
**ONDERZOEK NAAR DE BEPALING VAN DE DOSISSEN EN
GEZONDHEIDSEFFECTEN OPGELOPEN BIJ DE PRODUCTIE VAN FOSFATEN
EN BIJ TOEPASSING VAN GIPSPRODUCTEN IN DE BOUW.**

Prof. K. Heyde – Coordinator
Dr A. poffijn
A. Van Deynse

Vakgroep Subatomaire en Stralingsfysica -RUG-

INHOUDSTAFEL

I. INLEIDING.....	1
I.1 Algemene context van het onderzoek	
I.2 Doelstellingen van het onderzoek	
II. THEORISCHE CONTEXT.....	2
II.1 Radon en radon dochters	
II.2 Risico-analyse voor werknemers	
II.3 Meten van radon	
III. METHODOLOGIE.....	9
III.1 Steekproef	
III.2 Meetingen	
III.3 Analyseprocedure	
IV. RESULTATEN	
IV.1. Metingen in de fosfaatindustrie	
IV.2. Metingen in de gipsindustrie	
IV.3. Persoonsdosimetrie	
V. BESPREKING	
V.1. De fosfaatindustrie	
V.2. Gipsverwerkende industrie	
V.3. Persoonsdosimetrie	
V.4. Besluit	
VI. BIJLAGEN	
VII. BIBLIOGRAFISCHE VERWIJZINGEN	

I. INLEIDING

I.1 Algemene context van het onderzoek

Radon en radonochters zijn de belangrijkste bronnen voor de stralingsblootstelling van de bevolking. Daarom zijn ook een groot aantal studies uitgevoerd in de binnenhuislucht. Tot nu toe is echter nog niet veel aandacht besteed aan de radon blootstelling in de verschillende werkplaatsen. Binnen de Europese Gemeenschap zijn er echter aanbevelingen opgesteld waarin de noodzaak wordt geformuleerd om de persoonlijke blootstelling aan radon tijdens het uitoefenen van werkactiviteiten op een accurate manier te bepalen en te volgen. Deze aanbevelingen moeten voor 13 mei 2000 ingeschreven worden in de nationale wetgeving. Daarom is het interessant om de gezondheidsrisico's en stralingsniveaus ten gevolge van radon in het werkmilieu zelf, eens grondig te bestuderen. De studie van een aantal verschillende gevallen kan een beter inzicht geven van de implicaties op de implementatie van deze wet.

Het is vooral interessant om te onderzoeken hoe de bestaande radonmeetapparatuur zich gedraagt bij blootstelling in het werkmilieu. Deze meetapparatuur werd ontwikkeld voor metingen in woningen. Aandacht wordt besteed aan de geschiktheid van de detectoren en ook aan het verplaatsen of verwijderen ervan door de werknemers. Daarom is het belangrijk dat er vanuit het bedrijf zelf een goede medewerking verkregen wordt. Is dit niet het geval dan kunnen sommige metingen waardeloos zijn. Problemen kunnen ook optreden met actieve metingen daar meestal elektriciteit vereist is. Dit is niet altijd aanwezig. Mogelijke beschadiging van de apparatuur in de chemische industrie moet ook bekeken worden.

Verder is het nodig om naast de bestaande meetapparatuur ook een persoonsdosimeter te ontwikkelen en te optimaliseren. Dit om de persoonlijke blootstelling tijdens het uitoefenen van de werkactiviteit op een accurate manier te kunnen bepalen. Persoonsdosimetrie dringt zich op wanneer hoge radonconcentraties gevonden worden in plaatsen waar de verblijftijd niet exact gekend is. Daarbij bekijken we enerzijds de ontwikkeling van de dosimeter; anderzijds ook het testen ervan in een reële situatie. Vermits de dosimeters buiten de werkuren in een radonvrije ruimte bewaard moeten worden, wordt ook hier enige discipline van de werknemers zelf verwacht.

Er wordt ook aandacht besteed aan de toepassing van de Europese aanbeveling in specifieke gevallen. Combinaties van verschillende soorten straling en de verschillende actie niveaus worden verder bekeken. Eventuele onduidelijkheden kunnen nu reeds aangeduid worden om tot een betere implementatie in de nationale wetgeving te kunnen leiden. Definiëring van vrijgave niveaus dringt zich meer en meer op. Aandacht moet ook besteed worden aan de omzetting van radonconcentratie naar dosis.

I.2 Doelstellingen van het onderzoek

Het project heeft tot doel om een evaluatie te maken van de eventuele gezondheidsrisico's van verschillende groepen werknemers als gevolg van de aanwezigheid van natuurlijke radioactiviteit in sommige courant geproduceerde en gebruikte producten. Fosfaaterts is een van de meest gekende materialen met een verhoogde natuurlijke radioactiviteit. Daarom is het aangewezen om ons onderzoek in deze industrietak te starten. In het bijzonder werd aandacht besteed aan de opgelopen dosis bij de productie van verschillende fosfaatproducten, tengevolge van radonexhalatie uit de behandelde basisproducten.

De effecten op de gezondheid bij het toepassen van sommige van de afvalproducten uit de fosfaatindustrie in de bouwnijverheid werden in detail bekeken. Er werd aandacht besteed aan de situatie in de gipsverwerkende industrie, vermits deze gebruik maakt van de afvalproducten in de fosfaatindustrie. Gezien de zeer specifieke werkomstandigheden, werd geopteerd om de dosis opgelopen bij het aanbrengen van afwerkingslagen op basis van gipsproducten in detail te onderzoeken. Hierbij werd gebruikt gemaakt van een ontwikkelde en geoptimaliseerde persoonsdosimeter. Deze dosimeter moet ook op zijn praktische bruikbaarheid getest worden.

De bedoeling is om deze persoonsdosimeter later ook in andere industrietakken, waar een radonprobleem zou kunnen optreden, aan te wenden.

II. THEORETISCHE CONTEXT

II. 1 Radon en radon dochters.

Radon is een edelgas. Het is zoals alle andere edelgassen kleur- en reukloos. Wanneer het zich in de lucht bevindt, kan het worden ingeademd samen met verscheidene andere gassen, maar het zal ook onmiddellijk weer uitgedemd worden dankzij haar chemische inerte structuur. Op scheikundig gebied is radon dus nauwelijks schadelijk.

Fysisch gezien is radon echter een radioactief gas. Het is een vervalproduct van de U-238 reeks (Fig. II.1). Met radon bedoelen we altijd dit specifieke radon isotoop, nl. ^{222}Rn . De radioactieve dochters van radon die in de atmosfeer gevormd worden zijn zeer reactief en in hoge mate geïoniseerd. Ze kunnen een chemische binding aangaan met luchtbestanddelen of kleine geïoniseerde agglomeraties vormen met waterdamp. Deze groepen hechten zich vast aan luchtdeeltjes of aerosolen. Door inademing van deze aerosolen en de restfractie van vrije dochters in geïoniseerde, moleculaire bindingen kunnen de radioactieve kernen zich aan de longwand vasthechten. Daar vervallen ze verder waarbij hun uitgestuurde alfa's het omliggende weefsel ernstige schade kunnen toebrengen. Deze schade kan leiden tot de vorming van oncogene cellen en in een verder stadium tot longkanker.

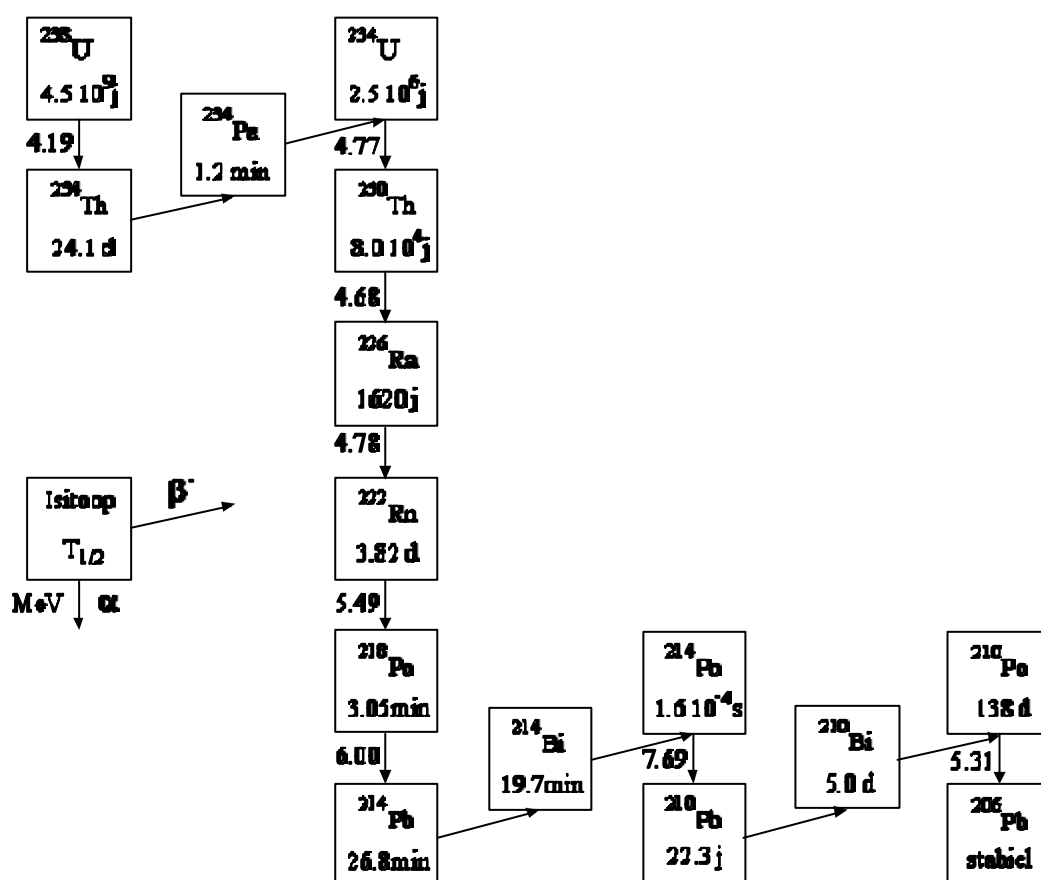


Fig. II.1: De natuurlijke radioactieve U-238 vervalreeks. De stralingsbelasting wordt gedomineerd door ^{218}Po , ^{214}Pb en ^{214}Bi . [9]

De longdosis geassocieerd met radon wordt dus in feite veroorzaakt door het alfa verval van de ingeademde dochters. De biologische halfwaardetijd van de dochters in de long is groter dan enkele uren en kleiner dan een dag [10], zodat er tijd is voor volledig verval naar ^{210}Pb (zie Fig. II.1).

Het element radon heeft meerdere isotopen. Deze isotopen komen voor in de 3 natuurlijk radioactieve reeksen, nl. de uraniumreeks (^{238}U), de thoriumreeks (^{232}Th) en de actiniumreeks (^{235}U). Traditioneel werden deze isotopen respectievelijk radon (^{222}Rn), thoron (^{220}Rn) en actinon (^{219}Rn) genoemd. De halfwaardetijd van het isotoop is medebepalend voor de grootte van de fractie die de atmosfeer kan bereiken. Actinon heeft de kortste halfwaardetijd (4 s) en de actiniumreeks heeft van de drie natuurlijke reeksen de laagste activiteit, zodat de concentratie van het isotoop in de lucht zeer laag is. De bijdrage van dit isotoop tot de stralingsbelasting van de mens is dus te verwaarlozen. Thoron en radon zijn wel aanwezig in de binnenhuislucht. De kortere halfwaardetijd van thoron (55 s) maakt dat de bijdrage van thoron tot de stralingsbelasting kleiner is dan deze van radon.

De concentratie van de (kort-levende) vervalproducten van radon in de lucht wordt meestal niet uitgedrukt in termen van de individuele dochterconcentratie, maar veeleer door een collectieve concentratie die genormaliseerd is tot de hoeveelheid alfa energie als resultaat van het mengsel van vervalproducten dat aanwezig is. Dit wordt de Evenwichts-Equivalente Concentratie genoemd (EEC), de hoeveelheid van elke dochter nodig om dezelfde potentiële alfa-energieconcentratie te krijgen als die die aanwezig is. De verhouding van de EEC tot de radon concentratie is de evenwichtsfactor of F-factor. Deze is gelijk aan 1 als radon in radioactief evenwicht is met al zijn dochters. Meestal varieert de F-factor echter tussen 0.2 en 0.6 in de binnenhuisatmosfeer ten gevolge van verlies aan vervalproducten door ventilatie, plate-out,... Variatie in de F-factor zal ook een invloed hebben op de dosis. Hogere F-factoren betekenen meestal veel aerosolen in de lucht. Bijgevolg zullen meer dochters deponeren op de aerosolen. Lager F-factor betekent een hogere fractie van de vrije dochters die een grotere schade kunnen aanbrengen aan het longepithelium.

II. 2 Risico-analyse voor werknemers

Schattingen van de gevolgen voor de gezondheid ten gevolge van blootstellingen aan ioniserende straling zijn het best gebaseerd op epidemiologische studies. Epidemiologische studies voor radon worden veelal uitgevoerd op mijnwerkers, en in het bijzonder uraniummijnwerkers. Deze studies tonen meestal een lineaire relatie aan tussen de verhoging van het risico en de cumulatieve blootstelling. Daaruit is het mogelijk informatie te halen voor blootstellingen over een lange periode en zo het risico gedurende een mensenleven te bepalen. Er wordt bij de risico-analyse niet alleen rekening gehouden met fatale longkankers maar ook met niet fatale kankers, erfelijke effecten en de levensduur die men verliest of tijdens dewelke men verzwakt is. Dit wordt detriment genoemd. De risico factor voor detriment per eenheid effectieve dosis is bepaald op $5.6 \cdot 10^{-5}$ per mSv voor werknemers en $7.3 \cdot 10^{-5}$ per mSv voor de bevolking [12]. Het verschil tussen beide is het gevolg van de verschillende verblijftijd op het werk en thuis. Het risico per eenheid blootstelling aan radondochters is $8.0 \cdot 10^{-5}$ per mJ h m^{-3} voor werknemers en voor de bevolking. Een blootstelling aan radon dochters van 1 mJ h m^{-3} komt dan overeen met een effectieve dosis van 1.43 mSv voor werknemers en 1.10 mSv voor de bevolking. De verschillende conversiefactoren zijn samengevat in tabel II.1.

Tabel II.1: Conversiefactoren voor dosis en radon blootstelling [12].

	Eenheid	Waarde
Blootstelling en radongas conversie ($F=0.4$)	mJ h m^{-3} per Bq h m^{-3}	$2.22 \cdot 10^{-6}$
Jaarlijkse blootstelling per eenheid radon concentratie ^a		
Thuis	mJ h m^{-3} per Bq m^{-3}	$1.56 \cdot 10^{-2}$
Op het werk	mJ h m^{-3} per Bq m^{-3}	$4.45 \cdot 10^{-3}$
Nominale fataliteits- en detrimentscoefficient thuis en op het werk	$(\text{mJ h m}^{-3})^{-1}$	$8 \cdot 10^{-5}$
Dosis conversie, effectieve dosis per eenheid blootstelling		
Thuis	$\text{mSv per mJ h m}^{-3}$	1.1
Op het werk	$\text{mSv per mJ h m}^{-3}$	1.4

^a Bij een veronderstelling van een verblijftijd van 7000 uren per jaar in huis en 2000 uren per jaar op het werk en een F-factor van 0.4.

II. 3 Meten van radon

Alle methoden voor het meten van radon maken gebruik van het radioactief verval van radon en/of van zijn kortlevende vervalproducten. Meestal wordt hierbij het uitgestuurde alfa deeltje gedetecteerd. Dit gebeurt in een ionisatiekamer of in een oppervlakte grenslaag detector onder de vorm van een stroompuls, in een scintillatie cel door middel van het uitgezonden licht en in bepaalde polymeren door het etsen van de beschadigingen teweeggebracht door het invallende deeltje.

De methodes voor het meten van radon worden meestal verdeeld in passieve en actieve methodes. Actieve methodes maken bij het bemonsteren van de lucht gebruik van elektrische energie. Naargelang de aard van de bemonstering worden de actieve methoden verder ingedeeld in momentane meting, continue metingen en integrerende meting. De passieve methoden zijn allen van het integrerende type.

Passieve methodes

De passieve methodes voor het meten van radon zijn goedkoper in aankoop en in gebruik. Zij zijn daarom uitermate geschikt voor het bepalen van de tijdsgemiddelde radonconcentratie.

1. Sporendetectoren.

Het principe van de sporendetector is vrij eenvoudig. De doorgang van een alfa deeltje in het polymeer materiaal geeft aanleiding tot een microscopisch spoor van beschadigingen. Dit spoor heeft een diameter van 5 tot 10 nm en kan zichtbaar gemaakt worden door het materiaal te behandelen met bepaalde chemische stoffen die versneld de beschadigingen aantasten. De snelheid waarmee dit gebeurt wordt de spoor-etsnelheid (v_i) genoemd. Deze is des te groter naarmate de stralingsschade groter is. Ook het oppervlak van het materiaal wordt weggeëtsd. Dit wordt aangegeven door de bulk-etsnelheid (v_b). De aantasting van het materiaal en van een spoor treedt gelijktijdig op en hun onderlinge competitie bepalen de vorm van het geëtsde oppervlak. Bij vaste v_b en v_i is dit oppervlak een kegel. Figuur II.2 geeft het verloop van het etsproces voor een schuin invallend deeltje. Op deze manier krijgt het spoor een diameter van 1 μm tot 10 μm en is zichtbaar met een optische microscoop.

Fig. II.2: De vorming van een spoor bij een constante spooretssnelheid v. [9]

Een verdere vergroting van de kegelvormige sporen kan bekomen worden door het aanleggen van een elektrisch wisselveld tijdens het etsproces. Dit wordt electrochemisch etsen (ECE) genoemd en vergroot de sporen tot ongeveer 100 μm , waardoor ze zichtbaar worden voor het blote oog. De eerste stap in het proces is het etsen van een kegelvormig spoor. De etsvloeistof, een electrolyet, dringt daarbij het polymeer, een isolator, binnen. Het spoor wordt vergeleken met een geladen metalen naald in de lucht. Aan de top van de naald is de elektrische veldsterkte vele malen groter dan de gemiddelde elektrische veldsterkte. Lokaal ontstaan hierdoor zeer hoge spanningen die het polymeer beschadigen en die gecombineerd met de chemische werking van de etsvloeistof, een wortelvormige structuur doen ontstaan. Dit fenomeen wordt in de literatuur omschreven als het "treeing proces" (vertakkingsproces).

Wanneer chemisch etsen voorafgaat aan ECE spreekt men van voor-etsen. Voor-etsen vermindert de achtergrond door een oppervlaktelaag gelijkmatig weg te etsen zodat kleine oppervlakte onzuiverheden geen aanleiding kunnen geven tot sporen. Daarnaast biedt het voor-etsen ook de mogelijkheid om sporen afkomstig van alfa deeltjes met een verschillende invalenergie te onderscheiden. Inderdaad, tijdens het voor-etsen wordt het latent spoor van de laag-energetische deeltjes volledig geëetst. Daarna wordt de top van het spoor afgerond, zodat de veldsterkte bij de start van het ECE proces onvoldoende is om het vertakkingsproces te starten (zie fig. II.3). Anderzijds worden de latente sporen van de meer energetische deeltjes niet volledig geëetst tijdens het voor-etsen. Bij het aanleggen van de spanning zal het vertakkingsproces direct of na een tijdje starten. Door het aantal sporen te tellen kunnen we de radon concentratie bepalen.

Fig. II.3: Schematische voorstelling van de ontwikkeling van electrochemisch geëtste sporen.

- (I) Het latente spoor van het laag-energetische alfa deeltje b wordt volledig geëetst voor het einde van de voor-estijd t_1 zodat het alfa deeltje niet electrochemisch geëetst wordt.
- (II) Het vertakkingsproces voor het alfa deeltje a start onmiddellijk bij het aanleggen van de spanning.
- (III) Start van het vertakkingsproces voor het meer energetische alfa deeltje c.

Voor de detectie van de alfa deeltjes, uitgestuurd door radon en zijn kortlevende vervalproducten, wordt vrijwel uitsluitend gebruik gemaakt van polymeren: polycarbonaat (Makrofol, Lexan), cellulose nitraat (LR-115, CN-80) en allyl diglycol carbonaat (CR-39). Uit de intercalibraties van radondosimeters, georganiseerd door de Commissie van de Europese

Gemeenschap is gebleken dat elk van deze materialen geschikt is voor nauwkeurige radon metingen in woningen.

LR-115 bestaat uit een dunne laag rood gekleurd cellulose nitraat, van ongeveer 10 μm dik, aangebracht op een kleurloos inert materiaal. De geëtste sporen zijn zichtbaar met een microscoop als perforaties van het cellulose nitraat. Het materiaal is gevoelig voor alfa deeltjes tussen 1,5 en 4,2 MeV.

CR-39 wordt bereid door het polymeriseren van het oxidi-2 ethaandiyl di-2-propenyl ester van koolzuur. Tot op heden kan het polymerisatieproces niet helemaal in de hand gehouden worden en vindt men in eenzelfde reeks belangrijke verschillen in dikte en achtergrond. CR-39 is de gevoeligste van de drie polymeren en detecteert alle alfadeeltjes onder de 10 MeV. De detector wordt niet alleen chemisch maar dikwijls ook electrochemisch geëetst.

Polycarbonaten zijn esters van koolzuur en bis (p-hydroxyphenyl) alkanen en gelijkaardige verbindingen. Ze zijn in Duitsland ontwikkeld door Bayer en worden verkocht onder de handelsnaam Makrofol. Onafhankelijk daarvan verkoopt General Electric gelijkaardige polymeren in de USA onder de naam Lexan. Polycarbonaat folies hebben een zeer gelijkmatige kwaliteit en een kleine achtergrond. Voor de detectie van alfa deeltjes worden de folies electrochemisch geëetst.

Wij gebruiken vooral polycarbonaat (Makrofol) als detectormateriaal. Het voordeel is dat deze detector ongevoelig is voor beta en gamma straling. De typische blootstelling tijd is enkele maanden

2. Actieve kool.

Een snellere techniek maakt gebruik van actieve kool. Commercieel gebruikte bronnen voor deze actieve kool zijn biomaterialen zoals hout, kokosnootschillen en vruchtenpitten of materie van fossiele planten zoals turf, hout en alle koolsoorten; of synthetische polymeren. Adsorberende kool wordt meestal geproduceerd door een twee-stappen proces van carbonisatie en dan geactiveerd door partiële gasificatie. De poreuze structuur, geproduceerd gedurende de activatie, voorziet het extensief oppervlakte gebied van de actieve kool waarvan zijn nut als adsorbent afhangt. Carbon moleculaire zeven worden gevormd door gecontroleerde pyrolyse van geschikte polymeer materialen (vb. Polyvinylchloride) of petroleumpek materialen bij een temperatuur boven de 400 °C. Zij hebben een zeer poreuze structuur met bijna alleen microporiën. Het oppervlak heeft een hoge adsorptie capaciteit. De belangrijkste bindingsmechanismen zijn hydrofobische interacties, ladingstransfer complexen, waterstofbindingen, uitwisseling van kationen en andere specifieke interacties.

De fysische adsorptie van een gas in een laag actieve kool gebeurt in 5 stappen:

1. Massatransfer van de gasmoleculen vanuit de omgeving naar de nabijheid van het adsorberende oppervlak van de korrels.
2. Oppervlakte diffusie van gasmoleculen langs het korreloppervlak naar de ingang van de microporiën.
3. Knudsen diffusie van gasmoleculen in de microporiën en capillairen dat de actieve adsorptie voorafgaat.
4. Fysische adsorptie van de gasmoleculen die door van der Waals krachten in de actieve sites gehouden worden nabij het poriënoppervlak.
5. Gasdesorptie van moleculen vanuit de microporiën ruimte.

De massatransfer wordt beschreven door Ficks tweede diffusiewet en is vooral beïnvloed door de concentratiegradiënt. De diffusie coëfficiënt is onafhankelijk van de concentratie maar recht evenredig met de temperatuur.

Oppervlakte diffusie naar de poriënopeningen wordt ondersteld veel sneller te zijn dan de Knudsen diffusie. De ratio van oppervlakte diffusie is omgekeerd evenredig met het kwadraat van de deeltjesdiameter.

Knudsen diffusie gebeurt in poriën met een straal die kleiner is dan 20 nm. De verhoudingsconstante verbonden met de Knudsen diffusie is recht evenredig met de poriënstraal en het moleculair gewicht van het gas maar omgekeerd evenredig met de temperatuur.

Fysische adsorptie is onafhankelijk van de korrelgrootte. De adsorptie coëfficiënt is de fundamentele eigenschap van een bepaald kooltype en wordt bepaald door het basismateriaal en de methode van activatie. De grootte van het oppervlakte en de poriëngrootte distributie zijn de

belangrijkste parameters die de adsorptie coëfficiënt van een adsorbaat op een bepaalde kool bepalen.

De kool adsorbeert dus de radon uit de lucht. Na de blootstelling wordt de kool afgesloten van de lucht en wordt de gamma-activiteit van de kortlevende dochters gemeten. Deze methode is beperkt tot korte blootstellingstijden van een paar dagen wegens de korte halfwaarde tijd van radon en de adsorptie van waterdamp uit de lucht. Bij hoge vochtigheid zorgt de waterdamp ervoor dat de capillairen van de actieve kool gevuld worden met water waardoor het niet meer mogelijk is voor radon om er binnen te dringen. De "actieve" adsorptie wordt gestopt en we krijgen enkel nog oppervlakte adsorptie. Bijgevolg zal de activiteit op de kool gevoelig dalen.

Een extra voordeel van deze techniek is dat het mogelijk is om de actieve kool meerdere malen te gebruiken. Daarvoor moet de kool geregenereerd worden. De regeneratie gebeurt om alle geadsorbeerde stoffen, in het bijzonder water, te verwijderen. Daarvoor wordt de kool opgewarmd tot 120 °C gedurende ongeveer 16 uren. Men moet wel onder aandacht houden dat wanneer men onmiddellijk regeneert na een blootstelling aan een hoge radonconcentratie, de radon niet altijd kan ontsnappen. Als de gebruikte oven maar een klein volume heeft en er geen verluchting is, is het mogelijk dat de radon opnieuw geadsorbeerd wordt op de kool. Dit is natuurlijk afhankelijk van de massa van de kool en van de desorptietijd van radon. In bovenstaand geval zal de volgende meting niet nauwkeurig uitgevoerd kunnen worden. Openen van de oven tijdens het opwarmen of een paar dagen wachten na de blootstelling tot alle radon vervallen is zijn mogelijke oplossingen.

Beide technieken worden ook gecombineerd zodat ze gebruikt kunnen worden als een persoonsdosimeter. Een sporendetector wordt bedekt met een dun laagje actieve kool. De actieve kool zorgt voor de radonadsorptie uit de lucht zodat er lokaal een hogere radonconcentratie heerst. De alfa's uitgestuurd door de radon en de radondochters worden geregistreerd door de sporendetector. Zo is het toch mogelijk om met actieve kool geïntegreerde metingen uit te voeren over een langere tijd. De gevoeligheid van de sporen detector wordt ook vergroot vermits er lokaal een hogere radonconcentratie aanwezig is. Zo kan een lagere radonconcentratie gemeten worden.

Actieve methodes

Actieve technieken worden meestal gebruikt wanneer geïntegreerde metingen een verhoogde waarde aangeven en we de tijdsvariatie van de radonconcentratie willen meten. Dit is interessant vanuit het oogpunt van remediëring. Een aantal remediëringstechnieken, zoals bv. verhogen van de ventilatie, afdekken van de vermoedelijke bronterm, enz. kunnen op deze manier uitgetest worden. De efficiëntie van de verschillende technieken in de verschillende gevallen kan zo getest worden.

De meest gebruikte techniek is gebaseerd op de electrostatische depositie. De positief geladen radondochters die in de kamer uit radon ontstaan worden door een sterk elektrisch veld gedeponneerd op een alfa gevoelige detector. Meestal wordt een oppervlakte grenslaag detector gebruikt. De toestellen die we gebruiken voor deze doeleinden, nl. Sarad en Radim, zijn gebaseerd op dit principe. De Sarad heeft verder ook nog de mogelijkheid om de radondochterconcentratie te meten. Dit gebeurt door stalname van de dochters op een filter, gevolgd door de meting van de alfa activiteit ervan met een oppervlakte grenslaag detector.

III. METHODOLOGIE

III.1 Steekproef

Wat fosfaatverwerkende bedrijven betreft zijn er 4 grote bedrijven in België. We hebben met alle 4 contact opgenomen. Daarvan bleek één niet geïnteresseerd te zijn in de metingen. In de 3 andere firma's werden metingen uitgevoerd. Voor de productie van fosforzuur zijn er 3 verschillende methodes beschikbaar, nl. ontsluiting met zwavelzuur, met waterstofchloride en met salpeterzuur. Van de bedrijven waar metingen uitgevoerd worden, gebruiken er 2 zwavelzuur en 1 waterstofchloride. Verder is het ook belangrijk aandacht te besteden aan het gebruikte fosfaaterts. Er bestaan nl. 2 verschillende soorten die een verschillende radioactiviteitsinhoud hebben. De eerste is van sedimentaire oorsprong en bevat vooral hoge concentraties aan radium (1000 Bq/kg), de tweede is van magmatische oorsprong en heeft een veel lagere activiteitsinhoud. Van de te meten bedrijven gebruikt de eerste zuiver magmatisch erts, de tweede een mengsel van magmatisch en sedimentair erts en de derde enkel sedimentair erts.

Bedrijf 1 gebruikt magmatisch fosfaaterts uit Zuid-Afrika. Zij maken gebruik van zwavelzuur voor de ontsluiting van het fosfaaterts. Als eindproduct krijgen ze fosforzuur dat gebruikt wordt om o.a. kunstmest te maken. Als afvalproduct bekomen ze fosforgips dat opgeslagen wordt op een terrein naast de fabriek (voor een uitgebreide uiteenzetting van de verschillende productieprocessen, zie bijlage 1). Op dit moment onderzoeken ze of het mogelijk is om dit fosforgips te recyclen. Een deel van het fosforgips wordt reeds gebruikt bij het kweken van champignons. Daarvoor is een fosfaatrijke ondergrond nodig. Contact is ook opgenomen met enkele bedrijven om het fosforgips te gebruiken voor de productie van pleister.

Bedrijf 2 gebruikt dezelfde procedure bij het verwerken van hun fosfaaterts. Het fosfaaterts dat zij gebruiken is een mengsel van 62 % Palfos (Zuid-Afrika), 20 % El Shydia (Jordanië) en 18 % Bucraâ erts (Marokko). De eerste soort is magmatisch erts en de andere 2 zijn sedimentaire ertsen. Bedrijf 2 is echter veranderd van fosfaaterts. Voor hen is het dus interessant om te weten wat de verandering van erts tot gevolg heeft op de radonconcentratie in de fabriek. Het nieuwe mengsel van fosfaaterts wordt 50 % Kola (Rusland; magmatisch), 30 % Palfos en 20 % El Shydia erts. Door de verandering van fosfaaterts wordt de totale natuurlijke radioactiviteit lager en bijgevolg ook de activiteit in het fosforgips. Dit fosforgips wordt nu gebruikt door Bedrijf 7 om te verwerken tot pleister. Het is voor hen heel belangrijk dat de radioactiviteit zo laag mogelijk is omdat bijvoorbeeld in Luxemburg normen (220 Bq/kg) gelden voor de invoer van pleister. Bedrijf 7 zit nu boven deze normen en kan bijgevolg niet uitvoeren naar Luxemburg. Vermoedelijk zullen andere landen volgen met het uitschrijven van deze limieten.

Bedrijf 3 maakt gebruik van een andere procedure voor de verwerking van hun fosfaaterts. Zij maken gebruik van fosfaaterts uit Marokko (sedimentair) dat ze vermengen met HCl. Op deze manier maken ze geen omweg via het fosforzuur, maar produceren ze onmiddellijk veevoeder. Zij maken vooral veevoeder omdat hun producten zeer zuiver zijn. Het voordeel van deze methode is dat hun afvalberg kleiner is. Zij hebben geen fosforgips als afval, maar wel een andere substantie die ze opslaan in een slibbekken naast de fabriek. Rond dit slibbekken worden reeds controle metingen uitgevoerd door het SCK/CEN, maar nu werden in het kader van dit onderzoeksproject metingen uitgevoerd in de fosfaatverwerkende fabriek zelf.

Voor de metingen in de gipsindustrie contacteerden we de 4 grote firma's in België. Eén van hen heeft enkel een verdeelfunctie, terwijl de pleister in Frankrijk geproduceerd wordt. Van alle firma's werden staaltjes van hun verschillende pleisters bekomen. Twee firma's gebruiken natuurgips als basisproduct, één rookgas-ontzwavelingsgips en één fosforgips. Natuurgips en rookgasontzwavelingsgips bevatten weinig natuurlijke radioactiviteit terwijl fosforgips, als afvalproduct uit de fosfaatindustrie, een verhoogde waarde aan radioactiviteit kan geven. In twee van bovenstaande bedrijven werden ook radonmetingen uitgevoerd. Het derde bedrijf was niet geïnteresseerd en wou vooral de werknemers niet verontrusten. Het productieproces is in alle gevallen ongeveer hetzelfde. Het komt erop neer dat het ingevoerde gips opgewarmd wordt zodat alle vochtigheid eruit verdwijnt en het kan gebruikt worden als pleistermateriaal (voor een

uitgebreider productieproces, zie bijlage 2). Het verschil in de bedrijven zit in het gebruikte basismateriaal.

Bedrijf 4 gebruikt natuurlijk gips en vooral rookgasontzwavelingsgips voor het maken van hun pleisters. Het rookgasontzwavelingsgips wordt ingevoerd vanuit Duitsland vermits in België er geen productie van is. Naast het gewone pleister maken zij ook gipsplaten in hun bedrijf. Daarvoor wordt het bekomen pleister nogmaals gemengd met water en uitgesmeerd op kartonplaten. Deze platen worden dan gedroogd in een oven. Zowel de basisproducten als hun eindproducten werden gemeten. Verder werden ook op alle plaatsen in de fabriek waar werknemers aanwezig zijn radonmetingen uitgevoerd.

Bedrijf 5 maakt gebruik van natuurlijk gips voor hun pleisters. Het pleister wordt geproduceerd in Frankrijk en hier heeft men enkel een opslagruimte. Het gebruikte gips wordt uitgegraven in een groeve nabij Parijs. Van hun pleisterproducten werden stalen genomen en gemeten. In hun opslagruimte werd ook een radonmeting uitgevoerd.

Bedrijf 6 maakt ook gebruik van natuurlijk gips voor het ontwikkelen van hun pleisters. Hier werden enkel metingen van de staaltjes uitgevoerd. De oorsprong van het gebruikte gips is ons niet bekend.

Bedrijf 7 gebruikt het fosforgips van Bedrijf 2 voor de productie van hun pleister. Dit heeft de hoogste natuurlijke radioactiviteitsinhoud van alle gebruikte gipsen. Daarom werd aangedrongen op radonmetingen in dit bedrijf die dan ook uitgevoerd zijn. Daarnaast werden ook staaltjes van hun basisproducten en pleisterproducten gemeten.

III.2 Metingen

Activiteitsbepaling.

Voor de evaluatie van de eventuele gezondheidsrisico's ten gevolge van radonblootstelling op het werk, werd een gedetailleerde analyse verricht van de situatie op de verschillende plaatsen waar de werknemers zich tijdens de werkuren bevinden. Daarbij werd vooreerst de (natuurlijke) radioactiviteitsinhoud van alle gebruikte basisproducten en eventueel afval producten bepaald met behulp van gamma-spectroscopie. Daarvoor maken we gebruik van een HPGe detector met een relatieve efficiëntie van 20 % en het FWHM (Full Width at Half Maximum) bij een energie van 1332 keV is 1.7 keV. De stalen worden gedurende 100 000 s gemeten, de standaardmeetijd voor gamma-analyse. Dit geeft de optimale tijd voor de analyse van het staal, maar beperkt ook de achtergrondactiviteit ten gevolge van omgevingsstraling en contaminatie van het omringende loodkasteel. Zo bekomen we de beste resultaten. Voor metingen van achtergrondstraling wordt geopteerd voor langere metingen omdat de activiteit veel lager is.

Radon metingen.

Vervolgens werd een inventarisatie gemaakt van de radon blootstelling in de verschillende ruimten met behulp van passieve integrerende dosimeters.

Langsheen het productieproces worden een aantal passieve detectoren geplaatst. Daarbij wordt vooral rekening gehouden met plaatsen waar regelmatig werknemers aanwezig zijn. De plaatsen waar de metingen uitgevoerd zijn in Bedrijf 1 en 2, zijn: de opslagplaats van het fosfaaterts; de filterkamer, waar het fosforgips gefilterd wordt; in de controlekamers van de filterkamer en fosfaatertsstockage; en nabij de fosforzuurkuipen, waar het fosforzuur opgeslagen wordt. Daarnaast worden ook een aantal detectoren geplaatst op het opslagterrein van het fosforgips. Deze detectoren moeten gedurende minimum 3 maand ter plaatse blijven. Bij bedrijf 3 zijn de meetplaatsen ietwat anders. Omdat daar geen filters aanwezig zijn wordt gemeten in de stockageplaats van het fosfaaterts; langs het productieproces, nabij grote kuipen waar het verloop van het productieproces gecontroleerd wordt, en bij de stockage van het eindproduct, nl. de veevoeders. Daarnaast zijn er ook metingen uitgevoerd nabij de afvalproducten: enerzijds bij het oude slibbekken, dat naast de fosfaatfabriek ligt maar niet meer gebruikt wordt, anderzijds bij het

nieuwe slibbekken dat gescheiden wordt van de fabriek door een kanaal. Vooraleer het afvalslib naar het slibbekken gaat wordt eerst al het water uit de afvalkoeken geperst. Dit gebeurt in het persgebouw. Daar zijn ook permanent mensen aanwezig en worden ook metingen uitgevoerd.

Ook in de gipsverwerkende industrie worden radonmetingen uitgevoerd. Ook hier worden de meetplaatsen gekozen langsheen het productieproces met speciale aandacht aan de plaatsen waar veel mensen aanwezig zijn. De metingen worden uitgevoerd bij de opslagruimte van hun basisproduct, nabij de droogovens van het gips, bij de zakkenvullers waar het pleister in de zakken gedeponeerd wordt en bij de stockage van het eindproduct. Deze metingen werden uitgevoerd bij zowel Bedrijf 4 als Bedrijf 7. Bij Bedrijf 5 werden metingen uitgevoerd in de opslagplaats van het pleister. Vermits in Bedrijf 4 ook gipskartonplaten gemaakt worden, werden ook metingen uitgevoerd nabij deze productielijn. De meetplaatsen zijn daar: nabij de mixer waar het pleister gemengd wordt met water, bij de schaar die de platen in stukken snijdt, nabij de droogovens van de platen en in de opslagplaats.

Gamma dosissnelheid.

Metingen van de gamma dosissnelheid worden ook uitgevoerd. Vermits er een verhoogde radioactiviteitsinhoud is in de basisproducten kan dit ook aanleiding geven tot een verhoogde gamma dosis. Dit volgt ook uit Fig. II.1. In de vervalketen zijn een aantal elementen die vervallen via gamma-emissie. De metingen worden uitgevoerd met een draagbare NaI (TI) detector. Wanneer een gamma invalt in het NaI kristal zal wegens het gedopeerd effect van het kristal met TI een elektrische puls uitgestuurd worden. Door detectie daarvan krijgen we een idee van de dosissnelheid. Dit alles om een volledige dosispredictie te krijgen.

Aerosoldistributies.

Verder zijn ook aerosoldistributies gemeten gebruik makend van de Anerson Mark III Cascade impactor. Deze impactor klassificeert automatisch en aerodynamisch deeltjes in verschillende grootte reeksen. De impactor bestaat uit een aantal platen doorboord met een aantal gaten van verschillende groottes. De impactorplaten worden bedekt met papieren of aluminium filters. Via een pomp wordt lucht aangezogen. De stofdeeltjes uit de lucht worden door impactie neergeslagen op de verschillende filters. Door het wegen van de filters wordt een massagroottedistributie opgemaakt. Samen met het wegen van de totale massa van de stofdeeltjes kan dus een idee gekregen worden van de massa van de stofdeeltjes in de lucht en hun grootte distributie.

De impactor scheidt de deeltjes door verschillen in inertie zoals getoond wordt in figuur III.1. De grootte van de gecollecteerde deeltjes in elke fase wordt gegeven door de volgende vergelijking die de deeltjesgrootte beschrijft voor 50 % collectie-efficiëntie.

$$D_p^2 = 18 \mu D_c / C_0 \rho V_0$$

Met:

D_p	=	50 % effectieve cut-off diameter van het deeltje (cm)
μ	=	Viscositeit van de lucht (poise)
D_c	=	Diameter van de doorlaat gaatjes (cm)
	=	Dimensieloze inertie impactieparameter
C_0	=	Cunningham slip correctie factor
	=	$1 + 0.16 \cdot 10^{-4} / D_p$ voor normale temperatuur en druk
ρ	=	dichtheid van de deeltjes (g/cm^3)
V_0	=	Snelheid van aerosol jet, cm/s

Deze vergelijking toont dat de diameter van de openingen de deeltjes scheidings-karakteristieken bepaalt, wanneer we constante stapel en sampling condities veronderstellen. Door de diameter van de gaten in de platen te verminderen, kunnen kleinere deeltjes gecollecteerd worden op een gegeven fase ten gevolge van stijgende snelheden. Bijgevolg zal, voor een gegeven set van impactor condities, de ingangsstroom snelheid de deeltjesgrootte-karakteristieken bepalen.

Verhoogde temperatuur heeft een invloed op de gas viscositeit en de Cunningham slip factor, dus beïnvloedt de impactor deeltjes karakteristieken. Daarom moeten de calibratiecurves gebruikt worden bij de specifieke temperatuur tijdens de meting. Er moeten echter geen correcties doorgevoerd worden voor variaties in de deeltjesdichtheid. De impactor is gecalibreerd voor de eenheid dichtheid (1 g/cc) en sferische deeltjes. Vermits deze monodisperse aerosolen (constante grootte, vorm en specifieke graviteit) gebruikt worden als referentie deeltjes, worden alle deeltjes die gecollecteerd worden (onafhankelijk van hun grootte, vorm en dichtheid), aanzien als aerodynamische equivalenten van de referentie deeltjes. Daarom kunnen alle deeltjes gerelateerd worden tot het gecalibreerde materiaal en is het niet nodig om correcties te maken voor de echte deeltjesvorm en -dichtheid.

Uit de vorige vergelijking kan de inertie impactorparameter, die een indicatie is voor de relatieve collectie-efficiëntie van de impactor, berekend worden uit de volgende vergelijking:

$$= C_{0p} V_0 D_p^2 / 18 \mu D_c$$

Deze vergelijking toont dat om de collectie-efficiëntie te verhogen (vergroting van de richtingscoëfficiënt van de fractionele efficiëntie curve (zie verder)) voor een gegeven set van stack condities, de jet snelheden moeten verhoogd en/of de jet diameters verkleind worden. Uit onderzoek blijkt dat hoe groter het aantal openingen en hoe kleiner de diameter van deze openingen zijn, hoe efficiënter de impactor is. De belangrijkste reden daarvoor is dat hoe meer openingen er zijn, hoe lager de jet snelheden zijn die nodig zijn voor dezelfde fractionatie, resulterend in minder turbulente flow en minder herlading. Daarom zijn impactors met meerdere openingen beter dan deze met één opening.

Fig. III.1: Schema van de impactor fases. [15]

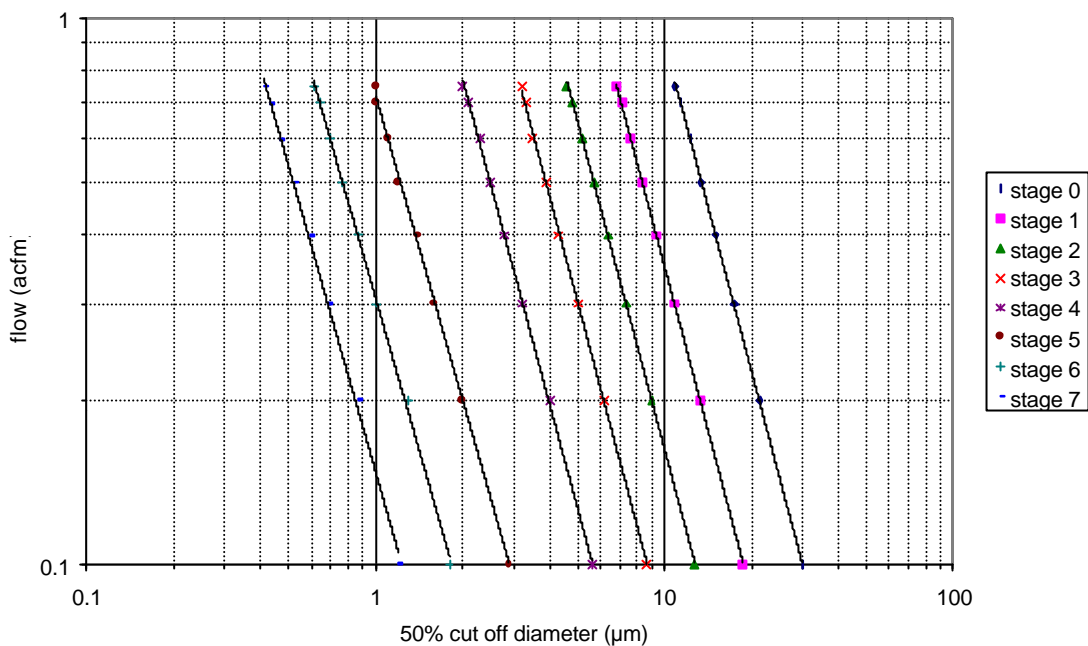


Fig. III.2: Cut-off punt in functie van het debiet bij een luchttemperatuur van 70 °F en deeltjesdichtheid van 1 g/cc.

Wij gebruiken een impactor met meerdere openingen die in 5 ringen geplaatst zijn. De efficiëntie van de scheiding van de deeltjes is afhankelijk van het ingangsdebiet. Deze is, zoals hierboven aangeduid, ook afhankelijk van de temperatuur. De fractionele efficiënties voor de 50 % cut-off diameter bij verschillende temperaturen worden gegeven in tabel III.1. Dit geeft de 50 % cut-off diameter van de deeltjes in de verschillende fasen. De scheiding van de deeltjes gebeurt nooit voor 100 %. We kunnen enkel bij elke fase zeggen dat 50 % van de deeltjes met een diameter groter dan de aangegeven diameter tegengehouden zal worden. De gebruikte fractionele efficiëntie curve voor de 50 % effectieve cut-off diameter wordt weergegeven in figuur III.2 bij een temperatuur van 70 °F (= 21 °C) en een deeltjes dichtheid van 1.0 g/cc. Het debiet wordt uitgedrukt in ACFM (= Ambient Cubic Feet per Minute). $ACFM = 0.589 \cdot \text{debiet in m}^3/\text{h}$.

Tabel III.1: Fractionele efficiëntie curves: 50 % effectieve cut-off diameter (μm) bij deeltjes dichtheid van 1.0 g/cc.

Debiet (acfm)	Fase 0	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5	Fase 6	Fase 7
Lucht temperatuur = 70.0 °F (= 21 °C)								
0.1	29.9	18.7	12.7	8.7	5.6	2.9	1.8	1.2
0.2	21.3	13.3	9.0	6.2	4.0	2.0	1.3	0.87
0.3	17.4	10.8	7.4	5.0	3.2	1.6	1.0	0.69
0.4	15.0	9.4	6.4	4.3	2.8	1.4	0.87	0.59
0.5	13.4	8.4	5.7	3.9	2.5	1.2	0.77	0.52
0.6	12.3	7.6	5.2	3.5	2.3	1.1	0.70	0.47
0.7	11.4	7.1	4.8	3.3	2.1	1.0	0.64	0.43
0.75	10.9	6.8	4.6	3.2	2.0	1.0	0.61	0.41
Lucht temperatuur = 100.0 °F (= 38 °C)								
0.1	30.7	19.2	13.1	8.9	5.8	2.9	1.8	1.3
0.2	21.7	13.6	9.2	6.3	4.1	2.1	1.3	0.89
0.3	17.7	11.1	7.5	5.1	3.3	1.7	1.0	0.71
0.4	15.3	9.6	6.5	4.4	2.8	1.4	0.90	0.60
0.5	13.7	8.5	5.8	4.0	2.5	1.3	0.78	0.53
0.6	12.5	7.8	5.3	3.6	2.3	1.2	0.71	0.48
0.7	11.8	7.3	4.9	3.4	2.2	1.1	0.66	0.45
0.75	11.2	7.0	4.7	3.2	2.1	1.0	0.63	0.42
Lucht temperatuur = 300.0 °F (= 150 °C)								
0.1	34.0	21.3	14.5	9.9	6.4	3.3	2.1	1.4
0.2	24.0	15.0	10.2	7.0	4.5	2.3	1.4	0.99
0.3	19.5	12.2	8.3	5.6	3.6	1.8	1.1	0.79
0.4	16.9	10.6	7.2	4.9	3.2	1.6	1.0	0.68
0.5	15.1	9.5	6.4	4.4	2.8	1.4	0.88	0.60
0.6	13.7	8.6	5.8	4.0	2.5	1.3	0.79	0.54
0.7	12.8	8.0	5.4	3.7	2.4	1.2	0.73	0.49
0.75	12.4	7.7	5.2	3.6	2.3	1.1	0.70	0.48

III.3 Analyseprocedure

Activiteitsmetingen.

Een staaltje van ongeveer 120 g van alle basis-, eind- en afvalproducten werd verkregen om te analyseren op zijn natuurlijke radioactiviteit. De staaltjes werden eerst allemaal gedroogd in een droogstoof op 120 °C gedurende 16 uur. Daarna wordt het staal in het polyethyleen flesje met een inhoud van 120 ml gestopt. Een wachttijd van ongeveer 30 dagen is nodig om de radon en radondochters te laten ingroeien in de flesjes. We gaan er immers van uit dat alle radon tijdens het opwarmen ontsnapt is. Vermits ^{226}Ra zelf geen gamma lijn heeft, meten we de gammalijnen van de dochterproducten van radon. Daarom is een wachttijd van 30 dagen nodig. Daarna worden de staaltjes gemeten met een HPGe-detector (met een relatieve efficiëntie van 20 % en een FWHM (Full Width at Half Mean) bij een energie van 1332 keV van 1.7 keV) gedurende 100 000 s.

De minimale detecteerbare activiteit (MDA) van de detector is 5 Bq/kg voor ^{226}Ra en ^{232}Th en 50 Bq/kg voor ^{40}K met een standaard afwijking van 10 %. Dit is ten gevolge van de achtergrondstraling en de contaminatie van het omringende loodkasteel. Voor de bepaling van de radioactiviteitsinhoud gebruiken we de gamma-lijnen van ^{214}Pb (295.2 keV en 351.9 keV) en van ^{214}Bi (609.3 keV en 1120.3 keV) voor de radiumbepaling en de lijnen van ^{212}Pb (238,6 keV) en ^{228}Ac (911,1 keV en 968,9 keV) voor de thoriumbepaling.

Radonmetingen.

De passieve metingen van de radon concentratie gebeuren met behulp van Makrofol detectoren. Deze zijn cirkelvormig met een diameter van 5 cm en een dikte van 300 μm . De detectoren worden in diffusiekamers geplaatst. Deze kamers laten de omgevingslucht diffunderen in de kamer waar de radon kan vervallen. De opening waardoor de lucht binnendringt is afgesloten met een filter die een diffusietijd heeft van een paar minuten. Daardoor zal thoron reeds vervallen zijn voordat het de diffusiekamer binnengedrongen is. Zo kunnen we zeker zijn dat enkel radon gedetecteerd wordt. De diffusiekamers die we gebruiken in de studie in huizen zijn gemaakt uit blik. Ze zijn het best te vergelijken met een verfpot. Aan de zijkant is een klein gaatje gemaakt om de diffusie toe te laten. Dit gaatje is bedekt met een filter. Vermits we problemen hadden met roestvorming zijn we opnieuw overgeschakeld naar de kunststoffen Karlsruhe detectoren. Deze werden ontwikkeld in Karlsruhe en hier tot voor enkele jaren gebruikt. Het uitzicht van de diffusiekamer wordt voorgesteld in figuur III.3.

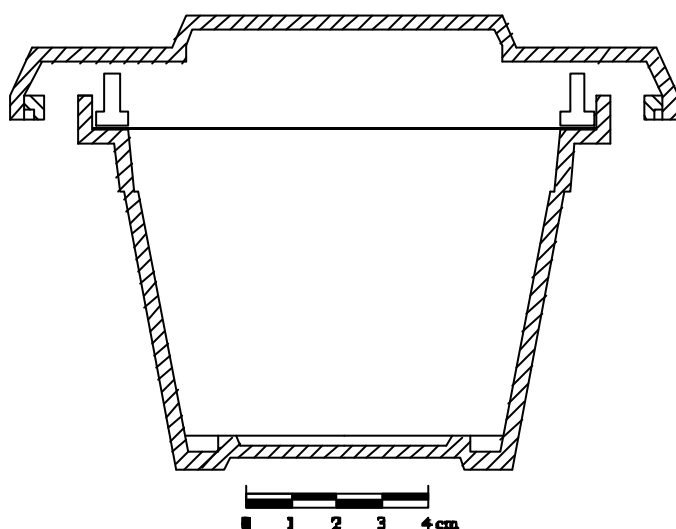


Fig. III.3: De Karlsruhe diffusiekamer.

Het voordeel van de blikken diffusiekamer is dat ze niet electrostatisch geladen worden. Door de electrostatische lading worden de dochters neergeslagen op de wand en krijgen we een lager signaal dan verwacht. Dit is ook te zien in de calibratiefactor. De blikken kamers hebben een grotere gevoeligheid dan de plasticen kamers. Vermits de metingen in weinig afgesloten ruimtes uitgevoerd worden is de kans klein dat de diffusiekamers electrostatische geladen worden tijdens de metingen en krijgen we toch betrouwbare resultaten.

De detectoren worden electrochemisch geëts met een korte vooretstijd (chemisch). Er wordt een cirkelvormig oppervlak geëts met een diameter van 3 cm. Eerst wordt gedurende een half uur chemisch voorgeëts bij 25 °C in een oplossing van ethanol en 6 N KOH met een volume verhouding 1:4, gevolgd door electrochemisch etsen gedurende 3 uur, bij dezelfde temperatuur en in dezelfde oplossing. De zo ontstane sporen worden semi-automatisch geteld over 4 velden. Bij het gebruik van de persoonsdosimeter wordt een kleiner oppervlak bestraald. Het geëtsde oppervlak blijft hetzelfde maar er zullen zich dus maar op een kleiner oppervlak sporen bevinden. De diameter van dit oppervlak is 1.7 cm. Om de fout ten gevolge van de ongelijke belichting van het analysesysteem te beperken wordt dit veld een tweede maal geteld na een rotatie van 180 °. Een verder optimalisatie van de etsprocedure voor de persoonsdosimeter zal verder onderzocht worden.

Dit betekent een deeltjes dichtheid van 0.3 µg/l. In de opslagplaats van het fosfaaterts werd gedurende 21 uur en 40 minuten een staal genomen met een debiet van 54 l/min. De totale gewichtstoename van de filter in dit geval was 236.7 mg wat correspondeert met een deeltjesdichtheid van 3.4 µg/l. De deeltjesdichtheid in de opslagplaats was dus een orde hoger dan in de filterkamer.

Gelet op de vorige resultaten besloten we om volgende staalnamecriteria te gebruiken voor de metingen met de impactor zelf. In de opslagplaats werd een staal genomen gedurende 17 uur met een debiet van 0.696 m³/h (= 0.410 acfm). Dit gaf een globale deeltjes dichtheid van 0.66 µg/l. Dit is heel wat kleiner dan de waarde gevonden tijdens de globale meting, maar deze meting is 's nachts uitgevoerd en hoewel er ook 's nachts gewerkt wordt, zal de globale activiteit in de opslagplaats wel lager zijn. De deeltjesgrootte distributie worden gegeven in figuur IV.1 en de cumulatieve deeltjesdistributie in figuur IV.2.

In de filterkamer werd gedurende 50 uur een staal genomen met een debiet van 1.023 m³/h (= 0.603 acfm). Daar was de globale deeltjes dichtheid 0.16 µg/l, ook ietwat lager dan de eerste meting. De deeltjes grootte distributie is hier gegeven in figuur IV.3 en de cumulatieve deeltjes distributie is gegeven in figuur IV.4.

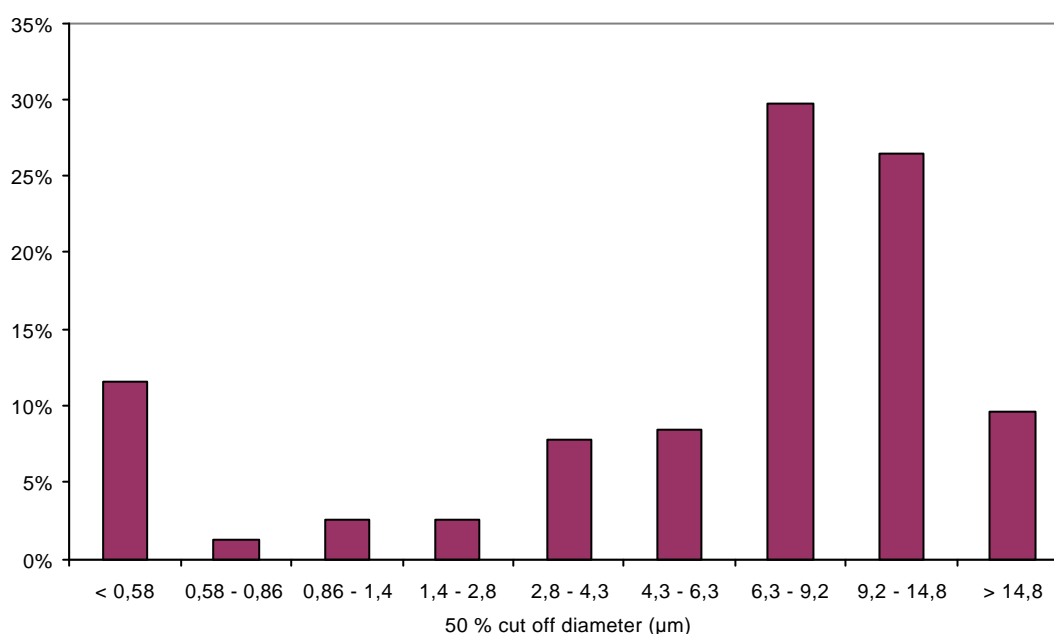


Fig. IV.1: De deeltjesgrootte distributie in de opslagplaats van het fosfaaterts.

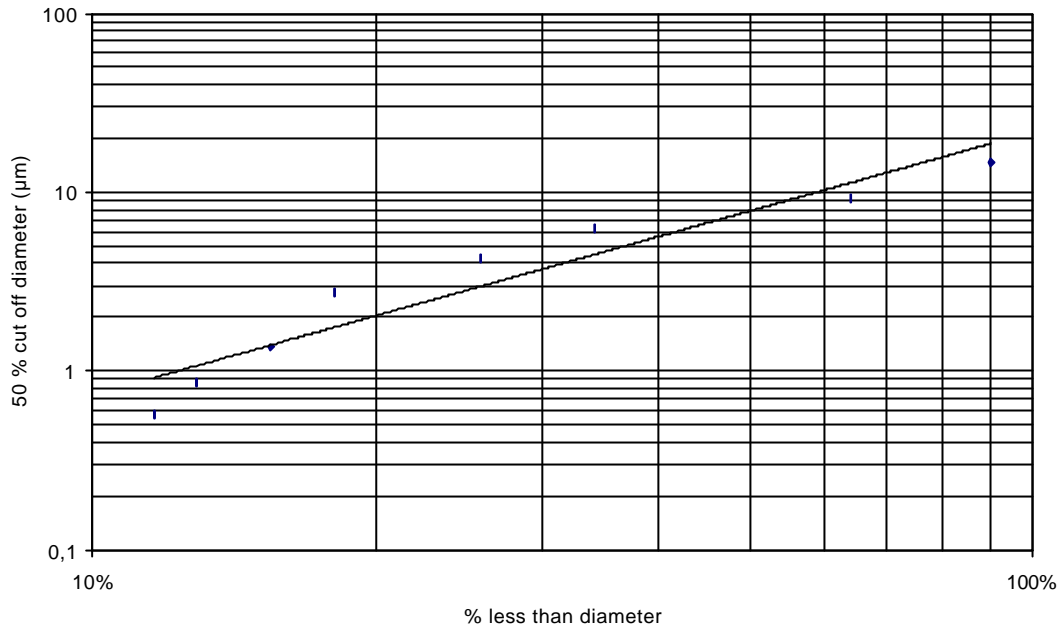


Fig. IV.2: De cumulatieve grootteverdeling in de opslagplaats van het fosfaaterts.

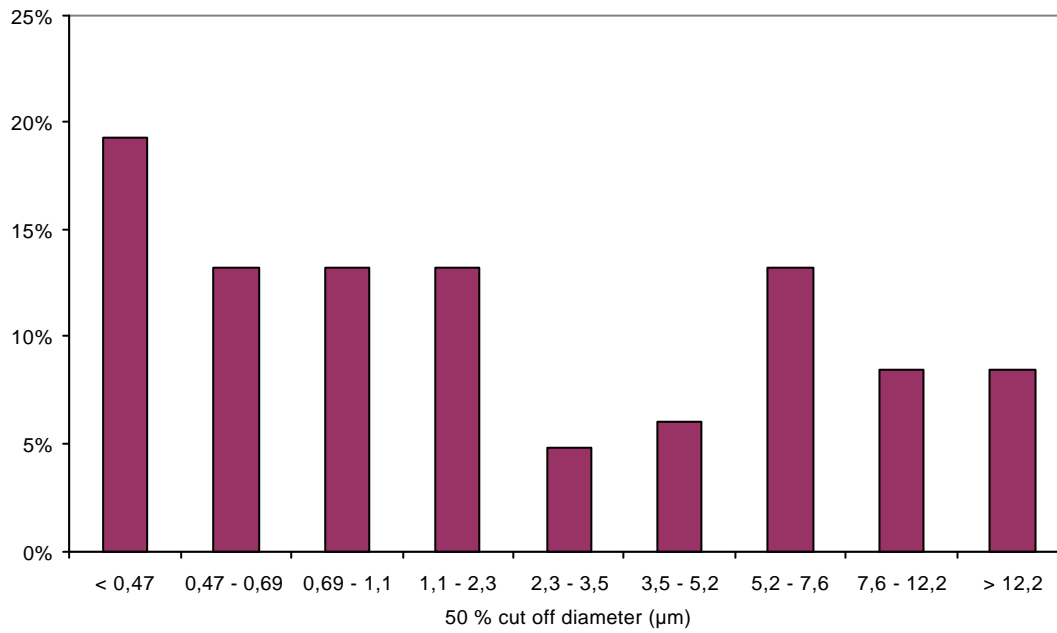


Fig. IV. 3: De deeltjesgrootte verdeling in de filterkamer.

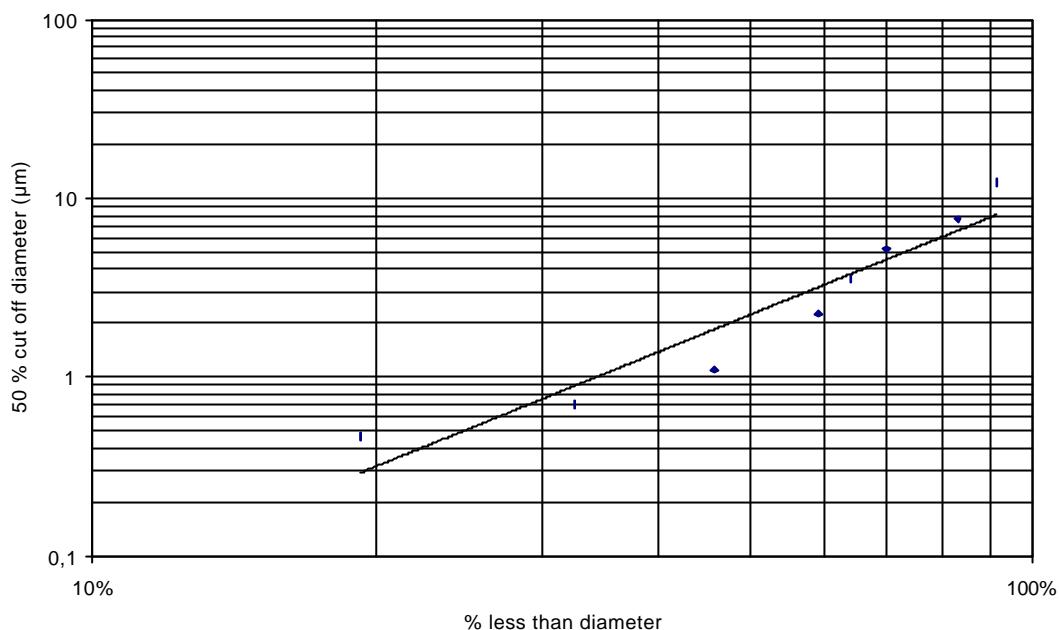


Fig. IV.4: De cumulatieve grootteverdeling in de filterkamer.

De deeltjesgrootte distributies geven het percentage van de deeltjes aan dat tussen de aangegeven diameter zit. De cumulatieve distributie geeft het percentage van de deeltjes dat een diameter heeft die kleiner is dan de aangegeven diameter. In de opslagplaats voor het fosfaaterts is 50 % van de deeltjes groter dan 8 µm met een duidelijke piek tussen 6 en 15 µm. De deeltjes in de filterkamer zijn gelijkmatiger verdeeld met een klein minimum tussen 2 en 5 µm.

Bedrijf 2:

Bedrijf 2 maakt als basisproduct gebruik van een mengsel van sedimentair en magmatisch erts en zwavelzuur voor de ontsluiting. De resultaten van de activiteitsinhoud van de verschillende soorten fosfaaterts en van het fosforgips worden gegeven in tabel IV.3. De metingen van de radonconcentratie worden samengevat in tabel IV.4. Metingen werden uitgevoerd op analoge plaatsen als in Bedrijf 1. Verschillen met Bedrijf 1 zijn de aanwezigheid van een tweede filter en de controle kamers nabij de fosfaat- en de fosforgipsopslagplaats.

Tabel IV.3: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van het fosfaaterts en het fosforgips in Bedrijf 2.

Isotoop	Activiteit (Bq/kg)		
	Fosfaaterts*		Fosforgips
	Ers 1	Ers 2	
⁴⁰ K	< 50	50 ± 5	76 ± 49
²²⁶ Ra	64 ± 22	596 ± 71	161 ± 7
²³² Th	204 ± 71	< 5	127 ± 12

* Ers 1 en Ers 2 worden gemengd.

Ongelukkigerwijs zijn in dit bedrijf geen gamma-metingen en metingen van de aerosolverdeling uitgevoerd. De aerosolverdeling zal echter vergelijkbaar zijn als deze in Bedrijf 1 vermits de werkomstandigheden vrij gelijkend zijn. Informatie over de gamma-metingen zijn moeilijker te voorspellen vermits de achtergrondstraling op verschillende plaatsen grote verscheidenheid kan vertonen.

Tabel IV.4: Radonconcentratie (Bq/m³) in de verschillende werkruimtes in Bedrijf 2.

Werkruimte	Rn Conc (Bq/m ³)
Stockage van het fosfaaterts	84 ± 30
Controle kamer	41 ± 6
Filterkamer : Filter 1	216 ± 44
Filter 2	31 ± 13
Controle kamer	18 ± 8
Fosforzuurkuipen	40 ± 28
Stockage fosforgips	70 ± 8
	100 ± 24
Controle kamer	37 ± 4
	22 ± 4
Referentie waarde	25 ± 3

Bedrijf 3:

Bedrijf 3 gebruikt sedimentair fosfaaterts en HCl voor de ontsluiting ervan. Resultaten van de metingen van de gamma-activiteit in het fosfaaterts en het afvalproduct worden gegeven in tabel IV.5. De radon metingen zijn samengebracht in tabel IV.6. Vermits het productieproces verschillend is, wordt ook op andere plaatsen gemeten. Metingen werden uitgevoerd in de opslagplaats van het fosfaaterts, langsheen het productieproces, d.i. nabij een filter en bij de stockage van het eindproduct, het veevoeder. Ook op de opslagruimte van het afval werd gemeten, zowel op het nieuwe als het oude slibbekken. Het oud slibbekken is een vroegere opslagplaats van slib naast de fabriek zelf. Vooraleer het afvalproduct gestort wordt, wordt eerst al het water uit de afvalkoeken geperst in het persgebouw. Ook daar werden metingen uitgevoerd. De eerste metingen zijn uitgevoerd in de lente van 1997.

Tabel IV.5: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van het fosfaaterts en het afvalslib in Bedrijf 3.

Isotoop	Activiteit (Bq/kg)	
	Fosfaaterts	Afvalslib
⁴⁰ K	< 50	< 50
²²⁶ Ra	1095 ± 81	7320 ± 570
²³² Th	9 ± 1	51 ± 13

De grote standaard deviatie op de waarde in het persgebouw is te wijten aan het feit dat de radon concentratie niet evenredig verdeeld is het gebouw. Er blijkt een ietwat hogere concentratie aanwezig te zijn nabij de ingang van het gebouw. Vermits we een verhoogde concentratie vonden in het persgebouw, hebben we besloten, in samenspraak met de directie om de metingen te hernemen. Nu werden metingen uitgevoerd voor 6 maanden en 2 maal 3 maanden. Hieruit kunnen we concluderen dat de radonconcentratie hoger werd gedurende de winter. Dit doet vermoeden dat de ventilatie niet voldoende is. Daarom werden actieve metingen voorgesteld gedurende de zomer waarbij de ventilatie aan en uit werd geschakeld. De extra ventilatie bestaat grotendeels uit het openlaten van de deur. Verder waren ook 2 kleine ventilatoren aanwezig. De resultaten van de actieve metingen worden voorgesteld in figuur IV.5 en een samenvatting werd gemaakt in tabel IV.7. De metingen werden uitgevoerd met 2 verschillende toestellen, nl. de Radim die zich in de werkplaats bevond en de Sarad die in de controle kamer geplaatst werd. De controlekamer is verbonden met de werkplaats door een deur die continu open staat. Tijdens het weekend worden de persen schoongemaakt (1 op zaterdag en 1 op zondag). De Radim werd gedurende die periode dan ook verwijderd uit de werkruimte om beschadiging te voorkomen.

Tabel IV.6: Radonconcentratie (Bq/m³) in de verschillende werkruimtes in Bedrijf 3.

Meetplaats	Rn conc (Bq/m ³)			
	Lente 1997	Herfst 1997	Winter 1998	Sept 97-april 98
Fosfaaterts: beneden	74 ± 8	222 ± 28	227 ± 14	296 ± 2
boven	253 ± 40	160 ± 22	145 ± 14	152 ± 15
Oud slibbekken: op de grond	560 ± 50			
op 1 m hoogte		160 ± 22	71 ± 25	138 ± 14
op 1.5 m hoogte		98 ± 15	58 ± 11	84 ± 9
Persgebouw Controlekamer	269 ± 44	535 ± 100 482 ± 45	805 ± 280 689 ± 62	759 ± 180 767 ± 68
Slibbekken S 3: op 1 m hoogte	143 ± 12	118 ± 14	69 ± 10	
op 1.5 m hoogte		105 ± 16	60 ± 20	98 ± 10
nieuw slib		84 ± 13	77 ± 20	92 ± 10
Productieproces	53 ± 20			
Stockage eindproduct	34 ± 19			
Referentie waarde	19 ± 7			

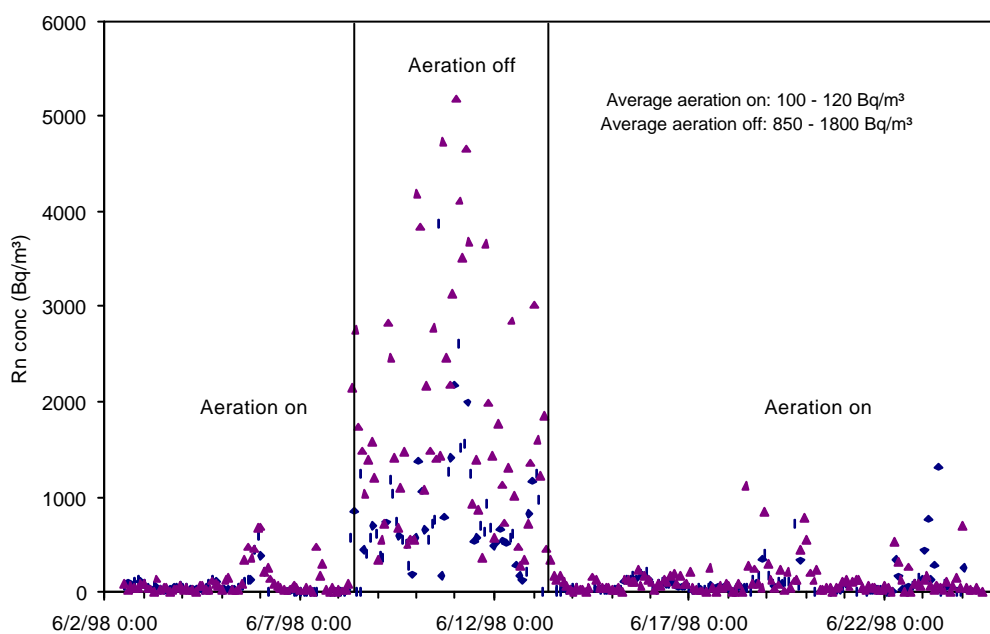


Fig. IV.5: Actieve meting van de radonconcentratie in het persgebouw.

Tabel IV.7: Gemiddelde radon concentratie (Bq/m³) in de verschillende periodes.

Tijdstip	Ventilatie	Radim		Sarad	
		Gemiddelde Rn conc (Bq/m ³)	Stdev (Bq/m ³)	Gemiddelde Rn conc (Bq/m ³)	Stdev (Bq/m ³)
Week 2/6	Aan	96	116	123	165
Weekend 6/6	Aan	10	7	73	109
Week 8/6	Uit	852	637	1824	1257
Weekend 13/6	Aan	34	11	165	369
Week 15/6	Aan	114	116	164	207
Weekend 20/6	Aan	24	19	66	53
Week 22/6	Aan	329	472	119	162

Deze metingen duiden inderdaad aan dat de verhoging van de concentratie te wijten is aan een tekort aan ventilatie. Er wordt nu overwogen om een beter systeem te installeren om zo het energieverlies tijdens de winter zo laag mogelijk te houden.

Naast de radonmetingen zijn ook gamma-metingen uitgevoerd in deze fabriek. Er werd vooral aandacht besteed aan de situatie in en rond het persgebouw. De resultaten van de metingen worden weergegeven in tabel IV.8. Wegens de hoge radiuminhoud van het afvalslib is het te verwachten dat hoge gamma dosissnelheden gevonden worden. Inderdaad wordt nabij het slib zelf een waarde van 4 µSv/h gevonden. Een verblijftijd van ongeveer 1000 h (ongeveer de helft van de jaarlijkse werkuren) per jaar op het slibbekken zelf geeft dus een dosis van 4 mSv. Vermits dit boven het actieniveau voor gamma straling ligt mag het probleem zeker niet verwaarloosd worden.

Tabel IV.8 : Gamma-dosissnelheden in en rond het persgebouw en op het slibbekken.

Meetplaats	Gamma (µSv/h)
Persgebouw boven	0.09 ± 0,01
Buis met slib	0.18 – 0.26
Buis zonder slib	0.09 ± 0,01
Afvoerbuis van water	0.09 ± 0,01
Persgebouw beneden	0.18 – 0.53
Boven afvoerleiding van slib	1.8 ± 0,1
Afvoerwater	0.18 – 0.22
Water + slib	0.35 – 0.44
Slibtank naast het persgebouw	
Dichtbij	0.88 ± 0,10
Op 1 m afstand	0.18 – 0.22
Weg naar het slibbekken	
Op 1 m hoogte	0.18 – 0.22
Op 5 m hoogte	0.26 – 0.35
Boven het nieuw slib op het slibbekken	2.6 – 4.4
Achtergrondstraling (buiten)	0.09 ± 0,01

Ook hier werden aerosolmetingen uitgevoerd. Vermits we vastgesteld hebben dat het persgebouw hier de werkplaats is met de grootste stralingsbelasting werd besloten dat de metingen in het persgebouw uitgevoerd worden. Om de staalnametijd en het debiet in te stellen werd verondersteld dat de situatie vergelijkbaar is met de filterkamer van Bedrijf 1. Er werd een staal genomen gedurende 54.25 uur met een debiet van 0.699 m³/h (= 0.412 acfm). Dit gaf een globale deeltjes dichtheid van 0.17 µg/l. Dit duidt inderdaad aan dat de deeltjes dichtheid in het persgebouw zeer gelijkend is als in de filterkamer van Bedrijf 1. De deeltjesgrootte distributie wordt gegeven in figuur IV.6 en de cumulatieve deeltjes distributie in figuur IV.7.

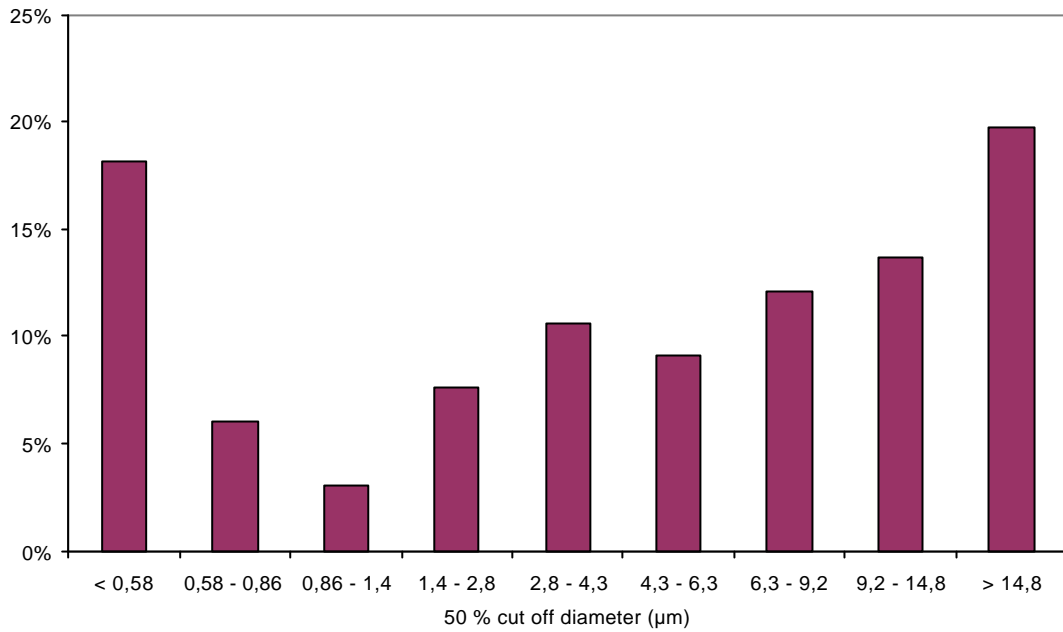


Fig. IV.6: De deeltjesgrootte distributie in het persgebouw.

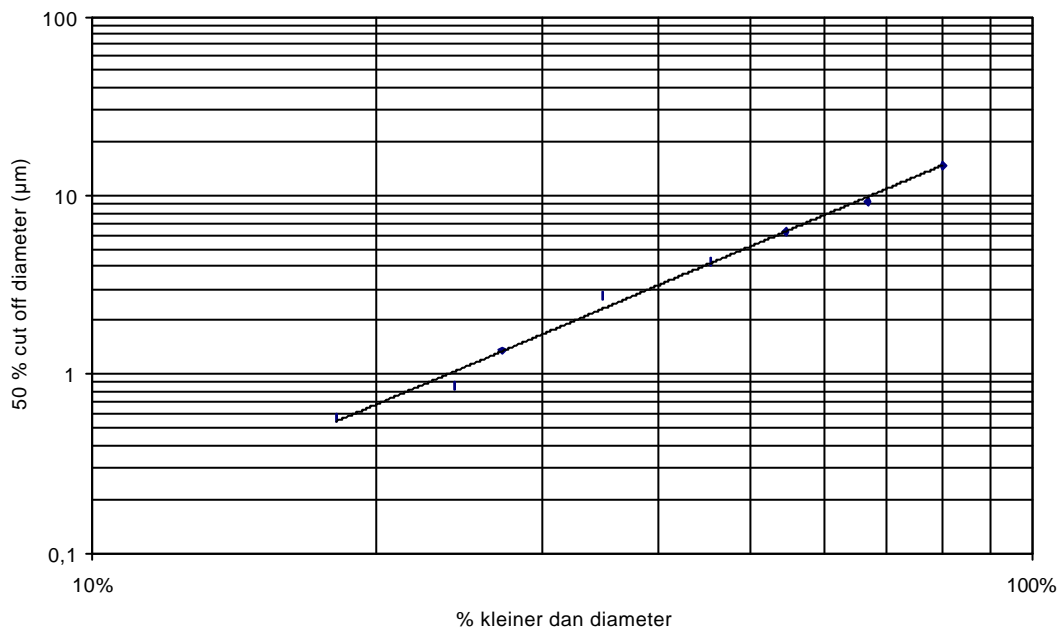


Fig. IV.7: De cumulatieve grootte distributie in het persgebouw.

Ook hier kunnen we concluderen dat de deeltjes vrij homogeen verdeeld zijn over de verschillende groottes.

IV.2 Metingen in de gipsindustrie

In de gipsindustrie werden ook metingen uitgevoerd. De aandacht werd vooral gelegd op de (natuurlijke) activiteitsbepaling van de verschillende pleisters. Het WTCB heeft een lijst opgesteld van de meest gebruikte pleisters in België. Daarna is contact opgenomen met de fabrikant die ons staaltjes van deze pleisters heeft bezorgd.

Daarnaast werd aan de verschillende bedrijven ook gevraagd of er radonmetingen uitgevoerd mochten worden in de bedrijven zelf. Twee bedrijven hebben daar positief op geantwoord, het derde bedrijf verdeelde enkel de pleisterproducten in België en het vierde bedrijf was niet geïnteresseerd omdat het bang was zijn werknemers te verontrusten.

Bedrijf 4:

Dit bedrijf maakt vooral gebruik van rookgasontzwavelingsgips voor het produceren van hun pleisters. Dit gips heeft een zeer lage radioactiviteitsinhoud, zoals ook te zien is bij de activiteitsbepaling van hun basisproduct. Op de vraag naar de meest gebruikte pleisterproducten in België kregen we vijf verschillende soorten pleisters opgestuurd. Deze zijn geanalyseerd en de resultaten hiervan zijn voorgesteld in tabel IV.9.

Tabel IV.9: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van de verschillende pleisters in Bedrijf 4.

	Activiteit (Bq/kg)		
	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Pleister 4.1	< 50	< 5	< 5
Pleister 4.2	< 50	5 ± 1	< 5
Pleister 4.3	< 50	< 5	< 5
Pleister 4.4	124 ± 12	< 5	5 ± 2
Pleister 4.5	< 50	< 5	< 5

Daarnaast werd ook een screening gemaakt in het ganse bedrijf. Net zoals in de fosfaatindustrie werd eerst de natuurlijke radioactiviteit bepaald van de basisproducten. De resultaten daarvan zijn samengevat in Tabel IV.10. Naast rookgasontzwavelingsgips wordt ook af en toe gebruik gemaakt van natuurgips voor de productie van de pleister. Voor de productie van de gipsplaten wordt enkel rookgasontzwavelingsgips gebruikt. Tergelijkertijd zijn ook radonmetingen uitgevoerd. Langsheen het productieproces werden diffusiekamers geplaatst. Hierbij werd gebruik gemaakt van de blikken diffusiekamers. Tot onze spijt hebben we moeten vaststellen dat 10 van de 40 detectoren verdwenen waren. De metingen hebben ongeveer 6 maanden geduurd, zodat de kans op verlies natuurlijk groot is. Ook is het niet altijd eenvoudig om de exacte locatie terug te vinden waar de diffusiekamers geplaatst werden. Het nemen van foto's is een goede methode om dit op te lossen. Het is dus ook belangrijk dat de directie van het bedrijf meewerkt en hun werknemers waarschuwt dat er radonmetingen aan de gang zijn. Dit om te voorkomen dat de diffusiekamers meegenomen worden of bij het afval terecht komen. De resultaten van de radonmetingen in Bedrijf 4 worden voorgesteld in tabel IV.11.

Bij het drogen van het gips wordt een rookpluim geloosd in de atmosfeer. Hier zou eventueel Rn in kunnen zitten wegens de vrij grote oplosbaarheid van Rn. Vooral omdat het om een heel grote hoeveelheid (1500 ton/d) gaat dat water bevat vanuit de bodem, dat toch 10 Bq/kg radium bevat. Ook het weinige radium uit het gips kan in het water opgelost worden. Van deze waterdamp werd een sample gemaakt en dit werd op zijn radioactiviteit bestudeerd met actieve kool en Lucas cellen. Een radonconcentratie van 38 Bq/m³ werd gevonden. Dit is een lichtelijk verhoogde waarde in vergelijking met de referentiewaarde die we gemeten hebben (9 Bq/m³), maar geen waarde die een verhoogd risico inhoudt.

Tabel IV.10: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van de basisproducten in Bedrijf 4.

	Activiteit (Bq/kg)		
	Natuurgips	Rookgasontzwavelingsgips (bruinkool)	Rookgasontzwavelingsgips (steenkol)
⁴⁰ K	< 50	64.5 ± 3.3	59.4 ± 3.5
²²⁶ Ra	6.3 ± 2.5	8.6 ± 2.5	10.5 ± 3.0
²³² Th	< 5	5.1 ± 2.9	< 5

Tabel IV.11: Radonconcentratie in de verschillende werkrumtes van Bedrijf 4.

Plaats detector	Rn conc. (Bq/m ³)
gipsopslag buiten/ Ro-inkaptremel	8 ± 3
gipsopslag binnen/ Ro-hal	11 ± 6
drogersgebouw, niveau 4	9 ± 5
ketelopwarming	9 ± 5
bij de zakkenvullers	8 ± 4
mixer PM 1	15 ± 7
bureau brigadier PM 1	10 ± 5
oven PM 1	10 ± 4
schaar PM 1	7 ± 2
opslagruimte van gipskartonplaten	10 ± 5
bij Gypcompactmachine	11 ± 5
referentiemeting buiten/ promotiecentrum Gyproc	9 ± 3
referentiemeting binnen/ bureau van de directeur	32 ± 4

Bedrijf 5:

Dit bedrijf maakt gebruik van natuurlijk gips als basisproduct. Ook hier werden staaltjes van alle veel gebruikte pleisters gemeten. Het gaat hier over 9 verschillende soorten pleister. De resultaten van de activiteitsanalyse van deze pleisters wordt gegeven in tabel IV.12. Verder zijn ook radonmetingen uitgevoerd in de opslagplaats van het pleister. Dit gaf een concentratie van 43 ± 4 Bq/m³.

Tabel IV.12: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van de verschillende pleisters in Bedrijf 5.

	Activiteit (Bq/kg)		
	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Pleister 5.1	< 50	11 ± 2	< 5
Pleister 5.2	< 50	13 ± 3	< 5
Pleister 5.3	< 50	7 ± 2	< 5
Pleister 5.4	< 50	6 ± 2	< 5
Pleister 5.5	< 50	11 ± 5	< 5
Pleister 5.6	< 50	8 ± 2	< 5
Pleister 5.7	< 50	11 ± 4	< 5
Pleister 5.8	< 50	13 ± 3	< 5
Pleister 5.9	< 50	9 ± 3	< 5

Bedrijf 6:

Ook dit bedrijf maakt gebruik van natuurlijk gips voor de productie van hun pleisterproducten. Hier zijn enkel (natuurlijke) radioactiviteitsbepaling van de verschillende pleisters uitgevoerd. Het gaat hierbij over 5 verschillende soorten pleisters die frequent gebruikt worden in België. De

resultaten van de metingen worden voorgesteld in tabel IV.13. Verder zijn hier geen radonmetingen uitgevoerd.

Tabel IV.13: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van de verschillende pleisters in Bedrijf 6.

	Activiteit (Bq/kg)		
	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Pleister 6.1	80 ± 10	8 ± 4	< 5
Pleister 6.2	< 50	4 ± 2	< 5
Pleister 6.3	< 50	10 ± 3	< 5
Pleister 6.4	< 50	10 ± 5	< 5
Pleister 6.5	< 50	10 ± 5	< 5

Bedrijf 7:

Dit bedrijf maakt gebruik van fosforgips als basisproduct. Dit gips heeft een verhoogde radioactiviteitsinhoud en bijgevolg zal ook de radioactiviteit in het pleister verhoogd zijn. Ook hier werd de (natuurlijke) radioactiviteit van de verschillende pleisters bepaald via gamma spectroscopie. Er zijn hier 7 verschillende soorten pleisters. De resultaten zijn te vinden in tabel IV.14.

Tabel IV.14: Activiteitsconcentratie (Bq/kg) van de verschillende pleisters in Bedrijf 7.

	Activiteit (Bq/kg)		
	⁴⁰ K	²²⁶ Ra	²³² Th
Pleister 7.1	< 50	162 ± 18	146 ± 18
Pleister 7.2	105 ± 10	168 ± 17	147 ± 18
Pleister 7.3	< 50	169 ± 16	135 ± 14
Pleister 7.4	< 50	153 ± 20	142 ± 12
Pleister 7.5	< 50	221 ± 21	132 ± 21
Pleister 7.6	< 50	166 ± 20	146 ± 16
Pleister 7.7	< 50	182 ± 18	125 ± 24

Tabel IV.15: Radon concentratie in de verschillende werkruimtes van Bedrijf 7.

Werkplaats	Rn conc (Bq/m ³)
Ovens	53 ± 14
Zakkenvuller	23 ± 4
Controle ruimte	28 ± 2
Stockage eindproduct	28 ± 10
Referentie waarde	25 ± 3

Daarnaast werden ook radonmetingen uitgevoerd in de fabriek zelf. Het productieproces is vrij gelijkend als bij Bedrijf 4 (zie bijlage 2). Hier worden echter geen gipsplaten gemaakt. De resultaten van de radonmetingen zijn voorgesteld in tabel IV.15. De radioactiviteit van het basisproduct is te vinden in tabel IV.3 vermits het fosforgips geproduceerd wordt door Bedrijf 2. De radonconcentratie op de opslagplaats van het fosforgips is te vinden in tabel IV.4.

IV.3 Persoonsdosimetrie

De meest gebruikte radon detectoren tot nu toe zijn actieve kool en sporendetectoren. De eerste wordt gebruikt voor korte tijdsmetingen, typisch met een blootstellingstijd van enkele dagen wegens de vervalconstante van radon en de adsorptie van water. Daarna wordt de kool gemeten met een gamma detector. De tweede detector wordt typisch voor enkele weken blootgesteld en dan geëst in het labo en de alfa sporen worden geteld. Nu willen we echter lage radon

concentraties meten in een korte tijd. Daarom werd een nieuwe techniek ontwikkeld voor radonmetingen, die gebaseerd is op een combinatie van actieve kool en sporendetectoren. [16]

Deze detector zal gebruikt worden als persoonsdosimeter voor werknemers, vooruitlopend op de nieuwe Europese Basic Safety Standards : « Elke Lidstaat zal de identificatie, door middel van toezicht of door andere geschikte middelen, verzekeren van de werkactiviteiten waar werknemers, en waar van toepassing leden van de bevolking, blootgesteld worden aan radon. » [17] De werknemers worden geklassificeerd in verschillende groepen. Werknemers die een jaarlijkse dosis van meer dan 6 mSv krijgen, moeten persoonlijk gescreend worden. Wanneer de verblijftijd van de werknemer in de verschillende werkruimtes niet exact gekend is, is het beter om een persoonsdosimeter te gebruiken. Vermits er geen gepaste radon persoonsdosimeter bestaat, werd geopteerd om een nieuwe te ontwikkelen.

Voor het praktisch gebruik moet de persoonsdosimeter in staat zijn om lage radonconcentraties (100 Bq/m³) in één werkmaand (170 uren) te meten met een nauwkeurigheid van 20 %. Daarom is het belangrijk om de sporendetectoren gevoeliger te maken. Dit is mogelijk met de voorgestelde combinatie van een sporendetector en actieve kool. De kool adsorbeert radon uit de lucht en de detector (Makrofol in ons geval) registreert de alfa deeltjes die uitgezonden worden door radon en zijn vervalproducten. De belangrijkste eigenschappen van de kool moeten een snelle adsorptie en desorptie zijn, zodat de radonconcentratie gevolgd wordt gedurende de werkdag. De radon moet ook gedesorbeerd zijn gedurende de nacht vermits enkel de concentratie gedurende de werkuren gemeten mag worden. De desorptie van water is ook belangrijk vermits water de opname van radon verhindert. De detector bestaat uit een plastieken omhulsel met op de bodem een Makrofol detector die bedekt is met een dun laagje actieve kool en een filter (zie figuur IV.8).

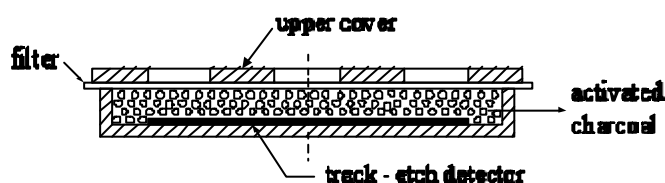


Fig. IV.8 : De persoonsdosimeter.

Selectie van de actieve kool.

Een selectie van de actieve kool is uitgevoerd. Als sporendetector kozen we voor Makrofol wegens de lage en stabiel achtergrond en de goede kennis van het materiaal.

De selectie van de actieve kool is gebaseerd op zijn radon- en wateradsorptie en -desorptie eigenschappen. Vermits water de adsorptie van radon verhindert, is het belangrijk dat de wateradsorptie zo laag mogelijk is. Deze competitie tussen de radon- en wateradsorptie wordt uitgedrukt in het breekpunt. Het breekpunt wordt gedefinieerd als die hoeveelheid geadsorbeerd water dat nodig is om de capillairen van de actieve kool te blokkeren. Op dat ogenblik, kunnen de exogene gassen niet meer in of uit de poriën.

Om de meest geschikte actieve kool te selecteren, hebben we enkele detectors gevuld met verschillende soorten actieve kool. De dikte van de gebruikte laag varieert tussen 2.7 en 7.7 mm. De resultaten van de blootstellingen in lage (± 200 Bq/m³ ; relatieve vochtigheid (RH) = 60%) en hoge (± 10 kBq/m³ ; RH = 75 %) radonconcentraties worden voorgesteld in tabel IV.16.

Tabel IV.16 : Calibratie factor (tracks/cm² per kBq h/m³) voor verschillende actieve kool soorten.

Actieve kool	Dikte laag	CF (tracks/cm ²)/(kBq h/m ³)	Radon concentration
Norit	4.7 mm	2.45 ± 0.23	Hoog
Pittsburgh	4.7 mm	2.55 ± 0.11	Hoog
Ro I G	7.7 mm	3.76 ± 0.41	Hoog
Carboxen-564	2.7 mm	7.44 ± 0.22	Hoog
Norit	7.7 mm	2.78 ± 0.11	Laag
Pittsburgh	4.7 mm	3.31 ± 0.14	Laag
Ro I G	7.7 mm	3.60 ± 0.14	Laag
Carboxen-564	2.7 mm	8.65 ± 0.14	Laag
Carboxen-564	4.7 mm	7.12 ± 0.05	Laag
No charcoal		0.434	

Figuur IV.9 en figuur IV.10 geven een meer actief overzicht van een aantal testen. Figuur IV.9 toont de radonadsorptie en -desorptie gedurende een discontinue meting. Gedurende de nacht werden detectors blootgesteld aan radon en gedurende de dag werden ze opgeslagen in een radonvrije, droge ruimte om te desorberen. Voor en na de blootstelling werd de radoninhoud van de dosimeter gemeten gebruik makend van gamma-spectroscopie. De radondesorptie was niet optimaal omdat de desorptie ruimte te klein was.

Figuur IV.10 geeft een overzicht van de wateradsorptie en -desorptie gedurende dezelfde blootstelling. Deze werd bepaald door het wegen van de detector voor en na de blootstelling. De RH in de blootstelling ruimte was 60 %.

Uit deze tabel en uit de figuren kunnen we concluderen dat Carboxen-564 de optimale kool is vanuit radiologisch oogpunt. Carboxen is een carbon moleculair sieve. De desorptieconstante is lager dan voor de andere actieve kool soorten. Een extra voordeel is dat er een lagere adsorptie capaciteit is voor water in vergelijking met andere actieve kool, zoals geconcludeerd kan worden uit figuur IV.10 en de studie van Scarpitta [18]. De tabel toont ook aan dat een koollaag van 2.7 mm gevoeliger is dan een laag van 4.7 mm. Verder onderzoek werd uitgevoerd met actieve koollagen tussen 1,7 mm en 2,7 mm. Zowel bij hoge als bij lage concentraties werd geen significant verschil vastgesteld tussen de verschillende bestralingen. Daarom kozen we voor een optimale koollaag tussen deze 2 waarden en zijn de eerste tests uitgevoerd met een koollaag van 2.1 mm.

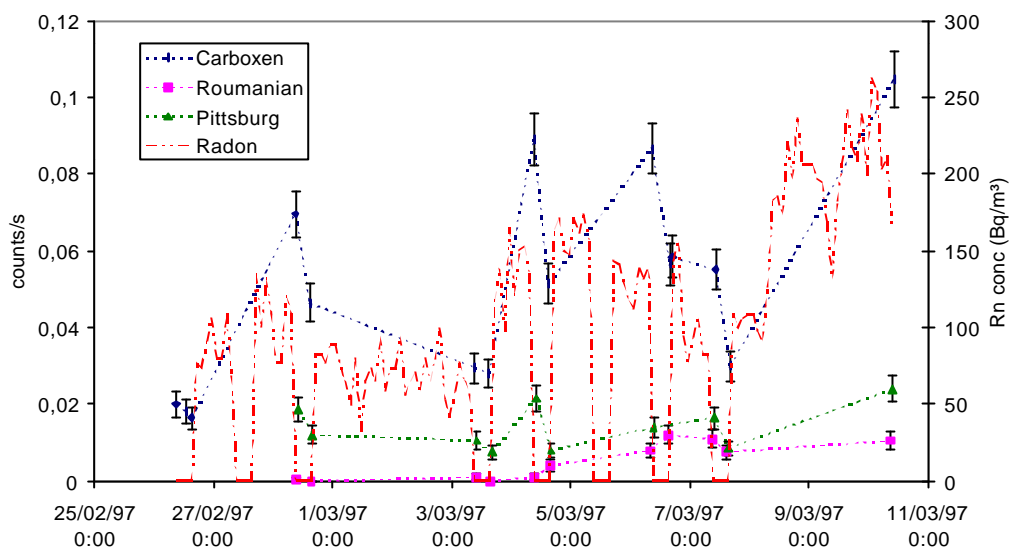


Fig. IV.9 : Vergelijking van de radon adsorptie en desorptie voor verschillend soorten actieve kool.

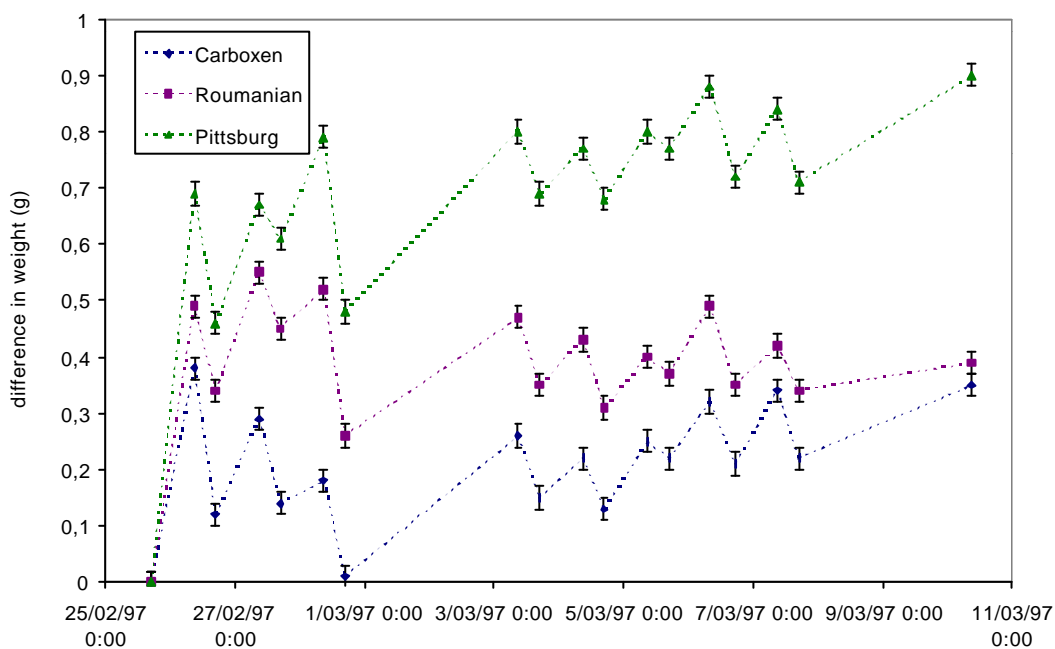


Fig. IV.10 : Vergelijking van de water adsorptie en desorptie voor verschillende soorten actieve kool.

Tests van Carboxen-564 als versterker gebruikt in de sporen persoonsdosimeter.

Eerst en vooral werd de achtergrondstraling van de actieve kool gemeten. Actieve kool dat reeds een aantal keer gebruikt werd, werd opgewarmd op een temperatuur van 120 °C gedurende 24 uur. Daarna werd de natuurlijke radioactiviteitsinhoud gemeten met de Ge-detector. De resultaten van deze metingen worden voorgesteld in tabel IV.17. De meettijd was 300 000 s.

Tabel IV.17 : Achtergrondmetingen van Carboxen-564.

Energy peak (keV)	Counts
295	276
352	544
609	375

Deze waarden corresponderen met een activiteit van 5 Bq/kg wat dicht bij de detectielimiet van de Ge-detector is. Met een adsorptie ratio van 6.5 Bq/kg per Bq/m³ [18] voor een laag van ± 2 mm, betekent dit een detectielimiet van minder dan 1 Bq/m³ ten gevolge van het gebruik van Carboxen.

Naast gamma metingen van de achtergrond, werden ook rechtstreekse alfametingen van de achtergrondstraling uitgevoerd. Daarvoor werd een detector gevuld met actieve kool die op dezelfde manier geregenereerd was als hierboven en blootgesteld aan oude en droge lucht. Deze lucht bevat dus geen radon. Na een blootstelling van een maand werd de detector verwijderd en werden de sporen geteld. Dit resulteerde in een achtergrond van 12 sporen/cm². De achtergrond bij het gebruik van deze detector is dus 20 sporen/cm², 12 ten gevolge van het gebruik van de kool en 8 ten gevolge van de intrinsieke achtergrond van de Makrofol detector.

De adsorptie en desorptie karakteristieken van radon en water zijn bepaald bij verschillende relatieve vochtigheid (RH). De resultaten van deze metingen worden voorgesteld in figuur IV.11, figuur IV.12 en Tabel IV.18.

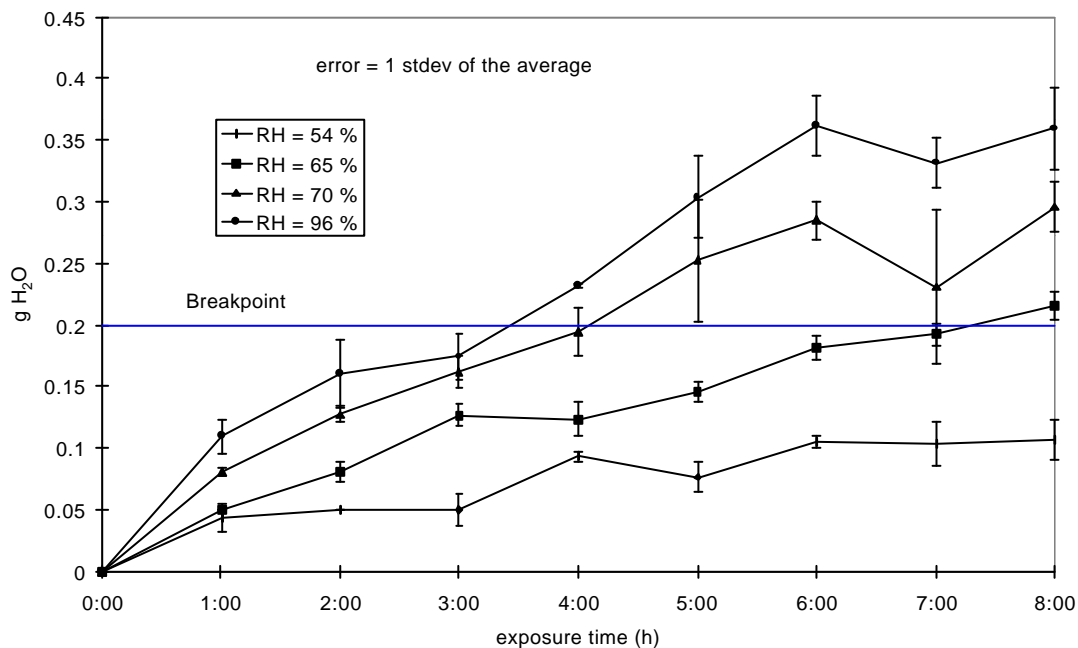
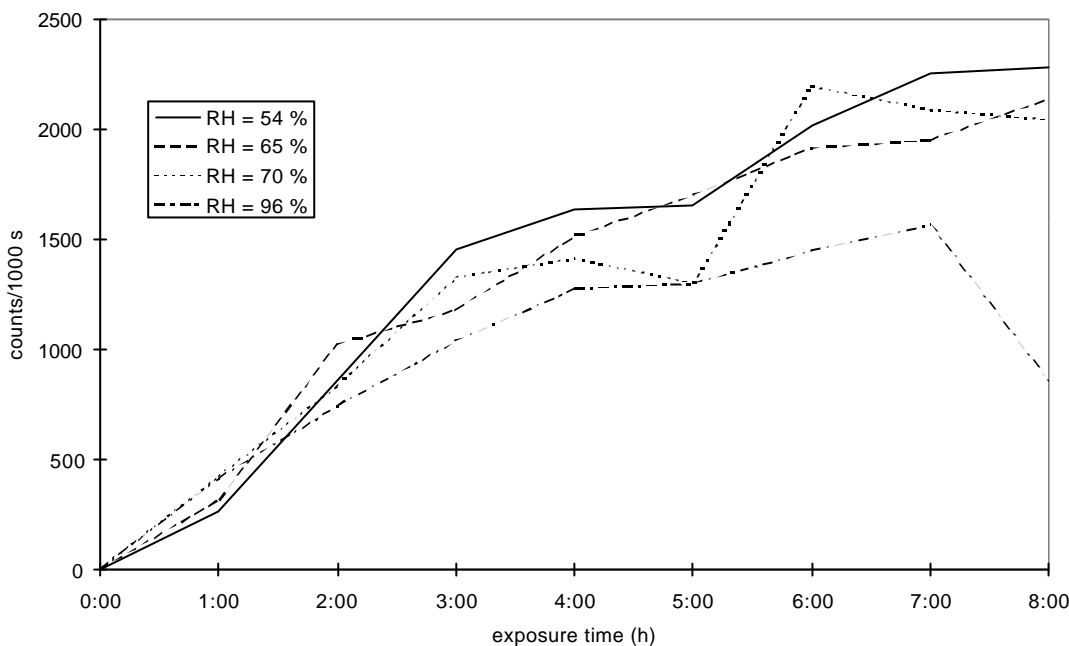
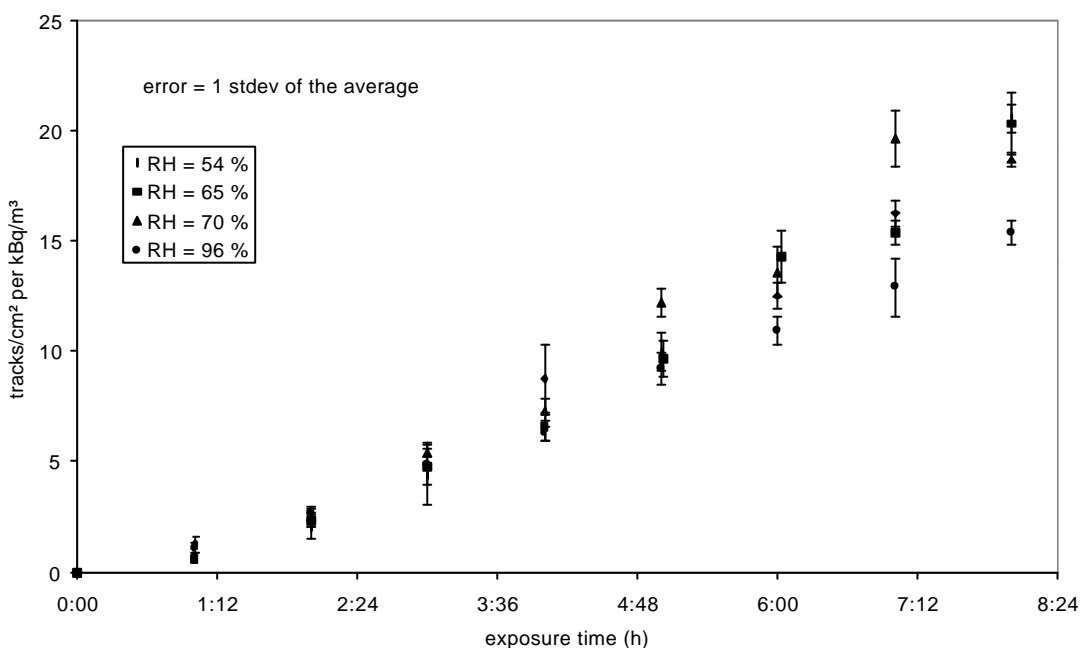


Fig. IV.11 : Wateradsorptie bij verschillende relatieve vochtigheden en blootstelling tijden



(a)



(b)

Fig. IV.12 : Radonopname van een dunne laag van Carboxen-564 ; (a) gamma-meting ; (b) alfa-meting (sporen/cm²)

Uit [18] kunnen we het breekpunt van de detector berekenen. Het breekpunt van Carboxen is $0.061 \pm 5\%$ kg H₂O/kg kool. In de detector met een koollaag van 2.1 mm wordt het breekpunt bereikt wanneer 0.20 g H₂O geadsorbeerd is door de kool. Wanneer we naar de gewichtstoename van de Carboxen kijken, kunnen we vaststellen dat het breekpunt nog niet bereikt is na 8 uur bij een RH van 54 %. Wanneer de RH 65 % is wordt het breekpunt reeds bereikt na 7-8 uur, bij RH van 70 % na 4-6 uur en van 96 % al na 3-4 uur. Dit wordt echter niet bevestigd door de informatie van de gamma en de alfa metingen. Daar blijkt dat het breekpunt

later bereikt wordt of zelfs nog niet bereikt is na 8 uur. Dit toont aan dat er een invloed is van de radonochters. Deze invloed zal verder onderzocht worden. Deze eerste metingen tonen ook aan dat er geen significant verschil is voor veranderlijke RH. Dit gaat echter over korte metingen, maar bij de langere metingen kan wel een verschil vastgesteld worden (zie verder).

Tabel IV.18 : Halfwaarde tijd van de desorptie van radon.

RH (%)	$T_{1/2}$ (h)
54	1.67 ± 0.02
70	1.56 ± 0.03
96	1.18 ± 0.04

Tabel IV.18 toont ons dat wanneer de detector gebruikt wordt onder werk condities, de radon gedesorbeerd is gedurende de nacht (± 10 maal $T_{1/2}$). Er volgt dat de halfwaarde tijd van de desorptie van radon verlaagt met stijgende RH. Dit onderstelt minder actieve adsorptie vermits de microporiën reeds gevuld zijn met water. De initiële desorptie van de radon die tussen de poriën zit is vrijwel onmiddellijk. Omdat we toch een signaal krijgen kunnen we veronderstellen dat we het verval detecteren van radon dat 'opgesloten' zit in de poriën.

Aandacht moet ook besteed worden aan de desorptie van water. Soms is de RH in het labo, waar geregenereerd wordt, hoger dan gedurende de blootstelling. Vb. wanneer het 's nachts regent en het overdag mooi weer is. Daarom is de water desorptie niet altijd mogelijk. Het is echter zeer belangrijk om een goede desorptie van water te garanderen voor het praktisch gebruik vermits water de radon opname verhindert. Daarom worden nu testen uitgevoerd waarbij de detectors gespoeld worden met droge en oude lucht om zo de water en radon desorptie te bevorderen. Problemen met verhoogde RH en/of radon in de regeneratie ruimte dan in de blootstelling ruimte kunnen in dit geval niet voorkomen.

Continue en discontinue blootstellingen kunnen verschillende resultaten geven. De resultaten van zulke metingen worden weergegeven in tabel IV.19.

Tabel IV.19 : Calibratie factor (tracks/cm² per kBq h/m³) voor continue en discontinue metingen.

RH (%)	Tracks/cm ² per kBq h/m ³	
	continuus	discontinuus
54	4.43 ± 0.15	3.48 ± 0.07
70	2.22 ± 0.08	2.84 ± 0.17
96	1.53 ± 0.02	2.00 ± 0.05

Discontinue blootstellingen geven hogere waarden voor de calibratiefactor door de multiple nawerking van de radonochters. In het geval van een RH = 54 % geeft de discontinue meting echter een lagere respons dan de continue meting. Gedurende de desorptie periode was de RH in het labo hoger dan 54 % zodat water niet desorbeerde maar er zelfs nog extra water geadsorbeerd werd. Gedurende de blootstellingsperiode moet eerst waterdesorptie plaatsgrijpen voordat radon opnieuw geadsorbeerd kan worden. Bijgevolg was de radon adsorptie lager dan normaal verwacht kon worden.

Bepaling van de oorsprong van de sporen.

De oorsprong van de sporen van de persoonsdosimeter is niet gekend. Daarom hebben we testen uitgevoerd om te bepalen of diffusie van radon in de detector en botsing van alfa's tegen de korrels aanleiding geven tot een significant aantal sporen. Daarom zijn er tests uitgevoerd met andere producten die een gelijkaardige korrelgrootte hebben als de actieve kool. De resultaten worden weergegeven in tabel IV.20. De blootstelling was 54 kBq/m³ voor 5 dagen.

Tabel IV.20 : Diffusie en botsing van de alfa's.

Used material	Tracks/cm ² per kBq h/m ³
rice	0.013 ± 0.001
sugar	0.013 ± 0.001
copper	0.011 ± 0.001
salt	0.012 ± 0.002

We hebben ook de diffusie alleen getest. Daarvoor bestraalden we blote detectoren op platen met verschillende onderlinge afstanden. Door de kennis van de kritische hoek van de detector en zijn energie venster is het mogelijk om de minimale afstand te berekenen voor het verschijnen van de sporen. Het resultaat van het experiment was dat 0.021 ± 0.001 track/cm² per kBq h/m³ het gevolg zijn van diffusie in het materiaal. Wanneer we rekening houden met een langere diffusie tijd in het experiment waarbij we vervangingsmaterialen gebruikten voor de actieve kool, kunnen we vaststellen dat er geen invloed is van de botsing van alfa's tegen de korrels. De bijdrage van de diffusie is zeer laag.

Daarom veronderstelden we dat de sporen het gevolg zijn van de geadsorbeerde radon en radondochters. Vrije radon en dochters die vervallen juist boven de detector zullen niet geregistreerd worden wegens de te hoge energie. Om dit te testen voerden we een experiment uit waarbij de sporen ten gevolge van de geadsorbeerde radon en radondochters direct geteld konden worden. Carboxen werd blootgesteld aan een hoge radonconcentratie. Daarna werd een deel van de kool vacuum gepompt zodat de niet geadsorbeerde radon verwijderd werd. Daarna werd deze kool en de geëxposeerde kool op een detector geplaatst en blootgesteld voor 3.5 uren zonder enige radon flux. Dit geeft 220 ± 16 tracks/cm² voor de vacuum gepompte en 245 ± 19 tracks/cm² voor de gewone Carboxen. Daardoor kunnen we concluderen dat de tracks het gevolg zijn van de geadsorbeerde radon en radon dochters met een kleine bijdrage van vrije radon dat afgeremd wordt door de kool.

Voor de verder optimalisatie kan het interessant zijn om Mylar folies te gebruiken als energie absorber wegens het smalle energie venster van de Makrofol detector. Dit werd ook getest vanuit praktisch oogpunt. De resultaten van de test die verschillende diktes van Mylar gebruikten wordt weergegeven in tabel IV.21. Verschillende Mylar lagen werden tussen de Carboxen en de detector geplaatst.

Tabel IV.21 : Effect van het gebruik van Mylar.

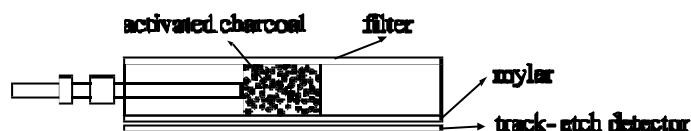
Mylar dikte (µm)	Tracks/cm ² per kBq h/m ³
12	4.90 ± 0.53
24	3.50 ± 0.32
36	1.28 ± 0.11
48	0.44 ± 0.02
60	0

Het optimale resultaat wordt bereikt bij de dunste Mylar folie. Dit bevestigt dat de 'geadsorbeerde' radon en radon dochters aanleiding geven tot de meeste sporen. De alfa energie wordt dus verminderd ten gevolge van de ontsnapping uit de poriën. De blootstelling zonder

Mylar folie is nog beter maar vanuit praktisch oogpunt is dit niet hanteerbaar. Daarom worden de volgende experimenten uitgevoerd met een Mylar folie van 12 μm .

Dit leidt tot een nieuw concept van de dosimeter (Figuur IV.11). We gebruiken een aluminium omhulsel met aan de ene kant een 12 μm dikke Mylar folie en aan de andere kant een filter. Beide worden vastgekleefd aan de Al body. Een dunne laag Carboxen wordt tussen beide geplaatst. De Makrofol detector wordt in contact gebracht met de Mylar folie. In de wand van de Al body wordt een inlaat voorzien, zodat het mogelijk is de actieve kool te spoelen met droge, radonvrije lucht. Deze inlaat bestaat uit een snelkoppeling zodat het mogelijk is het debiet van de lucht in te stellen en constant te houden.

Fig. IV.11 : De nieuwe persoonsdosimeter.



Testen en resultaten.

Het effect van het vrije oppervlak voor de radon adsorptie werd onderzocht (figuur IV.12). Het onderzoek werd uitgevoerd gebruik makend van deksels met 9 gaten erin die een verschillende diameter hebben. Hoe groter de vrije oppervlakte, hoe groter de respons van de detector was, zoals ook te verwachten was. Bijgevolg werd geopteerd om bovenstaande dosimeter te gebruiken zonder enige bescherming erop. Voor praktisch gebruik moet bekeken worden of de detector niet beschadigd kan worden. Een beschermingsomhulsel met een open ruimte boven de koollaag zal gemaakt worden.

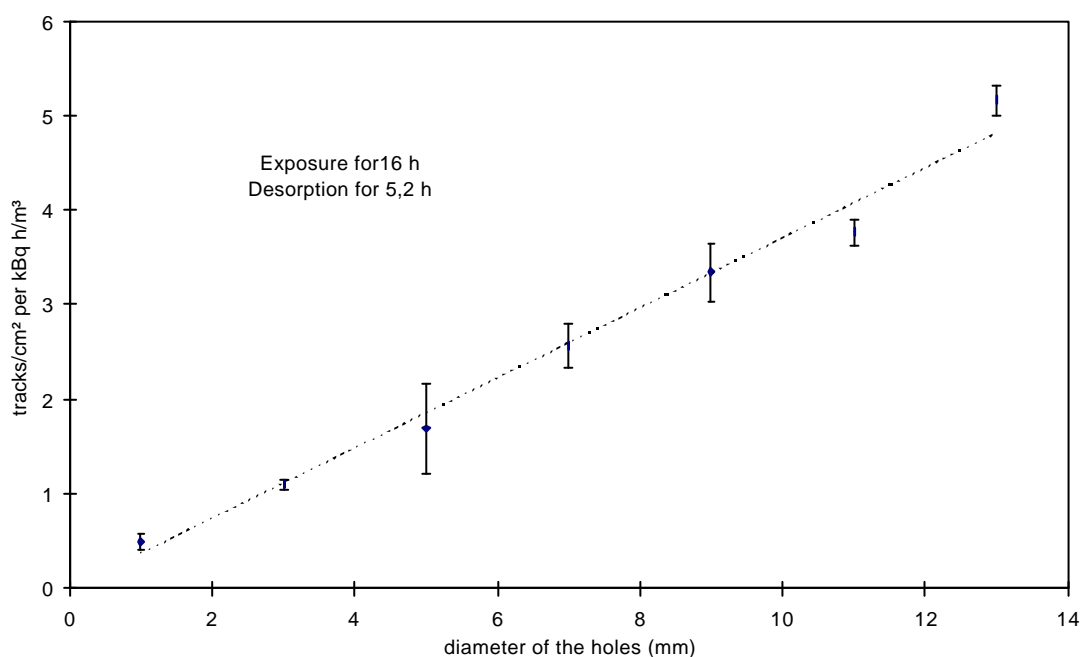


Fig. IV.12 : Effect van het vrij oppervlak op de radon adsorptie.

Enkele bijkomende testen werden uitgevoerd met de nieuwe persoonsdosimeter. Het effect van de grootte van de Carboxen korrels, de afhankelijkheid van de relatieve vochtigheid, de desorptie karakteristieken en het effect van de dikte van de laag zijn verder onderzocht.

We hebben geen effect ontdekt van de grootte van de korrels op de respons. Dit werd getest door een hoeveelheid kool fijn te malen tot een poeder. Daarna werd het blootgesteld samen met de normale Carboxen. We vonden geen verschil in het resultaat van deze blootstelling (4.29 ± 0.25 tracks/cm² per kBq h/m³ voor de gemalen en 4.26 ± 0.20 voor de gewone kool). Dit wil zeggen dat de adsorptie karakteristiek een intrinsieke eigenschap is van de Carboxen, die niet verminderd wordt door reductie van de korrelgrootte.

De resultaten van het effect van de dikte van de Carboxen laag en de afhankelijkheid van de RH worden voorgesteld in figuur IV.13. De blootstelling werd uitgevoerd gedurende 24 uur in 3 verschillende gevallen voor 2 verschillende RH. Geval 1 betekent directe scheiding van de Makrofol detector en de Carboxen laag, geval 2 scheiding na 3.5 uur en geval 3 scheiding na 25 uur. Voor de afhankelijkheid van de RH werden 2 extreme gevallen gebruikt, nl. 20 % en 92 %. Het effect van de dikte van de kool laag kan verwaarloosd worden voor lagen dikker dan 1 mm. Voor lagen tussen 1.5 en 2.5 mm is er ook geen significant effect op de desorptie tijd. Dit is belangrijk voor het gebruik van de detector in discontinue metingen.

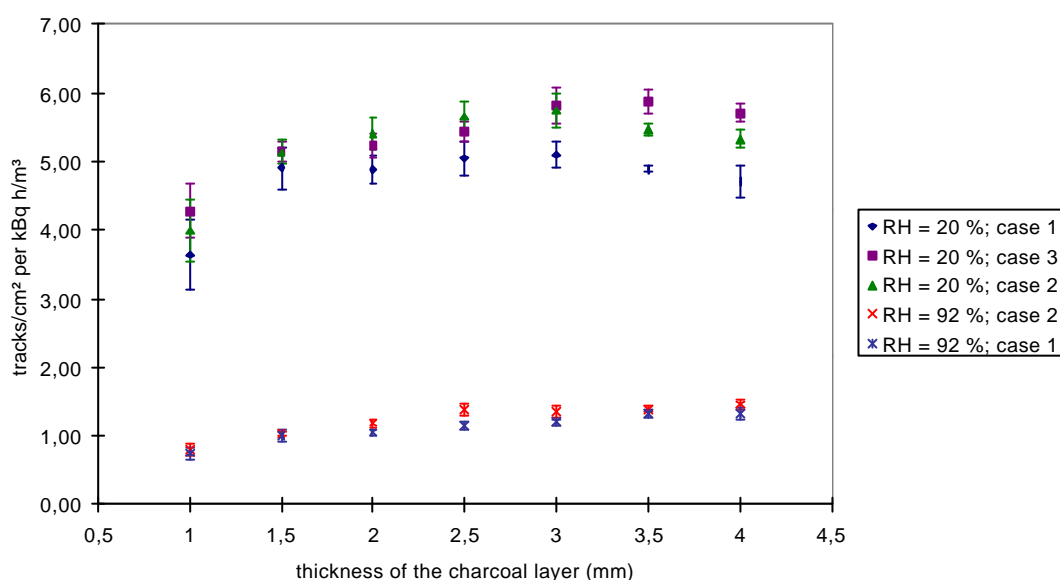


Fig. IV.13 : Afhangelijkheid van de detector aan de dikte van de Carboxen laag.

Voor de verdere optimalisatie zal alfa spectroscopie uitgevoerd worden. Dit geeft ons een beter idee van de oorsprong van de sporen en geeft ons de mogelijkheid om eenvoudig van detectormateriaal te veranderen of om de etscondities aan te passen en zo een betere respons te krijgen. Om de invloed van de relatieve vochtigheid te reduceren hebben we testen uitgevoerd met hydrofobe moleculair sieves. De water adsorptie was in dit geval lager dan met Carboxen maar de respons aan de radon blootstelling is 5 maal minder, vergelijkbaar met de respons van Carboxen in volledige vochtige lucht. Verder onderzoek in dit gebied kan nog uitgevoerd worden.

De calibratie van de detector zal binnenkort uitgevoerd worden. Experimenten met discontinue blootstellingen in verschillende RH zullen uitgevoerd worden. Het effect van verschillende radonconcentraties zal ook bekeken worden. Overgang van laag naar hoog en van hoog naar laag wordt onderzocht.

Besluiten.

Door middel van een combinatie van actieve kool en een sporendetector is het mogelijk om 100 Bq/m³ in 1 werkmaand te meten met een precisie van 20 %. De selectie van de actieve kool toont aan dat Carboxen-564, een carbon moleculair sieve, de beste kool is met betere adsorptie

en desorptie karakteristieken dan de normale actieve koolsoorten. Als sporendetector wordt Makrofol gebruikt.

Voor korte metingen (een paar uren) is de invloed van de RH laag, maar langere metingen (een paar dagen) tonen aan dat de respons van de detector daalt met stijgende RH. Stijging van de RH van 20 % naar 92 % geeft een reductie in de respons van de detector van 80 %. Wanneer de RH echter varieert tussen de 40 % en de 80 % is er enkel een variatie van 15 % in de calibratiefactor. Daarom kan een radonconcentratie van 100 Bq/m³ gemeten worden met een nauwkeurigheid van 20 %. Door gebruik te maken van het doorspoelen van de detector met droge lucht kunnen we zeker zijn dat alle water en radon gedesorbeerd is gedurende de nacht. Daarom is deze detector geschikt om gebruikt te worden als persoonsdosimeter in de verschillende werkruimtes.

De oorsprong van de sporen is het alfa verval van geadsorbeerde radon en radon dochters. Diffusie van radon en botsing van alfa's kan verwaarloosd worden. De dikte van de Carboxen laag en de grootte van de Carboxen korrels is ook verwaarloosbaar voor lange metingen. Voor lagen tussen 1.5 en 2.5 mm werd geen significant effect vastgesteld met de desorptietijd.

V. BESPREKING

De gemeten radonconcentraties zijn meestal vrij laag. Ook wanneer ze gecombineerd worden met de gamma-metingen ligt de jaarlijkse dosis beneden de 1 mSv, de dosislimiet voor de bevolking en het vrijstellingsniveau voor werknemers. Hierna worden voor de verschillende bedrijven dosisschattingen uitgevoerd. Deze schattingen geven een "slechtste geval" scenario. De werkelijke dosis zal waarschijnlijk lager zijn dan de berekende. De persoonlijke dosis kan enkel goed geschat worden door gebruik te maken van persoonsdosimetrie. Wanneer er echter lage waarden gevonden worden, is het niet nodig om persoonsdosimeters te gebruiken.

Algemeen kunnen we stellen dat de blikken diffusiekamers niet geschikt zijn voor metingen in de chemische industrie. Wanneer de diffusiekamers niet afgeschermd worden is er al snel roestvorming. In sommige gevallen was het zelfs zo erg dat we het deksel niet meer konden verwijderen en we de diffusiekamer moesten doorzagen. Het is daarom beter om de plastieken diffusiekamers te gebruiken. Wanneer de kans op aantasting van de detectoren door water of andere chemische producten klein is, verkiezen we om de blikken diffusiekamers te gebruiken. Daarbij denken we aan werkplaatsen zoals bureaus, scholen, ...

Een ander belangrijk punt is dat de directie van de bedrijven moeten meewerken. Zij zijn ervoor verantwoordelijk dat de werknemers op de hoogte gebracht worden van het feit dat er radonmetingen aan de gang zijn. Gebeurt dit niet, dan is het risico groot dat er diffusiekamers verdwijnen. In één bedrijf zijn 10 van de 40 detectoren verdwenen. Dit kan gebeurd zijn bij het opruimen, waardoor de detectors bij het vuilnis terecht gekomen zijn of doordat sommige werknemers ze meegenomen hebben naar huis. Een ander bedrijf dat buitenmetingen uitvoert rond zijn bedrijf heeft ook ondervonden dat een aantal van zijn detectoren verdwenen waren.

Naast het verdwijnen van de detectoren hebben we ook vastgesteld dat de werknemers ook nieuwsgierig zijn naar de radonmetingen. Een aantal van de detectoren werden geopend. Dit zal de meting zelf niet schaden, maar in sommige gevallen was er water in de detector gespoten of zat de ring omgekeerd.

Bij het gebruik van actieve meettoestellen is er meestal elektriciteit nodig. De actieve meettoestellen zijn ook veel gevoeliger aan de chemische producten en hoge vochtigheden. Bij het gebruik ervan in Bedrijf 3 was het nodig om ze uit te schakelen en te verwijderen uit de werkplaats wanneer men de filterpersen wou schoonmaken. Het is daarom heel belangrijk te weten wat precies in de werkplaatsen gebeurt. Tenzij er een goede bescherming ontwikkeld is tegen de weersomstandigheden kunnen metingen in openlucht niet uitgevoerd worden met actieve meettoestellen.

Bij de implementatie van de BSS in de nationale wetgeving is er duidelijk nood aan de definitie van vrijstellingsniveaus. Wanneer de dosis bijvoorbeeld onder 1 mSv per jaar ligt, en er in speciale situaties nooit een dosis meer dan 6 mSv/y bereikt wordt, is het niet nodig om verdere controle uit te voeren. Anders zou dit ons veel te ver leiden en zouden teveel metingen uitgevoerd moeten worden.

Ook moet duidelijk gesteld worden wat er moet gebeuren bij de combinatie van verschillende soorten straling. Mag men de dosis ten gevolge van radon optellen bij de dosis ten gevolge van gammastraling of niet? Daarom is het misschien het eenvoudigst en het meest doorzichtigst wanneer men een wet uitschrijft die geldt voor de totale dosis.

De huidige limiet voor de totale effectieve dosis is 20 mSv/y gemiddeld over 5 jaar met een maximum van 50 mSv per jaar en voor de huiddosis 500 mSv/y. Een interessante benadering voor een mogelijke klassificatie van de verschillende werkplaatsen wordt gegeven in [25]. Een samenvatting daarvan wordt weergegeven in tabel V.1. Dit geeft de mate aan waarin men de controles moet uitvoeren in de verschillende gevallen. Een onwaarschijnlijke situatie is bijvoorbeeld een accident of tijdens de afbraak van radioactief gecontamineerde sites.

Tabel V.1: Klassificatie systeem van de werkplaatsen.

Normale situatie			Onwaarschijnlijke situatie	
Huid dosis	Effectieve dosis		Effectieve dosis	Huid dosis
		Geen regelgeving nodig	< 1 mSv/y	< 50 mSv/y
< 50 mSv/y	< 1 mSv/y	Geen regelgeving gebaseerd op normale aannames	< 6 mSv/y	< 500 mSv/y
< 500 mSv/y	< 6 mSv/y	Lager niveau van regelgeving, bewaakte zone	< 20 mSv/y	< 500 mSv/y
< 500 mSv/y	< 20 mSv/y	Hoger niveau van regelgeving, gecontroleerde zone	< 50 mSv/y	< 500 mSv/y
> 500 mSv/y	> 20 mSv/y	Verboden.	> 50 mSv/y	> 500 mSv/y

V.1. De fosfaatindustrie.

Uit de radonmetingen in de fosfaatindustrie blijkt dat de radonconcentratie sterk afhankelijk is van het gebruikte fosfaaterts en productieproces. Sedimentair erts bevat meer radium dan magmatisch erts en bijgevolg wordt een hogere radonconcentratie verwacht wanneer sedimentair erts gebruikt wordt. Verder is een verhoging in de radonconcentratie ook afhankelijk van het gebruikte productieproces. Door concentratie van de radioactiviteit in het afvalslib krijgen we een verhoogde radonconcentratie.

Bedrijf 1:

In tabel V.2 wordt een overzicht gegeven van de gemiddelde radonconcentratie in de verschillende werkplaatsen, samen met de gamma-dosis. Daaruit wordt de jaarlijkse dosis berekend. Bij het berekenen van de gemiddelde radonconcentratie worden een aantal werkplaatsen die door dezelfde werknemers bezocht worden samen genomen. Voor de gamma dosissnelheid wordt ook steeds de maximaal gemeten waarde genomen. Bij het berekenen van de jaarlijkse dosis wordt een werktijd van 2000 uren per jaar in rekening gebracht.

Tabel V.2: Jaarlijkse dosis in verschillende werkplaatsen in Bedrijf 1.

Werkplaats	Gem. Rn conc (Bq/m ³)	Dosis radon tgv (mSv/y)	Gamma dosissnelheid (µSv/h)	Jaarlijkse dosis (mSv/y)
Filterkamer	14 ± 4	0,09 ± 0,04	0,09 ± 0,01	0,27 ± 0,06
Opslagplaats voor fosfaaterts	14 ± 5	0,09 ± 0,05	0,45 ± 0,05	0,99 ± 0,15
Opslagplaats voor fosforgips	20 ± 12	0,12 ± 0,07	0,45 ± 0,05	1,02 ± 0,17

In tabel V.2 zien we dat enkel op de opslagplaats een dosis hoger dan 1 mSv gevonden wordt. Dit veronderstelt echter een verblijfstijd van 2000 uren per jaar op de opslagplaats voor het fosforgips. Dit is zeker niet het geval en de verblijfstijd daar is veel lager (maximum 1000 uren per jaar, wat een dosis van 0,51 mSv/y betekent). We kunnen dus stellen dat in dit bedrijf geen stralingsprobleem aanwezig is en dat het dan ook niet nodig is om er verdere metingen uit te voeren.

Wanneer we naar de aerosoldistributie kijken in de opslagplaats voor fosfaaterts dan zien we dat er vooral deeltjes aanwezig zijn met een grootte van 5 tot 15 µm. Deze zullen voor 75 % deponeren in de neus, de keelholte en het strottenhoofd (zie figuur V.1, nasal-P). De verblijfstijd is daar zeer laag en de verwijdering van de deeltjes gebeurt door transport via slijm of trilhaartjes binnen enkele minuten. De kans op stralingsschade is dan ook klein. Zo'n 20 % van de deeltjes deponeert in het pulmonair gebied (bronchiolen, longzakjes en alveolen). De verblijfstijd is daar veel langer en kan oplopen tot enkele weken, soms zelfs jaren, afhankelijk van de structuur en

eigenschappen van de deeltjes. 5 % van de deeltjes zullen deponeren in de bronchiale zone. Dit omvat de luchtpijp en de luchtpijpvertakkingen. De verblijftijd in de bronchiale zone is ook klein, vergelijkbaar met deze in de nasale zone. Het verwijderen van de deeltjes gebeurt hier via het bloed en slokdarm. De opmerking die we hierbij moeten maken is dat het niet zeker is dat de verdeling van de radondochters dezelfde is als de verdeling van de aerosolen. Er kan een voorkeur zijn voor bepaalde deeltjesgroottes. Globaal kunnen we stellen dat 17,1 % van de deeltjes in de opslagplaats voor het fosfaaterts zal deponeren in de pulmonaire zone, 6,5 % in de bronchiale zone en 69,3 % in de nasale zone.

In de filterkamer zal een groter aandeel deponeren in de pulmonaire zone vermits er meer kleine deeltjes aanwezig zijn. Globaal kunnen we stellen dat 22,7 % zal deponeren in de pulmonaire zone, 6,7 % in de bronchiale zone en 47,5 % in de nasale zone.

Fig. V.1: Depositie fractie voor een gegeven diameter.

Bedrijf 2:

Tabel V.3 toont op analoge wijze als tabel V.2 de te verwachten jaarlijkse dosis in Bedrijf 2. Hierbij hebben we een ruwe schatting gemaakt van de gamma dosissnelheid op basis van de metingen in Bedrijf 1. Wegens de hogere radioactiviteitsinhoud van de basisproducten zal de gamma dosis ook groter zijn. Wegens de grote variatie in de concentratie op de verschillende plaatsen is de standaard deviatie en de fout op de verschillende waarden ook vrij groot.

Tabel V.3: Jaarlijkse dosis in verschillende werkplaatsen in Bedrijf 2.

Werkplaats	Gem. Rn conc (Bq/m ³)	Dosis radon tgv (mSv/y)	Gamma dosissnelheid (µSv/h)	Jaarlijkse dosis (mSv/y)
Filterkamer	76 ± 93	0,47 ± 0,58	0,18 ± 0,02	0,83 ± 0,62
Opslagplaats voor fosfaaterts	63 ± 30	0,39 ± 0,19	0,45 ± 0,05	1,39 ± 0,29
Opslagplaats voor fosforgips	57 ± 35	0,36 ± 0,22	0,45 ± 0,05	1,26 ± 0,32

Ook hier zien we dat de dosis nauwelijks de 1 mSv/y overschrijdt. Vermits er gebruik gemaakt wordt van een schatting voor de gamma dosis, kan de waarde nog hoger of lager zijn. Vermits de verblijftijd in de verschillende werkplaatsen niet exact gekend is, kan de dosis uit tabel V.3 een overschatting geven van de echte waarde. Ook hier kunnen we dus concluderen dat er niet echt een radonprobleem aanwezig is. De waarden zijn iets hoger dan in Bedrijf 1 wegens het gebruik van sedimentair erts.

Bedrijf 3:

De samenvatting van de dosis wordt gegeven in tabel V.4. Hier worden meer werkplaatsen beschouwd wegens de extra ontwatering van het slib na de productie. We bekijken ook de situatie bij de opslagplaats van het veevoeder. De gamma dosissnelheden zijn gemeten in het persgebouw en op het slibbekken. Voor de overige dosisschattingen gebruiken we schattingen gebaseerd op de metingen in Bedrijf 1.

Tabel V.4: Jaarlijkse dosis in verschillende werkplaatsen in Bedrijf 3.

Werkplaats	Gem. Rn conc (Bq/m ³)	Dosis tgv radon (mSv/y)	Gamma dosissnelheid (µSv/h)	Jaarlijkse dosis (mSv/y)
Langsheen productieproces	53 ± 20	0,33 ± 0,12	0,18 ± 0,02	0,69 ± 0,16
Opslagplaats voor fosfaaterts	191 ± 71	1,19 ± 0,44	0,45 ± 0,05	2,09 ± 0,54
Opslagplaats voor veevoeder	34 ± 19	0,21 ± 0,12	0,09 ± 0,01	0,39 ± 0,14
Persgebouw	615 ± 196	3,8 ± 1,2	0,18 ± 0,02	4,2 ± 1,2
Slibbekken S3	94 ± 26	0,59 ± 0,16	2,6 ± 0,2	5,8 ± 0,4

Hier zien we dat de metingen in het persgebouw en op het slibbekken een verhoogde waarde hebben. Permanente opvolging van de situatie is nodig. Ook is het interessant om hier persoonsdosimetrie uit te voeren. De schatting van de gammadosis op het slibbekken is misschien een beetje een overschatting omdat de werknemer meestal in een buldozer zit. Deze zal de gamma dosis ietwat verlagen. Ook is het zo dat de werknemers niet gedurende 2000 uren per jaar op het slibbekken werken. Meestal wordt afwisselend in het persgebouw en op het slibbekken gewerkt. Maar dit betekent nog altijd een dosis van ongeveer 5 mSv/y. Daarom zijn ook actieve metingen uitgevoerd in het persgebouw. Deze gaven aan dat de ventilatie daar niet optimaal was. Daarom werd besloten dat er een nieuw ventilatiesysteem geïnstalleerd zal worden. Dit moet het mogelijk maken om de radonconcentratie in het persgebouw drastisch te verminderen zodat de dosis daalt. Toch moet nog steeds aandacht besteed worden aan de gammadosis.

Wanneer we de aerosoldistributie bekijken in het persgebouw zien we dat de deeltjes vrij evenredig verdeeld zijn. De grote deeltjes zullen opnieuw vooral in de nasale zone gedeponereerd worden terwijl de kleinere vooral in de pulmonaire en bronchiale zone gedeponereerd worden. Globaal kunnen we stellen dat 19,8 % zal deponeren in de pulmonaire zone, 6,6 % in de bronchiale zone en 59,8 % in de nasale zone.

V.2. Gipsverwerkende industrie.

Wanneer we onze activiteitsbepaling van de verschillende gipssoorten vergelijken met de waarden uit de literatuur, dan zien we dat het gelijkaardige waarden zijn. [24] Rookgasontzwavelingsgips heeft de laagste radioactiviteitswaarde, gevolgd door natuurlijk gips. Fosforgips heeft een hogere radioactiviteit. Het gebruik van pleister op basis van fosforgips heeft een verhoging in de stralingsbelasting van bewoners van maximum 0,174 mSv/y. [22] Dit is het geval wanneer fosforpleister gebruikt wordt op betonnen muren zonder enig behang of schilderwerk. Uit een studie van de radonconcentratie in huizen met verschillende pleistersoorten blijkt dat fosforgips verantwoordelijk is voor een verhoging in de radonconcentratie. [23] De studie in Etten-Leur toont aan dat de gemiddelde radonconcentratie in huizen met fosforgips 81 ± 36 Bq/m³ en in huizen met rookgasontzwavelingsgips 41 ± 18 Bq/m³ is. In Roosendaal waren de cijfers respectievelijk 40 ± 27 Bq/m³ en 22 ± 5 Bq/m³. Er is dus een zekere bijdrage van de pleister aan de radonconcentratie. Deze bijdrage is echter zeer klein en niet gevaarlijk voor de bewoner. Wanneer men echter elke dag werkt met grote hoeveelheden gips kan een hogere radondosis opgelopen worden. Ongelukkigerwijs zijn we er niet in geslaagd om de metingen bij de stukadoors uit te voeren wegens de trage vooruitgang bij de ontwikkeling van de persoonsdosimeter.

Bedrijf 4:

Hier hebben we vastgesteld dat de concentratie in het bureau van de directeur hoger is dan de gevonden waarden in de fabriek zelf. Dit is het gevolg van het gebruik van fosforgips als pleistermateriaal in het bureau. De waarden in de fabriek zijn vergelijkbaar met radonconcentraties in normale buitenlucht. Hier is ook geen verhoging van de gamma dosis gevonden. Daarom kunnen we concluderen dat de jaarlijkse dosis in Bedrijf 4 lager is dan 1 mSv. Daarom is het ook niet nodig om verdere metingen uit te voeren.

Bedrijf 5:

Ook hier tonen de radonmetingen aan dat de waarde gemeten in het bureau (67 ± 7 Bq/m³) hoger zijn dan deze in de opslagruimte. Een radonconcentratie van 43 ± 4 Bq/m³ betekent een jaarlijkse dosis van $0,27 \pm 0,02$ mSv. Met een geschatte gammadosis van $0,18 \pm 0,02$ mSv/y geeft dit een totale dosis van $0,45 \pm 0,04$ mSv/y. De jaarlijkse dosis is lager dan 1 mSv en daarom is er geen verdere controle nodig.

Bedrijf 7:

De gemiddelde radonconcentratie hier is 33 ± 14 Bq/m³. Dit geeft een jaarlijkse dosis van $0,21 \pm 0,08$ mSv/y. Samen met een gammadosis van $0,36 \pm 0,04$ mSv/y geeft dit een jaarlijkse dosis van $0,57 \pm 0,12$ mSv/y. Ook dit is beneden 1 mSv/y en er moet dus geen extra controle uitgevoerd worden.

V.3. Persoonsdosimetrie.

Wanneer de verblijftijd in de verschillende werkplaatsen niet exact gekend is, is het beter om persoonsdosimetrie te gebruiken. De dosimeter is ontwikkeld in ons labo en bestaat uit een combinatie van actieve kool en een sporendetector. In eerste instantie werd een selectie doorgevoerd van de verschillende actieve koolsoorten. Op basis van de adsorptie-capaciteit, adsorptie- en desorptietijd van radon en water, werd vastgesteld dat Carboxen de beste koolsoort was voor gebruik als persoonsdosimeter. Als sporendetector wordt Makrofol gebruikt, wegens de goede kennis van het materiaal en de lage en stabiele achtergrond. Daarna werd de invloed van de dikte van de koollaag op het aantal tracks bekeken. Voor diktes tussen 1.5 en 3 mm was er weinig verschil te merken. Een dikte van 2.5 mm wordt nu gebruikt. Ook de invloed van de relatieve vochtigheid werd bekeken, vermits naast radon ook water opgenomen wordt door de actieve kool. Er wordt ook aandacht besteed aan de regeneratie en stockage gedurende de nacht, wanneer de werknemers niet aanwezig zijn. Uit al deze tests blijkt evenwel dat het mogelijk is om 100 Bq/m³ te meten in één werkmaand met een precisie van 20 %.

V.4. Besluit.

Uit de metingen in de fosfaatindustrie blijkt dat de radonconcentratie sterk beïnvloed wordt door het productieproces en de (natuurlijke) radioactiviteitsinhoud van het basismateriaal. Wanneer magmatisch erts gebruikt wordt, is er geen radonprobleem en blijft de jaarlijkse dosis onder de 1 mSv, de limiet voor de bevolking. In dit geval is verdere actie overbodig. Wanneer echter sedimentair erts gebruikt wordt, kunnen er verhoogde waarden optreden en moet aandacht besteed worden aan het probleem. Eventueel moet overwogen worden om remediëringswerkzaamheden uit te voeren in de desbetreffende werkplaatsen.

Metingen in de gipsverwerkende industrie tonen aan dat daar geen verhoogde waarden gevonden worden. Alle waarden liggen in de nabijheid van de gemiddelde radonconcentratie in België. De bijdrage van pleisters op basis van fosforgips moet verder bestudeerd worden. Door middel van de combinatie van actieve kool met een sporendetector is het mogelijk om radonconcentraties van 100 Bq/m³ in één werkmaand te meten met een precisie van 20 %. Dit

opent perspectieven voor persoonsdosimetrie in werkplaatsen waar verhoogde concentraties gevonden zijn en de verblijftijd niet exact gekend is.

VI. BIJLAGEN

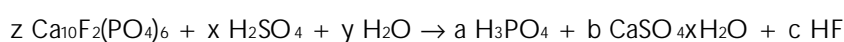
Bijlage 1: De verschillende productieprocessen om fosforzuur te produceren.

Bij de productie van fosforzuur in de fosfaat industrie wordt meestal het 'natte zuur' proces gebruikt. Daaronder zijn er nog 2 varianten mogelijk, nl. ontsluiting met zwavelzuur, wat het meest gebruikt wordt; en ontsluiting met waterstofchloride.

A. Ontsluiting met zwavelzuur.

Fosfaat erts wordt gemengd met H_2SO_4 wat aanleiding geeft tot normaal superfosfaat, triple superfosfaat of geconcentreerd fosforzuur. Elk van deze producten kan gebruikt worden op een verschillende manier als meststof wanneer het zuur geneutraliseerd wordt met NH_3 , $\text{Ca}(\text{OH})_2$, enz.

De belangrijkste chemische reactie kan als volgt geschreven worden:



Deze reactie is sterk exotherm en een deel van de fluorine wordt verdampt als HF gedurende de ontsluiting. Door temperatuurscontrole kan het resulterende $\text{CaSO}_4 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ getransformeerd worden in:

$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$:	Gips
$\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$:	Hemihydraat
CaSO_4	:	Anhydriet

De distributie van de radioactiviteit wordt gegeven in Fig. VI.1. Zoals daaruit gezien kan worden volgt ^{226}Ra voor 80 % de CaSO_4 , terwijl U en Th vooral de fosforzuur stroom volgen. Dit betekent dat de ^{226}Ra concentratie in de geproduceerde meststoffen uit het fosforzuur gereduceerd wordt tot 20 % van de initiële activiteit.

De schematische voorstelling van het fosforzuurproces wordt gegeven in Fig. VI.2. De indicaties met een * duiden de plaatsen aan waar radon metingen uitgevoerd zijn. De productie van het fosforzuur gebeurt door de menging van zwavelzuur en fosfaaterts op 80 °C. Daaruit krijgt men 30 % zuiver fosforzuur dat via een aantal zuiveringsprocessen omgezet wordt tot 52 % zuiver fosforzuur. Het nadeel van deze methode is de grote hoeveelheid afval in de vorm van fosforgips. In de filterpan wordt het fosforzuur gescheiden van het fosforgips.

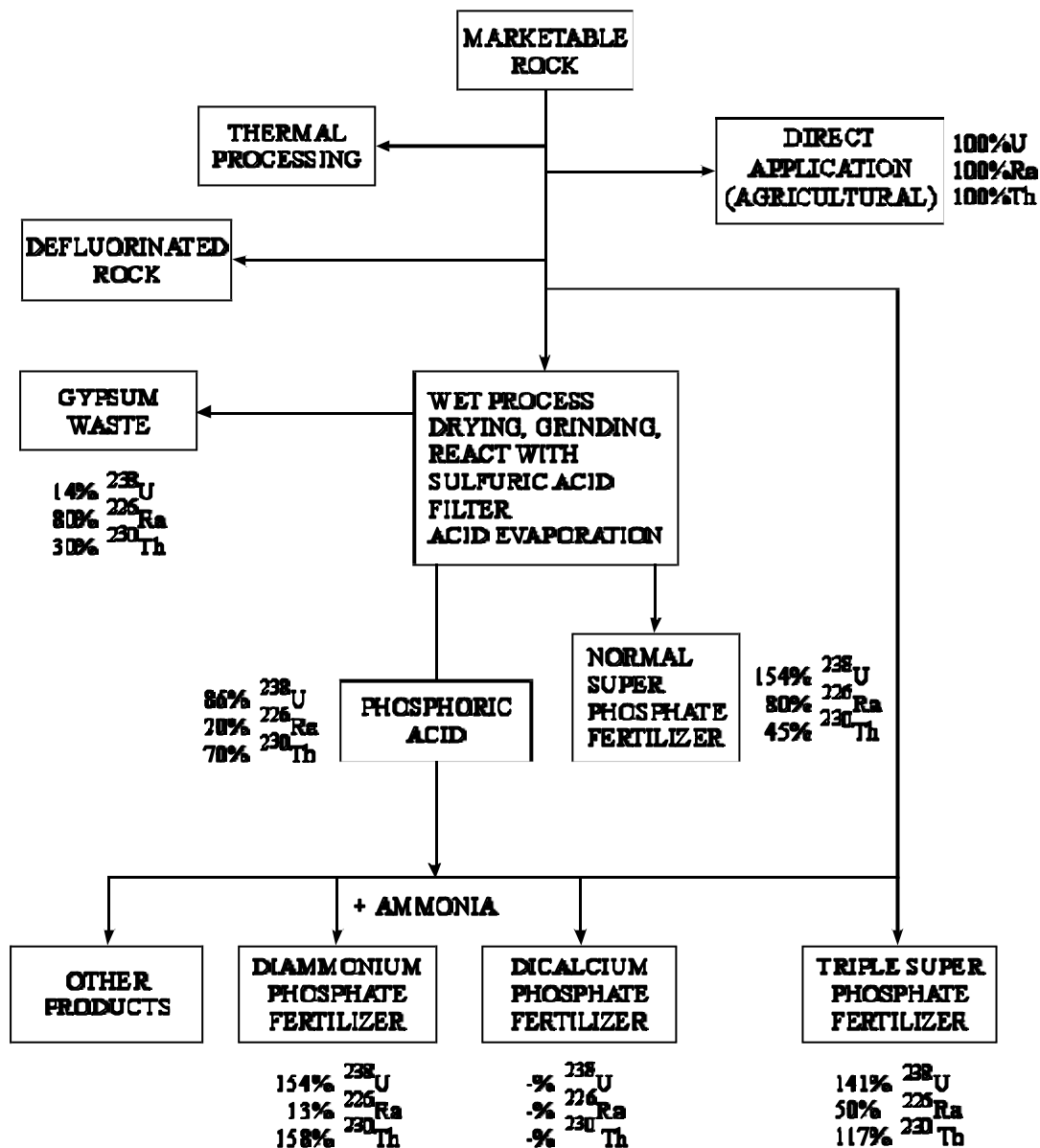


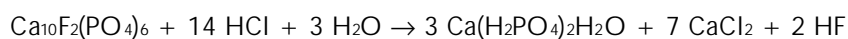
Fig. VI.1: Radioactiviteitsverhoging in het natte proces. [13]

Vermits het fosforgips in Bedrijf 2 nog verder gebruikt moet worden, wordt een enigzins andere procedure toegepast dan in Bedrijf 1. In plaats van 1 filter, heeft Bedrijf 2, 2 filters. In de eerste filter wordt het fosforzuur gescheiden van het fosforgips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Daarna wordt het fosforgips opnieuw vermengd met zwavelzuur en stoom en er wordt hemihydraat ($\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$) gevormd. In de tweede filter wordt het hemihydraat gescheiden van het H_2SO_4 dat opnieuw gebruikt wordt in het fosforzuurproductieproces. Het hemihydraat wordt gemengd met CaO en water waaruit het eigenlijke fosforgips ontstaat dat dan gebruikt wordt in de pleisterindustrie. Deze omslachtige procedure is nodig om enerzijds de zware metalen en anderzijds het teveel aan gekristalliseerd P_2O_5 uit het gips te krijgen.

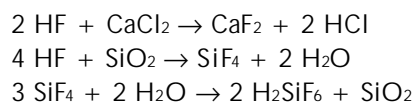
Fig. VI.2: Procesdiagram van het natte proces. [14]

B. Ontsluiting met HCl.

Als een alternatief voor zwavelzuur wordt soms waterstof chloride gebruikt (HCl). Dit proces wordt meestal gebruikt wanneer HCl beschikbaar is als bijproduct van andere chemische reacties. Hoewel de chemische reactie vrijwel dezelfde is als in het geval waar H_2SO_4 gebruikt wordt, zijn de reactie producten hier toch verschillend zoals uit de volgende vergelijking volgt:



Secundaire reacties met CaCl_2 en met SiO_2 uit het erts treden op, nl.:



De belangrijkste bijproducten van deze reactie zijn vloeibare effluenten die CaCl_2 en HF bevatten. Vanuit radiologisch oogpunt zal de totale inhoud aan U, Ra en Th, aanwezig in het fosfaaterts, opgelost worden en in de afvalstroom belanden.

Het voordeel aan deze methode is dat er rechtstreeks meststoffen of veevoeder geproduceerd wordt en dat het niet nodig is om de overgang naar fosforzuur te maken. De afvalberg is in dit geval ook kleiner.

C. Ontsluiting met salpeterzuur.

Het fosfaaterts wordt gemengd met salpeterzuur. Deze reactie geeft ons fosforzuur en $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$. Dit $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ wordt dan vermengd met CO_2 waardoor CaCO_3 verkregen wordt dat opnieuw gebruikt kan worden in de meststoffenindustrie. Ook hier is geen productie van gipsafval.

Bijlage 2: De productie van pleister.

Het productieproces van Bedrijf 4 wordt hier voorgesteld. De andere bedrijven gebruikten een gelijkaardig proces met eventueel kleine wijzigingen in temperatuur, enz...

Eerst wordt het gips buiten opgeslagen. Het gips wordt aangevoerd via het Albertkanaal dat naast het bedrijf stroomt. Met buldozers wordt het dan getransporteerd naar de binnenopslagruimte, om er een eerste keer te drogen tot er nog 8 % water in het gips zit. In deze opslagruimte is er ventilatie voorzien. Van daaruit wordt het opnieuw overgeladen naar een silo die het gips via een transportband naar de droogruimte brengt. Door verhitting wordt ook de laatste 8 % water uit het gips gehaald. Deze droogruimte bevindt zich op 40 m hoogte en er ontsnapt uit een pijp waterdamp in de atmosfeer (80 °C). Daarna wordt het droge gips in een silo verzameld en opgewarmd in een ketel tot 150 °C. Die ketel loopt over en geeft ons het eigenlijke pleister. De opwarming gebeurt met aardgas, dat ook radon bevat maar vermits de ontstane afvalgassen via een ander kanaal afgevoerd worden zal dit de meting niet beïnvloeden. De eigenlijke pleister heeft als chemische formule $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$. Ervoor was het gips met $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ als chemische formule. Deze pleister wordt opnieuw verzameld in een silo en verdeeld over de verschillende toepassingen. De pleister kan enerzijds gevuld worden in zakken van 40 kg of in vrachtwagens. Dit wordt dan opgeslagen in het magazijn. Een andere toepassing zijn de gipskartonplaten. Het pleister wordt dan getransporteerd naar de plaatmachine. De pleister wordt door een mixer opnieuw vermengd met water en deze brij wordt dan op het karton gegoten. Daarna legt men er nog een karton bovenop. De lange stroken in stukken worden gesneden en in de oven geplaatst. De oven heeft 3 zones, waar verschillende temperaturen heersen, nl. een van 250 °C, een van 170 °C en een derde dat van 140 °C naar 90 °C gaat. Deze oven heeft een afzuigstelsel wat te zien is als een witte rookpluim. De platen worden dan ook naar het magazijn vervoerd waar ze wachten tot ze naar de gebruiker kunnen gebracht worden. In het magazijn heeft men opslagplaats voor zo'n 2000 ton.

VI. BIBLIOGRAFISCHE VERWIJZINGEN.

Eigen publicaties

- [1] A. Van Deynse, A. Poffijn, K. Heyde ; « Onderzoek naar en bepaling van de dosissen en gezondheidseffecten opgelopen bij de productie van fosfaten en bij de toepassing van gipsproducten in de bouw. » ; Gezondheidsrisico's i.v.m. beroepsblootstellingen, Onderzoek, methoden en perspectieven, DWTC 1996.
- [2] A. Van Deynse, A. Poffijn, J. Buysse, P. Cauwels, G. Meesen; « Evaluation of the health hazards of radon exposure incurred in the phosphate industry and by the application of gypsum products in the building industry. » ; Proceedings of the European Conference on Protection against Radon at Home and at Work, 2-6 juni 1997, Praag.
- [3] A. Van Deynse, A. Poffijn ; « A personal radon dosimeter based on a combination of a track-etch detector and activated charcoal. » ; Proceedings of the IRPA Regional Symposium on Radiation Protection in Neighbouring Countries of Central Europe 1997, 8-12 september 1997, Praag.
- [4] A. Van Deynse, A. Poffijn, J. Buysse ; « Radon research among plasterworkers and in the phosphate industry. » ; Proceedings of the International Symposium on Radiological problems with Natural radioactivity in the Non-Nuclear Industry, 8-10 september 1997, Amsterdam.
- [5] A. Van Deynse, A. Poffijn, J. Buysse, P. Cauwels ; « A Personal Radon Dosimeter based on the combined Charcoal – Track-Etch Technique. » ; te verschijnen in de Proceedings of the 11th Dresden Symposium on Radiation Protection.
- [6] C. Cosma, A. Van Deynse, A. Poffijn ; « Studies on radon adsorption characteristics of different charcoals used as amplifier for the track detectors » ; voorgelegd voor publicatie aan Radiation Measurements.
- [7] A. Van Deynse, C. Cosma, A. Poffijn ; « A passive radon dosimeter based on the combination of a track etch detector and activated charcoal. » ; voorgelegd voor publicatie aan Radiation Measurements.
- [8] A. Van Deynse, A. Poffijn, J. Buysse ; « Ongoing case studies about the implementation of the European Basic Safety Standards in Belgium. » ; te verschijnen in de Proceedings of NORM II, Krefeld, 10-13 November 1998.

Referenties :

- [9] H. Vanmarcke; "De bijdrage van het woonmilieu tot de blootstelling aan straling afkomstig van nucliden uit de natuurlijke ²³⁸U reeks."; doctoraatsthesis RUG, 1987.
- [10] ICRP publication 32; "Limits for inhalation of radon daughters by workers."; Annals of the ICRP 6, 1981.
- [11] W. Nazaroff, A. Nero; "Radon and its decay products in indoor air."; Wiley-interscience publication, 1988.
- [12] ICRP publication 65; "Protection against Radon-222 at Home and at Work."; Annals of the ICRP 23, 1993.
- [13] L.H. Baetslé; "Study of the Radioactive Wastes Produced by the Phosphate Industry and their Impact on the Environment."; Eindrapport Contract CEC – SCK/CEN.
- [14] P. Oliemans; "Fosforzuurproductie en afvalstromen."; Stichting Reinwater.

- [15] Operating manual for Andersen Mark II and Mark III particle sizing stack samplers, Graseby Andersen Atlanta.
- [16] Sutej, Krizman and Ilic; "A new technique for radon measurements based on a combination of a track-etch detector and activated charcoal."; Nucl. Tracks Radiat. Meas., Vol. 19, Nos 1-4, pp 423-424, 1991.
- [17] Euratom 1996; "Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down the Basic Standards for the protection of the health workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation."; Off. J. of the Eur. Comm. L159 (29/06/1996).
- [18] Scarpitta; "A new beaded carbon molecular sieve sorbent for ^{222}Rn monitoring."; Health Phys., 70 (5), 673-679 ; 1996.
- [19] Matisova, Skrabakova,; "Carbon sorbents and their utilization for the preconcentration of organic pollutants in environmental samples."; Journal of Chromatography A, 707 (1995) 145-179.
- [20] Scarpitta, Harley; "Adsorption and desorption of noble gases on activated charcoal: II. ^{222}Rn studies in a monolayer and packed bed."; Health Phys., 59 (4), 393-404; 1990.
- [21] Task group on lung dynamics; "Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract."; Health Phys. 12 (1966), 173-207.
- [22] J.G. Ackers; "Invloed van pleistergips op de stralingsbelasting in woningen."; 93R02, 1993, Raadschap, Nieuwe Steeg 93, Leersum.
- [23] E.R. van der Graaf; "Invloed van gipspleister op het binnenhuismilieu, stralingsaspecten."; R79, 1995, KVI, Zernikelaan 25, Groningen.
- [24] "Radioactiviteit in woningen, studie van de Belgische situatie."; vorderingsverslag van de biennale 1984-1986; WTCB-IWONL.
- [25] Mobe, Penfold, Schneider, Degrange; "Establishment of reference levels for regulatory control of workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of natural occurring radionuclides."; Proceedings of the International Symposium on Radiological problems with Natural radioactivity in the Non-Nuclear Industry, 8-10 september 1997, Amsterdam.