



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

## **Schadelijke stoffen bij branden met zonnepanelen**

RIVM-rapport 2022-0103  
N.W. van Veen et al.





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

## **Schadelijke stoffen bij branden met zonnepanelen**

RIVM-rapport 2022-0103  
N.W. van Veen et al.

## Colofon

© RIVM 2022

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

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

DOI 10.21945/RIVM-2022-0103

N.W. van Veen (auteur), RIVM  
M.G. Mennen (auteur), RIVM  
P.M.J. Bos (auteur), RIVM  
T.W.J.A. Engering (auteur), RIVM  
A. Gerssen (auteur), Wageningen Food Safety Research  
J.J.P. Lasaroms (auteur), Wageningen Food Safety Research

### Contact:

Niels van Veen  
Veiligheid\Milieu-incidenten, Veiligheid en Security  
[niels.van.veen@rivm.nl](mailto:niels.van.veen@rivm.nl)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het DCC van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat in het kader van kennisopbouw incidenten.

Dit is een uitgave van:  
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**  
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven  
Nederland  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)

## Publiekssamenvatting

### **Schadelijke stoffen bij branden met zonnepanelen**

Om meer duurzame energie op te wekken, worden in Nederland steeds meer zonnepanelen geplaatst. Ze liggen bijvoorbeeld op bedrijfspanden en agrarische gebouwen. Als zo'n gebouw in brand vliegt, branden de zonnepanelen mee. Het is bekend dat roet en scherpe deeltjes van de zonnecellen (zonnecelscherven) dan in de omgeving terecht kunnen komen. Het RIVM heeft daarom met experimenten onderzocht wat het effect van een brand met zonnepanelen is op de gezondheid van mens en dier.

Wanneer een zonnepaneel verbrandt, komen ongeveer dezelfde gevaarlijke stoffen vrij als bij een gemiddelde brand met elektronica en kunststoffen. Bij een gebouwbrand zijn de zonnepanelen op een dak maar een klein onderdeel van de totale brand. Daarom zal de rook van een brandend gebouw met zonnepanelen in de praktijk niet gevaarlijker zijn dan die bij een gewone brand.

De kleine hoeveelheden metalen die in de zonnepanelen zijn verwerkt, komen voor een deel terecht in de rook en in het roet dat op de bodem in de omgeving neerslaat. Dat kunnen verschillende metalen zijn, waarvan lood het meest schadelijk is voor de gezondheid. Daarnaast zijn polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) gevonden. PAK komen vrij als kunststoffen verbranden, en kunnen schadelijk zijn voor de gezondheid. Al deze stoffen zijn ook in kleine hoeveelheden op de scherven van zonnecellen gevonden. Als mensen of dieren in contact komen met rookstof of de zonnecelscherven zelf, kunnen zij deze stoffen binnenkrijgen. Aangezien dit bijna nooit voorkomt en het om kleine hoeveelheden gaat, is de kans op gezondheidsschade heel erg klein.

Zonnecelscherven zijn erg dun en licht. Daardoor breken ze makkelijk en kunnen ze door een rookwolk over grote afstanden worden meegenomen. Dit gebeurt alleen als er een grote rookpluim is. In de praktijk speelt dit alleen bij branden in grote gebouwen. Ook de weersomstandigheden, zoals de windsterkte en -richting zijn van invloed op hoe scherven zich verspreiden.

Wanneer de scherven in een weiland terechtkomen, kunnen grazende dieren ze inslikken. Dat kan schadelijk zijn voor hun maag- en darmstelsel. Afhankelijk van de locatie (weiland of speeltuin) en de hoeveelheid scherven, kan het nodig zijn ze uit voorzorg op te ruimen. Het RIVM adviseert vanwege dit voorzorgsprincipe om hier landelijk beleid voor te maken.

Kernwoorden: zonnepanelen, brand, experimenten, depositie, emissies, PAK, metalen, zonnecelscherven.



## Synopsis

### **Harmful substances in fires involving solar panels**

In the Netherlands ever more solar panels are being installed as a means to generate more sustainable energy. They are often placed on the roofs of (industrial) buildings and farms. In case of a fire in one of these buildings the solar panels will burn as well. We know that in the event of a solar panel fire, soot and sharp particles from the solar cells (fragments) can be released into the environment. In view of this, RIVM has carried out experiments to determine the effect of fires involving solar panels on animal and human health.

When a solar panel burns, roughly the same hazardous substances are released as in a fire involving electronics and plastics. In a building fire, the solar panels on the roof are just a small part of the overall fire. Consequently, the smoke from a burning building with solar panels on the roof will in practice not be more harmful than the smoke from a regular fire.

The small quantities of metals contained in the solar panels are partly released into the smoke and into the soot that will settle on the surrounding ground. Various metals can be involved, with lead being the most harmful to health. In addition, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) were encountered in the experiments. PAH are released when plastics burn and can be harmful to health. All of these substances have also been found on solar cell fragments, albeit in small quantities. When people or animals come into contact with smoke particles or fragments of solar cells, there is a risk of them ingesting these substances. As this hardly ever happens and because the quantities are small, the risk of harm is very minor.

Fragments of solar cells are very thin and lightweight. As a result they break easily and can be carried over long distances by smoke clouds. This will only happen if there is a large enough plume of smoke. In practice, this only happens with fires in large buildings. Weather conditions, such as wind force and direction, also affect the manner in which these fragments are spread.

If fragments end up in a pasture, they may be ingested by grazing animals. This can harm their gastrointestinal system. Depending on where the fragments deposit (pasture or play area) and their quantity, it may be necessary to clear them away as a precautionary measure. In view of this precautionary principle, RIVM recommends creating a national policy on this subject.

Keywords: solar panels, fire, experiments, deposition, emissions, PAH, metals, solar cell fragments, shards.





## Inhoudsopgave

### **Samenvatting — 11**

### **Summary — 15**

### **Leeswijzer — 19**

## **1 Aanleiding — 21**

- 1.1 Inleiding — 21
- 1.2 Achtergrondinformatie over zonnepanelen — 22
  - 1.2.1 Typen zonnepanelen en samenstelling — 22
  - 1.2.2 Verbrandingsproducten van zonnepanelen — 25
- 1.3 Verspreiding en depositie — 26

## **2 Doelstelling en aanpak — 29**

- 2.1 Doelstelling en aanpak op hoofdlijnen — 29
- 2.2 Opzet en uitvoering experimenten — 29
  - 2.2.1 Experimenten in besloten ruimte — 30
  - 2.2.2 Brandexperimenten in de open lucht — 33
- 2.3 Monstername, analyse en detectiemethoden — 35
  - 2.3.1 Monstername — 35
  - 2.3.2 Analyse — 36
  - 2.3.3 Bewerking en analyse van zonnecelscherven op metalen — 36
  - 2.3.4 Uitloggen metalen uit zonnecelscherven — 36
  - 2.3.5 Gehalte aan PAK op scherven — 37
  - 2.3.6 Depositie op gewassen — 37

## **3 Resultaten onderzoek in besloten ruimte — 39**

- 3.1 Waarnemingen brandverloop en brandgedrag — 39
  - 3.1.1 Inleiding — 39
  - 3.1.2 Brandverloop dunne film zonnepanelen — 39
  - 3.1.3 Brandverloop kristallijne zonnepanelen — 39
  - 3.1.4 Gedrag thermisch gehard glas bij brandomstandigheden — 44
  - 3.1.5 Samenvatting brandverloop — 46
- 3.2 Metingen in rook — 46
  - 3.2.1 Inleiding — 46
  - 3.2.2 Rookstofconcentraties — 47
  - 3.2.3 Metalen en andere elementen in rookstof — 48
  - 3.2.4 PAK in rookstof — 51
  - 3.2.5 Gasvormige componenten — 52
- 3.3 Metingen van depositie — 55
  - 3.3.1 Inleiding — 55
  - 3.3.2 Metalen en andere elementen in depositie — 56
  - 3.3.3 PAK in depositie — 58
  - 3.3.4 Depositie op gewassen — 59

## **4 Resultaten onderzoek in open lucht — 63**

- 4.1 Waarnemingen brandverloop — 63
  - 4.1.1 Brandverloop — 63
  - 4.1.2 Onderscheid tussen typen dakbedekking — 64
- 4.2 Metingen in rook — 65

4.2.1	Stofdeeltjes — 65
4.2.2	Metalen — 65
4.2.3	Isocyanaten — 65
4.2.4	PAK — 66
4.3	Metingen van depositie — 67
4.3.1	Inleiding — 67
4.3.2	Metalen en andere elementen — 67
<b>5</b>	<b>Resultaten onderzoek scherven van zonnecellen — 69</b>
5.1	Inleiding — 69
5.2	Factoren voor verspreiding van zonnecelscherven — 69
5.2.1	Loskomen en verspreiding van scherven van zonnecellen bij brand — 69
5.2.2	Achtergrondinformatie over zonnecelscherven en zonnepanelen — 70
5.3	Samenstelling van zonnecelscherven — 71
5.3.1	Samenstelling zonnecelscherven — 71
5.3.2	Uitloging van metalen in relatie tot pH — 76
5.3.3	PAK op scherven — 77
5.4	Fysische eigenschappen zonnecelscherven kristallijne panelen — 77
5.4.1	Inleiding — 77
5.4.2	Zonnecelscherven — 77
5.4.3	Splinters — 78
5.4.4	Microscherven — 80
<b>6</b>	<b>Interpretatie en gezondheidsrisico's — 89</b>
6.1	Inleiding — 89
6.2	Vergelijking met branden in de praktijk — 89
6.2.1	Inleiding — 89
6.2.2	Concentraties rookstof, PAK, metalen en gassen in de lucht — 89
6.2.3	Depositie PAK en metalen — 91
6.3	Beoordeling van gezondheidsrisico's door blootstelling aan rookgassen — 92
6.3.1	Inleiding — 92
6.3.2	Verspreiding van toxische gassen bij branden met zonnepanelen. — 92
6.3.3	Weging van verschillende toxische stoffen in de rook — 95
6.3.4	Conclusie — 96
6.4	Beoordeling van gezondheidsrisico's door blootstelling aan PAK en metalendepositie — 97
6.4.1	Inleiding — 97
6.4.2	Uitgangspunten van blootstelling en gezondheidseffecten — 97
6.4.3	Risico's van blootstelling aan metalen — 99
6.4.4	Risico's van blootstelling aan PAK — 104
6.4.5	Conclusie — 106
6.5	Risicobeoordeling fysische eigenschappen zonnecelscherven, splinters en microscherven — 106
6.5.1	Inleiding — 106
6.5.2	Uitwendige risico's zonnecelscherven — 106
6.5.3	Orale inname zonnecelscherven — 107
6.5.4	Risico's ingestie zonnecelscherven voor dieren — 108
6.5.5	Inhalatie van microscherven — 108
6.5.6	Conclusie — 109
6.5.7	Handelingsperspectieven — 110
6.6	Depositie metalen en PAK op gewassen — 110
6.6.1	Inleiding — 110
6.6.2	Beoordeling metalen op gewassen — 110

- 6.6.3 Beoordeling PAK op gewassen — 111
- 6.7 Invloed van zonnecelscherven op bodemkwaliteit — 112

## **7 Conclusies en aanbevelingen — 115**

- 7.1 Conclusies — 115
- 7.2 Aanbevelingen — 117

## **Dankwoord — 119**

## **Referenties — 121**

## **Lijst met afkortingen — 123**

## **Bijlage 1 Methodiek uitvoering brandexperimenten besloten ruimte — 125**

- B1.1 Inleiding — 125
- B1.2 Container — 125
- B1.3 Opstelling panelen — 126
- B1.4 Monsternamepunten en codering — 126
- B1.5 Tijdspad experimenten — 127
- B1.6 Weersomstandigheden en locatie experimenten — 128

## **Bijlage 2 Informatie over toegepaste zonnepanelen — 129**

## **Bijlage 3 Meetresultaten thermokoppels — 131**

## **Bijlage 4 Waarnemingen brandverloop — 136**

## **Bijlage 5 Monstername van PAK-depositie — 137**

## **Bijlage 6 Afzetting PAK op brandweerkleding — 139**

## **Bijlage 7 Invloed van rookcontact op afzetting PAK — 142**

## **Bijlage 8 Monstername en analysemethode — 145**



## Samenvatting

Er worden in Nederland steeds meer zonnepanelen geplaatst. Daardoor neemt de kans toe dat bij een brand ook zonnepanelen zijn betrokken. Er zijn inmiddels meerdere branden geweest waarbij scherven van zonnecellen tot op grote afstand van de brandhaard in de omgeving zijn neergedaald. Om een beter beeld te krijgen van de risico's van verspreiding en depositie van schadelijke stoffen en scherven bij branden met zonnepanelen, heeft het RIVM een aantal brandexperimenten uitgevoerd. Dit rapport beschrijft de resultaten en conclusies van deze experimenten. De focus van dit onderzoek ligt op de depositie. Die bestaat uit (grotere) scherven van zonnecellen en uit stofdeeltjes waarin schadelijke componenten voorkomen, zoals PAK<sup>1</sup> en metalen. Ook wordt aandacht besteed aan de verspreiding en samenstelling van rookstof en rookgassen. De meetresultaten zijn gebruikt voor het beoordelen van gezondheidsrisico's door blootstelling aan de stoffen en scherven.

### *Scherven van zonnecellen van kristallijne zonnepanelen*

Scherven van zonnecellen kunnen vrijkomen bij het verbranden van mono- of polykristallijne zonnepanelen. In Nederland is momenteel ongeveer 95% van alle zonnepanelen van dit type. De scherven komen vrij op het moment dat de kunststoffen uit het paneel zijn verbrand.

Scherven van zonnecellen zijn zeer dun ( $\pm 0,2$  mm) en een scherf van 1 gram heeft een oppervlak van  $\pm 20$  tot  $25$  cm<sup>2</sup>. Door het relatief grote oppervlak en het lage gewicht kunnen deze scherven bij stevige thermiek tot op grote afstand van de brand terechtkomen. Deze thermiek komt in de praktijk alleen voor bij grote branden in gebouwen. Glasscherven (siliciumdioxide) verspreiden zich daarentegen niet tot op grote afstand van de brand. Dit komt doordat de glasscherven dikker en zwaarder zijn dan de scherven van zonnecellen.

Scherven van zonnecellen bestaan grotendeels uit een (zuiver) silicium plaat (*wafer*) met daarop een dunne laag metalen. In scherven van zonnecellen zijn verschillende metalen aangetroffen, waarvan lood vanuit gezondheidskundig perspectief het meest relevant is. Per gram zonnecelscherf is maximaal  $1.100$   $\mu\text{g}$  lood aangetroffen. Hiervan bleek maximaal  $100$   $\mu\text{g}$  oplosbaar in water of af te vegen met een vochtig watje. Naast metalen zijn op scherven van zonnecellen PAK aangetroffen, waarbij maximaal  $34$  ng benzo[a]pyreen<sup>2</sup> per gram zonnecelscherf is gevonden.

<sup>1</sup> PAK= Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen, dit is een groep chemische verbindingen met carcinogene en mutagene effecten.

<sup>2</sup> Benzo[a]pyreen is een PAK waarvan de carcinogene en mutagene potenties binnen de groep PAK als het hoogst worden beschouwd.

Scherven van zonnecellen zijn bros en breken onder geringe belasting. Hierbij kunnen soms naaldvormige splinters en microscopisch kleine scherven ontstaan. Alle scherven, van groot tot (met het blote oog niet waar waarneembaar) microscopisch klein, bevatten relatief scherpe punten en hoeken. Naaldvormige splinters zijn bij branden niet aangetroffen, alleen bij het handmatig breken van scherven (op kamertemperatuur).

#### *Depositie van PAK en metalen*

Naast zichtbare scherven komen er fijne (zoals roet) en grotere stofdeeltjes vrij in de omgeving van een brand met zonnepanelen (depositie). Deze deeltjes bevatten schadelijke stoffen, zoals PAK en metalen. Wanneer uitschieters in metingen buiten beschouwing worden gelaten, varieerden de in de besloten ruimte gemeten bodemdepositiewaarden van de PAK benzo[a]pyreen tussen de 1,5 tot 24  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , en die van lood tussen de 0 tot 60  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . Bij de brandexperimenten in de open lucht is maximaal 21  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  lood aangetroffen tot max.  $\pm 5$  m afstand van de brand. Bij het experiment in de open lucht zijn geen depositiemetingen voor PAK uitgevoerd, maar het is aannemelijk dat deze beduidend lager zullen zijn dan de meetwaarden in de besloten ruimte.

Meetwaarden van gewassen in de besloten ruimte lieten zien dat depositie van metalen niet leidt tot overschrijding van de voedselnormen. Er is ten aanzien van PAK geen wet- en regelgeving voor gewassen. De meetresultaten konden daarom niet worden getoetst aan voedselnormen. Wel overschreden de meetwaarden voor de PAK benzo[a]pyreen de normen voor onder meer zuigelingenvoedsel en gerookte vlees- en visproducten.

#### *Rook van een brand met zonnepanelen*

De rook van een brandend zonnepaneel vertoont overeenkomsten met de rook van een plasticbrand<sup>3</sup>, vanwege de kunststoffen die in de panelen zijn verwerkt. De samenstelling van rook is onder meer afhankelijk van de toegepaste kunststoffen in het paneel. De gassen HCN en CO blijken bij deze experimenten het meest relevant voor acute gezondheidsrisico's. Daarnaast zijn in dichte rook hoge concentraties PAK gemeten, en zijn verhoogde concentraties van lood en andere metalen aangetroffen. Hierbij is er op hoofdlijnen geen belangrijk verschil tussen poly- en monokristallijne panelen of de zogenaamde Cd-Te dunne film panelen. Anders dan bij dunne film panelen zijn in de rook van kristallijne zonnepanelen ook geringe aantallen silicium microscherfjes aangetroffen. Deze microscherfjes hebben wisselende afmetingen in orde grootte van 5 tot 100  $\mu\text{m}$ .

#### *Gezondheidsrisico's van branden met zonnepanelen*

Er zijn blootstellingsscenario's uitgewerkt voor inname van PAK of lood via depositie van scherven van zonnecellen en rook. Het gezondheidsrisico door deze blootstelling zal - hoewel ongewenst - gering zijn. In de praktijk zal betrokkenheid van zonnepanelen bij een grote brand geen groot verschil maken in de toxiciteit van de rook.

<sup>3</sup> Dit betreft plastics met geen of weinig halogenen zoals fluor, chloor en broom.

De fysieke eigenschappen van scherven van zonnecellen vormen mogelijk een groter gezondheidsrisico dan de chemische eigenschappen. De kans dat mensen per ongeluk (grote) scherven van zonnecellen inslikken (ingestie) lijkt echter gering. Dit gezondheidsrisico is waarschijnlijk vooral relevant voor grazende dieren, zoals runderen. Het inslikken van scherpe zonnecelscherven kan mogelijk leiden tot de aandoening scherp-in, waaraan dieren kunnen overlijden.

Een ander mogelijk fysiek risico is het inademen (inhalatie) van microscherven van zonnecellen. Inhalatie van microscherven is bij branden met kristallijne zonnepanelen mogelijk als nabij de brand of in de rook geen adembescherming wordt gebruikt. Deeltjes groter dan 10 µm komen in de bovenste luchtwegen terecht. Deze deeltjes kunnen via het mucociliaire klaringsmechanisme weer naar de keelholte worden gebracht, waarna ze worden ingeslikt. Deeltjes kleiner dan 10 µm kunnen de longblaasjes bereiken. Er is nog weinig bekend over het gezondheidsrisico van deze microscherven. Vanwege de geringe aantallen microscherven en de incidentele mogelijkheden voor blootstelling bij branden is het gezondheidsrisico van inhalatie van deze microscherven in de praktijk waarschijnlijk gering.

#### *Kenmerken branden met zonnepanelen*

Bij verbranding van zonnepanelen komen op hoofdlijnen geen andere verbrandingsgassen vrij dan bij een gemiddelde verbranding van kunststoffen en elektronica. Voor alle branden geldt dat rook altijd schadelijk is voor de gezondheid. Het is altijd beter onnodige blootstelling zoveel mogelijk te voorkomen.

Depositie van zonnecelscherven zal niet leiden tot overschrijding van milieunormen voor schadelijke stoffen in het benedenwindse gebied. Hoeveel schadelijke stoffen op de grond terechtkomen, wordt meer beïnvloed door de brandduur, de soorten verbrandingsproducten, de verbrandingstemperatuur en de mate van pluimstijging. Zonnepanelen hebben hierop nauwelijks invloed.

Uit de brandexperimenten blijkt dat de geteste zonnepanelen vooral meebranden wanneer de ondergrond ook brandbaar is. Grootschalige branduitbreiding in zogenaamde zonneweides is bij afwezigheid van een brandbare ondergrond niet erg waarschijnlijk. Bij voldoende warmtetoevoeging branden uiteindelijk alle zonnepanelen mee, zowel glas-folie als glas-glas panelen. Er zijn wel grote verschillen in de tijdsduur waarbinnen zonnepanelen gaan meebranden.

Het glas van de panelen breekt tijdens en na een brand niet zoals thermisch gehard glas (veiligheidsglas) onder normale omstandigheden hoort te breken. Hierdoor kunnen bij glasbreuk door brand scherpe glasscherven ontstaan, die op de brandlocatie ook na de brand een risico op snijwonden kunnen vormen.

### *Aanbevelingen*

Ondanks het feit dat depositie door branden met zonnepanelen niet zal leiden tot een overschrijding van milieunormen, is er wel sprake van een zorgplicht door de verontreiniger. Het RIVM adviseert invulling te geven aan deze zorgplicht, door zonnecelscherven in de omgeving van een brand op te ruimen. De wijze van opruimen zal moeten worden omschreven in een landelijk protocol. Bij het ontwerp van dit protocol zullen afwegingen moeten worden gemaakt tussen (onder meer) verschillende belangen, de gebruiksfunctie van de grond, de hoeveelheid scherven per oppervlakte-eenheid en de praktische haalbaarheid van oplossingen.

De resultaten van dit onderzoek zijn gebaseerd op de zonnepanelen die bij dit onderzoek zijn toegepast. Als in de toekomst de samenstelling van zonnepanelen verandert, is het zinvol de gevolgen van branden met zonnepanelen opnieuw te onderzoeken.



## Summary

A growing number of solar panels are being installed in the Netherlands, increasing the likelihood of them being involved in a fire. There have been several fires leading to fragments of solar cells being deposited up to a significant distance from the fire. RIVM has carried out a number of fire experiments, in order to better understand the risks of the spread and depositing of hazardous substances and fragments in the event of fires involving solar panels. This report outlines the results and conclusions of these experiments. The focus of this investigation was depositing, namely of (larger) fragments of solar cells and particulate matter containing hazardous substances such as PAHs<sup>4</sup> and metals. The investigation also considered the spread and composition of smoke particles and smoke gases. The measurement results have been used to assess the risks to health from exposure to the substances and fragments.

### *Fragments of solar cells from crystalline solar panels*

Fragments of solar cells may be released when monocrystalline or polycrystalline solar panels burn. Around 95 percent of all solar panels currently installed in the Netherlands are of this type. These fragments are released when the plastics – or encapsulants – from the panel have been burnt.

Fragments are extremely thin ( $\pm 0.2$  mm), with a 1 gram fragment having a surface area between  $\pm 20$  and  $25$  cm<sup>2</sup>. In view of their relatively large surface area and low weight, these fragments can be moved up to a considerable distance from the site of the fire if a strong thermal is present. This is typically only the case with large fires in buildings. By contrast, glass fragments (silicon dioxide/silica) do not spread very far from the site of the fire, as they are thicker and heavier than fragments of solar cells.

Fragments of solar cells comprise mostly of a (pure) silicon plate (wafer) and a thin layer of metals. Fragments of solar cells contain various metals, with lead being the most concerning from a health point of view. A maximum of  $1.100$   $\mu\text{g}$  of lead was found per one gram of fragment. Of this lead up to  $100$   $\mu\text{g}$  was soluble in water or could be wiped away with a damp wad of cotton wool. In addition to metals, PAHs were found in fragments of solar cells, up to a maximum of  $34$  ng of benzo[a]pyrene<sup>5</sup> per one gram of fragment.

<sup>4</sup> PAH = Polycyclic Aromatic Hydrocarbons – a group of chemical compounds with carcinogenic and mutagenic effects.

<sup>5</sup> Benzo[a]pyrene is a PAH considered to have the highest carcinogenic and mutagenic potential within the group of PAHs.

Fragments of solar cells are brittle and break under minimal stress. In some cases this can lead to needle-shaped splinters and microscopically small fragments (micro-fragments). All fragments, from large to microscopically small (to the extent that they can no longer be seen with the naked eye), contain relatively sharp points and corners. Needle-shaped splinters were not encountered in fires and were only found when fragments were broken manually (at room temperature).

#### *Depositing of PAHs and metals*

In addition to visible fragments, fine (e.g. soot) and larger particulate were deposited in the areas around fires. This particulate contains hazardous substances, such as PAHs and metals. When outliers in the measurements are excluded, the soil deposition values for the PAH benzo[a]pyrene measured in the enclosed space varied from 1.5 to 24  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ , and the values for lead varied from 0 to 60  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ . In the open air fire experiments, a maximum of 21  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  of lead was encountered up to a maximum of  $\pm 5$  m from the site of the fire. No deposition measurements for PAHs were done in the open air fire experiments, but it can be assumed that these values would be considerably lower than those in the enclosed space.

Measurements in the enclosed space carried out on crops showed that the depositing of metals does not exceed food standards. There is no legislation in place governing values of PAHs on crops, which means that the results of the measurements could not be compared to food standards. The measurement values for the PAH benzo[a]pyrene did, however, exceed the standards for infant food and smoked meat and fish products, among others.

#### *Smoke from fires involving solar panels*

The smoke from a burning solar panel has a likeness to that from a plastic fire<sup>6</sup>, on account of the plastics found in solar panels. The composition of the smoke depends, among others, on the types of plastic used in the panels. In these experiments hydrogen cyanide (HCN) and carbon monoxide (CO) proved to be most relevant for acute health risks. Moreover, high concentrations of PAHs were encountered in dense smoke, together with elevated concentrations of lead and other metals. There was generally no significant difference between polycrystalline and monocrystalline panels or Cd-Te 'thin film' panels. Compared to thin film panels, lower quantities of micro-fragments from solar cells were encountered in the smoke from crystalline solar panels. These micro-fragments have various dimensions, ranging from 5 to 100  $\mu\text{m}$ .

#### *Health risks arising from fires involving solar panels*

Exposure scenarios have been developed for the ingestion of PAHs or lead via depositing of fragments of solar cells and smoke. Undesirable as they may be the health risks from this exposure will be minimal. In practice, the presence of solar cells in a large fire will not have a significant impact on the toxicity of the smoke.

<sup>6</sup> Plastics containing no or low amounts of halogens, such as fluorine, chlorine, and bromine.

The physical properties of solar cell fragments may pose a greater risk to health than their chemical properties. The likelihood of people accidentally swallowing/ingesting (large) fragments, however, remains small. This health risk is perhaps most relevant for grazing animals, such as cattle. Swallowing the sharp fragments of solar cells can lead to 'hardware disease', which can prove fatal.

Another potential physical risk of solar cell fragments is the inhalation of micro-fragments. This can occur in fires involving crystalline solar panels where the use of respiratory protection is neglected near to the fire or in the smoke. Particles larger than 10 µm can enter the upper respiratory tract. Via the mucociliary clearing mechanism they find their way into the pharynx before being swallowed. Smaller particles of less than 10 µm can reach the alveoli in the lungs. Very little is known about the health risks of these micro-fragments. In view of their low quantities and the minimal exposure risk in fires, the health risk from inhaling these micro-fragments in practice is thought to be low.

#### *Characteristics of fires involving solar panels*

A fire involving solar panels does not generally release any other combustion gases than those released by an average fire. Whatever the type of fire though, all smoke is harmful and it is always sensible to avoid unnecessary exposure to the fullest possible extent.

The depositing of fragments of solar cells will not lead to environmental standards for hazardous substances being exceeded in downwind areas. The quantity of hazardous substances reaching the ground is influenced more by, among others, the duration of the fire, the combusted substances, the combustion temperature, the weather conditions and the extent of plume rise. The presence of solar panels has very little influence on these factors.

The fire experiments indicate that the solar panels tested are liable to catch fire sooner when the substrate is also flammable. In the absence of a flammable substrate, large-scale spreading of fire in solar fields is unlikely to occur. Where there is sufficient input of heat, all solar panels will ultimately catch fire, both glass-film and glass-glass panels. There are, however, significant differences in the amount of time it takes for solar panels to catch fire.

The glass in the panels will not break during or after a fire in the way in which heat tempered (safety) glass tends to break in normal conditions. As a result, if glass breaks because of fire, there is a risk of sharp fragments forming. These could cause a risk of cuts for people at the fire site, after the fire has been extinguished.

#### *Recommendations*

Although the deposits from fires involving solar panels will not lead to environmental limits being exceeded, the polluting party still has a duty of care. RIVM recommends that this duty of care be exercised by clearing away fragments of solar cells in downwind areas. A national protocol will need to be formulated to set out the manner in which this is done. When designing the protocol, various interests will need to be

considered, among others the use of the ground, the number of fragments per surface-area unit and the practical feasibility of the solutions.

The results of this investigation are based on the solar panels used in it. Should the composition of solar panels change in the future, it would be sensible to have a new look at the emissions and deposition resulting from fires involving solar panels.

## Leeswijzer

Dit rapport is een beschrijving van een experimentopzet (hoofdstuk 2), resultaten van een experiment in een besloten ruimte (hoofdstuk 3) en een experiment in de open lucht (hoofdstuk 4). Informatie met betrekking tot zonnecelscherven is zo specifiek, dat deze in een apart hoofdstuk (5) is beschreven. Interpretatie en beoordeling van gezondheidsrisico's van de resultaten uit hoofdstuk 3, 4 en 5 zijn apart uitgewerkt in hoofdstuk 6. De conclusies en aanbevelingen zijn beschreven in hoofdstuk 7.

Er zijn voor dit onderzoek metingen verricht bij twee verschillende soorten experimenten. Bij beide experimenten zijn monsters genomen van zowel rook als depositie. De meetresultaten van al deze monsters zijn in dit rapport beschreven. Op hoofdlijnen zijn er overeenkomsten tussen de verschillende experimenten en het medium rook of depositie, maar er zijn ook verschillen. Er is voor gekozen alle informatie te beschrijven, wat resulteert in een uitgebreid rapport met veel technische details. De hoofdlijnen zijn te herleiden uit de samenvatting en de conclusie van dit rapport.

Bij het uitvoeren van de brandexperimenten zijn ook monsters genomen die helpen inzicht te krijgen in onderwerpen die niet direct gerelateerd zijn aan risico's van branden met zonnepanelen. Deze achtergrondinformatie is beschreven in de volgende bijlagen:

- Bijlage 5 Monsternamen van PAK-depositie
- Bijlage 6 Afzetting PAK op brandweerkleding
- Bijlage 7 Invloed van rookcontact op afzetting PAK



# 1 Aanleiding

## 1.1 Inleiding

Als gevolg van de energietransitie neemt het gebruik van zonnepanelen in Nederland snel toe. In de afgelopen jaren zijn er geregeld branden geweest waarbij zonnepanelen waren betrokken. Soms ontstaat er brand in de zonnepanelen zelf, bijvoorbeeld door een verkeerde aansluiting van de panelen aan de omvormers of door een te beperkte luchtcirculatie tussen panelen en dakisolatie<sup>7</sup>. Maar meestal gaat het om branden die ontstaan in woningen, stallen, schuren of andere gebouwen. De zonnepanelen op het dak raakten dan bij de brand betrokken. De branden kunnen in omvang variëren: van woningbranden met enkele panelen tot branden in gebouwen met tientallen of zelfs honderden panelen.

Bij branden met zonnepanelen kunnen verbrandingsproducten vrijkomen, in de vorm van rookgassen, stofdeeltjes en lichte brokstukken, zoals scherven van zonnecellen of andere materialen. Bij een aantal grote branden (zie Tabel 1-2) is gebleken dat deze verbrandingsproducten zich tot ver (enkele kilometers) in de omgeving kunnen verspreiden. Deze waarneming leidde tot vragen van milieu- en hulpverleningsdiensten, omwonenden en bedrijven over mogelijke risico's van deze verbrandingsproducten voor mens en milieu. Ook waren er zorgen over mogelijke fysieke en toxische effecten. Bij fysieke effecten gaat het om spelende kinderen of grazende dieren die in contact komen met microsplinters en met scherpe delen van neergedaalde scherven. Toxische effecten kunnen ontstaan door blootstelling aan schadelijke stoffen in de rookgassen door inademing, of vanuit depositie door hand-mond contact.

Er is tot op heden weinig inzicht in de samenstelling van deze verbrandingsproducten, de hoeveelheden die vrijkomen, de mate van verspreiding en de risico's ervan. Daardoor ontbreekt het de betrokken partijen aan handelingsperspectief om de gevolgen van deze risico's te beperken, en de neergekomen verbrandingsproducten op veilige en verantwoorde wijze op te ruimen.

In 2020 heeft het Instituut Fysieke Veiligheid (IFV)<sup>8</sup> een vooronderzoek uitgevoerd om inzicht te krijgen in deze problematiek, en om te bepalen welke kennishiaten er zijn (IFV, 2020 [1]). Als vervolg daarop heeft het IFV nader literatuuronderzoek gedaan naar de depositie van verbrandingsproducten en de mogelijke risico's daarvan bij de typen zonnepanelen die in Nederland het meest worden toegepast: kristallijne en dunne film zonnepanelen (IFV, 2021a [2]). Dit onderzoek leverde een overzicht op van gassen en metalen die kunnen worden gevormd of vrijkomen bij verbranding van deze typen zonnepanelen. Er werd echter geen informatie gevonden over de verspreiding en depositie van verbrandingsproducten van zonnepanelen en de mogelijke risico's daarvan.

<sup>7</sup> Dit effect kan vooral optreden bij in-dak systemen.

<sup>8</sup> In het begin van 2022 heeft het Instituut Fysieke Veiligheid een nieuwe naam gekregen: Nederlands Instituut Publieke Veiligheid (NIPV).

Vanwege deze lacune in kennis heeft het RIVM het vanuit zijn opgave op het gebied van bescherming van de publieke gezondheid op zich genomen een aantal experimenten uit te voeren, om zo het inzicht in de verspreiding en depositie van verbrandingsproducten bij branden met zonnepanelen te vergroten.

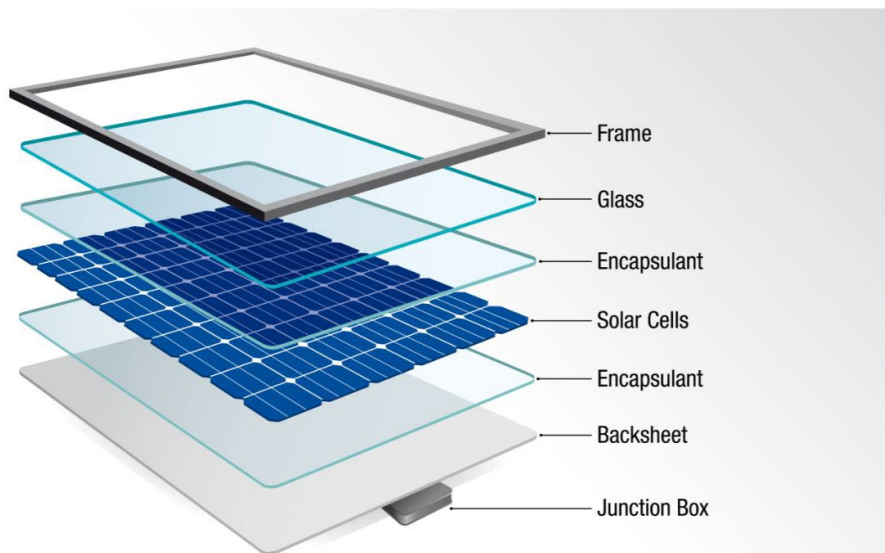
In dit rapport beschrijven we de opzet, uitvoering, meetresultaten, interpretatie, risicobeoordeling, conclusies en aanbevelingen naar aanleiding van deze experimenten.

## 1.2 Achtergrondinformatie over zonnepanelen

### 1.2.1 Typen zonnepanelen en samenstelling

Zonnepanelen bestaan uit een aantal in serie geschakelde zonnecellen, een bovenlaag van gehard glas, een tussenlaag – veelal encapsulant genoemd – van co(polymeer)<sup>9</sup> waarin de zonnecellen zijn ingebed, een onderlaag van glas of kunststof en een aansluiting (junction box), waarmee de panelen aan elkaar of aan de omvormer worden gekoppeld (zie Figuur 1-1). Sommige typen zonnepanelen zijn omlijst met een aluminium frame.

Een zonnecel, ook wel fofovoltaïsche cel of PV-cel genoemd (PV = photovoltaic), bevat een dunne silicium plaat (*wafer*) en materiaal dat licht absorbeert en de energie daarvan omzet in elektrische stroom. De zonnecellen zijn geschakeld door middel van zogenaamde tabs, die meestal bestaan uit koperdraad met daaromheen een dunne laag zilver.



## PARTS OF A SOLAR PANEL

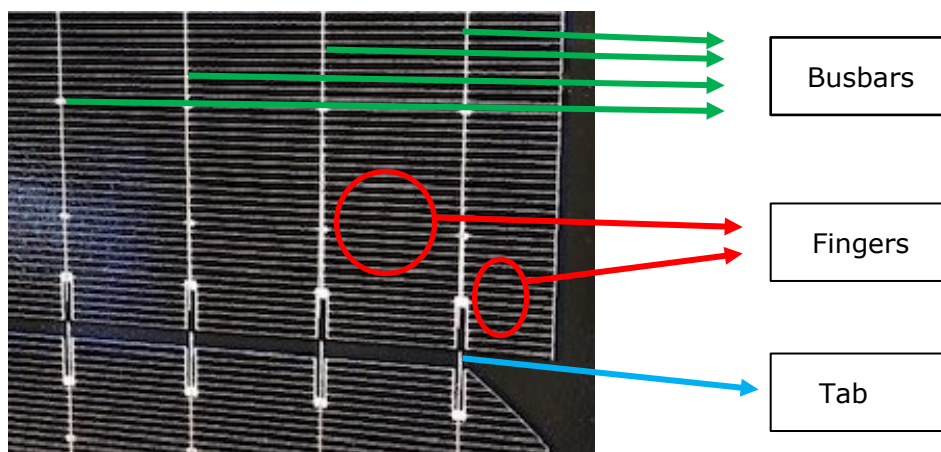
Figuur 1-1 Schematisch overzicht van de onderdelen en opbouw van een kristallijn zonnepaneel. In deze afbeelding worden de zonnecellen als Solar Cells omschreven.

De tabdraad (tabs), die de afzonderlijke cellen in serie verbindt, wordt aan de busbar gesoldeerd. De dunne busbars zijn op de zonnecellen zelf

<sup>9</sup> Veelal wordt ethyleen-vinylacetaat (EVA) toegepast, met een additief om het materiaal UV-bestendiger te maken. Ook acrylonitril-butadien-styreen (ABS), polyvinylbutyral (PVB) en thermoplastisch polyurethaan (TPU) kunnen worden verwerkt in het zonnepaneel.



gedrukt. Loodrecht op de busbars staan de metalen en superdunne rastervingers (fingers), die met de busbar zijn verbonden. De fingers vangen de door de zonnecel opgewekte gelijkstroom op, en geven deze af aan de busbars. De busbars geleiden de gelijkstroom naar de tabs.



Figuur 1-2 Detail van een zonnecel met toelichting van gehanteerde terminologie

Er bestaan verschillende typen zonnepanelen. In Nederland worden vooral kristallijne zonnepanelen toegepast (+/- 95%), zowel in de gebouwde omgeving als in zonneparken. Er zijn monokristallijne en polykristallijne zonnepanelen (respectieve marktaandelen 33 en 62%). Daarnaast worden in Nederland dunne film zonnepanelen gebruikt (minder dan 5% van het totaal).

Kristallijne zonnepanelen bestaan uit monokristallijn of polykristallijn silicium, veelal gedoteerd met zeer kleine hoeveelheden fosfor en boor. Op de cellen zijn met zilverpasta of soortgelijke materialen met een hoog geleidingsvermogen dunne lijntjes gedrukt (fingers en busbars). Hierin zit ook wat lood, naast een grote verscheidenheid aan andere sporelementen. Er kan ook aluminium op de cel zijn aangebracht, of nikkel en koper. De verzilvering is nodig om de stroomgeleiding (voorzijde) te verbeteren en oxidatie (achterzijde) tegen te gaan.

Er zijn diverse technieken om cellen aan elkaar te verbinden. De oude manier is om cellen met tabs (90% koper en 10% zilver) aan elkaar te verbinden met zilversoldeer. Nieuwe manieren maken niet langer gebruik van de tabs, maar van zilverlijm of soldeerlint. In het soldeer zelf zit een combinatie van lood, tin, zilver en mogelijk koper.

De verbonden cellen worden omgeven door een kunststoflaag (encapsulant). Wanneer er aan de bovenkant een glasplaat op wordt gelegd en aan de onderkant een kunststoffolie, spreekt men van een glas-folie paneel. Wanneer aan de onderzijde in plaats van kunststoffolie een glasplaat wordt gebruikt, spreekt men van een glas-glas paneel. Glas-glas panelen hebben vaak geen frame.

Dunne film zonnepanelen zijn te onderscheiden in panelen op basis van silicium en panelen op basis van andere halfgeleidermaterialen. Dit type heeft meestal geen frame, en kan voorkomen als enkel- of dubbelglas panelen. In plaats van glas wordt ook kunststof of metaalfolie gebruikt.

Dunne film panelen zijn er in meerdere soorten. Er bestaan cadmiumhoudende dunne film zonnepanelen (Cd-Te en CdS) en zogenaamde Copper-Indium-Selenium (CIS)- en Copper-Indium-Gallium-Selenium (CIGS) zonnepanelen, die kleine hoeveelheden koper, indium, (gallium), seleen en zwavel bevatten, en soms cadmiumsulfide (CdS). Cadmiumhoudende dunne film zonnepanelen bestaan uit glas en ethyleenvinylacetaat, en in dit type panelen komen kleine hoeveelheden koper en tin voor. CIS- en CIGS-zonnepanelen bestaan uit glas en, polymeren en veelal ook een aluminium frame. Naast de al genoemde metalen bevatten deze panelen soms molybdeen en zink.

Tabel 1-1 geeft een overzicht van de materialen en stoffen waaruit de verschillende typen zonnepanelen bestaan. Het overzicht is ontleend aan IFV (2021a) en de daarin gebruikte bronnen (TÜV, 2018 [3]; Krüger et al, 2014 [4]; Liciotti et al., 2014 [5]; Fthenakis, 2005 [6]; LfU, 2011 [7]; Yin et al. [8], 2018; Wohlgemuth, 2017 [9]) en is beperkt tot de materialen die voor dit onderzoek het belangrijkst zijn. De vermelde gewichtsaandelen en hoeveelheden materiaal per oppervlak zijn indicatieve waarden; voor elk type paneel bestaan er varianten met een iets andere samenstelling, ook afhankelijk van de fabrikant.

Tabel 1-1 Overzicht van materialen en stoffen in verschillende zonnepanelen

Type	Stof	Gewichts-aandeel (%)	g/m <sup>2</sup> zonnepaneel
Kristallijn	Glas	75	8.850
	Aluminium <sup>10</sup> , PET <sup>11</sup> , PA <sup>12</sup>	9	1.060
	Polymeer <sup>13</sup>	14	1.650
	Silicium (in cellen)	3,6	424
	Zilver, tin, lood, en bismut	0,8	~ 100
Dunne-film Cd-Te en CdS	Glas	96	15.000
	Ethylvinylacetaat (EVA)	3,2	500
	Cadmiumtelluur	0,1	18
	Cadmiumsulfide	< 0,1	0,5
	Tinoxide	< 0,1	6,9
	Koper, tin	< 0,1	6,9
Dunne-film CIS en CGIS	Glas	76	7.500
	Aluminium	18	1.800 – 3.000
	Polymeer	~ 5	500 – 1500
	Koper, indium, (gallium), seleen	0,1	9,5 – 12

<sup>10</sup> Het frame is van aluminium, maar ook in de zonnecel kan aluminium zijn verwerkt. De 'oude' typen hebben een bijna volledige aluminium achterkant. De 'nieuwe' typen hebben eigenlijk (bijna) geen aluminium meer. Deze hebben zilverlijntjes (met mogelijk een beetje aluminium) op de achterkant.

<sup>11</sup> PET = polyethyleentereftalaat

<sup>12</sup> PA = polyamide

<sup>13</sup> Andere toegepaste polymeren zijn acrylonitrilbutadienstyreen copolymeer (ABS), polyvinylfluoride (PVF), ethylvinylacetaat (EVA) en polyvinylbutyral (PVB).

Type	Stof	Gewichts-aandeel (%)	g/m <sup>2</sup> zonnepaneel
	Molybdeen	< 0,1	4 – 5
	Seleen	< 0,1	4,5 – 6
	Zinkoxide	< 0,1	0,7 – 7
	Cadmiumsulfide	< 0,01	< 0,24

### 1.2.2 Verbrandingsproducten van zonnepanelen

Op beperkte schaal zijn onder laboratoriumcondities brandexperimenten gedaan met zonnepanelen, zowel met intacte panelen (al dan niet met toebehoren zoals een aansluiting) als met kleine stukken of onderdelen van een paneel. Daarbij zijn metingen gedaan naar gasvormige componenten en metalen in de bij brand vrijkomende stofdeeltjes en de rookgassen.

Bij experimenten met kristallijne zonnepanelen en onderdelen daarvan (de kunststof tussenlagen) zijn de volgende gassen gedetecteerd: CO, CO<sub>2</sub> en in sommige gevallen SO<sub>2</sub>, HF, HCN, formaldehyde en andere vluchtige organische stoffen. HF en HCN worden gevormd als de onderlaag of encapsulant polyvinylfluoride respectievelijk polyurethaan bevat. Daarnaast werden de volgende metalen in de rookgassen aangetoond: arseen, lood, cadmium en seleen (Liao et al., 2020 [10]; Chow et al., 2017 [11]; Yang et al., 2015 [12]; Ju et al., 2017 [13]; TÜV, 2018 [3]; Liciotti et al., 2014 [5]). In deze experimenten is geen onderzoek gedaan naar depositie van stofdeeltjes of brokstukken, en ook niet naar de samenstelling van brandresiduen.

Bij brandexperimenten met dunne film zonnepanelen zijn metingen gedaan naar gassen en metalen in de rookgassen en naar de gehalten aan metalen in de brandresiduen. Net als bij kristallijne zonnepanelen werd in de rookgassen vooral CO en CO<sub>2</sub> gevonden, en werden de metalen arseen, lood, cadmium en seleen (TÜV, 2018; Krüger et al., 2014 [4]; Fthenakis, 2005 [6]; Yin et al., 2018 [8]) aangetroffen. Verder werd bij de meeste experimenten formaldehyde gemeten. In de brandresiduen werden eveneens metalen gevonden, namelijk cadmium en telluur (bij Cd-Te panelen) dan wel koper, gallium, indium, cadmium en seleen (bij CIS- en CIGS-zonnepanelen). Uit de gemeten gehalten is afgeleid dat tijdens de brand meer dan 94 tot 99% van de metalen achterblijft in het materiaal, en dus niet vrijkomt in rookgassen of verspreide stofdeeltjes. Hiervoor worden meerdere verklaringen vermeld. Een verklaring is dat het grootste deel van de metalen tijdens een brand wordt ingekapseld in het door de hitte gesmolten glas. Daarnaast is het smeltpunt van metaallegeringen (zoals cadmium-tellurium) hoger dan de brandtemperatuur.

In geen van deze brandexperimenten is onderzoek gedaan naar de depositie van verbrandingsproducten. Verschillende onderzoeksgroepen concluderen op grond van deze brandexperimenten dat er weliswaar schadelijke stoffen worden gevormd en in de directe omgeving terecht komen, maar dat er geen risico's zijn voor de gezondheid van mens en dier en voor het milieu (IFV, 2021a [2]).

### 1.3 Verspreiding en depositie

Bij een brand ontstaan verbrandingsproducten en onverbrande resten van de materialen. In het geval van branden met zonnepanelen zijn dat de panelen zelf, en ook (delen van) het gebouw en de in het gebouw opgeslagen materialen.

Gasvormige en vaste verbrandingsproducten, zoals roetdeeltjes en brokstukken verbrand materiaal, worden met de rookpluim meegevoerd. In het geval van branden met zonnepanelen kunnen ook scherven van zonnecellen (vanaf nu zonnecelscherven) in het benedenwindse gebied worden afgezet. Onverbrande resten en rookstof verspreiden zich onder invloed van de rookpluim van de brand, de windrichting, de windsnelheid en eventuele neerslag in de omgeving, zoals geïllustreerd in Figuur 1-3.

Tabel 1-2 geeft een overzicht van enkele branden waarbij tot op grote afstand (honderden meters tot kilometers) zonnecelscherven in depositie zijn waargenomen. Uit het overzicht blijkt dat deze grote verspreiding plaatsvond bij windsnelheden die varieerden van windkracht 2 (zwak) tot windkracht 6 (krachtig). Hierbij wordt aangenomen dat maximale uurgemiddelden van de gekozen weerstations een redelijk representatief beeld geven van de windsnelheid op de betreffende locatie tijdens de brand. Bij al deze branden ging het om (grote) gebouwen, en is een grote rookpluim met luchtthermiek ontstaan.

*Tabel 1-2 Overzicht van een aantal branden met zonnepanelen waarbij tot op grote afstand van de brand zonnecelscherven in de omgeving zijn gevonden, inclusief windgegevens van weerstations in de nabijheid van de brandlocatie (bron KNMI).*

Datum	Brandlocatie	Weerstation	Windsnelheid in m/s		
			Dag-gem.	Max uur-gem.	Max wind-stoot
16-4-2020	Heythuysen	Ell	1,3	3,0	5,0
28-7-2020	Rutten	Lelystad	5,7	9,0	14,0
30-7-2020	't Veld	De Kooy	3,4	6,0	9,0
20-5-2021	Noordbergum	Vlieland	7,0	11,0	16,0

De zonnecelscherven en andere verbrandingsproducten zetten zich in het benedenwindse gebied af (depositie). Figuur 1-3 laat ook een aantal voorbeelden zien van de wijze waarop blootstelling van mensen en dieren aan depositie kan plaats vinden. Bij brand bestaat depositie zowel uit brokstukken als rookstof (roetdeeltjes) die neerslaan in het benedenwindse gebied. Het onderzoek van het RIVM focust op de gezondheidsrisico's van depositie van scherven en stofgebonden componenten (metalen en PAK<sup>14</sup>) in rookstof.

<sup>14</sup>PAK= Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen, dit is een groep chemische verbindingen met carcinogene en mutagene effecten.



*Figuur 1-3 Schematische weergave van de verspreiding en depositie van rook, roetdeeltjes, scherven en andere stukken verbrand materiaal bij een brand met zonnepanelen, en de mogelijke wijze van blootstelling aan deze depositie via landbouw of contact met vervuild oppervlak.*

Afhankelijk van de hoeveelheid warmte die bij de brand ontstaat en de atmosferische condities, zal de rookpluim tot een zekere hoogte stijgen. Deze pluimstijging kan tientallen tot honderden meters bedragen.

Bij een grote pluimstijging verspreiden de gassen, stofdeeltjes en brokstukken verbrand materiaal zich over een grote afstand. In dit soort situaties zijn de concentraties aan gassen en stofdeeltjes in de lucht op leefniveau niet of nauwelijks verhoogd. Grote deeltjes en brokstukken kunnen wel dicht bij de brandlocatie neerdalen.

Als de pluimstijging beperkt is komen grove stofdeeltjes en brokstukken doorgaans dicht bij de brandhaard neer. Dit speelt zoal bij branden bij harde wind en opmenging van rook in de lijwervel<sup>15</sup> van het gebouw, bij branden met een geringe warmte-inhoud, een sluimerende brand of een brand die bijna uit is. Er kunnen dan benedenwinds op korte afstand van de brandhaard verhoogde concentraties gassen en fijnstofdeeltjes in de lucht voorkomen.

Bij onderzoek naar depositie van stofdeeltjes, scherven en brokstukken die vrijkomen bij verbranding, is het belangrijk rekening te houden met hun eigenschappen en de manier waarop ze via de lucht worden verspreid voor ze op de bodem komen. De stofdeeltjes, scherven en brokstukken variëren sterk in grootte en samenstelling. Ook kunnen ze in de lucht veranderingen ondergaan. De combinatie van grootte, vorm

<sup>15</sup> Lijwervel is in deze context: verticale wervelingen aan de lizijde van een gebouw, waarbij rook aan de lizijde dicht aan de grond blijft.

en massa van een stofdeeltje of brokstuk bepaalt in sterke mate de verspreiding via de lucht. Ter illustratie: bij een windsnelheid van 5 m/s en een bronhoogte (pluimstijging) van 50 meter legt een stofdeeltje van 25  $\mu\text{m}$  gemiddeld een afstand af van ongeveer 4 kilometer af voor het op de grond komt, terwijl een deeltje van 200  $\mu\text{m}$  onder dezelfde condities gemiddeld op ruim 40 meter van de bron neerdaalt<sup>16</sup>.

Bij de verspreiding spelen weersomstandigheden en pluimstijging een belangrijke rol, maar ook lokale terreinkarakteristieken beïnvloeden verspreiding van rook en depositie. In heuvelachtig en dicht bebouwd terrein kunnen bijvoorbeeld extra wervels ontstaan, waardoor minder goed voorspelbaar is waar stofdeeltjes, scherven en brokstukken precies zullen neerkomen.

Door al deze factoren is het zeer moeilijk om de verspreiding en depositie van stofdeeltjes en brokstukken modelmatig te berekenen. Om inzicht te krijgen in de omvang en aard van deze depositie, is het daarom wenselijk metingen te verrichten, zowel op laboratoriumschaal als in praktijksituaties in de open lucht. De experimenten in dit onderzoek zijn hierop gericht. De focus ligt daarbij op de depositie en samenstelling van stofdeeltjes en zonnecelscherven, maar ook schadelijke stoffen in de rookgassen zijn onderzocht.

<sup>16</sup> Deze afstanden zijn gebaseerd op berekeningen met de wet van Stokes. Het zijn gemiddelde afstanden waarop een deeltje van de genoemde grootte en onder de genoemde condities neerdaalt.

## 2 Doelstelling en aanpak

### 2.1 Doelstelling en aanpak op hoofdlijnen

Het doel van dit onderzoek is om een beter inzicht te krijgen in de samenstelling, verspreiding en depositie van rookgassen, stofdeeltjes en zonnecelscherven bij branden met zonnepanelen. Deze inzichten worden gebruikt om een inschatting te maken van mogelijke gezondheidsrisico's van zulke branden voor omwonenden, medewerkers van hulpdiensten en dieren. Ook dragen de inzichten bij aan het opstellen van handelingsperspectieven om de gevolgen van deze risico's te beperken, en de neergekomen verbrandingsproducten op veilige en verantwoorde wijze op te ruimen.

Dit onderzoek is gebaseerd op twee typen brandexperimenten met zonnepanelen.

Bij het eerste type experimenten zijn zonnepanelen onder redelijk gecontroleerde omstandigheden in een besloten ruimte verbrand, waarbij metingen zijn verricht en monsters zijn genomen. Deze metingen waren gericht op het vaststellen van de concentraties gassen en rookstof in de lucht, en van de depositie aan schadelijke componenten (PAK en metalen) in neergedaald stof. Ook zijn monsters genomen van vrijgekomen zonnecelscherven, voor nader onderzoek naar de samenstelling, fysieke eigenschappen, verspreiding en uitloggedrag in water van deze zonnecelscherven.

Het tweede type experiment is uitgevoerd in de open lucht. Dit geeft een realistischer beeld van een brand met zonnepanelen in de praktijk. Hierbij is tweemaal een set zonnepanelen op een stuk dak verbrand, waarbij in de directe omgeving vergelijkbare typen monsters zijn genomen als bij de experimenten in de besloten ruimte. In de volgende paragraaf worden deze experimenten uitvoerig beschreven.

De meetresultaten zijn gebruikt om verbanden te onderzoeken tussen enerzijds de concentraties schadelijke componenten in het rookstof en de depositie, en anderzijds de materialen waaruit de zonnepanelen bestaan.

Daarnaast is op basis van de meetresultaten een risicobeoordeling uitgevoerd (zie hoofdstuk 6), om vast te stellen of blootstelling aan rookstof en depositie van stofdeeltjes en zonnecelscherven bij branden met zonnepanelen in de praktijk een gezondheidsrisico vormt voor mens of dier, of het milieu schade kan toebrengen.

### 2.2 Opzet en uitvoering experimenten

In dit onderzoek zijn twee verschillende soorten experimenten uitgevoerd: een serie 'experimenten in besloten ruimte' en een serie 'experimenten in open lucht'.

De experimenten in besloten ruimte zijn door het RIVM geïnitieerd en uitgevoerd. Het doel van deze experimenten is om onder redelijk

gecontroleerde omstandigheden een beter beeld te krijgen van depositie van stofgebonden componenten en siliciumscherven bij zonnepaneelbranden.

De experimenten in open lucht zijn uitgevoerd door de brancheorganisatie NVPU. Bij deze experimenten is het RIVM alleen tijdens de testdag als gast aanwezig geweest, om metingen te verrichten naar depositie in de omgeving van de branden - in beperkte mate - rookgassen. Dit leverde aanvullende informatie op over de depositie van stofgebonden componenten en siliciumscherven bij zonnepaneelbranden in een praktijksituatie.

Beide series brandexperimenten vonden plaats op het terrein van Twente Safety Campus. De RIVM-brandexperimenten in besloten ruimte zijn in samenwerking met Twente Safety Campus uitgevoerd. De keuze van de typen zonnepanelen is mede tot stand gekomen in overleg met deskundigen van het advies- en vergelijkingsplatform [www.zonnepanelen.net](http://www.zonnepanelen.net).

### 2.2.1 *Experimenten in besloten ruimte*

In deze paragraaf wordt de experimentopzet in hoofdlijnen toegelicht. Details over de opzet en methodiek zijn weergegeven in [bijlage 1].

Deze experimenten zijn in een container uitgevoerd, om steeds gelijke omstandigheden te creëren en om de rook geconcentreerd te houden. Hierdoor ontstaat een beter beeld van maximale stofdepositie en concentraties in de lucht. De omstandigheden in de container bevorderen hogere luchtconcentraties en depositievorming. Branden met zonnepanelen vinden in de praktijk echter altijd plaats in de open lucht. Meetwaarden van dit brandexperiment geven daarom een relatief ongunstig beeld (worstcasescenario) in vergelijking met een realistischer scenario van een brand in de open lucht.

De brandexperimenten in besloten ruimte zijn uitgevoerd in een container met een inhoud van +/- 23m<sup>3</sup>. De panelen zijn onder een hoek van +/-10° op een open rek geplaatst, en tot ontbranding gebracht met een "ringbrander". In deze brander werd een butaan-propaan gasmengsel gebruikt. Figuur 2-1 en Figuur 2-2 geven een indruk van de opstelling.

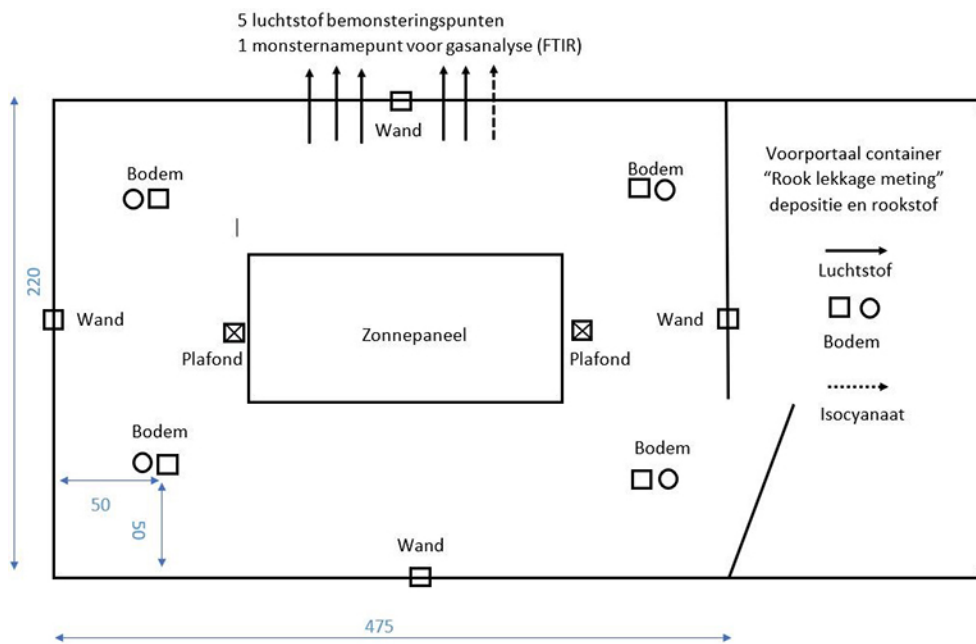
Hoewel de container niet luchtdicht is, leek de brand zuurstofbeperkt te raken. Een zuurstofbeperkte brand leidt tot een (voor dit experiment) ongewenste toename van onvolledige verbranding. Daarom is vanaf experiment 2 bij elk experiment na 6 minuten brandtijd de deur op een kier van +/-5 cm opengehouden. Daarnaast is vanaf experiment 4 een grotere luchttoevoer gerealiseerd, door van de onderzijde van de deur 15 cm af te zagen. Hierdoor werd een continue toevoer van frisse lucht van onderaf bevorderd.

Bij elk experiment is de brander gedurende 10 minuten onafgebroken ingeschakeld. Twee minuten na het afsluiten van de brander werd het experiment beëindigd door de deur van de brandruimte volledig te openen. Er is bij de experimenten geen enkele blusactie uitgevoerd.





Figuur 2-1 Opstelling van de brandexperimenten in de container. Rood omcirkeld zijn de luchtstoffilters, en een deel van de posities van keramische tegels aan het plafond en de muur en op de vloer.



Figuur 2-2 Plattegrond op hoofdlijnen van de container waarin de experimenten zijn uitgevoerd. In bijlage 1 is een plattegrond in detail uitgewerkt. De maatvoering is in cm weergegeven.

De doelstelling was om bij de experimenten temperaturen te realiseren die representatief zijn voor een brandscenario. Om deze temperaturen te monitoren zijn thermokoppels geplaatst. Aan de onderzijde van het paneel zijn temperaturen op vier punten gemeten met thermokoppels, aan de bovenzijde van het paneel op drie punten.

In de vlammen zijn temperaturen tot boven 900 °C bereikt. Over het algemeen bevonden de temperaturen aan de onderzijde van de zonnepanelen zich tussen de 500 en 800 °C. De hoogste temperatuur aan de bovenzijde van de panelen bevond zich in de meeste gevallen tussen de 200 en 400 °C. In [bijlage 3] zijn temperatuurverlopen per

brandexperiment getoond. De temperaturen boven de brander aan de onderzijde van het zonnepaneel worden beschouwd als representatief voor een 'normale' gebouwbrand.

In de brandruimte zijn op 1,50 m hoogte luchtstofmonsters genomen op vier verschillende tijdsintervallen: aanvang brand (0 min) en na 3, 6 en 9 minuten. Doordat de rookdichtheid in de container hoog was, raakten de filters (Whatman Quarts Air Sampling filter Grade QM-A) snel verzadigd en sloeg de pomp (KleinfILTERgeräte Derenda MVS 6.1) vaak snel af (regelmatig binnen een tiental seconden). In de gevallen dat dit niet gebeurde, is maximaal 3 minuten lang bemonsterd. Door verschillende periodes in het brandproces te bemonsteren, is het mogelijk in te schatten wanneer de hoogste concentraties gevaarlijke stoffen waarneembaar zijn. Deze geven een indruk van de *worst case* situatie.

De concentraties van verbrandingsgassen als CO en HCN in de lucht (rook) zijn bepaald met een FTIR gas analyser (Gasmeter DX4010 FT-IR). De concentraties CO zijn onder meer beïnvloed door de verbrandingsproducten van de gasbrander (butaan-propaan mix), het zuurstofpercentage in de container en de hoogte van de rooklaag ten opzichte van het monsternamepunt van de FTIR. Deze waarden zijn indicatief voor de rookdichtheid, en daarmee voor de verhouding tot metaalconcentraties zoals lood en aluminium. Bij experiment 8 en 9 is in het voorportaal van de container met een filtertape detectieapparaat kwalitatief gedetecteerd op de aanwezigheid van isocyanaten. Deze detectie is uitgevoerd met de DOD-CLPX met de isocyanaten tape 1-600-070. Dit detectiemiddel is niet selectief voor het type isocyanaatverbinding, en geeft uitsluitend een indicatief beeld van aanwezigheid van isocyanaatverbindingen.

Neergedaalde stofdeeltjes (depositie) zijn bemonsterd door watten te bevochtigen met demiwater en daarmee keramische tegels schoon te vegen. Deze tegels waren gepositioneerd aan het plafond (2x) aan de wanden (4x) en op de bodem (4x). Naast de tegels op de bodem zijn petrischalen geplaatst voor PAK-analyse en microscopisch onderzoek naar depositie. Bij enkele experimenten zijn gewassen in de brandruimte geplaatst, waarop tijdens de brand stofdeeltjes terecht kwamen. Deze gewassen zijn geanalyseerd op schadelijke componenten, om een inschatting te maken van gevolgen voor de voedselveiligheid.

Aan het einde van elk experiment zijn scherven van losgebrande zonnecellen verzameld. De hoeveelheid verzamelde scherven was mede afhankelijk van de mate waarin de cellen waren losgebrand van de encapsulanten. Waar mogelijk zijn de zonnecellen onbeschadigd uit de brandresten verwijderd.

Er zijn in totaal negen experimenten uitgevoerd, met verschillende typen zonnepanelen en verschillende constructiewijzen. Tabel 2-1 toont een overzicht van een aantal gegevens van deze experimenten.

Tabel 2-1 Overzicht van het type zonnepaneel dat per brandexperiment in de besloten ruimte is toegepast. In [bijlage 2] is nadere informatie over typen zonnepanelen te vinden.

Experiment	Merk zonnepaneel	Soort zonnepaneel	Constructie	Aantal zonnecellen
1	Kaneka	Dunne film (onbekend)	glas-glas	n.a.
2	Canadian Solar	Polykristallijn	glas-folie	60
3	Denim	Monokristallijn	glas-glas	60
4	AEG	Monokristallijn	glas-glas	120
5	Longi	Monokristallijn	glas-folie	120
6	JA Solar	Monokristallijn	glas-folie	120
7	TrinaSolar	Polykristallijn	glas-folie	60
6	JA Solar	Polykristallijn	glas-folie	120
9	First Solar	Dunne film (Cd-Te)	glas-glas	n.a.

### 2.2.2

#### *Brandexperimenten in de open lucht*

De experimenten in de open lucht zijn een nabootsing van een brand op een klein plat dak, met daarop een viertal zonnepanelen. Dit experiment is tweemaal uitgevoerd. In beide experimenten is de brand aangestoken met een gasbrander onder één van de zonnepanelen. De brand heeft zich vervolgens over het dak verspreid. Het type zonnepaneel was bij deze experimenten Canadian Solar. Deze panelen zijn identiek aan de panelen die zijn toegepast in experiment 2 in de besloten ruimte (zie Tabel 2-1).

De experimenten zijn uitgevoerd door de NVPU (Nederlandse Vereniging van Polyurethaan Hardschuim-fabrikanten). De NVPU had als doelstelling om de invloed van dakisolatiematerialen op het brandverloop bij branden met zonnepanelen te onderzoeken. Het RIVM was niet betrokken bij de totstandkoming, financiering en opzet van deze experimenten. Het RIVM heeft bij dit experiment uitsluitend gebruikgemaakt van de mogelijkheid om middels monsternamen en metingen kennis over branden met zonnepanelen in de open lucht te verwerven.

In dit rapport zijn alleen de bevindingen van het 'brandexperiment in open lucht' beschreven die door het RIVM zijn gemeten of visueel zijn waargenomen. De uitvoering van deze tests is in dit rapport uitsluitend op hoofdlijnen beschreven.

De opstelling voor de brandexperimenten in de open lucht bestond uit twee vrijwel identieke horizontale daken, bestaande uit een isolatielaag, een pvc-dakbedekking en vier zonnepanelen in oost-west oriëntatie. Het verschil tussen de twee experimenten was de toepassing van dakisolatie. De isolatie bij het eerste experiment bestond uit steenwol en die bij het tweede experiment uit polyurethaan. De gehanteerde brander is conform CEN/TC 127/WG 5.

In beide experimenten is de brand geïnitieerd met behulp van dezelfde brander die is toegepast bij de RIVM-brandexperimenten in besloten ruimte. Nadat de dakbedekking vlamvatte, verspreidde de brand zich over het brandvlak. Er vond na ontsteking geen interventie plaats om de brand verder te verspreiden of te blussen. Nadat de zonnepanelen en de dakbedekking volledig waren uitgebrand, zijn de vlammen uit zichzelf gedoofd.

Deze experimenten zijn uitgevoerd op 2 september 2021. De weersomstandigheden tijdens de testen waren: overheersende windrichting noord-noord-oost bij een gemiddelde windsnelheid van 1,0 m/s, een gemiddelde dagtemperatuur van 14,2 °C en overwegend zonnig (op deze dag 8,5 uur zon). Door lokale omstandigheden was er tijdens de brandexperimenten echter sprake van een wisselende windrichting. Daardoor was het niet mogelijk vooraf depositie- en luchtmonsternamemiddelen op een ideale locatie te plaatsen, en ter referentie gasmetingen naast de monsternamelocaties uit te voeren.

Vanwege de onvoorspelbare richting waarin de rookpluim zich bewoog, zijn lucht- en depositiebemonsteringsmiddelen in een cirkel van 2-10 m rondom de brandlocatie geplaatst. De meetresultaten geven een kwalitatief, maar tegelijkertijd realistisch beeld van hoeveelheden depositie en luchtconcentraties in de directe omgeving van de brand.



*Figuur 2-3 Brandexperiment in open lucht. De groene cirkels tonen de locaties waar depositiemonsters zijn genomen, en de rode die waar luchtstofmonsters zijn genomen. In de oranje cirkels zijn luchtstof en depositie naast elkaar bemonsterd.*



*Figuur 2-4 Brandexperiment in open lucht in een later stadium. Door de geringe windkracht ontstond lokaal een rookpluim met wisselende richting. De meetresultaten geven door wisselende blootstelling aan rook uitsluitend een kwalitatief beeld.*

Bij de brandexperimenten zijn neergedaalde stofdeeltjes verzameld op horizontaal geplaatste perspex platen met een afmeting van 30 x 40 cm. Vervolgens zijn deze perspex platen bemonsterd met behulp van met demiwater bevochtigde watjes.

Luchtstof is bemonsterd op luchtstoffilters. Met behulp van een filtertape detectieapparaat is kwalitatief gedetecteerd op de aanwezigheid van isocyanaten. Hierbij is dezelfde apparatuur gebruikt als beschreven in paragraaf 2.2.1. Er zijn bij dit experiment verder geen metingen uitgevoerd naar andere gassen. Na beëindiging van het experiment zijn zonnecelscherven uit de brandresten verzameld voor onderzoek.

## **2.3 Monstername, analyse en detectiemethoden**

In deze paragraaf zijn monstername, analyse en detectiemethoden op hoofdlijnen beschreven. In [bijlage 8] zijn deze methoden nader uitgewerkt.

### **2.3.1 Monstername**

Na afloop van de brandexperimenten zijn depositieplaten en tegels geveegd met (met demiwater) bevochtigde watten. Op sommige keramische tegels bleek veel stof te zijn afgezet (hoge mate van depositie). In die gevallen zijn voor de bemonstering meerdere watten gebruikt, totdat geen duidelijke verkleuring van de watten meer waarneembaar was.

Petrischalen zijn na elk experiment voorzien van een deksel, gecodeerd en in de koelcel geplaatst. Naderhand zijn enkele petrischalen geveegd met watjes die met hexaan waren bevochtigd, om de PAK-depositie op de bodem te bepalen. Deze depositieschalen zijn ook gebruikt om onderzoek te doen naar de aanwezigheid van microscopisch kleine zonnecelscherven in de depositie.

Rookstof is bemonsterd met het Kleinfiltergeräte Derenda MVS 6.1 . Er is bij elk experiment bemonsterd met een luchtdebiet van 5,0 m<sup>3</sup>/u.

### 2.3.2 *Analyse*

Alle luchtstoffilters en watten (stofdepositie) zijn gescreend op metalen en andere elementen met behulp van Röntgen Fluorescentiespectroscopie (SPECTRO XEPOS ED-XRF), vanaf nu XRF. Op basis van de resultaten van deze screening is een selectie gemaakt van een aantal filters en watten (depositiemonsters) voor nadere analyse op metalen met ICP-MS (ICP-MS ICAP RQ). Hiervoor zijn de metalen uit de monsters geëxtraheerd met koningswater.

Een deel van de watten is op PAK geanalyseerd. Analyses op PAK zijn met GC-MS (Agilent Iontrap 240) uitgevoerd. Deze analyses zijn voornamelijk uitgevoerd om een globaal beeld te krijgen van PAK in depositie. Er zijn voor luchtfilters geen specifieke PAK-absorberende watten (PUF's) toegepast. De monsters zijn bij kamertemperatuur bewaard en na +/- 3 maanden geanalyseerd. Hierdoor zijn de gehalten vluchtige PAK (zoals bijvoorbeeld naftaleen) door verdamping naar verwachting lager dan toen ze vrijkwamen bij het brandproces. Voor risicobeoordeling van PAK in depositie zijn juist de zwaardere PAK (zoals bijvoorbeeld benzo[a]pyreen) relevanter. Daarom is gekozen voor deze methode. Voor de risicobeoordeling van inhalatie van vluchtige PAK is deze methode minder geschikt. Er zijn in dit onderzoek geen analyses op PFAS uitgevoerd.

### 2.3.3 *Bewerking en analyse van zonnecelscherven op metalen*

Het gehalte metalen in en op de zonnecelscherven is middels ICP-MS onderzocht. Hierbij is voor de risicobeoordeling ook specifiek naar het blootstellingsrisico van metalen gekeken. Dit is gedaan door het gehalte aan metalen van de zonnecelscherven te bepalen, en ook de daarvan afveegbare fractie stof- en wateroplosbare deeltjes.

Dit is gedaan door scherven te wegen. Vervolgens zijn de onder- en bovenzijde van de scherven met aparte (met demiwater bevochtigde) watjes afgeveegd. Het metaalgehalte van de verschillende watjes en de zonnecelscherven is afzonderlijk geanalyseerd. Voor ICP-MS analyse zijn de metalen in koningswater opgelost. Met ICP-MS analyse kunnen elementen (grotendeels metalen) worden aangetoond en gekwantificeerd. Verbindingen van verschillende stoffen kunnen met deze methode niet worden vastgesteld. Voor het vrijmaken van alle ingekapselde metalen zou gebruik moeten worden gemaakt van fluorwaterstofzuur. Omdat blootstelling aan metalen niet te verwachten is als de metalen niet in koningswater oplossen, is er voor gekozen deze methode niet toe te passen.

### 2.3.4 *Uitloggen metalen uit zonnecelscherven*

Uitloging van metalen uit zonnecelscherven is onderzocht door een aantal zonnecelscherven gedurende drie dagen onder te dompelen in water met verschillende pH-waarden, namelijk 4, 5, 6 en 7. Er is gekozen voor verschillende pH-waarden omdat de zuurgraad van het regenwater in Nederland kan variëren. Het metaalgehalte van elke vloeistof is met ICP-MS bepaald. Dit onderzoek is uitgevoerd om een indruk te krijgen van de hoeveelheid (schadelijke) metalen die (snel) in het milieu kan komen na depositie van zonnecelscherven.

### 2.3.5 *Gehalte aan PAK op scherven*

Het gehalte PAK op zonnecelscherven is bepaald door de scherven te wegen en met een hexaan bevochtigd watje aan twee zijden af te vegen. Doordat apolaire PAK goed in hexaan oplossen, is dit een effectieve monsternamemethode. Dit is verder toegelicht in [bijlage 5]. Hierdoor geeft de meetmethode een conservatief beeld (worstcasescenario) van de blootstelling aan PAK via zonnecelscherven. PAK zullen minder goed in water oplossen wanneer zonnecelscherven bijvoorbeeld met vochtige handen worden opgepakt of door een kind in de mond worden gestopt.

### 2.3.6 *Depositie op gewassen*

Bij de brandexperimenten in besloten ruimte zijn bij de experimenten 4, 5, 6, 7 en 8 gewassen in de container geplaatst. De blootgestelde gewassen zijn spruitjes, een krop sla, een bieslookplant en een basilicumplant. Na het experiment zijn de gewassen aan Wageningen Food Safety Research (WFSR) overgedragen. Bij WFSR zijn de gewassen in de vriezer (-18°C) geplaatst voor conservering van zowel gewassen als de mogelijk aanwezige contaminatie.

Voor de analyse zijn de gewassen cryogeen gemalen. Voordat deze cryogene bewerking werd uitgevoerd, is de helft van de (aan rook) blootgestelde gewassen afgespoeld met water. Bij de gewassen spruiten en sla is bij een deel de buitenste bladeren verwijderd voordat de gewassen cryogeen werden gemalen. Het wassen en het verwijderen van de buitenste bladeren is gedaan om te beoordelen of de verontreiniging 'eenvoudig' van de gewassen kan worden verwijderd. Het afspoelen was bij benadering gelijkwaardig aan een stevige regenbui en/of het afspoelen van groenten voor consumptie.

De gewassen zijn door WFSR met ICP-MS geanalyseerd op het gehalte aan metalen en andere elementen zoals fosfor. Daarna is een selectie gemaakt van monsters van gewassen die ook op PAK zijn geanalyseerd. Deze keuze is gemaakt op basis van beschikbaarheid van voldoende monstermateriaal, voldoende variatie in onderzochte gewassen en verwachting van relevante meetresultaten. De PAK-analyse is uitgevoerd door het RIVM. (GC-MS Agilent iontrap 240)





## 3 Resultaten onderzoek in besloten ruimte

### 3.1 Waarnemingen brandverloop en brandgedrag

#### 3.1.1 *Inleiding*

Bij de brandexperimenten is een aantal waarnemingen gedaan over het brandgedrag van verschillende soorten zonnepanelen. Het brandgedrag kan de vorming en verspreiding van silicium zonnecelscherven sterk beïnvloeden. Waarnemingen over brandgedrag leveren indirect een bijdrage aan het inzicht in verspreiding van zonnecelscherven bij branden met zonnepanelen. Het experiment is echter niet specifiek opgezet om brandgedrag te onderzoeken, en het RIVM is niet gespecialiseerd in brandgedrag. De waarnemingen van brandgedrag zijn in dit rapport daarom op hoofdlijnen beschreven. Een deel van deze waarnemingen is in [bijlage 4] beschreven. Meetwaarden van het temperatuurverloop zijn in [bijlage 3] weergegeven.

#### 3.1.2 *Brandverloop dunne film zonnepanelen*

De geteste dunne film panelen lijken in verhouding tot de kristallijne panelen minder brandbare materialen te bevatten. De omvang van de vlammen uit de panelen lijkt kleiner en de rookdichtheid in de verbrandingsruimte is op het oog lager. Dit wordt bevestigd door de gemeten concentraties luchtstof, CO en koolwaterstoffen (zie verder in het rapport Tabel 3-4 en Tabel 3-7).

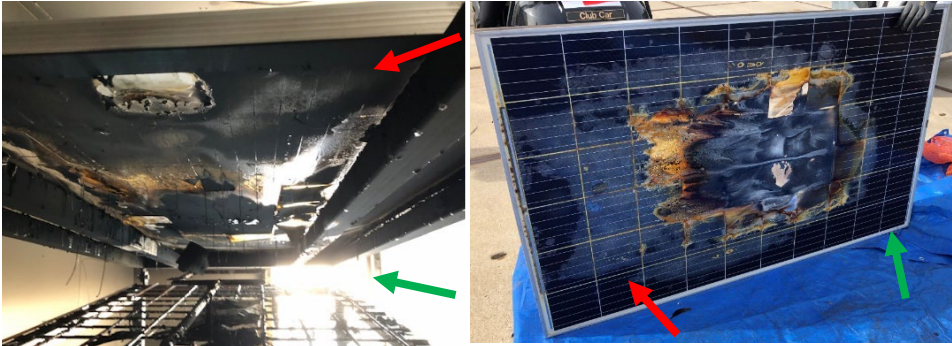
Na verbranding blijven de glasscherven van dunne film panelen overwegend op elkaar geplakt, waardoor de dunne film folie niet of slechts beperkt vrij komt te liggen. Directe blootstelling van de dunne film zelf aan vlammen vond daardoor nauwelijks plaats. Dit kan mede hebben bijdragen aan een beperkte emissie van deeltjes en gasvormige koolwaterstoffen uit de dunne film laag. Verspreiding van silicium scherven is bij dunne film panelen niet mogelijk, omdat zich in dit type zonnepaneel geen silicium platen (*wafers*) bevinden.

Tijdens de brandexperimenten was het breken van het glas van de dunne film panelen na enkele minuten verhitting hoorbaar. Bij experiment 1 ontstond vervolgens een gat in het paneel. Bij experiment 9 smolt de onderste glasplaat tot een hangende glazen bel. Deze bel bezweek bij afkoeling na beëindiging van de test. Hoewel het glas bij experiment 9 sterk vervormde, was bij deze temperaturen nog geen sprake van vloeibaar glas dat in staat is metalen in te kapselen. Dit proces is in het rapport IFV, 2021a [2] als mogelijke oorzaak beschreven voor het niet vrijkomen van cadmium-tellurium metalen, waarbij verwezen wordt naar een onderzoek van Bauman uit 1995. Na uitschakelen van de brander waren nog enkele kleine vlammen zichtbaar, (+/- 5 cm) die binnen twee minuten uit zichzelf doofden.

#### 3.1.3 *Brandverloop kristallijne zonnepanelen*

Doordat de panelen onder een hellingshoek van 10° stonden, was er sprake van een hoog (rode pijl Figuur 3-1) en laag (groene pijl) gepositioneerd deel van het paneel. Het lage deel van het paneel bleek in sommige gevallen beperkt door de brand te zijn aangetast. In het

hoge deel bleek (bij glas-folie constructies) voornamelijk de folielaag aangetast. De zonnecellen waren na het experiment alleen in het midden van het paneel volledig weggebrand en van het paneel verdwenen.



*Figuur 3-1 Weergave van een gedeeltelijk verbrand glas-folie polykristallijn zonnepaneel bij experiment 7. Het verbrandingspatroon van de andere kristallijne panelen met glas-folie constructie kwam overeen met deze foto. Alleen in het midden van het paneel zijn encapsulanten weggebrand en zonnecellen losgekomen. Op de linker foto zijn losgesmolten tabs zichtbaar. De rode pijl wijst het hoog gepositioneerde deel van het paneel aan en de groene het laag gepositioneerde deel.*

Volledige verbranding van de panelen vond vrijwel alleen plaats recht boven de ringbrander, waar de hoogste temperaturen werden bereikt (700-900 °C). Pas toen de (brandbare) encapsulanten grotendeels waren verbrand, kwamen de onbrandbare (silicium) zonnecellen los van het paneel. Dit gebeurde na een wisselende brandduur van 1 tot 4,5 minuten. Scherven van zonnecellen kwamen vrij bij alle mono- en polykristallijne zonnepanelen.

Hoewel na afloop van het experiment nog niet alle brandbare onderdelen van de panelen volledig waren verbrand, doofden de meeste vlammen uit zichzelf binnen drie minuten na het uitschakelen van de brander. Alleen bij experiment 6 brandden delen van het paneel nog tot +/- 10 minuten na afloop van het experiment. Bij geen van de experimenten in de besloten ruimte waren de zonnepanelen (of tenminste de brandbare onderdelen) volledig verbrand. Dit in tegenstelling tot de experimenten in de open lucht, waarbij alle vier de panelen na +/- vijftien minuten volledig waren opgebrand.

De afwezigheid van een brandbare ondergrond vlak onder de panelen, en de aanwezigheid van een open ruimte onder de panelen spelen een belangrijke rol in de beperkte brandontwikkeling van de zonnepanelen bij de experimenten in de besloten ruimte. Omdat paneelopstellingen op zonneweides met betrekking tot de ondergrond overeenkomsten tonen met de experimentopzet, lijkt het aannemelijk dat grootschalige branduitbreiding bij zonneweides niet snel zal plaatsvinden. Deze verwachting sluit aan bij het onderzoek van het IFV 2021a [2].

### **Glas-folie constructie kristallijne panelen**

Het folie dat zich aan de onderzijde van de geteste kristallijne glas-folie constructies bevindt, blijkt in alle experimenten brandbaar. De snelheid waarmee het folie (en vervolgens het polymeer uit de encapsulanten) gaat meebranden, verschilt sterk per paneel (zie Tabel 3-1). Of het een paneel mono- of polykristallijn paneel betreft, heeft geen invloed op het brandgedrag.

*Tabel 3-1 Enkele waarnemingen van de brandexperimenten met mono-en polykristallijne zonnepanelen met een glas-folie constructie.*

	<b>Snelste waarneming (s)</b>	<b>Langzaamste waarneming (s)</b>
Brandende druppels zichtbaar	7	125
Druppels blijven > 5 s branden	7	155

Sommige panelen druipten snel na aanvang van het experiment, waarbij brandende druppels op de ondergrond blijven branden (zie Figuur 3-2). Andere panelen branden pas na minuten verhitting mee, en druipten significant later.



*Figuur 3-2 Brandende druppels zijn bij experiment 6 na 7 seconden zichtbaar en de druppels blijven direct langer dan 5 seconden op de vloer doorbranden.*

### **Glas-glas constructie kristallijne panelen**

De tijdsduur waarbinnen panelen tot ontbranding kwamen, was gemiddeld langer bij panelen met een glas-glas constructie dan bij panelen met een glas-folie constructie (zie Figuur 3-3). Hoewel het langer duurde voordat de glas-glas panelen meebrandden, verloren ook deze panelen na verhitting snel hun stijfheid. Het glazen paneel van experiment 3 zakte vrijwel direct na aanvang van verhitting in. Dit gebeurde overigens relatief snel bij alle kristallijne panelen. Na bijna

vier minuten explodeerde het paneel van experiment 3, waarna brandende druppels uit het paneel vielen. Bij experiment 4 waren brandende druppels na twee minuten verhitting zichtbaar.



*Figuur 3-3 Brandende druppels die op de grond blijven branden bij een glas-glas kristallijn paneel van experiment 4. Deze druppels verschenen na twee minuten verhitting. De glasplaat aan de onderzijde van het paneel is daarvoor gebroken en naar beneden gevallen.*

*Tabel 3-2 Tijdsindicaties van de brandexperimenten met kristallijne zonnepanelen met een glas-glas constructie*

	<b>Experiment 3 monokristallijn glas-glas (s)</b>	<b>Experiment 4 monokristallijn glas-glas (s)</b>
Eerste glasbreuk	70	120*
Druppels blijven > 5 s branden	270	120*

\*Deze tijdsregistratie is niet op basis van videoregistratie en daardoor weinig nauwkeurig

Verhitting resulteerde in de vorming van pyrolysegassen tussen de glasplaten. Als gevolg van drukopbouw door deze gassen explodeerde het paneel van experiment 3 na +/- vier minuten verhitting, gevolgd door een steekvlam. Het paneel van experiment 4 toonde na twee minuten een soortgelijke drukopbouw, maar met een minder hevige explosie. Het frame van het paneel van experiment 3 was na afloop van het experiment ontzets. Delen van glasplaten die aan vlamcontact waren blootgesteld, waren na het experiment volledig los van elkaar gekomen.



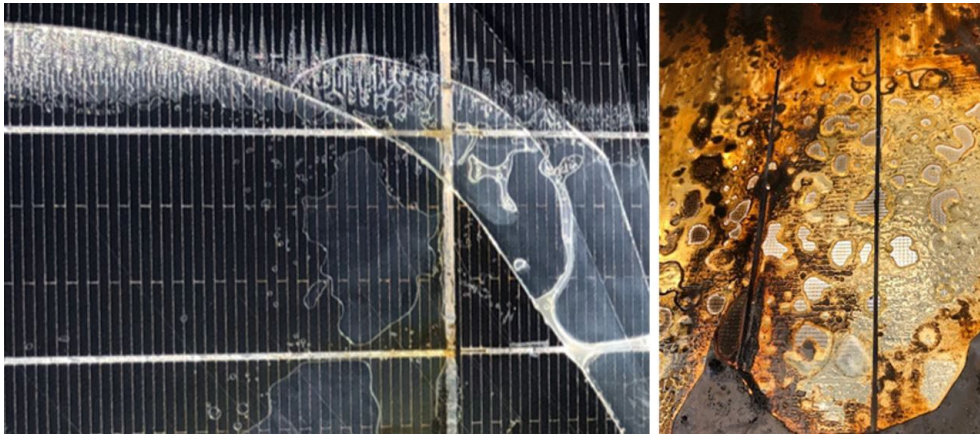
*Figuur 3-4 Glas-glas paneel van experiment 3. Op de linker foto de steekvlam na explosie. De rechter foto toont het ontzette frame na afloop van het experiment. De rechte buis is onderdeel van de tafel, de kromgetrokken lijst is onderdeel van het zonnepaneel. De bovenste glasplaat van dit glas-glas paneel was na het experiment verbogen, maar intact.*

De encapsulanten van alle panelen bleken brandbaar. Uit waarnemingen en ook uit meetresultaten bleek dat kristallijne panelen meer brandbare stoffen genereren dan dunne film panelen. Bij beide typen panelen waren in de container verhoogde concentraties van (brandbare) koolwaterstofverbindingen meetbaar (zie paragraaf 3.2.2 en 3.2.5).

Encapsulanten als EVA zijn thermoplasten, die bij temperaturen boven de 100°C beginnen te smelten<sup>17</sup>. Dit verklaart het snelle inzakken van de kristallijne panelen na verhitting. Bij hogere temperaturen ontleden materialen als EVA onder meer in brandbare gassen. Deze gasvorming is ook na afloop van het brandexperiment zichtbaar (zie Figuur 3-5). De meetwaarden van de thermokoppels [bijlage 3] geven de indruk dat deze ontleding plaatsvindt bij temperaturen van 400-500 °C of hoger. Doordat encapsulanten als EVA boven een bepaalde temperatuur ontleden tot gassen, zullen deze bij een gesloten glas-glas constructie tot drukopbouw in de constructie leiden. Doordat glas-glas panelen deze druk slechts in beperkte mate aankunnen, is het logisch dat glas-glas zonnepanelen bij voldoende verhitting tot ontbranding komen, net als glas-folie panelen. Dit beeld is bevestigd bij de brandexperimenten.

<sup>17</sup> EVA (Ethyleenvinylacetaat) is een thermoplast die bij hogere temperaturen in een glijdende schaal van viskeus naar vloeibaar gaat. Het is daarom niet mogelijk en zinvol een exacte smeltpunttemperatuur te benoemen.





*Figuur 3-5 Pyrolysegassen door ontleding van encapsulanten veroorzaken bellen in de gesmolten encapsulanten bij paneel 4 (foto links) en paneel 7 (foto rechts). Dergelijke bellen zijn na afloop van het experiment bij vrijwel alle kristallijne panelen zichtbaar op de plekken die zich niet recht boven de brander bevinden. Ze zijn daardoor sterk verhit, maar nog niet verbrand.*

#### 3.1.4

##### *Gedrag thermisch gehard glas bij brandomstandigheden*

Om de kans op (grote) snijwonden te verminderen, is het vanuit veiligheidsperspectief gewenst dat zonnepanelen van veiligheidsglas zijn voorzien<sup>18</sup>. Bij breuk valt een plaat van gehard glas volledig in kleine stukjes uit elkaar (verbrijzelen). Er ontstaan daarbij geen gevaarlijke glasscherven, zoals bij standaard floatglas gebeurt. Thermisch gehard glas wordt gefabriceerd door het glas snel te verhitten en af te koelen (temperen). Hierdoor ontstaan interne spanningen in het glas, die het sterk en stootvast maken.

In het overzicht van Tabel 0-2 van [bijlage 2] blijkt dat bij de meeste gebruikte zonnepanelen (een vorm van) thermisch gehard glas is verwerkt. Deze dat zijn niet voor alle panelen gevonden, maar de verwachting is dat in elk paneel een vorm van veiligheidsglas is verwerkt<sup>19</sup>. Bij de experimenten reageerde het glas van de zonnepanelen op verschillende wijzen, zie Tabel 3-3. De bovenste glasplaat bleef bij de meeste panelen intact. Bij glas-glas panelen brak de onderste glasplaat altijd, waarschijnlijk mede door drukopbouw van pyrolysegassen uit de encapsulanten. Bij twee experimenten brak de glasplaat in de afkoelfase direct na het einde van het experiment (bij experiment 6 en 9).

<sup>18</sup> In de NEN61730 zijn eisen geformuleerd over glasbreuk bij zonnepanelen.

<sup>19</sup> Alle geïnstalleerde panelen dienen te voldoen aan het CE-keurmerk en daarmee aan de norm IEC 61730. In deze norm staan eisen over het breken van een zonnepaneel, zodat er minimaal fysiek letsel kan ontstaan als het zonnepaneel onder normale omstandigheden breekt. Hiertoe wordt door fabrikanten gehard glas gebruikt.

Na afloop van de experimenten zijn de verbrande panelen plat op elkaar gestapeld, en in een aanhanger getransporteerd. Door de trillingen en druk van het transport is vervolgens een aantal panelen gebroken. Hierbij bleek dat het glasdeel dat zich tijdens het experiment boven de gasvlam bevond, als normaal glas (floatglas) brak. Het deel van het glas dat zich niet boven de gasvlam bevond, en aan minder hoge temperaturen was blootgesteld, brak nog steeds zoals thermisch gehard glas hoort te breken (verbrijzelen in kleine stukjes).



*Figuur 3-6 Glasbreuk van panelen door transport na de experimenten. Links het paneel van experiment 5 en rechts een detail van dit paneel. Verschil tussen de locatie waar het paneel sterk verhit is en waar niet is duidelijk zichtbaar door breuk in scherven en verbrijzelen van glas.*

Het lijkt erop dat de eigenschappen van thermisch gehard glas bij voldoende verhitting (mogelijk in combinatie met een langzaam afkoeltraject) worden opgeheven. Deze verandering vond vooral plaats in het gebied waar de vlammen het paneel raakten. De temperaturen zijn daar waarschijnlijk hoger dan  $\pm 600$  °C geweest.

De verandering van glaseigenschappen vond ook plaats bij de glasplaten van de zonnepanelen bij het experiment in open lucht, zie Figuur 4-2. Ook deze zijn met thermisch gehard glas vervaardigd. Dit glas brak na de experimenten niet in kleine stukjes, maar in grote, scherpe scherven. Deze glasscherven kunnen in tegenstelling tot zonnecelscherven niet met de rook worden verspreid. Scherpe glasscherven vormen na afloop van de brand potentieel een fysiek veiligheidsrisico op de brandlocatie zelf.

Tabel 3-3 toont een overzicht van de wijze van glasbreuk per experiment, in relatie tot de gevonden informatie van de datasheet. In deze tabel is een kolom opgenomen voor panelen waarvan glasdelen zijn gebroken zijn als normaal glas, en een ander deel gedeeltelijk is verbrijzeld tijdens het transport van de verbrande panelen.

*Tabel 3-3 Een overzicht van glasbreuk bij de brandexperimenten en informatie uit gevonden datasheets. Bij glas-glas panelen heeft de kolom 'glas gebroken na experiment' betrekking op de bovenste glasplaat. Informatie die niet kon worden gevonden, is aangegeven met n.b. (niet beschikbaar).*

Exp.	Constructie zonnepaneel	Beschreven glastype datasheet omschreven als thermisch gehard (tempered) glas	Glas gebroken na experiment	Glas gebroken na transport	Gedeeltelijk verbrijzeld glas na transport
1	Dunne film	n.b.	ja	ja	nee
2	Glas-folie	Ja	nee	ja	ja
3	Glas-glas	Ja	nee	ja	ja
4	Glas-glas	n.b.	nee	ja	nee
5	Glas-folie	Ja	nee	ja	ja
6	Glas-folie	n.b.	ja	ja	volledig
7	Glas-folie	Ja	nee	nee	n.v.t.
8	Glas-folie	n.b.	nee	nee	n.v.t.
9	Dunne film	Ja	ja	ja	nee

\* Het zonnepaneel van experiment 6 verbrijzelde in de afkoelfase, en kele minuten nadat de gasbrander was uitgeschakeld.

Bij alle experimenten waren glasplaten (of glasscherven) na afloop van het experiment verbogen. De vervorming van glasplaten door hitte bleek bij sommige experimenten vrijwel direct na het inschakelen van de brander op te treden. Het ontstaan van glasbreuk duurde langer.

### 3.1.5 Samenvatting brandverloop

Het type zonnepaneel, de toegepaste materialen en de constructiewijze beïnvloeden het brandverloop en de snelheid van verbranding. Zowel mono-als polykristallijne panelen blijken bij voldoende verwarming te branden, waarbij zonnecellen loskomen. Er is tussen paneelconstructies (glas-glas en glas-folie) een verschil in snelheid waarbij deze mee gaan branden. Gemiddeld branden glas-glas panelen minder snel mee, maar er zijn ook glas-folie panelen die pas na twee minuten mee gaan branden. Meer informatie is weergegeven in [bijlage 4]. Dunne film panelen lijken minder brandbare stoffen te bevatten dan kristallijne zonnepanelen.

## 3.2 Metingen in rook

### 3.2.1 Inleiding

In dit onderdeel zijn de meetresultaten van stofdeeltjes en gassen in de rookgassen (lucht) uitgewerkt. In de rook zijn ook microscopisch kleine



scherven (microscherven) van zonnecellen waargenomen. Hierover wordt gerapporteerd in hoofdstuk 5.

In paragraaf 6.2 worden meetresultaten van deze brandexperimenten, die onder gecontroleerde omstandigheden hebben plaatsgevonden, vergeleken met waarden die bij branden in de praktijk zijn gevonden.

### 3.2.2 Rookstofconcentraties

Om inzicht te krijgen in het verloop van de concentraties stofdeeltjes, PAK, metalen en andere elementen in de rook tijdens de brandexperimenten, zijn de bemonsterde filters gewogen (voor en na het experiment) en geanalyseerd.

De concentraties stofdeeltjes in de rook zijn samengevat in Tabel 3-4. Voor elk experiment is de gemiddelde concentratie stof tijdens de hele experimentduur (0 tot 12 minuten) gegeven, de hoogste gemeten concentratie, de fase van de brand waarin die hoogste waarde werd gevonden en de concentratie op de locatie in het voorportaal van de container. Benadrukt wordt dat de gemeten concentraties indicatieve waarden zijn, omdat de duur van de bemonstering over het algemeen kort tot zeer kort was (<20 seconden). Alleen aan het begin en vooral aan het einde van het experiment (na het openen van de deur op een kier) zijn langere meettijden gehanteerd. Ook zijn bij enkele metingen problemen opgetreden, waardoor die gegevens niet bruikbaar zijn. Deze zijn niet meegenomen in de berekeningen. Ondanks het indicatieve karakter van de gemeten concentraties stof, zijn er in het verloop wel duidelijke en consistente patronen te zien.

*Tabel 3-4 Samenvatting van de gemeten concentraties stof tijdens de brandexperimenten in de binnenruimte*

<b>Exp.</b>	<b>Soort zonnepaneel</b>	<b>Gemiddelde conc. stof (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Hoogste conc. stof (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Fase hoogste conc. (min)</b>	<b>Conc. stof 'voorportaal' (mg/m<sup>3</sup>)</b>
1	Dunne film	182	402	3 - 6	n.t.b. <sup>20</sup>
2	Poly-kristallijn	403	860	6 - 9	4,2
3	Mono-kristallijn	90	158	6 - 9	6,8
4	Mono-kristallijn	259	503	3 - 6	1,7
5	Mono-kristallijn	779	1760	6 - 9	16,3
6	Mono-kristallijn	446	891	6 - 9	4,1
7	Poly-kristallijn	232	483	3 - 6	4,4
8	Poly-kristallijn	761	1780	6 - 9	22,0
9	Dunne film (Cd-Te)	110	225	6 - 9	3,7

<sup>20</sup> Niet te bepalen (meting niet goed gelukt).

In de meeste gevallen was de concentratie tijdens de eerste fase (0 – 3 minuten) lager, gevolgd door een toename in de tweede en derde fase en een afname in de laatste fase (9 – 12 minuten), uitgezonderd experimenten 4 en 7, waarbij ook in de laatste fase nog relatief hoge concentraties stof werden gevonden. Bij alle experimenten was de concentratie het hoogst in de fase 3 – 6 minuten of 6 – 9 minuten. In het voorportaal van de container (zie Figuur 3-7) is een 'rooklekkage' meting uitgevoerd om de orde van grootte van 'lekkage van rookgassen' te bepalen. Deze concentraties zijn van 15 tot meer dan 100 keer zo laag als de gemiddelde waarden in de rook vlakbij de brand. De lage waarden van deze rooklekkagemeting tonen aan dat veruit het grootste gedeelte van de rookstof in de container is afgezet.



*Figuur 3-7 Locatie van de luchtbemonstering in het voorportaal van de container. Lichte rook is zichtbaar in en voor het voorportaal.*

Vergelijking van de resultaten van de experimenten maakt duidelijk dat bij de branden met de panelen die bestaan uit een glas-glas constructie (experimenten 1, 3, 4 en 9) gemiddeld genomen lagere concentraties stof zijn gevonden. Bij de experimenten 1 en 9 zijn dunne film panelen gebruikt, en bij de experimenten 3 en 4 kristallijne glas-glas panelen. Daarbij moet de kanttekening worden gemaakt dat de brand in experiment 1 zuurstofarm was, en dat in de experimenten 2 en 3 de luchttoevoer beperkter was dan vanaf experiment 4. Bij experiment 3 is door drukopbouw tussen de glasplaten het paneel na bijna vier minuten geëxplodeerd. Hierdoor is brandbaar materiaal van de brander weggedrukt, waardoor minder materiaal is verbrand en lagere stofconcentraties zijn ontstaan.

De stofconcentraties zijn bij de experimenten 5 en 8 duidelijk het hoogst, ook in het voorportaal van de container. De gemiddeld hogere concentraties stof bij de experimenten 2, 5, 6, 7 en 8 kunnen zijn veroorzaakt door verbranding van de folie aan de onderzijde van de panelen.

### 3.2.3 *Metalen en andere elementen in rookstof*

Om een indicatie te krijgen van de hoeveelheden metalen en andere elementen in de rookgassen, zijn de bemonsterde filters eerst gescreend met XRF. Vervolgens is een geselecteerde set monsters gedestruëerd in koningswater en geanalyseerd met ICP-MS (zie paragraaf 2.3). De selectie is in hoofdzaak gebaseerd op twee criteria:

1. Het verkrijgen van een beeld van het verloop van de concentraties metalen in de rook tijdens de brand. Daartoe zijn van elk experiment drie filters uit verschillende fasen gekozen.

2. De resultaten van de XRF-screening. Er zijn voornamelijk filters gekozen waarin hoge waarden van lood, fosfor en enkele andere elementen zijn gevonden.

Rookstof in het voorportaal is bemonsterd om een idee te krijgen van de hoeveelheid rook dit uit de container 'lekte'. Hiervan zijn twee filters geselecteerd (experimenten 7 en 8), om een indicatie te krijgen van de concentraties metalen in de rook aldaar. Uit de XRF-screening bleek dat de meetwaarden voor alle elementen laag waren of onder de aantoonbaarheidsgrens lagen.

In vrijwel alle filters die met ICP-MS zijn geanalyseerd, werden lood, tin, aluminium en koper aangetroffen en in een deel van de filters ijzer, nikkel en zink. De volgende elementen werden in zeer lage hoeveelheden gevonden of hooguit in enkele monsters: boor, cadmium, mangaan, kobalt, gallium, strontium, zilver, telluur, barium en bismut. Lithium, indium, arseen en selenium werden niet of nauwelijks aangetoond.

Bij elk van de negen experimenten houdt het verloop van de gemeten concentraties lood, tin en koper in de rook gelijke tred met de gemeten concentratie stof. In Tabel 3-5 zijn de hoogste gemeten concentraties lood, tin, aluminium en koper weergegeven. Net als voor stof zijn deze waarden gemeten tijdens de fase 3 – 6 minuten of 6 – 9 minuten van de brandexperimenten.

Tabel 3-5 Hoogste concentraties van een aantal metalen tijdens de brandexperimenten in besloten ruimte, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Exp.	Soort zonnepaneel	Lood ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Tin ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Koper ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Aluminium ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Andere elementen*
1	Dunne film	11	20	39	1018	Cl, P, S, Sb, Ti
2	Polykristallijn	488	123	57	277	P, S, Sb, Ti
3	Monokristallijn	42	11	7	231	(Cl, P, Ti)
4	Monokristallijn	327	56	70	147	Cl, P, S
5	Monokristallijn	222	78	88	160	Cl, P, S, Sb, Ti
6	Monokristallijn	438	233	53	64	Cl, P, S, (Ti)
7	Polykristallijn	495	163	17	140	Cl, P, S, Ti
8	Polykristallijn	1486	352	62	473	Cl, P, S, Sb, Ti
9	Dunne film (Cd-Te)	95	15	4	56	(Cl), P, S

\* Cl = chloor, P = fosfor, S = zwavel, Sb = antimoon, Ti = titanium. Elementen die tussen haakjes staan vermeld, zijn bij dat experiment in lage hoeveelheden aangetoond.

De hoogste gemeten concentraties van alle experimenten bedroegen voor ijzer  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , nikkel  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en zink  $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De luchtconcentraties van andere elementen waren lager. De ijzerconcentraties zijn hoogstwaarschijnlijk sterk beïnvloed door het ijzeren wapeningsnet dat is verwerkt in de tafel waarop de zonnepanelen tijdens de experimenten zijn geplaatst. De aanwezigheid van ijzer in zonnecellen is zeer schadelijk voor de opbrengst, waardoor

bij de fabricage van zonnecellen veel aandacht wordt besteed aan het voorkomen van aanwezigheid van ijzer. Het ijzer is daarom zeker niet afkomstig uit de zonnecellen.

In de rechterkolom van Tabel 3-5 is aangegeven welke elementen in verhoogde mate zijn aangetroffen op basis van de XRF-screening. Deze elementen konden niet met ICP-MS worden geanalyseerd, en de concentraties konden niet worden gekwantificeerd. Een indicatieve schatting op basis van de met beide analysetechnieken gemeten waarden voor lood, en de verhoudingen tussen enerzijds lood en anderzijds de met XRF gemeten elementen, levert de volgende maximale concentraties op over alle experimenten samen: 10 mg/m<sup>3</sup> voor fosfor, 100 µg/m<sup>3</sup> voor antimoon en 400 µg/m<sup>3</sup> voor titanium. Antimoon en titanium zijn overigens niet bij alle experimenten gevonden, fosfor wel. De maximale indicatieve concentraties equivalent chloor en zwavel zijn 400 resp. 300 µg/m<sup>3</sup>. Gemiddelde concentraties zijn 100 µg/m<sup>3</sup> resp. 120 µg/m<sup>3</sup>. Opgemerkt moet worden dat deze elementen met de gebruikte analysetechniek niet nauwkeurig kunnen worden gemeten. Ook kan niet worden vastgesteld in welke verbindingen de (in het rookgas aangetoonde) elementen in het rookgas voorkomen.

In de rook in het voorportaal van de container werden net als voor stof veel lagere concentraties metalen gevonden dan in de container, namelijk 14 en 21 µg/m<sup>3</sup> lood, 4 en 5 µg/m<sup>3</sup> tin, circa 1 µg/m<sup>3</sup> aluminium en 0,2 tot 0,3 µg/m<sup>3</sup> koper. Daarnaast werden ijzer, nikkel en zink gemeten in concentraties kleiner dan 1 µg/m<sup>3</sup> (op één experiment na, waar 4 µg/m<sup>3</sup> zink werd gevonden). Andere elementen werden niet of nauwelijks aangetoond.

Deze resultaten zijn verkregen met de filters die zijn bemonsterd tijdens de experimenten 7 en 8. Gezien de meetwaarden in Tabel 3-5 verwachten we dat de concentraties metalen in het voorportaal van de container bij de andere experimenten vergelijkbaar of lager zijn.

De meetresultaten kunnen worden gebruikt om verbanden te onderzoeken tussen de concentraties metalen en elementen in de rook, de materialen waaruit de zonnepanelen bestaan en andere mogelijke factoren die van invloed kunnen zijn op deze concentraties.

Lood is bij alle experimenten aangetoond. Dit was te verwachten, aangezien dit metaal een bestanddeel is van het soldeer dat wordt gebruikt om elektrische verbindingen in het zonnepaneel te maken. Daarnaast komt lood in geringe hoeveelheden voor op de zonnecellen. Er zijn wel duidelijke verschillen in resultaten tussen de experimenten. Bij de experimenten 1, 3 en 9 is de concentratie lood laag, ook in vergelijking met de rookstofconcentratie (hoogst gemeten waarde: 402 mg/m<sup>3</sup>). Dit komt overeen met een loodgehalte in het stof in de rook van ongeveer 25 ppm. Dit is voor experiment 1 en 9 verklaarbaar doordat in dunne film panelen relatief weinig soldeerverbindingen nodig zijn. Bij experiment 3 heeft (zoals toegelicht in paragraaf 3.2.2) de explosie mogelijk geleid tot lagere concentraties metalen in de rook.

Zilver, dat voorkomt in de tabs, busbars en fingers en een mogelijk bestanddeel is van de soldeer, is nauwelijks aangetoond. De hoogst gemeten concentratie in rook was  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , en de meeste waarden lagen onder de aantoonbaarheidsgrens.

Zonnecellen bevatten de elementen boor en fosfor. Fosfor is met XRF bij alle experimenten in het rookstof in lage concentraties gemeten. Indicatieve fosforconcentraties zijn gemiddeld  $1,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ , en bereiken maximaal ongeveer  $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ . Van boor zijn met ICP-MS luchtconcentraties van gemiddeld  $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$  tot maximaal  $123 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aangetoond.

De aanwezigheid van koper en aluminium in de stofdeeltjes in het rookgas is verklaarbaar. Koper wordt gebruikt in de bedrading en aluminium in de constructie van de panelen en soms in de zonnecellen. Ook de aanwezigheid van kleine hoeveelheden nikkel en zink in het rookgas zou te maken kunnen hebben met de zonnecellen, gebruikte constructiematerialen of (hard) soldeer.

De elementen cadmium, telluur, indium, gallium en seleen, die worden toegepast in dunne film zonnepanelen, zijn niet of hooguit in lage concentraties gemeten. Cadmium werd aangetoond in enkele luchtstofmonsters bij de experimenten met dunne film panelen (1 en 9), met als hoogste concentratie  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Telluur en gallium werden bij enkele experimenten gevonden ( $< 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Deze meetwaarden komen echter nauwelijks boven de onderste rapportagegrens uit, en zijn weinig betrouwbaar.

De meetresultaten zijn in lijn met de meetresultaten van de laboratoriumexperimenten, besproken in paragraaf 1.2.2. De conclusie van deze onderzoekers was dat 94 tot 99% van de metalen, zoals cadmium, tellurium<sup>21</sup> en gallium, in het materiaal achterblijft, en niet vrijkomt in de rookgassen. Op enkele punten wijken de resultaten van onze experimenten af van die van de proeven op laboratoriumschaal. Bij die proeven werden – anders dan in dit onderzoek – arseen en seleen aangetoond in de rookgassen, zowel bij kristallijne als bij dunne film panelen. De aanwezigheid van lood in het rookgas van brandende zonnepanelen is in alle onderzoeken bevestigd.

#### 3.2.4 *PAK in rookstof*

Sommige onderdelen van zonnepanelen zijn gemaakt van kunststof, namelijk de tussenlaag (encapsulant) en soms ook het folie van de onderlaag (zie paragraaf 1.2.1). Bij verbranding van kunststoffen kunnen schadelijke gassen en niet-vluchtige verbindingen worden gevormd, zoals PAK.

Om een indicatie te krijgen van de hoeveelheden PAK in de rook die vrijkwam bij de brandexperimenten met de zonnepanelen, zijn van drie experimenten luchtfilters geanalyseerd op de 16 EPA PAK (zie paragraaf 2.3 voor de gebruikte methode). Het betreft de filters uit de experimenten 4, 6 en 8, die zijn bemonsterd in de periode van 6-12 minuten na de start van het experiment. Deze filters zijn gekozen op

<sup>21</sup> Het smeltpunt van de cadmium-tellurium legering ligt met  $1041 \text{ }^\circ\text{C}$  [23,24] hoger dan de temperatuur van veel branden.

basis van beschikbaarheid (een deel van de luchtfilters is geanalyseerd op metalen en kon niet op PAK worden geanalyseerd) en omdat op deze filters hoge PAK-concentraties werden verwacht.

In Tabel 3-6 zijn de gemeten concentraties benzo[a]pyreen en som EPA PAK in het rookgas vermeld. Benzo[a]pyreen wordt alom gebruikt als indicator PAK. De EPA PAK is een groep van 16 PAK, vastgesteld door de Amerikaanse Environmental Protection Agency. De som van deze 16 PAK wordt veelal toegepast als toetsingswaarde in het milieubeleid. Ook het gehalte aan PAK (som EPA PAK) in het stof in het rookgas is in de tabel vermeld. Uit het kleine verschil tussen de som EPA PAK en som EFSA PAK8 is af te leiden dat het stof op het filter voornamelijk niet-vluchtige PAK bevat. Dit komt waarschijnlijk doordat de vluchtige PAK zijn verdwenen, omdat A) geen specifieke monsternamesfilters zijn gebruikt voor vluchtige PAK en B) de filters ongeveer drie maanden na bemonstering zijn geanalyseerd.

*Tabel 3-6 Concentraties PAK tijdens enkele brandexperimenten in de binnenruimte, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$*

<b>Exp.</b>	<b>Conc. BaP (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Conc. som EPA PAK16 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Conc. som EFSA PAK8 (<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	<b>Gehalte som EPA PAK16 in stof (%)</b>
4	639	10.820	10.490	2,2
6	147	2.550	2.368	0,4
8	97	1.547	1.371	0,1

De gemeten PAK-concentraties en ook het gehalte PAK in het stof in de rookassen zijn hoog. Zoals eerder vermeld worden PAK gevormd bij (onvolledige) verbranding van kunststoffen van de folie en de encapsulant. Opvallend genoeg is de hoogste PAK-concentratie gemeten bij experiment 4, waarbij een zonnepaneel met een glas-glas constructie is verbrand. Mogelijk heeft de 'explosie' van experiment 4 geleid tot een tijdelijke piek in de PAK-concentraties. Bij de andere twee experimenten had het paneel een glas-folie constructie.

### 3.2.5 Gasvormige componenten

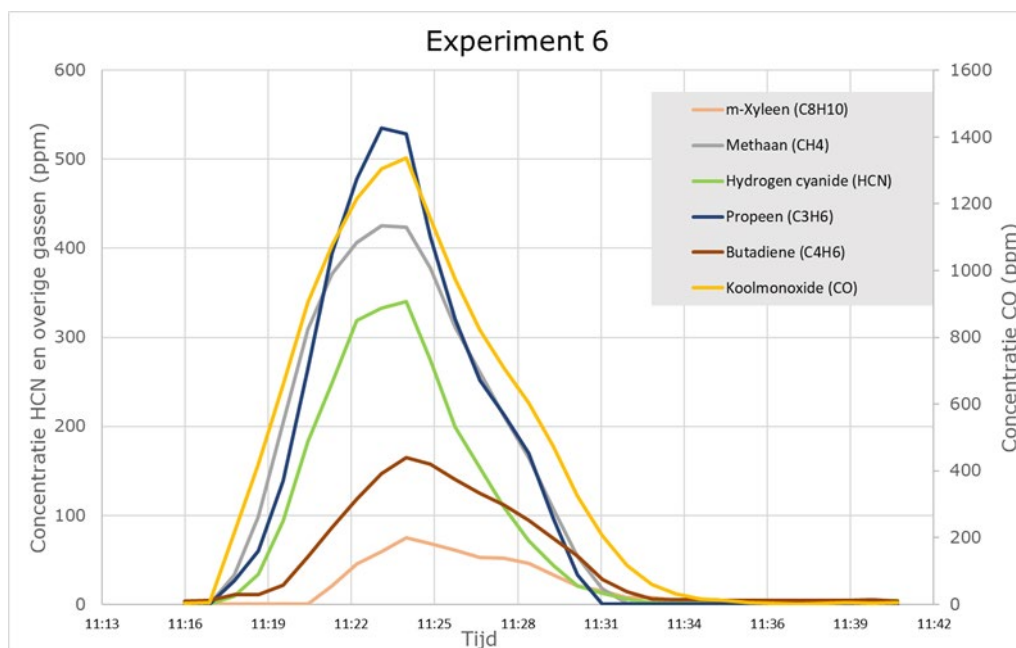
Om inzicht te krijgen in het verloop van de concentraties aan gassen in de rook zijn metingen verricht met een FTIR gas analyser. Met dit instrument kunnen simultaan concentraties van meerdere gassen worden gemonitord, waaronder CO, CO<sub>2</sub>, HCN en diverse koolwaterstoffen.

Als er in de bemonsterde lucht veel gassen aanwezig zijn, zoals het geval is bij deze experimenten, kan er sprake zijn van kruisverstoring en andere effecten, waardoor de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de meetwaarden beperkt is. Dat gold bij deze experimenten zeker voor onder meer CO<sub>2</sub>. Deze waarden zullen daarom verder niet in beschouwing worden genomen. Er is een kortdurende (60 s) nulmeting met de gasvlam uitgevoerd, waarbij CO-concentraties de 5 ppm niet overstegen. Meetgegevens zijn niet aangepast naar aanleiding van de nulmeting.

De concentraties van de andere gemeten gassen worden als indicatief beschouwd. Van HCN kan niet met zekerheid worden vastgesteld dat het

daadwerkelijk deze component is, hoewel het HCN-referentiespectrum wel de beste fit gaf.

In Figuur 3-8 is het verloop van de concentraties gassen tijdens experiment 6 weergegeven. Dit experiment geeft een redelijk gemiddeld beeld van het verloop van rookgasconcentraties. In de figuur is duidelijk te zien dat de concentraties CO, HCN, methaan en andere alifatische en aromatische koolwaterstoffen<sup>22</sup> gelijk oplopen. Het concentratieverloop is ook consistent met dat van het stof, zoals beschreven in paragraaf 3.2.2.



Figuur 3-8 Weergave van het verloop van concentraties gassen tijdens experiment 6. De x as toont het tijdstip in uren en minuten van de dag. Op de linker y-as zijn concentraties van HCN en overige gassen weergegeven en op de rechter y-as de CO concentraties (ppm)

De concentraties nemen vanaf de aanvang van het experiment snel toe tot het moment waarop de deur van de container op een kier wordt gezet. Daarna nemen ze af tot het einde van het experiment, en bereiken ze de waarde 0 nadat de brander is afgesloten.

Bij alle experimenten, behalve 1 en 3, was het verloop ongeveer vergelijkbaar met dat van experiment 6. Bij experiment 3 zorgde de explosie voor een extra toename van de concentraties gassen. Bij experiment 1, waarbij de deur van de container de hele tijd gesloten bleef, stegen de concentraties aanvankelijk snel, gevolgd door het bereiken van een plateauwaarde gedurende 6 tot 7 minuten, en daarna een langzame afname tot het einde van het experiment.

In Tabel 3-7 staan de piekwaarden van de gemeten concentraties CO, methaan, HCN, propeen (als 'representant' van alifatische koolwaterstoffen) en xyleen (als 'representant' van aromatische

<sup>22</sup> Bij branden worden veel verschillende typen koolwaterstoffen gevormd, waaronder alkanen, alkenen, alkylen (alifatische koolwaterstoffen), benzeen en andere aromatische koolwaterstoffen. De in de figuur vermelde typen koolwaterstoffen moeten worden gezien als 'markers' voor deze groepen.

koolwaterstoffen) tijdens de negen experimenten. Met nadruk wordt gesteld dat dit indicatieve waarden zijn. Voor HCN geldt dat de waarden een conservatief beeld geven.

Uit de tabel wordt duidelijk dat de concentraties gassen bij de experimenten met de dunne film panelen (1 en 9) beduidend lager zijn dan bij de experimenten met de kristallijne panelen. De hoogste piekwaarden werden gemeten in experiment 3, waarbij het zonnepaneel na enkele minuten explodeerde. De concentraties gassen over de experimenten heen correleren redelijk goed met die van de stofconcentraties (Tabel 3-4), behalve voor experiment 3. Dat valt te verklaren door het ontstaan van brandbare pyrolysegassen, de drukopbouw en de explosie. Vlak na de explosie pieken de hoogste gasconcentraties, om daarna vrij snel te dalen. De totale hoeveelheid gassen die vrijkomt, verschilt weinig in verhouding tot andere experimenten.

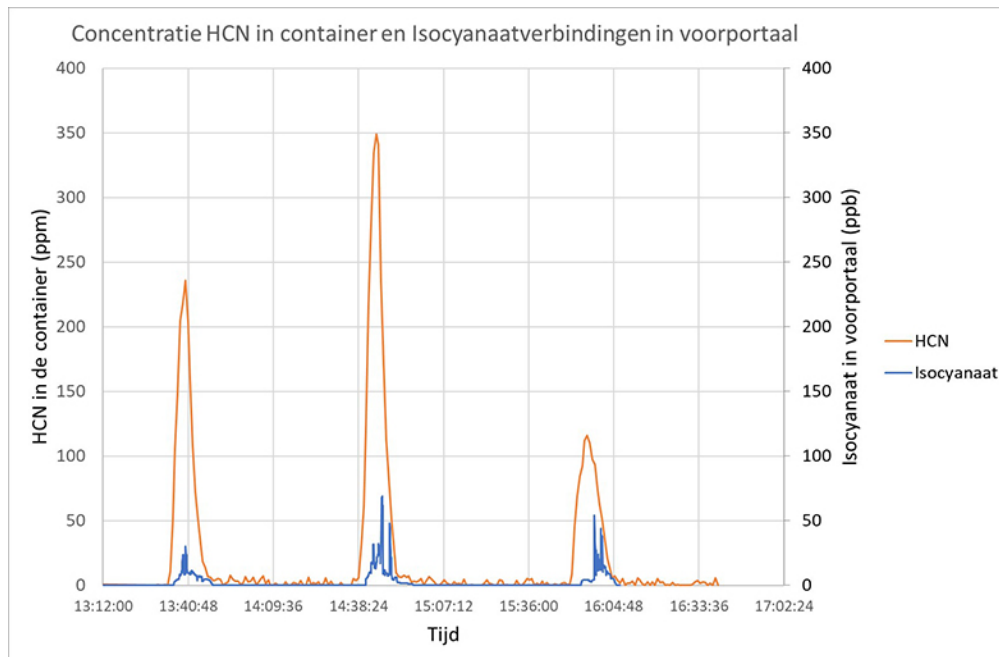
*Tabel 3-7 Piekwaarden van de gemeten concentraties gassen tijdens de brandexperimenten in de binnenruimte.*

<b>Exp.</b>	<b>Soort zonnepaneel</b>	<b>CO (ppm)</b>	<b>methaan (ppm)</b>	<b>HCN (ppm)</b>	<b>propeen (ppm)</b>	<b>xyleen (ppm)</b>
1	Dunne film	300	50	25	< 10	30
2	Polykristallijn	1350	415	330	400	90
3	Monokristallijn	1750	790	510	950	220
4	Monokristallijn	1100	340	270	360	40
5	Monokristallijn	1500	450	420	460	100
6	Monokristallijn	1320	420	340	530	75
7	Polykristallijn	1100	320	240	360	70
8	Polykristallijn	1400	400	350	350	100
9	Dunne film (Cd-Te)	700	190	115	50	40

CO=koolmonoxide, HCN=cyaanwaterstof

Bij de experimenten 7 tot en met 9 is ook de concentratie isocyanaten gemeten met een andere methode, waarbij lucht over een geïmpregneerd filter wordt gezogen en een chemische reactie optreedt die een verkleuring geeft (DOD). Deze indicatieve meting lijkt kwalitatief te correleren met de concentratie HCN, al zijn er ook een paar verschillen in het concentratieverloop. In onderstaande Figuur 3-9 is het verloop van HCN en isocyanaatverbindingen weergegeven van de experimenten 7 tot en met 9.





Figuur 3-9 Meetwaarden van experiment 7, 8 en 9 (van links naar rechts), waarin de correlatie van indicatieve waarden van HCN (FTIR) in de container en isocyanaatverbindingen (DOD) in het voorportaal (buiten de container) zichtbaar is. HCN is weergegeven in ppm op de linker as, terwijl isocyanaatverbindingen op de rechter as in ppb zijn weergegeven.

Het verschil in verloop tussen de concentraties HCN en isocyanaten ontstaat door het verschil in meetlocatie. HCN is in de container gemeten en isocyanaten in het voorportaal. Kleine windveranderingen leiden tot grote wisselingen van luchtconcentraties in het voorportaal, terwijl wind vrijwel geen invloed had op de concentraties in de container.

HCN en isocyanaten kunnen worden gevormd door verbranding van polyurethaan, en HCN ook uit andere stikstofhoudende kunststoffen, zoals acrylonitril-butadien-styreen (ABS).

### 3.3 Metingen van depositie

#### 3.3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de samenstelling van neergedaald stof (depositie) beschreven. Neergedaald stof is zowel met petrischalen op de bodem als op keramische tegels op bodem, wand en plafond bemonsterd. Depositie wordt in dit verband beschreven als stofdeeltjes die uit de rook op de bodem neerdalen, maar ook een afzetting van stofdeeltjes en moleculen door direct contact van oppervlakken met rook. Bij deze experimenten zijn op de bodem ook microscopisch kleine scherven van gebroken zonnecellen waargenomen. Deze vorm van depositie en ook de grotere, met het oog zichtbare scherven worden later in het rapport beschreven, in paragraaf 5.4. In paragraaf 6.2 wordt een vergelijking gemaakt met depositie aan stoffen die bij branden in de praktijk zijn gevonden.

### 3.3.2 Metalen en andere elementen in depositie

De depositie van metalen en andere elementen in stofdeeltjes is onderzocht door een aantal veegmonsters van de keramische tegels te analyseren met ICP-MS. Daartoe zijn van elk experiment twee monsters geselecteerd, één van een tegel op de bodem (positie B2) en één van een tegel aan het plafond (positie P1). Daarnaast zijn van de experimenten 4 en 5 alle veegmonsters op metalen geanalyseerd, om een vergelijking te kunnen maken tussen de depositie op de verschillende posities: de bodem, de wand en het plafond. Bij experiment 5 is ook het veegmonster van de in het voorportaal van de container geplaatste keramische tegel geanalyseerd.

In Tabel 3-8 zijn de resultaten van de depositiemetingen samengevat. Voor elk element is gegeven: de gemiddelde depositie, de laagste en hoogste waarde en het 25- en 75-percentiel op basis van de geanalyseerde monsters, behalve van het monster dat in het voorportaal van de container is genomen. Deze gemeten deposities waren veel lager dan binnen in de container. De gemiddelde waarden zijn soms hoger dan het 75-percentiel omdat enkele metingen een afwijkend hoge waarde tonen, zoals bij tin en lood.

De elementen lithium, chroom, nikkel, kobalt, arseen, seleen, zilver, cadmium, indium, telluur en bismut zijn niet, in zeer lage hoeveelheden of bij slechts enkele experimenten aangetoond, en daarom niet vermeld in de tabel. Bismut kan worden toegepast als vervanging van lood in zonnecellen. Gallium is alleen aangetoond in veegmonsters van de experimenten 4, 5, 6 en 8. Met de gebruikte analysemethode was het niet mogelijk de depositie van fosfor, antimoon, titanium, chloor en zwavel te bepalen.

Tabel 3-8 Kentallen van de depositie aan metalen en andere elementen tijdens de brandexperimenten in de binnenruimte, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .

Element	Gemiddelde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Laagste waarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Hoogste waarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	25-percentiel ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	75-percentiel ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )
B	33	< LOR	175	< LOR	29
Mg	6.800	836	22.760	4.323	8.322
Al	1.451	116	3.791	694	2.540
Fe	1.010	87	8.410	413	831
Mn	55	< LOR	137	36	67
Cu	28	< LOR	154	< LOR	47
Zn	554	156	1.116	306	721
Ga	10	< LOR	86	< LOR	8
Sr	64	26	138	40	84
Ag	11	< LOR	116	< LOR	n.v.t.*
Sn	230	< LOR	6.054	10	76
Ba	60	< LOR	394	30	49
Pb	204	< LOR	4.166	12	136

B=boor, Mg=magnesium, Al=aluminium, Fe=IJzer, Mn=Mangaan, Cu=Koper, Zn=zink, Ga=gallium, Sr=Strontium, Ag=zilver, Sn=tin, Ba=barium, Pb=lood LOR= Limit Of Reporting

\*Doordat zilver slechts bij drie metingen is aangetoond, is het niet zinvol een 75-percentiel te vermelden.

De meetresultaten kunnen worden gebruikt om:

1. verbanden te onderzoeken tussen enerzijds de hoeveelheden metalen en elementen in neergedaald stof en anderzijds de materialen waaruit de zonnepanelen bestaan en andere mogelijke factoren;
2. een risicobeoordeling uit te voeren om vast te stellen of er sprake kan zijn van gezondheidsrisico's door blootstelling aan metalen in gedeponerd stof bij dit soort branden.

De risicobeoordeling wordt besproken in hoofdstuk 6.4. Hieronder wordt ingegaan op de bevindingen van de tests in relatie tot de materialen en omstandigheden.

Over het algemeen waren de gemeten deposities aan het plafond hoger dan die op de bodem, behalve voor koper. De deposities op de wand, alleen geanalyseerd bij de experimenten 4 en 5, waren van ongeveer hetzelfde niveau als de waarden aan het plafond. Dit is consistent met de waarneming dat de rooklaag van de brand vaak tot rond 1 meter boven vloerniveau daalde. Daardoor raakten de wandtegels op 1,5 meter hoogte en de tegels aan het plafond in direct contact met de rook. De bodemmonsters zijn niet in direct contact met de rooklaag gekomen, waardoor op de bodemtegels alleen depositie is opgevangen van stofdeeltjes die vanuit de rooklaag neerdaalden.

Het element lood wordt gezien als een relevante markerstof voor gezondheidsrisico's. Dit element werd op de wand en plafond in gemiddeld zesmaal hogere concentraties gemeten dan op de bodem.

Het lijkt er dus op dat het meeste stof bij een echte brand in de open lucht met de rookpluim wordt meegevoerd, en een beperkte fractie van de depositie van stofdeeltjes in de directe omgeving van de brandhaard neerdaalt. De condities bij deze experimenten waren optimaal voor depositie op de bodem, waardoor relatief hoge waarden zijn gemeten.

Er was een aantal uitzonderingen op de bevinding dat de bodemmonsters lagere waarden gaven. Op de tegel in positie B2 bij experiment 6 was de depositie aan lood, tin en zilver uitzonderlijk hoog (zie ook de kolom met hoogste waarden in Tabel 3-8), vermoedelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van een 'spatje' zilverhoudend soldeer in het neergedaalde stof. Wanneer deze meetwaarde buiten beschouwing wordt gelaten, is de gemiddelde looddepositie  $47 \mu\text{g}/\text{m}^2$ . De deposities aan lood en tin in de andere monsters vertoonden een redelijk goede correlatie.

Verder zijn geen duidelijke verbanden gevonden tussen de deposities van bepaalde metalen onderling. Net als bij de rook zijn hoge ijzerwaarden waarschijnlijk veroorzaakt door het ijzeren wapeningsnet waarop de brandexperimenten zijn uitgevoerd.

Koper werd bij nagenoeg alle experimenten het meest op de bodempositie gevonden, vergeleken met de meetwaarden op de tegels aan het plafond en de wand. Een goede verklaring is hiervoor niet gevonden. Koper komt onder meer voor in tabs. Mogelijk komen stukken van deze onderdelen los, en dalen deze in relatief hoge mate neer, maar dit lijkt niet erg waarschijnlijk.

### 3.3.3 PAK in depositie

Om de depositie van PAK te bepalen, zijn bodemonsters geanalyseerd. Bij elk experiment is één veegmonster genomen van een petrischaal, die direct naast de keramische tegel B2 (bodem) was gepositioneerd.

In Tabel 3-9 zijn de gemeten deposities van benzo[a]pyreen (BaP), som EPA PAK en som EFSA PAK8 weergegeven. De EFSA PAK8 is een groep van 8 PAK, vastgesteld door de European Food Safety Authority. De 'som EFSA PAK8' is een relevante dosismaat, die wordt gebruikt in gezondheidskundige beoordelingen van risico's door blootstelling aan PAK. De EFSA PAK8 bestaat, zoals eerder vermeld, uit niet vluchtige PAK.

Tabel 3-9 Depositie van PAK op de bodem tijdens de brandexperimenten in de binnenruimte, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .

Exp.	Soort zonnepaneel	Positie veegmonster	Depositie BaP ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Depositie EPA PAK16 ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Depositie EFSA PAK8 ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )
1	Dunne film	Bodem	3,6	33,6	22,6
2	Polykristallijn	Bodem	10,6	110,3	81,4
3	Monokristallijn	Bodem	14,3	142,2	92,7
4	Monokristallijn	Bodem	5,8	44,5	32,6
5	Monokristallijn	Bodem	24	149,4	116,2
6	Monokristallijn	Bodem	6,1	47,5	33,8
7	Polykristallijn	Bodem	4,4	30,9	21,9
8	Polykristallijn	Bodem	4,5	63,2	47,4
9	Dunne film (Cd-Te)	Bodem	2,5	25	17,7

De resultaten van de depositiemetingen bevestigen - net als de gemeten concentraties in het rookgas - dat bij deze branden forse hoeveelheden PAK worden gevormd. De gemiddelde bodemwaarden van alle experimenten zijn: BaP:  $8,4 \mu\text{g}/\text{m}^2$ , EPA PAK16:  $72 \mu\text{g}/\text{m}^2$  en EFSA PAK8:  $52 \mu\text{g}/\text{m}^2$ .

Er is geen duidelijk patroon te zien in de verschillen in PAK-bodemdepositie tussen de negen experimenten. Bij de twee experimenten met dunne film zonnepanelen (1 en 9) lijkt de depositie relatief laag, maar bij een paar andere tests zijn eveneens vergelijkbaar lage waarden gevonden. Ook tonen de kristallijne glas-glas panelen geen lagere PAK-waarden dan de glas-folie panelen.

De in Tabel 3-9 weergegeven waarden zijn bemonsterd op de bodem. Voor dit onderzoek zijn ook verschillende analyses uitgevoerd van PAK depositie in hogere delen van de container, zoals op 1,5 m hoogte op de wand en aan het plafond. Deze monsterlocaties hebben langer in contact gestaan met de rook, en tonen daardoor een hogere PAK-afzetting. Deze meetwaarden zijn weergegeven in Tabel 0-5 van [bijlage 7]. Uit deze tabel blijkt dat PAK-depositiewaarden op de wand 16 tot 41 x hoger zijn dan op de bodem en 51 tot 70 x hoger op het plafond. Direct

rookcontact leidt bij dit experiment tot sterk verhoogde PAK-waarden. Doordat de onderzijde van de rooklaag bij de experimenten in besloten ruimte vrijwel nooit tot de bodem is gedaald, blijven de hoeveelheden PAK op de bodem beperkt. Uit [bijlage 5, 6, 7] ontstaat het beeld dat in de container PAK niet alleen in stof-en roetdeeltjes voorkomen, maar zich ook direct afzetten aan oppervlakken in de brandruimte (condensatie). Roetdeeltjes laten zich immers door met water bevochtigde watjes wegvegen, maar dat blijkt binnen deze experimentopzet niet voor PAK op te gaan.

### 3.3.4 *Depositie op gewassen*

#### ICP-MS analyses

De ICP-MS analyses van de gewassen zijn gerapporteerd in mg per kg voedselproduct. Uit de analyses blijkt dat de meeste metalen op gewassen onder de rapportagegrens blijven. Metalen die de rapportagegrens overschrijden (zoals ijzer, zink en mangaan) vertonen geen verhoging ten opzichte van de niet blootgestelde gewassen (blanco's). Sommige elementen, zoals fosfor en magnesium, zijn sterk verhoogd in alle metingen, inclusief blanco's, omdat dit planteigen stoffen van de gewassen zijn.

Er is een uitzondering op een meting van aluminium bij de basilicum van experiment 7. Hierbij is bij het ongewassen product 49 mg aluminium/kg aangetroffen en bij het gewassen product 120 mg/kg. Dit is een verhoging van 41 versus 112 mg aluminium/kg ten opzichte van de blanco basilicum, die 8 mg aluminium/kg bevatte.

Aluminium is ook bij andere experimenten verhoogd, maar juist bij experiment 7 in relatief geringe mate. Het is niet zeker of de verhoogde hoeveelheid aluminium bij de basilicum is veroorzaakt door kleine aluminium deeltjes, die toevallig wel op de basilicum en niet op de depositieplaten zijn neergedaald. Omdat aluminium bij geen van de andere gewassen is aangetroffen en de meetwaarde afwijkt van de andere depositiemetingen, is deze meting niet representatief. De oorzaak van de eenmalige verhoging van aluminium is niet gevonden.

#### PAK-analyses

De PAK-analyses zijn uitgevoerd door het RIVM. De gewassen waren diepgevroren aangeleverd in verschillende potjes. Hierbij viel op dat de potjes met gewassen die waren afgespoeld meer vocht leken te bevatten dan potjes met gewassen die niet waren afgespoeld. Er is daarom een controle uitgevoerd om een indicatie van de hoeveelheden vocht en het verschil tussen gewassen en ongewassen bieslook te bepalen. Er was behoefte aan een indicatief beeld, en daarom is deze gewichtsafname alleen bepaald voor bieslook en niet voor andere gewassen. De massa's zijn weergegeven in onderstaande Tabel 3-10.

Tabel 3-10 Gewichtsafname van bij experiment 5 blootgesteld bieslook na 72 uur drogen.

Voorbehandeling	Nat afgewogen (g)	Na 72h drogen (g)	% droge stof
Niet gewassen	2,08	0,20	9,6
Gewassen	1,86	0,10	5,4

Uit Tabel 3-10 blijkt dat op basis van droge stof een gram gewassen bieslook 44 massaprocent meer water bevat dan niet gewassen bieslook. Dit is relevant voor de interpretatie van de meetwaarden van bieslook en andere gewassen. De meetwaarden van verschillende experimenten en gewassen zijn hierna weergegeven in Tabel 3-11, Tabel 3-12 en Tabel 3-13.

Tabel 3-11 PAK-depositie bij experiment 5 op basilicum en bieslook. Meetwaarden zijn weergegeven in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  gewas.

	Basilicum onbehandeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Basilicum afgespoeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Bieslook onbehandeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Bieslook afgespoeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )
Benzo(a)pyrene	5	5	13	6
Som EFSA PAK 8	54	40	99	58
Som EPA PAK	2804	1528	6022	2359

Het overzicht in Tabel 3-11 laat zien dat de som EPA PAK bij afgespoelde gewassen 46% (basilicum) versus 61% (bieslook) lager zijn. Deze meetwaarden zijn waarschijnlijk echter niet representatief, omdat er naar verwachting spoelwater met de gewassen is meegewogen, waardoor de PAK-gehalten zijn 'verdund'.

Wanneer als uitgangspunt wordt genomen dat gespoelde gewassen bij Tabel 3-11 ongeveer 44 massaprocent water bevatten, dan zou de som EPA van basilicum ongeveer 2700  $\mu\text{g}/\text{kg}$  en van bieslook 4200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  zijn. Deze geringe afname sluit beter aan bij de bevindingen uit [bijlage 5, 6, 7], waaruit blijkt dat PAK zich bij deze experimenten door het apolaire karakter beperkt door water laat verwijderen, en zich in de waxlaag van plantmaterialen ophopen.

Tabel 3-12 PAK-depositie bij experiment 5 op spruitjes. Meetwaarden zijn weergegeven in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  gewas.

	Spruitjes onbehandeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Spruitjes afgespoeld ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Spruitjes buitenste bladeren verwijderd ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )
Benzo(a)pyrene	5	3	0
Som EFSA PAK 8	14	7	5
Som EPA	187	137	28

Tabel 3-12 toont dat meetwaarden van PAK op spruitjes verhoudingsgewijs laag uitvallen in vergelijking met gewassen met een ongunstigere oppervlakte-massa verhouding. Dit is een logisch meetresultaat.

*Tabel 3-13 PAK-depositie bij experiment 7 (basilicum) en experiment 8 (bladsla). Meetwaarden zijn weergegeven in µg/kg gewas.*

	<b>Basilicum onbehandeld (µg/kg)</b>	<b>Basilicum afgespoeld (µg/kg)</b>	<b>Bladsla onbehandeld (µg/kg)</b>	<b>Bladsla afgespoeld (µg/kg)</b>
Benzo(a)pyrene	4	2	4	3
Som EFSA PAK 8	32	16	25	23
Som EPA PAK	898	795	762	582

Tabel 3-13 toont geringere verschillen tussen afgespoelde en onbehandelde gewassen. Dit kan worden verklaard doordat het spoelwater beter is verwijderd en door een spreiding in meetresultaten. De meetwaarden bevestigen het beeld dat PAK zich in dit experiment slechts in beperkte mate van gewassen laten spoelen.





## 4 Resultaten onderzoek in open lucht

### 4.1 Waarnemingen brandverloop

Bij dit brandexperiment was het RIVM te gast. Het RIVM heeft een aantal metingen in de omgeving van het incident verricht, maar heeft geen beschikking over alle meetgegevens van dit experiment. Daarom wordt op hoofdlijnen beschreven welke verschillen zijn waargenomen tussen de RIVM-experimenten in de besloten ruimte en het experiment in de open lucht.

#### 4.1.1 Brandverloop

Een belangrijk verschil tussen het brandexperiment in besloten ruimte en het experiment in open lucht, is dat zich bij de laatste een brandbare ondergrond (pvc-dakbedekking) onder de zonnepanelen bevindt. Eén tot twee minuten na ontsteken van de brander brandt de dakbedekking mee, wat resulteert in een snellere branduitbreiding en grotere rookontwikkeling.

De interactie tussen zonnepaneel en ondergrond lijkt het brandverloop sterk te beïnvloeden, en bij te dragen aan een snellere branduitbreiding. Waar bij de brand in besloten ruimte branduitbreiding beperkt blijft tot rondom de plek waar de brander is geplaatst, breidt de brand zich bij het experiment in de open lucht in ongeveer vijf minuten na de start uit over alle vier de panelen.

Een belangrijk verschil tussen de experimenten is dat zich bij het experiment in de open lucht dicht op het paneel een brandbare ondergrond (pvc-dakbedekking) bevindt, waardoor stroming van hete rookgassen onder de panelen (convectie) en hittestraaling vanuit de rookgassen (radiatie) de branduitbreiding versnelt. Bij het experiment in de besloten ruimte bevindt zich onder het paneel (ruim) een meter lucht. Er is dan geen brandbare ondergrond, en convectie en radiatie van hete rookgassen zullen minder van invloed zijn op de branduitbreiding. De experimenten in de open lucht geven daarom een representatiever beeld voor een gemiddelde zonnepaneelopstelling op een dak dan de experimenten in de besloten ruimte.



*Figuur 4-1 De aanvang van de brandexperimenten in open lucht. Op de linker foto brandt de pvc-dakbedekking nog niet mee. Op de rechter foto brandt de pvc-dakbedekking. Op de linker foto is zichtbaar dat het glas al vervormt door hitte.*

Na een brandduur van ongeveer tien minuten wordt de brand kleiner in omvang, en na ongeveer vijftien minuten zijn de zonnepanelen volledig uitgebrand. Er zijn dan nog enkele kleine vlammen zichtbaar, maar die hebben vrijwel geen invloed op de restanten van de zonnepanelen.

Bij de experimenten in de open lucht is hetzelfde type zonnepaneel gebruikt als bij experiment 2 van de experimenten in de besloten ruimte. Een belangrijk verschil is dat bij het experiment in de open lucht alle brandbare onderdelen van het zonnepaneel zijn verbrand. Bij de brandexperimenten in de besloten ruimte was deze mate van verbranding alleen boven de ringbrander aanwezig.



*Figuur 4-2 Gebroken glasplaten van de zonnepanelen bedekken zonnecel-scherven. Zonnecel-scherven liggen onder de glasplaten en zijn pas zichtbaar nadat de glasplaten zijn verwijderd (rechter foto). Door de verhitting van het glas breken de glasplaten niet meer zoals thermisch gehard glas hoort te breken (verbrijzelen).*

Bij de experimenten in open lucht bleken de glasplaten de gebroken zonnecellen grotendeels te bedekken (Figuur 4-2). De kans op grootschalige verspreiding van zonnecel-scherven is onder deze omstandigheden kleiner. Grootschalige verspreiding van scherven in de omgeving lijkt vooral mogelijk nadat glasplaten van zonnecel-scherven gescheiden zijn. Dit kan bijvoorbeeld doordat (een deel) van het dak waarop de zonnepanelen zich op bevinden instort. Zolang het dak intact blijft (bijvoorbeeld bij een dakbrand), is de kans groter dat de meeste zonnecel-scherven afgedekt blijven door glasplaten. Dat vergroot de kans dat er minder zonnecel-scherven in de omgeving terechtkomen, in vergelijking met een gebouwbrand waarbij het dak niet intact blijft. Bij een dakbrand op steilere daken zullen glasscherven eerder naar beneden vallen, en de zonnecellen niet afdekken.

Zoals vermeld in paragraaf 3.1.4, breekt het glas van de zonnepanelen ook bij dit experiment niet zoals onder normale omstandigheden van thermisch gehard glas zou worden verwacht. De glasplaten verbrijzelen niet in kleine stukken, maar breken in grote, scherpe scherven, zoals floatglas breekt.

#### 4.1.2 *Onderscheid tussen typen dakbedekking*

In de open lucht zijn twee brandexperimenten uitgevoerd. Experiment open lucht 1 is uitgevoerd met steenwol-dakisolatie en experiment open lucht 2 met polyurethaan-dakisolatie. Op hoofdlijnen was er ten aanzien van het brandverloop weinig verschil tussen deze experimenten.

De rookproductie van de isolatiematerialen was wel ongelijk. Het dak met de polyurethaan-isolatie toonde meer zwarte rookontwikkeling in vergelijking met de steenwol-isolatie. Brandverspreiding bleef in beide gevallen aan het oppervlak beperkt tot dicht bij de zonnepanelen. Hierbij beïnvloedde de overheersende windrichting, hoe zwak de wind ook was, de richting van de branduitbreiding over de dakbedekking.

## 4.2 Metingen in rook

Bij de experimenten in de open lucht is depositiemateriaal verzameld, luchtstof bemonsterd en er is gedetecteerd op aanwezigheid van isocyanaten in de rook. Bij de brandexperimenten in de open lucht is geen meetopstelling geplaatst om gassen als CO en HCN te meten.

### 4.2.1 Stofdeeltjes

Bij beide experimenten in de open lucht is luchtstof bemonsterd in de rook op enkele meters van de brandende panelen. De concentraties stofdeeltjes in de rook bedroegen 1,2 en 1,6 mg/m<sup>3</sup>. Dat is iets lager dan de concentraties die zijn gemeten in het voorportaal van de container bij de experimenten in besloten ruimte, en veel lager dan de gemeten waarden in de container. In paragraaf 6.2 worden de meetresultaten van deze experimenten in de open lucht vergeleken met waarden die bij branden in de praktijk zijn gevonden.

### 4.2.2 Metalen

Filters met veel roet en verhoogde XRF-waarden zijn geselecteerd voor ICP-MS analyse. Deze meetresultaten zijn weergegeven in Tabel 4-1. Andere metalen en elementen waren niet of nauwelijks aantoonbaar (concentratie kleiner dan 0,1 µg/m<sup>3</sup>). Net als voor stof zijn deze waarden over het algemeen (iets) lager dan de concentraties die zijn gevonden bij de experimenten in het voorportaal van de container en veel lager dan de binnen gemeten waarden.

Tabel 4-1 Concentraties van een selectie verhoogde metalen tijdens de brandexperimenten in de open lucht, uitgedrukt in µg/m<sup>3</sup>.

Exp.	Lood (µg/m <sup>3</sup> )	Tin (µg/m <sup>3</sup> )	Koper (µg/m <sup>3</sup> )	Alu- minium (µg/m <sup>3</sup> )	Zink (µg/m <sup>3</sup> )	IJzer (µg/m <sup>3</sup> )
1	0,7	0,3	3,7	0,4	1,2	0,7
2	0,4	0,2	0,4	0,4	1,4	2

### 4.2.3 Isocyanaten

Bij beide brandexperimenten is op kwalitatieve wijze met een handheld filtertape detector bepaald of isocyanaten vrijkwamen bij de verbranding. Deze detectie is in de rook op willekeurige momenten uitgevoerd, op een afstand van ± 3 - 5 m van de brandlocatie.

Bij de brand waarbij de dakisolatie bestond uit steenwol zijn geen isocyanaten waargenomen. Isocyanaten waren duidelijk waarneembaar bij dakisolatie met polyurethaan. De emissie van isocyanaatverbindingen nam af nadat na enige brandduur een zwarte koollaag aan de bovenzijde van de polyurethaan-isolatie was ontstaan.

Omdat er uitsluitend kwalitatief is gemeten, zijn representatieve luchtconcentraties van isocyanaten niet beschikbaar. Op basis van deze kwalitatieve resultaten is niet vast te stellen of emissies van isocyanaten bij zulke branden een risico voor volksgezondheid en milieu vormen.

#### 4.2.4

##### PAK

Een aantal bemonsterde filters is geanalyseerd op PAK. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 4-2. Een luchtbemonstering vond plaats op een locatie waar de rook nauwelijks naartoe waaide (filter met code 20016, zie Figuur 4-3). Dit is ook zichtbaar in de lage PAK-gehalten van dit filter. Bij beide andere bemonsterde filters trok de rookpluim wel gedurende langere tijd over het luchtbemonsteringsapparaat. Deze filters waren dan ook zeer zwart. Het luchtfilter met code 20016 bleef door geringere rookstofbelasting lichtgrijs.



Figuur 4-3 Drie luchtbemonsteringfilters na bemonstering bij 2 brandexperimenten. Filter 20016 is beperkt aan rook blootgesteld.

Uit Tabel 4-2 blijkt dat de hoeveelheid benzo[a]pyreen in rookstof van de zwaar belaste filters varieert van 0,09 tot 0,17 massaprocent. Dit is een consistent beeld van de percentages benzo[a]pyreen in rookstof. Het minder belaste filter (code 20016) toont in verhouding veel lagere massapercentages PAK (ruim 30 x lager dan filter 20013).

Tabel 4-2 Hoeveelheden rookstof en concentraties PAK tijdens de twee brandexperimenten in de open lucht, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De concentratie benzo[a]pyreen (BaP) is in een aparte kolom weergegeven.

Exp	Filter code	Concentratie rookstof ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Conc. BaP ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Conc. som EPA PAK ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
1	20013	494	0,48	3,2
2	20016	229	0,007	0,07
2	20017	957	1,6	11,2

De gemeten PAK-concentraties in de rookpluim zijn grofweg een factor 100 tot 1000 lager dan in de rook bij de experimenten in de binnenruimte (zie Tabel 3-6). Dit is consistent met de bevindingen voor stofdeeltjes en metalen. Bij de experimenten in de open lucht zullen de PAK niet alleen vrijkomen bij de verbranding van de zonnepanelen, maar ook voor een deel uit de kunststof dakbedekking en de dakisolatie.

Het maximaal toelaatbare risiconiveau van benzo[a]pyreen in lucht is 0,001  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .<sup>23</sup>

### 4.3 Metingen van depositie

#### 4.3.1

##### *Inleiding*

Dit onderdeel beschrijft meetresultaten van depositie op perspex platen die rondom de brand zijn geplaatst. Het aantal monsternamelocaties voor depositie was beperkt. Er is op dat moment voor gekozen om alle beschikbare depositiemonsters van het experiment in de open lucht te analyseren op metalen. Er zijn daarom bij dit experiment geen depositiemeetwaarden van PAK of tellingen van silicium microscherfjes uitgevoerd (zie paragraaf 5.4.4 voor toelichting microscherfjes).

#### 4.3.2

##### *Metalen en andere elementen*

De depositie van metalen en andere elementen in stofdeeltjes is onderzocht door alle veegmonsters van de perspex platen (zes bij experiment open lucht 1 en zeven bij experiment open lucht 2) te analyseren met ICP-MS. Hierdoor was het niet mogelijk veegmonsters op PAK te analyseren.

In Tabel 4-3 zijn de resultaten van de depositiemetingen samengevat. Voor elk element zijn per experiment de gemiddelde depositie en de hoogst gemeten waarde gegeven.

De elementen boor, kobalt, arseen, seleen, cadmium, indium, telluur, thallium en bismut zijn niet in depositie aangetoond, en worden daarom niet vermeld in de tabel.

Tabel 4-3 Kentallen van de depositie aan metalen en andere elementen tijdens de brandexperimenten in de open lucht, uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$ .

Element	Experiment open lucht 1		Experiment open lucht 2	
	Gemiddelde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Hoogste waarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Gemiddelde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Hoogste waarde ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )
Li	3	12	2	5
Mg	92	153	157	355
Al	217	344	535	1.213
Cr	0	0	0	1
Fe	140	399	179	449
Mn	4	6	7	19
Ni	2	9	1	3
Cu	8	19	97	592
Zn	43	101	33	94
Ga	1	2	2	8
Sr	4	7	5	11
Ag	0	1	2	8
Sn	2	3	1	3
Ba	6	8	9	30
Pb	3	8	6	21

Li=lithium, Mg=magnesium, Al=aluminium, Cr=chrom, Fe=ijzer, Mn=mangaan, Ni=Nikkel, Cu=Koper, Zn=zink, Ga=gallium, Sr=strontium, Ag=zilver, Sn=tin, Ba=barium, Pb=lood

<sup>23</sup> <https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/stof/detail/316>

Bij beide experimenten verspreidde de rook zich vanwege de lage windsnelheid, turbulentie en de invloed van omliggende gebouwen en obstakels in verschillende richtingen. Dat is te zien aan de spreiding in gemeten deposities – af te leiden uit de gemiddelden en hoogste waarden in de tabel – op verschillende plaatsen rondom de brandhaard. Bij het experiment open lucht 2 was de depositie op twee platen systematisch hoger dan op de andere, bij experiment open lucht 1 was er geen systematisch verschil. Opvallend is de hoogste waarde van de koperdepositie op één positie tijdens experiment open lucht 2. Depositie van een stukje koperhoudend elektriciteitsdraad kan deze waarde hebben veroorzaakt.

De gemeten verschillen tussen de experimenten zijn naar verwachting grotendeels veroorzaakt door de rookbeweging en de positionering van monsternamemiddelen ten opzichte van de rook. De verbrandingswarmte (calorische waarde of verbrandingsenthalpie) van de dakbedekking beïnvloedt rookverspreiding (pluimstijging). Er wordt aangenomen dat deze beïnvloeding representatief is voor normale brandsituaties met weinig wind in de praktijk. Daarnaast beïnvloeden lokale weersomstandigheden en de omgeving (bebouwing) de hoeveelheid depositie.

De meetresultaten kunnen worden gebruikt om

1. verbanden te onderzoeken tussen enerzijds de hoeveelheden metalen en elementen in neergedaald stof, en anderzijds de materialen waaruit de zonnepanelen en dakbedekking bestaan en andere mogelijke factoren;
2. een risicobeoordeling uit te voeren om vast te stellen of er bij dit soort branden sprake kan zijn van gezondheidsrisico's door blootstelling aan metalen in gedeponerd stof.

De risicobeoordeling wordt besproken in hoofdstuk 6.4. Hieronder wordt ingegaan op de bevindingen van de tests in relatie tot de materialen en omstandigheden.

In de veegmonsters is op hoofdlijnen hetzelfde profiel aan metalen en andere elementen gevonden als in de veegmonsters van de experimenten in de besloten ruimte (weergegeven in Tabel 3-8). De deposities in open lucht waren een orde van grootte lager dan binnen, behalve voor magnesium, tin en lood, waarvoor het verschil eerder twee ordes van grootte bedroeg. Daarbij moet worden opgemerkt dat de gemiddelde depositie van tin en lood in de besloten ruimte sterk is beïnvloed door één zeer hoge waarde, vermoedelijk veroorzaakt door een 'spatje' soldeer in het neergedaalde stof.

Dit beeld is consistent met dat van de concentraties metalen in luchtstof, die ook veel lager waren dan in de rook bij experimenten in besloten ruimte. Ook zijn de meeste metalen die in de luchtstoffilters in open lucht zijn aangetoond eveneens teruggevonden in de depositie.

Met de gebruikte analysemethode was het niet mogelijk de depositie van fosfor, antimoon, titanium, chloor en zwavel te bepalen.

## 5 Resultaten onderzoek scherven van zonnecellen

### 5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk is alle informatie opgenomen die verband houdt met eigenschappen van scherven van zonnecellen, of met de voorwaarden voor verspreiding van deze scherven bij brand. Uit dunne film zonnepanelen komen bij brand geen scherven van zonnecellen vrij die op afstand van de brand kunnen neerdalen. Desondanks is een aantal delen van dunne film panelen onderzocht. Deze informatie is aan dit hoofdstuk toegevoegd.

Tijdens het onderzoek bleek dat zonnecellen kunnen breken in scherven, splinters en zodanig kleine scherven dat deze niet met het blote oog waarneembaar zijn. Om de verschillende verschijningsvormen van deze scherven te onderscheiden, worden in dit hoofdstuk de volgende namen gehanteerd:

- Zonnecelscherven: (orde grootte > 200 µm)
- Splinters van zonnecellen: met blote oog zichtbare zonnecelscherven in naaldvorm (orde grootte < 2 cm – 200 µm).
- Microscherven: niet met het blote oog waarneembare scherven van zonnecellen (orde grootte < 200 µm).

### 5.2 Factoren voor verspreiding van zonnecelscherven

#### 5.2.1 *Loskomen en verspreiding van scherven van zonnecellen bij brand*

De voorbeelden uit paragraaf 1.1 tonen aan dat gebouwbranden met zonnepanelen tot depositie van zonnecelscherven tot op grote afstand van de brandlocatie kunnen leiden. Een sterke rookpluim met veel thermiek is een belangrijke factor die kan bijdragen aan verspreiding. Uit het overzicht van branden met verspreiding tot op grote afstand (Tabel 1-2) blijkt dat zonnecelscherven ook zonder hoge windsnelheid op grote afstand van de brandlocatie terecht kunnen komen. Het is wel aannemelijk dat een hoge windsnelheid bijdraagt aan een groter verspreidingsgebied van zonnecelscherven.

Uit de brandexperimenten bleek dat bij alle kristallijne zonnepanelen zonnecellen losbrandden en in scherven braken. De zonnecelscherven kwamen pas los van het paneel nadat de encapsulanten volledig waren verbrand. Er bleek bij deze test in het eindresultaat geen onderscheid tussen mono- en polykristallijne panelen of tussen glas-glas en glas-folie constructies. Dit betekent dat bij vrijwel elke ontwikkelde brand met kristallijne zonnepanelen in principe zonnecelscherven kunnen vrijkomen.

De brandexperimenten geven het beeld dat bij branden met panelen in zonneweides verspreiding van zonnecelscherven tot op grote afstand onwaarschijnlijk is. Hiervoor zijn meerdere oorzaken:

- Uit de brandexperimenten blijkt dat de meeste geteste panelen voornamelijk goed meebranden als een er dicht op het paneel een (brandbare) ondergrond (zoals dakbedekking) aanwezig is. Zonder aanvullende energiebron of brandbare ondergrond kunnen zonnepaneelbranden zichzelf moeilijk in stand houden.



Deze brandbare ondergrond is bij zonneweides over het algemeen niet aanwezig.

- Grootschalige brandoverslag tussen rijen zonnepanelen lijkt door beperkte brandontwikkelingsmogelijkheden niet erg waarschijnlijk. De brandklasse van een zonnepaneel kan brandontwikkeling ook beïnvloeden. De brandklassen van de geteste panelen zijn weergegeven in [bijlage 2].
- Scherven van zonnecellen komen pas los van de glasplaat nadat de encapsulanten (grotendeels) zijn verbrand. Encapsulanten vormen een groot deel van de brandbare onderdelen van het zonnepaneel. Bij zonneweides kunnen zonnecelscherven pas vrijkomen wanneer het brandvermogen afneemt. Onder deze omstandigheden is een sterke pluimstijging met thermiek, die zonnecelscherven over grote afstand meevoert, niet te verwachten.

Verspreiding van grote hoeveelheden zonnecelscherven tot op grote afstand van de bron lijkt daarom voornamelijk te kunnen voorkomen bij grote gebouwbranden met veel zonnepanelen. Een hoge vuurlast in het gebouw kan mogelijk bijdragen aan de sterkere pluimvorming, en dus aan verspreiding van de scherven.

De brandexperimenten in open lucht geven daarnaast ook het beeld dat bij platte daken verspreiding van grote hoeveelheden zonnecelscherven op grote afstand van de brand niet te verwachten is als het dak tijdens de brand intact blijft (bijvoorbeeld bij een dakbrand). De zonnepanelen zijn weliswaar volledig uitgebrand, maar gebroken glasdelen bedekken de zonnecelscherven en verhinderen verspreiding [zie ook Figuur 4-2]. Dit geldt niet wanneer een dak instort. Door het instorten van (delen van) het dak komen de glasplaten los van de zonnecelscherven. Hierdoor worden zonnecelscherven blootgesteld aan de luchtthermie, waardoor ze door de rook kunnen worden meegevoerd.

In tegenstelling tot de kristallijne panelen genereerden dunne film zonnepanelen bij de experimenten geen zonnecelscherven die met de rook kunnen worden verspreid. De dunne film is in feite een laag dunne folie, die zich tussen twee glasplaten bevindt. De dunne film bleef in beide experimenten met dunne film panelen ook na verhitting en glasbreuk van het zonnepaneel aan tenminste één van de glazen platen van het paneel vastzitten. Het glas was tenminste 3 mm dik, waardoor de massa-oppervlakteverhouding ongeschikt is voor verspreiding van scherven. Dunne film panelen zullen daarom geen verspreiding van zonnecel scherven tot ver in de omgeving van de brand veroorzaken.

### 5.2.2 *Achtergrondinformatie over zonnecelscherven en zonnepanelen*

Deze paragraaf geeft algemene informatie over hoeveelheden, massa's en andere gegevens, die helpt om een beeld te krijgen van de omvang van zonnecelscherven die bij de geteste panelen zijn vrijgekomen.

Tabel 5-1 geeft een samenvatting weer van zonnecelscherven die bij verbranding vrijkomen. De weergegeven getallen zijn de gemiddelden van zonnecellen die na experiment 2, 3, 4, 5 en 7 (redelijk) onbeschadigd uit de brandresten konden worden verzameld. Bij de



andere kristallijne panelen waren de zonnecellen te zwaar beschadigd. Ook is de massa van de tabs weergegeven.

*Tabel 5-1 Samenvatting van massa's en afmetingen van zonnecellen en scherven die bij de uitgevoerde brandexperimenten per zonnepaneel zijn vrijgekomen. Deze zonnecellen breken tijdens een brand, waardoor zonnecelscherven ontstaan die in de omgeving kunnen worden verspreid.*

	<b>Oppervlak zonnecellen paneel (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Massa zonnecellen/ paneel (g)</b>	<b>Oppervlak van 1 g zonnecel (cm<sup>2</sup>)</b>	<b>Massa 1 cm tab (mg)</b>
Minimum	1,47	620	21	18
Maximum	1,64	704	24	20
Gemiddeld	1,52	675	22,4	19

Uit bovenstaande tabel blijkt dat een scherf van een zonnecel erg licht is. Ter vergelijking: een zonnecel van A4-formaat zou slechts  $\pm 5,7$  keer zwaarder zijn dan een standaard 80 grams vel A4-papier. Door deze oppervlakte-massaverhouding kunnen zonnecelscherven bij brand ver in de omgeving worden verspreid.

Zuiver silicium heeft een dichtheid van  $2,3 \text{ g/cm}^3$ . Dit komt in orde grootte overeen met glas ( $2,4 - 2,8 \text{ g/cm}^3$ ). De zonnecellen bij dit onderzoek hebben een dikte variërend van 0,20 tot 0,25 mm. Er bestaan ook zonnecellen die dunner zijn ( $\pm 0,1 \text{ mm}$ ) en dikker ( $\pm 0,3 \text{ mm}$ , bij oude modellen).

De glasplaten die in de geteste zonnepanelen zijn verwerkt, zijn bij glasfolie panelen 3,2 mm dik en bij glas-glas panelen 2,1 mm (zowel onder- als bovenzijde). Daardoor zijn glasscherven tenminste  $\pm 10$  x zwaarder dan zonnecelscherven. Vanwege de oppervlakte-massaverhouding van glasplaten is het niet mogelijk dat glasscherven van zonnepanelen tot op grote afstand van de brand worden verspreid.

Bij brand kunnen zonnecelscherven vrijkomen waarbij delen van tabs nog aan de scherf vastzitten. De bijdrage van deze tabs aan de massa van een scherf lijkt beperkt. Ter illustratie: wanneer een scherf van  $4,5 \times 5 \text{ cm}$  is voorzien van een tab van 5 cm, dan vormt de tab  $\pm 10\%$  van het gewicht van de scherf. De verwachting is dat de massabijdrage van kleine stukken tab geen grote invloed heeft op de verspreiding van de zonnecelscherven. Als er in verhouding tot de scherf grote stukken tab aan de scherf vastzitten, dan zal deze scherf minder ver van de brand neerdalen dan een gelijksoortige scherf zonder tab.

## 5.3 Samenstelling van zonnecelscherven

### 5.3.1 Samenstelling zonnecelscherven

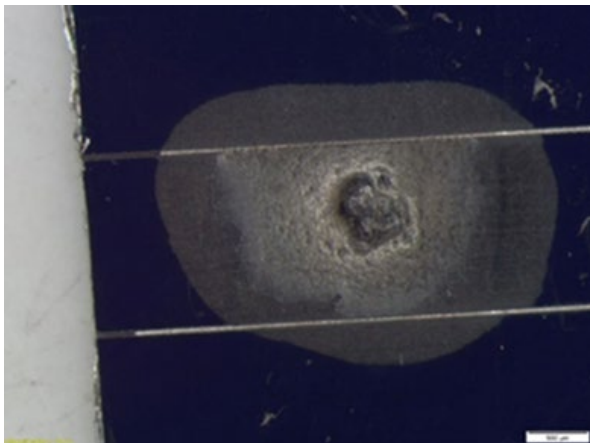
De zonnecellen van kristallijne zonnepanelen bestaan grotendeels uit silicium platen. Deze silicium platen (*wafers*) zijn het resultaat van een zuiveringsproces dat 99,99999% zuiver silicium oplevert (BIM 2010 [26]). Silicium is halfgeleidend materiaal. Het silicium wordt gedoteerd

met een geringe hoeveelheid elementen, zoals fosfor of boor<sup>24</sup>. Bij de huidige (of oudere) generatie zonnepanelen bevindt zich aan de onderzijde van deze siliciumplaat over het algemeen een dunne laag aluminium. Bij nieuwe technieken wordt er steeds minder aluminium gebruikt. Dan bevinden zich ook op de achterzijde zilverlijnen (fingers) en bredere lijnen (busbars).

De zonbeschonen zijde bevat elektroden waarin diverse (zware) metalen zijn verwerkt, zoals bijvoorbeeld zilver. De opgewekte elektriciteit wordt getransporteerd door koperen draden, die verbonden kunnen zijn met soldeer. Meetresultaten van deze brandexperimenten tonen de aanwezigheid van de metalen lood, zilver, zink en aluminium aan, en sporen van stoffen als nikkel en fosfor, boor en gallium. Deze elementen zijn op diverse manieren in de zonnecellen verwerkt.

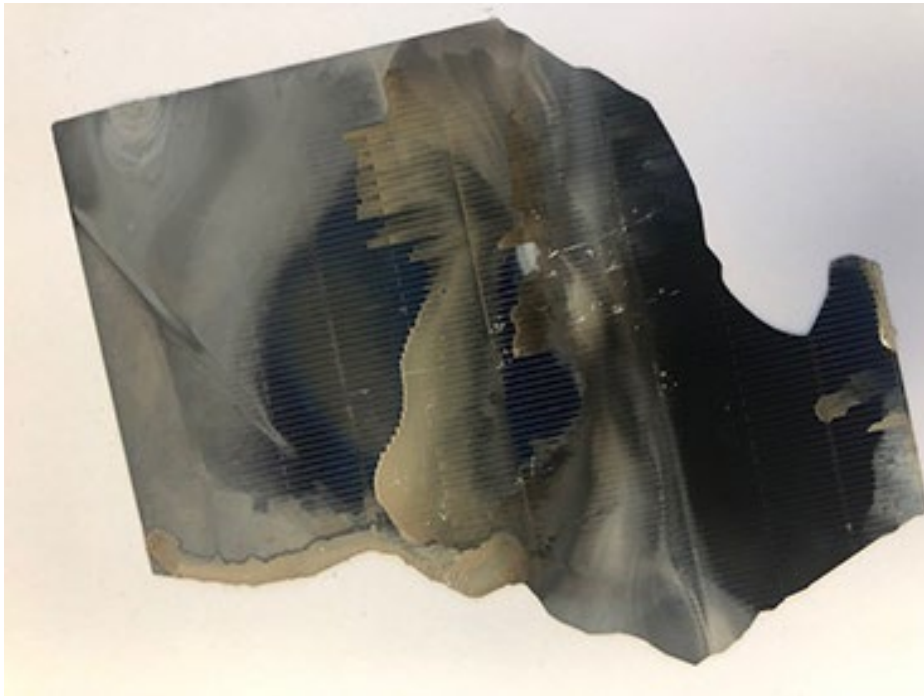
Dit onderzoek richt zich op depositie van zonnecelscherven die bij brand kunnen vrijkomen. Er is geen onderzoek gedaan naar de samenstelling van zonnecellen uit onbeschadigde zonnecellen. Tijdens verbranding kan de samenstelling van zonnecelscherven veranderen. Verschillen in verbrandingspatroon kunnen ontstaan door verschillen in direct vlamcontact, of verschillen in afzetting door rook. Ook kunnen zich spatjes gesmolten soldeer op zonnecelscherven afzetten.

Naast het verschil in vlam- en rookcontact kan de aanwezigheid van soldeerpunten op de zonnecelscherf van invloed zijn op (onder meer) het lood- en tinglehalte op de scherf. Dit soort factoren kan de samenstelling van de gemeten scherven sterk beïnvloeden.



*Figuur 5-1 Een gestolde druppel (waarschijnlijk) metaal op een zonnecelscherf, mogelijk afkomstig van soldeer. De grijze balk rechts onderin is heeft een grootte van 500  $\mu\text{m}$ . De druppel is 2 tot 3 mm groot.*

<sup>24</sup> Door de toevoeging van de fosfor en boor ontstaat de diode, die een zonnecel eigenlijk is. De toevoeging van de doteringen zorgt ervoor dat de scheiding van ladingsdragers kan plaatsvinden, en dat de zonnecel zijn functie voor het opwekken van elektriciteit dus kan uitoefenen.



*Figuur 5-2 Zonnecelscherf met ongelijke blootstelling aan vlam- en rookcontact. Deze scherv werd gedeeltelijk beschermd tegen direct vlamcontact door een glasscherv. Fingers en busbars die niet door glas waren beschermd, zijn op sommige plekken vrijwel geheel verdwenen. De rechte lijn op het linker vlak is veroorzaakt door een verschoven tab. De chemische samenstelling van deze scherv varieert sterk.*

Bij op het oog gelijke zonnecelscherven (met min of meer gelijke blootstelling aan vlam- en rookcontact) van gelijke typen zonnepanelen komen verschillen in gehalten aan sommige metalen voor, zo blijkt uit analyse van de scherven. In Tabel 5-2 zijn vooral grote verschillen tussen koper, zilver, zink, lood en bismut zichtbaar. Deze metalen worden toegepast voor elektriciteitstransport in de cel en tussen cellen. Omdat deze op de zonnecelscherven in ongelijke mate voorkomen, is het verschil verklaarbaar.

*Tabel 5-2 Drie analyses van gehalten van een selectie van metalen in  $\mu\text{g/g}$  van een verbrande zonnecelscherv van hetzelfde type zonnepaneel (Canadian Solar). <LOR = lager dan limit of reporting.*

<b>Experiment</b>	<b>Al <math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Cu <math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Ag <math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Sn <math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Pb <math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Bi <math>\mu\text{g/g}</math></b>
2	76626	980	3136	118	1109	51
2	75987	190	5694	<LOR	680	<LOR
2	67471	88	6822	<LOR	639	<LOR

Naast onderzoek van het gehalte aan metalen van een zonnecelscherv van één type zonnepaneel, is ook een scherv van ieder kristallijn zonnepaneel apart onderzocht op het gehalte aan metalen. Dit gehalte is bepaald door de scherven die na het experiment zijn gevonden te wegen, en de onder- en bovenzijde van de scherv afzonderlijk met een bevochtigd watje af te vegen. Vervolgens zijn de scherven en de

bemonsterde watjes in koningswater ondergedompeld, en is met ICP-MS het gehalte aan metalen bepaald.

Er is voor gekozen de scherven eerst met watjes af te vegen, zodat een inschatting kan worden gemaakt over welke fracties metalen goed oplosbaar zijn of slecht aan de zonnecelscherf zijn gebonden. Goed oplosbare metalen vormen een groter milieu- en blootstellingsrisico dan gebonden metalen. Het gehalte van de scherven is bepaald door meetwaarden van de watjes bij de meetwaarden van de scherven op te tellen. Een selectie van de meetwaarden van de totaalgehalten per scherf is weergegeven in Tabel 5-3, Tabel 5-4 en Tabel 5-5. De belangrijkste meetresultaten van het afvegen van metalen zijn alleen tekstueel toegelicht.

*Tabel 5-3 Gehalten van een selectie van metalen in  $\mu\text{g/g}$  van een verbrande zonnecelscherf van verschillende kristallijne panelen.*

<b>Experiment</b>	<b>Al</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Cu</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Ag</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Sn</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Pb</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Bi</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>
2	76626	980	3136	118	1109	51
3	48507	2219	998	267	335	8
4	61392	64	1713	332	626	18
5	52469	27	2218	142	128	50
6	17437	56	3730	97	115	12
7	83105	82	1688	99	184	394
8	85351	25	843	49	561	256

Bij het dunne film paneel van experiment 1 is een stuk dunne film (folie) van een scherf verwijderd. Dat is gewogen en vervolgens is met ICP-MS het metalengehalte bepaald. Het was bij experiment 1 niet mogelijk het oppervlak van 1 g folie vast te stellen. Hoewel dit oppervlak op het oog niet heel erg afwijkt van het oppervlak van kristallijne panelen, kunnen Tabel 5-4 en Tabel 5-3 niet zonder meer met elkaar worden vergeleken.

*Tabel 5-4 Gehalten van een selectie van metalen in  $\mu\text{g/g}$  van een stuk dunne film (folie) van een dunne film paneel uit experiment 1. <LOR = kleiner dan rapportagegrens, ofwel niet aangetoond.*

<b>Experiment</b>	<b>Al</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Ag</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Cd</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Sn</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Te</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>	<b>Pb</b> <b><math>\mu\text{g/g}</math></b>
1	197743	3624	<LOR	1	<LOR	3

Bij het Cd-Te paneel van experiment 9 was het niet mogelijk de dunne film (folie) los te krijgen van de glasscherf. Daarom is deze scherf inclusief glas in koningswater gebracht. Het oppervlak is ingeschat door de dikte van de glasscherf te bepalen en met een aangenomen dichtheid van  $2,6 \text{ g/cm}^3$  het oppervlak van de scherf in te schatten. De meetwaarden in de tabel zijn omgerekend naar het gemiddelde oppervlak van 1 g kristallijn zonnepaneel ( $22,4 \text{ cm}^2$ ) zie Tabel 5-1. Zo kunnen de meetwaarden van Tabel 5-5 in orde grootte worden vergeleken met de meetwaarden van kristallijne panelen in Tabel 5-3.

*Tabel 5-5 Gehalten van een selectie van metalen in  $\mu\text{g}/22,4 \text{ cm}^2$  van een glasscherf van een Cd-Te dunne film paneel uit experiment 9, met daaraan vast een deel van de dunne film.*

<b>Experiment</b>	<b>Al</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>	<b>Ag</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>	<b>Cd</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>	<b>Sn</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>	<b>Te</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>	<b>Pb</b> <b><math>\mu\text{g}/22\text{cm}^2</math></b>
9	196	23	19863	12	21431	6

Bij de tabellen van dunne film panelen zijn de metalen cadmium en tellurium toegevoegd, omdat deze bij dunne film panelen kunnen voorkomen. Koper werd bij dunne film panelen nauwelijks aangetoond, en is daarom niet in het overzicht meegenomen.

Tabel 5-3 toont de variatie in de samenstelling van de zonnecelscherven van verschillende panelen. De hoogste meetwaarden van de metalen aluminium, zilver, tin en lood zijn tot een factor 10 hoger dan de laagste meetwaarden. Voor de metalen koper en bismut zijn deze verschillen groter. Lichte variatie in metaalgehalten is ook zichtbaar tussen verschillende scherven van eenzelfde type zonnepaneel. Op basis van dit onderzoek is daarom toewijzing van de metalengehalten als kenmerkende eigenschappen van een bepaald type niet mogelijk. Dat kan beter worden bepaald met niet-verbrande zonnecellen.

Een risicobeoordeling van blootstelling aan metalen van zonnecelscherven (zie paragraaf 6.4.3) is daarom gebaseerd op de hoogste meetwaarde uit de Tabel 5-3. Lood wordt beschouwd als een Zeer Zorgwekkende Stof (ZZS), en heeft binnen de bandbreedte van metalen de meeste aandacht. De hoogste meetwaarde van lood is afgerond  $1.100 \mu\text{g}/\text{g}$  zonnecelscherf.

Naast bovenstaande stoffen zijn in de scherven met ICP-MS sporen aangetroffen van boor, ijzer, mangaan, nikkel, zink, gallium en tellurium. Het gehalte van deze elementen is over het algemeen lager dan  $100 \mu\text{g}/\text{g}$  scherf. Magnesium en barium zijn in gehalten hoger dan  $100 \mu\text{g}/\text{g}$  scherf aangetoond. Screening met XRF toont ook een lichte verhoging van fosfor. De stoffen arseen, seleen en indium zijn in geen enkele scherf aangetoond. De stof cadmium is alleen gevonden in het Cd-Te paneel van experiment 9.

Uit de afveegproeven met vochtige watjes blijkt dat gemiddeld 12% van het lood snel afveegbaar is, en daardoor mogelijk tot blootstelling kan leiden. Ook zal dit percentage bij regen sneller van een scherf spoelen en in het milieu terecht komen. De hoogst gemeten afveegbare hoeveelheid lood is  $106 \mu\text{g}$  lood/g zonnecelscherf.

Het gehalte afveegbare stoffen verschilt per stof, en is over het algemeen vrij willekeurig ten opzichte van de onder- of bovenzijde van de scherf. Patronen zijn zichtbaar bij aluminium en zilver. Over het algemeen wordt zilver alleen aan de bovenzijde (zonbeschenen zijde) van de scherf aangetoond, terwijl aluminium juist verhoogd is aan de onderzijde van de zonnecelscherf. De metalen tin, zink, ijzer, en magnesium zijn net als lood redelijk goed afveegbaar. De overige metalen zijn over het algemeen beter gebonden aan de scherf, en daardoor beperkt afveegbaar.

De toxische metalen cadmium en tellurium bleken goed gebonden aan de scherf van het Cd-Te paneel van experiment 9, en konden niet aantoonbaar met een watje worden afgeveegd. Dit is ook logisch, omdat de cadmium-tellurium legering niet oplosbaar is in water.

### 5.3.2 *Uitloging van metalen in relatie tot pH*

Uitloging van lood en andere metalen is onderzocht door zonnecelscherven drie dagen onder te dompelen in verschillende buisjes met water met een pH-waarde van 4, 5, 6 en 7. Doel was te beoordelen of de pH-waarde van regenwater de mate van uitloging beïnvloedt. Als referentie is van een scherf het gehalte bepaald middels de standaardmethode. De in dit deelonderzoek gebruikte scherven zijn allemaal afkomstig van het type paneel dat bij experiment 2 is gebruikt. Voor dit onderzoek zijn de zonnecelscherven niet vooraf met een watje afgeveegd. Het doel van dit onderzoek was om een grof beeld te krijgen van hoeveel metalen kunnen uitlogen door depositie van zonnecelscherven in het milieu.

Tabel 5-6 geeft een overzicht van de hoeveelheden uitgeloopte metalen uit scherven die in vloeistoffen met verschillende pH-waarden zijn ondergedompeld. Alle scherven uit deze tabel zijn afkomstig van hetzelfde type zonnepaneel, Canadian Solar.

*Tabel 5-6 Hoeveelheid uitgeloopte metalen (selectie) uit vijf zonnecelscherven in µg/g uitgeloopte metalen bij verschillende pH waarden/vloeistoffen.*

	<b>Al</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g	<b>Ga</b> µg/g	<b>Ag</b> µg/g	<b>Sn</b> µg/g	<b>Ba</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g
pH 4	698	74	13	10	2	0	40	64
pH 5	293	44	40	9	1	0	35	8
pH 6	284	61	15	12	2	0	47	26
pH 7	2871	21	5	7	2	1	25	99
demi water	2296	2	3	1	1	0	44	4

Uit de tabel blijkt geen aantoonbaar verband tussen de gegeven pH-waarde en de hoeveelheid uitgeloopte stoffen. In Tabel 5-7 staan de gemiddelde (totale) gehalten van drie zonnecelscherven van het Canadian Solar zonnepaneel. Hiermee kan met Tabel 5-6 worden vergeleken welke fractie er uitloopt, en wat er aanvankelijk in een zonnecelscherf zat.

*Tabel 5-7 Gemiddelde (totale) gehalten van een selectie van metalen uit zonnecelscherven in µg/g. Deze waarden zijn het gemiddelde van Tabel 5-2 en zijn ter vergelijking met Tabel 5-6.*

	<b>Al</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g	<b>Ga</b> µg/g	<b>Ag</b> µg/g	<b>Sn</b> µg/g	<b>Ba</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g
Gemiddelde	73361	419	92	43	5217	39	130	809

Een vergelijking tussen Tabel 5-6 en Tabel 5-7 toont dat sommige metalen nauwelijks uitlogen (zilver) en andere metalen redelijk uitlogen, of mogelijk als deeltjes op de scherven aanwezig zijn en door het water wegspoelen (koper en lood). De maximale hoeveelheid uitgeloopt lood

(99 µg lood/g scherv) sluit aan bij de meetwaarden van de afveegproef (106 µg lood/g scherv).

### **Conclusie**

Zowel bij de afveegproef als bij het onderdompelen in water is de maximale hoeveelheid vrijgekomen lood 100 µg per g scherv. Dit is bij benadering 100 µg lood voor een scherv van +/- 4,5 bij 5 cm. Deze waarde is gebruikt voor de risicobeoordeling in paragraaf 6.4.

#### **5.3.3 PAK op scherven**

De brandexperimenten zijn uitgevoerd in een besloten ruimte. Daardoor is er bij deze branden een lager zuurstofgehalte dan bij een brand in open lucht mag worden verwacht. Een laag zuurstofgehalte leidt tot een toename van onvolledige verbranding. Dit is gunstig voor vorming van PAK. De bij deze experimenten gemeten PAK-waarden geven daarom naar verwachting een worstcase-beeld.

De hoge mate van PAK-vorming in dit onderzoek is voor zonnecelscherven waarschijnlijk genuanceerder. Dit komt doordat de zonnecelscherven bij dit experiment door de gasbrander als het ware worden 'schoongebrand' van aanwezige PAK. De gemeten PAK-waarden op scherven worden binnen dit onderzoek daarom niet als worstcase beschouwd, maar als representatief voor een gewone brand.

De scherven van experiment 2 tot en met 8 zijn allemaal geveegd met een met hexaan bevochtigd watje. Deze watjes zijn vervolgens geanalyseerd op de 16 EPA PAK.

De hoogst gemeten som EPA PAK is 94 ng/g scherv, en de hoogst gemeten waarde benzo[a]pyreen is 34 ng/g scherv (een gram zonnecelscherv is bij benadering 4,5 bij 5 cm). Deze waarde is gebruikt voor de risicobeoordeling in paragraaf 6.4.4. De conclusie van deze paragraaf luidt als volgt: Voor PAK kan worden geconcludeerd dat het risico op kanker bij de gemeten depositiewaarden van rookstof en op de zonnecelscherven verwaarloosbaar klein is.

## **5.4 Fysische eigenschappen zonnecelscherven kristallijne panelen**

### **5.4.1 Inleiding**

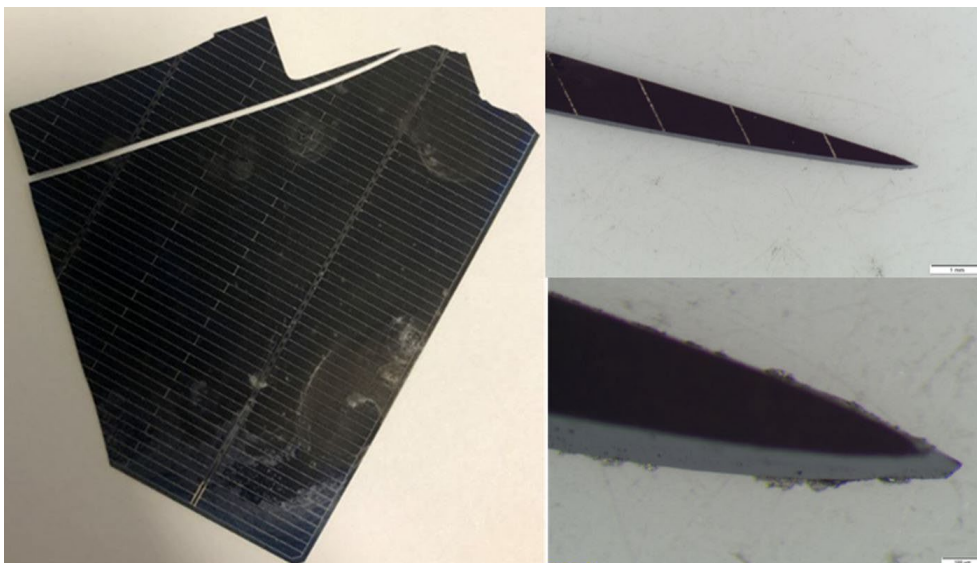
Dit hoofdstuk beschrijft de fysische eigenschappen van zonnecelscherven van kristallijne zonnepanelen. Deze scherven kunnen bij brand over grote afstand in de omgeving worden verspreid. Zonnecelscherven komen niet vrij bij dunne film zonnepanelen.

De zonnecelscherven breken tijdens en na brand op verschillende manieren en in verschillende vormen. Hoewel er tussen deze verschillende verschijningsvormen geen zuivere scheidslijn loopt, is voor het overzicht gekozen voor een onderverdeling in scherven, splinters, en microscherven.

### **5.4.2 Zonnecelscherven**

De zonnecelscherven zijn dun (0,1 - 0,2 mm) en mede daardoor kwetsbaar. Bij belasting breken zonnecelscherven snel, waarbij breukvoortplanting de siliciumkristalstructuur volgt. Hierdoor ontstaan na breuk opnieuw scherven met scherpe hoeken en soms punten.





*Figuur 5-3 Een zonnecelscherf met twee macroscopische vergrotingen. De foto rechtsboven is een uitvergroting van de punt (6.3 x schaalbalk 1 mm). De foto rechtsonder is een detail van deze punt (57 x schaalbalk 100  $\mu$ m).*

De kanten van de breuk hebben vaak een hoek van ongeveer 90° (zie Figuur 5-3). Aan de onderzijde is een braam zichtbaar van de aluminium onderzijde van de scherf. De punt op de foto prikt zonder moeite door een nitril laboratoriumhandschoen (dun wegwerpmodel). De scherpe kant lijkt alleen met moeite een ondiepe snede in dezelfde handschoen te maken.

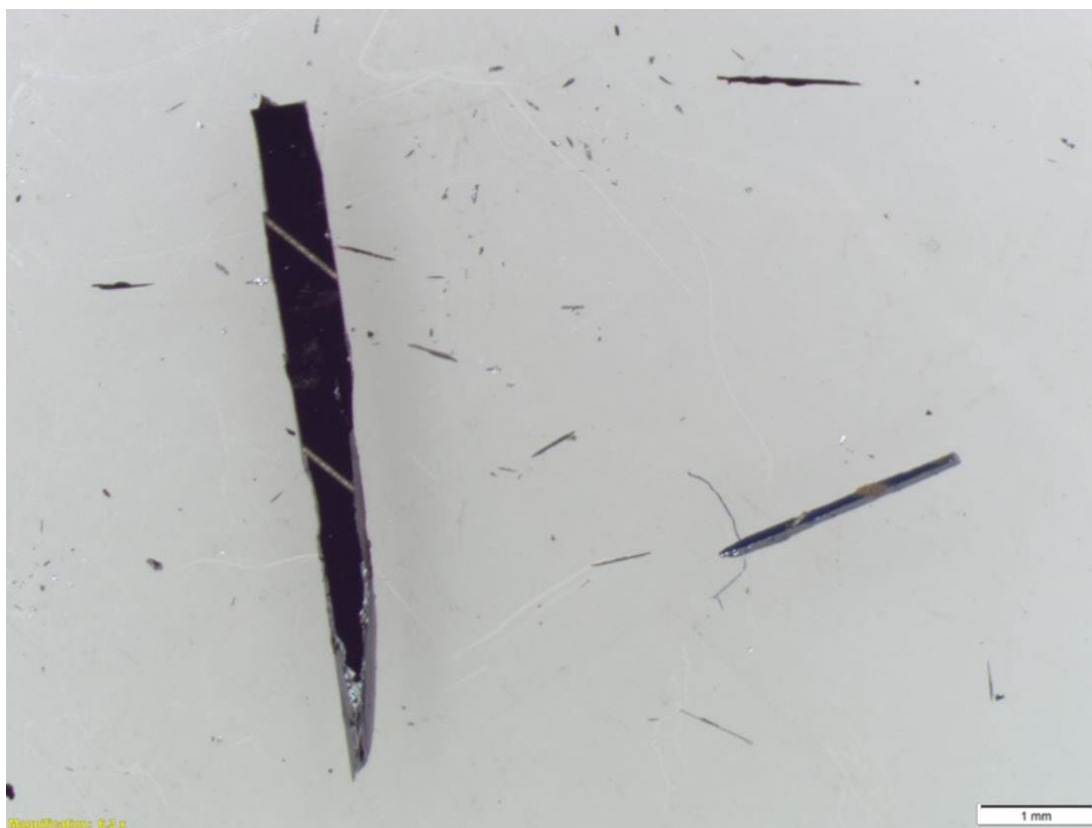
De aluminium onderlaag van een zonnecel (en mogelijk de fotovoltaïsche bovenlaag) draagt bij aan de robuustheid van de zonnecelscherven. Scherven die voor ICP-MS-onderzoek in koningswater zijn gelegd, bleken in brosheid te zijn toegenomen. Bij deze scherven waren de onder- en bovenlaag volledig opgelost door het koningswater, waardoor ze beduidend kwetsbaarder bleken voor breuk of versplintering. De silicium plaat (*wafel*) lost niet op in koningswater.

#### 5.4.3

##### *Splinters*

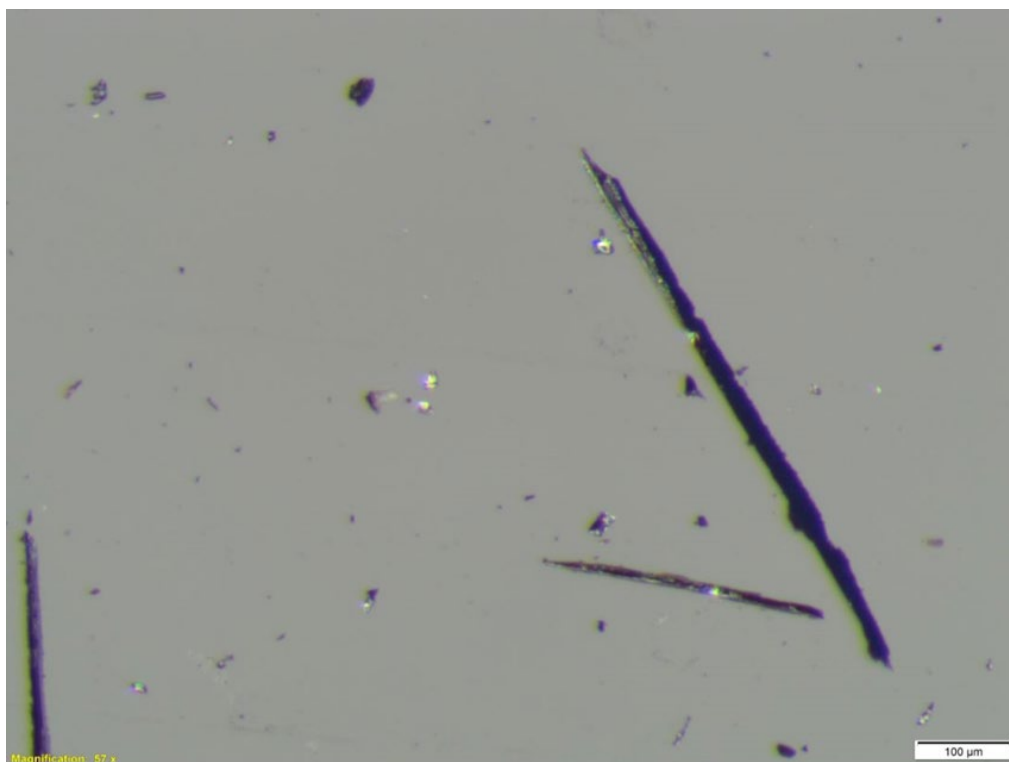
Bij het prepareren van zonnecelscherven voor onderzoek bleken in enkele gevallen zonnecelscherven te versplinteren. Deze splintervorming lijkt niet specifiek afhankelijk te zijn van het type zonnecel, maar vooral te worden veroorzaakt door de wijze waarop krachten op de kristalstructuur van de zonnecelscherf worden verdeeld. Niet alle gevormde splinters zijn met het blote oog waarneembaar. Splinters met afmetingen van enkele millimeters bleken goed in staat om een nitril laboratoriumhandschoen te perforeren.





*Figuur 5-4 Macroscopische vergroting (6.3x) van splinters die kunnen ontstaan bij breuk van zonnecelcherven. De schaalbalk rechtsonder is 1 mm. Kleine splinters zijn met het blote oog nauwelijks waarneembaar.*

Figuur 5-4 toont twee splinters waarbij de boven- en onderlaag nog op de splinter aanwezig zijn. Hoewel deze splinters snel breken bij dwarsbelasting, zijn ze in verhouding tot splinters zonder onder- en bovenlaag (zie Figuur 5-5) relatief solide. De brosheid van de splinters neemt onevenredig toe naarmate hun dimensies kleiner worden en ze niet meer zijn voorzien van een aluminium onderlaag. Met name microscopisch kleine splinters zullen naar verwachting snel verder verbrijzelen tot microscheven.



*Figuur 5-5 Macroscopische vergroting (57x) van met het blote oog niet waarneembare splinters en scherven die kunnen ontstaan bij breuk van zonnecelscherven. De schaalbalk rechtsonder is 100 µm. Splinters van deze afmetingen zijn zó klein dat ze niet zijn voorzien van een onder- en bovenlaag. Hierdoor zijn deze splinters zeer breekbaar en zullen ze snel tot microscherven vervallen.*

Splinters zoals weergegeven in Figuur 5-4 en Figuur 5-5 zijn alleen waargenomen door het breken van zonnecelscherven bij kamertemperatuur door menselijk handelen. In luchtmonsters en depositie als gevolg van brand zijn dergelijke splinters niet gevonden.

Bij breuk komen naast splinters ook microscherven vrij. Microscherven zijn vrijwel altijd voorzien van scherpe kanten en hoeken.

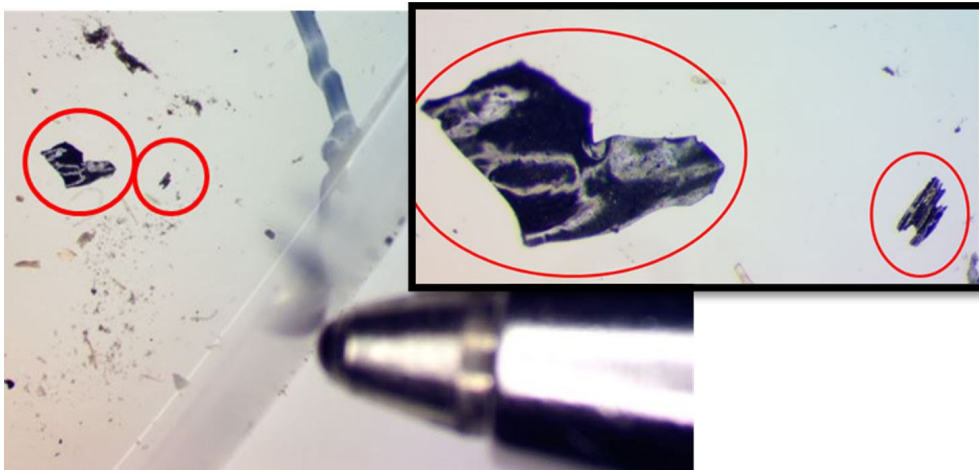
#### 5.4.4 *Microscherven*

Bij de brandexperimenten zijn zowel in de depositie als in luchtfilters silicium microscherven gevonden. Deze microscherven zijn afkomstig van zonnecelscherven.

##### 5.4.4.1 Microscherven in depositie

Microscherven zijn alleen waargenomen in depositieschalen die bij de experimenten in een besloten ruimte op de bodem van de container stonden. Bij experimenten in open lucht waren de monsternameplaten voor depositie geveegd voor analyse op metalen, waardoor onderzoek naar microscherven niet mogelijk was. Omdat microscherven met het blote oog niet waarneembaar zijn en het minutieus afspeuren van de depositieschalen tijdrovend is, zijn beperkt globale tellingen uitgevoerd. Er is daarom geen overzicht beschikbaar van bij welk experiment veel of weinig scherven gevonden zijn.

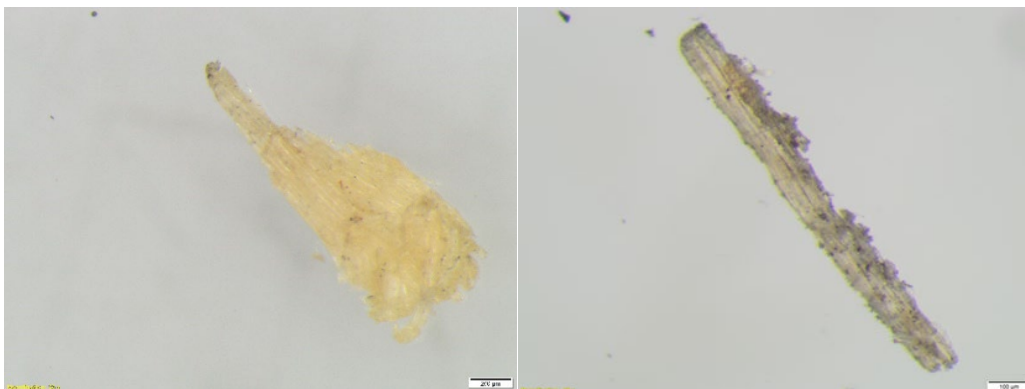
Het aantal microscherfjes in de depositie varieerde tussen verschillende experimenten. Bij sommige experimenten werden in depositieschalen geen microscherfjes gevonden, en bij andere experimenten werden tot zeven microscherfjes per depositieschaal gevonden (experiment 4). Als dit aantal microscherfjes representatief is voor de bodem, komt dit bij benadering neer op +/- 500 microscherfjes per m<sup>2</sup>. De algemene indruk is dat het aantal microscherfjes vaak lager is dan dit genoemde aantal.



*Figuur 5-6 Silicium microscherfjes in de depositie van experiment 4. Links in verhouding tot een balpen en rechts een detail. De soms grillige structuur (zie rechter scherf) van deze microscherfjes is kenmerkend voor de scherfjes die bij brand zijn vrijkomen.*

Microscherfjes die tijdens een brand vrijkomen, vertonen een grilligere structuur dan microscherfjes die ontstaan bij het breken van zonnecel-scherfjes door menselijk handelen (zie figuur 5-6). In de depositie zijn de kenmerkende splinters die kunnen ontstaan door handmatig breken (zoals beschreven in de voorgaande paragraaf) niet gevonden.

Naast silicium-scherfjes werden in de depositie ook deeltjes van kunststof gevonden. De aanwezigheid van kleine deeltjes in depositie is niet uniek voor zonnepaneel branden; dit zal bij elke brand plaatsvinden.



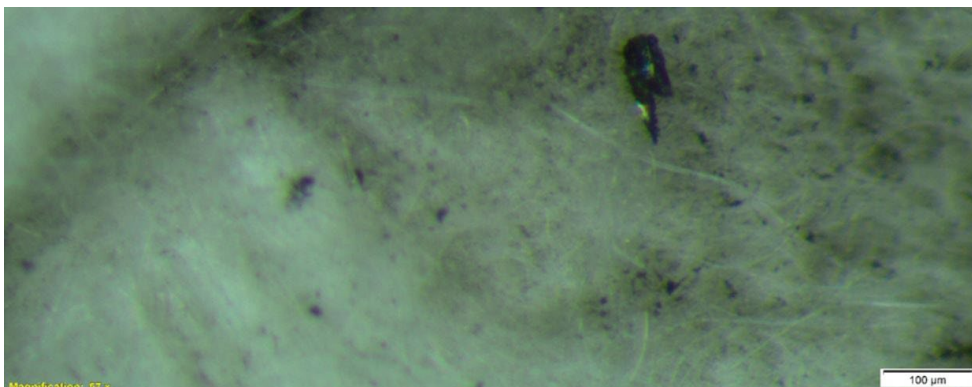
*Figuur 5-7 Links: Macroscopische vergroting (25 x) van een kunststof brokstuk in depositie bij experiment 7. De schaalbalk rechtsonder is 200 µm. Rechts een macroscopische vergroting (50 x) van een kunststof deeltje in depositie van experiment 5. De schaalbalk rechtsonder is 100 µm.*

#### 5.4.4.2 Microscherven in rook

Bij het breken van zonnecellen kunnen in het breukvlak microscopisch kleine scherven vrijkomen. Deze zogenaamde microscherven bestaan grotendeels uit het silicium van de *wafer*, de basis van de zonnecel. Microscherven zijn waargenomen in een deel van de luchtfilters waarop bij de brandexperimenten rookstof is bemonsterd. Dit geldt zowel voor de filters van de brandexperimenten in de open lucht als voor die van de brandexperimenten in de besloten ruimte. Net als bij de depositie zijn bij de rookfilters geen nauwkeurige tellingen uitgevoerd met microscopie, maar is een globale inschatting van aantallen gedaan.

##### Experimenten in open lucht

Op de luchtfilters van de experimenten in de open lucht zijn silicium microscherven gevonden. Opmerkelijk is dat er ook microscherven zijn aangetroffen in luchtfilters die op het oog niet in de rook hebben gestaan, omdat deze min of meer 'bovenwinds' stonden, weliswaar op een beperkte afstand van 5 m van de brandlocatie. Gedurende het experiment is de rookpluim geen enkele keer richting dit luchtfilterbemonsteringspunt gegaan. Ondanks het feit dat de rookpluim niet richting deze luchtbemonsteringspunten ging, waren deze filters licht verkleurd door roetdeeltjes. Dit toont aan dat zowel microscherven als roet(stofdeeltjes) zich nabij een brand anders verspreiden dan op basis van visuele waarneming kan worden ingeschat.



*Figuur 5-8 Macroscopische vergroting (57x) van een silicium schurf uit het experiment in de open lucht, in een luchtfilter dat nauwelijks is blootgesteld aan rook. De schaalbalk rechts is 100 µm.*

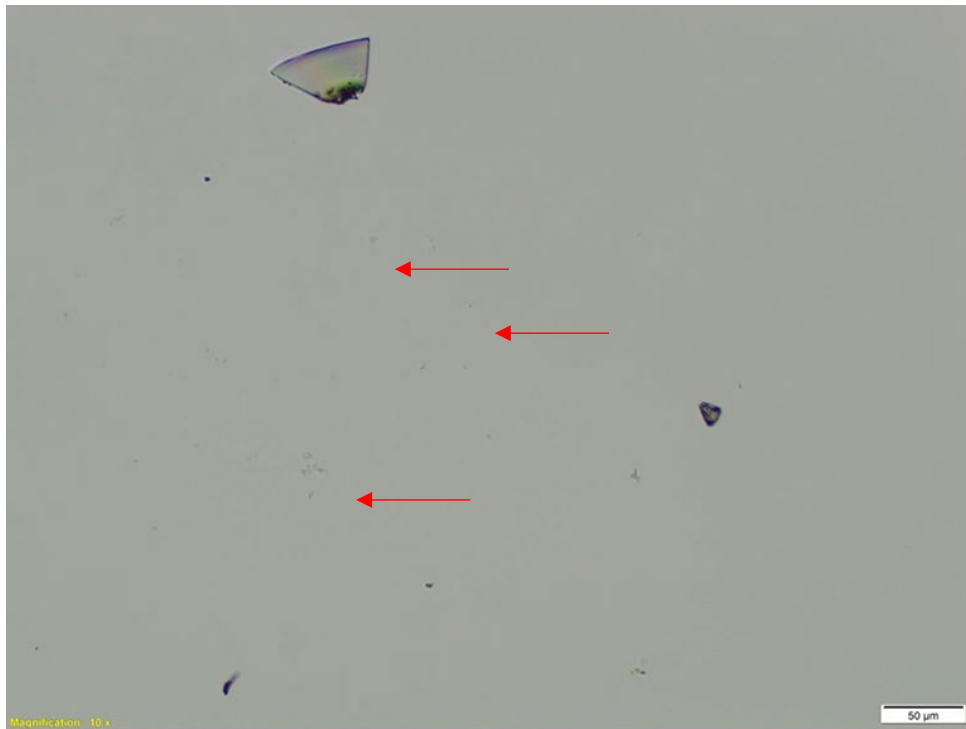


*Figuur 5-9 Macroscopische vergroting (57x) van een silicium schurf uit het experiment in de open lucht, in een luchtfilter dat zwaar belast is door rook. De schaalbalk rechts is 100 µm.*

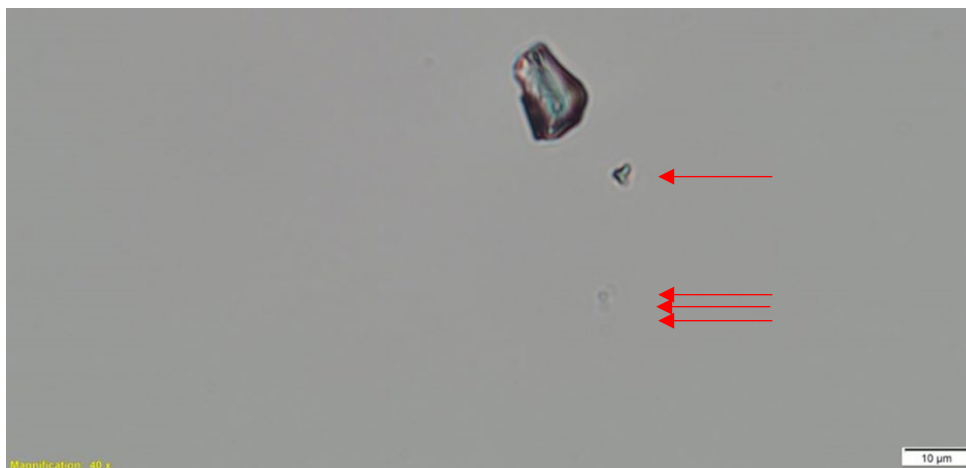
Doordat microscherfjes zowel in rookfilters als in depositie worden aangetroffen, lijkt het dat microscherfjes zich door hun omvang en vorm ongeveer gedragen als stofdeeltjes. Het is daarom aannemelijk dat deze microscherfjes in rook over grote afstanden kunnen worden verplaatst.

#### Brosheid van microscherfjes

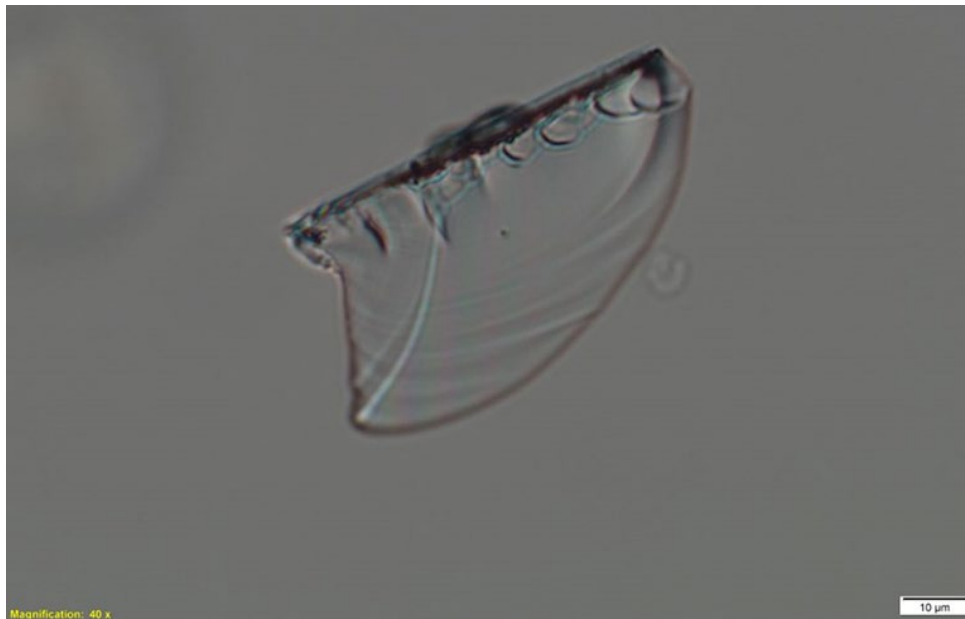
De splinter uit Figuur 5-8 is van het filter verwijderd, en voor microscopisch onderzoek op een objectglas gelegd. Daarbij is de splinter in contact gekomen met water en er is een dekglasje op de splinter geplaatst. Door deze handelingen versplinterde deze splinter in honderden kleinere delen.



*Figuur 5-10 Microscopische vergroting (10 x) van versplinterde deeltjes van de silicium scherf van Figuur 5-8. Rode pijlen wijzen enkele deeltjes kleiner dan 10 µm aan. De schaalbalk rechtsonder is 50 µm.*



*Figuur 5-11 Microscopische vergroting (40 x) van versplinterde deeltjes van de silicium scherf van Figuur 5-8. Rode pijlen wijzen enkele deeltjes kleiner dan 10 µm aan. De schaalbalk rechtsonder is 10 µm.*



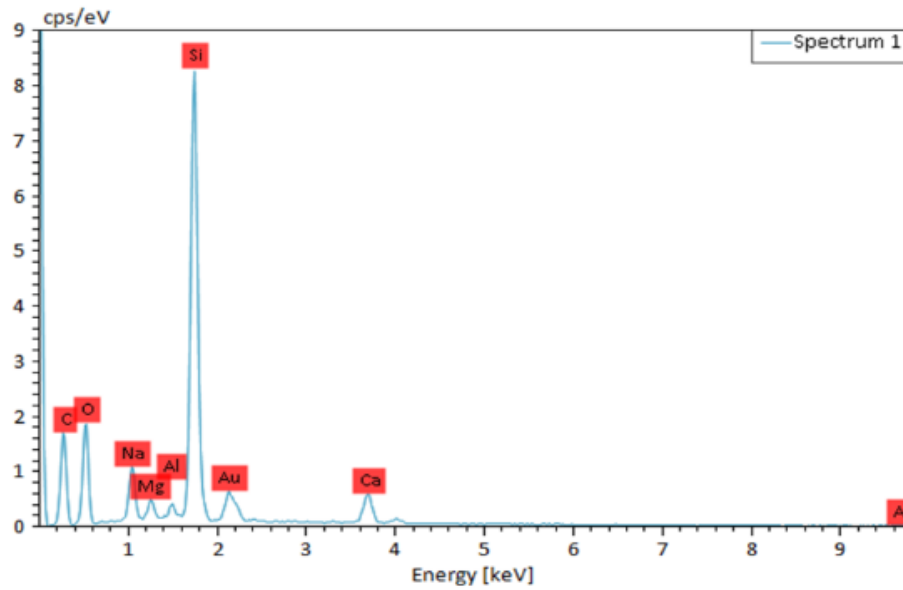
*Figuur 5-12 Microscopische vergroting (40 x) van versplinterd deeltje van de silicium scherf van Figuur 5-8. Tot op microscopische schaal blijven scherven scherp. De schaalbalk rechtsonder is 10  $\mu\text{m}$ .*

#### Experimenten in besloten ruimte

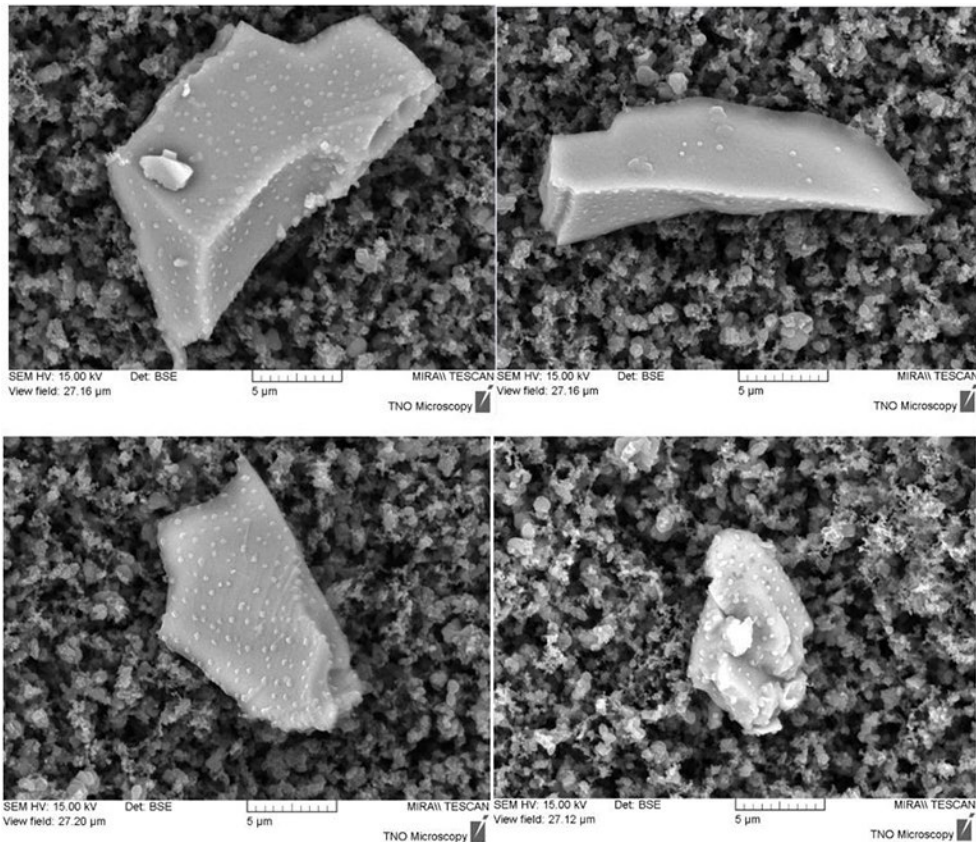
Op luchtfilters die bij aanvang van de brand zijn ingeschakeld ( $T = 0$  min) of meer aan het einde van de brand ( $T = 9$  of  $T = 12$ ) werden over het algemeen geen of minder microscherfjes gevonden. Dit geeft de indruk dat de concentratie microscherfjes het hoogst is tijdens de brand en net na het breken van glasplaten (en dus ook zonnecellen).

De luchtfilters die in het voorportaal verdunde rook bemonsterden, bevatten in verhouding tot luchtfilters in de container soms relatief veel microscherfjes. Dit was ook het beeld van het luchtfilter dat bij experiment 6 op deze locatie is bemonsterd. Dit filter is met behulp van elektronenmicroscopie (SEM) onderzocht op aanwezigheid van microscherfjes. Screening van deze microscherfjes met energy-dispersive X-ray spectroscopy (EDX) toont als hoofdelement silicium en als nevenelementen natrium, magnesium, aluminium, calcium en zuurstof (zie Figuur 5-13). Doordat de hoeveelheid 'count' van zuurstof beduidend lager is dan silicium, lijkt het aannemelijk dat zuurstof grotendeels is gebonden aan andere deeltjes in het filter. Daarnaast kan een aangroei met zuurstof optreden bij zuiver silicium dat wordt blootgesteld aan lucht, zodat er een laag van ongeveer 2 nm  $\text{SiO}_x$  aan de buitenzijde zit. De siliciumdeeltjes zijn daarom hoogstwaarschijnlijk geen scherven van siliciumdioxide (glas), maar van zonnecellen afkomstig 'zuiver' silicium.





*Figuur 5-13 EDX-elementenspectrum van de scherf rechtsonder in Figuur 5-14. De hoeveelheid count (y- as) van zuurstof is beduidend lager dan het aantal count van silicium. Wanneer de scherf uit  $\text{SiO}_2$  (glas) bestond zou deze verhouding andersom zijn.*



*Figuur 5-14 SEM-BSE opnamen bij een vergroting van 10.000x van vier silicium bevattende deeltjes met afmetingen 5-20  $\mu\text{m}$ . Op de scherf linksboven lijkt zich ook een kleinere scherf te bevinden.*



Zowel microscopisch als elektronenmicroscopisch onderzoek geven de indruk dat microscherfjes in beperkte hoeveelheden in de rook aanwezig zijn. Extrapolatie van een onderzocht oppervlak naar het oppervlak van het gehele filter leidt tot een orde grootte schatting van 50 microscherfjes per filter. Omdat over dit filter ongeveer 1 m<sup>3</sup> rook is bemonsterd, lijkt 50 microscherfjes per m<sup>3</sup> een redelijke schatting van het aantal deeltjes in de rook in het voorportaal van de container. Deze rook was over het algemeen nog net waarneembaar met het blote oog.

Tellingen met macroscopie van het aantal scherven op luchtfilters in de container geven een variërend beeld van +/- 0 tot 30 microscherfjes per filter. Ook deze tellingen zijn gebaseerd op extrapolatie van een geteld stuk oppervlak. Omdat de rook in de container een hogere dichtheid heeft, kan ook het aantal microscherfjes per m<sup>3</sup> beduidend hoger zijn dan in het voorportaal gemeten. De hoeveelheid bemonsterde lucht is in de container vaak 0,03- 0,01 m<sup>3</sup>. Bij 30 microscherfjes per filter is dit orde grootte 1000-3000 microscherfjes per m<sup>3</sup>.

Aanwezigheid van microscherfjes op deze rookfilters toont dat microscherfjes goed met de rook mee kunnen zweven, en dat met name kleinere deeltjes (< 100 µm) tot ver in de omgeving kunnen neerdalen.



## 6 Interpretatie en gezondheidsrisico's

### 6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden meetwaarden bij de experimenten vergeleken met meetwaarden bij branden in de praktijk. In paragraaf 6.3 worden rookgasconcentraties verwerkt in een verspreidingsmodel en worden rookgasconcentraties vergeleken met interventiewaarden. In paragraaf 6.4 worden de gezondheidsrisico's van depositie op chemisch en fysiek vlak beoordeeld. Fysieke risico's hebben betrekking op zonnecelscherven en microscherven. Tot slot worden de meetresultaten van gewassen op hoofdlijnen beoordeeld op gevolgen voor de voedselkwaliteit.

### 6.2 Vergelijking met branden in de praktijk

#### 6.2.1 Inleiding

In deze paragraaf worden de resultaten van metingen uit hoofdstuk 3, 4 en 5 vergeleken met meetwaarden die zijn gevonden bij branden in de praktijk. Daarnaast zijn de meetresultaten gebruikt om mogelijke gezondheidsrisico's te beoordelen en van een duiding te voorzien.

#### 6.2.2 Concentraties rookstof, PAK, metalen en gassen in de lucht

De Milieuongevallendienst (MOD) heeft in de loop van haar bestaan bij een groot aantal branden metingen verricht naar concentraties gassen en stofdeeltjes in de lucht en naar neergedaald stof (depositie) in de omgeving. Ook is vaak de samenstelling van het stof bepaald op schadelijke componenten zoals PAK, metalen en dioxinen (Mennen en van Belle, 2007 [14]).

Door de meetresultaten van de brandexperimenten met zonnepanelen te vergelijken met waarden die zijn gevonden bij verschillende branden in de praktijk, kan een indruk worden verkregen van de relatieve risico's voor milieu en gezondheid als gevolg van branden met zonnepanelen (exclusief het effect van zonnecelscherven). De luchtconcentraties in het voorportaal van de container bij de experimenten in de besloten ruimte geven een representatiever beeld van mogelijke blootstelling in de omgeving van de brand dan de meetwaarden in de container zelf. Daarom worden in deze paragraaf enkele vergelijkingen gemaakt met luchtconcentraties in het voorportaal.

#### *Rookstof*

Bij diverse branden met materialen als kunststoffen, autobanden, verfproducten en (chemisch) afval, vond de MOD in de rook op 5 tot 25 m benedenwinds van de brandhaard concentraties van 1 tot 15 mg/m<sup>3</sup> fijnstof. Deze waarden komen qua orde van grootte overeen met waarden die bij de experimenten in de binnenruimte zijn gevonden in de rook in het voorportaal van de container: 1,7 tot 22 mg/m<sup>3</sup>. Bij de experimenten met de zonnepanelen in de open lucht, werden op enkele meters van de brandhaard iets lagere waarden gevonden: 1,2 en 1,6 mg/m<sup>3</sup>. Hoewel het aantal panelen bij 'echte' branden met zonnepanelen doorgaans groter is dan bij deze experimenten, bevindt de brandhaard zich meestal op grotere hoogte (het dak van een gebouw), waardoor de rookpluim in de leefomgeving sterker wordt

verdund. Daardoor zal de concentratie stofdeeltjes op grotere afstand van zo'n brand naar verwachting niet erg verschillen – en zeker niet groter zijn – van wat de MOD heeft gemeten bij de hierboven genoemde branden. Deze concentraties varieerden van 0,2 tot 3 mg/m<sup>3</sup> op 100 tot 500 m, en van 30 tot 100 µg/m<sup>3</sup> op 1 tot 2 km.

#### *PAK*

Bij de hierboven genoemde branden heeft de MOD veelal ook op PAK in de rook gemeten. Er werden op 5 tot 25 m van de brandhaard concentraties benzo[a]pyreen<sup>25</sup> gevonden van 0,1 tot 6 µg/m<sup>3</sup>. De PAK-concentraties die zijn gevonden bij de experimenten in de open lucht (0,48 en 1.6 µg/m<sup>3</sup>) liggen binnen deze range. Er zijn geen PAK-concentraties bepaald in het voorportaal van de container bij de brandexperimenten in de binnenruimte. Op basis van de concentraties PAK in de rook binnen en de verhouding van concentraties stofdeeltjes binnen en in het voorportaal van de container, kan echter een schatting worden gemaakt van de concentraties benzo[a]pyreen in het voorportaal van de container. Dat geeft waarden van 1 tot 4 µg/m<sup>3</sup>. Dit ligt in dezelfde orde van grootte als de waarden die werden gevonden op 5 tot 25 m bij de genoemde branden, en in dit onderzoek ook bij de brandexperimenten in de open lucht.

Bij de genoemde branden in de praktijk heeft de MOD de benzo[a]pyreen concentratie ook op grotere afstand bepaald. Die varieerde van 30 tot 200 ng/m<sup>3</sup> op 100 tot 500 m en van 2 tot 30 ng/m<sup>3</sup> op 1 tot 2 km. Naar verwachting zal de concentratie benzo[a]pyreen in het benedenwindse gebied bij 'echte' branden met zonnepanelen niet hoger zijn dan deze waarden.

#### *Metalen*

Behalve stof en PAK kunnen ook de concentraties metalen in de lucht worden vergeleken met de waarden die de MOD bij branden in de praktijk heeft gemeten. We richten ons daarbij in eerste instantie op lood, omdat dit metaal voorkomt in zonnepanelen, duidelijk is aangetoond bij de brandexperimenten (zowel in de binnenruimte als in de open lucht) en tot de Zeer Zorgwekkende Stoffen behoort.

De MOD vond bij verschillende branden concentraties lood van 1 tot 25 µg/m<sup>3</sup> op 5 tot 25 m van de brandhaard. De hoogste waarden werden gemeten bij branden met (chemisch) afval en bouwmaterialen, en bij branden in metaalgroothandel en een vuurwerkopslag. De concentraties lood in het voorportaal van de container bij de experimenten in de binnenruimte lagen binnen deze range. Bij de experimenten in de open lucht zijn lagere concentraties (0,4 en 0,7 µg/m<sup>3</sup>) gemeten. Daardoor is de verwachting dat de loodconcentratie in het benedenwinds gebied bij 'echte' branden met zonnepanelen niet hoger zal zijn dan deze waarden. Ter aanvulling hierop: bij de genoemde branden in de praktijk varieerden de concentraties lood op 50 tot 300 m van 0,1 tot 3 µg/m<sup>3</sup>, en op 0,5 tot 2 km van <0,05 tot 0,5 µg/m<sup>3</sup>.

<sup>25</sup> Doordat de MOD bij de diverse branden niet altijd op dezelfde groep PAK heeft gemeten, is een vergelijking van somwaarden van PAK niet goed mogelijk. Daarom wordt hier benzo[a]pyreen gebruikt als indicator voor PAK.

Voor andere metalen die bij de brandexperimenten met zonnepanelen in de rook zijn aangetroffen, zoals tin, zink, koper en aluminium, geldt een vergelijkbaar verhaal. Dat wil zeggen dat de concentraties benedenwinds bij een 'echte' brand met zonnepanelen op grond van de bij deze experimenten gemeten waarden zeker niet hoger zullen zijn dan wat de MOD bij diverse branden in de praktijk vond.

Bij de experimenten in de binnenruimte zijn indicatief concentraties van een aantal gassen gemeten. Door gebruik te maken van de verhouding tussen concentraties stofdeeltjes binnen de container en in het voorportaal, kan een schatting worden gemaakt van de concentraties gassen in het voorportaal. Die schatting leidt tot de volgende indicatieve concentraties: 5 tot 25 ppm CO, 1 tot 10 ppm methaan, 0,5 tot 5 ppm HCN, <0,1 tot 10 ppm propeen en 0,3 tot 3 ppm xyleen. Op grotere afstand benedenwinds van een brand met zonnepanelen zullen de concentraties van deze gassen met het toenemen van de afstand snel afnemen. De stof xyleen is met een VRW<sub>60</sub><sup>26</sup> van 130 ppm geen zeer gevaarlijke stof, maar deze aromatische verbinding geeft wel een indicatie of er andere schadelijke aromatische verbindingen (zoals benzeen) kunnen vrijkomen.

Voor een indicatie van verhoudingen tussen gassen kunnen deze waarden worden vergeleken met concentraties die de MOD heeft gemeten bij diverse branden met vergelijkbare concentraties als in het voorportaal. Bij deze branden bedroegen de hoogst gemeten concentraties op 5 tot 25 m van de brandhaard 30 ppm CO, 2 ppm alkanen (te vergelijken met propeen) en 0,2 ppm xyleen. Op 50 m en verder waren de hoogst gemeten concentraties een factor 10 of meer lager. Er zijn door de MOD geen metingen verricht op methaan.

### 6.2.3 *Depositie PAK en metalen*

Net als bij de concentraties in de lucht kunnen de gemeten deposities worden vergeleken met waarden die de MOD heeft bepaald bij diverse branden (Mennen en van Belle, 2007).

In dit onderzoek is de PAK-depositie alleen gemeten bij de experimenten in de binnenruimte, en wel op de bodem, aan de wand en tegen het plafond. De op de bodem gemeten waarden (zie Tabel 3-9) zijn qua orde van grootte vergelijkbaar met PAK-deposities die de MOD bij een aantal branden tot op enkele honderden meters van de brandhaard heeft gemeten. Daaronder waren branden met kunststoffen, autobanden en (chemisch) afval. Bij de meeste van deze branden was de PAK-depositie op afstanden van 1 km of meer nog maar in beperkte mate verhoogd ten opzichte van het achtergrondniveau in onbelaste gebieden (dit bedraagt ongeveer 0,5 tot 1 µg/m<sup>2</sup>). Opgemerkt moet worden dat deze vergelijking indicatief is, omdat door de MOD niet altijd op dezelfde groep PAK is gemeten. Bovendien verschilt de situatie waarin de brandexperimenten met de zonnepanelen zijn uitgevoerd van een brand in de open lucht.

<sup>26</sup> VRW<sub>60</sub>= voorlichtingsrichtwaarde bij 60 min. blootstellingsduur. Dit is de luchtconcentratie die met grote waarschijnlijkheid door de blootgestelde bevolking als hinderlijk wordt waargenomen, of waarboven lichte gezondheidseffecten mogelijk zijn.

Gezien deze resultaten en gezien het feit dat de hoeveelheid kunststof per zonnepaneel beperkt is, zal bij een echte brand de depositie aan PAK (afkomstig uit de kunststof van de zonnepanelen) op meer dan 1 km - en waarschijnlijk zelfs op kortere afstanden - van de brandhaard naar verwachting verwaarloosbaar zijn.

In dit onderzoek is de depositie aan metalen gemeten bij de experimenten in de binnenruimte en in de open lucht. In de container zijn metingen gedaan van de depositie op de bodem, aan de wand en tegen het plafond. De meetwaarden van metalen op de bodem zijn samengevat in Tabel 3-8. Deze waarden zijn over het algemeen van vergelijkbare grootte als het achtergrondniveau in onbelaste gebieden, en over het algemeen lager dan wat de MOD tot enkele tientallen meters van de brandhaard heeft gemeten bij een aantal branden in de praktijk. Een uitzondering vormt de hoge depositie aan lood, tin en zilver op één van de tegels bij experiment 6, vermoedelijk veroorzaakt door de aanwezigheid van een 'spatje' metaal.

De depositiewaarden in het voorportaal van de container zijn van hetzelfde niveau als die bij de experimenten in de open lucht. Voor nagenoeg alle metalen is deze depositie lager dan het achtergrondniveau in onbelaste gebieden. Alleen voor koper zijn bij experiment 2 op twee locaties in de open lucht waarden tot een factor 5 boven het achtergrondniveau gevonden. Maar dat is nog altijd lager dan wat de MOD tot op tientallen meters van de brandhaard heeft aangetoond bij een aantal 'echte' branden.

Op basis van deze resultaten zal bij een echte brand met zonnepanelen de depositie aan metalen in de omgeving naar verwachting zeer beperkt zijn, en het achtergrondniveau niet of nauwelijks overschrijden.

## **6.3 Beoordeling van gezondheidsrisico's door blootstelling aan rookgassen**

### **6.3.1 Inleiding**

Rook van zonnepaneelbranden kan alleen gezondheidsrisico's veroorzaken als er blootstelling (zonder adequate beschermingsmiddelen) aan deze rook plaatsvindt. Daarbij is het ook relevant te bepalen hoe lang deze onbeschermde blootstelling duurt. Omdat het uitwerken van blootstellingsscenario's buiten de scope van dit onderzoek valt, worden meetresultaten alleen vergeleken met interventiewaarden voor een bepaalde blootstelduur. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de voorlichtings-richtwaarde<sup>27</sup> (VRW), alarmerings-grenswaarde<sup>28</sup> (AGW) en de levensbedreigende waarde<sup>29</sup> (LBW).

### **6.3.2 Verspreiding van toxische gassen bij branden met zonnepanelen.**

Bij de experimenten in de open lucht zijn geen of beperkte rookgasmetingen uitgevoerd. Daarom wordt gerekend met

<sup>27</sup> VRW is de luchtconcentratie die met grote waarschijnlijkheid door de blootgestelde bevolking als hinderlijk wordt waargenomen, of waarboven lichte gezondheidseffecten mogelijk zijn.

<sup>28</sup> De AGW is de luchtconcentratie waarboven onherstelbare of andere ernstige gezondheidseffecten kunnen optreden, of waarbij personen door blootstelling aan de stof minder goed in staat zijn zichzelf in veiligheid te brengen.

<sup>29</sup> LBW is de luchtconcentratie waarboven mogelijk sterfte of levensbedreigende aandoeningen kunnen ontstaan.

meetgegevens van de experimenten in de besloten ruimte. Bij deze experimenten zijn in de rookgassen diverse toxische gassen aangetroffen. Hierbij ligt de focus op CO en HCN. Deze gassen hebben extra aandacht, omdat HCN een zeer toxisch gas is en CO een toxisch gas is dat bij incidenten relatief eenvoudig door hulpdiensten kan worden gedetecteerd. De andere aangetroffen gassen, vooral diverse koolwaterstoffen, zijn aanmerkelijk minder toxisch.

In de besloten ruimte zijn de maximaal gemeten luchtconcentraties CO 1.750 ppm en HCN 510 ppm (zie Tabel 3-7). In relatie tot de interventiewaarden is HCN het meest relevante gevaarlijke gas, omdat de LBW<sub>10</sub><sup>30</sup> van HCN (+/- 97 ppm) ongeveer 5x wordt overschreden, terwijl de LBW<sub>10</sub> van CO (+/- 1700 ppm) wordt bereikt. Er is gekozen een vergelijking te maken met de LBW<sub>10</sub> omdat dit de hoogste concentratie is waarvoor een interventiewaarde is afgeleid. De gemeten waarden in de besloten ruimte zijn niet representatief voor luchtconcentraties in de omgeving van een brand.

De opzet van het experiment is niet geschikt voor een degelijke brontermeting van verschillende gassen per zonnepaneel. Het is wel mogelijk een grove schatting te maken van de hoeveelheid HCN en CO in de container, wanneer wordt aangenomen dat de piekwaarden representatief zijn voor de totale hoeveelheid geproduceerd gas. Daarnaast wordt aangenomen dat deze luchtconcentraties in de gehele container homogeen zijn. In werkelijkheid zijn de gasconcentraties CO en HCN in de rooklaag hoger dan die dicht bij de bodem. Er is op 1,50 m hoogte in de rooklaag gemeten. Het is daarbij ook relevant mee te wegen dat bij dit experiment ongeveer eenderde van het zonnepaneel is verbrand. Daarnaast vallen door lekkage van rook de piekwaarden lager uit dan wanneer alle rook geconcentreerd behouden blijft in de container. Deze benadering kan zowel tot een onder- als overschatting van de rookgasconcentraties leiden, en geeft daarom uitsluitend een indicatief beeld.

Bij bovenstaande vereenvoudigde aannames is de container bij een luchtconcentratie van 510 ppm HCN met ongeveer 13 g HCN gevuld. Voor 1.750 ppm CO geldt een hoeveelheid van ongeveer 46 g CO. Deze input is gebruikt om de verspreiding van een rookwolk te modelleren. Het brandscenario met zonnepanelen is voor een indicatief beeld gemodelleerd met PHAST 8.5, om een inschatting te maken van concentratiecontouren HCN en CO in de omgeving van de brand.

Blootstelling aan hoge rookconcentraties in de omgeving van branden is een realistisch scenario als er tijdens de brand vrijwel geen pluimstijging plaatsvindt. Dit scenario is mogelijk bij een brand met een lage verbrandingstemperatuur of een brand bij harde wind, waarbij door een groot gebouw een zogenaamde lijwervel ontstaat. Bij een brand zonder wind zal warme rook in eerste instantie opstijgen, waarbij verdunning optreedt. Bij een lijwervel zal een groot deel van de rook met de wind mee naar de grond bewegen en zich over de grond verder verspreiden<sup>31</sup>.

<sup>30</sup> LBW<sub>10</sub> = Een luchtconcentratie met gezondheidsrisico's van de LBW bij een blootstellingsduur van 10 min.

<sup>31</sup> <https://iplo.nl/thema/lucht/vaststellen-luchtkwaliteit/srm3/handreiking-nieuw-nationaal-model-ii/10-3-keuze-invoer/5-3-4-overige/>

Hogere windsnelheden vergroten niet alleen de kans op een lijwervel, maar zullen ook tot een snellere verdunning van de rookwolk leiden.

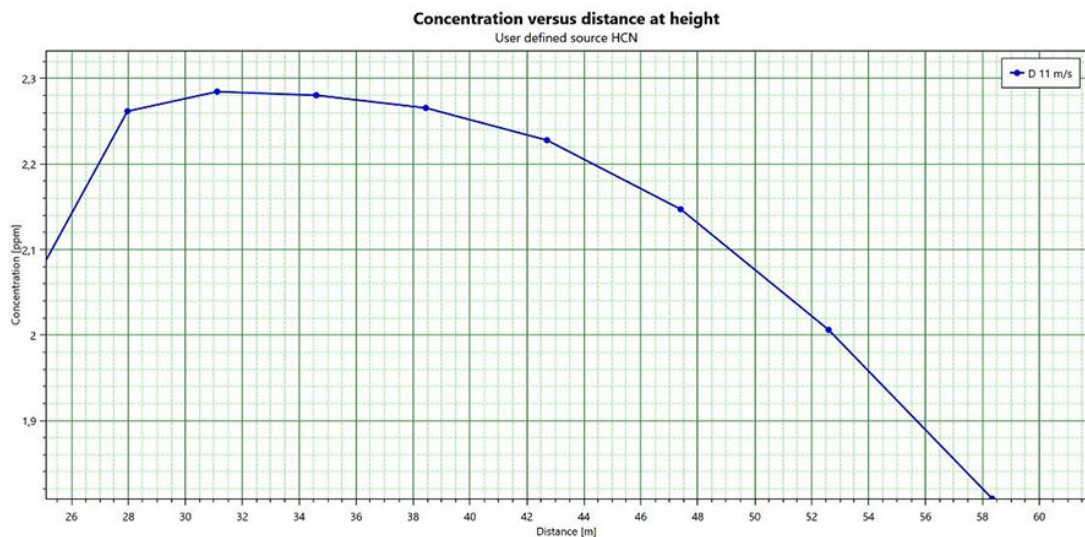
Voor een grove indicatie van rookverspreiding en de daarbij horende concentraties van gevaarlijke gassen is een model uitgerekend met de volgende eigenschappen, aannames en vereenvoudigingen:

- Afmetingen gebouw zijn 45 x 45 m, met een hoogte van 10 m.
- De Pasquill klasse is D11 (neutrale atmosfeer, wind 11 m/s)
- Per uur verbranden 1.200 panelen, ofwel eenderde paneel per seconde. Hieruit volgt:
  - Bronterm HCN = 13 g/s
  - Bronterm CO = 46 g/s
- De emissie vindt plaats als mengsel in omgevingslucht over de zijgevel in de lijwervel.
  - De 13 g HCN en 46 g CO worden per seconde vermengd met 27 kg lucht. (Dit geeft een luchtmengsel met 510 ppm HCN en 1750 ppm CO)
  - De emissie vindt plaats over de gehele zijwand van 450m<sup>2</sup>. (Dit is een vereenvoudiging om een worstcase verspreiding te kunnen modeleren, en pluimstijging in het model te minimaliseren)
- De temperatuur van de rookgassen is 50°C.

Dit worstcasescenario dient uitsluitend als uitgangspunt voor een inschatting van luchtconcentraties in het effectgebied. Sommige parameters zijn gekozen om een worstcase situatie te berekenen (zoals de temperatuur van de rookgassen) Dit scenario kan niet worden geïnterpreteerd als een realistisch brandscenario voor de praktijk.

Na uitwerking van deze berekening wordt in het benedenwinds gebied een maximale HCN-concentratie van 2,3 ppm bereikt, en een maximale CO-concentratie van 7,8 ppm. Het concentratieverloop van HCN in relatie tot de afstand van het midden van het gebouw op 1,5 m hoogte is in Figuur 6-1 weergegeven. Deze luchtconcentraties komen qua orde van grootte overeen met de geëxtrapoleerde rookgasconcentraties in het voorportaal (HCN 0,5 tot 5 ppm en CO 5 tot 25 ppm) zoals beschreven in paragraaf 6.2.2.





*Figuur 6-1 Concentratie HCN (y-as) versus afstand tot het midden van het gebouw in m (x-as). De maximale HCN-concentratie (< 2,3 ppm) wordt op +/- 10 m van de zijgevel bereikt.*

De modellering schetst een beeld dat de AGW<sub>60</sub> concentraties van CO en HCN niet worden bereikt in het benedenwindse gebied. Ook de VRW<sub>60</sub>-concentratie van HCN wordt niet bereikt (CO heeft geen VRW-concentratie). Omdat het geschetste scenario 60 minuten duurt, is het niet zinvol te vergelijken met waarden van langere blootstellingsduur.

Deze modellering is uitsluitend gebaseerd op de maximaal gemeten concentraties HCN en CO bij een brand met zonnepanelen. Wanneer bij een brand ook andere stikstofhoudende kunststoffen zijn betrokken, zoals bijvoorbeeld polyurethaan (PUR) en acrylonitril-butadien-styreen (ABS), dan kan dit leiden tot hogere HCN- en CO-emissies en -concentraties in de omgeving van de brand.

#### Opmerking:

De keuze om de bronterm gelijkmatig te verspreiden over het brandoppervlak, geeft naar inschatting van het RIVM een representatiever verspreidingsbeeld in vergelijking met een gemodelleerde emissie via een of meerdere puntbronnen. Wanneer bij dezelfde bronterm en Pasquill klasse (D11) eenzelfde berekening zou worden uitgevoerd met een puntbron zonder gebouw en zonder luchtinmenging (27kg), dan worden de AGW<sub>60</sub> waarden van HCN tot op een afstand van bijna 40 m benedenwinds overschreden. Dit is echter geen realistisch beeld.

#### 6.3.3 Weging van verschillende toxische stoffen in de rook

Naast toxische gassen zijn ook metalen en PAK in de rook aangetoond. Omdat gassen in ppm zijn bepaald en metalen in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , worden alle meetwaarden omgerekend naar  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , zodat een vergelijking beter mogelijk is. De hoogst gemeten concentraties in de binnenruimte van gevaarlijke gassen, metalen en PAK zijn: HCN:  $570.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $\approx 510$  ppm), lood  $1.486 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en benzo[a]pyreen  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Vluchtende personen kunnen in de omgeving van de brand (weliswaar kortdurend) zonder adequate beschermingsmiddelen worden

blootgesteld aan de rook. Op basis van een extrapolatie kan een indicatie worden verkregen van de concentraties lood en benzo[a]pyreen waaraan deze personen worden blootgesteld. Hierbij wordt aangenomen dat gassen en metalen in het benedenwindse gebied in dezelfde verhouding voorkomen als in de rook in de container. Dit is een vereenvoudiging van de werkelijkheid, maar het geeft voldoende basis voor een orde grootte schatting.

De hoogst gemodelleerde HCN-concentratie in het benedenwindse gebied is 2,3 ppm, ofwel  $\approx 2,6 \text{ mg/m}^3$  HCN. Een concentratie HCN van  $2,6 \text{ mg/m}^3$  is een factor 197 lager dan de maximaal gemeten concentratie in de container. Wanneer de luchtconcentraties lood en benzo[a]pyreen evenredig afnemen, zijn de luchtconcentraties voor lood  $7,5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$  en benzo[a]pyreen  $56 \text{ ng/m}^3$ . Deze concentraties overschrijden de normen voor chronische blootstelling<sup>32</sup>, maar kortdurende incidentele blootstelling aan dergelijke luchtconcentraties lood en PAK zal niet tot noemenswaardige gezondheidsrisico's leiden. Het is ook niet waarschijnlijk dat personen bij een gebouwbrand langdurig onbeschermd in de omgeving van de brand en in de rook verblijven.

In sommige infobladen<sup>33</sup> wordt verwezen naar het vrijkomen van giftige fosforverbindingen bij branden met zonnepanelen. Wanneer als worstcase benadering wordt aangenomen dat alle waargenomen fosfor vrijkomt als fosforpentoxide, dan zou de maximaal gemeten fosforconcentratie<sup>34</sup> van ongeveer  $10 \text{ mg/m}^3$  resulteren in een concentratie fosforpentoxide van  $25 \text{ mg/m}^3$ . Dit is gelijk aan de AGW<sub>60</sub>-concentratie van fosforpentoxide. De CO-concentraties overstijgen op hetzelfde meetmoment een concentratie van  $1.600 \text{ mg/m}^3$ . Hiermee wordt de LBW<sub>10</sub> van CO bijna bereikt. Het gezondheidsrisico van een worstcase scenario voor fosforpentoxide is ondergeschikt aan het gezondheidsrisico van CO.

In paragraaf 6.3.2 zijn de berekende CO-concentraties in het effectgebied  $7,8 \text{ ppm}$ , ofwel ruim 200x lager dan de gemeten CO-concentratie van  $1.600 \text{ mg/m}^3$ . Wanneer de concentratie fosforpentoxide in gelijke mate afneemt, dan wordt de VRW-waarde van fosforpentoxide in het effectgebied ook in een worstcasescenario niet bereikt. Hieruit blijkt dat fosforcomponenten in de rook van zonnepaneelbranden geen risico<sup>35</sup> van betekenis vormen.

#### 6.3.4 Conclusie

Met name verbranding van de kunststof uit de zonnepanelen kan bijdragen aan de hoeveelheid schadelijke gassen en deeltjes die bij een brand vrijkomen. In de praktijk zal de bijdrage van

<sup>32</sup> Norm voor chronische blootstelling benzo[a]pyreen:  $1 \text{ ng/m}^3$  en lood  $0,5 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ .

<sup>33</sup> IFV Instituut Fysieke Veiligheid (2021b) Infoblad energietransitie voor incidentbestrijders Arnhem [15].

<sup>34</sup> Aangenomen wordt dat de hoeveelheid waargenomen fosfor in rookstof representatief is voor de hoeveelheid fosfor die in gasvormige producten vrijkomt. Deze aanname kan in deze situatie worden toegepast, omdat het bij de P-dotering in zonnecellen om geringe hoeveelheden gaat, fosfordotering van zonnecellen bij hoge temperaturen plaatsvindt en bij brand nauwelijks vrijkomt.

<sup>35</sup> Naast deze meting speelt mee dat fosfor (tijdens het productieproces van zonnecellen) bij temperaturen van boven de  $800 \text{ }^\circ\text{C}$  in de *wafers* wordt gedreven. Het fysische proces is ook zodanig dat fosfor bij hitte verder de *wafers* ingaat, en niet vrijkomt.

verbrandingsproducten uit zonnepanelen de toxiciteit van rook bij een gebouwbrand nauwelijks beïnvloeden.

## **6.4 Beoordeling van gezondheidsrisico's door blootstelling aan PAK en metalendepositie**

### *6.4.1 Inleiding*

Bij branden met zonnepanelen zijn verschillende scenario's voor blootstelling aan stoffen door depositie mogelijk. Dit kan door blootstelling aan gedeponerd rookstof en door contact met zonnecelscherven.

Voor diverse scenario's is op basis van de beschikbare meetresultaten een nadere interpretatie en duiding van mogelijke gezondheidsrisico's gemaakt. Waar mogelijk is een kwantitatieve risicobeoordeling gemaakt. Vanwege de overeenkomsten met de beoordelingsscenario's en de te beoordelen stoffen, is hiervoor zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de gegevens en uitgangspunten in het RIVM-rapport Mennen et al 2021 [16].

De diverse blootstellingsscenario's voor metalen en PAK worden beschreven en beoordeeld in respectievelijk paragraaf 6.4.3 en 6.4.4. In paragraaf 6.5 wordt kort ingegaan op fysieke risico's voor mens en dier (vee) als gevolg van contact met en inhalatie van (micro)scherven.

Het belangrijkste blootstellingsscenario waarvoor risico's worden beoordeeld, is dat van het spelende kind. Omdat de risicobeoordeling van blootstelling aan metalen en PAK voor dit scenario een overlappende aanpak kent, wordt in paragraaf 6.4.2 allereerst de blootstelling in dit scenario uitgewerkt. In deze paragraaf worden ook de bronnen, toetsingswaarden en uitgangspunten voor mogelijke gezondheidseffecten beschreven. De overige blootstellingsscenario's worden in de betreffende paragrafen onder 6.4.3 (metalen) en 6.4.4 (PAK) beschreven.

### *6.4.2 Uitgangspunten van blootstelling en gezondheidseffecten*

De mogelijke gezondheidsrisico's voor de blootstelling aan PAK en metalen, als gevolg van depositie van deze stoffen, worden primair beoordeeld voor het scenario van het spelende kind. Deze populatie zal naar verwachting de hoogste blootstelling ondergaan, zowel absoluut als relatief. Tijdens buiten spelen kunnen kinderen in aanraking komen met oppervlakken waarop metalen en PAK zijn gedeponerd. In dit scenario is zowel huidcontact (dermale route) als hand-mondcontact (orale route) belangrijk. Dermale blootstelling kan plaatsvinden door contact van onbedekte huid met een gecontamineerd oppervlak. Orale blootstelling kan plaatsvinden door hand-mondcontact, nadat de handen in contact zijn geweest met een gecontamineerd oppervlak. Bij het gedrag van kleine kinderen hoort ook dat ze voorwerpen in hun mond stoppen. Bij branden met zonnepanelen kunnen zonnecelscherven vrijkomen. Kleine kinderen kunnen die scherven in hun mond stoppen, waardoor ze de stoffen die erop zijn gedeponerd binnen kunnen krijgen.

Gekozen is voor een worstcasescenario, waarbij het incident op een warme dag plaatsvindt en een eenjarig kind gedurende twee uur op blote voeten en met ontblote armen en benen buiten speelt. Voor metalen wordt alleen de orale route van belang geacht, omdat absorptie via de huid als verwaarloosbaar wordt beschouwd, zeker in vergelijking met de orale inname.

Voor de risicobeoordeling van PAK wordt zowel de orale als de dermale blootstellingsroute meegenomen. De beoordeling was gericht op systemische effecten. Dat wil zeggen: effecten die kunnen optreden na opname in het lichaam. Lokale effecten zijn buiten beschouwing gelaten. Wel is van een aantal metalen bekend dat zij door huidcontact allergische contactdermatitis (huidallergie) kunnen veroorzaken. Voorbeelden hiervan zijn chroom en nikkel. Omdat de verschijningsvorm van de metalen bij de metingen niet is bepaald, kon hier bij de risicobeoordeling geen rekening mee worden gehouden.

Voor een warme dag kan de dermale blootstelling (per kg lichaamsgewicht) dan als volgt worden berekend (zie bijlage 5 in het RIVM-rapport 2021-0110 voor meer details en gekozen standaardwaarden):

$$C \times TC \times DF \times t/lg \quad (\text{formule 6-1})$$

Hierbij is:

- C = concentratie van chemische stof op het veegmonster (uitgedrukt als hoeveelheid per m<sup>2</sup> oppervlak per dag);
- TC = transfer coëfficiënt (m<sup>2</sup>/uur), standaardwaarde 0,2 m<sup>2</sup>/uur;
- DF = dislodgeable fraction (fractie), de fractie van de hoeveelheid chemische stof op een gecontamineerd oppervlak die afgewreven kan worden als gevolg van huidcontact met dit gecontamineerde oppervlak, standaardwaarde 1 (100%);
- t = duur (uur), gekozen waarde 2 uur;
- lg = lichaamsgewicht (kg), standaardwaarde van 9,8 kg voor een kind van 1 jaar.

Hand-mondcontact kan vooral bij jonge kinderen een belangrijke bijdrage leveren aan de blootstelling. Hierbij wordt aangenomen dat de handen 20% van het oppervlak van de onbedekte huid innemen, en dat via hand-mondcontact 50% van de op de handen aanwezige hoeveelheid van een chemische stof via de mond kan worden ingenomen. Dit is 10% van de berekende dermale blootstelling van een spelend kind.

De orale blootstelling kan dan met de volgende formule worden berekend:

$$0,1 \times C \times TC \times DF \times t/lg \quad (\text{formule 6-2})$$

Er wordt bij de dermale blootstelling rekening gehouden met gelijktijdige orale blootstelling via hand-mondcontact. De dermale blootstelling dient hiervoor te worden gecorrigeerd, en wordt dan als volgt berekend:

$$0,9 \times C \times TC \times DF \times t/lg \quad (\text{formule 6-3})$$

#### *Grenswaarden voor gezondheidseffecten*

Voor metalen en PAK zijn geen grens- of toetsingswaarden voor een eenmalige blootstelling afgeleid. Daarom is bij de risicobeoordeling uitgegaan van een getrapte benadering. Voor niet-carcinogene stoffen wordt in een eerste stap een worstcase schatting voor een eenmalige blootstelling vergeleken met een bestaande grenswaarde, die is afgeleid voor levenslange blootstelling. Als de blootstelling lager is dan deze grenswaarde, zijn bij eenmalige blootstelling geen gezondheidsrisico's te verwachten. Als de blootstelling (beduidend) hoger is dan de grenswaarde, kan dit aanleiding zijn om de risicobeoordeling te verfijnen. Waar nodig en mogelijk is dit toegepast. Voor carcinogene stoffen kan een inschatting worden gemaakt van de orde grootte van het risico op kanker bij een eenmalige blootstelling.

De gebruikte grenswaarden zijn overgenomen uit Mennen et al. 2021 [16]. Voor metalen waarvoor in dit rapport geen grenswaarden werden gegeven, is gezocht naar bestaande grenswaarden. Voor zilver en tin konden grenswaarden worden gevonden. Voor zilver is door USEPA een zogenoemde *Reference Dose* van 5 µg/kg lg per dag afgeleid voor levenslange blootstelling<sup>36</sup> (USEPA, 1991). Het RIVM heeft voor tin een Tolerable Daily Intake (TDI) afgeleid van 200 µg/kg lg (Tiesjema en Baars, 2009 [17]).

#### 6.4.3 *Risico's van blootstelling aan metalen*

##### *Depositie van metalen bij experimenten in de open lucht*

Bij de experimenten in de open lucht is de depositie van metalen in de omgeving van de zonnepanelen gemeten. Deze meetwaarden worden voor de risicobeoordeling bij branden met zonnepanelen in de praktijk als representatiever beschouwd dan de meetwaarden van de experimenten in de besloten ruimte. Omdat het gaat om een eenmalige blootstelling, is in de eerste stap voor elk metaal de hoogst gemeten depositiewaarde beoordeeld. Deze waarden zijn in Tabel 6-1 weergegeven, evenals de hierop gebaseerde berekende orale blootstelling (volgens formule 6-2) en de betreffende grenswaarde voor levenslange orale blootstelling.

<sup>36</sup> [https://iris.epa.gov/static/pdfs/0099\\_summary.pdf](https://iris.epa.gov/static/pdfs/0099_summary.pdf)

Tabel 6-1 Maximale gemeten bodemdepositie van metalen in de open lucht, de berekende orale blootstelling van een eenjarig kind en de gezondheidkundige grenswaarde voor levenslange blootstelling voor metalen. Alleen metalen waarvoor de berekende orale blootstelling minimaal gelijk is aan 0,01 µg/kg zijn gegeven, met uitzondering van chroom (zie tekst).

Metaal	Maximale depositie (µg/m <sup>2</sup> )	Orale blootstelling (µg/kg lg)	Gezondheidskundige grenswaarde (µg/kg lg per dag) <sup>a</sup>
Li	12	0,05	--
Mg	355	1,4	4167
Al	1213	5	285,7
Cr	1	0,004	300/1000 <sup>b</sup>
Fe	449	1,8	800
Mn	19	0,08	30
Ni	9	0,04	2,8
Cu	592	2,4	77
Zn	101	0,41	538
Ga	8	0,03	--
Sr	11	0,04	600
Ag	8	0,03	5 <sup>c</sup>
Sn	3,2	0,01	200 <sup>d</sup>
Ba	30	0,12	600
Pb	21	0,09	0,05

a: De gezondheidkundige grenswaarden zijn overgenomen uit RIVM-rapport 2021-0110, tenzij anders vermeld. Indien geen waarde bekend is, is dit aangegeven met '--'.

b: Onbekend is of het gedeponeerde chroom chroom(VI) of chroom(III) betreft. Voor chroom(III) is een grenswaarde afgeleid van 300 µg/kg lg. Chroom(VI) is een genotoxisch carcinogeen. Er is een BMDL10<sup>37</sup> afgeleid van 1000 µg/kg lg.

c: *Reference Dose* afgeleid door USEPA (Ref).

d: TDI afgeleid door het RIVM (Ref).

Met uitzondering van lood (Pb) zijn de eenmalige blootstellingen (ruim) lager dan de grenswaarden voor levenslange blootstelling. Voor deze stoffen worden daarom bij de berekende blootstelling geen gezondheidsrisico's verwacht. De berekende eenmalige orale blootstelling aan lood is ongeveer een factor 2 hoger dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling. Deze grenswaarde is afgeleid om effecten op de ontwikkeling van de hersenen in jonge kinderen te voorkomen.

Omdat de orale blootstelling een worstcase benadering betreft en omdat het gaat om eenmalige blootstelling, wordt niet verwacht dat deze blootstelling tot gezondheidsrisico's voor kinderen zal leiden. Bovendien is recent de dagelijkse achtergrondblootstelling via voeding en drinkwater voor een tweejarig kind geschat op ongeveer 1 µg/kg lg per dag (mediaan; P95: 1,5 µg/kg lg per dag) (RIVM rapport 2016-0206). Voor een eenjarig kind wordt eenzelfde orde grootte aan achtergrondblootstelling aan lood verwacht. Hoewel ongewenst, zal het extra risico

<sup>37</sup> BMDL10=benchmark dose level: het eindpunt van een studie dat gepaard gaat met een extra risico van 10% op schadelijke effecten bij de blootgestelde proefdieren, in vergelijking met de achtergrondrisiconiveaus.

voor een eenjarig kind als gevolg van een eenmalige extra orale blootstelling van 0,09 µg/kg lg ten opzichte van de achtergrondblootstelling verwaarloosbaar zijn.

Naast lood is ook chroom beschouwd vanwege de carcinogene eigenschappen van chroom(VI). De gebruikte analysemethode meet het totaal aan chroom, en maakt geen onderscheid tussen chroom(VI) en chroom(III). Chroom(VI) is een genotoxisch carcinogeen, hetgeen wil zeggen dat er geen veilige drempelwaarde kan worden afgeleid waaronder het risico op kanker gelijk aan nul is. Daarom is de berekende orale blootstelling opgenomen in tabel 6-1, ondanks dat deze lager is dan 0,01 µg/kg lg. Indien wordt aangenomen dat de gemeten waarde volledig betrekking heeft op chroom(VI), dan is de berekende eenmalige blootstelling aan chroom(VI) meer dan een factor 10<sup>5</sup> lager dan de BMDL10 van 1.000 µg/kg lg voor chroom(VI). EFSA concludeert dat het risico op kanker van geringe zorg is, indien levenslange blootstelling aan een genotoxisch carcinogeen een factor 10<sup>4</sup> lager is dan de BMDL10, (EFSA, 2005). Omdat het hier gaat om een eenmalige blootstelling kan worden geconcludeerd dat het risico op kanker verwaarloosbaar is. Daarnaast is het niet aannemelijk dat al het gemeten chroom chroom(VI) is, aangezien bekend is dat chroom(VI) in de omgevingslucht doorgaans snel naar chroom(III) en andere, minder toxische varianten vervalt (Heringa en Janssen 2018 [18]). De berekende orale blootstelling is veel lager dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling aan chroom(II) van 300 µg/kg lg.

De berekende orale blootstellingen voor lithium en gallium zijn zeer laag. Er zijn echter geen gezondheidkundige grenswaarden voor deze stoffen beschikbaar. Wel is voor lithium door USEPA in 2008 een voorlopige *Reference Dose* voorgesteld van 2 µg/kg lg per dag voor levenslange blootstelling (USEPA, 2008)<sup>38</sup>. De huidige status van deze waarde is niet bekend. De berekende eenmalige orale blootstelling aan lithium is wel een factor 40 lager dan deze voorlopige waarde. Op basis van deze vergelijking is het niet waarschijnlijk dat de berekende eenmalige blootstelling aan lithium gezondheidsrisico's oplevert. De blootstelling aan gallium is zeer laag, namelijk 0,03 µg/kg lg. Hoewel het niet waarschijnlijk is dat een eenmalige blootstelling aan een dergelijke dosis tot gezondheidseffecten zal leiden, kan vanwege het ontbreken van een gezondheidkundige grenswaarde geen definitieve uitspraak worden gedaan.

#### *Depositie van metalen in de besloten ruimte*

De bodemdepositie van metalen in de besloten ruimte betreft een worstcasescenario, dat voor branden met zonnepanelen in de open lucht niet representatief zal zijn. Vergeleken met de depositiemetingen in de open lucht zijn deze waarden logischerwijs aanzienlijk hoger. Toch geldt ook voor deze situatie dat de orale blootstelling aan metalen, berekend op basis van de hoogst gemeten depositiewaarden, lager is dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling, met uitzondering van lood. Voor lood is de berekende orale blootstelling (0,24 µg/kg lg, uitgaande van de hoogste depositiemeting van 60 µg/m<sup>2</sup>) bijna een factor 5 hoger dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling. Omdat het een eenmalige blootstelling betreft, wordt niet verwacht dat deze inname tot

<sup>38</sup> [https://hhpprtv.ornl.gov/issue\\_papers/Lithium.pdf](https://hhpprtv.ornl.gov/issue_papers/Lithium.pdf)

gezondheidsrisico's zal leiden. Temeer omdat de depositiemeting onder niet-realistische worstcase omstandigheden is verkregen.

#### *Risico's van metalen op zonnecelscherven*

Voor een beoordeling van dit gezondheidsrisico richt het blootstellings-scenario zich op orale blootstelling door het kortdurend in de mond nemen van een zonnecelscherf door een eenjarig kind. In Tabel 6-2 zijn de maximale depositiewaarden van metalen op scherven gegeven (som van beide zijden), uitgedrukt per gram scherv. Een scherv met een gewicht van 1 gram komt overeen met een scherv met een grootte van ongeveer 4,5 bij 5 cm en een oppervlak van ongeveer 22,4 cm<sup>2</sup> (één zijde). Voor de berekening van de orale blootstelling is aangenomen dat een kind een voorwerp van maximaal 2 × 2 cm in de mond zal stoppen. Dat heeft een 5,6 maal kleiner oppervlak dan een scherv van 1 gram.

Als worstcasescenario is er in een eerste stap van uitgegaan dat de maximale hoeveelheid metalen die van beide zijden van een scherv kon worden afgeveegd ook beschikbaar was voor orale blootstelling. Deze hoeveelheid is vervolgens gecorrigeerd voor de scherfgrootte en voor het lichaamsgewicht van een eenjarig kind. Uit Tabel 6-2 kan worden geconcludeerd dat - met uitzondering van lood - de orale blootstelling aan de gemeten metalen lager is dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling.

Voor lood is de berekende eenmalige blootstelling van 1,9 µg/kg lg bijna een factor 40 hoger dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling. Zoals eerder in deze paragraaf is vermeld, is de mediane achtergrondblootstelling via voeding en drinkwater voor een tweejarig kind recent geschat op ongeveer 1 µg/kg lg per dag (P95: 1,5 µg/kg lg per dag) (Boon, te Biesebeek, van Donkersgoed, 2016 [27]). Veronderstellend dat de achtergrondblootstelling voor een kind van één jaar vergelijkbaar zal zijn, is de berekende eenmalige blootstelling ongeveer een factor 2 hoger dan de mediane achtergrondblootstelling. Verwacht wordt dat deze extra blootstelling aan lood kan resulteren in een (beperkte) verhoging van de loodconcentratie in bloed. Hoewel ongewenst, zal het extra gezondheidsrisico hiervan echter gering zijn, gezien de dagelijkse achtergrondblootstelling via voeding en drinkwater.



Tabel 6-2 Maximale, afveegbare gehalten van metalen op zonnecelscherven (beide zijden bemonsterd), de berekende orale blootstelling van een eenjarig kind en de gezondheidkundige grenswaarde voor levenslange blootstelling voor metalen. Alleen metalen waarvoor de berekende orale blootstelling minimaal gelijk is aan 0,01 µg/kg zijn gegeven, met uitzondering van chroom (zie tekst).

Metaal	Maximale, afveegbare gehalte (µg/g scherv)	Orale blootstelling (µg/kg lg)	Gezondheidskundige grenswaarde (µg/kg lg per dag) <sup>a</sup>
B	1,5	0,03	200
Mg	294	5,4	4167
Al	150	2,7	285,7
Cr	0,14	0,003	300/1000 <sup>b</sup>
Fe	30	0,54	800
Mn	4,7	0,09	30
Ni	16	0,29	2,8
Cu	24	0,44	77
Zn	32	0,59	538
Ga	38	0,69	--
Sr	6,9	0,13	600
Ag	43	0,78	5 <sup>c</sup>
Sn	61	1,1	200 <sup>d</sup>
Te	1	0,02	--
Ba	164	3	600
Pb	107	1,9	0,05
Bi	1,6	0,03	--

a: De gezondheidkundige grenswaarden zijn overgenomen uit RIVM rapport 2021-0110, tenzij anders vermeld. Indien geen waarde bekend is, is dit aangegeven met '-'.  
b: Onbekend is of het gedeponeerde chroom chroom(VI) of chroom(III) betreft. Voor chroom(III) is een grenswaarde afgeleid van 300 µg/kg lg. Chroom(VI) is een genotoxisch carcinogeen. Er is een BMDL10 afgeleid van 1.000 µg/kg lg.

c: Reference Dose afgeleid door USEPA (Ref).  
d: TDI afgeleid door het RIVM (Ref).

De berekende orale blootstelling aan chroom is vergelijkbaar met die bij depositie van metalen in de open lucht (zie Tabel 6-1). Voor dit scenario kan daarom dezelfde conclusie worden getrokken, namelijk dat een risico op kanker verwaarloosbaar is, zelfs als het chroom chroom(VI) betreft. Dit laatste is niet aannemelijk, aangezien bekend is dat chroom(VI) in de omgevingslucht doorgaans snel naar chroom(III) en andere minder toxische varianten vervalst (Heringa en Janssen, 2018 [18]). De berekende orale blootstelling is veel lager dan de grenswaarde voor levenslange blootstelling aan chroom(III) van 300 µg/kg lg.

Voor gallium, tellurium en bismut zijn geen gezondheidkundige grenswaarden beschikbaar, en daarom kan geen definitieve uitspraak worden gedaan. De berekende orale blootstelling voor tellurium en bismut is echter zeer laag, respectievelijk 0,02 en 0,03 µg/kg lg. Het is niet waarschijnlijk is dat een eenmalige blootstelling aan een dergelijke dosis van deze metalen tot gezondheidseffecten zal leiden. Voor gallium

wordt een iets hogere orale inname berekend van 0,69 µg/kg lg. Ook deze dosis is nog dermate laag dat niet wordt verwacht dat een eenmalige inname gezondheidsrisico's zal opleveren.

De scherven van Cd-Te panelen zijn met een vochtig watje afgeveegd. Hierbij werd aangetoond dat de cadmium-tellurium legering niet of nauwelijks vrijkwam. Daarom lijkt het aannemelijk dat contact met (vochtige) handen niet zal leiden tot hoge blootstelling aan deze stoffen. Ook zijn deze metalen bij de brandtest met Cd-Te panelen niet of nauwelijks in de rook aangetroffen. De kans op blootstelling aan deze stoffen wordt daarom als zeer gering ingeschat, waardoor geen noemenswaardige gezondheidsrisico's zijn te verwachten.

Opgemerkt wordt nog dat de werkelijke orale inname van metalen in dit scenario waarschijnlijk aanzienlijk lager zal zijn, omdat de scherven scherpe zijden en punten kunnen hebben. Het met de hand beetpakken van dergelijke scherven of het in de mond stoppen ervan kan daarom al fysieke schade geven. Hierdoor is de kans dat een kind zo'n scherf in de mond stopt klein. Het is dan ook niet waarschijnlijk dat een kind lang op een scherf zal sabbelen.

#### 6.4.4 *Risico's van blootstelling aan PAK*

##### *Uitgangspunten voor de risicobeoordeling*

Voor de depositie van PAK zijn de USEPA PAK16 gemeten. In navolging van de evaluatie in het RIVM-rapport 2021-0110 Mennen et al. [16] is ervoor gekozen de risicobeoordeling te baseren op de EFSA PAK8, mede omdat de (genotoxische) carcinogeniteit niet voor alle USEPA PAK16 duidelijk is aangetoond. De EFSA PAK8 maakt deel uit van de USEPA PAK16, en is de som van benzo(a)pyreen, benzo(a)antraceen, chryseen, benzo(b)fluoranteen, benzo(k)fluoranteen, benzo(g,h,i)peryleen, dibenz(a,h)antraceen en indeno(1,2,3-cd)pyreen. In het RIVM-rapport 2021-0110 is in lijn met RIVM (2017) [19] en ECHA (2018) [20] voor de EFSA PAK8 een extra risico op kanker afgeleid van  $1,43 \times 10^{-3}$  per µg/kg lg voor orale inname, en van  $9,46 \times 10^{-4}$  per µg/kg lg voor de dermale route. Beide waarden gelden voor levenslange blootstelling. Uitgaande van een levensduur van 70 jaar, kunnen de extra risico's op kanker op basis van lineaire extrapolatie worden omgerekend naar een eenmalige blootstelling door deze risico's te delen door 25.550 (70 jaar × 365 dagen). Om te corrigeren voor een mogelijk groter risico als gevolg van een piekblootstelling, wordt de methode gevolgd zoals beschreven in de *Handreiking voor de afleiding van interventiewaarden voor incidentbestrijding (RIVM-rapport 2019-0055)* [21], en wordt een correctiefactor van 2,8 toegepast.

Voor orale blootstelling wordt het extra risico op kanker voor een eenmalige gebeurtenis afgeleid met:  
 $1,43 \times 10^{-3} \times 2,8 / 25550 = 1,6 \times 10^{-7}$  per µg/kg lg.

Voor dermale blootstelling wordt het extra risico op kanker voor een eenmalige gebeurtenis afgeleid met:  
 $9,46 \times 10^{-4} \times 2,8 / 25550 = 1,0 \times 10^{-8}$  per µg/kg lg.

### *Blootstelling aan depositie van PAK bij experimenten in de besloten ruimte*

Voor deze beoordeling zijn meetwaarden van de bodem van de container gebruikt, omdat PAK-depositiemeetwaarden niet zijn gemeten bij de experimenten in de open lucht. De meetresultaten van depositiestof in de container geven een worstcase beeld voor een situatie in open lucht.

Het extra risico op kanker als gevolg van blootstelling aan PAK is uitgevoerd voor de gemeten bodemdepositie in experiment 5:  $116 \mu\text{g}/\text{m}^2$  (de hoogst gemeten waarde voor EFSA PAK8, zie Tabel 3-6). Op basis hiervan kan met de in paragraaf 6.4.2 gegeven formules een orale blootstelling van  $0,47 \mu\text{g}/\text{kg lg}$  worden berekend (formule 6-2), en een dermale blootstelling van  $4,3 \mu\text{g}/\text{kg lg}$  (formule 6-3).

Voor de orale blootstelling is het extra risico op kanker dan  $0,47 \times 1,6 \times 10^{-7} = 0,75 \times 10^{-7}$ . Voor de dermale blootstelling kan een extra risico op kanker van  $4,3 \times 1,0 \times 10^{-8} = 4,3 \times 10^{-8}$  ( $= 0,43 \times 10^{-7}$ ) worden berekend. Het totale risico op kanker via beide routes samen is dan  $(0,75 + 0,43) \times 10^{-7} = 1,2 \times 10^{-7}$ .

De uitkomst geeft een indicatie van het kankerrisico als gevolg van eenmalige blootstelling aan de EFSA PAK8. Geconcludeerd kan worden dat het berekende extra kankerrisico dermate laag is dat dit als verwaarloosbaar kan worden beschouwd.<sup>39</sup>

### *PAK op zonnecelscherven*

Doordat de brandexperimenten in een besloten ruimte zijn uitgevoerd, zijn er door onvolledige verbranding relatief hoge gehalten PAK ontstaan. Ondanks deze gunstige omstandigheden voor PAK-vorming, worden de PAK-metingen op scherven als representatief gezien voor een gewone brand (zie paragraaf 5.3.3 PAK op scherven). Voor de berekening van het extra risico op kanker wordt uitgegaan van hetzelfde scenario als voor de metaaldepositie op scherven. Het blootstellingsscenario richt zich dus op orale blootstelling door het kortdurend in de mond nemen van een scherf door een eenjarig kind. De maximale dimensies van een voorwerp dat een kind in de mond zal stoppen worden gesteld op  $2 \times 2 \text{ cm}$ . Dat heeft een 5,6 maal kleiner oppervlak dan een scherf van 1 gram.

Op slechts één van de onderzochte zonnecelscherven is één van de EFSA PAK8 aangetroffen, namelijk benzo(a)pyreen in een gehalte van  $34 \text{ ng/g}$ . Op basis hiervan wordt een orale inname van  $0,62 \text{ ng/kg lg}$  berekend. Het risico op kanker is  $1,6 \times 10^{-7}$  per  $\mu\text{g}/\text{kg lg}$ , ofwel  $1,6 \times 10^{-10}$  per  $\text{ng/kg lg}$ . Het extra risico op kanker is dan  $0,62 \times 1,6 \times 10^{-10} = 1,0 \times 10^{-10}$ . Evenals bij depositie van PAK in de besloten ruimte, kan worden geconcludeerd dat het extra risico op kanker in dit scenario als verwaarloosbaar kan worden beschouwd.

Evenals bij de risicobeoordeling voor metalen geldt ook hier dat de werkelijke orale inname van PAK in dit scenario waarschijnlijk

<sup>39</sup> Zoals in het RIVM-rapport 2019-0055 wordt uitgelegd, gaat de berekening waarbij een extra kankerrisico bij levenslange blootstelling naar een eenmalige blootstelling wordt geëxtrapoleerd met grote onzekerheden gepaard, en moet het berekende risico dan ook met enige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

aanzienlijk lager zal zijn, omdat de scherven scherpe zijden en punten kunnen hebben. Het beetpakken van dergelijke scherven met de hand of het in de mond stoppen ervan kan daarom al fysieke schade geven. De kans dat een kind zo'n scherf in de mond stopt, zal daardoor klein zijn. Het is dan ook niet waarschijnlijk dat een kind lang op een scherf zal sabbelen.

#### 6.4.5 *Conclusie*

Bij de brandexperimenten met zonnepanelen zijn depositiemetingen verricht van metalen en PAK, en zijn luchtconcentraties gemeten in een besloten ruimte en in de open lucht. Het doel was na te gaan in hoeverre (extra) gezondheidsrisico's ontstaan als bij branden zonnepanelen zijn betrokken. De metingen zijn vertaald naar een aantal situaties waarin mensen via depositiestof of zonnecelscherven met deze stoffen in contact kunnen komen. Het belangrijkste blootstellingsscenario waarvoor de gezondheidsrisico's zijn beoordeeld, betreft dat van een buiten spelend eenjarig kind.

De berekende eenmalige blootstellingen zijn voor de meeste metalen lager dan de betreffende grenswaarde voor levenslange blootstelling, met uitzondering van lood. Echter, vergeleken met de achtergrond-inname van lood zal het extra gezondheidsrisico als gevolg van de berekende eenmalige blootstelling gering zijn. Voor enkele metalen waarvoor geen grenswaarden zijn afgeleid, waaronder gallium, is de worstcase berekende inname dermate laag dat eventuele gezondheidsrisico's als laag worden ingeschat.

Voor PAK kan worden geconcludeerd dat het risico op kanker bij de gemeten depositiewaarden van rookstof en op de zonnecelscherven verwaarloosbaar klein is.

## 6.5 **Risicobeoordeling fysieke eigenschappen zonnecelscherven, splinters en microscherven**

### 6.5.1 *Inleiding*

Fysieke schade als gevolg van contact met scherven en splinters van zonnepanelen vormt mogelijk een groter gezondheidsrisico dan blootstelling aan metalen en PAK. Er is nog geen compleet beeld over deze risico's. In paragraaf 5.4 zijn de fysieke eigenschappen van scherven afkomstig van branden van zonnepanelen beschreven, waarbij onderscheid is gemaakt tussen zonnecelscherven, splinters (naaldvormig met orde grootte 200 µm – 2 cm) en microscherven (orde grootte <200 µm).

### 6.5.2 *Uitwendige risico's zonnecelscherven*

De breukranden van scherven hebben in de meeste gevallen een hoek van ongeveer 90°. Op microscopisch niveau is op deze scherven soms een braam zichtbaar. Door de brosheid van de scherven zullen ze bij fysieke belasting snel breken. Door de combinatie van bovenstaande eigenschappen lijkt het risico op diepere snijwonden door zonnecelscherven beperkt. Oppervlakkige snijwonden en krassen in de huid zijn bij contact niet uitgesloten.

Bij versplintering van zonnecelscherven kunnen naaldvormige splinters ontstaan, waarbij naalden zijn waargenomen die in lengte varieerden van ongeveer 100 µm tot 20 mm. Deze splinters kunnen onder bepaalde omstandigheden de huid binnendringen. Scherven en met name (kleine) splinters blijken zeer breekbaar te zijn, waardoor deze makkelijk afbreken tot kleinere deeltjes. Kleinere deeltjes zullen de huid minder makkelijk kunnen beschadigen, onder meer vanwege hun breekbaarheid.

Omdat scherven makkelijk breken, en daarbij kleine splinters kunnen ontstaan, is er ook een kans dat splinters in ogen terecht komen. Dit is met name bij kinderen een aandachtspunt vanwege hun (onderzoekend) gedrag.

### 6.5.3 *Orale inname zonnecelscherven*

De kans op orale inname door volwassenen wordt als zeer klein beschouwd. In het onwaarschijnlijke geval dat een kleine scherf vermengd met bijvoorbeeld sla wordt ingeslikt, kunnen kleine scherven inwendige schade aan mond, slokdarm, maag en darmkanaal veroorzaken. Het verdient de aanbeveling om na een brand met zonnepanelen alert te zijn op de aanwezigheid van zichtbare zonnecelscherven op gewassen voor consumptie (zoals bij moestuinen). Het risico op orale inname van zonnecelscherven kan verder worden beperkt door deze gewassen goed te controleren en te wassen.

Orale inname van kleine zonnecelscherven door kleine kinderen vormt een iets groter risico, vanwege het hand-mondgedrag van kleine kinderen. Ook kunnen door bijten of kauwen op scherven splinters ontstaan, die kunnen worden ingeslikt. Hoewel de kans op orale inname door kinderen iets groter wordt ingeschat dan die bij volwassenen, lijkt ook deze kans niet erg groot.

Het Nationaal Vergiftigingen Informatie Centrum (NVIC) verschaft informatie over gezondheidsrisico's van scherpe en/of puntige voorwerpen<sup>40</sup>. Na inslikken van een dergelijk voorwerp kunnen irritatie van slijmvliezen, pijn, slikstoornissen, kokhalzen, (bloederige) speekselvloed, misselijkheid, (bloed)braken en buikpijn optreden. Bij scherpe of puntige voorwerpen kan perforatie van slokdarm, maag of dunne darm optreden. Ook kan obstructie van het maagdarmkanaal optreden, met name in de slokdarm. Dit gebeurt vooral bij voorwerpen met een diameter groter dan 15 mm. Kleinere voorwerpen blijven vrijwel nooit steken. Het risico op passageproblemen in de slokdarm is het grootst bij kinderen jonger dan 10 jaar, of bij mensen met pre-existente slokdarmafwijkingen. Aanvullend wordt gemeld dat bij kinderen voorwerpen langer dan 5 cm en dikker dan 2 cm na slokdarmpassage een grote kans hebben om in de maag te blijven steken.

Microscherven die als depositie op gewassen neerdalen, kunnen bij consumptie van deze gewassen in mond, slokdarm en spijsverteringskanaal terecht komen. Microscherven zullen naar

<sup>40</sup> (<https://www.vergiftigingen.info/f?p=300:HOME:.....>) (zoeken op "Vreemde voorwerpen (scherp en/of puntig)

verwachting over het algemeen door het voedsel worden meegenomen en ingekapseld, om het lichaam vervolgens via het spijsverteringskanaal te verlaten. De kans op schadelijke gezondheidseffecten van orale inname van enkele microscheren wordt als minimaal ingeschat.

#### 6.5.4 *Risico's ingestie zonnecelscherven voor dieren*

Bij orale inname van zonnecelscherven door vee worden vergelijkbare effecten genoemd als bij de mens. De laatste tijd is er toenemende aandacht voor scherp-in bij runderen, zoals beschreven door Biesheuvel et al. (2020) [22]. Scherp-in kan ontstaan doordat scherpe voorwerpen worden ingeslikt. Die doorboren de wand van de netmaag, waarna ontstekingen kunnen ontstaan. Als de netmaagwand wordt doorboord, ontstaat een buikvliesontsteking met bijbehorende ziekteverschijnselen, die in ernst toenemen als ook organen worden aangeprikt die in de buurt van de netmaag liggen, zoals de milt, de lever, het middenrif, de linkerlong of het hart. Dit kan uiteindelijk tot de dood van het dier leiden.

Als dieren grazen op een weiland waar na een brand zonnecelscherven zijn gedeponerd, kan een risico op scherp-in aanwezig zijn. De verwachting is dat herkauwers (runderen, schapen, geiten en ook herten) een grotere kans op scherp-in lopen. Schapen en geiten zijn meer selectieve grazers dan runderen, en zijn minder geneigd scherpe voorwerpen in te nemen. Paarden zijn geen herkauwers en zijn (in vergelijking tot de groep herkauwers) minder vatbaar voor scherp-in. Dit wil echter niet zeggen dat problemen door ingestie van zonnecelscherven bij paarden zijn uitgesloten.

Het is nog niet duidelijk in hoeverre het risico op scherp-in bestaat als een dier scherven van een zonnepaneel opeet. Om dit beter in kaart te brengen, kan daar extra aandacht aan worden besteed bij nieuwe branden waarbij zonnepanelen zijn betrokken. Na depositie van zonnecelscherven in begraasd gebied is het aan te bevelen dieren te monitoren op eventuele gezondheidsklachten die aan scherp-in zijn gerelateerd. Daarnaast is het aan te bevelen te voorkomen dat dieren deze scherven eten, door de scherven tijdig op te ruimen. Doordat zonnecelscherven niet over magnetische eigenschappen beschikken, zal een kooimagneet<sup>41</sup> bij runderen niet effectief zijn tegen de scherpe punten van zonnecelscherven en eventuele splinters.

#### 6.5.5 *Inhalatie van microscheren*

In rookstof en depositie zijn microscheren aangetroffen met afmetingen kleiner dan 100 µm. Die kunnen worden geïnhaleerd. Er zijn ook microscheren met een diameter kleiner dan 10 µm waargenomen, die de longblaasjes kunnen bereiken. Grotere deeltjes deponeren in de bovenste luchtwegen. Deze deeltjes kunnen via het mucociliaire klaringsmechanisme weer naar de keelholte worden gebracht, waarna ze worden ingeslikt. Zo kunnen microscheren aan de orale blootstelling bijdragen. Als deze microscheren scherpe randen en/of punten hebben, kunnen ze fysieke schade toebrengen aan de luchtwegen.

<sup>41</sup> Kooimagneet is een cilindervormige magneet die in de maag van het dier wordt gebracht. Kooimagneten trekken metalen voorwerpen aan en sluiten deze in waardoor de kans op een maagwandperforatie kleiner wordt.

Vooralsnog is weinig bekend over de mogelijke risico's voor de mens van blootstelling aan deeltjes en splinters die zijn ontstaan als gevolg van brand in zonnepanelen. Met name het risico van schade aan het luchtwegepitheel kan niet worden uitgesloten, maar het is nog onduidelijk hoe groot dat risico is. Uit waarnemingen bij deze brandexperimenten blijkt dat het aantal microscheren in de (met het oog) zichtbare rook beperkt lijkt te blijven tot een orde grootte van 50 microscheren/m<sup>3</sup>. De meeste microscheren in de rook hadden een omvang van ± 5 tot 100 µm. In de depositie op de bodem van de container werden ook grotere scherven tot +/- 500 µm gevonden. De waarnemingen en tellingen van microscheren uit luchtmonsters zijn gedaan in het voorportaal van de container met brandexperimenten in de besloten ruimte.

Hoewel microscheren net als asbestvezels kunnen worden ingeademd, is het niet juist om risico's van microscheren te vergelijken met de risico's van asbest. De gezondheidsgevaaren van asbest komen voort uit vezels met een specifieke lengte-breedte verhouding, waarvan de grenswaarde<sup>42</sup> voor een tijdgewogen gemiddelde van 8 uur (TGG8) 2.000 vezels/m<sup>3</sup> is. De deeltjesconcentratie van microscheren in zichtbare rook in het voorportaal was orde grootte 50 microscheren per m<sup>3</sup>. Doordat rook op deze locatie visueel waarneembaar was en de concentraties van schadelijke gassen nog sterk waren verhoogd, lijkt het niet realistisch dat personen hieraan langdurig onbeschermd worden blootgesteld. Daarnaast komen microscheren bij een brand incidenteel en slechts kortdurend vrij. De vergelijking van het gezondheidsrisico van microscheren met dat van asbest is onder meer vanuit dit perspectief niet juist.

Zolang onbeschermden personen niet aan rook worden blootgesteld, is de kans op inhalatie van microscheren gering. De kans op inhalatie van respirabele deeltjes is waarschijnlijk het grootst voor hulpverleners - zoals de brandweer - als zij zonder adequate ademhalingsbescherming in de nabijheid van de brand verkeren en aan verdunde rook worden blootgesteld. Gezien de luchtconcentratie van microscheren zal het aantal ingeademde microscheren ook in deze situatie beperkt zijn. Voorzichtigheidshalve kan worden aanbevolen om hier extra alert op te zijn bij branden waarbij zonnepanelen zijn betrokken.

#### 6.5.6 *Conclusie*

Fysieke schade door zonnecelscherven speelt voornamelijk een rol bij ingestie van deze scherven. Dit lijkt met name voor grazende dieren (in het bijzonder herkauwers) een risico te zijn. De kans dat kinderen een scherf in de mond nemen is klein, maar niet uit te sluiten. Het inslikken van zonnecelscherven en splinters vormt vooral een risico bij grotere scherven. Het risico op fysieke schade door ingestie van microscheren wordt als zeer gering beschouwd.

Inhalatie van microscheren is vooral dicht bij de brand en in de rook mogelijk. Uit metingen blijkt dat de concentratie microscheren per m<sup>3</sup> relatief laag is. Tegelijkertijd is er nog weinig bekend over gezondheidsgevolgen van microscheren. De verwachting is dat inhalatie van een

<sup>42</sup> [asbest | Risico's van stoffen \(rivm.nl\)](#)

geringe hoeveelheid microscheren niet snel tot gezondheidsschade zal leiden, maar voorzichtigheidshalve is het aan te bevelen dicht bij de brand en in de rook adequate luchtbescherming te gebruiken, temeer omdat er naast microscheren van zonnecellen ook andere inhaleerbare deeltjes in de rook aanwezig kunnen zijn. Blootstelling aan rook zonder adequate beschermingsmiddelen dient altijd zo veel mogelijk te worden vermeden, omdat alle rook schadelijke verbrandingscomponenten bevat.

Het handmatig breken van zonnecelscherven kan tot vorming van splinters en microscheren leiden. Onder bepaalde omstandigheden kunnen deze deeltjes in de ogen komen of worden geïnhaleerd.

#### 6.5.7 *Handelingsperspectieven*

Het is zinvol om na een brand zichtbare zonnecelscherven op te ruimen. Het verdient de voorkeur dit met handschoenen te doen. Als dit met blote handen gebeurt, is het verstandig de handen na afloop met water en zeep te wassen en tot die tijd niet te eten, drinken en hand-mondcontact te vermijden. Het wordt ontraden zonnecelscherven te breken in de buurt van luchtwegen en ogen.

Het is aan te bevelen zonnecelscherven in de publieke ruimte tijdig op te ruimen, met name op plaatsen waar kinderen spelen. Zijn er zonnecelscherven aanwezig in moestuinen, dan wordt geadviseerd gewassen extra goed te reinigen om kleine zonnecelscherven en microscheren van de gewassen te verwijderen. Zichtbare scherven kunnen handmatig van gewassen worden verwijderd.

Voor grote oppervlakken in het buitengebied zal voor het opruimen van zonnecelscherven een afweging moeten worden gemaakt tussen onder meer praktische haalbaarheid van saneringsmethoden, het aantal scherven per oppervlakte-eenheid, het seizoen van depositie en de gebiedsbestemming.

## 6.6 **Depositie metalen en PAK op gewassen**

### 6.6.1 *Inleiding*

De beoordeling van gewassen is gebaseerd op de in paragraaf 3.3.4 weergegeven meetresultaten van de experimenten in de besloten ruimte. Deze beoordeling is door WFSR uitgevoerd.

### 6.6.2 *Beoordeling metalen op gewassen*

De geanalyseerde gewassen zijn gerapporteerd in mg metalen per kg gewas. Uit de meetresultaten blijkt dat veruit de meeste meetresultaten onder de rapportagegrens liggen. Sommige meetresultaten laten wat hogere concentraties zien (zoals van fosfor en magnesium), maar deze concentraties zijn ook aanwezig bij de blanco (niet-blootgestelde) gewassen. Dit is voor de elementen fosfor en magnesium logisch, omdat dit essentiële elementen in de bouwstenen van de gewassen zijn.

Een uitzondering op deze meetresultaten zijn twee metingen voor aluminium bij experiment 7, waarbij 49 versus 120 mg aluminium /kg basilicum is aangetroffen. Bij de andere experimenten waren de aluminiumgehalten niet verhoogd. Deze meting is afwijkend van andere meetwaarden, en wordt als niet representatief beschouwd.



### 6.6.3 Beoordeling PAK op gewassen

Voor levensmiddelen is van alle PAK alleen benzo(a)pyreen gereguleerd (1881/2006), waarbij de wetgeving zich focust op oliën en vetten, gerookte vlees- en visproducten, schaal- en schelpdieren, zuigelingenvoeding en dieetvoeding voor medisch gebruik. De normen in de wetgeving variëren van 1 tot 10 µg/kg versgewicht (zie tabel 6-3 op deze pagina). Voor gewassen is geen specifieke wet- en regelgeving waaraan meetresultaten kunnen worden getoetst.

*Tabel 6-3 Samenvatting van het overzicht van maximumgehalten PAK zoals weergegeven in bijlage I afdeling 6, volgens de geconsolideerde versie van Verordening (EG) Nr. 1881/2006 van de Commissie van 19 december 2006, tot vaststelling van de maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen.*

<b>Afdeling 6: Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)</b>		
<b>Levensmiddelen</b>		<b>Maximumgehalten (µg/g vers gewicht)</b>
6.1	<b>Benzo[a]pyreen</b>	
6.1.1	Oliën en vetten (met uitzondering van cacao boter) die bestemd zijn voor rechtstreekse menselijke consumptie of om te worden gebruikt als ingrediënt in levensmiddelen	2,0
6.1.2	Gerookt vlees en gerookte vleesproducten	5,0
6.1.3	Vlees van gerookte vis en gerookte visserijproducten met uitzondering van tweekleppige weekdieren	5,0
6.1.4	Vlees van vis anders dan gerookte vis	2,0
6.1.5	Schaaldieren, koppotigen, anders dan gerookt	5,0
6.1.6	Tweekleppige weekdieren	10,0
6.1.7	Bewerkte voedingsmiddelen op basis van granen en babyvoeding voor zuigelingen en peuters	1,0
6.1.8	Volledige zuigelingenvoeding en opvolgzuigelingenvoeding, met inbegrip van zuigelingenmelk en opvolgmelk	1,0
6.1.9	Dieetvoeding voor medisch gebruik speciaal bestemd voor zuigelingen	1,0

Bij het toetsen van de meetresultaten is uitgegaan van het laagste maximumgehalte van 2,0 µg benzo[a]pyreen/kg versgewicht gewas. De maximumgehalten van 1,0 µg/kg voor zuigelingenvoeding en dieetvoeding voor medisch gebruik zijn buiten beschouwing gelaten.

Uit de resultaten blijkt dat alle blootstellingen boven de 2,0 µg/kg versgewicht zijn, met uitzondering van de blanco's en de spuitjes waarvan de buitenste schil is verwijderd. Dit laatste geeft aan dat de PAK niet (snel) penetreren in het gewas, maar vooral op het oppervlak of in de waslaag van de gewassen zitten. Daarnaast tonen groenten met een relatief groot oppervlak in verhouding tot de massa (bladgroenten)

beduidend hogere meetwaarden dan groenten met een gering oppervlak in verhouding tot de massa (kool en spruitjes). Bieslook toont het hoogste gehalte benzo[a]pyreen van 13 µg/kg. Wanneer gewassen worden gespoeld met water, is er slechts een beperkte afname van de PAK.

In vergelijking de aangetroffen gehalten benzo[a]pyreen wordt het (niet wettelijke) maximumgehalte met een factor 1,5 tot 6,7 overschreden. De gemiddelde overschrijding is een factor 2,7. Doordat de omvang van de overschrijding beperkt is, en de meetwaarden uit een besloten ruimte zijn, zal de hoeveelheid PAK op gewassen bij branden met alleen zonnepanelen de norm naar verwachting niet overschrijden. De kans op overschrijding toe neemt toe als naast zonnepanelen nog andere kunststoffen meebranden, en als de rook niet opstijgt maar over de gewassen heen trekt.

## 6.7 Invloed van zonnecelscherven op bodemkwaliteit

Om de beïnvloeding van de bodem door de depositie van lood of loodhoudende scherven te verkennen, is berekend hoeveel scherven er nodig zijn om de concentratie lood in een schone bodem te verhogen tot de zogenoemde achtergrondwaarde. De achtergrondwaarde is opgenomen in de regeling bodemkwaliteit (Rbk 2007<sup>43</sup>), en is bepaald op basis van relatief onbeïnvloede bodems in Nederland. Grond die voldoet aan de achtergrondwaarde mag vrij worden toegepast, bijvoorbeeld na afgraving. Als de achtergrondwaarde wordt overschreden, is er sprake van beïnvloeding van de bodem. Er is nog geen sprake van onacceptabele effecten op de gezondheid of ecologie.

Voor lood is de achtergrondwaarde gelijk aan 50 mg/kg grond. Uitgaande van:

- een maximale concentratie lood van 1.100 µg/g scherv;
- een bodemvolume van 0,1 m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup> (1 m lang x 1 m breed x 0,1 m diep);
- een generieke soortelijke massa van de bodem van 1.200 kg/m<sup>3</sup>, zoals beschreven in het blootstellingsmodel voor gezondheidsrisico's door bodemvervuiling (van Breemen et al. 2020 [25]).

Kan worden vastgesteld dat er 5,5 kg scherven per m<sup>2</sup> oppervlak nodig is om bij schone (loodvrije) grond tot een overschrijding van de achtergrondwaarde van lood te komen.

De hoeveelheden op zonnecelscherven aangetroffen PAK zijn in verhouding significant lager dan die van lood. Zonnecelscherven zullen ten aanzien van PAK minder snel (dan lood) leiden tot een overschrijding van bodemnormen. N.B.: dit geldt alleen voor scherven van zonnecellen, niet voor depositie van kleine deeltjes.

<sup>43</sup> Rbk 2007: <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085/2022-01-01#BijlageB>

Hoewel het niet realistisch is dat depositie van scherven van zonnecellen leidt tot overschrijding van bodemnormen voor schadelijke stoffen, geldt in de bodemwetgeving een zorgplicht. Die is tweeledig:

1. men dient alle maatregelen te nemen om verontreiniging van de bodem te voorkomen;
2. indien er toch sprake is van een verontreiniging, dient men zorg te dragen voor herstel (de herstelplicht).

Omdat er bij een brand sprake is van een incidenteel en oncontroleerbaar moment, is het niet mogelijk om op voorhand maatregelen te nemen om verontreiniging te voorkomen. Daarom wordt vanuit het perspectief van bodemkwaliteit, in lijn met eerdere handelingsopties, geadviseerd om na een brand de zichtbare scherven op te ruimen.



## 7 Conclusies en aanbevelingen

### 7.1 Conclusies

#### *Rook*

Een brand met zonnepanelen kenmerkt zich voornamelijk als een brand met kunststoffen, wat onder meer leidt tot de vorming van PAK, CO en verschillende koolwaterstoffen. Wanneer in panelen stikstofhoudende kunststoffen zijn verwerkt, kunnen cyaanwaterstof (HCN) en isocyanaten vrijkomen<sup>44</sup>. Bij deze experimenten zijn beide stoffen aangetoond. In de geteste panelen zijn nauwelijks of geen elementen van chloor en broom aangetroffen, waardoor vorming van dioxinen niet mogelijk is.

Naast kunststoffen zijn in zonnepanelen relatief geringe hoeveelheden metalen verwerkt. De metalen die in de panelen zijn verwerkt, zoals lood, tin en aluminium, worden ook in rook teruggevonden. Specifiek Cd-Te dunne film panelen bleken niet bij te dragen aan verspreiding van de schadelijke stoffen cadmium en tellurium. Vanuit gezondheidskundig perspectief is lood het meest relevante toxische metaal dat in de rook van zonnepaneelbranden is aangetroffen.

De hoeveelheden gevaarlijke stoffen die door branden met zonnepanelen vrijkomen, zijn uiteindelijk beperkt. Dit geldt ook voor lood. Individuele alarmeringsgrenswaarden in de omgeving zullen door een brand met uitsluitend zonnepanelen in de praktijk niet snel worden overschreden. Desondanks blijft rook van zonnepanelen schadelijk, en moet blootstelling aan deze rook zoveel mogelijk worden vermeden. Bij branden in gebouwen met zonnepanelen dragen de verbrandingsproducten van de panelen bij aan de toxiciteit van de rook. Die toxiciteit wordt echter grotendeels bepaald door de verbrandingsproducten van de gebouwen, de daarin aanwezige materialen en de mate van verdunning van de rook voordat blootstelling plaatsvindt.

#### *Depositie van toxische (stof)deeltjes*

Branden met zonnepanelen kunnen leiden tot depositie van stofdeeltjes waarin PAK, metalen en andere componenten voorkomen. In gedeponeerde stofdeeltjes zijn dezelfde metalen waargenomen als in de rook, waarbij op toxicologisch vlak opnieuw lood het meest relevant is. Ook zijn verhoogde concentraties PAK in de depositie aangetroffen. De gezondheidsrisico's door blootstelling aan PAK en metalen via contact met vervuilde oppervlakken zijn bij eenmalige blootstelling niet noemenswaardig. Ook is het niet realistisch dat alleen depositie van lood uit zonnepanelen leidt tot een overschrijding van normen ten aanzien van bodemkwaliteit.

De kans op blootstelling aan depositie van metalen en PAK is groter wanneer met PAK en metalen vervuilde gewassen worden geconsumeerd. Hoewel er geen wettelijke normen zijn voor maximaal

<sup>44</sup> ABS (acrylonitrilbutadienestyreen) en polyurethaan zijn voorbeelden van stikstofhoudende kunststoffen die in zonnepanelen kunnen worden verwerkt.

toelaatbare hoeveelheden PAK op gewassen, lijken bij branden met zonnepanelen de gezondheidsrisico's van PAK op gewassen relevanter dan de gezondheidsrisico's van metalen. Daarbij dient te worden opgemerkt dat de meetresultaten in de container een niet-realistisch worstcase beeld geven. De oppervlakte-massa verhouding is bij gewassen van invloed op de concentratie PAK in het gewas. De experimenten laten zien dat de gewassen met een relatief groot oppervlak (bieslook en bladsla) hogere concentraties schadelijke PAK per kilogram consumeerbaar gewas bevatten dan gewassen met een klein oppervlak (spruitjes).

### *Zonnecelscherven*

Bij branden met zonnepanelen kunnen scherven van de lichtgewicht zonnecellen vrijkomen en in de omgeving worden verspreid. Dat gebeurt bij zowel mono- als polykristallijne zonnepanelen. Bij branden met dunne film panelen komen geen zonnecelscherven vrij. Het vrijkomen van scherven kan alleen plaatsvinden nadat de zonnecellen van de encapsulanten zijn losgebrand. Vervolgens is een sterke luchtthermiek (dus een grote rookpluim) nodig om scherven van zonnecellen tot op grotere afstanden in de omgeving te verspreiden. Bij een 'juiste timing' en de combinatie van een aantal factoren zoals het losbranden van zonnecellen, sterke pluimstijging en instorten van het dak kunnen zonnecelscherven tot ver in de omgeving worden verspreid. Als het tijdens de brand hard waait, kan het verspreidingsgebied nog groter worden in vergelijking dan bij een vergelijkbare brand met weinig wind. Verspreiding van zonnecelscherven tot op grote afstand is niet waarschijnlijk bij branden in zonneweides.

De zonnecelscherven bevatten kleine hoeveelheden zware metalen, waarvan lood vanuit het oogpunt van mogelijke risico's voor de gezondheid het meest relevante metaal is. Vergeleken met de achtergrondinname is het extra gezondheidsrisico als gevolg van de berekende eenmalige blootstelling echter gering. Hoewel daarnaast zeer kleine hoeveelheden PAK op scherven zijn gemeten, wordt het extra risico op kanker bij eenmalige blootstelling hieraan als verwaarloosbaar beschouwd. Net als bij depositie van kleine deeltjes, is het niet realistisch dat depositie van lood uit zonnecelscherven leidt tot een overschrijding van normen ten aanzien van bodemkwaliteit.

Zonnecelscherven hebben vaak scherpe punten en breken snel. Bij het handmatig breken van zonnecelscherven kunnen splinters ontstaan. Zonnecelscherven en splinters vormen vooral een risico bij ingestie. De verwachting is dat dit met name bij grazende dieren (en in het bijzonder herkauwers) een gezondheidsrisico kan vormen. Over de omvang van het risico is nog weinig bekend. De kans op ingestie van zonnecelscherven door mensen lijkt zeer klein. Er is ook een geringe kans dat bij het (handmatig) breken van scherven kleine deeltjes in ogen terechtkomen of worden ingeademd.

Naast zichtbare zonnecelscherven komen in de rook ook microscherven voor, die niet met het blote oog waarneembaar zijn. Deze kunnen worden ingeademd of in de voedselketen terechtkomen. Het vrijkomen van kleine deeltjes is niet uniek bij branden, maar het vrijkomen van scherpe silicium microscherven lijkt typerend voor kristallijne panelen.

Er is nog weinig bekend over het gezondheidsrisico van deze microscherfjes, maar het lijkt waarschijnlijk dat het gezondheidsrisico van inhalatie en ingestie beperkt is. Dit komt mede doordat de aantallen microscherfjes laag zijn. Microscherfjes groter dan 10 µm zullen door het longepitheel naar de slokdarm worden afgevoerd. Kleine, met het blote oog onzichtbare microscherfjes zullen waarschijnlijk over het algemeen in het maag-darm systeem door voedsel worden ingekapseld en het lichaam met de ontlasting verlaten.

#### *Eigenschappen van zonnepanelen bij en na brand*

Bij voldoende warmtetoevoeging branden uiteindelijk alle zonnepanelen mee, zowel glas-folie als glas-glas panelen. Er zijn grote verschillen in de tijdsduur waarbinnen zonnepanelen gaan meebranden. Deze tijdsduur wordt beïnvloed door de brandklasse van de onderlaag van het paneel. Glas-glas panelen bleken over het algemeen later mee te branden dan glas-folie panelen. Ook tussen glas-folie panelen onderling zijn grote verschillen waargenomen in de tijdsduur waarbinnen deze gaan meebranden.

Uitbreiding van brand in zonnepanelen blijkt vooral snel te verlopen wanneer er onder de zonnepanelen een brandbare ondergrond aanwezig is, en de zonnepanelen zich dicht op deze ondergrond bevinden. Bij zonneweides zijn deze omstandigheden over het algemeen niet aanwezig. De kans op een brand met depositie van grote hoeveelheden zonnecelscherven tot op grote afstand van de brand lijkt daarom bij zonneweides zeer gering.

Het glas van de panelen breekt bij brand niet zoals thermisch gehard (veiligheidsglas) onder normale omstandigheden hoort te breken. Door de hitte van de brand verdwijnen de spanningen in het glas die bij glasbreuk onder normale omstandigheden tot verbrijzelen leiden. Hierdoor kunnen bij glasbreuk door brand scherpe glasscherven ontstaan, die ook na de brand een risico op snijwonden kunnen opleveren.

## **7.2 Aanbevelingen**

Het relatief nieuwe fenomeen van depositie van zonnecelscherven in de omgeving na branden met zonnepanelen vraagt vanuit het principe van zorgplicht om een landelijk protocol voor een gerichte aanpak van het opruimen van deze zonnecelscherven. Factoren die van invloed zijn op de invulling van dat protocol zijn bijvoorbeeld de gebruiksfunctie van het gebied, de hoeveelheid scherven per oppervlakte-eenheid en het seizoen waarin de depositie plaatsvindt. Door hoog opgeschoten gewassen in de zomer kan bijvoorbeeld een andere aanpak gewenst zijn dan in de winter, wanneer deze gewassen niet aanwezig zijn.

Na depositie van zonnecelscherven in begraasd gebied is het aan te bevelen vee te monitoren op eventuele gezondheidsklachten die kunnen zijn gerelateerd aan scherp-in door ingestie van zonnecelscherven. De resultaten van dergelijk onderzoek zouden mogelijk inbreng kunnen leveren voor een actualisering van het protocol voor het opruimen van zonnecelscherven.

De brandexperimenten zijn toegespitst op de huidige generatie kristallijne panelen. Wordt in de toekomst gebruikgemaakt van grote aantallen zonnepanelen met een andere samenstelling, dan is het zinvol opnieuw onderzoek uit te voeren naar de gevolgen van branden met deze panelen.

Bij branden met depositie van zonnecelscherven in de omgeving kan het zinvol zijn om de verspreiding van scherven te onderzoeken in relatie tot het soort brand, de pluimontwikkeling en de weersomstandigheden. Daarmee kunnen de bevindingen van dit onderzoek in de praktijk nader worden getoetst.



## Dankwoord

Voor dit rapport heeft het RIVM onderzoek gedaan naar concentraties in de lucht en depositie van schadelijke stoffen die vrijkomen bij branden met zonnepanelen. Een aantal mensen en organisaties hebben dit mogelijk gemaakt. We willen de volgende mensen bedanken voor hun inzet en bijdrage aan het onderzoek:

- Vergelijk- en adviesplatform [www.zonnepanelen.net](http://www.zonnepanelen.net): Marcel Blaauw
- Twente Safety Campus: Quido Harmsen, Jan Bosch, Silke Leenstra, Romi Dahmen, Bart Kuiper en Folkert van der ploeg
- WFSR: Corina Smits
- NVPU: André Meester en Roy Weghorst
- TNO: Peter Tromp
- Veiligheidsregio Amsterdam-Amstelland: Machteld Lamers
- NIPV: Martina Duyvis
- GD diergezondheid: Deon van der Merwe en Lotte Roos
- Milieu Ongevallendienst van het RIVM: Edith van Putten, Margot Boshuis-Hilverdink, Arjan de Jonge, Henry Keijzer, Willie Peijnenburg, Lisette Pompe, Hans Creemers, Liesbeth Dings, Walther Klerx en Naömi Weibolt
- Overig RIVM: Ellen Brand

Het onderdeel van het onderzoek gerelateerd aan voedselveiligheid door WFSR is mogelijk gemaakt door financiering vanuit het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (WOT-02-006-002).



## Referenties

1. IFV Instituut Fysieke Veiligheid (2020). Vooronderzoek depositie bij branden met zonnepanelen. Een verkennende studie naar de depositie van verbrandingsproducten als gevolg van brand met substantiële hoeveelheden zonnepanelen. Arnhem: IFV.
2. IFV Instituut Fysieke Veiligheid (2021a) *Depositie bij branden met zonnepanelen*. Arnhem: IFV
3. TÜV Rheinland Energie und Umwelt GmbH. (2018). Assessing Fire Risks in Photovoltaic Systems and Developing Safety Concepts for Risk Minimization. Keulen: TÜV.
4. Krüger S., Teichmann B., Despinasse M. & Klaffke B. (2014). Systematische Untersuchung des Brandverhaltens und des Feuerwiderstandes von PV-Modulen einschließlich der missionen im Brandfall und Entwicklung eines Prüfverfahrens zum Einfluss von PV-Modulen auf die harte Bedachung. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag.
5. Liciotti C., Cancelliere P., Cardinali M. & Puccia V. (2014). Analysis of the combustion fumes and gases released during the burning of some C-Si PV modules, in: 29th European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition, Copenhagen: European Environment Agency.
6. Fthenakis V.M., Fuhrmann M., Heiser J., Lanzirotti A., Fitts J., & Wang W. (2005). Emissions and encapsulation of cadmium in CdTe PV modules during fires. *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 13, 713–723.
7. LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2011). Berechnung von Immissionen beim Brand einer Photovoltaik-Anlage aus Cadmiumtellurid-Modulen. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
8. Yin L., Jiang Y. & Qiu R. (2018). Combustion Behaviors of CIGS Thin-Film Solar Modules from Cone Calorimeter Tests. *Materials* 11, 1353-1356.
9. Wohlgemuth, J. (2017). Photovoltaic cells. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, <https://doi.org/10.1002/0471238961.16081520070125.a01.pub3>.
10. Liao B., Yang L., Ju X., Peng Y. & Gao Y. (2020). Experimental study on burning and toxicity hazards of a PET laminated photovoltaic panel. *Solar Energy Materials & Solar Cells*, 206, 110295.
11. Chow C.L., Han S.S. & Ni X.M. (2017). A study on fire behaviour of combustible components of two commonly used photovoltaic panels. *Fire Materials* 41, 65–83.
12. Yang H.-Y., Zhou X.-D., Yang L.-Z. & Zhang T.-L. (2015). Experimental Studies on the Flammability and Fire Hazards of Photovoltaic Modules. *Materials*, 8, 4210-4225.
13. Ju X., Zhou X., Zhao K., Hu Y., Mu T., Ni Y. & Yang L. (2017). Experimental study on burning behaviors of photovoltaic panels with different covering using a cone calorimeter. *Journal of Renewable and Sustainable Energy* DOI: 10.1063/1.4990830.

14. Mennen M.G. en Belle N.C.J. van (2007). Emissies van schadelijke stoffen bij branden. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM rapport nr. 609021051.  
<https://www.rivm.nl/publicaties/emissies-van-schadelijke-stoffen-bij-branden>
15. IFV Instituut Fysieke Veiligheid (2021b) Infoblad energietransitie voor incidentbestrijders Arnhem: IFV
16. Mennen M.G., Geraets L., ter Burg W., Elberse J.E., van Putten E.M., Boshuis-Hilverdink M.E., van Veen N.W. (2021) RIVM-rapport Depositieonderzoek IJmond 2020. Monsternamen, analyse en risicobeoordeling van PAK en metalen in neergedaald stof binnen- en buitenshuis in de IJmondregio. RIVM-rapport 2021-0110
17. B. Tiesjema | A.J. Baars (2009) Re-evaluation of some human toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001
18. Heringa M.B., Janssen P. RIVM (2018). Achtergrondinformatie over chroom-6: gebruik, voorkomen in het leefmilieu en gedrag in het lichaam. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2018-0051.  
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2018-0051.pdf>
19. RIVM (2017). Evaluation of health risks of playing sports on synthetic turf pitches with rubber granulate: Scientific background document. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapport 2017-0017.  
<https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2017-0017.pdf>
20. ECHA (2018). Annex XV restriction report - eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in granules and mulches used as infill material in synthetic turf pitches and in loose form on playgrounds and in sport applications. Dossier Submitter: The Netherlands. July 2018
21. L. Geraets, M. Ruijten, K. Mahieu, P. Bos: Handreiking voor de afleiding van interventiewaarden voor incidentbestrijding (RIVM-rapport 2019-0055)
22. M. Biesheuvel, E. van Garderen, D van der Merwe en I. Bos: Analyse van Scherp-in bij ter sectie aangeboden runderen (8-2020)
23. Moskowitz P., Bernholc N., Fthenakis V.M., Pardi R., Steinberger H., Thumm W., Environmental, Health and Safety Issues of Cadmium Telluride Photovoltaic Modules, Advances in Solar Energy, Vol. 10, Chapter 4, American Solar Energy Society, Boulder CO, 1990.
24. Handbook of Chemistry and Physics, 60th edition, CRC Press, 1979.
25. van Breemen PMF, Quik J, Brand E, Otte PF, Wintersen AM, Swartjes FA, Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description (CSOIL 2020)
26. Brussels instituut voor milieubeheer (BIM), Fotovoltaïsche zonne-energie module 3 werking en technologieën, november 2010
27. P.E. Boon, J.D. te Biesebeek, G. van Donkersgoed: Dietary exposure to lead in the Netherlands RIVM Letter report 2016-0206

## Lijst met afkortingen

AGW	Alarmeringsgrenswaarde
BaP	Benzo[a]pyreen
FTIR	Fourier transform infrared
GC-MS	Gas Chromatography–Mass Spectrometry
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
KFG	Kleinfiltergeräte
LBW	Levensbedreigende waarde
LOR	Limit of Reporting
LOD	Limit of Detection
MOD	Milieu Ongevallen Dienst van het RIVM
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
VRW	Voorlichtingsrichtwaarde
WFSR	Wageningen Food Safety Research - WUR
XRF	Röntgen Fluorescentiespectroscopie
ZZS	Zeer Zorgwekkende Stoffen



## Bijlage 1 Methodiek uitvoering brandexperimenten besloten ruimte

### B1.1 Inleiding

In deze bijlage zijn details van de brandexperimenten in de besloten ruimte uitgewerkt. Specificaties van de brandexperimenten in de open lucht zijn niet nader beschreven, omdat het RIVM hier te gast was en het geen RIVM-brandexperiment betrof.

### B1.2 Container

De brandexperimenten in de besloten ruimte zijn in een container met een inhoud van +/- 23m<sup>3</sup> uitgevoerd (l 470 cm x b 225 cm x h 220 cm). Dit betreft het tijdens de experimenten afsluitbare deel van de container. De container is afgetimmerd en afgewerkt met gipsplaten, en voorzien van een tweetal ramen en een deur.



*Figuur 0-1 Linker foto: de container tijdens het eerste experiment, rechts het interieur van de container voor de eerste test.*

Aan de zijde van de toegangsdeur bevindt zich een voorportaal. In het voorportaal zijn depositie- en luchtmonsters genomen om een beeld te krijgen van de hoeveelheid rook die 'verloren' is gegaan en zich niet heeft afgezet in depositie. Vanaf experiment 2 is bij elk experiment na zes minuten brandduur de deur op een kier van +/- 5 cm gehouden. Daarnaast is vanaf experiment 4 een grotere luchttoevoer gerealiseerd, door van de onderzijde van de deur 15 cm af te zagen. Hierdoor werd een continue toevoer van frisse lucht van onderaf bevorderd.



*Figuur 0-2 De container tijdens een experiment op dag twee. De brandweerman staat in het voorportaal. De deur gaat hier op een kier en de onderzijde van de deur heeft een opening van +/- 15 cm. Linksboven in beeld een indruk van de rook die na openen van de deur wegstroomde.*

### B1.3 Opstelling panelen

De panelen zijn in de container onder een hoek van +/- 10° op een open rek geplaatst. Deze hellingshoek is representatief voor zonnepanelen op platte daken. Het rek bevond zich in het midden van de ruimte. De panelen zijn tot ontbranding gebracht met een ringbrander (de ring werd gevormd door een soort vierkant met zijden van 265mm, +/- 15 cm onder het paneel). De gasbrander is voorzien van een propaan-butane gasmix. De zonnepanelen zijn zo gepositioneerd dat de vlam van de brander het midden van de panelen verhitte.



*Figuur 0-3 Links: De tafel waarop de experimenten worden uitgevoerd. De koppen van de rode pijlen geven een indicatie waar de thermokoppels aan de onderzijde van het paneel zich bevonden. Deze waren bevestigd om de stalen balk waar de pijlen beginnen. Rechts: de vlam zonder paneel bij een nulmeting.*

De afmetingen van de kristallijne panelen kwamen bij benadering overeen met van de bovenzijde van de tafel (100 x 170 cm). De dunne film panelen waren kleiner. Deze panelen zijn met behulp van keramische tegels omhoog geschoven, zodat het vlamcontact ook bij deze panelen in het midden van het paneel plaatsvond. Op het frame lag een gaaswerk (betonijzermat), waarop de ringbrander stond. De gehanteerde branderkop is conform de norm CEN/TC 127/WG 5. Overige aspecten zoals gasmengsel, gasdruk etc. zijn niet uit deze norm overgenomen, waardoor deze brandtesten ten aanzien van (onder meer) stralingswarmte niet volledig aan deze norm voldoen. De verwachting is dat het brandvermogen van  $15 \pm 1$  kW uit de norm CEN/TC 127/WG 5 in orde grootte is bereikt.

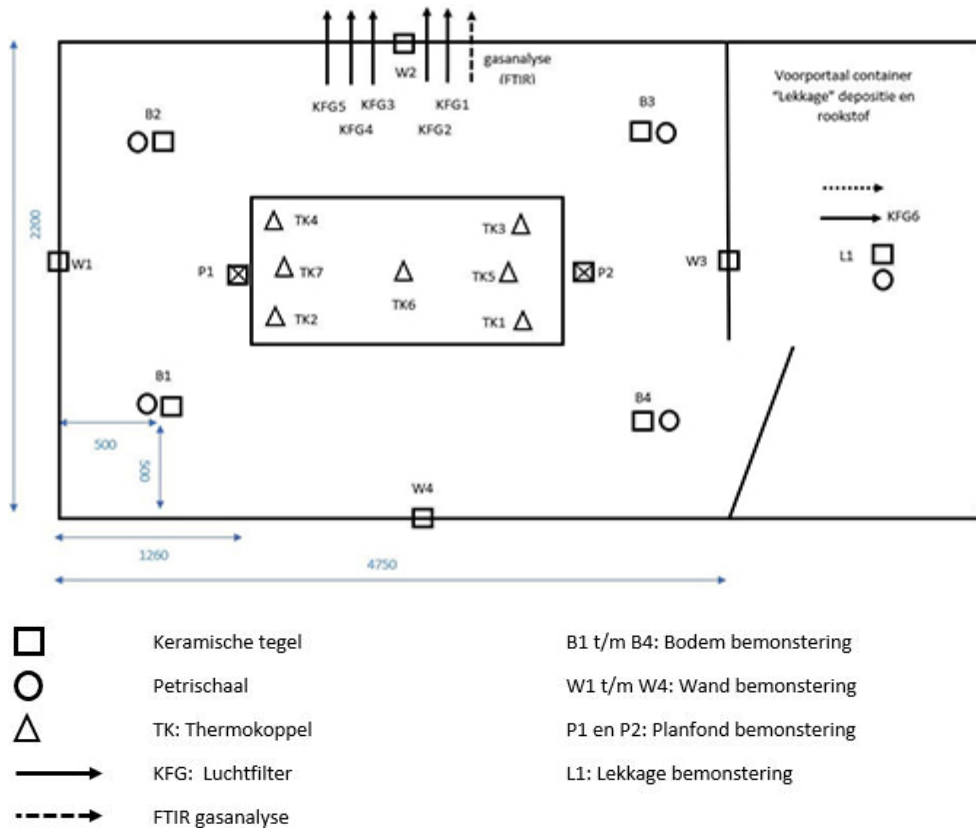
### B1.4 Monsternamepunten en codering

In Figuur 0-4 is een schematische weergave van de binnenruimte en de monsternamepunten weergegeven. De volgende codering is daarbij toegepast: B=bodem, W=wand, P=plafond, KFG=luchtmonsterfilter, TK=thermokoppel.

De monsternamepunten wand (W, KFG en FTIR) zijn op een hoogte van 150 cm geplaatst. Op de bodem zijn zowel keramische tegels als



petrischaaltjes geplaatst, aan de wand en het plafond enkel keramische tegels. De afmeting van de keramische tegels is 15 cm x 15 cm. Ze zijn (indien nodig) bevestigd met een beugel van ijzerdraad. De ronde petrischalen hebben een oppervlak van 145 cm<sup>2</sup>. Thermokoppels zijn met aluminium tape op onder- en bovenzijde van het zonnepaneel bevestigd (zie bijlage 3).



Figuur 0-4 Overzicht locatie monsternamenpunten in de besloten ruimte.

## B1.5 Tijdspad experimenten

Per experiment is de brander tien minuten ingeschakeld. Om te voorkomen dat de brand (te veel) zuurstofbeperkt raakte, is bij experiment 4 na zes minuten de deur op een kier van ca 5 cm geopend. Daarnaast is vanaf experiment 4 ongeveer 15 cm van onderzijde van de deur verwijderd, zodat een continue luchttoevoer werd geborgd. Op tien minuten na aanvang van de test werd de brander uitgeschakeld. Na twaalf minuten werd de deur volledig geopend om de rook uit de container te laten ontsnappen. Alle metingen zijn na achttien minuten beëindigd. Er is bij geen enkel experiment een blusactie uitgevoerd.

De luchtmonsters (KFG 1-5) zijn op  $t=0$  min,  $t=3$  min,  $t=6$  min,  $t=9$  min en  $t=12$  min aangezogen. De monsternametijd was ingesteld op maximaal drie minuten. Doordat veel filters in de brandruimte vrijwel direct verzadigd waren, sloeg de pomp vrijwel altijd sneller af. De luchtmonsters in het voorportaal van de container kon over het algemeen het hele experiment door bemonsteren. Per experiment was één reserve-rookfilter beschikbaar, dat kon worden ingeschakeld als de pomp te snel afsloeg.

Ter hoogte van luchtmonsterpunt KFG 1 zijn rookgassen geanalyseerd met FTIR. De meetwaarden worden sterk beïnvloedt door de locatie en hoogte van het meetpunt. Daarom geven deze meetwaarden vooral een indicatief beeld.

De grafieken van het temperatuurverloop per experiment zijn terug te vinden in [bijlage 3].

Tijdens enkele experimenten zijn ook gewassen en brandweerkleding blootgesteld. De meetlocatie voor gewassen is locatie B3 en voor de brandweerkleding locatie B2. Blootgestelde gewassen zijn spruitjes, bieslook, basilicum en sla. De brandweerkleding bestond uit stalen stof van de buitenzijde van een bluspak, met afmetingen van circa 4 x 10 cm.



*Figuur 0-5 Spruitjes op petrischaal en een verbrand zonnepaneel na afloop van een experiment.*

Aan het einde van het experiment werd minimaal een kwartier geventileerd voordat de monsters werden verwijderd, scherven van zonnecellen werden verzameld, het verbrande paneel werd verwijderd en de container werd schoongemaakt voor het volgende experiment.

## **B1.6 Weersomstandigheden en locatie experimenten**

De brandexperimenten hebben op 20 en 21 september 2021 plaatsgevonden op het terrein van de Twente Safety Campus. De weersomstandigheden waren beide dagen min of meer gelijk wat betreft de windsnelheid (gemiddeld 2,5 m/s vs. 1,7 m/s, het hoogste uurgemiddelde was 4,0 m/s op beide dagen). De overheersende windrichting was op 20 september oost-noord-oost, terwijl deze op 21 september west-zuid-west was. De toegang van de container was op het westen georiënteerd. De gewijzigde windrichting kan depositiemetingen dicht bij de deuropening van de container hebben beïnvloed.

## Bijlage 2 Informatie over toegepaste zonnepanelen

In onderstaande tabellen is informatie over de gebruikte zonnepanelen per experiment in de besloten ruimte weergegeven. Bij het experiment in de open lucht zijn uitsluitend CanadianSolar panelen toegepast, identiek aan die bij experiment 2 van de experimenten in de besloten ruimte.

*Tabel 0-1 Overzicht van de verschillende soorten zonnepanelen die zijn toegepast bij de brandexperimenten. In deze tabel staan zowel de panelen die zijn toegepast bij de experimenten in de besloten ruimte als de panelen die zijn toegepast bij de experimenten in de open lucht.*

Exp	Merk zonnepaneel	Type nummer/ model	Type zonnepaneel	Constructie	W (Pmax)	Aantal zonnecellen
1	Kaneka	CEA201	Dunne film	glas-glas	54	n.a.
2	CanadianSolar	CS6K-275P	Poly-kristallijn	glas-folie	275	60
3	Denim	SC R M325BTG	Mono-kristallijn	glas-glas	325	60
4	AEG	AS-M1202Z-GH(G1)-330/HV	Mono-kristallijn	glas-glas	330	120
5	Longi	LR4-60HPB-360M	Mono-kristallijn	glas-folie	360	120
6	JA Solar	JAM60S21-365/MR	Mono-kristallijn	glas-folie	365	120
7	TrinaSolar	TSM-270PE05A	Poly-kristallijn	glas-folie	270	60
8	JA Solar	JAP60S10_285/SC	Poly-kristallijn	glas-folie	285	120
9	First Solar	FS-275	Dunne film cadmium-tellurium	glas-glas	75	n.a.

Voor een overzicht van veiligheidseigenschappen van de verschillende panelen is gezocht naar datasheets. In deze datasheets is geen volledig beeld gevonden. In onderstaande tabel is de beschikbare informatie weergegeven. Het kan zijn dat verschillende eenheden of klassen worden gebruikt. Dit speelt bijvoorbeeld bij brandklasse, waar zowel Class C als Class 1 voorkomt. Ook zijn niet-formele termen zoals 'vuurbestendig' uit infobladen overgenomen als er geen specifiekere kwalificatie beschikbaar was. Ook is de term letterlijk uit de datasheet overgenomen. Heat tempered glass is thermisch gehard glas. Gehard glas kan zowel thermisch als chemisch gehard zijn. Niet in alle gevallen wat te herleiden welk type werd bedoeld.

*Tabel 0-2 Overzicht van gevonden veiligheidsinformatie over de verschillende soorten zonnepanelen die bij de brandexperimenten zijn toegepast. Informatie die niet werd gevonden is weergegeven met n.b. (niet beschikbaar). De betrouwbaarheid van de kolom brandklasse is beperkt<sup>45</sup>*

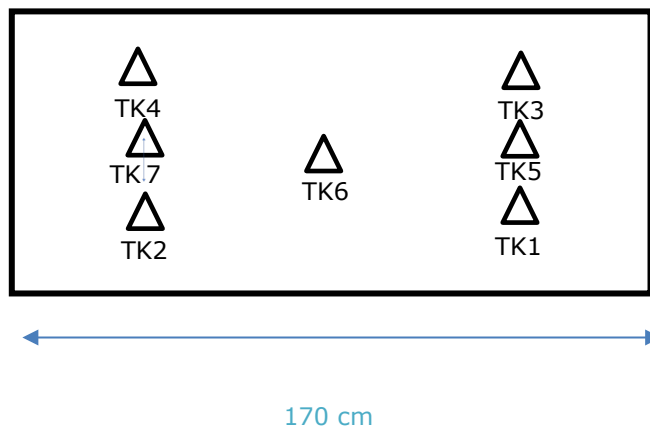
Exp	Merk zonnepaneel	Veiligheidsnorm	Brandklasse paneel	Type glas	Glasdikte (mm)
1	Kaneka	IEC 61730	Class C	n.b.	n.b.
2	CanadianSolar	UL1703 /UNI 9177	Class 1	tempered glass	3,2
3	Denim	IEC EN 61730	Vuurbestendig	gehard glas	2,1
4	AEG	IEC/EN 61730	n.b.	n.b.	2
5	Longi	IEC/EN 61730	UL type 1 or 2	coated tempered glass	3,2
6	JA Solar	IEC/EN/UL 61730	UL type 1	n.b.	n.b.
7	TrinaSolar	IEC/EN/UL 61730	n.b.	AR coated and heat tempered glass	3,2
8	JA Solar	IEC/EN/UL 61730	n.b.	n.b.	n.b.
9	First Solar	UL 1703	Class C	heat strengthened front glass laminated, tempered back glass	3,2

<sup>45</sup> N.B. De documentatie ten aanzien van brandklasse was niet in iedere datasheet zeer nauwgezet omschreven. Hierdoor is het bijvoorbeeld mogelijk dat bij brandklasse C wordt verwezen naar de blusmiddelen klasse C (voor elektrische apparaten), en niet naar klasse C van de brandklassering EN13501-1.

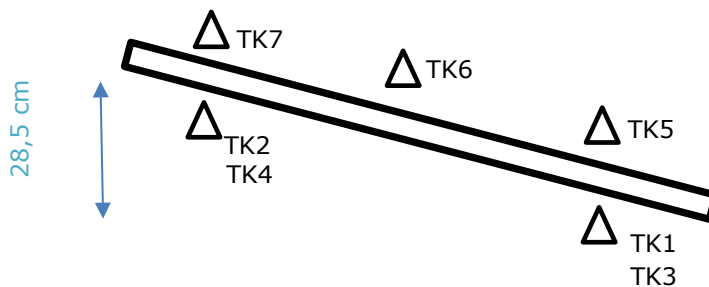
## Bijlage 3 Meetresultaten thermokoppels

### Inleiding

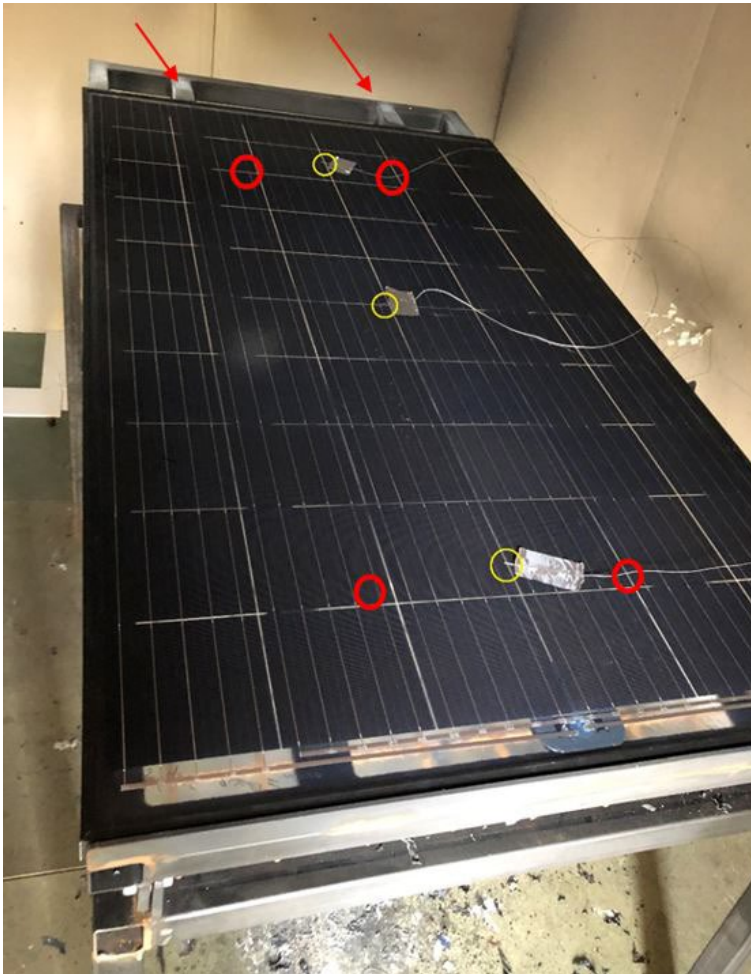
Om een beeld te krijgen van de temperaturen waaraan de zonnepanelen werden blootgesteld, is bij elke test een set van thermokoppels (temperatuursensoren) op de panelen aangesloten. Deze thermokoppels zijn gedeeltelijk aan de onderzijde van het paneel en gedeeltelijk aan de bovenzijde bevestigd.



*Figuur 0-6 Bovenaanzicht van de positie van de thermokoppels. TK 1 t/m TK 4 bevonden zich aan de onderzijde van het paneel, TK 5 t/m TK 7 bevonden zich aan de bovenzijde van het paneel.*



*Figuur 0-7 Zijaanzicht van de positie van de thermokoppels.*

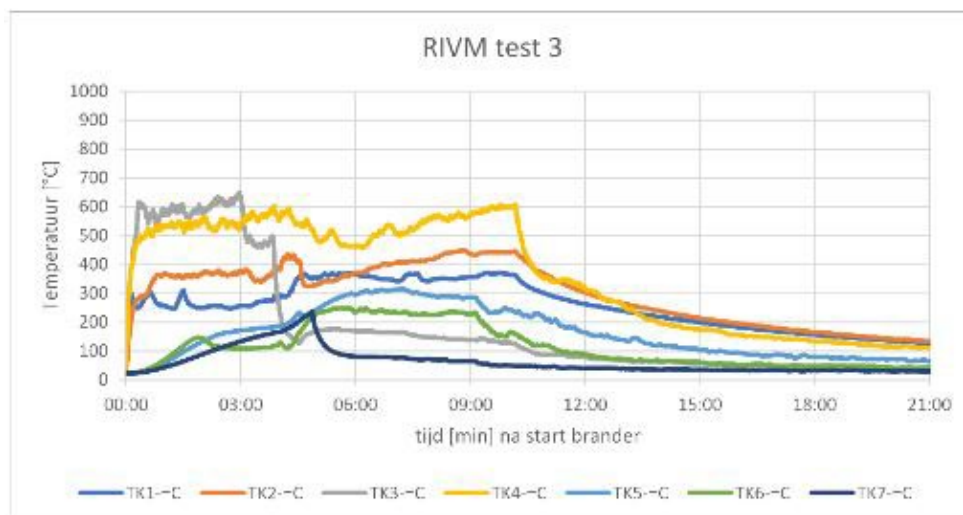
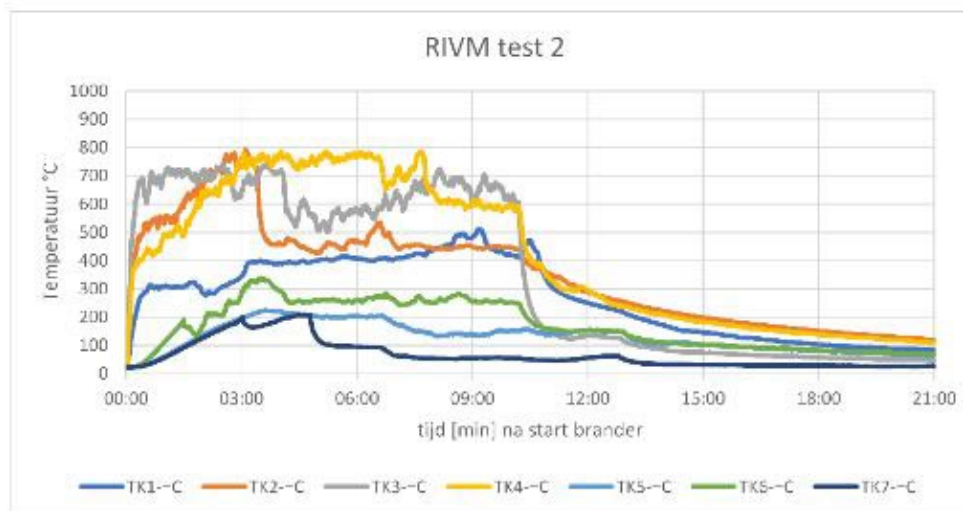
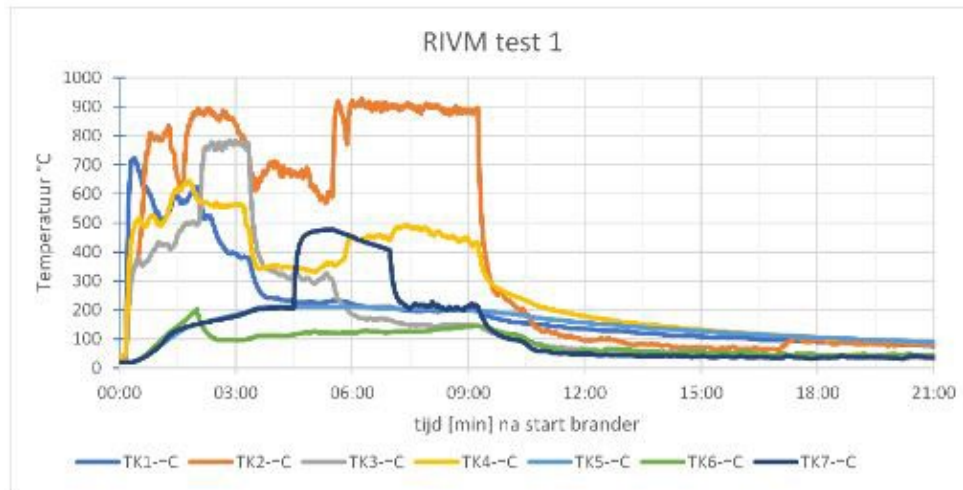


*Figuur 0-8 Impressie van de locaties van de thermokoppels. De rode cirkels tonen de positie aan de onderzijde, de gele cirkels de positie aan de onderzijde van het paneel. De rode pijlen wijzen naar de balken waaraan de thermokoppels zijn bevestigd.*

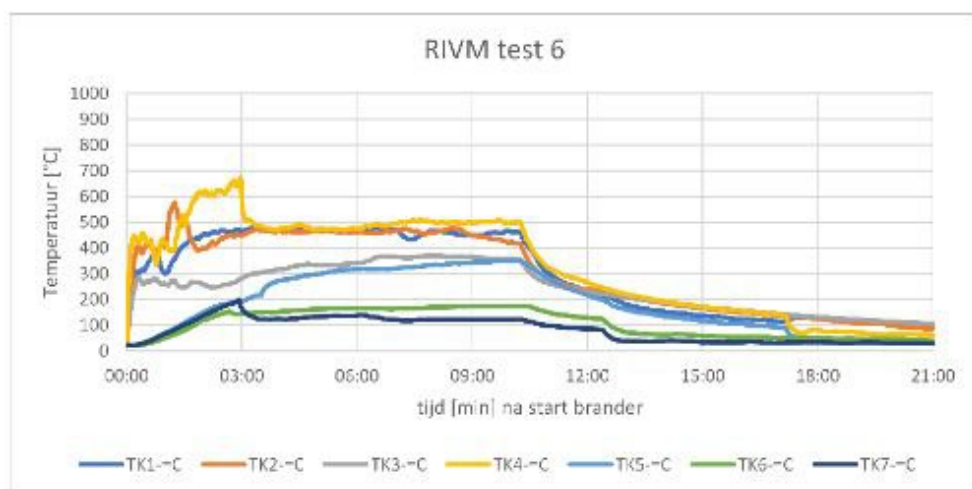
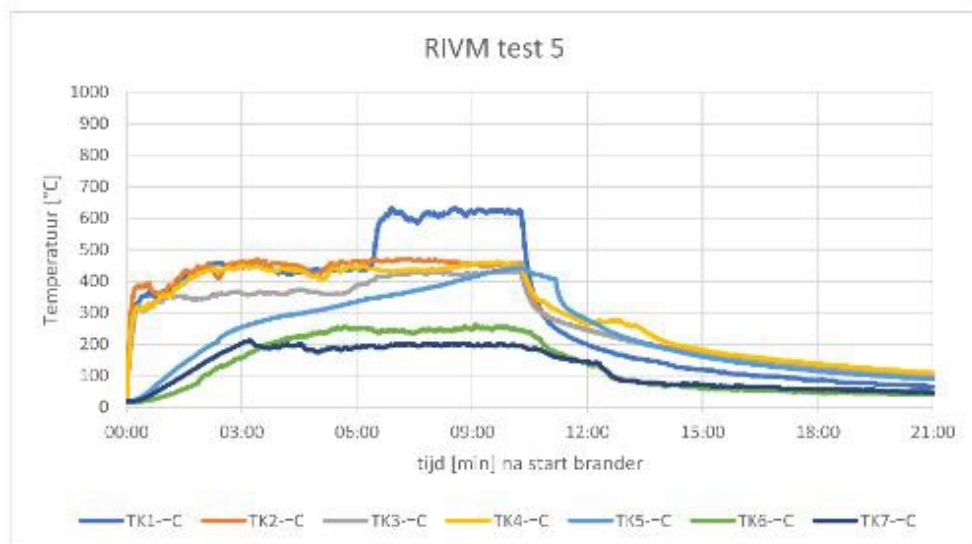
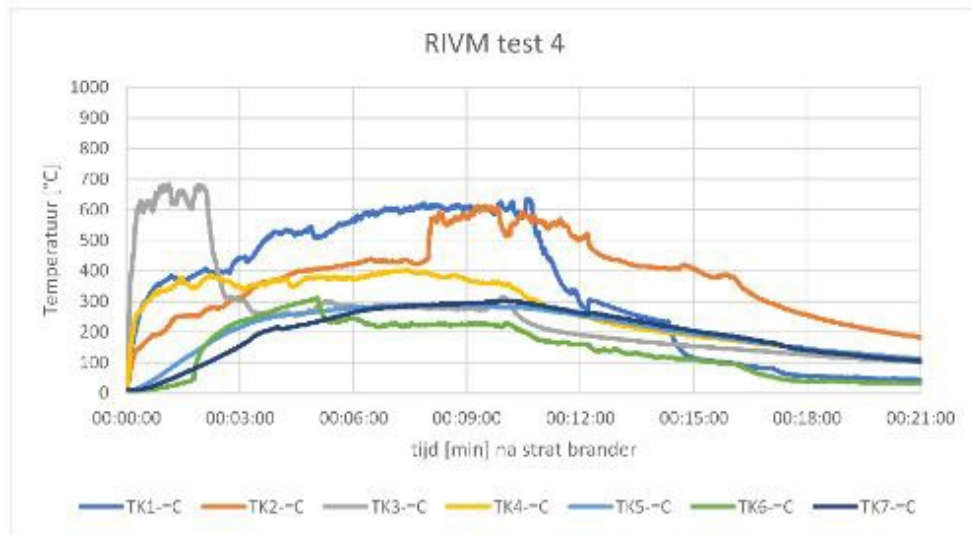
De posities zijn zo gekozen dat de thermokoppels niet in direct vlamcontact werden geplaatst. De (gele) vlammen uit de brander hebben een temperatuur in de orde van 800-1000 °C. Dergelijke temperaturen zijn enkele keren gemeten wanneer de gasvlam de thermokoppels raakte.

Tijdens het experiment kan de positie van thermokoppels verschuiven, bijvoorbeeld doordat er een stuk glas afbreekt en op het thermokoppel valt, of doordat het aluminium tape (dat aan de bovenzijde is toegepast) door de hitte loslaat. Daarnaast kan door het breken van glasplaten ook de stroom en vorm van de gasvlam veranderen, waardoor gemeten temperaturen van thermokoppels worden beïnvloed. Dergelijke temperatuurschommelingen zijn in de meeste experimenten zichtbaar en lijken soms een vertekend beeld te geven, zoals bijvoorbeeld bij experiment 9. De gemeten temperaturen dienen daarom als indicatief te worden beschouwd, en plotselinge afwijkende temperaturen dienen in het perspectief van een dynamisch brandproces te worden geplaatst.

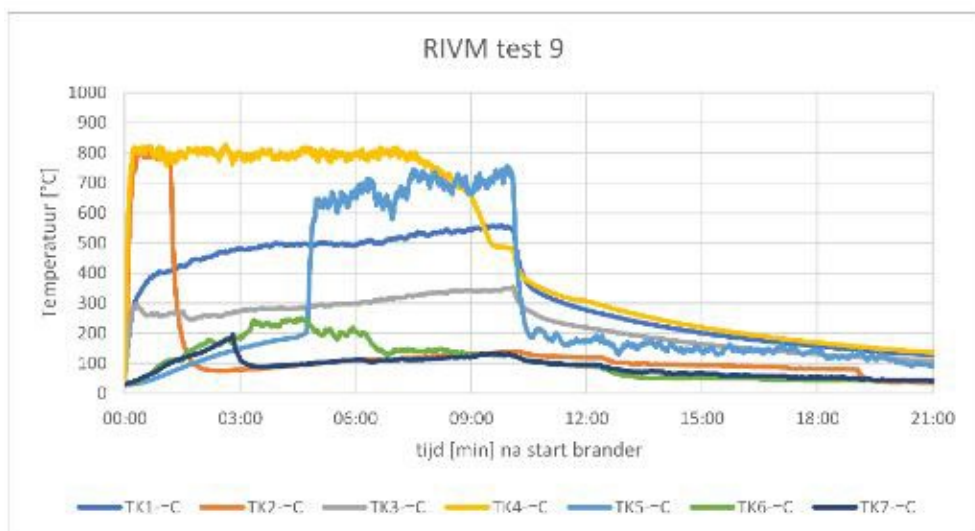
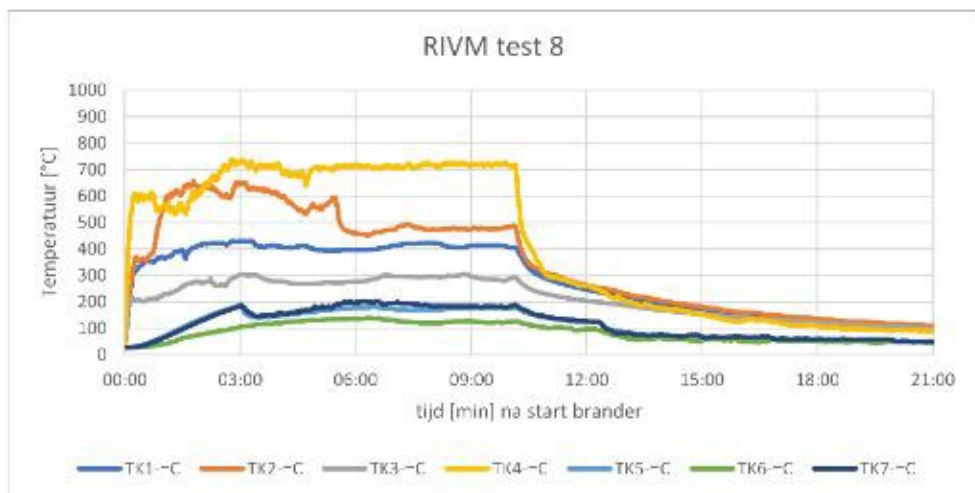
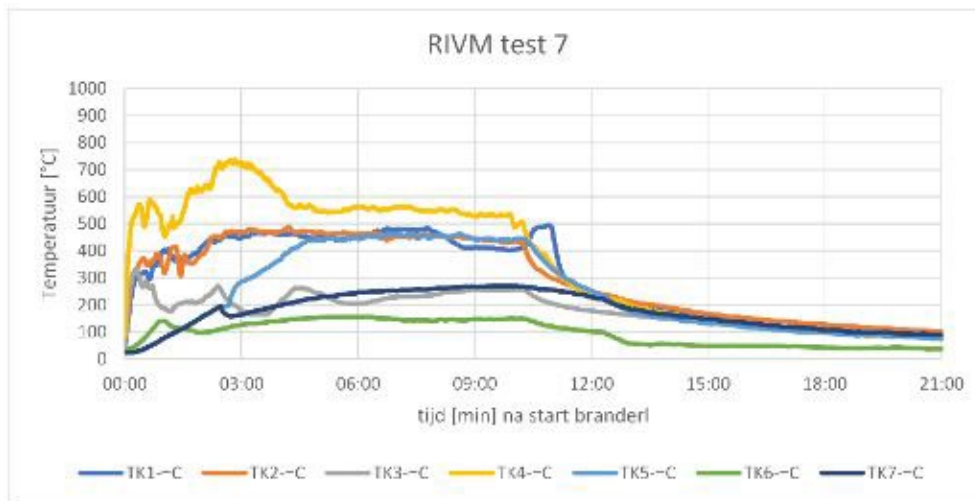
In onderstaande grafieken is het temperatuurverloop uitgezet tegen de tijd. Na tien min is de gasbrander uitgezet, waarna de temperatuur direct daalt.











## Bijlage 4 Waarnemingen brandverloop

Tijdens de brandexperimenten is een aantal waarnemingen gedaan die een indicatie geven voor het brandverloop. Deze waarnemingen worden beschouwd als 'bijvangst'. Ze zijn niet altijd nauwkeurig per seconde geregistreerd, maar uitsluitend per minuut. De waarnemingen zijn in onderstaande tabel weergegeven.

*Tabel 0-3 Overzicht waarnemingen tijdens de brandexperimenten, uitgedrukt in minuten en seconden na start brander.*

Exp.	Constructie zonnepaneel	Eerste druijp	Continu druipen	Druip brandt langer dan 5 sec. op grond door	Zonnecellen laten los	Eerste glas breuk hoorbaar	Glas aan onderzijde valt eraf	Gat in zonnepaneel of springen glas door afkoeling	Brandduur na stop brander
1	DF	01:06	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	01:20	03:00	03:00	< 2 min
2	PK glas-folie	01:25	01:25	01:25	02:17	n.r.	n.v.t.	n.v.t.	< 3 min
3	MK glas-glas	04:00	04:00	04:30	04:20	01:12	01:41	n.r.	< 3 min
4	MK glas-glas	01:00	02:00	02:00	n.r.	02:00	02:00	n.v.t.	< 3 min
5	MK glas-folie	00:41	01:30	00:41	n.r.	n.r.	n.v.t.	n.v.t.	> 3 min
6	MK glas-folie	00:07	00:07	00:07	01:00	n.r.	n.v.t.	17:10	9 min
7	PK glas-folie	00:16	00:16	00:16	02:19	01:04	n.v.t.	n.v.t.	< 3 min
6	PK glas-folie	02:05	02:35	02:35	n.r.	n.r.	n.v.t.	n.v.t.	< 3 min
9	DF (Cd-Te)	00:22	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	01:22	n.r.	> 12 min	< 2 min

n.r. = heeft plaatsgevonden maar is niet geregistreerd of niet waarneembaar geweest

n.v.t. = heeft niet plaatsgevonden

DF = dunne film zonnepaneel

MK = monokristallijn

PK = polykristallijn

Aanvullende registraties die niet in de tabel zijn opgenomen:

- Exploderen van paneel bij experiment 3 op tijdstip 3:53 na start brander.
- Rook uit breuklijn zichtbaar bij experiment 9 op tijdstip 1:40 na start brander.

## Bijlage 5 Monstername van PAK-depositie

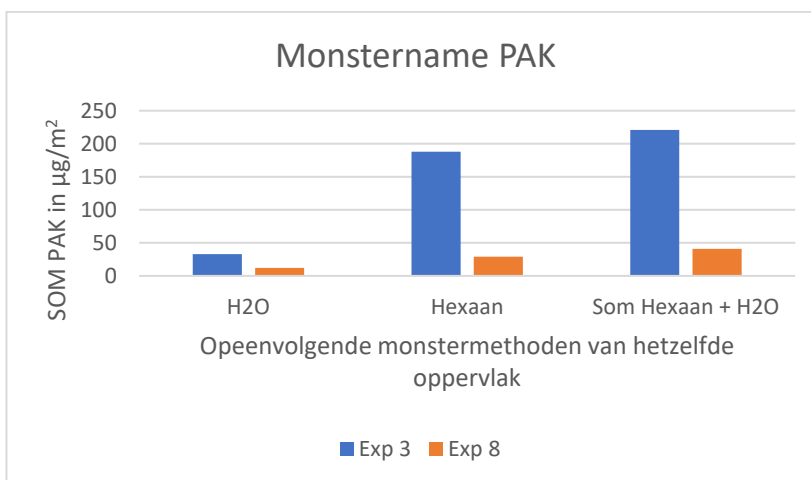
Bij analyses van monsters van de bodem viel op dat er grote variatie is tussen verschillende monsters die op verschillende wijze zijn bemonsterd. Het verschil in bemonstering wordt veroorzaakt door de vloeistof waarmee watjes werden bevochtigd. Daarbij is soms gebruik gemaakt van demiwater, en in andere gevallen van hexaan.

Doordat PAK een apolair karakter hebben, was het de verwachting dat met de met hexaan bevochtigde watjes effectiever kon worden bemonsterd. Om vast te stellen dat dit kan leiden tot grote meetverschillen is een klein onderzoek uitgevoerd. Hierbij zijn depositieschalen van de bodem van de container eerst met een met demiwater bevochtigd watje bemonsterd. Hiermee werden onder meer roetdeeltjes met PAK weggeveegd. Vervolgens is dezelfde 'schone' depositieschaal met een met hexaan bevochtigd watje nageveegd. Beide watjes zijn vervolgens geanalyseerd. De meetresultaten zijn verwerkt in onderstaande tabel en figuur.

Tabel 0-4 Meetwaarden in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  van een depositieschaal bij experimenten 3 en 8. De depositieschaal is eerst met een  $\text{H}_2\text{O}$  bevochtigd watje bemonsterd. Vervolgens is de 'schone' depositieschaal nogmaals nageveegd met een met hexaan bevochtigd watje.

Experiment	3		8	
	$\text{H}_2\text{O}$	hexaan	$\text{H}_2\text{O}$	hexaan
Som PAK in $\mu\text{g}/\text{m}^2$	33	188	12	29

De meetwaarden tonen dat de metingen van de schone depositieschaal alsnog 2,4 tot 5,7x hogere metingen laten zien bij bemonstering met hexaan. De gevolgen voor het analyseresultaat zijn visueel in Figuur 0-9 weergegeven.



Figuur 0-9 Visuele weergave van de gevolgen van monstername op het meetresultaat. Links staat de eerste monstername met alleen water, in het midden de restwaarde van de PAK die vervolgens met hexaan is weggeveegd. Rechts de totale hoeveelheid PAK die aanvankelijk op de petrischaal aanwezig was.

Het gebruikte depositiemonster van experiment 3 bevat beduidend meer PAK dan het monster van experiment 8. De meetwaarden van experiment 3 tonen op hoofdlijnen hetzelfde beeld als die van experiment 8, maar de meetwaarden zijn laag en daardoor onnauwkeurig. De interpretatie en duiding van dit onderzoek naar PAK-bemonstering zijn daarom voornamelijk gebaseerd op de meetwaarden van experiment 8. Dit geeft een smalle basis voor stevige conclusies, Hetzelfde beeld wordt echter ook bij andere metingen in dit rapport bevestigd, waardoor de conclusies als betrouwbaar worden beschouwd.

De resultaten bevestigen de hypothese dat een aanzienlijk deel van de niet-vluchtige PAK goed hecht aan het materiaal waarmee de depositie is opgevangen. Een groot deel van alle PAK wordt niet door met water bevochtigde watjes opgenomen, terwijl hiermee wel het grootste deel van de roetdeeltjes wordt weggeveegd. Blijkbaar zijn PAK bij dit experiment niet als stofgebonden componenten aanwezig, maar hechten ze zich op moleculair niveau aan het oppervlak van de depositieschaal.

Het feit dat PAK zich in dit onderzoek PAK niet alleen aan roetdeeltjes hechten, hoeft niet generiek voor alle branden te gelden. Bij de brandexperimenten in de container is per definitie sprake van een temperatuurverschil tussen monsteroppervlak en rookgassen, wat condensatie van stoffen als PAK bevordert. Het brandexperiment lijkt in elk geval representatief voor PAK-afzetting bij branden met kunststof in binnenruimten. Het is niet zeker of dat voor een blootstelling in de open lucht geldt.

## Bijlage 6 Afzetting PAK op brandweerkleding

### *Inleiding*

PAK ontstaan onder meer door onvolledige verbranding van kunststoffen. Bij veel branden zijn kunststoffen betrokken, bijvoorbeeld door verbranding van auto's, matrassen, bankstellen of andere huisraad waarin kunststoffen zijn verwerkt. Daarom zijn PAK relatief veel voorkomend verbrandingsproducten. Vanwege de carcinogene eigenschappen zijn deze stoffen relevant voor hulpverleners bij brandbestrijding.

### *Afzetting PAK op brandweerkleding*

Dit onderdeel is in samenwerking met een student van Twente Safety Campus uitgewerkt. Omdat dit onderzoek iteratief is uitgevoerd, zijn niet de optimale monstername- en blootstellingsmethoden toegepast. De meetresultaten geven daardoor slechts een grof indicatief beeld.

Bij experimenten 6 en 7 zijn op de bodem van de container (naast locatie B1) een viertal strookjes buitenstof van een bluspak geplaatst. De strookjes waren met de hand geknipt en hadden een afmeting van +/- 4 x 10 cm. Na blootstelling zijn de strookjes bluspak door Twente Safety Campus op vier verschillende methoden behandeld:

1. Niet behandeld
2. Uitgeslagen
3. Afgespoeld met water
4. Meegenomen in een regulier reinigingsprogramma van vervuilde bluskleding (met wasmachine en zeep)



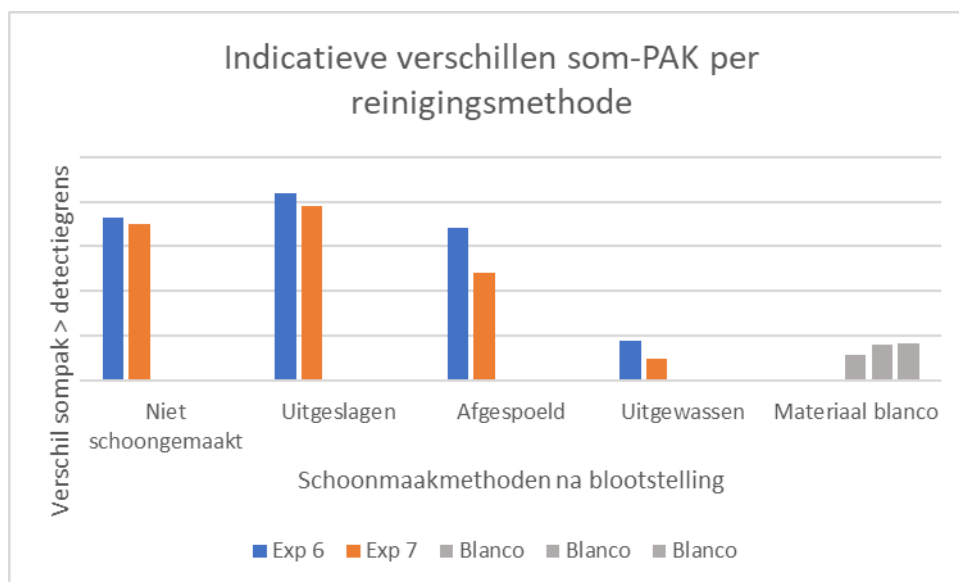
*Figuur 0-10 Petrischaal met strook brandweerkleding van 10 x 4 cm.*

De strookjes bluspak zijn vervolgens in cyclohexaan ondergedompeld en middels GC-MS geanalyseerd op het gehalte aan PAK. Deze bewerking is ongeveer drie maanden na blootstelling uitgevoerd, waardoor vluchtige PAK (zoals naftaleen) in hogere mate van het monster konden verdampen.

De hoeveelheid PAK die op de bodem neerdaalde bleek laag in relatie tot het oppervlak van de blootgestelde strookje bluspak. Als gevolg hiervan zijn de hoeveelheden PAK per monsterstrook laag, waardoor een groot

aantal relevante soorten PAK (zoals benzo[a]pyreen) niet boven de detectiegrens (25 ng) uitkwamen. Bij dezelfde experimenten zijn bij andere PAK-monsters diverse relevante PAK (zoals bijvoorbeeld benzo[a]pyreen) in relevante hoeveelheden aangetoond in de bodemdepositie bij grotere monsteroppervlakken.

Er is voor gekozen om alleen te rekenen met PAK die boven de detectiegrens uitkomen, omdat het doel van dit onderzoek bestaat uit het aantonen van effectiviteit van verschillende reinigingsmethoden. De verschillen tussen de verschillende reinigingsmethoden zijn zichtbaar in onderstaande Figuur 0-11. Doordat de hoeveelheden PAK van de monsters zich dicht bij de onderste detectiegrens bevinden, zijn de meetwaarden onnauwkeurig en indicatief. Afwijkingen in onnauwkeurigheid uiten zich bijvoorbeeld doordat de uitgeslagen monsters hogere waarden tonen dan een niet-gereinigd bluspak.



Figuur 0-11 Indicatieve hoeveelheden PAK op verschillende monsterstukken bluspak.

Hoewel de meetwaarden een indicatief beeld geven, is uit de verschillen tussen de monsters een aantal voorzichtige conclusies te trekken.

1. Het uitwassen van de monsters (kleding) lijkt een effectieve methode om PAK te verwijderen.
2. Het uitslaan van kleding heeft geen zichtbaar effect op de PAK-concentraties. De PAK lijken redelijk goed gebonden aan de kleding en zitten niet grotendeels op losse roetdeeltjes. Niet-vluchtige PAK zullen zonder reiniging langdurig aan bluskleding blijven plakken, en bij direct huidcontact of inhalatie van stofdeeltjes tot blootstelling aan PAK kunnen leiden. Deze meetresultaten geven geen inzicht in meer vluchtige PAK als naftaleen, waarvoor andere conclusies kunnen gelden.
3. Het afspelen van kleding lijkt geen of een beperkt effect te geven op de afname van hoeveelheden PAK op kleding. Dit sluit aan bij de bevindingen uit bijlage 5, monstername PAK-depositie. Hierbij blijkt monstername met water ook minder effectief dan met een apolair oplossingsmiddel.

Zoals benoemd moeten deze conclusies met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. Deze conclusies kunnen eventueel een suggestie zijn voor nader onderzoek naar vervuiling door PAK.

## Bijlage 7 Invloed van rookcontact op afzetting PAK

Bij drie experimenten zijn de hoeveelheden PAK op zowel bodem, wand als plafond gemeten. Hiervoor zijn de monsterlocaties B1, W2 en P2 gekozen (zie plattegrond van Figuur 0-4 uit Bijlage 1).

Doel van deze monstermethode is om inzicht te krijgen hoe de depositieverdeling van PAK verdeeld is over de ruimte. N.B.: onder depositie wordt in dit verband niet alleen afzetting van deeltjes op de bodem bedoeld, maar ook afzetting van deeltjes op wanden en plafond. Deeltjes kunnen binnen deze context zowel deeltjes op moleculair niveau als grof (roet)stof zijn.

De monsternamen van dit onderzoek is uitgevoerd met watten die met demiwater zijn bevochtigd. Doordat PAK vanwege hun apolaire karakter niet goed oplossen in water, zijn deze meetwaarden lager dan wanneer met hexaan zou zijn bemonsterd (zie ook bijlage 5). De vergelijkbare bodemmonsters van experimenten 6, 7 en 8 uit (paragraaf 3.3.3) zijn met hexaan bemonsterd en tonen meetwaarden op de bodem die 3 tot 8 keer hoger uitvallen dan de meetwaarden die zijn weergegeven in deze paragraaf (zie Tabel 0-5 op volgende pagina). Dit geeft het beeld dat in de container PAK niet alleen in stof-en roetdeeltjes voorkomen, maar zich ook op moleculair niveau afzetten aan oppervlakken in de brandruimte, (condensatie).

Belangrijke factoren die de hoeveelheid depositie beïnvloeden zijn de stroming van deeltjes, temperatuurverschillen in de ruimte en de duur van direct contact tussen depositieoppervlak en de rook. Doordat warme rook opstijgt en tegen het plafond botst, vonden direct rookcontact en afzetting van deeltjes tegen het plafond snel na aanvang van de test plaats. Ongeveer twee minuten na aanvang van het experiment was de rooklaag tot beneden de depositietegels aan de wand gedaald, en vond ook direct rookcontact met de wand plaats. Bij elk experiment is de onderste 50 tot 100 cm rookvrij gebleven (dat wil zeggen: de rookdichtheid was zodanig dat de zichtlengte groter dan 5 m was)

Bij temperatuurverschil tussen warme rookgassen en een kouder contactoppervlak (in dit geval de wand), treedt condensatie op van deeltjes, ofwel depositie, in dit geval van PAK.

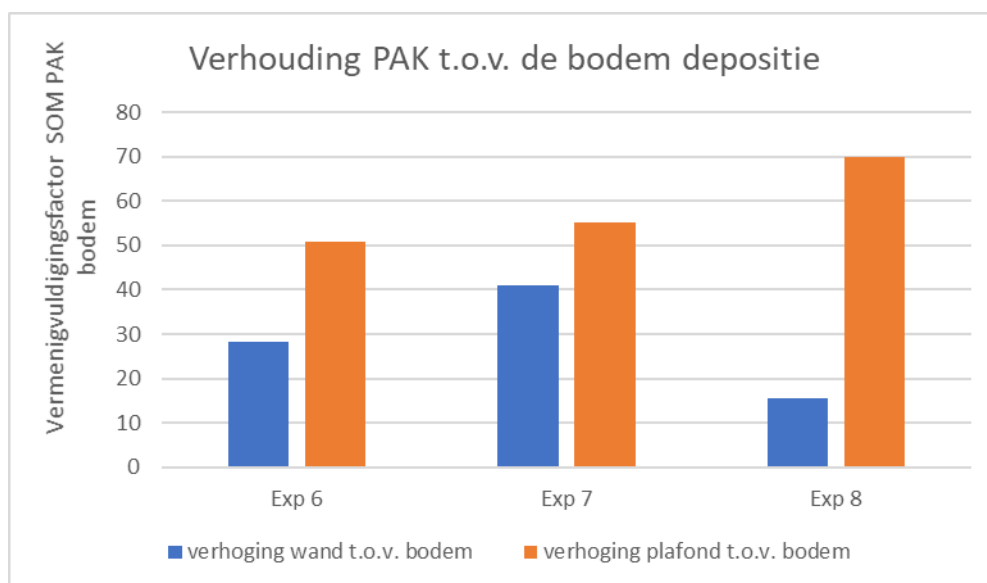


De verschillende meetresultaten zijn in onderstaande Tabel 0-5 uiteengezet.

*Tabel 0-5 Meetwaarden van verschillende PAK in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  in relatie tot de positie in de container, voor drie verschillende experimenten en drie locaties per experiment. De monsters zijn genomen met demiwater bevochtigde watten, waardoor de weergegeven waarden waarschijnlijk een onderschatting zijn van de werkelijke hoeveelheden PAK.*

Exp.	Soort zonnepaneel	Positie veegmonster	Depositie BaP ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Depositie som EPA PAK 16 ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )	Depositie som EFSA PAK 8 ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ )
6	Monokristallijn	Bodem	1,1	13	8,2
6	Monokristallijn	Wand	39,2	364,9	358,8
6	Monokristallijn	Plafond	39,4	657,1	647,1
7	Polykristallijn	Bodem	0,6	5,6	4,6
7	Polykristallijn	Wand	28,9	228,1	218,7
7	Polykristallijn	Plafond	27,5	307,3	304,5
8	Polykristallijn	Bodem	1,5	8,1	6,5
8	Polykristallijn	Wand	24,1	126,9	123,8
8	Polykristallijn	Plafond	70,6	566,5	561,9

Uit bovenstaande tabel blijkt dat er grote verschillen zijn tussen de PAK-waarden op de verschillende hoogten in de container. Om het verschil tussen de hoeveelheden PAK op bodem, wand en plafond visueel te illustreren, is in onderstaande Figuur 0-12 de verhouding van de wand- en plafondwaarden ten opzichte van de bodem in staafdiagrammen weergegeven. Dit betreft de som EPA16 PAK.



*Figuur 0-12 Verhoging afzetting som EPA PAK16 van wand en plafond ten opzichte van de waarde op de bodem. De y-as toont de vermenigvuldigingsfactor van de waarde op de bodem die nodig is om de wand- of plafondwaarde te bereiken.*

Uit Figuur 0-12 blijkt dat de depositiehoeveelheden PAK op de wand een factor 16 tot 41 x hoger zijn dan op de bodem van de container, terwijl de PAK-hoeveelheden aan het plafond een factor 51 tot 70 x hoger zijn dan op de bodem. Hoewel dit verschil niet verrassend is, blijkt dat er zelfs onder gunstige depositieomstandigheden (weinig luchtturbulentie in de container en het relatief kleine volume van de ruimte) een significant verschil is tussen oppervlakken die wel of niet in direct contact met de rook zijn geweest.

Dat de hoeveelheid PAK-afzetting aan het plafond hoger is dan aan de wand, kan worden verklaard doordat de warme rook eerst het plafond stijgt. Pas wanneer de rooklaag dikker wordt en naar beneden zakt, komt de wandtegel later tijdens het experiment in contact met de rook. Verschillen in verhoudingen tussen wand en plafond kunnen mede ontstaan door de snelheid waarmee de onderzijde van de rooklaag daalt en in contact komt met de wandtegels.

Een hoge mate van PAK-vorming speelt onder meer bij een brand waarbij kunststoffen zijn betrokken. Een woningbrand waarbij een bankstel of matras verbrandt is een brand waarbij potentieel PAK vrijkomen. PAK-vervuiling is relevant voor brandweerkleding en -materiaal, maar ook voor brandonderzoekers die na afloop van een brand in ruimtes kunnen komen waar PAK-afzetting heeft plaatsgevonden. Het toepassen van adequate maatregelen voor arbeidshygiëne kan het risico op blootstelling aan PAK voor hen beperken.

## Bijlage 8 Monsternamen en analysemethode

In deze bijlage worden details weergegeven over bemonstering en analysemethoden.

### *Swabs*

Swabs zijn gebruikt voor het nemen van een depositiemonster en bij de bepaling van afveegbare fracties metalen en PAK van zonnecelscherven. Hiervoor zijn katoenen watten gebruikt. Over het algemeen zijn de watten met demiwater bevochtigd. Wanneer vooraf bekend was dat er bemonsterd zou worden voor PAK-analyse, is in plaats van demiwater gebruik gemaakt van het oplosmiddel hexaan. In enkele gevallen zijn monsters met demiwater genomen, die vervolgens op PAK zijn geanalyseerd. In die gevallen was het de intentie te analyseren op metalen, maar is er vanwege het lage metalengehalte voor gekozen de PAK te analyseren.

### *Rookstofbemonstering*

Rookstof is bemonsterd met het KleinfILTERgerät Derenda MVS 6. Er is bij elk experiment bemonsterd met een luchtdebiet van 5,0 m<sup>3</sup>/u. De gebruikte filters zijn Whatman Quartz Air Sampling Filter, Grade QM-A. Eigenschappen van deze filters: 2.2 µm (Particle Retention Rating at 98% efficiency), In Liquid; 99.95% Test Method: ASTM D 2986-91.

Er zijn voor luchtfilters geen specifieke PAK-absorberende watten (PUF's) toegepast. Met name vluchtige PAK (zoals naftaleen) zullen niet volledig worden afgevangen, en na verloop van tijd in gehalte afnemen in de gebruikte filters. Voor het toepassingsgebied van dit onderzoek wordt dit als aanvaardbaar beschouwd, omdat de focus is gericht op depositie waarbij met name niet-vluchtige PAK (zoals benzo[a]pyreen) relevant zijn.

### *FTIR*

FTIR-spectroscopie analyses zijn uitgevoerd met behulp van de Gaset DX4010 FT-IR Gas Analyzer.

### *ICP-MS*

Metalen zijn geanalyseerd met ICP-MS ICAP RQ.

Scherven van zonnecellen zijn voor ICP-MS analyse gefragmenteerd tot kleine scherven, gewogen en in een 50 mL buisje gebracht. De metalen zijn geëxtraheerd door 50mL koningswater toe te voegen. Na ongeveer 48 uur is de oplossing gefilterd en 25x verdund, waarna het gehalte is bepaald. De silicium scherven losten niet op in koningswater. Er is voor gekozen geen analyses met fluorwaterstofzuur uit te voeren.

Watjes van veegmonsters zijn gebracht in een 4% HNO<sub>3</sub>-oplossing en een 1% HCl oplossing. Er is na extractie geen aanvullende destructie uitgevoerd op een eventueel residu. De vloeistof is gecentrifugeerd en

waar nodig gefilterd voor analyse. Deze oplossing is niet verdund voor analyse.

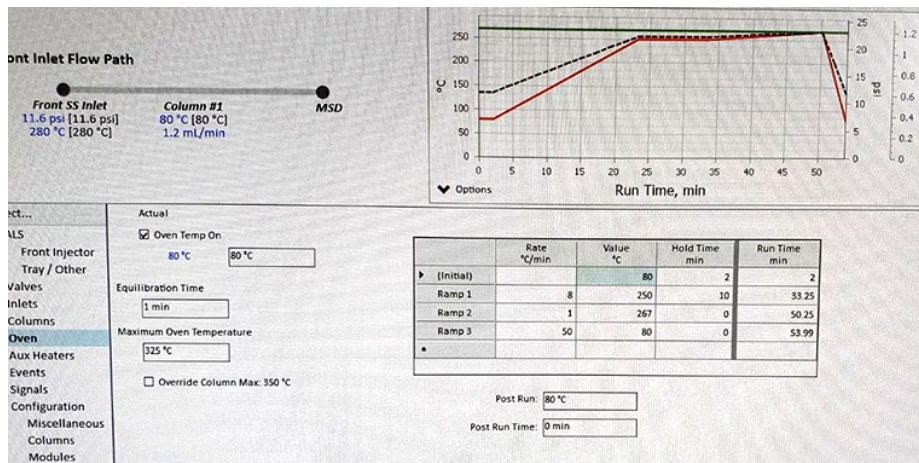
#### GC-MS

PAK zijn geanalyseerd door gemalen gewassen of watjes in cyclohexaan te brengen. Het gehalte is bepaald met behulp van de Agilent GCMS iontrap 240. Hierbij is een Agilent DB-5MS 30m kolom gebruikt, met een diameter van 0,25 mm en een film van 0,25 µm. De toegepaste interne standaard is Naphtalene-D8.

De hoeveelheid cyclohexaan wisselde afhankelijk van het monster, waarbij de volgende hoeveelheden zijn aangehouden:

- Filter: 15 mL
- Gewas: 15 mL
- 1 watje (blanco): 25 mL
- 2 watjes (bij zonnecelscherven): 35 mL
- Strookjes blusleding: 35mL

Het temperatuurprogramma is hierna weergegeven



Figuur 0-13 Temperatuurprogramma GC-MS voor PAK-analyse.

Zonnecelscherven zijn op PAK bemonsterd door ze te wegen, het oppervlak vast te stellen, en ze vervolgens tweezijdig (onder -en bovenzijde) met een met hexaan bevochtigd watje af te vegen.

Alle depositieschalen (plexiglas petrischalen) zijn met een met hexaan bevochtigd watje bemonsterd.

Alle keramische tegels zijn direct na het experiment geveegd met watten die waren bevochtigd met demiwater. Enkele van deze watjes zijn geselecteerd om het PAK-gehalte aan oppervlakken te bepalen. De selectie heeft plaatsgevonden op basis van beschikbaarheid en aanwezigheid van hoge PAK-concentraties in rookfilters. Doordat de (apolaire) PAK niet oplossen in (polair) water, is de verwachting dat de analyseresultaten een onderschatting zijn van het werkelijke PAK-gehalte. PAK die gebonden zijn aan roetdeeltjes zullen wel door de met demiwater bevochtigde watjes zijn meegenomen.



**RIVM**

*De zorg voor morgen begint vandaag*