroothandelaren, controle plaats met zogenaamde poortdetectoren. De vrachtwagen rijdt hierbij langzaam tussen een aantal detectoren door. Indien activiteit wordt gedetecteerd, volgt er automatisch een alarm.

Na een alarmering bij een dergelijke poortdetector bij HKS Scrap Metals BV in Hengelo (Overijssel) is vastgesteld dat de alarmering niet door het aangeleverde schroot werd veroorzaakt maar door met de lading meegevoerd keramisch materiaal. Dit materiaal had gediend als bodemverharding en was meegeschept met het schroot bij het vullen van de vrachtwagen. Bij navraag is gebleken dat dit materiaal afkomstig is van de ijzergieterij Cirex BV Precisiegieterij in Almelo. Bij het ijzergieten wordt het keramische materiaal gebruikt in het zogenaamde *verloren-wasmodel*-proces. Gedurende een groot aantal jaren is het keramische afval afgevoerd en toegepast als verharding voor wegen en erven in de omgeving van Almelo.

Het is de vraag van de gemeente Almelo en het ministerie van VROM, wat de gevolgen zijn van dit op verschillende locaties aanwezige afval voor de mens. Het gaat dan vooral om de stralingsdoses die leden van de bevolking kunnen ontvangen als gevolg van directe blootstelling aan het materiaal door externe straling en door inhalatie en ingestie van stof en eventueel uit het materiaal afkomstig radon. Deze risicobeschouwing is onderwerp van dit rapport.

## 1.2 Afbakening en werkwijze

Ter voorbereiding van deze risicobeschouwing zijn enkele gesprekken gevoerd met het ministerie van VROM, directie SAS (H. Lith) en de gemeente Almelo (H. Loohuis). In deze gesprekken is informatie verkregen over de hoeveelheden materiaal waar het om gaat en is het de wens van de gemeente gebleken om op zeer korte termijn een beter inzicht te krijgen in de gezondheidsgevolgen voor leden van de bevolking. Verder is met R. Overwater (RIVM/LSO) gesproken over het keramische materiaal zelf waarvan enkele monsters reeds in het bezit waren van RIVM/LSO.

De productie van keramiek bij de ijzergieterij bedraagt tegenwoordig circa 1000 ton/jaar. Gedurende de laatste 5 jaar wordt het keramiek afgevoerd naar een puinbrekerij en wordt het hoofdzakelijk verwerkt in funderingsmateriaal dat onder wegen wordt toegepast. Een klein gedeelte van het gebroken puin wordt toegepast bij de productie van betonklinkers. In de periode daaraan voorafgaand is het gedurende 30-40 jaar in de omgeving afgezet voor terreinverharding (bedrijfsterreinen, erven en dergelijke en mogelijk ook in de openbare ruimte zoals jeu de boules banen). Uit nader onderzoek van de gemeente is echter gebleken

dat, als er al sprake was van keramisch materiaal, dit materiaal in de loop der tijd veelal was verdwenen onder verschillende soorten bestrating of andere afdekkingen.

Het hier beschreven onderzoek moest leiden tot een inzicht in de gezondheidsgevolgen voor leden van de bevolking. Hierbij moet gedacht worden aan de ontvangen dosis voor specifieke groepen van blootgestelden. Ter vergelijking zou deze dosis tevens worden geplaatst in relatie tot andere doses door straling waaraan de gemiddelde inwoner van Nederland is blootgesteld.

Het primaire resultaat van het onderzoek is het product van een generieke benadering voor een aantal situaties (zie 3.3.1). Het heeft in dergelijke gevallen veruit de voorkeur dat deze benadering wordt toegespitst op specifieke (bestaande) locaties en dat de dosisschattingen voor de bevolking, die op basis van berekeningen worden gemaakt, tevens worden ondersteund door metingen van het dosistempo ter plaatse en aan monsters van het betreffende keramiekafval. Hierbij was het van belang dat de gemeente met een voorstel voor dergelijke locaties zou komen.

Helaas heeft het nadere onderzoek door de gemeente Almelo op één bedrijfslocatie na niet geleid tot specifieke locaties waarvoor een blootstelling kon worden doorgerekend. De berekeningen zijn dan ook generiek gebleven. Wel zijn de resultaten zo gepresenteerd dat op basis daarvan vrij eenvoudig een nadere schatting gemaakt kan worden voor meer specifieke situaties als die zich toch nog voordoen.

## 2. Monstername en metingen

### 2.1 Bezoek locatie en monstername

Het bleek moeilijk om een locatie te vinden waar het keramiekafval aan de oppervlakte voor komt. Vaak blijkt het in de loop der tijd te zijn verdwenen onder een laag asfalt of andere verharding. Daarom zijn slechts de locatie van het producerende bedrijf (Cirex) en van de autosloper, waar het materiaal als eerste gedetecteerd werd, bezocht. Hierbij biedt de locatie Cirex nieuw afval, direct in een container, dat representatief is voor het huidige materiaal, dat volgens Cirex minder actief is dan vroeger door de geringere toepassing van zirkoonzand. Het materiaal op de locatie van de autosloper is daarentegen representatief voor hoe het er vroeger aan toe ging (meer dan 8 jaar geleden).

Monsterlocatie 1: Cirex container met ‘nieuw’ keramisch afval (zie Figuur 1).

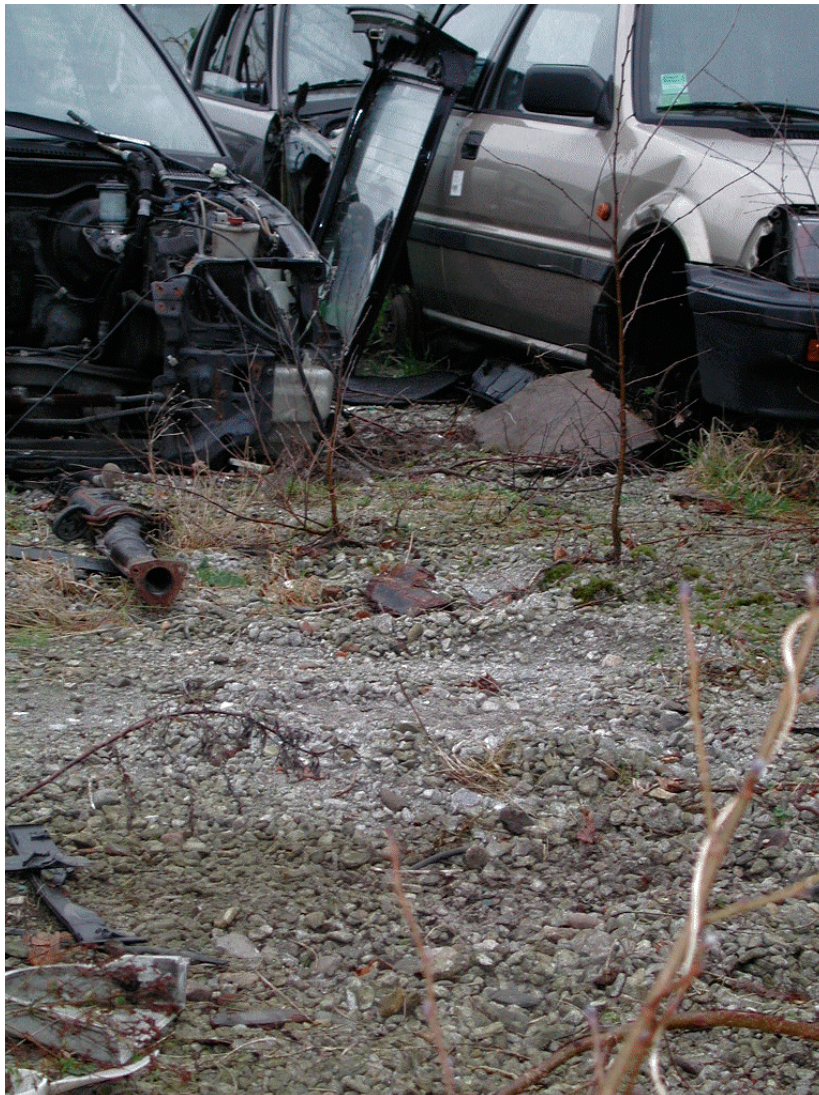


*Figuur 1* Berg keramiekafval op bodem van container bij Cirex bv, Almelo. De typische afmeting van een brokje bedraagt enkele centimeters. De brokjes zijn afkomstig van een grotere structuur die als gietmal dienst heeft gedaan

Achter het bedrijf wordt een container gevuld met het keramisch afval uit de gieterij. Dit materiaal verlaat via een lopende band het bedrijf. Deze band eindigt boven de container.

Monster 1 is genomen uit de container. Met een FAG-handmonitor is op een halve meter boven het materiaal een omgevingsdosisequivalenttempo (een grootheid gerelateerd aan de dosis door externe straling) gemeten van circa  $250 \text{ nSv h}^{-1}$ . Dit is ongeveer driemaal het natuurlijke achtergrondniveau (door straling uit de bodem en van kosmische oorsprong). Vlakbij de container maakt de lopende band een bocht. Op die plaats is een veel fijnere fractie zichtbaar op de grond. Om te kijken of uit dit materiaal misschien meer radon vrijkomt is hier het tweede monster van genomen.

Monsterlocatie 2: Autosloper Kleine Staarman. Op het achterterrein van deze autosloper (enkele hectaren) liggen op diverse locaties auto's, veelal naast elkaar. Op sommige plaatsen komt het keramisch materiaal duidelijk zichtbaar aan de oppervlakte (zie Figuur 2) over een gebied van enkele tientallen vierkante meters.



*Figuur 2 Een bodembedekking van gruis en keramisch materiaal bij een autosloper in Almelo.*

De totale zichtbare oppervlakte bedroeg hier een tiental vierkante meters.

Monster 3 is op een dergelijke locatie genomen. Volgens de eigenaar is het materiaal hier meer dan 10 jaar oud. De FAG handmonitor geeft circa  $1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  op 10 cm en  $0,7 \mu\text{Sv h}^{-1}$  op 1 m boven de bodem. Ook meting met een oppervlaktebesmettingsmonitor (Berthold) geeft hier beduidend hogere waarden (factor drie) dan bij Cirex zelf. Boven 'niet besmet' terrein (volgens eigenaar deels bedekt met een afdeklaag en in ieder geval niet meer zichtbaar keramisch afval) wordt toch nog circa  $0,3 \mu\text{Sv h}^{-1}$  op 1 m hoogte gemeten; teruglopend naar de ingang (gebouwtje) komt het niveau boven het asfalt weer terug op ongeveer  $0,1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  op 1 m boven de bodem, oftewel achtergrondniveau. Deze gemeten dosistempen komen goed overeen met die welke eerder handmatig zijn vastgesteld door de Inspectie Milieuhygiëne Zuid-West op deze locatie.



## 2.2 Meetresultaten keramisch materiaal

Uit een eerste snelle meting van het monster dat van het terrein van de sloperij afkomstig is (= monster 3), maar ook uit de latere meetresultaten (na ingroei van vervalproducten), zie Tabel 1, blijkt dat de kortlevende radonvervalproducten  $^{214}\text{Bi}$  en  $^{214}\text{Pb}$  redelijk in evenwicht zijn met  $^{226}\text{Ra}$ . Aangezien de monsters tamelijk stevig zijn geschud bij de voorbehandeling van de meetmonsters, lijkt dit erop te wijzen dat de radon vrijwel niet emaneert uit het keramische moedermateriaal.

*Tabel 1 Activiteit van radionucliden uit de  $^{238}\text{U}$  en  $^{232}\text{Th}$  reeksen zoals aangetroffen in de monsters keramiekafval.*

De monsters zijn in duplo bepaald.  $^{40}\text{K}$  was vrijwel niet in verhoogde concentratie aanwezig. Tevens is de mate van ingroei (ratio) van radonvervalproducten opgenomen.

	$^{238}\text{U}_{\text{sec}}$ ( $\text{Bq g}^{-1}$ )	$^{232}\text{Th}_{\text{sec}}$ ( $\text{Bq g}^{-1}$ )	ratio ná ingroei/vóór ingroei
Monster 1	$0,40 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,03$	$1,09 \pm 0,10$
Monster 2	$0,92 \pm 0,10$	$0,19 \pm 0,03$	$0,99 \pm 0,06$
Monster 3	$1,38 \pm 0,14$	$0,31 \pm 0,04$	$1,03 \pm 0,05$

sec: in radioactief evenwicht met vervalproducten

De mate van ingroei van kortlevende radonvervalproducten na ‘inblikken’ (om radon vast te houden) gedurende de wachtperiode van bijna 5 weken (6 december 2002 - 9 januari 2003) is voor alle drie de monsters niet significant en lijkt in ieder geval minder dan 10% te bedragen. Dit is ook het geval voor de relatief fijne fractie in monster 2.

Opmerkelijk is verder dat de activiteit van het ‘fijne’ monster (nr. 2) meer dan twee keer zo hoog is als van het ‘grove’ monster (nr. 1) maar dat beide monsters wel lager zijn van activiteit dan het ‘oude’ keramische monster (nr. 3) zoals dat genomen is bij de autosloperij. De waarden van monsters 2 en 3 blijken juist boven het zogenaamde meldingsplichtige niveau te liggen [1]. Deze niveaus, ook wel vrijstellingsniveaus genoemd, bedragen voor de  $^{238}\text{U}_{\text{sec}}$  en  $^{232}\text{Th}_{\text{sec}}$  concentraties namelijk  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  [1]. Bij voorkomen van meer dan één radionuclide dienen de voorkomende concentraties genormeerd op de respectievelijke vrijstellingsniveaus te worden opgeteld. In de bovenstaande situaties voor monsters 2 en 3 dus  $0,92/1 + 0,19/1 = 1,11$  en  $1,38/1 + 0,31/1 = 1,69$ . Monster 1 zit hiermee onder het vrijstellingsniveau.

## 3. Berekeningen

### 3.1 Doel van de berekeningen

Om naast de meetwaarden ook nog een inschatting te kunnen geven van de mogelijke blootstelling van de mens op andere plaatsen, is er voor gekozen om enkele berekeningen uit te voeren aan het keramische materiaal. Hierbij is een aantal aandachtspunten van belang:

- Waar is het keramisch materiaal toegepast (bedrijfsterreinen en openbare terreinen)
- Hoe dik is de betreffende laag aan materiaal (afdeklaagje, of een wegopvulling)
- Wat is het dosistempo (omgevingsdosis) ten gevolge van deze laag
- Wat is de verblijfsduur op een dergelijk terrein (werk en vrije tijd)

Resultaat is een dosisschatting voor gebruikers van de betreffende locatie(s).

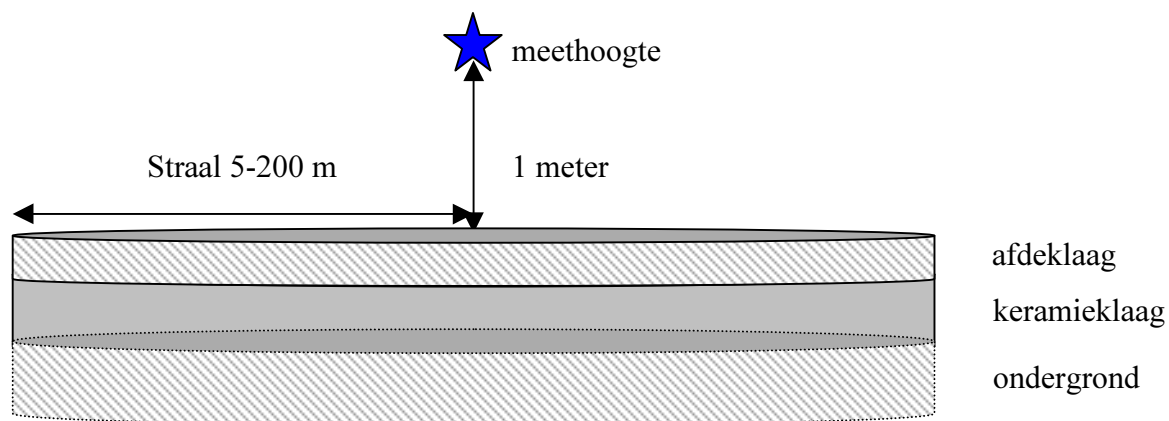
Veelal kan er bij radioactiviteit in de omgeving sprake zijn van drie belastingroutes: (i) directe bestraling door het materiaal zelf, (ii) inhalatie van het materiaal als stof of vrijkomende gassen en (iii) consumptie van het materiaal, bijvoorbeeld via besmette voedingsproducten (ingestie). Aangezien het keramiekafval niet direct geschikt is om bijvoorbeeld gewassen op te kweken, zal de ingestieroute van minder belang zijn. Toch wordt in een dergelijk geval gekeken naar bijvoorbeeld kinderen die materiaal binnen kunnen krijgen tijdens het spelen. Inhalatie van stof zal vanwege het tamelijk grofstoffelijke karakter van het materiaal van minder belang zijn. Omdat het hier om radioactiviteit uit de  $^{238}\text{U}$ -reeks handelt, zou het edelgas radon (het isotoop  $^{222}\text{Rn}$ ) echter een aanzienlijke verhoging kunnen opleveren van de van nature aanwezige radonconcentratie. Wel is reeds opgemerkt dat de mate waarin radon vrijkomt uit het keramische materiaal vrij gering is (zie paragraaf 2.2). Voor de directe straling is van belang wat de dikte van de laag materiaal is en welke de verdere omvang is (bijvoorbeeld smal paadje of groot werkterrein of erf).

In een aantal scenario's is voor de verschillende situaties getracht een beeld te schetsen van de blootstelling die kan optreden (zie paragraaf 3.3).

### 3.2 Toegepast rekenmodel

Omdat geen specifieke locatie kan worden doorgerekend, is gekozen voor het Soil\_Rad model v1.3 [2]. Dit model is ontwikkeld voor het berekenen van dosistempi ten gevolge van besmettingen op de bodem of volgens een profiel in de bodem. Voor de hier beschreven resultaten wordt daarbij uitgegaan van een 'schijf' bodem van een zekere dikte en met een zekere straal (zie paragraaf 3.3 en Figuur 3) die het keramische materiaal representeert. In die schijf is een homogene concentratie van radionucliden aangenomen in overeenstemming met de gemeten monsters.

Afhankelijk van de situatie kan deze laag nog worden afgedekt door een toplaag van bijvoorbeeld grond of bestratingsmateriaal en is het ook mogelijk om rekening te houden met de bodem onder de keramieklaag voor het berekenen van het omgevingsdosistempo.



**Figuur 3** Schematische (cilindervormige) weergave van met Soil Rad gemodelleerde bodem. Het keramische materiaal is als een grijze schijf weergegeven en kan zoals aangegeven eventueel worden afgedekt met een 'normale' bodemlaag of andere afdeklaag (bijvoorbeeld betonplaten of asfalt).

### 3.3 Onderscheiden scenario's

#### 3.3.1 Doorgerekende modellocaties

Bij de berekeningen is uitgegaan van twee standaard locaties (scenario's):

- I. Een 'grote' locatie, dat wil zeggen een aanzienlijk oppervlak dat is voorzien van een ophoging met keramisch afvalmateriaal waar mensen gedurende langere tijd worden blootgesteld. Hierbij kan gedacht worden aan een opslagterrein bij een bedrijf of de ondergrond van een parkeerterrein. Veelal zal deze laatste bestraat zijn (afdeklaag).
- II. Een 'kleine' locatie, dat wil zeggen een gering oppervlak dat is voorzien van een beperkte ophoging met keramisch afvalmateriaal waar mensen slechts gedurende beperkte tijdsduur aan zijn blootgesteld. Hier kan gedacht worden aan een verhard pad of een erf.

Omdat het mogelijk is dat het keramische materiaal direct aan de oppervlakte ligt, zijn de bovengenoemde locaties ook daarvoor doorgerekend (optie A). Omdat is gebleken dat in veel gevallen het keramische materiaal inmiddels is afgedekt door grond, puin, zand of zelfs bestrating in de vorm van beton of asfalt, is als optie ook een dergelijke afdeklaag in beschouwing genomen (optie B). Dit geeft ook een goede indruk van de mate waarin vooral de externe-stralingscomponent wordt beïnvloed en wat met relatief eenvoudige middelen bereikt kan worden aan reductie van het dosistempo.

#### 3.3.2 Blootstellingspaden en overige aannamen

Bij het gebruik van het terrein waar keramisch afval in de ondergrond is toegepast, zijn, zoals reeds eerder aangegeven, drie blootstellingspaden aan de orde: externe bestraling, inhalatie en ingestie.

Voor blootstelling aan externe bestraling is vooral de verblijfsduur van belang. Voor scenario I zal 1800 uur per jaar (werkduur) waarschijnlijk het maximum zijn [3]. Voor parkeerterreinen wordt wel van maximaal 90 uur per jaar uitgegaan [3]. Voor de kleine locaties (scenario II) is over het algemeen een kortere verblijfsduur te verwachten. Maximaal kan echter van ongeveer 900 uur per jaar worden uitgegaan (circa 10% van een jaar) bij een erf. Dit is al meer dan de tijd dat een gemiddeld persoon in totaal in de buitenlucht verblijft. Voor boeren en loonwerkers kan dit aantal uren groter zijn, maar dan zal dat ook weer

verspreid zijn over meerdere locaties. Indien de verharding is gebruikt voor een pad of, wat ook wel genoemd is, een jeu de boules baan, dan zal het nog slechts om hooguit een paar honderd uur per jaar gaan. Bij de specifiek te beschouwen blootstelling moet het werkelijke aantal uur dan ook in ogenschouw worden genomen. Dit kan soms aanzienlijk minder zijn dan de (conservatieve) standaard van 900 uur.

Voor de blootstelling door inhalatie kan voor een volwassene een inhalatietempo van  $1,5 \text{ m}^3$  per uur tijdens lichte arbeid worden aangenomen [4]. Uit onderzoek naar de ‘consumptie’ van grond door volwassenen en kinderen zijn gemiddelden vastgesteld van respectievelijk 50 mg/d en 150 mg/d, oftewel respectievelijk circa 18 en 55 g per jaar [5].

Voor de overige aannamen wordt verwezen naar de methoden en data zoals die zijn opgesteld voor de reguliere vergunningverleningsprocedure [1, 3, 4, 6].

Los van de hiervoor genoemde blootstellingen die mogelijk optreden bij de toepassing van het keramische materiaal in de bodem als ‘fundament’, kan er ook sprake zijn van meer specifieke blootstellingen. Het gaat dan vooral om de personen/werknemers die met het materiaal in aanraking komen tijdens hun werkzaamheden. Hierbij kan enerzijds gedacht worden aan de werknemer die de gietmallen maakt of ze juist van het gereede product afbreekt, maar ook aan de werknemer die het afval afvoert en/of verpulvert voor verder gebruik in bijvoorbeeld de wegenbouw.

### 3.4 Resultaten

In iedere natuurlijke bodem bevinden zich radionucliden uit de thorium- en uraniumreeksen en ook komt er van nature radon vrij uit de bodem. De hoogte van de concentraties verschilt daarbij per bodemtype. In kleigrond zijn de concentraties bijvoorbeeld hoger dan in zandgrond. De mate waarin radon vrijkomt is ook weer afhankelijk van diverse factoren. De bijdrage van het keramische afval aan het dosistempo door externe straling en door inhalatie en ingestie is dus hooguit een verhoging van dat dosistempo. In de hier beschreven resultaten worden dan ook vooral deze verhogingen besproken. Zie ook paragraaf 3.4.5 voor een nadere beschouwing van de verschillende bijdragen aan de dosis en een vergelijking met overige blootstellingen.

Voor de blootstellingen via inhalatie en ingestie is  $^{40}\text{K}$  niet van belang, omdat dit nuclide altijd in een vaste verhouding voorkomt met het stabiele (niet-radioactieve) kalium en er sprake is van een homeostatisch evenwicht in het menselijk lichaam. Een grotere bijdrage van  $^{40}\text{K}$  levert dan geen hogere dosis op.

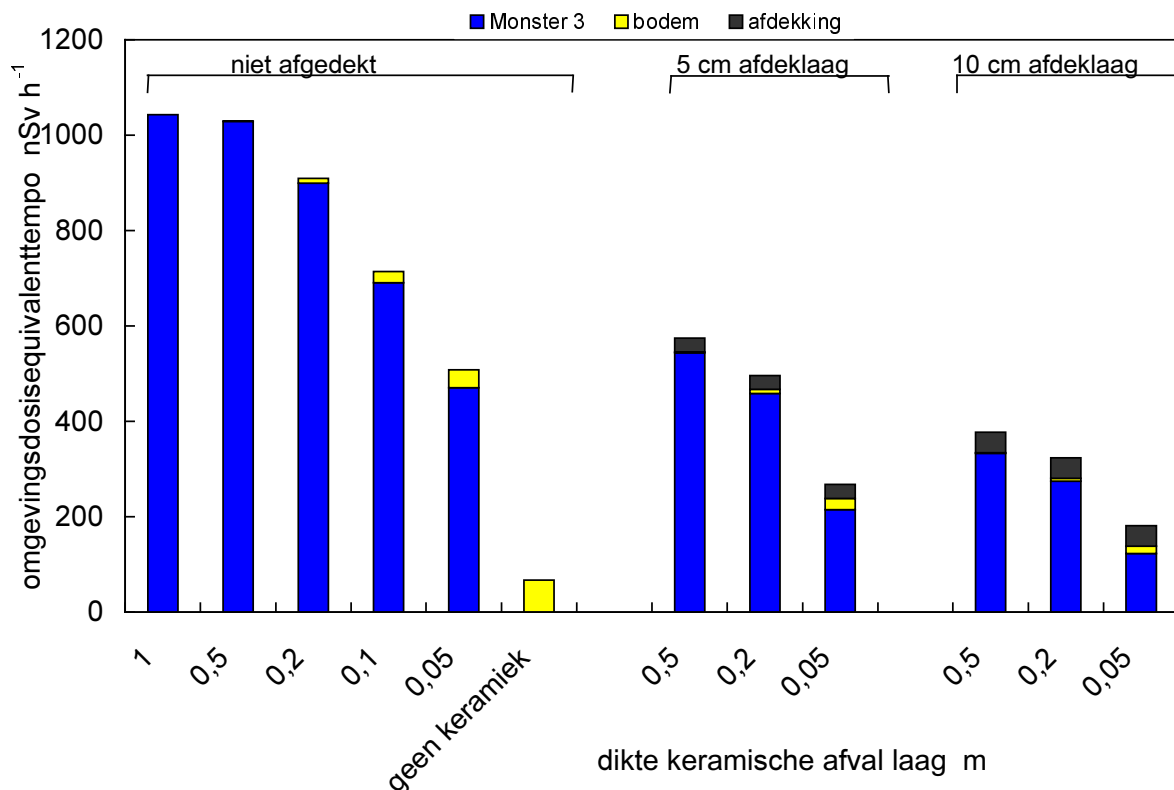
#### 3.4.1 Blootstelling aan externe straling

Bij externe bestraling door materiaal in de bodem speelt de uitgebreidheid van het betreffende terrein een rol. Drie parameters zijn daarbij van belang: de horizontale uitgebreidheid, de dikte van de laag waarin het radioactieve materiaal zich bevindt en het al dan niet aanwezig zijn van een afscherming of afdeklaag.

##### *Invloed van de dikte van de afvallaag en de eventuele afdeklaag*

Figuur 4 geeft een indruk van het effect van de dikte van een laag keramisch materiaal op het dosistempo boven die laag voor een grote locatie (200 m). Voor de bodem en afdeklaag is hierbij aangenomen dat die gelijk zijn in samenstelling ( $25 \text{ Bq kg}^{-1}$  voor zowel de  $^{238}\text{U}$ - als de  $^{232}\text{Th}$ -reeksen en  $400 \text{ Bq kg}^{-1}$  voor  $^{40}\text{K}$ , representatief voor klei en klinkers). Door variatie in de natuurlijke activiteit in de bodem (en de afdeklaag) zal de bijdrage van die lagen aan het dosistempo nog iets kunnen wijzigen, maar dat is vergeleken met het dosistempo door de radioactiviteit in de keramieklaag slechts beperkt. Op basis van het eerste deel van de grafiek

kan geconcludeerd worden dat een laag dikker dan ongeveer 50 cm vrijwel geen hoger dosistempo tot gevolg heeft dan een laag van 50 cm. In feite wordt alles dat dieper in de bodem zit afgeschermd, ook de bodem (met geel aangegeven) die eronder zit. Ter vergelijking is ook de bijdrage aan het dosistempo door de bodem (geel) en de afdeklaag (zwart) gegeven. Een afdeklaag van 5 cm (bijvoorbeeld betontegels of grond) schermt ongeveer de helft van de externe straling af. Een afdeklaag van 10 cm dikte, bijvoorbeeld in de vorm van bestrating met klinkers of betonplaten, schermt zelfs ongeveer 70% van de gammastraling uit de keramische afval laag af.



**Figuur 4** Omgevingsdosisequivalenttempo op 1 m hoogte voor verschillende diktes van de keramische afval laag (blauw), voor een oppervlakkige laag (links) en voor de situatie met een afdeklaag van 5 (midden) of 10 cm dikte (rechts).

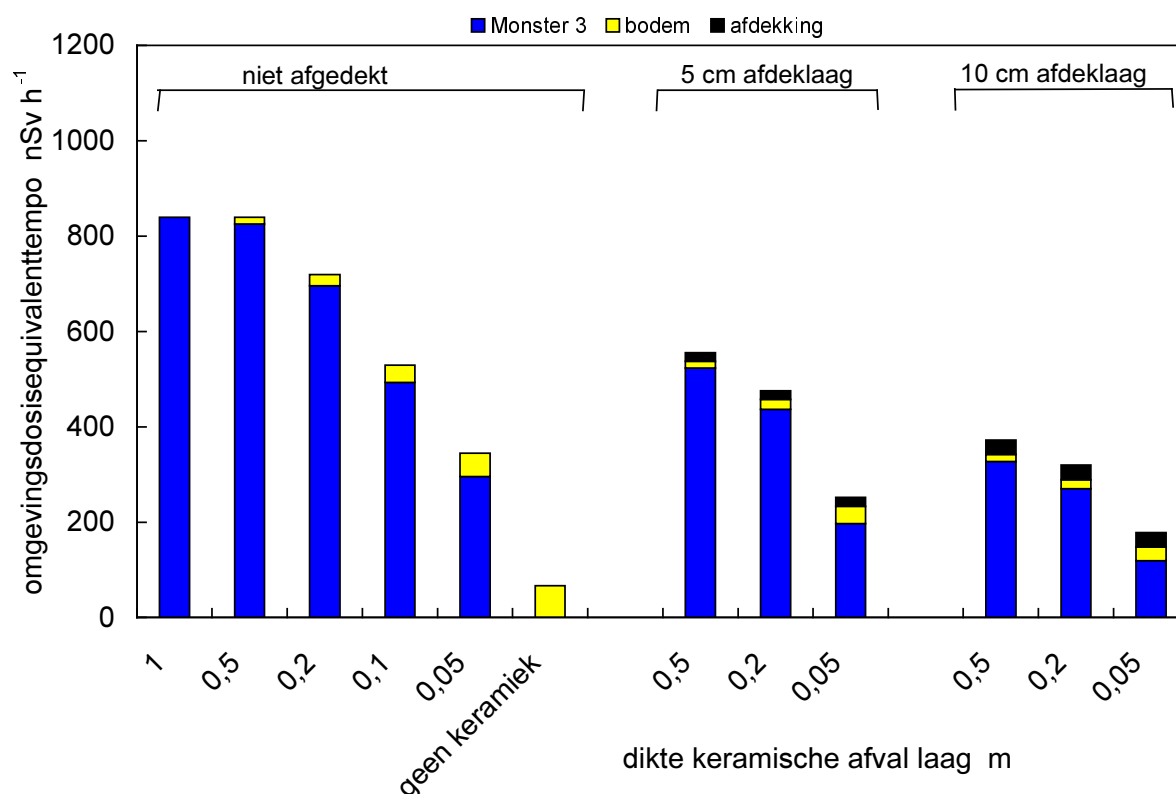
De activiteit in de bodem onder de afval laag en in de afdeklaag is gelijk aan die in de natuurlijke bodem. De activiteit in de afval laag is conform monster 3 en de resultaten zijn voor een grote locatie (straal 200 m).

Uit Figuur 5 blijkt dat voor locaties die veel kleiner zijn dan de eerder beschreven grote locatie het dosistempo door externe bestraling slechts in geringe mate lager is. Voor homogeen verdeelde concentraties in de bodem is vastgesteld dat slechts het gebied dat zich binnen een bereik van 10-20 m van de blootgestelde persoon bevindt een bijdrage levert aan dat dosistempo. Voor paden en andere smalle terreinen opgehoogd met het keramische afval is het dosistempo waarschijnlijk aanzienlijk lager (factor 2 à 3).

In Figuur 5 zijn de bijdragen door de bodem, in tegenstelling tot die van keramieklaag en afdeklaag, iets groter dan in Figuur 4 omdat buiten de 'kleine locatie' (straal 5 m) de bodem ook nog meetelt in het dosistempo. Voor grote locaties is die 'te ver weg'. Dit is overigens een klein effect.

### Dosis op locaties zonder afdeklaag

Op een grote locatie (scenario I) bedraagt het omgevingsdosisequivalenttempo, tot ongeveer  $1000 \text{ nSv h}^{-1}$  (optie A) oftewel  $1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  (zie Figuur 4). Dit geldt voor het 'oude' keramische materiaal zoals dat bijvoorbeeld bij de autosloper is aangetroffen. Het ter plaatse gemeten dosistempo van  $0,7 - 1 \mu\text{Sv h}^{-1}$  (zie paragraaf 2.1) is hiermee in overeenstemming. Bij een verblijfsduur van 1800 uur per jaar op een dergelijke locatie is de te verwachten effectieve dosis voor een volwassene dan circa 1 mSv. Bij toepassing van meer recent materiaal (het huidige keramische afval) zal de dosis 30-60% lager kunnen uitvallen.



**Figuur 5** Omgevingsdosisequivalenttempo als functie van de dikte van de keramische afvallaag, voor een oppervlakkige laag (links) en voor de situatie met een afdeklaag van 5 (midden) of 10 cm dikte (rechts).

De activiteit in de bodem onder de afvallaag en in de afdeklaag is gelijk aan die in de natuurlijke bodem. De activiteit in de afvallaag is conform monster 3 en de resultaten zijn voor een kleine locatie (straal 5 m).

Op een kleine locatie (scenario II) bedraagt het omgevingsdosisequivalenttempo tot maximaal ongeveer  $800 \text{ nSv h}^{-1}$  (optie A) voor bijvoorbeeld een erf. Op smallere paden zal dit nog 50-70% lager uit kunnen vallen. De blootstellingduur op dergelijke locaties bedraagt naar schatting niet meer dan 900 uur (en op paden veel korter), zodat een effectieve jaardosis is te berekenen van maximaal  $430 \mu\text{Sv}$ , maar gezien het werkelijk te verwachten aantal verblijfsuren waarschijnlijk aanzienlijk minder. Deze doses door externe straling zullen voor kinderen en volwassenen niet veel verschillen.

### Dosis op locaties met afdeklaag

Indien een afdeklaag aanwezig is boven de laag keramisch afval, dan zal een belangrijk lagere dosis het gevolg zijn. In de berekening van de externe stralingsdosis is voor de

afdekkende laag aangenomen dat deze equivalent is aan grond, maar baksteen (klinkers) of beton(-plaat of -tegels) zal hier geen grote afwijking te zien geven. Voor grote locaties (scenario I, optie B) zijn dan dosisreducties van 50-70% (voor respectievelijk 5 en 10 cm afdekking) haalbaar en voor kleine locaties (scenario II, optie B) dosisreducties van 40-60%. De effectieve dosis op jaarbasis zal dan bij de gehanteerde verblijfsduren maximaal 300-500  $\mu\text{Sv}$  (10-5 cm afdeklaag) bedragen voor een grote locatie met afdeklaag en 170-260  $\mu\text{Sv}$  (10-5 cm afdeklaag) voor een kleine locatie met afdeklaag. Bij gebruikmaking van het huidige minder actieve afval (monsters 1 en 2) zullen deze doses voor zowel grote als kleine locaties nog eens 30-60% lager uit kunnen vallen.

### 3.4.2 Blootstelling via ingestie

Voor de blootstelling via ingestie zijn er twee mogelijkheden. Inname kan direct plaatsvinden door het binnenkrijgen van stof. Indirect kan de radioactiviteit via opname in gewassen en vervolgens consumptie daarvan via het voedsel ook worden geconsumeerd. Aangezien het keramische materiaal niet gebruikt wordt in de landbouw, maar voor verhardingsdoeleinden, blijft de eerste optie over. De dosis door ingestie van bodemstof bedraagt dan (zie bijvoorbeeld [4]):

$$\text{Dosis per jaar} = P \times [C_b(^{232}\text{Th}) \times \text{DC}_{\text{ing}}(^{232}\text{Th}_{\text{sec}}) + C_b(^{238}\text{U}) \times \text{DC}_{\text{ing}}(^{238}\text{U}_{\text{sec}})] \times T$$

met:

- P consumptie stof (voor volwassenen en kinderen respectievelijk 18 en 55  $\text{g a}^{-1}$  [5])
- $C_b$  de activiteitsconcentratie van de  $^{232}\text{Th}$  en  $^{238}\text{U}$  nucliden in de bodem ( $\text{Bq g}^{-1}$ )
- $\text{DC}_{\text{ing}}$  de leeftijdsafhankelijke dosiscoëfficiënt voor ingestie van het radioactieve stof ( $\text{Sv Bq}^{-1}$ ) [1]
- T de blootstellingduur (fractie van een jaar)

Zeker voor het spelen van kleine kinderen zal een kleine locatie (scenario II, optie A) meer voor de hand liggen. Gedacht kan worden aan een erf, of bijvoorbeeld een pad nabij de woning. Het ligt niet voor de hand (ook al gezien de eerder genoemde grofstoffelijkheid van het materiaal) dat kinderen meer dan enkele honderden uren per jaar op een soortgelijk terrein zullen spelen met kans op inname van stof via bijvoorbeeld de handen. Als hier conservatief wordt uitgegaan van 900 uur per jaar (circa 10% van de tijd), dan is voor kleine kinderen (tot 2 jaar) de te verwachten effectieve dosis 40-120  $\mu\text{Sv a}^{-1}$ . Voor volwassenen is voor een zelfde verblijfsduur de berekende effectieve dosis 2-7  $\mu\text{Sv a}^{-1}$ . Hierbij moet nog worden aangetekend dat het de vraag is of opname van de radioactiviteit via het stof zo effectief verloopt als wordt aangenomen. Gezien de deels gesinterde vorm van het keramische materiaal kan dit mogelijk als een inerte substantie de ingewanden passeren. Hierover is echter vooralsnog geen informatie beschikbaar.

### 3.4.3 Blootstelling via inhalatie

Voor de blootstelling via inhalatie zijn er twee mogelijkheden, namelijk inhalatie van bodemstof (na opdarren ofwel resuspensie) als er geen afdeklaag aanwezig is en inhalatie van radon afkomstig uit de bodem.

#### *Inhalatie van stof*

De eerste route levert bij een stofconcentratie in de lucht van  $37 \times 10^{-9} \text{ kg m}^{-3}$  (50-percentielwaarde voor landelijke gebieden in Nederland [7]) volgens de methode uit [4] een activiteitsconcentratie in de lucht op van circa 15 - 50  $\mu\text{Bq m}^{-3}$  en 6 - 11  $\mu\text{Bq m}^{-3}$  voor

respectievelijk  $^{238}\text{U}_{\text{sec}}$  en  $^{232}\text{Th}_{\text{sec}}$  voor de gevonden concentraties in de monsters keramiek. Gezien de vrij grofstoffelijke vorm waarin het afval zich bevindt en het feit dat de stofconcentratie deels ook bepaald wordt door stof van buiten het terrein, lijkt dit vooralsnog een conservatieve aanname. De effectieve dosis (in  $\text{Sv a}^{-1}$ ) door inhalatie van stof bedraagt dan (zie bijvoorbeeld [4]):

$$\text{Dosis per jaar} = I \times [C_I(^{232}\text{Th}) \times \text{DC}_{\text{inh}}(^{232}\text{Th}_{\text{sec}}) + C_I(^{238}\text{U}) \times \text{DC}_{\text{inh}}(^{238}\text{U}_{\text{sec}})] \times T$$

met:

- I      inhalatietempo ( $1,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ )
- $C_I$     de activiteitsconcentratie van de  $^{232}\text{Th}$  en  $^{238}\text{U}$  nucliden in de lucht ( $\text{Bq m}^{-3}$ )
- $\text{DC}_{\text{inh}}$  de dosiscoëfficiënt voor inhalatie van het radioactieve stof ( $\text{Sv Bq}^{-1}$ ) [1]
- T      de blootstellingduur ( $\text{h a}^{-1}$ )

Voor een verblijfsduur van 1800 uur per jaar (scenario I, optie A, dus zonder afdeklaag) levert dit een dosis op van maximaal ongeveer  $8\text{-}25 \mu\text{Sv a}^{-1}$  (absorptieklasse F), afhankelijk van de activiteitsconcentratie van het afval (monsters 1-3). Voor de kleinere locaties (scenario II, optie A) zal dit nog aanzienlijk minder zijn, omdat de stofconcentratie voor een groter deel bepaald zal worden door bodemstof van buiten het terrein en men met een kortere verblijfsduur te maken heeft. Voor kleine kinderen zal dit nog weer iets lager liggen dan voor volwassenen vanwege het geringere inhalatietempo bij kinderen.

#### *Inhalatie van radon*

De tweede blootstellingsmogelijkheid is de inhalatie van radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) en de kort-levende vervalproducten daarvan. Omdat de activiteitsconcentraties in het keramische afval beduidend hoger zijn (ongeveer factor 15-60 voor  $^{238}\text{U}$ ) dan die in een natuurlijke bodem (ter vergelijking in klei bijvoorbeeld  $0,025 \text{ Bq g}^{-1}$  aan  $^{238}\text{U}$ , zie ook Tabel 1), zal de productie van radon (uit de  $^{238}\text{U}$  reeks afkomstig) ook aanzienlijk hoger zijn. Voor het beschikbaar komen van radon in de lucht moet het echter eerst vrij kunnen komen uit het moedermateriaal. Dit wordt wel emanatie genoemd. Uit de meting aan de 'ingroei' van radonvervalproducten is echter geen significante radonemanatie vastgesteld. Dit is in overeenstemming met eerder onderzoek aan zirkoonzand [8]. Uit dit laatstgenoemde onderzoek bleek een emanatie die overeenkomt met 1/30-ste van die gemiddeld wordt aangenomen in Nederland voor de bodem! Dit geldt voor meer delfstoffen, maar ook bijvoorbeeld voor vliegwas waar door de gesinterde structuur radon moeilijker uit het materiaal vrijkomt. Als de bodem geheel zou zijn vervangen door keramisch afval, dan zou dus de exhalatie van radon uit die laag maximaal circa tweemaal de gemiddelde exhalatie uit een gewone bodem bedragen. Gezien de beperkte afmetingen van een dergelijke keramische afval laag en gezien het feit dat de lokale radonconcentratie in de lucht wordt bepaald door de exhalatie in een veel groter gebied (met een diameter tot honderden kilometers) en omdat de radonconcentratie in de buitenlucht relatief laag is (vergeleken met die binnenshuis), mag worden verwacht dat er geen significante verhoging van de radonconcentratie optreedt boven een terrein dat is voorzien van een laag van het genoemde keramische afval. Een 'meetbare' extra dosis (boven de natuurlijke) door radoninhalatie is dan ook niet te verwachten.

### **3.4.4 Overige blootstellingen**

Los van de hiervoor genoemde blootstellingen die afhankelijk van de situatie kunnen optreden bij de toepassing van het keramische materiaal in de bodem als 'fundament', kan er ook sprake zijn van meer specifieke blootstellingen. Het gaat dan vooral om de blootstelling van personeel dat bij de volgende werkzaamheden betrokken is:



- overslag van het zirkoonzand (stof, externe straling)
- opslag van het zirkoonzand (externe straling)
- productie van de keramische mallen voor het ijzergietproces (stof)
- het breken/kapotmaken van de keramische mallen (stof)
- het verwerken (puin breken) van het keramische afval (stof)
- het verwerken in bouwmaterialen of storten in dijklichamen of toepassing bij de wegenbouw (stof, externe straling)
- als het uiteindelijk in bouwmaterialen als toeslagmateriaal wordt toegepast kunnen deze weer een hoger dosistempo voor de bewoner van een met een dergelijk materiaal opgetrokken woning of ander gebouw opleveren (externe straling)

De belangrijkste dosisbijdrage zal in veel gevallen worden veroorzaakt door de inhalatie van stof. Zeker bij werkzaamheden als destructie, breken, storten en overslaan kunnen hoge stofconcentraties optreden (zie paragraaf 3.4.3 voor gevolgen bij geringe (buiten-) concentraties). Deels zal een verhoogde blootstelling hier door milieuwetgeving (o.a. emissierichtlijnen) kunnen worden voorkomen, maar ook arbeidsomstandigheden spelen daarbij een rol.

### 3.4.5 Samenvatting resultaten en dosisperspectief

#### *Samenvatting van resultaten*

In Tabel 2 zijn alle resultaten nog eens samengevat. Hierbij is een onderscheid te maken tussen de A- en B-opties. Indien het keramische afval is afgedekt met een laag grond of met een bestrating (optie B) dan heeft dat niet alleen een reducerend effect voor de dosis door externe straling, maar zijn blootstellingen via ingestie en inhalatie niet meer van belang.

Zoals is gebleken uit metingen bij de autosloperij, is het mogelijk dat effectieve doses tot  $1 \text{ mSv a}^{-1}$  worden ontvangen door, het meest waarschijnlijk, werknemers die in de open lucht werkzaam zijn op 'grote' locaties (verharde opslagterreinen). Dit geldt voor niet afgedekte keramische afvallagen van het 'oude' keramische materiaal (scenario I, optie A, 0,5 m laag, monster 3). In veel gevallen zal dit materiaal inmiddels zijn afgedekt met grond of mogelijk zelfs bestrating. In dergelijke gevallen zal de effectieve dosis per jaar veelal minder dan 0,5 mSv bedragen (zie bij beide scenario's optie B). Op 'kleine' locaties (zoals erven en paden), zal de ontvangen dosis door externe straling naar verwachting iets lager zijn dan voor grote locaties, maar daar kan ook een niet-verwaarloosbare dosis door ingestie van stof optreden bij vooral kleine kinderen (zie scenario II, optie A bij ingestie door kind, paragraaf 3.4.2). Inhalatie van stof kan optreden bij niet-afgedekte lagen, maar levert naar verwachting geen grote bijdrage aan de dosis op zowel grote (scenario I, optie A) als kleine locaties (scenario II, optie A).

**Tabel 2** *Samenvatting van verwachte effectieve doses ( $\mu\text{Sv a}^{-1}$ ) bij blootstelling aan straling en activiteit van een keramische afval laag in de bodem.*

Resultaten zijn gegeven voor verschillende diktes van de afval laag, zowel onafgedekte als afgedekt en voor materiaal conform de drie genomen monsters.

		‘nieuw’ afval (monster 1-grof)	‘nieuw’ afval (monster 2-fijn)	‘oud’ afval (monster 3)
<b>Scenario I, optie A</b>				
Extern	0,5 m dikke laag	370	680	1030
	0,2 m	320	600	900
	0,05 m	170	310	470
Inhalatie	volwassene/kind	8	16	25
<b>Scenario II, optie A</b>				
Extern	0,5 m dikke laag	300	550	830
	0,2 m	250	460	700
	0,05 m	100	200	300
Inhalatie	volwassene/kind	< 8	< 16	< 25
Ingestie	volwassene	2	4	7
	kind	40	80	120
<b>Scenario I, optie B</b>				
Extern/5cm dek	0,5 m dikke laag	200	360	540
	0,2 m	170	300	460
	0,05 m	80	140	220
Extern/10cm dek	0,5 m dikke laag	120	220	330
	0,2 m	100	180	280
	0,05 m	45	80	120
<b>Scenario II, optie B</b>				
Extern/5cm dek	0,5 m dikke laag	190	350	520
	0,2 m	160	290	440
	0,05 m	70	130	200
Extern/10cm dek	0,5 m dikke laag	120	220	330
	0,2 m	95	180	270
	0,05 m	40	80	120

### *Vergelijking met andere blootstellingen*

Naast een eventuele blootstelling aan het keramische afval wordt een inwoner van Nederland jaarlijks blootgesteld aan een scala van bronnen van ioniserende straling. Voorbeelden zijn de kosmische straling, terrestrische straling (straling uit de natuurlijke bodem, zie ook Figuur 4), straling vanuit de bouwmaterialen die ons omgeven (baksteen, beton). De belangrijkste dosisbijdragen worden gevormd door de inhalatie van radon(vervalproducten) in het binnenmilieu en de blootstelling aan medische onderzoeken (bijvoorbeeld röntgenopnamen en nucleaire geneeskunde). In Tabel 3 is een lijst van blootstellingen en doses gegeven. Dit zijn natuurlijk slechts gemiddelden. Zo is voor de blootstelling aan radon in Nederland bij de meest recente survey een bereik vastgesteld dat overeenkomt met een dosis van 150-12000  $\mu\text{Sv a}^{-1}$  [9].

*Tabel 3 De gemiddelde effectieve dosis door een scala aan blootstellingen (afgerond) aan ioniserende straling voor een inwoner van Nederland in het jaar 2000 [10,11].*

	Gemiddelde effectieve dosis ( $\mu\text{Sv a}^{-1}$ )
Radon (hoofdzakelijk in huis)	820
Medische stralingsbelasting	590
Natuurlijke activiteit in het lichaam	370
Bouwmaterialen in de woning	340
Kosmische straling	270
Terrestrische straling (bodem)	40
Vliegen	13
Gevolgen van Tsjernobyl en kernwapenproeven	18
Gebruiksartikelen (bv. Gloeikousjes, tv's, pc's, rookmelders)	0,3
Totaal in 2000:	Circa 2500

Concluderend kan gesteld worden dat onder enigszins conservatieve aannamen de mogelijke blootstelling aan het keramische afval aanzienlijk kan zijn, maar dat er anderzijds ook mensen in Nederland zijn die een vergelijkbare dosis ontvangen door een hogere radonconcentratie in hun woning, terwijl dat huis op een natuurlijke bodem is gebouwd.

## 4. Conclusies en aanbevelingen

Het keramische afval dat vrijkomt bij de productie van mallen bij een ijzergieterij in Almelo is vele jaren gebruikt als verhardings- en/of ophogingsmateriaal voor wegen, erven en (industrie)terreinen. Mogelijk is het materiaal ook gebruikt door particulieren.

In het keramische materiaal is zirkoonzand verwerkt. Dit materiaal bevat van nature hogere concentraties van radionucliden uit de  $^{238}\text{U}$ - en  $^{232}\text{Th}$ -reeksen dan bijvoorbeeld in Nederlandse bodems of bouwmaterialen worden aangetroffen. Het gebruik van het afval in een bodemlaag kan dan ook resulteren in een grotere blootstelling van de gebruiker van die bodems aan externe straling en mogelijk inwendige besmetting via inhalatie of ingestie van stof.

Op basis van enkele metingen aan de externe straling op een terrein dat is voorzien van een dergelijke bodemlaag is vastgesteld dat dosistemp tot tienmaal de natuurlijke achtergrond (kosmische straling plus natuurlijke activiteit in de bodem) mogelijk zijn. Uit gammaspectrometrische bepaling van de radioactiviteit van enkele monsters van het keramische afval, is vastgesteld dat het monster van het 'oude' afval, dat iets afwijkt van de hedendaagse productie en het 'fijne' monster van het nieuwe materiaal, zich boven de zogenaamde meldingsplichtige grens van  $1 \text{ Bq g}^{-1}$  bevinden. Het grove monster van het nieuwe materiaal (afval zoals het nu wordt geproduceerd) zit daar net iets onder. Uit dit onderzoek is tevens naar voren gekomen dat radon en daaruit ontstane vervalproducten vrijwel niet uit het keramische afval vrijkomen (emaneren). Een belangrijke verhoging van de radonconcentratie in de lucht is dan ook niet te verwachten.

Vervolgens zijn enkele scenario's van blootstelling doorgerekend. Voor wat betreft de dosis door externe bestraling kan dan gedacht worden aan een werknemer die gedurende zijn gehele arbeidstijd (1800 uur per jaar) buiten (onafgeschermd) werkzaam is op een groot terrein (opslag of anderszins industrieterrein) dat is opgehoogd met een niet-afgedekte laag van 50 cm keramisch afval. Deze werknemer zou daarmee een effectieve jaardosis kunnen ontvangen van maximaal ongeveer 1 mSv. Inhalatie van stof zou daaraan nog een extra (geringe) dosis van circa 0,025 mSv kunnen bijdragen.

Voor kleinere terreinen zoals erven, is het voorstelbaar dat kinderen er spelen. Vooral kinderen kunnen soms een belangrijke blootstelling oplopen door hun gedrag. Daarbij moet naast inhalatie gedacht worden aan het aflikken van vuile handen waaraan zich mogelijk afvalstof bevindt. Nog afgezien van het feit dat spelen op keramisch afval door de structuur van het materiaal niet echt kindvriendelijk is, vindt opname van radioactiviteit uit het stof in het maagdarm kanaal mogelijk slechts in beperkte mate plaats. De berekende effectieve jaardosis van 0,12 mSv is dan waarschijnlijk ook aan de conservatieve kant. Voor volwassenen speelt deze blootstellingroute geen belangrijke rol.

Indien een terrein, waar zich een laag keramisch afval bevindt, wordt afgedekt met grond of, hetgeen stabiel is, met bestrating (klinkers, betonplaten of asfalt), dan zal er alleen nog sprake zijn van een belangrijke dosisbijdrage door externe straling. Deze bijdrage zal nog enkele tienden tot maximaal 0,5 mSv per jaar bedragen. Bij zeer kleine terreinen, bijvoorbeeld paden, zal deze bijdrage nog kleiner zijn. Afdekken is hiermee een effectieve maatregel om zowel de inwendige besmetting als het dosistempo door externe straling terug te dringen.

Samenvattend kan worden geconcludeerd dat de dosis door diverse blootstellingspaden aanzienlijk kan zijn. De mogelijk ontvangen maximale jaardosis ligt in de orde van grootte

van die welke men gemiddeld ontvangt door de inhalatie van radon en vervalproducten in het binnenmilieu. Daarbij moet worden aangetekend dat hiervoor van enigszins conservatieve aannamen is uitgegaan. Zo is het verblijf van een spelend kind op een erf dat verhard is met het keramische afval op 900 uur per jaar gesteld. Dat is wellicht aan de hoge kant, maar kan op basis van een voor de werkelijke situatie (pad, erf) reëler aantal uren eenvoudig beter worden geschat.

Tot slot, ook werknemers werkzaam in de ijzergieterij zelf, maar ook betrokkenen bij de open overslag van zirkoonzand, de verwerking van keramisch afval (puinbrekerij) en de verwerking in nieuwe bouwmaterialen en stort, kunnen aanzienlijk worden blootgesteld aan soms hoge concentraties stof. Deels zullen zij hiervoor zijn beschermd door diverse persoonlijke beschermingsmaatregelen. Hetzelfde geldt voor omwonenden die door de uitvoering van emissierichtlijnen worden beschermd. Dit onderzoek heeft het niet als doel en gaat er dan ook niet verder op in, maar een kritische houding ten opzichte van mogelijke problemen is hier, gezien de aangetroffen activiteitsconcentraties in stof, zeker gewenst.

## Literatuur

- [1] Besluit van 16 juli 2001, houdende vaststelling van het Besluit stralingsbescherming, Staatsblad 2001, 397, 6 sept. 2001
- [2] Blaauboer RO – Soil\_Rad - A computer program to calculate air kerma, ambient dose rate and effective dose rate due to photons emitted by radionuclides distributed in soil or on the soil-air surface, RIVM Report 610064001, Bilthoven, 1995.
- [3] Regeling analyse gevolgen ioniserende straling voor het milieu, Regeling van de Minister van VROM, nr. SAS/20012001144740, Staatscourant 16 april 2002.
- [4] Blaauboer RO – Dosisberekening voor de omgeving bij vergunningverlening ioniserende straling (DOVIS), Deel A: Lozingen in lucht en water, RIVM rapport 610310006, Bilthoven, 2002.
- [5] Rikken MGJ, Lijzen JPA, Cornelese AA – Evaluation of model concepts on human exposure, RIVM Report 711701022, Bilthoven, 2001.
- [6] Van Hienen JFA, Meijne EIM, Verhoef NB – Dosisberekening voor de omgeving bij vergunningverlening ioniserende straling – DOVIS, Deel B: Externe straling, NRG rapport 20733/02.45655/C, Petten, 2002.
- [7] Van der Meulen A, Rombout PJA, Prins CJ, Kramers PGN, Van Esch GJ, Heijna-Merkus E, Besemer AC, Huldy HJ, Mulder HCM, Venselaar J – Criteriadocument fijn stof, RIVM rapport 738513006, Bilthoven, 1987.
- [8] Boothe GF, Stewart-Smith D, Wagstaff D, Dibblee M – The radiological aspects of zircon sand use, Health Physics 38(3): 393-398 (1980).
- [9] Stoop P, Glastra P, Hiemstra Y, De Vries L, Lembrechts J - Results of the second Dutch national survey on radon in dwellings, RIVM Report 610058006, Bilthoven, 1998.
- [10] Gegevens volgens het Milieucompendium, een product van CBS en RIVM.
- [11] Eleveld H – Ionising radiation exposure in the Netherlands, RIVM Report 861020002, Bilthoven, 2003.

## **Bijlage 1                      Verzendlijst**

1-30	Directeur van de Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling
31	Plaatsvervangend Directeur-Generaal Milieubeheer
32	A.C. Koolwijk, Inspectie Zuid-West, Rotterdam
33-34	H. Loohuis, Gemeente Almelo
35	Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
36	Directie RIVM
37	Directeur Sector Milieurisico's en Externe Veiligheid
38	Hoofd van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
39	Hoofd van de afdeling Risicoanalyse en Model Onderzoek
40	Auteur
41	SBC/Communicatie
42	Bureau Rapportenregistratie
43	Bibliotheek RIVM
44	Bibliotheek LSO
45-49	Bureau Rapportenbeheer
50-60	Reserve exemplaren