

RIVM rapport 609026 002

Gezondheidsrisico's brand EL AL-Boeing

M. van Bruggen, P.C.J.M. Janssen, J.J.G. Kliest,
J. Meulenbelt, R.C.G.M. Smetsers, P.A.M. Uijt de
Haag, G. de Mik, G. Elzinga (vz) *

oktober 1998

* (leden redactie commissie)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Hoofdinspecteur Inspectie voor de Gezondheidszorg, in het kader van project 609026, Steunpunt Medische Milieukunde.

Inhoud

Samenvatting	3
1. De opdracht van het ministerie van VWS	5
2. Onderzoekopzet en beperkingen	5
3. Bevindingen	8
3.1 <i>Lijst met gevaarlijke stoffen</i>	8
3.2 <i>Gezondheidsrisico's (m.u.v. uranium)</i>	11
3.3 <i>Gezondheidsevaluatie verarmd uranium</i>	14
4. Conclusies	16
Bijlage 1	Brieven van en aan de opdrachtgever, het Ministerie van VWS
Bijlage 2	Materiaal- en gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium
Bijlage 3	Vaststelling emissies en immissies tijdens en na de calamiteit
Bijlage 4	Berekening van de verspreiding van schadelijke stoffen na het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer
Bijlage 5	Toxicologische profielen
Bijlage 6	Toxicologische beoordelingen
Bijlage 7	Reconstructieonderzoek 'Blootstelling verarmd uranium als gevolg van de Bijlmerramp'

Samenvatting

In dit rapport vindt u de resultaten van een RIVM-onderzoek naar mogelijke gezondheidsrisico's van stoffen en goederen aan boord van de in 1992 te Amsterdam verongelukte El Al-Boeing. Het is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport in de hoop hiermee bij te dragen aan een beter begrip van de gezondheidsklachten van omstanders en hulpverleners bij de Bijlmerramp.

Het RIVM heeft de gezondheidsrisico's van de in de ladinglijst genoemde stoffen geëvalueerd, waarbij echter moet worden aangetekend dat de ladinglijst niet compleet was, terwijl de beschrijvingen van de niet-gevaarlijke goederen aan boord ook niet altijd even gedetailleerd waren. Naast de lading zijn ook het verbrande vliegtuig en de daarin aanwezige kerosine in het onderzoek betrokken. Verder is gekeken naar de "gewone" giftige stoffen die bij iedere brand, klein of groot, te verwachten zijn.

Als eerste stap is vastgesteld welke gevaarlijke stoffen bij de branden mogelijk zijn vrijgekomen. Vervolgens is met behulp van een geavanceerd driedimensionaal verspreidingsmodel berekend in welke richting die stoffen zich hebben verspreid en aan welke concentraties omstanders van de brand en hulpverleners kunnen zijn blootgesteld.

De concentraties zijn berekend voor een denkbeeldig persoon die vanaf het hoogtepunt van de brand zonder adembescherming gedurende een uur op een afstand van 20 tot 30 meter van de brand stond. Tenslotte is onderzocht of de becijferde concentraties hoog genoeg waren om tot gezondheidseffecten te kunnen leiden. Hiervoor is in de literatuur gezocht naar toepasselijke normen en richtwaarden. In de bijlagen worden deze toxicologische beoordelingen uitvoerig besproken.

Acute gezondheidseffecten

Acute gezondheidsklachten kunnen zijn opgetreden zoals irritatie **van ogen en ademhalingswegen** tijdens de brand en enige tijd daarna. Een scala van stoffen kan hiervoor zorgen, zoals waterstoffluoride, fosfor- en chloorverbindingen, zwaveldioxide en stikstofoxiden. Langdurige of blijvende irritatieklachten, zoals longbeschading, zijn echter op grond van de blootstellingsberekeningen niet te verwachten. Ook **gevoelens van benauwdheid** door het inademen van bv. koolmonoxide tijdens de brand zullen van voorbijgaande aard zijn geweest, gezien de berekende concentraties.

Alleen de stoffen kerosine en tributylfosfaat zijn ook buiten de brandhaarden verspreid. Daarom zijn voor deze stoffen extra berekeningen uitgevoerd, waarbij niet alleen de blootstelling via de ademhaling is becijferd, maar ook de opname via de huid of het maagdarmkanaal. Het blijkt echter om geringe hoeveelheden te gaan, waarvan geen gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Chronische effecten

Zware metalen en andere giftige stoffen die bij de brand zijn vrijgekomen, zoals zeswaardig chroom (Cr(VI)), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (pak's), cadmium (Cd), antimoon (Sb) en nikkel (Ni) kunnen (op den duur) kanker veroorzaken. Volgens de risicoberekeningen zal de Bijlmerramp kunnen leiden tot 1 à 2 extra gevallen van kanker per 10.000 blootgestelden.

Dit risico is vergelijkbaar met het niveau van het MTR, het maximaal toelaatbaar risiconiveau, dat in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt.

Uranium

Naast het ladingonderzoek is, eveneens in opdracht van VWS, een zogenoemd reconstructieonderzoek uitgevoerd naar mogelijke gezondheidsaspecten van het vrijkomen van verarmd uranium, dat als ballast in het staartstuk van het verongelukte vliegtuig aanwezig was.

Verarmd uranium bestaat uit de uranium-isotoop U-238, die zwak radioactief is. Alle uranium-isotopen hebben daarnaast chemisch-toxische eigenschappen. In de hitte van de brand zou een deel van het uranium geoxideerd kunnen zijn. Daardoor zouden omstanders en hulpverleners kleine, in de lucht verspreide uraniumoxide-deeltjes kunnen hebben ingeademd.

Op grond van de bestudeerde literatuur en de grootte van de balansgewichten verwacht het RIVM dat er bij de Bijlmerramp maar zeer weinig uranium, hooguit 0,5 kg in de lucht is vrijgekomen in de vorm van uranium-oxidedeeltjes die zo klein zijn dat ze bij inademing een risico vormen. Het ECN was al eerder tot dezelfde conclusie gekomen.

Vervolgens is berekend dat omstanders die op de ongunstigste plek stonden bij de brand zo'n 0,0045 mg verarmd uranium hebben ingeademd. Dat komt overeen met een stralingsdosis van 0,00043 mSv (milliSievert). Het risico op kanker bij deze dosis bedraagt 1 extra geval per 100 miljoen mensen - een te verwaarlozen risico. Bij dergelijke lage concentraties zijn ook geen chemisch-toxische effecten van uranium te verwachten.

1. De opdracht van het ministerie van VWS

Ladingonderzoek

Op 15 mei 1998 verzocht het ministerie van VWS het RIVM om onderzoek te verrichten naar mogelijke gezondheidsrisico's van stoffen en goederen aan boord van de in 1992 te Amsterdam verongelukte El Al-Boeing. Er werd speciaal gevraagd om de onderzoeksresultaten zo op te stellen, dat ze (voor zover mogelijk) zouden bijdragen aan een beter begrip van de gezondheidsklachten van omstanders en hulpverleners bij de Bijlmerramp.

Op 9 juli 1998 heeft het RIVM een evaluatie toegezegd van de gezondheidsrisico's van de in de ladinglijst genoemde stoffen. Daarbij werd een voorbehoud gemaakt, omdat de ladingsgegevens niet compleet zijn. Naast de lading werd ook de aanzienlijke massa van het vliegtuig zelf, die eveneens voor een deel is verbrand, in het onderzoek betrokken.

De opdrachtbrief van het ministerie en het antwoord van het RIVM zijn te vinden in bijlage 1.

Uraniumonderzoek

Een tweede opdracht van VWS betrof een zogenoemd reconstructie-onderzoek, zoals voorgesteld in de RIVM-rapportage "Materiaal- en gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium" van april 1998, dat zich in bijlage 2 bevindt. Het reconstructieonderzoek moest aansluiten bij het in september 1998 verschenen rapport van het Energie Centrum Nederland (ECN) in Petten, getiteld "Onderzoek verarmd uranium vliegtuigongeval Bijlmermeer".

De opdrachtbrief van het ministerie, d.d. 27 augustus 1998, bevindt zich eveneens in bijlage 1, evenals het antwoord van het RIVM van 8 oktober 1998.

2. Onderzoeksopzet en beperkingen

In het onderzoek is de zogenoemde *bron-risico benadering* gevolgd. Dat betekent dat eerst de hoeveelheid van de stoffen is bepaald (de bron), vervolgens de verspreiding en daarna de blootstelling en mogelijke risico's voor de gezondheid. Dit leidde tot de volgende opzet:

- Eerst is vastgesteld welke gevaarlijke stoffen kunnen zijn vrijgekomen bij het verbranden van:
(a) de in de ladinglijst genoemde gevaarlijke stoffen en goederen en (b) een vliegtuig met o.a. een grote hoeveelheid kerosine aan boord en verarmd uranium als ballast.
- Vervolgens is met behulp van een verspreidingsmodel vastgesteld in welke richting die stoffen zich verspreid hebben en aan welke concentraties de omstanders kunnen zijn blootgesteld.
- Tenslotte is vastgesteld of de zo berekende concentraties schadelijk kunnen zijn geweest voor de gezondheid van omstanders. Deze schadelijkheid is afgemeten aan normen of richtwaarden die informatie geven over gezondheidsrisico's.

Bij deze onderzoeksopzet passen enkele kanttekeningen.

Om te beginnen zijn tijdens de brand geen metingen verricht die ons informatie geven over de *werkelijke* concentraties ter plaatse¹. We waren dan ook volledig aangewezen op berekende concentraties en op beschrijvingen in de vakliteratuur van gezondheidseffecten bij de concentraties.

¹ Wel heeft de brandweer oriënterende metingen verricht tijdens de brand. Zulke metingen zijn echter niet geschikt om de berekende concentraties te toetsen.

Het inventariseren van gezondheidsklachten vanuit de praktijk hoort tot de onderzoeksopdracht van het AMC (Academisch Medisch Centrum, Amsterdam). Daarom heeft het RIVM in dit blootstellingsonderzoek dit aspect bewust buiten beschouwing gelaten, conform de onderzoeksopdracht van het ministerie.

Evenmin is getracht om door het ondervragen van individuele Bijlmerbewoners en/of hulpverleners te schatten wat hun daadwerkelijke blootstelling is geweest en hoeveel deze slachtoffers kunnen hebben binnengekregen. Een dergelijk individuele benadering viel eveneens buiten de onderzoeksopdracht van VWS, evenals het onderzoek naar eventuele psychische gevolgen van de ramp.

Een deel van de lading is alleen in algemene termen beschreven. Van het RIVM kan worden verwacht dat het de ladinggegevens zorgvuldig onderzoekt, maar niet dat het de beschikbaar gestelde ladingsgegevens door eigen onderzoek probeert aan te vullen. Hierdoor is validatie van de uitganggegevens noodgedwongen beperkt gebleven.

Bij het vaststellen van de blootstelling aan gevaarlijke stoffen en verbrandingsproducten is van de volgende uitgangspunten uitgegaan:

Alle brandbare materialen in de lading die zijn vrijgekomen bij de crash zijn verbrand. Deze aanname veroorzaakt een maximale blootstelling aan toxische verbrandingsproducten via de ademhalingswegen. Het was ons inziens voor omstanders en hulpverleners het meest riskante scenario, zodat mogelijke gezondheidsrisico's in ieder geval niet konden worden onderschat. De blootstelling is berekend voor een persoon, die zich zonder adembescherming op een afstand van 20-30 meter benedenwinds van de brand heeft bevonden.

De keuze van een scenario van volledige verbranding, betekende automatisch dat ervan wordt uitgegaan dat de verbrandingsproducten zich in lage concentraties over een groot oppervlak hebben verspreid. Gezien de omstandigheden tijdens de brand lijkt dit de ook meest plausibele aanname. Hierdoor ontbreken de mogelijkheden voor relevante blootstelling via huid of maagdarmkanaal. Deze is voor de meeste stoffen dan ook niet onderzocht².

Alleen voor kerosine en tributylfosfaat wordt aangenomen dat niet alles is verbrand, maar dat deze vloeistoffen in de directe omgeving zijn verspreid. Deze stoffen bevonden zich namelijk ook in andere delen van het vliegtuig, zoals de vleugels, waarvan stukken zijn aangetroffen naast de brandhaarden. Bovendien zijn zij gevonden bij bodemonderzoek. Voor deze stoffen is behalve de blootstelling via de ademhalingswegen ook die via de huid en het maagdarmkanaal geschat.

Aangenomen is dat er, in de periode dat de brand gewoed heeft, niet meer dan een bepaalde hoeveelheid materiaal verbrand kon worden. Deze hoeveelheid is onafhankelijk van de hoeveelheid brandbaar materiaal die bij aanvang van de brand aanwezig was. Omdat de stoffen die daarbij vrijkomen, ons inziens niet wezenlijk verschillen van de onderzochte stoffen, hoefden de huisraad en delen van appartementen die in de brandhaarden lagen, niet apart beoordeeld te worden.

²

Wanneer tijdens de brand wél een relevante blootstelling via de huid of het maagdarmkanaal zou worden verondersteld, dan heeft dat een navenant lagere blootstelling via de ademhaling tot gevolg.

Tenslotte de blootstelling na de brand en bij het verwijderen en opslaan van de verbrandingsresten. Het RIVM acht het niet mogelijk om van de hoeveelheid en het verspreidingsgebied van deze materialen op dit moment nog een enigszins betrouwbare schatting te maken. Voor wat betreft het onderzoek van het materiaal dat zich in de hangar bevond, kan wellicht het – nog te verschijnen – onderzoek van stofmonsters door TNO uitkomst bieden.

3. Bevindingen

Dit hoofdstuk is als volgt ingedeeld.

In paragraaf 3.1 laten we zien hoe de *lijst met gevaarlijke stoffen* tot stand is gekomen en wat de concentraties in de brandhaard waren. Vervolgens wordt aangegeven tot welke *concentraties in de omgeving* dat heeft geleid. Voor een verantwoording van de gehanteerde criteria, de onderliggende gegevens en de schattingen die noodzakelijk waren om de lijst met gevaarlijke stoffen samen te stellen, wordt verwezen naar bijlage 3.

Het verspreidingsmodel waarmee de concentraties in de omgeving zijn berekend, wordt niet in het hoofdrapport behandeld. Dit vindt u in bijlage 4.

In paragraaf 3.2 wordt het *gezondheidsrisico* beschreven van de stoffen op de lijst. Uitgangspunt daarbij zijn de met het verspreidingsmodel berekende concentraties in de omgeving en de giftige (toxische) eigenschappen van de stoffen. Aan de hand daarvan worden de te verwachten effecten beschreven. In bijlage 5 vindt u voor de beoordeelde stoffen de toxicologische *verantwoording* van de in deze paragraaf gehanteerde grens- of richtwaarden. In bijlage 6 vindt u voor deze stoffen de toxicologische *beoordeling*.

Ondanks het feit dat voor verarmd uranium in grote lijnen dezelfde aanpak is gevolgd, wordt deze stof apart behandeld in paragraaf 3.3. Een belangrijke reden daarvoor is de indruk die is ontstaan dat blootstelling aan verarmd uranium misschien wel een bijzonder gezondheidsrisico zou kunnen hebben gevormd. Voor een verantwoording van de aannames en de gebruikte literatuur wordt u verwezen naar bijlage 7.

Definitie

Onder *emissie* verstaat men de 'uitworp' van stoffen die vrijkomen, zoals de rookgassen uit een schoorsteen of bij een brand. De term *immissie* slaat hier op de hoeveelheid van een stof die in de omgeving terecht komt en die bijvoorbeeld ingeademd kan worden. De emissie heeft dus met de hoeveelheid bij de aanvang van de brand te maken, de immissie met de concentraties waaraan personen tijdens de brand kunnen worden blootgesteld.

In de volgende paragrafen zult u deze termen regelmatig tegenkomen

3.1 Lijst met gevaarlijke stoffen

In hoeverre kunnen mensen bij de ramp met de El Al Boeing zijn blootgesteld aan giftige stoffen? Om die vraag te beantwoorden moesten we achterhalen welke materialen bij de brand betrokken waren.

Allereerst is vastgesteld welke bijzondere stoffen in de lading gezondheidsrisico's met zich zouden kunnen meebrengen bij verbranding, verdamping of andere vormen van verspreiding tijdens en na de brand.

Vervolgens is aandacht besteed aan het vaststellen van de hoeveelheid toxische (giftige) verbindingen die bij een brand gebruikelijk zijn. Immers bij iedere brand, klein of groot, komen verbindingen vrij die toxisch kunnen zijn, zo ook bij de Bijlmerbrand.

3.1.1 Opzet van het onderzoek

Het onderzoek van de lading is gebaseerd op de volgende gegevens:

- het rapport van de Commissie Hoekstra. Deze bracht in juli 1998 verslag uit over de informatievoorziening rondom de vrachtdocumentatie van het verongelukte vliegtuig.
- het “opnieuw geordende dossier” dat “alle thans bij de overheid beschikbare informatie bevat over de samenstelling van de lading van de El Al-Boeing”, waarnaar de minister van Verkeer en Waterstaat verwijst in haar brief van 09/09/1998, met kenmerk: DGRDL/DB/L98.200191.
- de brief van de minister van VWS, van 2 oktober jl., waarin hetzelfde dossier wordt genoemd.

Als eerste stap werd een werkset van gegevens voor nadere analyse opgesteld. Uitgangspunt was de samenvatting in het rapport van de Commissie Hoekstra. Aan de hand van de werkset zijn vervolgens schattingen gedaan van de totale emissie tijdens de ramp. Een zelfde schatting is gemaakt voor de materialen van het vliegtuig zelf.

Deze emissies zijn vervolgens met een op de plaatselijke situatie toegesneden verspreidingsmodel omgerekend in maximale concentraties op leefniveau.

3.1.2 Resultaten onderzoek ladinglijsten en schatting brandbare massa

Volgens de ladinggegevens bestond een groot deel van de massa uit apparatuur en onderdelen, zowel voor burger- als voor militaire doeleinden. De ladinggegevens waren echter niet compleet. De totale lading bedroeg volgens opgave van de Rijksluchtvaartdienst (RLD) 114.700 kg. De samenvatting van de Commissie Hoekstra spreekt over 106.968 kg lading. Het verschil tussen beide opgaven bedraagt 7732 kg. In haar rapport schrijft de Commissie Hoekstra dat pellets en andere materialen die voor laden en stouwen nodig zijn, niet zijn meegerekend. Zij beschrijft niet of dit ook de verklaring vormt voor het gesignaleerde verschil.

De beschrijvingen van met name het niet-gevaarlijke deel van de lading bleken niet altijd voldoende gedetailleerd. Daardoor moesten de hoeveelheid brandbaar materiaal en de fractie kunststof ten dele worden geschat.

Afgezien van de lading van het toestel is ook een flink deel van de kerosine (vliegtuigbrandstof) die aan boord was, bij de ramp verbrand. De Boeing steeg op met een voorraad van 71.000 kg (ca 100.000 liter) kerosine. Naar schatting is er bij de branden na de crash maximaal zo'n 51.000 kg kerosine verbrand.

Ook het vliegtuig zelf is voor een deel verbrand. Het gewicht van de brandbare materialen in het vliegtuig wordt geschat op 38.000 kg. Hiervan bestaat naar schatting 19.000 kg uit kunststof. Bij de evaluatie hebben we rekening gehouden met het vermoedelijk hoge gehalte aan brandvertragers dat in vliegtuigmaterialen wordt verwerkt.

Het totaal aan brandbare massa (lading, vliegtuig en kerosine) bedraagt op grond van bovenstaande schattingen 144.250 kg.

3.1.3 Het bepalen van de hoeveelheid vrijgekomen stoffen (emissies)

Toen de aard en de omvang van het brandbare materiaal aan boord eenmaal in kaart waren gebracht, kon worden berekend welke stoffen er bij de brand zijn vrijgekomen, en in welke

hoeveelheden. Hierbij krijgen de als gevaarlijke goederen aangemerkte stoffen in de lading uiteraard speciale aandacht. De berekende emissies hiervan staan vermeld in tabel 1. In tabel 2 staan de berekende emissies voor de stoffen die in het algemeen bij branden kunnen vrijkomen, waarbij kunststof en brandvertragers zijn betrokken. Dat in beide tabellen slechts een klein deel van de totale brandbare massa van het vliegtuig is terug te vinden, heeft te maken met het feit dat een groot deel daarvan verbrandt tot kooldioxide en water en en tot verder niet kwantificeerbare stoffen als stikstof- en zwaveloxiden

3.1.4 Het bepalen van de concentraties in de omgeving (immissie)

Toen was vastgesteld welke stoffen tijdens de brand waren vrijgekomen, was de volgende vraag waar ze terecht gekomen waren en in welke hoeveelheden. Hiervoor is gebruik gemaakt van een verspreidingsmodel, dat uitgebreid wordt beschreven in bijlage 4.

De resultaten van deze berekeningen zijn eveneens weergegeven in de tabellen. In tabel 1 voor de specifieke, en in tabel 2 voor een aantal algemenere verontreinigingen. Voor een aantal stoffen, met name zwavel (S-) en stikstof (N-) verbindingen geldt, dat we niet voldoende gegevens ter beschikking hadden voor een goede schatting.

De in tabel 2 opgenomen gegevens zijn grotendeels gebaseerd op metingen van TNO onder realistische, maar experimentele omstandigheden bij een kunststofbrand. Voor de verdere onderbouwing van de in de tabellen genoemde getallen wordt u verwezen naar bijlage 3.

Tabel 1: emissies en immissies van specifieke verontreinigingen

stof	geëmitteerde hoeveelheid in kg.	concentratie in de omgeving in mg/m ³ .
wolframcarbide	284,8	1,82
dimethylmethyl-fosfonaat (dmmp)	217,35	1,39
- volledige omzetting tot fosforzuur	171	1,09 #
- volledige omzetting tot fosforpentoxide	124	0,79 #
- volledige omzetting tot fosfine	59,5	0,38
Cr ⁶⁺	13,5	0,086
HF	5,7	0,04
morfoline-salicylaat	1111	7,11

dit is waarschijnlijk een onderschatting van de totale emissie en immissie, door het niet meerekenen van vorming uit andere P-bronnen dan DMMP.

Tabel 2. emissies en immissies van algemene verbrandingsproducten

stof	geëmitteerde hoeveelheid in kg	concentratie in de omgeving in mg/m ³
CO	10030	64,2
HCl	3850 ##	24,6
Pak-totaal	7,2	0,05
Ti	73,8	0,47
Cd	1,1	0,01
Sb	7,75	0,05
Cu	5,0	0,03
Pb	2,9	0,02
Ni	1,1	0,01
HCN	67	0,43
Dioxinen	0,000032	0,000002

Hierbij is uitgegaan van 100% omzetting van Cl in HCl (zie bijlage 3).

3.1.5 Opmerkingen bij de evaluatie

Bij de resultaten past enig voorbehoud. Gezien de onzekerheden met betrekking tot de samenstelling van de lading, was het noodzakelijk om een aantal basisgegevens te schatten. De resultaten van de berekeningen dienen dan ook te worden beschouwd als orde-grootte schattingen, en met de nodige reserve te worden gebruikt.

3.2 Gezondheidsrisico's (m.u.v. uranium)

Uiteraard is het ondoenlijk om van alle stoffen die bij deze brand zijn vrijgekomen, de samenstelling en de hoeveelheid te schatten. Zelfs bij kleinere branden kan een scala aan toxische stoffen vrijkomen, die – in voldoende grote hoeveelheden – de gezondheid kunnen schaden. Uitgangspunt voor de risico-evaluaties zijn dan ook de concentraties die in tabel 1 en 2 worden genoemd. Zij kunnen beschouwd worden als een schatting van de maximale concentraties tijdens de brand. Alleen Uranium ontbreekt in de lijst, want aan deze stof is een aparte paragraaf gewijd.

3.2.1 Beoordeling van de concentraties

Hiervoor is een uitgebreid referentiekader beschikbaar. Een belangrijk instrument bij de beoordeling van de aan- of afwezigheid van een toxicologisch risico zijn de toxicologische *grenswaarden of richtwaarden*, ook wel referentiewaarden genoemd.

Wanneer het geschatte blootstellingsniveau van een stof de referentiewaarden voor deze stof niet overschrijdt, zijn géén gezondheidseffecten te verwachten en is verdere analyse niet nodig.

Wanneer de grens- of richtwaarden wél worden overschreden, betekent dat niet automatisch dat er dan ook meteen gezondheidseffecten te verwachten zijn. Bij het afleiden van deze waarden worden doorgaans namelijk ruime veiligheidsmarges in acht genomen. Om die reden vormen zij in de regel geen scherpe scheidslijn tussen wat net niet meer en wat nog net wél schadelijk is. Wanneer deze waarden overschreden worden, is nadere analyse nodig. De mate van overschrijding bepaalt dan de waarschijnlijkheid van het optreden van schadelijke effecten. Informatie over daadwerkelijke vergiftigingsgevallen in het verleden kan in deze stap van de beoordeling een belangrijke rol spelen.

Wanneer er geen grens- of richtwaarden voorhanden zijn, kunnen de geschatte blootstellingsniveaus vergeleken worden met de laagste bekende effectniveaus van de stof in kwestie. Ook hier moet rekening worden gehouden met de duur van de blootstelling.

Veel van de in de toxicologische profielen (gepresenteerd in bijlage 5) opgevoerde grenswaarden, berusten op berekeningen van het niveau waarvan met grote zekerheid kan worden gesteld dat het veilig is voor de mens. Hierin ligt het *preventieve* karakter van dergelijke grenswaarden besloten. Waar er gebruik gemaakt wordt van waarden, die bedoeld zijn voor langdurige blootstelling (verscheidene jaren tot levenslang), is er nog sprake van een extra veiligheidsmarge. Immers, bij éénmalig contact met een stof zullen er minder gauw schadelijke effecten optreden dan bij langdurige blootstelling aan dezelfde concentratie. Deze situatie doet zich bijvoorbeeld voor bij het gebruik van MAC-waarden³, omdat deze grenswaarden bedoeld zijn voor een arbeidsleven.

³ De MAC-waarde is de **Maximaal Aanvaarde Concentratie** in de lucht op de werkplek die bij herhaalde expositie ook gedurende een langere, tot zelfs een arbeidsleven omvattende, periode – voor zover de huidige kennis reikt – in het algemeen de gezondheid van zowel de werknemers als hun nageslacht niet schaadt.

3.2.2 Het blootstellingsmodel

Om redenen die eerder zijn besproken, beperken we ons voor de meeste stoffen tot blootstelling via de ademhalingswegen (*inhalatoire blootstelling*) en tot concentraties die volgens de modelberekeningen tijdens de brand windafwaarts zijn opgetreden. Deze concentraties zijn weergegeven als uurgemiddelden, omdat we hebben aangenomen dat de brand ongeveer een uur heeft geduurd⁴. De concentraties zijn berekend voor een denkbeeldige persoon die zich, vanaf het hoogtepunt van de brand, zonder adembescherming, gedurende een uur op een afstand van 20 - 30 meter van de brand heeft bevonden.

Alleen voor kerosine en tributylfosfaat zijn extra blootstellingsberekeningen gedaan om blootstelling via de huid en via het maagdarmkanaal in kaart te brengen. Zoals eerder aannemelijk is gemaakt, zijn deze stoffen ook buiten de brandhaarden terecht gekomen en dus niet geheel verbrand.

3.2.3 Toxicologische beoordeling

Voor elke stof (uit beide tabellen) is, op basis van de in bijlage 5 opgenomen toxicologische profielen en de door ons berekende concentraties, een toxicologische beoordeling gemaakt. Deze beoordelingen zijn opgenomen in bijlage 6.

In dit deel van het rapport worden alleen de stoffen genoemd die, op grond van die beoordeling, een gezondheidsrisico kunnen vormen. De stoffen zijn gegroepeerd naar type gezondheidseffect dat ze kunnen veroorzaken. Tevens is er onderscheid gemaakt tussen acute en chronische verschijnselen, en verschijnselen die zich pas later kunnen openbaren, zoals kanker. Van kerosine en tributylfosfaat zijn, ook wanneer de blootstelling via de huid en het maagdarmkanaal wordt meegenomen, geen gezondheidsrisico's te verwachten.

Acute verschijnselen

De stoffen die *irritatie* konden veroorzaken tijdens de brand, zijn waterstoffluoride en fosfor- en chloorverbindingen. Blootstelling aan deze stoffen zal hebben geleid tot meer of minder ernstige prikkeling van ogen en ademhalingswegen tijdens de brand en enige tijd daarna. Aan deze prikkeling zullen tevens hebben bijgedragen andere componenten die bij de brand zijn ontstaan, zoals zwaveldioxide (SO₂) en stikstofoxiden (NO en NO₂). Dit zijn normale verbrandingsproducten, die wij bij gebrek aan gegevens niet konden kwantificeren, maar waarvan wordt aangenomen dat de concentraties niet hoger zijn geweest dan bij andere grote branden. Langdurige of blijvende gezondheidseffecten, als gevolg van bv. longbeschadiging, worden echter niet verwacht.

Bij de stoffen in de tabel, die het transport of gebruik van *zuurstof* kunnen verstoren, verdient alleen koolmonoxide (CO) aandacht. Dit kan tot benauwdheid hebben geleid. Gezien de door ons berekende concentraties, zal deze van voorbijgaande aard zijn geweest.

Alleen bij zeer ernstige vergiftigingen (intoxicaties) met de hierboven genoemde stoffen, moet rekening worden gehouden met restverschijnselen. Het gaat dan om hoge concentraties die (vrijwel) direct na de blootstelling ernstige verschijnselen veroorzaken. Voor zulke verschijnselen is doorgaans spoedopname en intensieve medische behandeling noodzakelijk.

⁴ In bijlage 5 wordt uiteengezet dat, a.g.v onze aannames, de berekende blootstelling niet afhankelijk is van de precieze duur van de brand.

Chronische verschijnselen

Het gaat in dit geval om stoffen die de mens kunnen *overgevoelig* kunnen maken of stoffen die zich kunnen *ophopen* in het lichaam en daardoor schade veroorzaken.

Van de stoffen in de lijst is alleen Cr(VI) een stof die bij de berekende concentraties overgevoeligheid kan veroorzaken. Dat is waargenomen bij werknemers vanaf concentraties van $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gedurende periodes tot 1 jaar. Het is niet met zekerheid te zeggen of zo'n effect zich zou kunnen voordoen bij een éénmalige blootstelling van $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

De concentratie zware metalen was te laag en de blootstellingsduur te kort om belangrijk bij te dragen aan de hoeveelheid die zich in het lichaam ophoopt. Aangezien die hoeveelheid bepaalt of er effecten optreden, vormt de opgenomen hoeveelheid als gevolg van de brand geen extra risico.

De *carcinogene* (kankerverwekkende) stoffen als zeswaardig chroom (Cr(VI)), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (pak's), cadmium (Cd), antimoon (Sb) en nikkel (Ni) hebben in de door ons berekende concentraties effecten. Deze kunnen worden uitgedrukt in extra gevallen van kanker. Voor alle stoffen samen is het risico dan 1 à 2 extra gevallen van kanker per 10.000 blootgestelden. Dit is voor iedere stof afzonderlijk uitgewerkt in bijlage 6.

Uit die berekeningen blijkt dat dit risico vooral wordt bepaald door Cr(VI). Voor deze stof is uitgegaan van het ergst denkbare geval, namelijk dat al het aanwezige chroom als Cr(VI) zou zijn verspreid. In werkelijkheid is deze stof instabiel en zal, zeker in vochtig, milieu deels reageren tot het veel minder schadelijke Cr(III). Cr(III) is niet kankerverwekkend.

Door deze aanname wordt het risico op het ontstaan van kanker vrijwel zeker overschat.

Samenvattend moet worden vastgesteld dat:

- (1) de door ons veronderstelde blootstelling in het algemeen geen aanleiding zal hebben gegeven tot blijvend letsel, in de zin van bv. longbeschadiging.
- (2) het extra risico op kanker op het niveau ligt van het MTR.

3.3 Gezondheidsevaluatie verarmd uranium

In het eerder dit jaar verschenen RIVM-rapport *'Materiaal- en Gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium'*, dat in zijn geheel als bijlage 2 in dit rapport is opgenomen, is voorgesteld om een reconstructie-onderzoek uit te voeren naar de mogelijke blootstelling aan verarmd uranium. Op verzoek van VWS is deze reconstructie nu uitgevoerd. Het nieuwe RIVM-onderzoek haakt in op een in september 1998 verschenen onderzoek van het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) naar de mogelijkheid van ontbranding en verstoffing van uranium, getiteld *'Onderzoek verarmd uranium vliegtuigongeval Bijlmer'*. Hieronder volgt een kort overzicht van de gevolgde aanpak en de voornaamste conclusies. Het complete verslag van de reconstructie vindt u in bijlage 7.

Oudere versies van het vliegtuigtype Boeing 747 bevatten in het staartstuk een aantal contragewichten vervaardigd van verarmd uranium. Zo ook het verongelukte El Al toestel. Verarmd uranium bestaat voor vrijwel 100% uit de uranium-isotoop U-238, die zwak radioactief is. Alle uranium-isotopen hebben daarnaast chemisch-toxische eigenschappen. De veronderstelling is dat in de hitte van de brand na de crash een deel van het uranium geoxideerd zou kunnen zijn. Daardoor zouden omstanders en hulpverleners blootgesteld kunnen zijn aan in de lucht verspreide uraniumoxide-deeltjes.

De kernvragen zijn:

- hoe groot kan deze blootstelling (maximaal) geweest zijn
- in hoeverre was dat ongezond voor de betrokkenen?

Deze vragen worden, net zoals de vraag naar de risico's van de lading, beantwoord in verschillende stappen, namelijk van bron, via verspreiding naar blootstelling en gezondheidsrisico's.

Bij het uitvoeren van het onderzoek is gezocht naar mogelijkheden om de berekende waarden aan de hand van metingen te *valideren* (d.w.z. de geldigheid van de in het model gebruikte veronderstellingen te beoordelen). Zes jaar na het ongeval bleek dit echter niet meer mogelijk.

3.3.1 Van bron tot blootstelling

Het ECN heeft becijferd dat bij de ramp 282 kg verarmd uranium in de vorm van balansgewichten aan boord was. Daarvan is circa 130 kg teruggevonden. Waar de resterende 152 kg gebleven is valt niet meer te achterhalen. Er zijn geen aanwijzingen dat er elders in het vliegtuig of in de lading verarmd uranium of enig ander radioactief materiaal aanwezig was. Alhoewel de mogelijkheid reëel is dat niet-teruggevonden balansgewichten – of delen ervan – met de wrakstukken zijn afgevoerd⁵, is aangenomen dat al het ontbrekende uranium (152 kg) in één van de twee brandhaarden terechtgekomen is.

Op grond van de bestudeerde literatuur en de grootte van de balansgewichten verwacht het RIVM dat er bij de Bijlmerramp maar zeer weinig uranium – hooguit 0,3%, oftewel 0,5 kg – in de lucht is vrijgekomen in de vorm van deeltjes (uranium-oxide) die zo klein zijn dat ze bij inademing een risico vormen. Volledige verbranding van (een deel van) de niet-teruggevonden balansgewichten kan echter niet met 100% zekerheid worden uitgesloten. Het ECN was al eerder tot dezelfde conclusie gekomen.

⁵ Het hoge soortelijke gewicht (uranium is bijna 20 maal zo zwaar als water) maakt dat de totale hoeveelheid niet-teruggevonden verarmd uranium, een volume inneemt van slechts 8 dm³.

Met behulp van het eerder genoemde verspreidingsmodel is vervolgens berekend dat omstanders die op de meest ongunstige plek stonden circa 0,0045 mg verarmd uranium ingeademd hebben.

Overigens wordt alleen inademing van deze deeltjes beschouwd als mogelijk risicovol. Dit wordt verder onderbouwd in bijlage 7.

3.3.2 Risico's en effecten van blootstelling

De vrijgekomen uranium-oxide deeltjes bestaan uit UO_2 en U_3O_8 , beide verbindingen die slecht oplosbaar zijn. Dat betekent dat de gezondheidsrisico's van deze stoffen bepaald worden door hun radioactieve, en niet door hun chemische eigenschappen.

Om de potentiële gevaren van de uraniumblootstelling als gevolg van de ramp te bepalen, moet de berekende blootstelling worden uitgedrukt in (risico)termen die gebruikelijk zijn voor radioactiviteit. Inademing van 0,0045 mg U-238 komt overeen met een stralingsdosis van 0,00043 mSv (milliSievert).

Om mensen te beschermen tegen de ongunstige gevolgen van straling zijn nationaal en internationaal limieten afgesproken. Voor niet-werknemers bedraagt de limiet maximaal 1 mSv per jaar, overeenkomend met een risico op kanker van 1 op 40.000.

De berekende stralingsdosis van 0,00043 mSv door blootstelling aan verarmd uranium is veel en veel lager. Het risico op kanker bij deze dosis bedraagt 1 op 100 miljoen. Overigens ontvangt iedereen ieder jaar een stralingsdosis van ongeveer 2,4 mSv, als gevolg van kosmische straling, radon in huis, straling door het nemen van röntgenfoto's en allerlei andere stralingsbronnen waar we in het dagelijks leven aan blootgesteld worden.

De hier berekende waarde is de uitkomst van een berekening waarbij alle benodigde gegevens zo goed mogelijk zijn ingeschat, maar waar in geval van twijfel een voorzichtige (conservatieve) benadering is gekozen. Naast een beste schatting is tevens de theoretische bovengrens van de blootstelling berekend. Bij deze berekening is bij iedere stap uitgegaan van de slechtst denkbare situatie. Dat leidt ongetwijfeld tot een veel te somber beeld van de werkelijke blootstelling. Toch kan zo'n benadering zinvol zijn als daarmee valt aan te tonen dat er zelfs in het slechtst denkbare geval nauwelijks nadelige effecten te verwachten zijn.

Voor deze onrealistische situatie, waarbij onder andere is aangenomen dat al het uranium geoxideerd is en als kleine deeltjes verspreid, is een U-238 inname becijferd van 6 mg, overeenkomend met een stralingsdosis van 0,58 mSv. Deze theoretisch maximale waarde is lager dan de jaarlimiet van 1 mSv die geldt voor leden van de bevolking, en is ongeveer een kwart van de werkelijk ontvangen jaarlijkse stralingsbelasting van circa 2,4 mSv. Ook is het een orde-grootte lager dan de laagste stralingsdosis waarbij in ongevalsomstandigheden maatregelen voor de bescherming van de bevolking worden overwogen. Het met een stralingsdosis van 0,58 mSv overeenkomende sterfterisico is ongeveer 1 op 70 duizend.

Uitgaande van de meest realistische berekening is de stralingsdosis door inademing van uraniumoxide deeltjes verwaarloosbaar. Zelfs voor het onrealistische - meest sombere - scenario vinden we een stralingsdosis die niet meer dan 25% is van de stralingsdosis die iedereen jaarlijks ontvangt. In beide gevallen geldt dat de ontvangen dosis (veel) lager is dan de stralingsnormen die gelden voor normale en voor ongevalssituaties. Bij deze lage stralingsdosis kunnen ook geen chemisch-toxische effecten van uranium zijn opgetreden.

4. Conclusies

In de ter beschikking staande ladinggegevens zijn geen aanwijzingen gevonden voor gevaarlijke goederen, buiten de materialen die reeds officieel als zodanig waren aangeduid. Wel blijkt de samenstelling van de lading niet in detail beschreven te zijn, hetgeen de nauwkeurigheid van de emissieschattingen heeft beïnvloed.

Het onderzoek van de ladinggegevens heeft geleid tot de selectie van een zevental specifieke stoffen die mogelijk een gevaar voor de volksgezondheid zouden kunnen inhouden. Voor deze stoffen, alsmede voor een aantal stoffen die bij grote branden gebruikelijk zijn, zijn emissieschattingen en verspreidingsberekeningen uitgevoerd.

Tijdens de brand en enige tijd erna kunnen acute effecten zijn voorgekomen, zoals irritatie van ogen en ademhalingswegen. Een scala van stoffen kan hieraan hebben bijgedragen, zoals waterstoffluoride, fosfor- en chloorverbindingen, zwaveldioxide en stikstofdioxiden. Langdurige of blijvende klachten, zoals longbeschadiging, zijn echter niet te verwachten. Ook gevoelens van benauwdheid door het inademen van koolmonoxide tijdens de brand, zullen van voorbijgaande aard zijn geweest, gezien de berekende concentraties. De stoffen kerosine en tributylfosfaat, zijn ook buiten de brandhaard verspreid waardoor ook blootstelling via de huid en het maagdarmkanaal mogelijk is geweest. De berekende blootstelling blijkt echter beperkt, zodat hiervan geen gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Een aantal van de bij de brand vrijgekomen zware metalen en andere giftige stoffen, zoals zeswaardig chroom, polycyclische aromatische koolwaterstoffen, cadmium, antimoon en nikkel kunnen kanker veroorzaken. Volgens de risicoberekeningen zal de Bijlmerramp kunnen leiden tot 1 à 2 extra gevallen van kanker per 10.000 blootgestelden. Dit risico is vergelijkbaar met het niveau van het MTR, het maximaal toelaatbaar Risiconiveau, dat in het Nederlands milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt. Het risico wordt vooral bepaald door Cr(VI). Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met het feit dat deze stof makkelijk reageert met andere stoffen. Hierdoor is de blootstelling vrijwel zeker overschat.

Bij de Bijlmerramp verwacht het RIVM op grond van berekeningen, dat circa 0.5 kg Uranium is vrijgekomen. Aan de hand hiervan is berekend dat omstanders die op de ongunstigste plek stonden bij de brand 0.0045 mg verarmd Uranium hebben ingeademd. Het risico op kanker bij deze dosis is 1 extra geval per 100 miljoen mensen, een te verwaarlozen risico. Bij dergelijke lage blootstellingen zijn ook geen chemisch-toxische risico's te verwachten.

Bijlage 1

Brieven van en aan de opdrachtgever, het Ministerie van VWS

STAATSTOEZICHT OP DE VOLKSGEZONDHEID
Inspectie voor de Gezondheidszorg

Sir W. Churchillaan 362
Rijswijk
Telefoon (070) 340 79 11
Telefax (070) 340 53 53
Telex 31680 wvcrw nl

Correspondentie uitsluitend:
Postbus 5850
2280 HW Rijswijk

Aan het RIVM
T.a.v. prof.dr.G. Elzinga
Postbus 1
3720 BA BILTHOVEN

177190 DIR
25 MEI '98

c.c. de MICH
Smeesters

Meulenbelt

Ons kenmerk
HI/IGZ
Onderwerp
Bijlmer ramp

Inlichtingen bij
Bijlage(n)
-

Doorkiesnummer
Uw brief

Rijswijk,
15 mei 1998
Uw kenmerk

Langs deze weg wil ik u, in overeenstemming met de directeur Gezondheidsbeleid, verzoeken een onderzoek te verrichten naar de eventuele gezondheidsschade van de stoffen en goederen die aan boord waren van de in 1992 te Amsterdam verongelukte El Al-Boeing. Te dien einde zal ik u op korte termijn de lijst van stoffen en goederen toezenden, zoals deze aan ons bekend is.

Ik verzoek u de onderzoeksresultaten zodanig op te stellen, dat daarmee zo mogelijk een bijdrage kan worden geleverd aan het "begrijpen" van de gezondheidsklachten die de mensen hebben die op enigerlei wijze aanwezig zijn geweest bij de Bijlmer-ramp. Het inventariserend onderzoek van het AMC zal naar verwachting eind dit jaar de eerste resultaten ter beschikking hebben.

De Hoofdinspecteur voor
de Gezondheidszorg,

J. Verhoeff

J. Verhoeff

Hoofdinspecteur voor de Gezondheidszorg

Postbus 5850

2280 HK RIJSWIJK

Bilthoven : 9 juli 1998
Ons kenmerk : 226/98 DIR EI/dve
Uw kenmerk :
Onderwerp : Bijlmerramp

Bij brief d.d. 15 mei 1998 hebt u, in overeenstemming met de directeur Gezondheidsbeleid, het RIVM verzocht een onderzoek te verrichten naar de eventuele gezondheidsschade van de stoffen en goederen van de verongelukte El Al-Boeing.

De vraag met betrekking tot de risico's welke samenhangen met de lading van de El-Al Boeing is d.d. 11/10/93 voor het eerst aan het RIVM gesteld. Vraagsteller was de Regionale Inspecteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne Noord-Holland, contactpersoon was drs. C.T. Braams, toegevoegd Inspecteur van genoemde Inspectie.

Ten behoeve van de beoordeling is destijds door dhr. Braams een ladinglijst toegezonden welke ter informatie als bijlage bij deze brief is gevoegd.

Het verzoek van dhr Braams aan het RIVM was om de betreffende ladinglijst te beoordelen op de mogelijke risico's voor de volksgezondheid..

De beantwoording van de vraag heeft vanuit het RIVM plaats gevonden door het toenmalige Hoofd Inspectieonderzoek en de Milieuongevallendienst, Dr. F.J.J. Brinkmann.

Ook dit antwoord is als bijlage bij deze brief gevoegd.

Kort samengevat luidde het antwoord van Brinkmann, dat tot stand gekomen is na interne consultatie van deskundigen binnen het RIVM, dat het niet mogelijk was om een goede risico-inschatting te geven op grond van de ladinglijst.

Het detailniveau van de ladinglijst werd hiervoor ontoereikend geacht, terwijl daarnaast van de totale massa van de lading van 114.7 ton, slechts een beperkt deel werd gedekt door de in de ladinglijst opgenomen stoffen (10 ton).

Het antwoord van Brinkmann is verwerkt in het antwoord van de toenmalige Minister VROM, de heer Alders aan de Tweede Kamer, naar aanleiding van vragen van het kamerlid Van Gijzel d.d. 5/10/93.

Voor zo ver wij kunnen overzien is er sinds genoemde datum geen fundamenteel nieuwe informatie met betrekking tot de aanwezige chemische stoffen in de lading naar voren gekomen. Op het meest recente overzicht van de lading die in het toestel aanwezig was (opgenomen als bijlage 3) worden naast de "gevaarlijke stoffen" een aantal goederen genoemd als "electrische apparatuur", "militaire uitrusting" en "auto-onderdelen". Of bij verbranding hiervan mogelijk risico's zouden kunnen ontstaan hangt sterk af van de aard en samenstelling van deze artikelen en van de massa ervan. Informatie hierover ontbreekt. Tenslotte is van belang, dat ook het vliegtuig zelf een aanzienlijke massa vertegenwoordigt, waarvan een deel zal zijn verbrand. Ook hierbij kunnen emissies zijn vrijgekomen in de vorm van mogelijk toxische gassen (bijv. HCl, HCN, NO₂) en stof, waaraan toxische componenten (zware metalen, polycyclische aromaten, dioxinen) zouden kunnen zijn gehecht. De emissies die hierbij zouden kunnen zijn vrijgekomen zijn wellicht indicatief te schatten: hiervoor zijn kengetallen ten aanzien van de samenstellende materialen van de bij het ongeval betrokken Boeing nodig. Vervolgens kan een schatting worden gemaakt op basis van aanwezige literatuurinformatie over de mogelijke emissies bij verbranding van dit soort materialen.

Deze schatting zal zeer indicatief zijn, omdat voor de meeste van de genoemde componenten geldt, dat de vorming en emissie sterk van de specifieke omstandigheden (zoals brandhaardtemperatuur en zuurstofgehalte) afhangt.

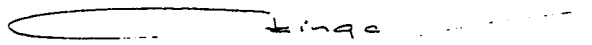
Tenslotte is mogelijk nog de bij het neerstorten aanwezige hoeveelheid brandstof van belang. Informatie hierover ontbreekt.

Een en ander betekent dat wij op uw verzoek voor de concreet genoemde stoffen een evaluatie zullen opstellen, dat wij voor gegevens omtrent samenstelling van materialen van een Boeing gebruik zullen maken van de expertise van de KLM en op basis hiervan een inschatting zullen maken van mogelijke gezondheidsschade, echter dat over het grootste deel van de lading geen uitspraak gedaan kan worden.

Uiteraard zullen wij meer kunnen doen naarmate meer van de lading bekend is. Mocht u daarover nog verdere informatie ontvangen dan zullen wij onze evaluatie daarop aanpassen.

Deze evaluatie zal uitgebreider zijn dan Brinkmann indertijd heeft opgesteld daar hij zich slechts in algemene termen heeft uitgesproken over het risico. Daar ook het overleg met de KLM enige tijd in beslag zal nemen, gezien ook de vakantieperiode stel ik u voor dat onze evaluatie u eind oktober a.s. wordt toegezonden.

De Directeur Volksgezondheid,



Dr G. Elzinga

VWS

RIVM
t.a.v. prof. dr. G.Elzinga
Postbus 1
3720 BA Bilthoven

Ons kenmerk	Inlichtingen bij	Doorkiesnummer	Rijswijk
GZB/C&O/984122	Drs. G.E.H. Houben	3406705	27 AUG. 1998
Onderwerp		Bijlage(n)	Uw brief

Reconstructie onderzoek

Langs deze weg vraag ik uw aandacht voor het volgende. Op 23 juni jl. is de Minister van VWS uitgenodigd voor een Algemeen Overleg met de Vaste Kamercommissie voor Verkeer en Waterstaat inzake de Bijlmerramp. Tijdens dit debat kwam o.a. de RIVM-rapportage "Materiaal- en Gezondheidsaspecten Uranium en Zirconium" ter sprake en dan met name hoofdstuk 4: mogelijke aanpak voor verder onderzoek. De Minister heeft toegezegd het RIVM te verzoeken het reconstructie-onderzoek (zoals dit onder alternatief 2 is genoemd), naar de blootstelling van omstanders en hulpverleners aan uranium, uit te voeren (zie bijlage).

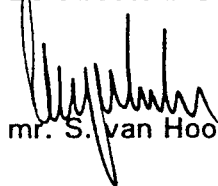
Graag zou ik van u willen vernemen hoe het RIVM aan bovengenoemde toezegging van de minister gevolg zou kunnen geven en binnen welke termijn een rapportage te verwachten valt.

Contactpersoon binnen mijn directie is dhr. G. Houben (070 - 3406705) die ter zake in juli reeds contact heeft gehad met dhr. R. Smetsers van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek.

Daarnaast zou ik u als volgt willen informeren. Onlangs heeft de Minister van Verkeer en Waterstaat het ECN te Petten verzocht een onderzoek te verrichten naar de effecten van de brand tijdens de Bijlmerramp op het aanwezige uranium, met name de mogelijkheid tot ontbranding en verstoffing van het uranium. Binnenkort wordt deze rapportage verwacht. Alsdan verzoek ik u deze rapportage te betrekken in het onderzoek als hierboven verzocht.

Ik zie uw reactie gaarne zo spoedig mogelijk tegemoet.

De Directeur Gezondheidsbeleid,



mr. S. van Hoogstraten

Mr. S. van Hoogstraten
Directie Gezondheidsbeleid
Postbus 5406
2280 HK RIJSWIJK

Bilthoven : 8 oktober 1998
Ons kenmerk : 362/98 DIR EI/dh
Uw kenmerk :
Onderwerp : Bijlmer

Bij brief van 27 augustus jl. hebt u het RIVM gevraagd, toe te lichten hoe het aan de toezegging van de minister – m.b.t. het uitvoeren van een zogenaamd reconstructie-onderzoek – gevolg zou kunnen geven en binnen welke termijn een rapportage te verwachten valt.

Het reconstructie-onderzoek naar de blootstelling van omstanders en hulpverleners dat hier bedoeld wordt, is beschreven in de RIVM-rapportage “Materiaal- en gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium” van april jl.

Tevens heeft u het RIVM verzocht de resultaten van het – inmiddels verschenen – ECN-rapport te betrekken in het onderzoek als hierboven bedoeld.

Het RIVM heeft in zijn rapportage duidelijk gemaakt dat zo'n onderzoek zes jaar na dato aan een groot aantal beperkingen onderhevig is. Zo is het bijvoorbeeld niet meer goed mogelijk om metingen in het milieu te verrichten, die de aannames omtrent de verspreiding zouden kunnen ondersteunen. Evenmin is het mogelijk om uitspraken te doen over de blootstelling aan de hand van metingen (bv. in de urine) bij personen die mogelijk zijn blootgesteld aan uranium tijdens de ramp. Gegeven deze beperkingen, zal een reconstructie-onderzoek op onderdelen een speculatief karakter blijven houden.

Over de uitvoering kunnen wij u het volgende meedelen.

Er zal allereerst een schatting worden gemaakt van de concentraties die in de omgeving van de brand kunnen zijn opgetreden, op basis van onder meer de geschatte omvang en temperatuur van de brand, de heersende windrichting en de hoeveelheid niet-teruggevonden uranium. Met behulp van deze concentraties kan de blootstelling van de daar aanwezige personen worden benaderd.

Deze zal dan weer worden vergeleken met normen en/of richtwaarden waarboven gezondheidseffecten zouden kunnen optreden.

Mocht de zo berekende blootstelling relevant lijken voor de gezondheid, dan zal tevens worden aangegeven wat de te verwachten effecten zouden kunnen zijn.

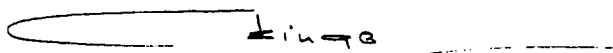
Hierbij moet rekening worden gehouden met het feit dat het nauwelijks mogelijk is om achteraf, bij mensen die klachten of verschijnselen hebben, aan te geven of deze nu wel of niet door uranium zijn veroorzaakt. Dit bemoeilijkt de interpretatie van dergelijke risicoberekeningen.

Het ECN-onderzoek tenslotte draagt belangrijke gegevens aan voor de uitvoering van dit reconstructie-onderzoek, met name t.a.v. de mogelijke brontermen. Er zal daarom verdere informatie-uitwisseling plaatsvinden tussen ECN en RIVM, met betrekking tot de relevante parameters.

Het RIVM gaat ervan uit dat rapportage uiterlijk op 31 oktober zal plaatsvinden.

Een afschrift van deze brief zend ik tevens naar Dr. J. Verhoeff. In het recente periodiek overleg tussen de Minister VWS en de Directie RIVM heeft de SG aangegeven dat de contacten met het RIVM aangaande de Bijlmer via de IGZ dienen te verlopen.

De Directeur Volksgezondheid,



Dr. G. Elzinga

Bijlage 2

“Materiaal- en gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium”

Materiaal- en gezondheidsaspecten van uranium en zirconium

1. Inleiding

Naar aanleiding van het debat in de Tweede Kamer over de Bijlmerramp is aan het RIVM gevraagd informatie te verstrekken over de medische gevolgen die verwacht kunnen worden als gevolg van verhoogde blootstelling aan verarmd uranium en zirconium. Tevens is gevraagd welke testmethoden gebruikt kunnen worden om er achter te komen of er lichaamsschade door deze expositie is aangericht. In dit rapport worden deze vragen beantwoord. Om een en ander in een juiste context te kunnen plaatsen is tevens achtergrond informatie toegevoegd over materiaaleigenschappen, vóórkomen en toepassingen van (verarmd) uranium en zirconium. In hoofdstuk 2 worden de materiaal- en gezondheidsaspecten van uranium besproken, in hoofdstuk 3 die van zirconium.

Gepoogd is om in dit rapport een algemeen beeld weer te geven. Het accent is echter gelegd op die aspecten die mogelijk van belang zouden kunnen zijn bij de interpretatie van de situatie ontstaan tijdens de Bijlmerramp, en de huidige gezondheidstoestand van betrokkenen. Gebrek aan informatie, bijvoorbeeld over de lading aan boord van de verongelukte Boeing, maakt het echter moeilijk om erg specifiek te worden.

2. Uranium

2.1 Stof eigenschappen

Uranium is een element dat van nature voorkomt in de aardkorst. Er bestaan verschillende uranium-isotopen, die alle radioactief vervallen. De twee meest voorkomende isotopen zijn U-238 (> 99%) en U-235 (circa 0,7%), met halfwaardetijden in de orde van een miljard jaar¹. In de praktijk lijken deze isotopen dus stabiel te zijn. Echter, sinds het ontstaan van de aarde heeft ingroei plaatsgevonden van eveneens radioactieve dochterproducten. U-238 is de moeder van een natuurlijke radioactieve reeks die in totaal 19 radionucliden bevat, waaronder Ra-226 (radium) en het gasvormige Rn-222 (radon). U-235 is moeder van 16 dochterproducten. U-238 en U-235 hebben zelf een lage radiotoxiciteit (radiotoxiciteitsklasse 4, 'laag'), in tegenstelling tot sommige dochterproducten, zoals Ra-226 en Po-210 (radiotoxiciteitsklasse 1, 'zeer hoog').

¹ Halfwaardetijden: $4,5 \times 10^9$ jaar (U-238); $0,7 \times 10^9$ jaar (U-235)

De verhoogde incidentie van longkanker, die wordt geassocieerd met de manier van uraniumdelving en -productie, zoals die tot in de jaren zestig in de praktijk gebracht werd, wordt grotendeels verklaard door blootstelling aan hoge concentraties radon en kort-levende dochterproducten. Nadat uranium eenmaal uit erts gewonnen en geïsoleerd is, speelt ingroei van radioactieve dochterproducten geen rol van betekenis². Zuiver uranium heeft dus, in tegenstelling tot uranium in evenwicht met alle dochterproducten (zoals in minerale ertsen), geen sterke radiotoxische eigenschappen. Uranium is echter ook chemisch toxisch.

U-235 wordt in kerncentrales en kernwapens gebruikt als nucleaire splijtstof. Wil men natuurlijk gewonnen uranium geschikt maken voor kernsplijting, dan dient het verrijkt te worden, d.w.z. het procentuele aandeel U-235 moet toenemen. Bij het verrijgingsproces komt als restproduct verarmd uranium vrij, dat is uranium met een nog lager U-235 gehalte dan de natuurlijke waarde van 0,7%. Verarmd uranium is qua chemische eigenschappen dus nauwelijks te onderscheiden van natuurlijk uranium (beide zijn ongeschikt als splijtstofmateriaal). De grote kernmachten beschikken over tonnen verarmd uranium (voornamelijk in de vorm van uraniumhexafluoride). De hoge soortelijke massa van het metaal ($18,7 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$) verklaart de diverse toepassingen van dit restproduct (ballast, contra-gewicht, bepantsering, munitie-shells, gyroscopen).

Het smeltpunt van (verarmd) uranium is 1132 °C. Echter, reeds bij temperaturen van 600–700 °C kan fijn verdeeld uranium spontaan ontbranden (uranium is pyrofoor). Bij brand kan dus relatief snel een aan aerosolen gebonden mengsel van U-verbindingen (m.n. oxiden) ontstaan. Uranium kent diverse oxide-vormen, o.a. UO_2 , UO_3 en U_3O_8 , die zich bij opname in het lichaam verschillend gedragen. Naast fijn verdeeld uranium is ook UO_2 bij hogere temperaturen uiterst reactief. De aanwezigheid van water kan deze reacties versterken.

Omdat uranium in de bodem voorkomt³, is het ook als spore-element aanwezig in voedsel. Per dag wordt in de orde van 1–4 µg via voedsel en drinkwater opgenomen. Een mens van 70 kg bevat circa 100–125 µg uranium. Door regionale verschillen in bodemgesteldheid en eetgewoonten bestaan er echter grote variaties in de (dagelijkse) opname van uranium, en dus in de van nature in de mens aanwezige hoeveelheid. Als voorbeeld wordt (het gebruik van) tafalzout genoemd, dat een relatief hoge uraniumconcentratie (40 ng/g) kan bevatten. Uranium is vermoedelijk geen essentieel spore-element voor de mens.

² Bij geïsoleerd U-238 treedt alleen evenwicht op met de uit radiologisch oogpunt minder belangrijke dochters Th-234 en Pa-234; bij U-235 alleen met Th-231.

³ Typische U-238 activiteitsconcentratie in grond in Nederland: 25 Bq/kg (range 5–100 Bq/kg).
NB: 1 Bq U-238 komt overeen met circa 80 µg

2.2 Gezondheidseffecten

2.2.1 Opname en retentie

Opname en retentie hangen sterk af van de chemische vorm en de wijze van blootstelling (e.g. inhalatie, ingestie). Uranium dat oraal is binnengekomen wordt nauwelijks geabsorbeerd, maar vrijwel volledig via de ontlasting uitgescheiden. Voor geïnhaleerd uranium wordt een onderscheid gemaakt tussen goed en slecht oplosbare verbindingen. Goed-oplosbare U-verbindingen worden in het algemeen relatief snel, d.i. in de orde van dagen, verwijderd via de urine. Voor goed oplosbare verbindingen geldt als regel dat de chemische toxiciteit limiterend is (effecten van overmatige blootstelling worden het eerst manifest in nier-afwijkingen). Slecht-oplosbare chemische vormen, zoals UO_2 en U_3O_8 , worden echter langzaam uit de longen verwijderd. Hiervoor is de radiotoxiciteit dominant (stralingsdosis voor de longen).

Na inname van uranium, hetzij oraal, hetzij via inhalatie, wordt zeswaardig uranium (U_6^+) in het lichaam geabsorbeerd als uraniumdioxide (UO_2^{2+} ion). In het plasma vormt het uranium met plasma eiwitten of met bicarbonaat complexen. Het plasma-eiwitcomplex kan niet diffunderen naar weefsels terwijl het uraniumbicarbonaatcomplex dat wel kan. In plasma zijn beide vormen met elkaar in evenwicht. Het uraniumbicarbonaat complex passeert de nierglomerulus. In de niertubulus dissocieert het uraniumbicarbonaatcomplex. Het gedissocieerde UO_2^{2+} beschadigt de niertubuluscelmembraan aan de lumenale zijde door vitale enzymen te remmen. Hierdoor kan de reabsorptie van glucose, natrium, aminozuren en eiwitten gestoord zijn. Bij hoge urine pH ontstaat er vermoedelijk minder nierschade omdat minder precipitatie van uranium in de nier plaatsvindt. Na absorptie wordt 10 tot 30% van de geabsorbeerde hoeveelheid U_6^+ direct in het skelet opgeslagen waarna een langzamere mobilisatie van het uranium volgt. Een andere 20% van de geabsorbeerde hoeveelheid komt direct in de nier terecht waarvan 60% uitgescheiden wordt in de urine. Circa 50% van de geabsorbeerde hoeveelheid uranium wordt in de eerste 24 uren na expositie via de nieren uitgescheiden.

Uit dierstudies is gebleken dat vierwaardig uranium (U_4^+) niet wordt geabsorbeerd, maar eerst dient te worden omgezet in U_6^+ .

Het kleine aandeel uranium dat door het lichaam wordt geabsorbeerd wordt vooral opgeslagen in bot- en in veel mindere mate - in nierweefsel. Na een accidentele blootstelling raakt men dit kleine aandeel m.n. in het bot geabsorbeerd uranium in een periode van enkele jaren weer kwijt.

2.2.2 Toxiciteit en medische gevolgen verhoogde blootstelling

Blootstellingspad, chemische samenstelling (m.n. oplosbaarheid) en fysische eigenschappen (i.g.v. inhalatie, de aerosol-grootte) zijn bepalende factoren bij de schatting van de stralingsbelasting ten gevolge van de opname van uranium. Tabel 2.1 geeft voor enkele

groepen verbindingen die met een verschillende snelheid door het lichaam worden uitgescheiden de stralingsdosis per opgenomen hoeveelheid U-238. Inhalatie van slecht oplosbare verbindingen, zoals UO_2 en U_3O_8 , leidt tot de hoogste stralingsbelasting (longdosis). De stralingsdosis die men oploopt bij ingestie van een gelijke hoeveelheid U-238 is in vergelijking met inhalatie één à twee grootte-orde lager. Blootstelling via inhalatie is uit radiologisch oogpunt dus meer bezwaarlijk dan via ingestie.

Tabel 2.1 Hoeveelheid geïnhaleerd U-238 overeenkomend met een stralingsdosis (totale lichaamsdosis) van 1 mSv

Excretiesnelheid	Verbinding	Activiteit (Bq)	Massa (mg)
Fast (F)	UF_6 , UO_2F_2	$2,0 \times 10^3$	$1,7 \times 10^2$
Medium (M)	UO_3	$3,5 \times 10^2$	$2,9 \times 10^1$
Slow (S)	UO_2 , U_3O_8	$1,3 \times 10^2$	$1,0 \times 10^1$

Bij stralingseffecten wordt onderscheid gemaakt tussen korte termijn en lange termijn effecten. Bij korte termijn effecten gaat het om aantasting van de orgaanfunctie. Dit treedt pas op bij zeer hoge stralingsdoses. Als veilige grenswaarde wordt voor de meeste organen een orgaandosis gehanteerd van 500 mSv^4 . In het meest ernstige geval (longdosis, S-klasse inhalatie) komt dat overeen met een hoeveelheid geïnhaleerd U-238 van 630 mg (7,5 kBq). Bij een lagere inname verwacht men dus geen acute stralingsschade, in dit geval in de longen. Ondanks het feit dat specifieke gegevens over de blootstelling tijdens de Bijlmerramp ontbreken, wordt het op grond van een globale blootstellingsschatting vrijwel onmogelijk geacht dat deze grenswaarde (ruim) overschreden is. M.a.w., acute longschade als gevolg van stralingseffecten kan uitgesloten worden.

Bij lange termijn effecten gaat het om een verhoogde kans op kankerincidentie. In de stralenbescherming gaat men ervan uit dat de kans op ontwikkeling c.q. sterfte aan kanker recht evenredig toeneemt met de stralingsdosis. De hiervan afgeleide limietwaarden zijn lager (d.w.z. strikter) dan die voor de korte termijn effecten.

De door de ICRP geadviseerde, en door de EU overgenomen limietwaarde voor leden van de bevolking bedraagt 1 mSv per jaar (zie Tabel 2.1 voor bijbehorende waarden voor de inname). Voor werkers wordt een hogere limiet gehanteerd van (over vijf jaar gemiddeld) 20 mSv per jaar, met als jaarmaximum 50 mSv per jaar. Nederland hanteert een risicofactor (kans op overlijden per opgelopen effectieve stralingsdosis) van $2,5 \times 10^{-2} \text{ } \$/\text{Sv}$. Deze grenswaarden gelden echter voor 'voorspelbare' blootstelling aan straling als gevolg van reguliere toepassingen (practices). In ongevalssituaties gelden andere uitgangspunten, en hanteert men interventiewaarden⁵, gebaseerd op de zogenaamde vermijdbare dosis. Bij een te verwachten dosis in de eerste 24 uur van 5 mSv wordt *aangeraden* om te gaan schuilen, bij 50 mSv is men dat *verplicht*. Voor evacuatie zijn die waarden respectievelijk 50 en 500 mSv.

⁴ Een longdosis van 500 mSv komt overeen met een totale lichaamsdosis van 60 mSv

⁵ Vastgesteld in het kader van het Nationaal Plan voor de Kernongevallenbestrijding (NPK)

Elke extra stralingsdosis leidt in theorie tot een (geringe) extra kans op kanker. De verhoogde kanker incidentie als gevolg van de (vermeende) blootstelling aan uranium tijdens de Bijlmerramp is echter zo gering, dat deze niet aantoonbaar zal zijn.

Bij inademing van grote hoeveelheden goed oplosbaar uranium zou de limiet voor de chemische toxiciteit van uranium overschreden kunnen worden. Bij eventuele ernstige expositie via de luchtwegen zou na absorptie vanuit de longen en transport naar de nieren, effecten in de nier kunnen ontstaan. Er worden geen giftige effecten elders in het lichaam verwacht, ook niet in de longen zelf.

Op grond van de huidige kennis is het niet mogelijk om een kwantitatief verband aan te geven tussen blootstelling aan uranium en het ontstaan van orgaanschade bij mensen. Wel worden er veilige grenswaarden genoemd, waaronder met grote zekerheid geen schade te verwachten is. Zulke grenswaarden bevatten in de regel een ruime veiligheidsmarge. Voor langdurige blootstelling wordt een veilige grenswaarde voor de concentratie van uranium in lucht aangegeven van $0,2 \text{ mg/m}^3$. De aanbevolen grenswaarde voor piekbelasting bedraagt $0,6 \text{ mg/m}^3$.

2.2.3 Screeningsmethoden

Bij een vermoeden van inhalatie van U-238 kan men door uitwendige detectie van γ -straling de in de longen opgeslagen radioactiviteit meten. Dit is echter moeilijk, vanwege het feit dat zowel de intensiteit als de energie van de t.g.v. U-238 aanwezige γ -straling laag is. Behalve dat dit moeilijk detecteerbaar is, wordt deze straling ook sterk geabsorbeerd door het lichaam zelf. Dit stelt zeer hoge eisen aan (de kalibratie van) de meetopstelling. Indien de blootstelling lang geleden heeft plaatsgevonden, en dat is bij de Bijlmerramp het geval, wordt samen met de longactiviteit ook de activiteit gemeten die (mogelijk) is opgenomen in de lymfeknopen en het skelet. Dit maakt de interpretatie nog moeilijker. In vivo longactiviteitsmetingen zijn dus moeilijk interpreteerbaar, en geven jaren na (vermeende) blootstelling weinig kans op succes.

In principe kan men voor de schatting van de inname ook gebruik maken van metingen in urine. In geval van langzame excretie (S-klasse), wanneer in het algemeen de radiotoxiciteit meer stringent is dan de chemische toxiciteit, wordt kort na inhalatie per dag een fractie van circa 2×10^{-3} van de opgenomen U-238 activiteit via de urine afgescheiden. Na 2000 dagen (circa 5,5 jaar) is dat teruggelopen tot circa 1×10^{-5} . Voor inhalatie van een F-klasse verbinding (chemische toxiciteit dominant) zijn deze waarden respectievelijk 0,2 en 1×10^{-6} . Gezien het feit dat inmiddels circa 5,5 jaar is verstreken sinds het ongeval zal vrijwel al het uranium dat mogelijk tijdens het ongeval in het lichaam is gekomen alweer door het lichaam zijn uitgescheiden.

Faeces onderzoek op uranium is niet zinvol, omdat met deze methode primair het in het voedsel voorkomende uranium wordt gemeten en niet de in het lichaam langdurig opgenomen hoeveelheid uranium. In de literatuur wordt een grote variatie gerapporteerd met waarden tussen ongeveer 2 en 200 microgram per kg faeces. De oorzaak van de gevonden variatie is het

fluctuerende gehalte van de elementen in het voedsel, dat in het algemeen vrijwel in zijn geheel terug te vinden is in de faeces. De verschillende hoeveelheden in de faeces zeggen dus niets over de eventueel langdurig in het lichaam opgenomen hoeveelheid uranium.

In plaats van reconstructie van de hoeveelheid opgenomen uranium op basis van uranium-bepalingen kan men ook kijken naar aan uranium gerelateerde orgaanschade. Indien men eventuele nierschade wil nagaan dan zou men in plasma de ureum- en creatinineconcentratie kunnen bepalen. De ureum- en creatinine concentratie geven een grove indicatie of er nierschade opgetreden zou kunnen zijn. Een fijnere maat zou de aminozuur uitscheiding in de urine kunnen zijn. Verhoogde aminozuurconcentratie in de urine kan een maat zijn voor tubuluscelschade. Deze laatste bepaling is overigens geen routinebepaling. Het onderzoeken van longschade wordt niet zinvol geacht, omdat de kans op optreden ervan verwaarloosbaar is.

2.3 Conclusies

Verarmd uranium is laag-radiotoxisch. Daarnaast heeft uranium chemisch-toxische eigenschappen. Voor goed oplosbare U-verbindingen geldt als regel dat de chemische toxiciteit limiterend is (effecten van overmatige blootstelling worden het eerst manifest in nierafwijkingen). Slecht-oplosbare chemische vormen, zoals UO_2 en U_3O_8 , worden langzaam uit de longen verwijderd. Hiervoor is de radiotoxiciteit dominant (stralingsdosis voor de longen). Het is niet ondenkbaar dat omstanders en hulpverleners tijdens de Bijlmerramp zijn blootgesteld aan aan aerosolen gebonden uranium-oxiden.

Reconstructie van de hoeveelheid opgenomen uranium tijdens de Bijlmerramp op basis van *in vivo* metingen of metingen van het uraniumgehalte in urine heeft 5,5 jaar na dato weinig kans van slagen. Metingen aan faeces zijn in beginsel niet zinvol, omdat dit geen maat is voor de in het lichaam opgenomen hoeveelheid uranium.

Als alternatief zou men kunnen onderzoeken of er indicaties bestaan voor nierschade, al wordt de kans op succes klein geacht. De kans dat t.g.v. straling acute longschade is opgetreden wordt verwaarloosbaar geacht. Tenslotte kan gesteld worden dat een verhoogde longkanker incidentie als gevolg van straling niet aantoonbaar zal zijn.

3. Zirconium

3.1 Stof eigenschappen

Zirconium is een metaal dat uit zircon ($ZrO_2 \cdot SiO_2$) en baddelite (ZrO_2) kan worden geïsoleerd. Daarnaast komt het samen met andere metalen voor in veel mineralen. Zirconium komt uitgebreid in de natuur voor, bijvoorbeeld in vuursteen, graniet, rivierbodems en zandstranden.

In tal van industriële processen wordt zirconium gebruikt; zirconium en zirconiumverbindingen kennen daarom vele toepassingen. Als metaal is zirconium zeer resistent tegen corrosie, voor zowel (zee)water als diverse zuren en basen. Daarnaast kent het een lage neutronen absorptie. Deze eigenschappen maken zirconium zeer geschikt voor toepassingen in de nucleaire industrie, bijvoorbeeld als 'cladding' voor splijtstofstaven. Meer dan 90% van de productie van zirconium is bestemd voor de commerciële toepassing van kernenergie. Daarnaast wordt het toegepast in de chemische industrie.

Ook zirconium-oxide kent vele toepassingen. Vanwege de hoge brekingsindex wordt het o.a. gebruikt in de optische industrie (coating) en de glas- en keramische industrie. In de geneeskunde wordt zirconium-dioxide verwerkt in implantatiematerialen (kunstgewrichten) en in tandtechnische producten. Met name uit het laatste mag geconcludeerd worden dat dit materiaal niet als toxisch bekend staat. In het verleden werd zirconium-oxide ook toegepast door de cosmetische industrie.

Fijn verdeelde metaaldeeltjes kunnen, met name bij hogere temperaturen, spontaan ontbranden. Het massieve metaal ontbrandt veel minder gemakkelijk.

3.2 Gezondheidseffecten

3.2.1 Opname en retentie

Zirconiumverbindingen zijn in de regel zeer slecht oplosbaar. Dit betekent dat zirconium dat hetzij oraal, hetzij via inhalatie binnen komt, zeer slecht in het lichaam worden geabsorbeerd. Zo werd in bijvoorbeeld dierexperimenteel onderzoek geconstateerd dat na orale toediening van een gelabelde zirconiumverbinding minder dan 0.001% van de dosis vanuit het maagdarmkanaal in het bloed werd aangetroffen.

Absorptie en retentie kan wel enigszins toenemen bij zuigeling-ratten, maar blijft desondanks laag. Vanuit dierexperimenteel onderzoek is bekend dat de depositie en retentie van zirconium in de long en pulmonale lymfklieren na inhalatie van zirconiumoxide stof analoog verloopt aan die van onoplosbare verbindingen. Depositie van het oplosbare $ZrOCl_2$ na inhalatie van een damp hiervan resulteerde eveneens in depositie van zirconium in de long. Zirconiumdepositie in bot was minder dan 1% van die in de long en depositie in de weke delen was weer een fractie van die in het bot.

Van de geabsorbeerde fractie is de retentie van zirconium in de rat hoog; na verloop van 6 maanden vindt er geen uitscheiding van zirconium meer plaats.

Er zijn geen aanwijzingen voor fysiologisch relevante interacties met andere essentiële metalen in het lichaam of invloed op enzymatische processen.

3.2.2 Toxiciteit

In het verleden zijn deodorants op de markt geweest die een organisch zirconiumzout bevatten. Na toepassing hiervan zijn bij sommige personen zirconium granulomen van de huid (voornamelijk in de oksels) gerapporteerd: deze bestaan uit rood-bruine kleine papels met een diameter van 1 tot 4 mm. Na staken van het gebruik van deze deodorants verdwenen de granulomen.

Er zijn een aantal studies verricht naar eventuele schadelijke effecten van zirconium als gevolg van blootstelling tijdens het werk:

- Bij 22 werknemers die gedurende een periode van 1 tot 5 jaar waren blootgesteld aan zirconiumdampen zijn geen nadelige gezondheidseffecten geconstateerd.
- Ditzelfde was het geval in een groep van 32 werknemers die gedurende 1 tot 17 jaar aan zirconium waren blootgesteld; er werd geen verschil ten opzichte van een controle groep gevonden. Daarbij is ruim aandacht besteed aan eventuele klachten, röntgenonderzoek van de longen en longfunctieonderzoek.
- In 1996 is een Engelse studie gepubliceerd naar de effecten van chronische blootstelling aan zirconium tijdens het werk. Bij 178 werkers die vanaf 1975 tot 1988 regelmatig onderzocht werden (röntgenonderzoek van de longen en longfunctieonderzoek), werden geen nadelige gezondheidseffecten geconstateerd.
- Er zijn een aantal case-reports gepubliceerd waarin melding wordt gemaakt van het ontstaan van granuloomvorming in de longen of een hypersensitiviteit pneumonitis als gevolg van chronische expositie aan zirconiumverbindingen. Een dergelijk verband is echter nooit bewezen.

3.3 Conclusies

Zirconium kan worden beschouwd als niet-toxisch. Na orale inname (hetgeen normaal is vanuit voeding) vindt geen relevante opname in het lichaam plaats. Het aantreffen van zirconium in de faeces is vanzelfsprekend een gevolg van het feit dat het juist nauwelijks wordt opgenomen vanuit het maagdarmkanaal in het lichaam. Faecesconcentraties zijn dan ook geen maat voor de aanwezigheid van zirconium in het lichaam.

Er bestaan diverse onderzoeksrapportages waar geconstateerd wordt dat blootstelling aan zirconium geen nadelige gevolgen kent. In een aantal *case reports* (voor personen die in de arbeidssituatie waren blootgesteld) wordt een verband gelegd tussen de chronisch inhalatoire blootstelling aan zirconiumverbindingen en het ontstaan van longgranulomen of hypersensitiviteit pneumonitis, alhoewel een dergelijk verband nooit geobjectiveerd is kunnen worden.

Bij intensieve huidblootstelling (zoals bij deodorants) zijn huidgranulomen beschreven. Na staken van de blootstelling verdwijnen deze.

4. Mogelijke aanpak voor verder onderzoek

Indien besloten wordt tot verder onderzoek kan men in beginsel meerdere invalshoeken kiezen. Omdat zirconium niet toxisch is, geldt voor alle gevallen dat het onderzoek beperkt kan blijven tot uranium.

Alternatief 1: Steekproefsgewijs medisch onderzoek.

Middels een steekproef binnen de groep van betrokken personen onderzoeken of er indicaties bestaan voor nierschade, mogelijk t.g.v. blootstelling aan verhoogde concentraties van uranium. Echter, zoals eerder gezegd wordt de kans op succes klein geacht.

Alternatief 2: Modelmatige reconstructie van de blootstelling

Het via modellering zo nauwkeurig mogelijk schatten van de blootstelling van omstanders en hulpverleners aan uranium. Modelresultaten dienen dan op enkele cruciale aspecten a.d.h.v. metingen gevalideerd te worden. Zo'n reconstructie vereist een goed inzicht van de hoeveelheid uranium aan boord van de verongelukte Boeing, en gegevens over de vuurhaard. Ter validatie kan men bijvoorbeeld uraniumbepalingen uitvoeren aan (milieu)monsters genomen in de directe omgeving van het voormalige rampgebied, en/of aan indertijd gebruikte luchtstoffilters in de nabijheid van de ramp. Omdat veel relevante gegevens inmiddels verloren geraakt zijn, zal reconstructie 5,5 jaar na dato naar verwachting echter zeer moeilijk zijn.

Alternatief 3: In kaart brengen van overeenkomsten in de gezondheidsklachten

Het genereren van een overzicht van de gezondheidsklachten, bijvoorbeeld middels een interview van betrokkenen, en het zoeken naar overeenkomsten. Indien een gemeenschappelijk patroon ontdekt wordt, kan men proberen na te gaan of de gezondheidsklachten kunnen worden toegeschreven aan een bepaalde oorzaak. Daarbij dient met name bekeken te worden of expositie aan een toxische stof de oorzaak kan zijn, en of deze stof vrijgekomen kan zijn bij het vliegtuigongeval. Indien dit niet het geval is, dient onderzocht te worden of de gemeenschappelijke gezondheidsklachten een andere oorzaak hebben.

Alternatief 3 wordt het meest zinvol geacht, temeer omdat de betreffende personen hier het meest direct bij betrokken worden.

Bijlage 3

Vaststelling emissies en immissies tijdens en na de calamiteit

Vaststelling emissies en immissies tijdens en na de calamiteit

1. Inleiding

2. Opzet onderzoek

3. Resultaten onderzoek van de ladinglijsten

3.1 algemene opmerkingen ten aanzien van de ladinggegevens

3.2 compleetheid ladinggegevens

3.3 beoordeling detailniveau ladinggegevens

3.4 vaststelling werkset

3.5 schatting van de brandbare massa en de fractie kunststof van de lading

3.6 vaststelling lijst materialen met specifieke risico's

3.7 schatting verbrande massa kerosine

3.8 aard en samenstelling brandbare vliegtuigonderdelen

3.9 evaluatie bepaling brandbare massa in relatie tot brandsnelheid

4. Bepaling geëmitteerde hoeveelheden

5. Vaststelling van de immissieconcentraties

6. Slotopmerkingen bij de evaluatie

1. Inleiding

Om inzicht te verkrijgen in de blootstelling die is opgetreden tijdens en na de ramp met de El-Al Boeing dient vastgesteld te worden welke materialen er bij de brand betrokken waren. Het gaat hierbij niet alleen om materialen uit de lading, maar ook om de brandbare delen van het vliegtuig en de kerosine.

Bij de ramp met de El-Al Boeing is in relatief korte tijd een aanzienlijke massa materiaal verbrand. Bij een dergelijke grote brand komen toxische verbindingen vrij die bij humane blootstelling gezondheidseffecten kunnen veroorzaken. De primaire doelstelling van dit onderzoek is vast te stellen of de Boeing lading vervoerde die specifieke risico's met zich mee zou kunnen brengen bij verbranding, verdamping of andere vormen van verspreiding tijdens en na de ramp. Daarnaast zal getracht worden de risico's van de normaal bij een grote brand optredende emissies, voor zo ver mogelijk, in kaart te brengen

2. Opzet onderzoek

Het onderzoek van de lading is gebaseerd op de volgende gegevens:

- het rapport van de Commissie Hoekstra, die in juli 1998 verslag uitbracht over de informatievoorziening rondom de vrachtdocumentatie van het verongelukte vliegtuig.
- het "opnieuw geordende dossier" dat "alle thans bij de overheid beschikbare informatie bevat over de samenstelling van de lading van de El Al-Boeing", waarnaar de minister van Verkeer en Waterstaat verwijst in de brief van 09/09/1998, met kenmerk: DGRLD/DB/L98.200191.
- de brief van de minister van VWS van 2 oktober jl., waarin naar hetzelfde dossier wordt verwezen.

Het hier beschreven RIVM-onderzoek was niet bedoeld om de juistheid en volledigheid van de beschikbare ladinggegevens te evalueren en ook niet om onderzoek te doen naar eventueel nog ontbrekende lading

Het eerste onderdeel van het onderzoek was het samenstellen van een werkset van gegevens aan de hand waarvan verdere analyse kon plaatsvinden. De samenvatting in het rapport van de Commissie Hoekstra is hierbij als uitgangspunt genomen. Vervolgens zijn de originele ladinggegevens door twee onderzoekers van het RIVM onafhankelijk van elkaar bestudeerd. Hierbij is gekeken of deze originele ladinggegevens informatie bevatten die voor de evaluatie van de risico's van belang zijn, maar die niet in voldoende detail waren overgenomen in de samenvatting van Hoekstra.

Aan de hand van de werkset zijn vervolgens schattingen gedaan van:

1. De aard en hoeveelheid stoffen die bij de crash of de er op volgende brand specifieke risico's met zich mee zouden kunnen hebben gebracht
2. De hoeveelheid brandbaar materiaal in de lading. Op grond van dit gegeven kon de totale emissie worden geschat
3. De hoeveelheid kunststof. Kunststoffen bevatten stoffen, die bij verbranding risico's kunnen opleveren, zoals chloor, zware metalen en brandvertragers.

De schatting van de brandbare fractie en de fractie kunststof in de lading heeft, net als het onderzoek van de lading, tweemaal plaatsgevonden door verschillende deskundigen.

Daarnaast zijn schattingen gedaan van de brandbare massa van het vliegtuig en van de hoeveelheid bij de crash aanwezige kerosine.

Aan de hand van deze schattingen en aan de hand van gegevens over de omstandigheden tijdens de brand, zijn schattingen gedaan van de emissies die kunnen zijn opgetreden.

Deze emissies zijn vervolgens, met een op de lokale situatie toegesneden verspreidingsmodel omgerekend in maximale immissieconcentraties.

De emissies die zijn opgetreden als gevolg van de verbranding van materialen in de getroffen flats zijn niet in de evaluatie betrokken. Er wordt van uit gegaan, dat hierbij geen andere verontreinigingen zijn vrijgekomen, dan de normaal bij brand optredende emissies.

Aangenomen is dat er, in de periode dat de brand gewoed heeft, niet meer dan een bepaalde hoeveelheid materiaal verbrand kon worden. Deze hoeveelheid is onafhankelijk van de hoeveelheid brandbaar materiaal die bij aanvang van de brand aanwezig was. Omdat de stoffen die daarbij vrijkomen, ons inziens niet wezenlijk verschillen van de onderzochte stoffen, hoefden de huisraad en delen van appartementen die in de brandhaarden lagen niet apart beoordeeld te worden.

3. Resultaten onderzoek van de ladinglijsten

3.1. algemene opmerkingen ten aanzien van de ladinggegevens

De ladinggegevens bestaan uit een aantal verschillende documenten. In het rapport van de commissie Hoekstra worden de volgende documenten genoemd:

1. SD: Shipper declaration for dangerous goods. Afkomstig van de afzender/verlader
2. NOTOC: Special Load Notification to Aircraft Commander. Opgave aan de gezagvoerder van bijzondere lading (gevaarlijke goederen, maar ook levende have, kostbaarheden e.d.). Wordt opgesteld door de grondafhandelingsagent. Geeft ook de exacte plaats aan van het betreffende goed in het vliegtuig aan.
3. Airway-bill (voor consolidatiezendingen Master Airway bill en House Airway bills)
4. Cargo manifest: samen met de Airway-bills de gehele lading ("general cargo") betreffend.

De NOTOC van de El-Al vlucht stond direct na de vlucht ter beschikking. Een aantal vervoerde materialen wordt hierop echter niet uit toxicologisch oogpunt weinig zeggende benamingen als "brandbare vloeistoffen" aangeduid. De airway-bills geven voor deze stoffen vaak aanzienlijk meer details.

Een groot deel van de massa blijkt volgens de ladinggegevens te bestaan uit, apparatuur en onderdelen, zowel voor burger- als voor militaire doeleinden.

Dit sluit aan bij een bevinding in de rapportage van de Commissie Hoekstra, zijnde:

"De luchtvaartsector onderscheidt zich evenwel op een aantal specifieke aspecten. Het type goederen, dat door de lucht vervoerd wordt, heeft een andere verschijningsvorm dan bij andere vervoersmodaliteiten. Veelal gaat het om goederen met een klein volume, die om bepaalde redenen snel en over grote afstand getransporteerd dienen te worden."

3.2 compleetheid ladinggegevens

De totale lading bedraagt volgens opgave van de RLD 114.700 kg¹. De samenvatting in het rapport van Hoekstra beschrijft 106.968 kg lading. Het verschil tussen deze twee ladingmassa's bedraagt 7732 kg. Bij de berekeningen van de Commissie Hoekstra worden pellets en containers e.d. die voor laden nodig zijn niet meegerekend. In haar rapport schrijft de Commissie Hoekstra

¹ brief van minister VenW, rapport van de cie Hoekstra

dat pellets en andere materialen die voor laden en stouwen nodig zijn, niet zijn meegerekend. Zij geeft niet aan of dit ook de verklaring vormt voor het gesignaleerde verschil.

In het rapport wordt gesproken over 34 ton waarvoor op 15/7/98 geen detail-informatie beschikbaar is. Uit een overzicht gegeven in paragraaf 3.11 van dit rapport, blijkt dit geheel te gaan om op de ladinglijst opgenomen zgn. consolidatiezendingen. Dit zijn zendingen die bestaan uit meerdere deelzendingen van niet als gevaarlijk gekenmerkte goederen.

3.3 beoordeling detailniveau ladinggegevens

Een beoordeling van de bij de onderzoeksopzet genoemde aspecten vergt een beschrijving van de lading op voldoende detailniveau. Voor als “dangerous goods” gerubriceerde materialen dient een hoog detailniveau te worden bereikt, vanwege de mogelijke specifieke gevaarsaspecten. Ook voor de niet als zodanig gekenmerkte materialen is voor onze analyse enig inzicht in de materiaalsamenstelling nodig om een schatting te kunnen maken van de algemene emissies, die bij verbranding ervan zouden kunnen optreden. Bij de ter beschikking staande ladinglijsten wordt met name voor de niet-gevaarlijke goederen dit detailniveau slechts zeer ten dele bereikt.

Van de 106.968 kg lading is ca 13.152 kg beschreven op een niveau, waarop directe evaluatie mogelijk is. Hiertoe behoren de als “dangerous goods” gerubriceerde materialen, met uitzondering van de “cosmetics”. Voor 43.141 kg geldt dat de ladinglijst een redelijk inzicht geeft in de betrokken materialen. Voor de overige 50.675 kg geldt, dat op grond van de ladinglijst en de air-way bills slechts naar de samenstelling van de materialen kan worden gegist.

Voor de 93.816 kg die niet of niet in voldoende detail beschreven zijn, geldt dat met uitzondering van de “cosmetics” de stoffen in de ladinggegevens als niet-gevaarlijk zijn aangemerkt. Het grootste deel van deze massa bevindt zich in zogenaamde “consolidatiezendingen”. In het rapport van de commissie Hoekstra wordt gemeld dat ondermeer El-Al en KLM in consolidatiezendingen geen gevaarlijke goederen verzenden.

Het niet of niet in voldoende detail beschreven zijn van de lading heeft tot gevolg, dat slechts een schatting kan worden gemaakt van de hoeveelheid brandbaar materiaal en de fractie kunststof hierin.

3.4 vaststelling werkset

Uit het onderzoek van de ladinggegevens is gebleken dat de samenvatting van Hoekstra in het algemeen een volledige samenvatting van de ter beschikking staande ladinglijsten vormt. Deze lijst is daarom als werkset genomen. Op een aantal punten zijn op grond van het onderzoek van de ladinglijsten relevante details toegevoegd.

3.5 vaststelling lijst materialen met specifieke risico's

Aan de hand van het onderzoek van de ladinggegevens is een lijst opgesteld van stoffen, die mogelijk specifieke risico's met zich hebben meegebracht tijdens of na de ramp met de Boeing. Een deel van de lading, bruto ca. 10.000 kg, is aangemerkt als “dangerous goods”. Een groot deel ervan is uitsluitend op grond van de brandbaarheid op de lijst opgenomen, maar brengt bij verbranding of verspreiding geen specifieke risico's met zich mee.

Van deze 10.000 kg zijn ca 1600 kg materialen geselecteerd, omdat zij specifieke risico's met zich mee zouden kunnen brengen. Deze zijn in tabel 1 nader beschreven. Voor deze materialen geldt, dat zij:

- niet brandbaar zijn, maar wel verspreid kunnen worden. Dit geldt voor wolframcarbide, HF en aluminiumfluoride.
- bij verbranding toxische producten kunnen afgeven: dimethylmethylfosfonaat, verf en primer met chromaatverbindingen.
- gedeeltelijk kunnen verbranden dan wel verdampen en verspreiden, wat tot gevaarlijke blootstelling zou kunnen leiden: morpholine-salicylaat en DMMP (dimethylmethylfosfonaat).

3.6 schatting van de brandbare massa en de fractie kunststof van de lading

Voor de schatting van de hoeveelheid brandbaar materiaal is gebruik gemaakt van 'expert-judgement'. Een materiaaldeskundige heeft de ladinglijst beoordeeld en per item de brandbare fractie en de fractie kunststof geschat. Eenzelfde schatting is onafhankelijk hiervan uitgevoerd door een andere medewerker van het RIVM.

De schattingen voor de hoeveelheid brandbaar materiaal bedroegen resp. 40.300 kg en 43.000 kg excl. verpakkingsmateriaal. Het verpakkingsmateriaal kan worden geschat op 10-15% van het totaal brutogewicht van de lading. In totaal zou dus 51.000-59.000 kg brandbaar materiaal aanwezig kunnen zijn geweest in de lading. Uitgegaan zal worden van een schatting van 55.500 kg brandbaar materiaal.

Ten aanzien van de fractie kunststof liepen de schattingen verder uiteen met resp. 32.5% (lading 25% verpakking 50%) tot 60%. Het kunststofgehalte wordt op grond hiervan geschat op 35% van de totale bruto-massa, dat wil zeggen op 37.500 kg. Het gehalte aan Cl wordt ingeschat op 3,8% van de kunststofmassa, zijnde een gemiddelde voor plasticafval.

3.7 schatting verbrande massa kerosine

Bij het opstijgen was in de Boeing 71.000 kg kerosine aanwezig. Hiervan zal bij het opstijgen een deel (naar schatting 10.000 kg) zijn verbruikt, voordat het toestel neerstortte. Een groot deel van de kerosine die bij de crash nog aanwezig was zal zijn verbrand. Het is echter ook zeker dat een deel niet verbrand is. Dit blijkt uit het feit, dat bij een bodemonderzoek van Omegam^{2,3} hoge concentraties kerosine zijn gevonden, terwijl de bovenlaag (tot 40 cm-mv) van de bodem, waarin de concentratie nog hoger moet zijn geweest, reeds kort na de ramp is afgegraven. Een schatting van de orde van grootte van de in de bodem aanwezige kerosine komt neer op enkele duizenden kilogrammen (puntschatting 10.000 kg) kerosine die niet is verbrand.

Op grond van bovenstaande schattingen wordt aangenomen, dat tijdens de brand na de crash 51.000 kg kerosine kan zijn verbrand.

3.8 aard en samenstelling brandbare vliegtuigmaterialen

Met betrekking tot de hoeveelheid en samenstelling van de brandbare onderdelen van het vliegtuig zelf zijn geen gedetailleerde gegevens verkregen. Een schatting is gemaakt op basis van de volgende overwegingen:

In de eerste plaats heeft een vrachttoestel in het algemeen weinig stoffering en meubilair.

Wanden, tussenwanden, vloeren en deuren kunnen zijn bekleed met in principe brandbare materialen zoals kunststoffen, terwijl ook in de verdere constructie van het vliegtuig kunststof zal zijn verwerkt. Verder zal in de cockpit brandbare massa aanwezig zijn. De totale hoeveelheid brandbare materialen in het vliegtuig wordt geschat op ten hoogste 25 gewichts%.

Het vliegtuig had een massa van 151.000 kg, zodat de brandbare massa op ca 38000 kg wordt geschat. Hiervan is naar schatting 19.000 kg kunststof.

Brandbare materialen die in vliegtuigen worden verwerkt dienen aan scherpe voorwaarden te voldoen met betrekking tot de brandbaarheid. Hiertoe zullen brandvertragende middelen worden gebruikt. Tot de brandvertragers behoren onder meer Antimoon(Sb)-verbindingen, en broom- en fosfaathoudende verbindingen.

² W.J. Arnold. Oriënterend bodemonderzoek op het terrein rond de flats Groeneveen en Kruitberg, ter plaatse van het vliegtuigongeluk d.d. 4 oktober 1992 in de Bijlmermeer, juni 1993

³ W.J. Arnold. Aanvullend bodemonderzoek op het terrein rond de flats Groeneveen en Kruitberg te Amsterdam Zuid-Oost. 12 oktober 1993

Gedetailleerde informatie hierover blijkt slechts in beperkte mate beschikbaar. In de veiligheidsregels worden alleen eisen gesteld aan de brandwerendheid van materialen. De hierbij behorende testprocedures hebben dan ook alleen betrekking op de mate van brandvertraging. Aan eventueel vrijkomende toxische gassen worden geen eisen gesteld. Hierdoor zijn de aard en hoeveelheid van de gebruikte brandvertragers minder interessante gegevens, die niet systematisch worden verzameld.

Bij de temperaturen die zijn opgetreden bij de brand, is het niet uitgesloten dat ook het aluminium van de romp voor een deel is verbrand. Hierbij komt aluminiumoxide vrij. Door de brandweer⁴ wordt melding gemaakt van de aanwezigheid van verbrand aluminium. Het is niet mogelijk om op dit moment nog te schatten hoeveel verbrand aluminium dit betrof en wat de emissies aan aluminiumoxide dientengevolge zullen zijn geweest. Overigens is aluminiumoxide niet bijzonder toxisch.

Zowel in het rapport van het bodemonderzoek van Omegam, als in het onderzoek van het veegvuil in de hangar van de KLM is tributylfosfaat als een opvallende verontreiniging naar voren gekomen. Deze vloeistof wordt volgens HSDB⁵ gebruikt in het hydraulisch systeem van vliegtuigen, hetgeen een verklaring voor de aanwezigheid zou kunnen zijn. Tributylfosfaat kan bij ontleding/verbranding fosforoxiden en fosforzuur afgeven.

3.9 evaluatie bepaling brandbare massa in relatie tot brandsnelheid

Het totaal aan brandbare massa (lading, vliegtuig en kerosine) bedraagt op grond van bovenstaande schattingen 144.250 kg. Daarnaast is een hoeveelheid materiaal verbrand uit de appartementen, zoals beschreven in H. 2 en wordt deze massa niet nader in het onderzoek betrokken.

In hoofdstuk 3 is op grond van literatuurgegevens voor de brandsnelheid een waarde van 0.05 kg/m²/s geschat en een brandend oppervlak van 810 m². Bij een brandduur van een uur komt dit neer op 144.000 kg verbrand materiaal. Aangevuld met de hoeveelheid brandbaar materiaal uit de flats is er dus meer brandbaar materiaal aanwezig geweest. Aangenomen wordt derhalve dat een deel totale brandbare massa onverbrand zal zijn achtergebleven.

Aangezien er echter van dient te worden uitgegaan dat niet alle brandbare lading geheel is verbrand, kan worden geconcludeerd, dat de schatting van de brandsnelheid en/of het brandoppervlak dient te worden beschouwd als een overschatting. Ook de emissies zullen hierdoor worden overschat.

4. Bepaling geëmitteerde hoeveelheden

Ten aanzien van de berekening van de emissies zal onderscheid worden gemaakt tussen de emissies van de verbranding van materialen met mogelijk specifieke risico's en de meer algemene emissies bij verbranding van brandbare massa (zie tabel 1).

De berekening van deze emissies staan vermeld in tabel 2 voor de specifieke verontreinigingen en in tabel 3 voor de emissies van het brandbare, niet gevaarlijke deel van de massa. Deze laatste schattingen zijn gebaseerd op experimentele gegevens over shredderbranden (TNO, 1989⁶) en elementsamenstellingen in kunststof in huishoudelijk afval. (Amsterdam 1992 kunststoffractie, Arnhem 1991 kunststoffractie⁷).

⁴ besprekingsverslag ECN, van Rooij d.d. 26/6/98

⁵ Hazardous Substances Database. Silverplatter CD-ROM

⁶ Sulitalu, W.F. and J. de Koning (1989) Oriënterend onderzoek naar de emissies bij shredderafvalbranden. TNO-rapport nr. 8726-21507

⁷ Otte PF, (1994) Analyse van metalen en calorische waarde in componenten uit huishoudelijk afval, 1988-1992 (met hierin opgenomen de resultaten van 1986 en 1987). RIVM rapportnummer 776201024

Bijlage 3

Het vrijkomen van HCl is afhankelijk van de aanwezigheid van PVC in het kunststof.

Zware metalen komen in kunststoffen voor vanwege het gebruik ervan in pigmenten maar ook vanwege het gebruik als brandvertrager. Zware metalen die in kunststoffen kunnen worden aangetoond in gehalten die hoger zijn dan in andere afvalfracties zijn antimoon (Sb), lood(Pb), chroom(Cr), nikkel(Ni), titanium(Ti), cadmium(Cd) en koper(Cu). Een overzicht van de concentraties van deze verbindingen is te vinden in Otte⁶). Vanuit milieuoogpunt is van de aanwezigheid van genoemde zware metalen de aanwezigheid van Cadmium het meest kritisch.

Tabel 1 Lijst bijzondere verbindingen uit de lading van de El-Al Boeing

verbinding	gewicht kg	bijzonderheden
Wolframcarbide	284,8	Deze stof is onder normale omstandigheden inert. Aangezien het materiaal in poedervorm aanwezig was kan verspreiding plaatsvinden.
dimethylmethylfosfonaat	217,35	Tijdens en na de ramp kan deze stof zijn verdampt, mechanisch verspreid, gepyroliseerd, dan wel verbrand. Het meest waarschijnlijke scenario is gezien de omstandigheden verbranding, waarbij fosforoxiden en mogelijk fosforzuur ontstaan. Op deze wijze kan maximaal 124 kg fosforpentoxide, dan wel 171 kg fosforzuur ontstaan. Bij pyrolyse ontstaat PH ₃ . Maximaal kan zo 1750 mol=59.5 kg PH ₃ ontstaan. Gezien de omstandigheden is de vorming van zoveel fosfine onwaarschijnlijk. Ook plasverdamping is in principe mogelijk, maar daarbij dient rekening te worden gehouden met de lage dampspanning van DMMP (0.61 mbar).
aluminiumfluoride	0,2	zeer geringe hoeveelheid
nitrocellulose met alcohol	2,7	Uitgegaan wordt van volledige verbranding. Hierbij zullen stikstofoxiden ontstaan. Gezien de geringe hoeveelheid levert dit geen specifieke risico's op.
chromaat uit verf	12,5	De lading bevat verschillende typen verf waarin chromaten als pigment zijn verwerkt. Deze chromaten kunnen bij hogere temperaturen ontleden onder vorming van zuurstof en Cr ⁶⁺ -verbindingen. Maximaal scenario is volledige aerosol-gebonden verspreiding als Cr ⁶⁺
HF	5,7	Oplossing was verpakt in een "fiber-board box". Hieruit kan worden afgeleid, dat maximaal sprake kan zijn van een 50%-oplossing. Mogelijke scenario's zijn verdamping/verspreiding via pluimstijging, mechanische verspreiding en aansluitende plasverdamping. Meest waarschijnlijke scenario is verdamping tijdens de brand.
morpholine salicylate	1111	Stof is niet vluchtig en wel geheel verbrandbaar. Meest waarschijnlijke scenario lijkt volledige verbranding. Hierbij kunnen stikstofhoudende verbindingen ontstaan.

5. Vaststelling van de immissieconcentraties

De vaststelling van de immissieconcentraties is op dezelfde wijze uitgevoerd als de vaststelling van de immissieconcentraties aan uraniumoxide. De wijze van berekening is weergegeven in bijlage 5.

Op grond van de ter beschikking staande gegevens is aangenomen, dat alle brandbare massa van het vliegtuig zich heeft bevonden op de binnenplaats bij een brandend oppervlak van 540 m².

Onder deze condities zijn de ruimtelijke maxima voor de uurgemiddelde concentraties berekend door vermenigvuldiging met $6.4 \cdot 10^{-7} \cdot 10 \text{ g/m}^3$. De aldus berekende concentratiewaarden zijn weergegeven in tabel 2 voor de specifieke en in tabel 3 voor een aantal algemene verontreinigingen.

Tabel 2 emissies en immissies van specifieke verontreinigingen

stof	geëmitteerde hoeveelheid in kg	immissie-concentratie in mg/m ³
wolframcarbide	284.8	1.82
dimethylmethyl-fosfonaat (dmmp)	217.35	1.39
bij volledige omzetting tot fosforzuur	171	1.09 [#]
bij volledige omzetting tot fosforpentoxide	124	0.79 [#]
bij volledige omzetting tot fosfine	59.5	0.38
Cr ⁶⁺ -verbindingen (als Cr)	13.5	0.086
HF	5.7	0.04
morpholine-salicylaat	1111	7.11

dit is waarschijnlijk een onderschatting van de totale emissie en immissie, als gevolg van het niet meerekenen van vorming uit andere P-bronnen dan DMMP.

Tabel 3 Emissies en immissies van algemene verbrandingsproducten

stof	geëmitteerde hoeveelheid in kg	immissie-concentratie in mg/m ³
CO	10030	64.2
HCl ^{##}	3850	24.6
Pak-totaal	7.2	0.05
Ti	73.8	0.47
Cd	1.1	0.01
Sb	7.75	0.05
Cu	5.0	0.03
Pb	2.9	0.02
Ni	1.1	0.01
HCN	67	0.43
Dioxinen	0.000032	0.0000002

^{##} Berekening uitgaande van 100% omzetting van Cl in HCl, zie opmerkingen

Nadere opmerkingen bij de resultaten

1. Specifieke verontreinigingen samenhangend met de lading van de Boeing

- Voor Chroom is aangenomen dat alle Chroom vrijkomt in de vorm van Cr⁶⁺-verbindingen, de meest toxische vorm.
- Voor DMMP zijn vier mogelijkheden aangegeven:
 - verdamping als DMMP (niet erg waarschijnlijk)
 - verbranding tot fosforpentoxide (waarschijnlijk)
 - verbranding tot fosforzuur (mogelijk)
 - pyrolyse tot PH₃ (ten hoogste voor een deel)

Voor de vorming van fosforpentoxide fosforzuur is van belang, dat behalve uit DMMP deze stoffen ook gevormd kunnen worden uit het in het vliegtuig als hydraulische vloeistof aanwezige tributylfosfaat, uit eventueel aanwezige fosfaathoudende brandvertragers. De berekende emissie kan dus een onderschatting vormen.

- Voor wolframcarbide en morpholine-salicylaat is uitgegaan van de worst-case veronderstelling, dat de gehele massa onverbrand in aerosolvorm is meegenomen met de rookgassen. Deze situatie geeft het absolute maximum van de inhalatoire blootstelling weer. Voor morpholine-salicylaat geldt als alternatief scenario, dat verbranding is opgetreden. Hierbij kunnen stikstofverbindingen vrijkomen, waarvan HCN de meest kritische is (zie verder).

2. Specifieke stoffen uit het vliegtuig

Als specifieke stoffen die bij de ramp uit het vliegtuig kunnen zijn vrijgekomen kunnen worden genoemd:

- Verbrandingsproducten van brandvertragende stoffen: Antimoonoxiden, fosforverbindingen en broomverbindingen.
- Kerosine

- Tributylfosfaat, dat als hydraulische vloeistof kan zijn gebruikt.
- Voor kerosine geldt, dat een deel van de massa niet is verbrand maar verspreid. Na de verspreiding kan plasverdamping zijn opgetreden. Gezien de lage dampspanning van kerosine zullen de maximale concentraties echter beperkt blijven tot enkele tientallen mg/m^3 . Daarnaast kan voor hulpverleners dermale en orale blootstelling zijn opgetreden. Een schatting van de totale blootstelling die op deze wijze kan hebben plaatsgevonden is gegeven aan het eind van dit hoofdstuk. De totale blootstelling voor een denkbeeldig persoon, die zich gedurende 8 uur op de locatie bevindt, hier met onbedekt gezicht en handen werkzaamheden verricht waarbij blootstelling van de huid plaatsvindt en na deze 8 uur thuiskomt en gaat douchen bedraagt volgens deze berekening 450 mg
- Ook voor tributylfosfaat kan verspreiding hebben plaatsgevonden. De dampspanning van deze verbinding is zo laag dat dit niet zal leiden tot relevante inhalatoire blootstelling als gevolg van plasverdamping. Een schatting van de totale blootstelling die op deze wijze kan hebben plaatsgevonden is gegeven aan het eind van dit hoofdstuk. De totale blootstelling voor een denkbeeldig persoon, die zich gedurende 8 uur op de locatie bevindt, hier met onbedekt gezicht en handen werkzaamheden verricht waarbij blootstelling van de huid plaatsvindt en na deze 8 uur thuiskomt en gaat douchen bedraagt volgens deze berekening circa 34 mg.
- De emissie en immissie van Sb als gevolg van de aanwezigheid van brandvertragers in vliegtuigmateriaal is verwerkt in de totale emissie van deze stof in tabel 3.
- De emissie van fosfor- en broomhoudende verbindingen als gevolg van de verbranding van vliegtuigmaterialen is op grond van de ter beschikking staande gegevens niet te schatten. De fosforhoudende verbindingen zullen bij aanwezigheid bijdragen aan de totale emissie aan fosforzuur en fosforpentoxide. Dit is reeds vermeld als opmerking bij tabel 2. Bij de evaluatie zal met deze onzekerheid rekening worden gehouden. De aanwezigheid van broomhoudende brandvertragers zou bij brand in principe kunnen leiden tot de vorming van polybroomdibenzodioxinen en -furanen. Het is niet mogelijk de gevormde hoeveelheden enigermate betrouwbaar in te schatten: zowel over de aanwezigheid in de vliegtuigmaterialen, als over de mate van vorming ervan bij brand zijn gegevens bekend⁸. Aangezien het gehalte aan broom naar alle waarschijnlijkheid aanzienlijk geringer is dan de geschatte hoeveelheid voor chloor (3.8 gew%), mag worden aangenomen dat de gevormde hoeveelheden polybroomdibenzodioxinen en -furanen beduidend beneden die van PCDD's en PCDF's zullen liggen. De vorming hiervan zal in de navolgende paragraaf worden behandeld.

3. Algemene emissies bij de brand

- Voor CO, HCl en PAK's geldt, dat de vorming sterk afhankelijk is van de omstandigheden tijdens de brand. De in de tabel opgenomen gegevens zijn gebaseerd op metingen van TNO onder realistische, maar experimentele omstandigheden bij een plasticbrand. Voor CO en PAK's geldt dat de relatieve vorming (kg/kg materiaal) sterk omhoog kan gaan als de verbrandingscondities minder gunstig zijn. Dit is bijvoorbeeld het geval, wanneer de brandweer de brand meester is, maar materiaal blijft nasmeulen. Hierdoor en door de daling van de warmteontwikkeling en daarmee de pluimstijging, zullen de concentraties dichtbij de

⁸ Matthijssen A.J.C.M., G.M.H. Laheij en J.G. Post. Studie naar de verbrandingsproducten van chemicaliën of bestrijdingsmiddelen. RIVM rapport nr. 610066009, januari 1998.

bron kunnen stijgen, zelfs wanneer de absolute vormingssnelheid van de betreffende verontreinigingen daalt.

- De hoogste concentraties worden zoals verwacht gevonden voor CO en HCl. De in de tabel genoemde concentraties zijn berekend als de verwachte concentraties op leefniveau. In de rookpluim zelf zullen de concentraties nog enkele malen hoger zijn.
- Uitgaande van een omzettingspercentage op basis van meetgegevens ten aanzien van HCl vorming bij het eerder genoemde TNO onderzoek zou een emissie van 807 kg en een immissie van 5.17 mg/m^3 worden berekend. Op grond van literatuurgegevens uit verbrandingsexperimenten⁹ blijkt omzetting tot 100% van het theoretisch maximum mogelijk te zijn. In dat geval wordt maximaal 3850 kg HCl gevormd, hetgeen leidt tot een concentratie van 24.6 mg/m^3 .
- het gehalte aan Sb is bepaald op grond van een gemiddeld gehalte in de lading en een hoog (200 mg/kg)¹⁰ gehalte in de brandbare delen van het vliegtuig.
- Naast de in de tabel genoemde verbindingen kunnen in de verbrandingsgassen nog een reeks andere toxische producten zijn voorgekomen. In Matthijssen (97) worden onder meer genoemd Cl_2 , COCl_2 , SO_2 , H_2S , COS , CS_2 , NO_2 , NO , N_2O , en NH_3 , als producten die vrij kunnen komen bij verbranding van kunststoffen, chemicaliën en pesticiden. Voor Cl_2 en COCl geldt, dat vorming uit toxicologisch oogpunt ondergeschikt is aan die van HCl.
- Ten aanzien van de zwavel en stikstofverbindingen geldt, dat bij de ladinggegevens ontbreekt aan voldoende gedetailleerd inzicht om een gehalte aan S en N vast te stellen en dit gehalte niet, zoals voor Cl gebeurd is, uit algemene gegevens is te schatten. Evaluatie heeft daarom niet plaatsgevonden.
- Uit de literatuurgegevens komt naar voren, dat bij verbranding van stikstofhoudende verbindingen qua toxiciteit HCN een meer kritisch verbrandingsproduct is dan NO_2 . Uitgaande van de in de ladinglijst genoemde producten waarvan duidelijk is, dan wel mag worden aangenomen, dat zij stikstof bevatten, kan een schatting worden gemaakt van 100 kg N in de lading. De opbrengst van HCN bij verbranding van dit materiaal is maximaal 33%⁹. Deze twee gegevens combinerend komt naar schatting 67 kg HCN vrij uit genoemde materialen. Dit leidt tot een ruimtelijk maximale concentratie van ca 0.43 mg/m^3 . Aangezien ook een deel van de rest van de lading N-houdend kan zijn geweest vormt deze waarde echter een onderschatting. Wel kan worden afgeleid, dat de MAC-waarde pas bereikt zal worden bij een totale massa van 2558 kg N. Het lijkt niet waarschijnlijk dat in de lading een dergelijke hoeveelheid N aanwezig is geweest.
- Vorming van polychloordibenzodioxinen en -dibenzofuranen (PCDD's en PCDF's) kan afhankelijk van de omstandigheden tijdens de brand voorkomen bij iedere brand waarbij Cl betrokken is. Bij de Bijlmerramp kan Cl aanwezig zijn geweest in PVC en mogelijk andere chloorhoudende kunststoffen. Ten aanzien van de vorming van PCDD's en PCDF's geldt, dat gegevens bekend zijn over de mate van vorming bij kunststofverbranding. In het basisdocument dioxinen^x is geschat, dat er bij het in de open lucht branden van kabels 4g I-TEQ vrijkomt bij het verbranden van ca 7000 ton kabels. Bij de ramp met de E1-A1 Boeing was in totaal 56 ton kunststof betrokken. Geëxtrapoleerd zou dit inhouden dat mogelijk 32 mg I-TEQ gevormd zou kunnen zijn. Dit leidt tot een maximale blootstelling gedurende de aangenomen duur van de brand (1 uur) van 0.2 ng/m^3 I-TEQ.

⁹ Matthijssen A.J.C.M, G.M.H. Laheij en J.G. Post. Studie naar de verbrandingsproducten van chemicaliën of bestrijdingsmiddelen. RIVM rapport nr. 610066009, januari 1998.

¹⁰ Brinkmann et al. RIVM-rapport 609021004, December 1994

Slotopmerkingen bij de evaluatie

Gezien de onzekerheden met betrekking tot de samenstelling van de lading en de hierdoor noodzakelijke schattingen dienen de resultaten te worden beschouwd als orde-grootte schattingen en zij dienen daarom met de nodige reserves te worden gebruikt.

Tevens is van belang dat de evaluatie alleen betrekking heeft op het bekende deel van de lading en slechts die componenten zijn meegenomen waarover redelijkerwijs op grond van de gegevens een uitspraak te doen valt. Het is op grond van de ter beschikking staande gegevens niet mogelijk een nauwkeurig totaalbeeld te geven van de blootstelling.

Tijdens de brand zijn door de brandweer metingen uitgevoerd (CO en HCl) en op brandbare gassen met een explosiemeter. Van deze metingen is alleen bekend dat geen meetbare concentraties zijn waargenomen ¹¹. De resultaten van deze metingen zijn echter niet vastgelegd en gedocumenteerd. Juist deze gegevens (concentratie, tijd en locatie) zouden bijzonder welkom zijn geweest. Helaas voorzien de procedures van de brandweer nog niet in het vastleggen van alle verkregen meetresultaten. (zie ook rapport van Cie Hoekstra).

Ten aanzien van de samenstelling van de onderdelen van het vliegtuig zelf geldt, dat slechts op beperkte schaal informatie beschikbaar blijkt. Met name met betrekking tot het gehalte aan brandvertragers in de in het vliegtuig verwerkte materialen is weinig informatie beschikbaar. In de safety-regulations worden eisen gesteld aan de brandwerendheid van materialen. De hierbij behorende testprocedures hebben slechts betrekking op de mate van brandvertraging. Aan eventueel vrijkomende toxische gassen worden geen eisen gesteld, waardoor de aard en hoeveelheid van de gebruikte brandvertragers minder interessante gegevens zijn.

Tenslotte de blootstelling na de brand en bij het verwijderen en opslaan van de verbrandingsresten. Het RIVM acht het niet mogelijk om van de hoeveelheid en het verspreidingsgebied van deze materialen op dit moment nog een enigszins betrouwbare schatting te maken. Voor wat betreft het onderzoek van het materiaal dat zich in de hangar bevond, kan mogelijk het – nog te verschijnen – onderzoek van stofmonsters uit die hangar door TNO verdere informatie geven.

¹¹ Informatie verstrekt door de NBDD.

Appendix:

Berekening van de totale blootstelling voor kerosine en tributylfosfaat

Beschrijving van het gehanteerde blootstellingsmodel

Bij de onderliggende inschatting moet bedacht worden dat dit is:

- Worst case inschatting op basis van bestaande blootstellingsmodellen en ditto gegevens.
- Deze inschatting gebeurd lange tijd na de gebeurtenis, er zijn geen directe blootstellingsgegevens voorhanden, wel concentratiemetingen.
- Sterk gebruik van standaardwaarden uit VS en Europa, geen Bijlmerspecifieke parameterwaarden aanwezig.
- Concentratiegegevens moeten nog worden geschat.

Inhalatoir

$$I_{inh} = C_{lucht} \cdot A_{long} \cdot t \text{ mg / dag}$$

I_{inh} = totale inname van chemische stof via luchtwegen (mg/dag)

C_{lucht} = concentratie zoals gemeten in lucht (mg/m³)

A_{long} = ademhalingsnelheid (m³/uur), default 2 m³/uur (zeer zware inspanning).

t = duur van blootstelling per dag(uur), default 1 uur

De inhalatoire route schat de inname en maakt dus geen onderscheid tussen inhalatie van zeer fijn stof en dampen (die via de long het lichaam binnenkomen) en minder fijn stof (>10 micrometer) dat gewoonlijk neer zal slaan in de neus en keelholte (die via het maag-darmkanaal in het lichaam zal komen).

In afhankelijkheid van de concentratie wordt de inhalatoire blootstelling:

$$I_{inh} = 1.5 \cdot C_{lucht}$$

Dermaal

$$I_{huid} = A_{bloot} \cdot f_m \cdot D \cdot C_{grond} \text{ mg / dag}$$

I_{huid} = blootstelling op de huid (mg/dag)

A_{bloot} = blootgesteld oppervlak (cm²/dag).

f_m = matrixfactor.

D = Bedekkingsgraad (mg grond/cm²).

C_{grond} = concentratie in grond (mg/mg grond)

Bron: gebaseerd op Van den Berg (1994) Rapport 725201-006.

Het blootgesteld oppervlak loopt van 1700 cm²/dag (Van den Berg, 1994) tot 3900 cm²/dag ('obere extremiteiten' man, overzicht BAGS, 1995). Als aangenomen wordt dat men normaal gekleed was en lange mouwen aanhad is het getal van Van den Berg van toepassing. De matrixfactor wordt door Van den Berg default op 0.15 gesteld. Hier zullen we de matrixfactor verhogen naar 0.5 omdat de chemische stoffen zeer kort in de bodem zaten en nog niet zo goed aangehecht zullen zijn. De matrixfactor hangt bovendien van de octanolwater-partitioefficient en vluchtigheid af. Indien stoffen een K_{ow} tussen 100 en 1000000 hebben en weinig vluchtig zijn kan de matrixfactor oplopen tot 1. De bedekkingsgraad loopt van 1.70 (95 percentiel, overzicht BAGS, 1995) tot 3.75 mg grond/cm² huid. Daar de grond op veel plaatsen mogelijk vochtig was ten tijde van de ramp wordt met het hoge getal gerekend.

Bijlage 3

De blootstelling als functie van de concentratie wordt $I_{huid} = 3200 \cdot C_{grond}$.

Oraal

$$I_{mond} = I_{grond} \cdot C_{grond} \text{ mg / dag}$$

I_{mond} = inname via de mond (mg/dag)

I_{grond} = innamesnelheid grond (mg/dag)

C_{grond} = concentratie chemische stof in grond (mg/mg grond)

Bron: Van den Berg (1994) Rapport 725201-006.

De inname van grond is voor volwassenen lager dan voor kinderen. Voor volwassen worden waarden van 50 (Van den Berg, 1994) tot 100 (bovengrens uit overzicht BAGS, 1995) mg/dag aangehouden. Hier zal de bovengrens van 100 mg/dag gehanteerd worden.

De concentratieafhankelijke inname wordt $I_{mond} = 100 \cdot C_{grond}$.

Uitvoering berekeningen

Voor kerosine geldt, dat het mogelijk is dat een deel van de kerosine niet is verbrand maar buiten de brandlocatie over een grotere oppervlakte is verspreid. Hier kan dan verdamping plaatsvinden, waardoor de stof ingeademd kan worden door hulpverleners. Daarnaast is dermale en orale blootstelling mogelijk. Dermale blootstelling kan optreden, wanneer personen met onbedekte handen en gezicht met de verontreinigde grond of materialen in aanraking komen.

Orale blootstelling treedt op doordat verontreinigde handen, bijvoorbeeld bij eten, in de mond gebracht worden, maar ook door inslikken van grotere verontreinigde stofdeeltjes, afkomstig uit de bodem. Grotere deeltjes (ca >10 µm) komen niet in de longen terecht, maar worden ingeslikt en komen zo in het maag-darm kanaal terecht.

Omdat kerosine minder vluchtig is, dat wil zeggen minder snel verdampt, zou de dermale en orale opname verhoudingsgewijs van belang kunnen zijn.

Om deze dermale en orale opname voor kerosine te schatten is gebruik gemaakt van een blootstellingsmodel. De uitwerking van dit model is gegeven in de bijlage.

Ten behoeve van de berekening zijn de volgende aannamen gedaan:

- van de in het vliegtuig aanwezige kerosine is 10.000 kg verspreid buiten het brandend oppervlak en hier terecht gekomen op een oppervlak van in totaal 2000 m².
- de kerosine bevindt zich in de bovenste cm van de bodem, terwijl de bodem een dichtheid heeft van 1600 kg/m³.

Op basis van bovenstaande aannamen is te berekenen dat de concentratie van de kerosine in deze bovenlaag 0.3125 kg/kg bedraagt.

De verdamping van kerosine is afhankelijk van de samenstelling. Wanneer uitgegaan wordt van de verdampingssnelheid van tetradecaan (C14), hetgeen een overschatting is van die van het kerosinemengsel, wordt onder bovengenoemde aannamen en met een bodemtemperatuur van 25 °C een bronsterkte van 400 g/min berekend. (Aloha).

Bijlage 3

Dit leidt tot een schatting van de maximale concentratie van 8.9 mg/m^3 .

Volgens het blootstellingsmodel kan nu de volgende blootstelling worden berekend voor een denkbeeldig persoon, die zich gedurende 8 uur op de locatie bevindt, hier met onbedekt gezicht en handen werkzaamheden verricht waarbij blootstelling van de huid plaatsvindt en na deze 8 uur gaat thuiskomt en gaat douchen.

De dosis is dan als volgt:

inhalatoir: $1,5 \text{ m}^3/\text{hr} * 8,9 \text{ mg/m}^3 = 13,35 \text{ mg/uur}$
dermaal: $3200 * 0,3125 = 1000 \text{ mg/dag} = 41,6 \text{ mg/uur}$
oraal : $100 * 0,3125 = 31,25 \text{ mg/dag} = 1,3 \text{ mg/uur}$.

Voor een blootstelling van 8 uur geldt dan een totale dosis van 450 mg

berekening totale blootstelling voor tributylfosfaat:

De berekening voor de blootstelling aan tributylfosfaat verloopt analoog aan die voor kerosine. Er wordt echter uitgegaan van een totale verspreide hoeveelheid van 1000 kg. De dermale blootstelling bedraagt dan 4.16 mg/uur , terwijl de orale blootstelling 0.13 mg bedraagt. Inhalatoire blootstelling als gevolg van verdamping uit de bodem kan op grond van de zeer lage dampspanning van tributylfosfaat ($\ll 0.1 \text{ mbar}$) worden verwaarloosd. De totale dosis voor de bovenbeschreven persoon bedraagt dan voor 8 uur: 34.32 mg .

referenties

BAGS (1995) Standards zur Expositionsabschätzung, Bericht des Ausschusses für Umwelthygiene, Gehörde für Arbeit, Gesundheit und Soziales, Hamburg, Germany.
Berg R.A. van den. 1995. Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging, een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (beperkt herziene versie). Report 725201 006, RIVM, Bilthoven, The Netherlands.

Bijlage 4

Berekening van de verspreiding van schadelijke stoffen na het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer

Berekening van de verspreiding van schadelijke stoffen na het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer

Inhoudsopgave:

1. Inleiding.....	1
2. Lokale Situatie	2
3. Meteorologische Situatie	3
4. Karakteristieken van de brand	4
4.1 De brandsnelheid	4
4.2 De vorming van rookgassen	4
4.3 Warmte-inhoud.....	5
4.4 Vrijkomen van gevaarlijke stoffen	6
4.5 Samenvatting karakteristieken brand.....	7
5. Verspreidingsberekeningen	7
5.1 Berekening met een plasbrand model.....	7
5.1.1 Beschrijving van het model	7
5.1.2 Specifieke invoer van het model.....	8
5.1.3 Resultaat van de berekening	8
5.2 Berekening 3D model	9
5.2.1 Beschrijving van het model	9
5.2.2 Specifieke invoer van het model.....	9
5.2.3 Resultaat van de berekening	9
6. Geldigheid van de resultaten.....	10
7. Conclusies.....	11
8. Geraadpleegde literatuur.....	12

1. Inleiding

Bij het ongeluk van de EL AL Boeing in de Bijlmermeer op 4 oktober 1992 zijn hulpverleners en omstanders mogelijk blootgesteld aan schadelijke stoffen. De effecten die hierdoor kunnen optreden zijn sterk afhankelijk van de grootte van de blootstelling. Voor het belangrijkste belastingspad, inhalatie, wordt de blootstelling bepaald door de concentraties van schadelijke stoffen in de lucht en de tijdsduur van de blootstelling. Voor het reconstrueren van de blootstelling van hulpverleners en omstanders is het daarom noodzakelijk na te gaan hoe de schadelijke stoffen verspreid (kunnen) zijn tijdens de brand.

De verspreiding van gevaarlijke stoffen in de lucht wordt berekend met atmosferische verspreidingsmodellen. De modellen hebben drie soorten gegevens nodig:

1. Lokale situatie

De lokale situatie betreft de plaats waar de schadelijke stoffen vrijkomen en de topografie van de omgeving. Voor de verspreiding is het met name van belang hoe grote gebouwen in de omgeving van de brand het windveld verstoren en mogelijk leiden tot lokaal verhoogde concentraties.

2. Meteorologische situatie

De verspreiding van stoffen in de atmosfeer wordt in belangrijke mate bepaald door de meteorologische omstandigheden, zoals de windrichting en de windsnelheid. Regen kan het effect hebben dat stoffen op korte afstand van de bron neerslaan en minder ver verspreiden.

3. Karakteristieken van de brand

Het vrijkomen van schadelijke stoffen in een brand en de hoeveelheid wordt bepaald door de karakteristieken van de brand. Voor de verspreiding is van belang of de stoffen vrijkomen als gassen, lichte aerosolen of zwaardere deeltjes. De warmte-inhoud van de brand bepaalt in hoeverre schadelijke stoffen opstijgen.

Informatie over de lokale situatie, de meteorologische situatie en de karakteristieken van de brand is beschreven in de paragrafen 2, 3 en 4. Met deze informatie kunnen verschillende atmosferische verspreidingsmodellen gebruikt worden voor het berekenen van de concentraties van schadelijke stoffen in de omgeving. De complexiteit van de modellen varieert van eenvoudige schattingen tot complexe driedimensionale stromingsmodellen. Voor de reconstructie van de verspreiding van stoffen tijdens het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer is gebruik gemaakt van twee verschillende modellen, zodat een onderlinge vergelijking van de resultaten mogelijk is. De resultaten van de verspreidingsberekeningen zijn beschreven in de paragrafen 5.1 en 5.2.

2. Lokale Situatie

De lokale situatie na het neerkomen van het vliegtuig in de Bijlmermeer is beschreven in het ECN-rapport 'Onderzoek verarmd uranium vliegtuigongeval Bijlmermeer' [ECN98]. Het vliegtuig is bijna loodrecht ingeslagen op de hoek van de flats Groeneveen en Kruitberg. Bij de inslag explodeerde een deel van de aanwezige hoeveelheid kerosine waarbij een vuurbal ontstond. Deze vuurbal was na ongeveer een halve minuut verdwenen, waarna een brandende puinhoop van wrakstukken en weggeslagen appartementen achterbleef. Ook waren een aantal appartementen door de vuurbal in brand gezet. Een groot deel van de lading is tijdens de inslag weggeslingerd en verspreid over de binnenplaats ten oosten van het inslagpunt. De branden op de inslagplaats en de binnenplaats hebben ongeveer een uur geduurd.

Een overzicht van het gebied en de verschillende locaties is weergegeven in figuur 1.

Uit de informatie blijkt dat schadelijke stoffen vrij kunnen komen vanuit twee verschillende vuurhaarden, namelijk de vuurhaard op de inslagplaats en de vuurhaard op de binnenplaats. De verspreiding van schadelijke stoffen is daarom berekend voor twee verschillende bronposities, namelijk voor een bron op de inslagplaats, midden tussen de flats, en voor een bron op de binnenplaats ten oosten van het inslagpunt. De grootte van de vuurhaard op de inslagplaats is op basis van de tekening in het rapport van de Raad voor de Luchtvaart, [RL94] geschat op 270 m². De vuurhaard op de binnenplaats is twee keer zo groot genomen, dat wil zeggen 540 m². Deze waarden zijn effectieve oppervlakken van de vuurhaarden van het vliegtuig met de lading. Na de inslag is de lading verspreid geraakt en zijn ook bommen en

struiken in brand gestoken, zodat het totale brandend oppervlak, zoals o.a. te zien op video- en fotomateriaal, aanzienlijk groter is.

De duur van de brand is gelijkgesteld aan één uur. De exacte duur van de brand is overigens minder van belang als aangenomen wordt dat de totale hoeveelheid schadelijke stof die tijdens de brand vrijkomt gelijk blijft, evenals de hoeveelheid geproduceerde warmte per tijdseenheid. De blootstelling is immers het product van concentratie en blootstellingduur, waarbij de blootstellingduur gelijk is aan de duur van de brand. Een verdubbeling van de duur van de brand leidt dan tot een halvering van de concentraties schadelijke stof in de lucht, maar een verdubbeling van de blootstellingduur, zodat de totale blootstelling gelijk blijft.

De verspreiding van schadelijke stoffen in de omgeving wordt beïnvloed door gebouwen. Bij de modellering moet daarom rekening gehouden worden met de flats in de omgeving van de inslagplaats.

De gegevens voor de lokale situatie zoals gebruikt in de modelberekeningen zijn samengevat in tabel 1.

Tabel 1 Informatie lokale situatie

Bronlocatie	Brandoppervlak	Duur van de brand
Inslagplaats	270 m ²	1 uur
Binnenplaats	540 m ²	1 uur

3. Meteorologische Situatie

Het ongeluk met de EL AL Boeing in de Bijlmermeer gebeurde op 17.36 uur UT. De over een uur gemiddelde meteorologische gegevens zijn beschikbaar voor het weerstation Schiphol, dat het meest nabij de plaats van het ongeval is. Voor de verspreidingsberekening is daarom uitgegaan van de gegevens van weerstation Schiphol voor de periode 17.00-18.00 uur UT [KNMI98]. Er stond tijdens het ongeval een stevige wind vanuit het noordoosten, met een windsnelheid die twee tot drie maal hoger was dan normaal. De belangrijkste meteorologische gegevens voor deze tijdsperiode zijn samengevat in tabel 2.

Tabel 2 Informatie meteorologische situatie

Weerstation Schiphol 17.00-18.00 uur UT	
Neerslag	geen
Windsnelheid (10 meter hoogte)	12 m s ⁻¹
Windrichting	50°
Stabiliteit van de atmosfeer	Neutraal, Pasquill klasse D
Luchtdruk	1013,1 hPa
Temperatuur (1,5 meter hoogte)	13 °C
Relatieve vochtigheid op 1,5 meter	69 %

4. Karakteristieken van de brand

De bronterm van schadelijke stoffen en de verspreiding ervan wordt bepaald door de karakteristieken van de brand. De belangrijkste gegevens betreffen de brandsnelheid en het brandoppervlak, de vorming van rookgassen, de warmte-inhoud en de vorm waarin de schadelijke stoffen vrijkomen. Deze karakteristieken worden in de volgende paragrafen behandeld.

4.1 De brandsnelheid

De brandsnelheid is een maat voor de hoeveelheid stof die per tijdseenheid verbrandt en wordt uitgedrukt als het aantal kilogrammen stof dat verbrandt per vierkante meter brandoppervlak per seconde. De brandsnelheid hangt onder andere af van de brandbare stof en de hoeveelheid beschikbare zuurstof. Omdat de brand in de open lucht was en er een krachtige wind stond, is aangenomen dat er voldoende zuurstof aanwezig is voor de verbranding: de brand is niet zuurstof beperkt.

De brandsnelheid van kerosine en chemicaliën is te vinden in de literatuur. De brandsnelheid voor kerosine is gelijk aan $0,039 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ [Le96]. De maximale brandsnelheid wordt bij de risico-analyse van chemicaliënopslagen voor de meeste chemicaliën gelijkgesteld aan $0,025 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, terwijl deze voor K1- en K2-oplosmiddelen maximaal gelijk is aan $0,1 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ [CPR15]. Een recente studie naar de consequenties van een brand van chemisch afval gebruikt als typische waarden $0,04 - 0,06 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ [Ra98].

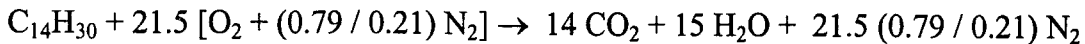
De plaats waar de wrakstukken en de lading zijn neergekomen was verontreinigd met kerosine [Om93]. Aangenomen is dat de brand voor een deel uit kerosine bestaat en voor een deel uit de lading van het vliegtuig en het vliegtuig zelf. Bij de verspreidingsberekeningen is daarom uitgegaan van een brandsnelheid van $0,05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$. Deze waarde is een redelijke schatting van de brandsnelheid van kerosine en chemisch afval.

Het totale oppervlak van de twee brandhaarden is gelijkgesteld aan 810 m^2 . Een brandsnelheid van $0,05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ betekent dat in één uur tijd 146 ton materiaal verbrandt. Deze hoeveelheid komt ongeveer overeen met de geschatte totale hoeveelheid brandbaar materiaal van het vliegtuig. De combinatie van brandoppervlak en brandsnelheid vormt daarom een overschatting van de totale hoeveelheid verbrand materiaal.

4.2 De vorming van rookgassen

De verbranding van stoffen leidt tot de vorming van rookgassen. Voor de verspreidingsberekening is uitgegaan van een brand van kerosine. Kerosine is een mengsel van koolwaterstoffen, waarvan de fysische gegevens variëren met de samenstelling. De koolwaterstoffen in kerosine liggen in de reeks $C_{10} - C_{18}$ [Le92, Al71]. Als voorbeeldstof is daarom uitgegaan van $C_{14}H_{30}$.

De reactievergelijking voor de volledige verbranding van $C_{14}H_{30}$ in lucht is:



De stoichiometrische massa lucht tot brandstof verhouding, S , is de verhouding tussen de hoeveelheid verbrand $\text{C}_{14}\text{H}_{30}$ en de hiervoor benodigde hoeveelheid ingemengde lucht. Deze verhouding is gelijk aan:

$$S = 21.5 \times [M_{\text{O}_2} + (0.79 / 0.21) M_{\text{N}_2}] / M_{\text{C}_{14}\text{H}_{30}} = 15.$$

De volledige verbranding van 1 kg kerosine in lucht resulteert dan in $1 + 15 = 16$ kg rookgassen. Bij onvolledige verbranding tot CO en H_2O is de verhouding massa lucht tot massa brandstof gelijk aan 10. Omdat aangenomen is dat de brand niet zuurstof beperkt is, wordt voor de verspreidingsberekening aangenomen dat de stoichiometrische massa lucht tot brandstof verhouding een goede schatting is voor de bepaling van de hoeveelheid rookgassen. De verbranding van 1 kg kerosine resulteert dus in de vorming van 16 kg rookgassen. Deze waarde geldt voor alle koolwaterstoffen met de structuurformule $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$.

De bronterm van rookgassen voor de verspreidingsberekening is het product van de brandsnelheid, het brandoppervlak en de hoeveelheid rookgassen per hoeveelheid brandstof en is gelijk aan $0,05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1} \times 270 \text{ m}^2 \times 16 = 216 \text{ kg s}^{-1}$ voor de brand op de inslagplaats en 432 kg s^{-1} voor de brand op de binnenplaats.

4.3 Warmte-inhoud

De verbranding van kerosine en chemicaliën levert warmte op en leidt tot een verhoging van de temperatuur van de rookgassen. De hogere temperatuur van de rookgassen leidt tot een lagere dichtheid ten opzichte van de omgevingslucht, zodat de rookgassen een opwaartse beweging vertonen. Hoe hoger de temperatuur van de rookgassen, hoe hoger de verbrandingsproducten in de atmosfeer terechtkomen en hoe lager de concentraties van schadelijke stoffen op grondniveau zijn.

De warmte-inhoud van de rookgassen kan berekend worden aan de hand van de verbrandingswarmte van de stoffen. Een overzicht van enkele stoffen is gegeven in tabel 3.

Tabel 3 Verbrandingswarmte van enkele stoffen

Stof	Verbrandingswarmte	Bron
Hout	16 MJ kg ⁻¹	BINAS
Chemisch afval	33 MJ kg ⁻¹	[Ra98]
Kerosine	44 MJ kg ⁻¹	[Wi98a]

In de modelberekeningen is uitgegaan van een lagere verbrandingswarmte dan de waarde voor kerosine op grond van de volgende overwegingen.

- Tijdens een brand wordt een deel van de gevormde warmte uitgestraald naar de omgeving. De uitgestraalde fractie bedraagt 20% tot 40% [Le96].

- In de brand kunnen ook materialen aanwezig zijn met een lagere verbrandingswarmte, zoals hout.
- Een lagere warmte-inhoud leidt tot een lagere temperatuur en dus een hogere concentratie op grondniveau. Dit is een conservatievere benadering.

Voor de verspreidingsberekening is uitgegaan van een verbrandingswarmte van 20 MJ kg^{-1} , zodat de warmte-inhoud van de rookgassen van de inslagplaats gelijk is aan $20 \text{ MJ kg}^{-1} \times 0,05 \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1} \times 270 \text{ m}^2 = 270 \text{ MW}$. De warmte-inhoud van de rookgassen van de binnenplaats is twee keer zo groot, 540 MW.

4.4 Vrijkomen van gevaarlijke stoffen

Bij de brand kunnen gevaarlijke stoffen zijn vrijgekomen, zoals uranium-oxiden, toxische verbrandingsproducten en dergelijke. De hoeveelheid schadelijke stoffen in de brand is klein in vergelijking met de totale hoeveelheid geproduceerde rookgassen. De maximale hoeveelheid verbrand uranium bedraagt bijvoorbeeld 152 kg. Indien de totale hoeveelheid uranium verbrandt in één uur tijd, leidt dit tot een bronterm gelijk aan $0,042 \text{ kg s}^{-1}$. Wanneer deze hoeveelheid vrijkomt bij de brand op de inslagplaats, is de bijdrage van het verbrand uranium aan de totale hoeveelheid geproduceerde rookgassen minder dan aan 0,02 %. Het vrijkomen van gevaarlijke stoffen in dergelijke hoeveelheden beïnvloedt de verspreiding van de verbrandingsproducten niet of nauwelijks. Voor de verspreidingsberekening is daarom aangenomen dat de eigenschappen van de rookgassen niet wezenlijk verschillen van de eigenschappen van gewone lucht. Deze aanname is ook gerechtvaardigd door de turbulente inmenging van lucht op korte afstand van de bron.

De vorm waarin de gevaarlijke stoffen vrijkomen kan de verspreiding van deze stoffen in sterke mate beïnvloeden. Gevaarlijke stoffen kunnen vrijkomen in de vorm van grote deeltjes, kleine aerosolen en gassen. Grote deeltjes kunnen op korte afstand van de bron deponeren in de omgeving, terwijl kleine aerosolen en gassen over grote afstanden kunnen verspreiden. Voor de blootstelling van de omstanders en hulpverleners is met name de inhalatie van gevaarlijke stoffen van belang, dat wil zeggen de hoeveelheid kleine aerosolen en gassen die ingeademd worden. Voor de verspreidingsberekening is daarom aangenomen dat de schadelijke stoffen vrijkomen in de vorm van gassen en kleine aerosolen, zodat de verspreiding van de stoffen gemodelleerd kan worden als de verspreiding van gassen.

De concentratie van gevaarlijke stoffen in de lucht kan afgeleid worden uit de berekende concentraties van rookgassen in de lucht. Wanneer tijdens de brand van één uur op de inslagplaats één kg gevaarlijke stof vrijkomt, levert dit een bronterm van $1/3600 \text{ kg s}^{-1}$. De bronterm van rookgassen op de inslagplaats is 216 kg s^{-1} , zodat de fractie gevaarlijke stof in de rookgassen gelijk is aan $1/216 \times 1/3600 = 1,3 \times 10^{-6}$. De concentratie van de gevaarlijke stof in de lucht (in kg m^{-3}) is dan gelijk aan een fractie $1,3 \times 10^{-6}$ van de concentratie van rookgassen in lucht (in kg m^{-3}). De hoeveelheid geproduceerde rookgassen op de binnenplaats is twee keer zo groot, zodat voor de gevaarlijke stoffen verspreid vanuit de brand op de binnenplaats een factor $6,4 \times 10^{-7}$ geldt.

Wanneer tijdens de brand M kg gevaarlijke stof vrijkomt, moeten de concentraties gevaarlijke stof nog met een factor M vermenigvuldigd worden.

4.5 Samenvatting karakteristieken brand

De karakteristieken van de brand zoals gebruikt in de modelberekeningen zijn samengevat in tabel 4.

Tabel 4 Informatie karakteristieken brand

Bronlocatie	Inslagplaats	Binnenplaats
Brandoppervlak	270 m ²	540 m ²
Brandsnelheid	0,05 kg m ⁻² s ⁻¹	0,05 kg m ⁻² s ⁻¹
Bronterm rookgassen	216 kg s ⁻¹	432 kg s ⁻¹
Warmte-inhoud	270 MW	540 MW
Omrekeningsfactor van concentratie rookgassen → concentratie gevaarlijke stof	1,3 × 10 ⁻⁶ kg ⁻¹	6,4 × 10 ⁻⁷ kg ⁻¹

5. Verspreidingsberekeningen

De verspreiding van de rookgassen en de gevaarlijke stoffen in de omgeving van de brand is berekend met twee verschillende modellen, namelijk een model voor het berekenen van de concentraties bij een plasbrand en een 3D verspreidingsmodel.

Voor het bepalen van de schadelijke effecten is de gemiddelde blootstelling gedurende de duur van de brand van belang. De berekeningen zijn uitgevoerd voor een evenwichtssituatie, dat wil zeggen dat aangenomen wordt dat de omstandigheden (vrijwel) niet wijzigen tijdens de brand. Deze aanname is gerechtvaardigd gezien de duur van de brand.

5.1 Berekening met een plasbrand model

5.1.1 Beschrijving van het model

De verspreiding van rookgassen is berekend met twee gekoppelde modellen, namelijk een plasbrand model, PFGEN, en een verspreidingsmodel, UDM.

Het model PFGEN berekent de vorming en de eigenschappen van rookgassen bij een brand van een vloeistofplas brandbaar materiaal. PFGEN is oorspronkelijk ontwikkeld voor een fosforbrand en vervolgens aangepast voor het modelleren van een kerosinebrand [Wi98a]. Het model berekent de vorm van de vlam, de inmenging van lucht en de concentratie van stoffen langs de as van de vlam. De uitvoer van het model bestaat uit de condities aan het uiteinde van de vlam, namelijk de positie van de vlam, de concentratie van rookgassen en de snelheid en temperatuur van het gas.

De uitvoer van het model PFGEN vormt de invoer van het UDM verspreidingsmodel. Dit model wordt gebruikt bij risicoanalyses van chemische installaties en berekent de verspreiding van stoffen in de omgeving na een ongeval met chemische stoffen [DNV96]. De stroom van

rookgassen uit de vlam is hierbij gemodelleerd als een turbulente jet, overgaand in een passieve verspreiding van een neutraal gas.

Het model is ontwikkeld voor een vrije veld situatie. Dit betekent dat geen rekening gehouden wordt met grote obstakels vlakbij de bron, die het stromingspatroon beïnvloeden. Voor het beoordelen van de gebouwinvloeden is daarom een aanvullende berekening gemaakt met een eenvoudig model, dat een schatting geeft van de concentraties achter een gebouw [Wi98b]. Bij dit model wordt aangenomen dat de vrijkomende rookgassen uniform verspreid worden in het zog van een gebouw.

5.1.2 Specifieke invoer van het model

Voor de berekening is uitgegaan van de gegevens zoals beschreven in de paragrafen 2 – 4. Daarnaast zijn de volgende aannames gedaan:

- De modelberekening is uitgevoerd voor een plasbrand van $C_{14}H_{30}$ met een oppervlak van 270 m^2 . Het model berekent aan de hand van de fysische eigenschappen van $C_{14}H_{30}$ de karakteristieken van de brand, zoals de temperatuur. Omdat het model de brandsnelheid van kerosine gebruikt, resulteert een kleinere productie van rookgassen (142 kg s^{-1} in plaats van 216 kg s^{-1}). Dit beïnvloedt de resultaten slechts in geringe mate.
- De berekening is een vrije veld berekening met een ruwheidslengte van de omgeving gelijk aan twee meter.

5.1.3 Resultaat van de berekening

Het resultaat van de berekening is de concentratie van rookgassen als functie van de afstand tot de bron en is gegeven in figuur 2. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van $M \text{ kg}$ gedurende één uur kan worden berekend door vermenigvuldiging van de concentratie met een factor $1/142 \times 1/3600 \times M = 2 \times 10^{-6} \times M$.

De berekening geeft de volgende resultaten.

- Vlakbij de bron (op 10 meter afstand van de brand) is de concentratie op grondniveau ongeveer een factor 5 kleiner dan de concentratie op de pluimas. De warmte-inhoud van de brand zorgt voor een stijging van de rookgassen naar de hogere lagen van de atmosfeer, zodat op de grond de concentratie lager is.
- Op grote afstand van de bron (vanaf 100 - 1000 meter) is de concentratie op de grond vergelijkbaar met de concentratie op de pluimas. Er heeft inmiddels grote menging plaatsgevonden in de atmosfeer, zodat een bijna uniforme concentratie bereikt wordt.
- Op 50 meter van de brand bedraagt de concentratie van rookgassen op leefniveau ongeveer $2,5 \text{ g m}^{-3}$ en op de pluimas $5,5 \text{ g m}^{-3}$.

De concentraties zoals hierboven berekend zijn gebaseerd op een vrije veld situatie, waarbij gebouwen geen invloed hebben op de verspreiding. De concentraties achter een gebouw kunnen geschat worden met een eenvoudig model, waarbij aangenomen wordt dat de rookgassen uniform verspreid worden in een gebied achter het gebouw, het zoggebied. Wanneer uitgegaan wordt van een gebouw met de afmetingen $15 \text{ meter} \times 100 \text{ meter} \times 30$

meter, hetgeen een schatting is van het overgebleven gedeelte van de flat Kruitberg, dan is de lengte van het zogebied achter het gebouw ongeveer 120 meter en de concentratie in dit gebied ongeveer 4 g m^{-3} [Wi98b]. Deze waarde ligt in dezelfde grootte-orde als het gemiddelde resultaat van de vrije veld berekening op 50 meter afstand.

De berekening van het plasbrand model gecombineerd met een schatting van de gebouwinvloeden geven aan dat de concentratie van rookgassen tot 100 meter afstand van de brand in de orde zijn van $1 - 10 \text{ g m}^{-3}$. Op grotere afstand van de brand neemt de concentratie verder af (zie figuur 2).

5.2 Berekening 3D model

5.2.1 Beschrijving van het model

De verspreiding van rookgassen is berekend met een 3D model, dat meer geschikt is voor het bepalen van de verspreiding van stoffen in complexe situaties [CFD98]. Als eerste stap wordt de topografie van de omgeving in het model ingevoerd. Het modelgebied is aangegeven in figuur 1; de ingevoerde topografie van het gedeelte rond de inslagplaats is weergegeven in figuur 3. Op basis van de meteorologische gegevens van het vrije veld wordt een inkomend windveld gedefinieerd. Vervolgens berekent het model het stationaire windveld binnen de bebouwde omgeving, waarbij rekening gehouden wordt met de warmte van de branden (zie figuur 4). Op verschillende plaatsen in het modelgebied kunnen nu tracer gassen losgelaten worden, waarvoor de concentraties bepaald worden op elke plaats in het modelgebied.

5.2.2 Specifieke invoer van het model

Voor de berekening is uitgegaan van de gegevens zoals beschreven in de paragrafen 2 – 4. Daarnaast zijn de gebouwen, die het belangrijkste zijn voor het definiëren van het windveld rond de plaats van het ongeval ingevoerd (zie de figuren 1 en 3).

5.2.3 Resultaat van de berekening

Er zijn in twee verschillende berekeningen uitgevoerd voor het bepalen van de concentratie van rookgassen. Om de invloed van pluimstijging te bepalen zijn nog twee aanvullende berekeningen gedaan, nu zonder warmte-inhoud. Een overzicht van de berekeningen is gegeven in tabel 5.

Tabel 5 Overzicht verspreidingsberekeningen

	Locatie tracer gas	Warmte-inhoud	Figuur
Berekening 1	Inslagplaats	Ja	5a
Berekening 2	Binnenplaats	Ja	5b
Berekening 3	Inslagplaats	Nee	5c
Berekening 4	Binnenplaats	Nee	5d

De berekening geeft de volgende resultaten.

- De concentratie rookgassen afkomstig van de inslagplaats is het grootst in het gebied windafwaarts van de brand in het zeshoekig gebied tussen de flats (in figuur 1 aangegeven met Z). De concentratie op één meter hoogte varieert in dit gebied tussen 2 en 10 g m⁻³, waarbij aangenomen is dat een minimale afstand van 20 meter tot de vuurhaard is aangehouden.
- De concentratie rookgassen afkomstig van de binnenplaats leidt tot verhoogde concentraties in het gebied windafwaarts van de brand in het zeshoekig gebied tussen de flats (in figuur 1 aangegeven met Z). De concentratie op één meter hoogte varieert in dit gebied tussen 2 en 10 g m⁻³. Hogere concentraties worden berekend in het gebied tussen de brandhaard op de binnenplaats en het nog overeind staande deel van de flat Kruitberg, maar aangenomen is dat er geen personen zonder beschermingsmiddelen gedurende langere tijd aanwezig zijn in dit gebied.
- De maximale concentraties voor de twee vuurhaarden worden op verschillende plaatsen bereikt. Wanneer een schadelijke stof in beide vuurhaarden terecht is gekomen, zal de som van de concentraties ten gevolge van de twee bronnen niet veel hoger zijn dan de concentratie ten gevolge van één van de twee bronnen, maar is het gebied waar deze concentraties bereikt wordt groter.
- De berekeningen met warmte-inhoud leiden tot een duidelijk lagere concentratie op grondniveau. De warmte-inhoud van de brand zorgt voor een stijging van de rookgassen naar de hogere lagen van de atmosfeer. Dit is in overeenstemming met de bestudeerde videobeelden, waarbij de rook van de brand opwaarts beweegt.

6. Geldigheid van de resultaten

De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van een aantal aannames, die van invloed zijn op de resultaten. Een aantal gegevens is niet goed bekend en is zes jaar na dato ook niet meer te bepalen. Met name de karakteristieken van de brand zijn niet goed bekend, zodat de bronterm van schadelijke stoffen onzeker is. De resultaten moeten daarom met enige voorzichtigheid beschouwd worden en dienen als een indicatie van de orde van grootte van de blootstelling. Enkele onzekere parameters zijn:

- De brandsnelheid en brandoppervlak

De combinatie van brandsnelheid en brandoppervlak bepaalt de hoeveelheid gevormde rookgassen. De gekozen waarde leidt tot een relatief grote hoeveelheid verbrand materiaal. Dit is een licht conservatieve aanname wanneer de hoeveelheid gevormde schadelijke stof evenredig is met de hoeveelheid verbrand materiaal, omdat er meer schadelijke stof gevormd wordt. Wanneer de hoeveelheid schadelijke stof onafhankelijk wordt verondersteld van de hoeveelheid verbrand materiaal, zoals bij de aanname dat de volledige hoeveelheid uranium oxideert in de brand, zal dit een lichte onderschatting geven omdat er een relatief sterke initiële verdunning plaatsvindt. Het effect van de initiële verdunning is op enige afstand van de bron echter minder dan lineair, zodat een halvering van de initiële verdunning leidt tot een verhoging van de concentratie van de schadelijke stof met een factor tussen één en twee.

- De warmte-inhoud

De warmte-inhoud bepaalt de temperatuur van de brand en daarmee de mate waarin de schadelijke stoffen naar hogere luchtlagen getransporteerd worden. De verbrandingswarmte is relatief laag verondersteld, waarmee rekening gehouden is met o.a. de warmte-uitstraling. Uit de berekeningen blijkt dat de pluimstijging leidt tot een factor 2 – 5 lagere concentraties dan wanneer geen pluimstijging wordt aangenomen. Opgemerkt moet worden dat de videobeelden van de brand een duidelijke pluimstijging te zien geven.

7. Conclusies

Twee verschillende modellen zijn toegepast voor het schatten van de concentraties van schadelijke stoffen die vrijkomen bij het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer. Het plasbrand model berekent de vorming van rookgassen bij een plasbrand van kerosine en de verspreiding van de rookgassen in een vrije veld situatie. Het 3D model berekent de verspreiding van tracer gassen in de bebouwde omgeving op de plaats van het ongeval.

De resultaten van beide modellen zijn consistent en leiden tot de volgende conclusies.

1. De warmte-inhoud van de branden transporteert de schadelijke stoffen naar hogere lagen van de atmosfeer. Daarom is de concentratie aan de grond lager dan de maximale concentratie in de wolk. Dit is in overeenstemming met de bestudeerde videobeelden, waarbij de rook van de brand opwaarts beweegt.
2. De concentratie van rookgassen en schadelijke stoffen is het hoogst windafwaarts van de brand in het zeshoekig gebied tussen de flats (in figuur 1 aangegeven met Z). De concentratie van rookgassen is hier in de orde van $1 - 10 \text{ g m}^{-3}$ tijdens de duur van de brand.
3. De concentratie van schadelijke stoffen kan berekend worden uit de concentratie rookgassen. Indien M kg schadelijke stof gevormd wordt in de brand op de inslagplaats, is de concentratie schadelijke stof gelijk aan de concentratie rookgassen vermenigvuldigd met $1,3 \times 10^{-6} \times M$. Indien M kg schadelijke stof gevormd wordt in de brand op de binnenplaats, is de concentratie schadelijke stof gelijk aan de concentratie rookgassen vermenigvuldigd met $6,4 \times 10^{-7} \times M$.
4. De berekeningen zijn uitgevoerd op basis van een aantal aannames, die zes jaar na dato niet goed meer te bepalen zijn. De resultaten moeten daarom met enige voorzichtigheid beschouwd worden en dienen als een indicatie van de orde van grootte van de blootstelling.

8. Geraadpleegde literatuur

- A171 Allinger N.L., Cava M.P., De Jongh D.C., Johnson C.R., Lebel N.A. and Stevens C.L. Organic Chemistry. New York: Worth Publishers Inc., 1971
- BINAS Informatieboek voor vwo-havo voor het onderwijs in de natuurwetenschappen. Groningen: Wolters-Noordhof, 1986²
- CFD98 Cyclone Fluid Dynamics B.V. Berekening van de verspreiding van stoffen na de Bijlmermeerramp. Waalre: Cyclone Fluid Dynamics B.V, 1998
- CPR-15 Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Risico-analyse methodiek CPR-15 bedrijven. Den Haag: Ministerie van VROM, 1997
- De95 Delichatsios M.A. Air entrainment into buoyant jet flames and pool fires. Section 3-2 in SFPE handbook of fire protection engineering. Quincy, MA: National Fire Protection Association 1995
- DNV96 DNV Technica. SAFETI 3.4 Theory Manual Londen: DNV Technica, 1998.
- ECN98 Energie Centrum Nederland. Onderzoek verarmd uranium vliegtuigongeval Bijlmermeer. ECN-CX-98-102. Petten: ECN, 1998.
- KNMI98 KNMI. Uurlijkse meteogegevens zondag 4 oktober 1992.
- Le92 Lewis, R.J. Sr. Sax's dangerous properties of industrial materials. New York: Van Nostrand Reinhold, 1992⁸
- Le96 Lees, F.P. Loss prevention in the process industries: hazard identification, assessment and control. Oxford: Butterworth-Heinemann, 1996
- Om93 OMEGAM. Oriënterend bodemonderzoek op het terrein rond de flats Groeneveen en Kruitberg ter plaatse van het vliegtuig-ongeluk d.d. 4 oktober 1992 in de Bijlmermeer. Project 12662. Amsterdam: OMEGAM, 1993
- Ra98 B. Rasmussen, Duijm N.-J. and Markert F. Airborne releases from fires involving chemical waste - a multidisciplinary case study. J. Haz. Mat. 57 (1998) 259-275.
- RL94 Raad voor de Luchtvaart. Aircraft accident report 92-11. El Al flight 1862. Hoofddorp: Raad voor de Luchtvaart, 1994
- Wi98a Witlox H.W.M. Modelling of kerosene pool fire and smoke dispersion following Bijlmermeer aeroplane crash. Londen: DNV Technica, 1998
- Wi98b Witlox H.W.M. Modelling of building-wake dispersion. Londen: DNV Technica, 1998

Bijlage 5

Toxicologische profielen

Bijlage 5

Toxicologische profielen

Toelichting: Opzet en strekking van de profielen

Deze profielen bieden in zeer kort bestek een overzicht van wat er in de gepubliceerde wetenschappelijke literatuur bekend is over de toxicologische eigenschappen van de betreffende stoffen. Bij het opstellen van de profielen is vooral gelet op snel bruikbare informatie omtrent dosis-responsrelaties.

Deze profielen bieden het toxicologisch referentiekader waarvan gebruik is gemaakt bij de beoordeling van de gezondheidsrisico's van de stoffen. Deze beoordelingen vindt u per stof in bijlage 7.

Wolframcarbide (Engels: tungsten carbide)

1. Algemeen/fysisch-chemisch

Wolframcarbide is een grijs poeder dat bij verhitting in aanwezigheid van lucht geoxideerd wordt. Het is een inerte stof die wordt toegepast als component op of in harde materialen die worden gebruikt voor het boren en snijden van steen en metaal. Wolframcarbide is niet oplosbaar in water. Het industriële gebruik (in snijgereedschap) leidt tot blootstelling van werknemers aan dampen en stofdeeltjes. De MAC-waarde (8-uursgemiddelde) voor wolframcarbide is 5 mg/m^3 , uitgedrukt als wolfram. (Dit is de MAC-waarde die geldt voor alle slecht oplosbare wolframverbindingen.)

2. Toxicologie

De beschikbare toxicologische gegevens zijn zeer beperkt. Proefdieronderzoek ontbreekt vrijwel. Beperkte acute proeven in ratten lieten zien dat bij orale en intraperitoneale opname de oplosbare wolframverbindingen giftiger zijn dan de niet-oplosbare. Deze laatste zijn relatief inert. De beschikbare gegevens suggereren dat de orale toxiciteit van wolframcarbide relatief gering is maar ze zijn duidelijk onvoldoende voor het afleiden van toxicologische grenswaarden (veilige waarden) voor orale opname door de mens.

Voor de inhalatoire route zijn er beperkte arbeidstoxicologische gegevens. In deze studies werd bij werknemers in de zogenaamde *hard metal industry* (industriële activiteiten waarbij gebruik wordt gemaakt van snijgereedschap waarin of waarop zich wolframcarbide bevindt als verharder) longfibrose gevonden. Deze symptomen worden wel aangeduid worden als "*hard metal disease*". De aandoening die mogelijk ook gepaard gaat met neurotoxische effecten, kan zich voordoen na beroepsmatige blootstelling gedurende langere perioden (jaren). Omdat in de cement waarin het wolframcarbide zich bevindt bij dergelijke toepassingen altijd ook kobalt aanwezig is, gaat deze industriële blootstelling aan wolframcarbide gepaard met gelijktijdige blootstelling aan kobalt. De beschikbare arbeidstoxicologische onderzoeken wijzen erop dat de bij werknemers waargenomen longeffecten moeten worden toegeschreven aan de werking van kobalt waarbij de gelijktijdige aanwezigheid van wolframcarbide versterkend werkt op de kobalttoxiciteit. In enkele experimenten in proefdieren

(studies uit de vijftiger en zestiger jaren) die werden uitgevoerd naar aanleiding van de arbeidstoxicologische bevindingen met betrekking tot *hard metal disease* bleek wolframcarbide, wanneer deze stof zonder cobalt inhalatoir werd toegediend, een inerte stof (lage potentie voor de inductie van longeffecten).

Voor gezonde personen (volwassenen) kan ervan uitgegaan worden dat concentraties wolframcarbide tot 5 mg/m^3 (uitgedrukt als wolfram) - dit is de MAC-waarde - niet leiden tot schadelijke effecten bij inhalatie.

Dermale gegevens zijn zeer beperkt. Enkele gevallen zijn gerapporteerd van huidafwijkingen bij industriële werknemers die in hun arbeidssituatie blootgesteld werden aan wolframcarbide en andere componenten (o.a. kobalt) van de cement die wordt toegepast op snijmachines om het snijvlak te verharderen. Uit deze studies zijn geen conclusies te trekken over de vraag in hoeverre dermaal contact aan wolframcarbide leidt tot schadelijke huideffecten, laat staan dat ze enige relevante informatie leveren over de dosis-responsrelatie voor dit mogelijke effect. In een Deense patch-studie (lapjesproef) bij werknemers ($n= 853$) die in hun werk werden blootgesteld aan wolframcarbide werd met NaWO_4 (opgebrachte concentratie niet bekend) geen allergische reactie gevonden. Wel werd bij 2% van personen huidirritatie gevonden.

3. Conclusies:

Wolframcarbide is oraal weinig giftig; een kwantitatieve inschatting van de toxiciteit via deze route (orale veilige waarde) is echter niet te geven omdat daarvoor onvoldoende data zijn. Ook voor de inhalatoire en dermale route wijzen de beperkte gegevens die er zijn op een geringe toxiciteit. Er zijn geen duidelijke aanwijzingen dat dermaal contact met de stof leidt tot nadelige effecten. Voor de inhalatoire route zijn bij hoge expositieniveaus in arbeidsomstandigheden nadelige effecten op de longen gerapporteerd die niet direct toe te schrijven zijn aan de werking van wolframcarbide maar bij het ontstaan waarvan de stof wel een rol lijkt te spelen. Voor een grove eerste screening ter bepaling van de waarschijnlijkheid van nadelige effecten als gevolg van inhalatoire blootstelling kan de MAC-waarde van 5 mg/m^3 gebruikt worden.

4. Gebruikte literatuur

Browning, E. Toxicity of Metals - Second edition. 1969.

Goyer, R.A. et al (1995) Metal Toxicology. Academic Press inc.

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 4th Edition, pp. 2285-2297.

Kazantzis, G. (1986) Tungsten. Chapter 26 in: Handbook on the Toxicology of Metals - Volume II; second edition. Amsterdam, Elsevier, pp. 610-622.

RETCS-file van Tungsten Carbide. RTECS (through July 1998). AN: YO7250000.

ACGIH (1986) Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices - 5th edition. pp. 614-615: Tungsten Compounds.

MAC-waardelijst 1997-1998.

HSDB-file van Tungsten Carbide (through July 1998). AN: 2932.

Roesems, R. et al. (1997) In vitro toxicity of cobalt and hard metal dust in rat and human type II pneumocytes. *Pharmacology & Toxicology* **81**, (iss. 2), 74-80. (Alleen abstract uit Toxline gebruikt.)

Lison, D. & R. Lauwerys (1994) Cobalt bioavailability from hard metal particles. Further evidence that cobalt alone is not responsible for the toxicity of hard metal particles. *Archives of Toxicology* **68**, (iss. 8), 528-531. (Alleen abstract uit Toxline gebruikt.)

Lasfargues, G. et al. (1995) The delayed lung response to single and repeated intratracheal administration of pure cobalt and hard metal powder. *Environmental Research* **69**, (iss. 2), 108-121. (Alleen abstract uit Toxline gebruikt.)

Jordan, C. et al. (1990) Memory deficits in workers suffering from hard metal disease. *Toxicology Letters* **54** (iss. 2-3), 241-244. (Alleen abstract uit Toxline gebruikt.)

Ruegger, M. (1995) Lung disease due to metals. *Schweizerische medizinische Wochenschrift* **125** (iss. 10), 467-474. (Alleen abstract uit Medline gebruikt.)

Rystedt, I. et al. (1983) Patch testing with sodium tungstate. *Contact Dermatitis* **9** (iss. 1), 69-73. (Alleen abstract uit Medline gebruikt.)

Dimethylmethylfosfonaat (DMMP)

1. Algemeen

Dimethylmethylfosfonaat (in het Engels: dimethylmethylphosphonate, DMMP) wordt voor een aantal verschillende doeleinden gebruikt. Commercieel wordt het onder meer toegepast als vlamvertrager in kunststoffen en in textiel, als additief in hydraulische vloeistoffen en als weekmaker of harder in kunststoffen. Het wordt echter ook voor militaire doeleinden toegepast, omdat het een zogenaamde *nerve gas* 'simulant' is, d.w.z. in structuur analoog aan zenuwgassen (als Sarin), maar veel minder toxisch. Hiermee kan bv. de beschermende werking van gasmaskers of detectiesystemen worden onderzocht. Omdat het een vluchtige stof is, heeft het Amerikaanse leger in experimentele situaties met behulp van deze stof verspreidingsmodellen getest.

Er zijn, voor zover bekend geen kwantitatieve gegevens over blootstelling uit werksituaties of via consumentenproducten voorhanden.

Bij aanwezigheid in het milieu wordt de stof als matig persistent beschouwd, hetgeen wil zeggen dat DMMP – na een ongeluk of een lozing – langzaam wordt afgebroken en nog weken tot maanden teruggevonden kan worden, met name in waterig milieu. Bij hogere temperaturen wordt de stof sneller afgebroken. DMMP is een vluchtige stof met een kookpunt van 180°C. Bij verbranding ontleedt de stof. Er worden dan fosforoxiden gevormd en ontstaat CO₂ en H₂O. Fosforoxiden zijn prikkelende stoffen voor ogen en luchtwegen. Bij verhitting in afwezigheid van zuurstof kan fosfine ontstaan, een toxische stof voor de mens.

Voor DMMP is geen MAC-waarde of TLV-waarde bekend.

2. Toxicologie

Er wordt van uitgegaan dat zowel de orale, de dermale als de inhalatoire relevant kunnen zijn. Voor de inhalatoire route zijn er in de gepubliceerde literatuur bijna geen gegevens te vinden. De acute LC₅₀-waarde in ratten (toediening als aerosol) is groter dan 1355 mg/m³ (geen sterfte bij deze concentratie). In de Verenigde Staten is een inhalatie-onderzoek uitgevoerd in ratten met continue expositie gedurende 90 dagen. Hierin werden testeseffecten (degeneratie van het zaadvormend epitheel) gevonden bij 250 ppm (1270 mg/m³); of dit ook bij de testconcentratie van 25 ppm (127 mg/m³) aanwezig was is niet duidelijk op te maken uit de summiere informatie die beschikbaar is over deze test.

Voor de dermale route is er één humane studie bij menselijke vrijwilligers. Daarin bleek DMMP geen overgevoeligheid te veroorzaken. In deze proef werd een waterige oplossing van DMMP getest. Bij 20% deed zich duidelijke huidirritatie voor bij herhaalde toediening; bij 10% was nog lichte irritatie waarneembaar (herhaalde toediening). In proefdieren waren bij eenmalige applicatie, concentraties van 1, 10 en 20% in water niet irriterend voor de huid; een concentratie van 50% was dit wel. Onverdund DMMP veroorzaakte minimale oogirritatie in proefdieren. Een proefdiertest naar dermale overgevoeligheid was negatief (geen effect).

Voor de orale route zijn er veel gegevens. Het betreft hier uitsluitend proefdierstudies (geen humane gegevens beschikbaar). DMMP is acut matig giftig (classificatie op basis van gerapporteerde LD₅₀-waarden van ≥ 1000 mg/kg lichaamsgewicht). In proefdierexperimenten naar het effect op de reproductie bleek dat de stof toxisch is voor de testes. Bij hoge doseringen remt DMMP de spermaproductie en veroorzaakt weefselbeschadiging in de testes. Deze effecten zijn waargenomen bij doseringsniveaus van ≥ 250 mg/kg lichaamsgewicht/dag na toediening over een periode van 90 dagen (lagere doseringen niet getest). Vermeldenswaard is verder het resultaat van een dominant-letaaltest (detecteert genetische schade in mannelijke geslachtscellen) waarin bij doseringen van ≥ 1000 mg/kg lichaamsgewicht/dag het aantal vroege resorpties verhoogd was. Dit effect was detecteerbaar na 4 van de in totaal 13 weken dat de dieren de stof toegediend kregen. Dit effect deed zich voor bij ≤ 500 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Er zijn beperkte aanwijzingen dat DMMP kanker veroorzaakt in proefdieren. De relevantie daarvan voor de mens is niet duidelijk. Op basis hiervan wordt DMMP in de VS gekenschetst als een "possible human carcinogen" (mogelijkerwijs kankerverwekkend bij de mens).

3. Conclusies:

Door de US-EPA (Environmental Protection Agency) zijn voor de orale route toxicologische grens/advieswaarden afgeleid, bedoeld voor drinkwater. Deze waarden beschermen tegen alle mogelijke nadelige effecten die DMMP kan veroorzaken, inclusief het effect op de mannelijke geslachtsorganen. Toxicologische advieswaarden voor perioden van 1 en 10 dagen bleken niet afleidbaar omdat er geen geschikte studies beschikbaar waren die konden dienen als basis in de afleiding. Wel werden zgn. *longer-term health advisories* afgeleid (bedoeld voor blootstellingsperioden tot 7 jaar). Deze geadviseerde drinkwaterconcentraties komen overeen met 2 mg/dag voor

een kind van 10 kg en 12 mg/dag voor een volwassene van 70 kg. Zoals gebruikelijk in de preventieve normstelling is in deze advieswaarden een veiligheidsmarge ingebouwd. Dergelijke advieswaarden zijn bedoeld voor snelle screening op de waarschijnlijkheid van het optreden van schadelijke effecten. Het hanteren van de bovengenoemde advieswaarde van de EPA voor het screenen op mogelijke gezondheidseffecten bij exposities van kortere duur (bv. eenmalig) houdt een overschatting van het werkelijk risico in. Intoxicatiesymptomen bij eenmalig contact, bijvoorbeeld, zijn pas te verwachten bij substantieel hogere doseringen (nadere kwantificering op dit punt niet mogelijk op basis van de beschikbare gegevens).

Voor de inhalatoire route zijn er bijna geen gegevens. Toxicokinetische gegevens over hoe de stof zich gedraagt bij inademen in vergelijking met het gedrag na orale opname ontbreken. Omrekenen van de orale dosis van 12 mg DMMP/dag (EPA advieswaarde voor een volwassene) naar de inhalatoire route levert op een concentratie van ongeveer 0.8 mg/m^3 , ervan uitgaande dat bij inhalatie 75% van de geïnhalerde dosis in de long achterblijft en per dag 20 m^3 lucht wordt ingeademd. De betrouwbaarheid van deze waarde is beperkt omdat ze gebaseerd is op extrapolatie uit orale data. Verder gelden ook voor deze waarde de opmerkingen zoals boven gemaakt: de waarde is bedoeld voor eerste screening en ze richt zich op mogelijke gezondheidseffecten bij exposities van periodes tot 7 jaar, reden waarom hantering ervan bij exposities van kortere duur een overschatting van het werkelijk risico inhoudt. Intoxicatiesymptomen bij eenmalig contact bijvoorbeeld zijn pas te verwachten bij substantieel hogere concentraties (nadere kwantificering niet mogelijk op basis van de beschikbare gegevens).

Voor de dermale route kan ervan worden uitgegaan dat bij eenmalig contact met de vloeistof zich bij concentraties tot 20% geen huidirritatie zal voordoen (bij herhaald contact leidt deze concentratie wel tot irritatie). Bij $\geq 50\%$ kan zich dit wel voordoen. DMMP veroorzaakt bij huidcontact geen overgevoeligheid in proefdieren en de mens.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1996) Toxicological Profile for Diisopropylmethylphosphonate. Draft for Public Comments. d.d. augustus 1996.

MAC-waardelijst 1997-1998.

HSDB-file voor DMMP (through July 1998).

US-EPA (1994) Drinking Water Health Advisory: Minutons II. US-EPA, Office of Drinking Water. pp. 1-38.

Fosforzuur

1. Algemeen/fysisch-chemisch

Fosforzuur (H_3PO_4) ontstaat bij contact van fosforpentoxide met water. De stof wordt gebruikt in kunstmest, voedsel en dranken; daarnaast heeft het enkele industriële toepassingen.

Voor fosforzuur geldt in Nederland een MAC-waarde (8-uursgemiddelde) van 1 mg/m^3 met een bijbehorende piekwaarde (voor exposities van 15 minuten) van 2 mg/m^3 . Deze waarde is overgenomen van de Amerikaanse beoordeling door de ACGIH (TLV-waarde).

2. Toxicologie

De orale toxiciteit van fosforzuur en fosfaten is beoordeeld door de WHO-JECFA in 1982. De beoordeling door de JECFA mondde uit in een *maximum tolerable daily intake* van 70 mg/kg lichaamsgewicht (uitgedrukt als P). Deze grenswaarde geldt voor fosforzuur en andere fosfaten die als voedseladditief worden gebruikt.

Inhalatoire blootstelling aan fosforzuur kan leiden tot irritatie van de luchtwegen en hoesten. Op dergelijke effecten is de door de ACGIH in 1986 afgeleide TLV-waarde gebaseerd (waarde overgenomen als MAC in Nederland). De onderbouwing van deze waarde is zeer beperkt. In de onderliggende documentatie wordt als onderbouwing vermeld dat voor fosforpentoxide (vormt bij contact met water fosforzuur) concentraties van 0.8 tot 5.4 mg/m^3 door proefpersonen werden opgemerkt maar niet als hinderlijk werden ervaren; concentraties van 3.6 tot 11.3 mg/m^3 veroorzaakten hoesten bij nog niet eerder blootgestelde personen. Door Calabrese & Kenyon (1991) is op basis van de TLV van 1 mg/m^3 een voorlopige grenswaarde voor lucht voor de algemene bevolking van 0.1 mg/m^3 voorgesteld (waarde bedoeld als preventieve grenswaarde: met grote zekerheid veilig voor de hele bevolking, inclusief gevoelige groepen).

De 'US Consumer Product Safety Commission' geeft aan dat 15-35% lichte huidirritatie geeft; meer dan 35% geeft sterke irritatie en meer dan 60% is ernstig corrosief. De onverdunde stof is sterk oogirriterend, een effect dat met $\text{pH} > 3$ niet meer optrad. In een huidsensibilisatiestudie in mensen werd geen effect gevonden.

3. Conclusies:

Fosforzuur geeft bij hoge concentraties in waterige oplossingen ernstige slijmvlies- en huidzettingen. Voor de lagere concentratierange kan de veilige waarde van de WHO/JECFA van 70 mg/kg lichaamsgewicht/dag gebruikt worden. Inhalatoir kan de stof irritatie veroorzaken. Bij de screening op de kans op dergelijke effecten kan de toetsingswaarde van 1 mg/m^3 (gezonde volwassenen) of 0.1 mg/m^3 (algemene bevolking) gebruikt worden. Bij dermaal contact wordt alleen bij zeer hoge concentraties een nadelig effect (irritatie) verwacht.

3. Gebruikte literatuur

ACGIH (1986) Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices - 5th edition. p. 483: Phosphoric acid.

Calabrese, E.J. & E.M. Kenyon (1991) Air Toxics and Risk Assessment. Lewis Publishers. pp. 489-490.

MAC-waardelijst 1997-1998.

IUCLID-file voor orthofosforic acid.

WHO/JECFA (1982) Toxicological Evaluation of Certain Food Additives. IPCS. WHO Food Additives Series no. 17.

Fosforpentoxide

1. Algemeen/fysisch-chemisch

Fosforpentoxide (P_2O_5) is een wit poeder van licht-vloeibare kristallen. Het poeder trekt vocht (water) aan waarbij het reageert tot fosforzuur. Bij de hydrolyse in water komt warmte vrij. De stof is niet brandbaar maar bij thermische ontleding komen PO_x -dampen vrij.

Voor fosforpentoxide geldt in Nederland een MAC-waarde (8-uursgemiddelde) van 1 mg/m^3 . Op basis van welke gegevens deze waarde is afgeleid is onbekend. Waarschijnlijk is deze waarde overgenomen uit de Verenigde Staten. In de documentatie voor de afleiding van de TLVs (De Amerikaanse arbeidstoxicologische grenswaarden) is fosforpentoxide niet terug te vinden (zie echter ook beneden). In sommige landen geldt naast de 8-uurswaarde een piekwaarde van 2 mg/m^3 voor een periode van 5 minuten (8 keer per dag).

2. Toxicologie

De gepubliceerde toxicologische informatie over fosforpentoxide is zeer beperkt. De aangetroffen informatie is vrijwel uitsluitend van kwalitatieve aard. De na inhalatie gerapporteerde klachten betreffen vooral irritatie van luchtwegen. Op enkele acute inhalatieproeven na (LC_{50} -bepaling) zijn er voor zover bekend geen gecontroleerde studies in proefdieren of mensen uitgevoerd. In de acute proeven (uitgevoerd in ratten, muizen en cavia's) werden LC_{50} -waarden gevonden van $\geq 60 \text{ mg/m}^3$ (blootstelling gedurende 1 uur). In de TLV-documentatie (van de zgn. ACGIH) voor fosforzuur wordt enige informatie over fosforpentoxide gepresenteerd. Fosforpentoxide werd bij inademing van concentraties van 0.8 tot 5.4 mg/m^3 door proefpersonen opgemerkt maar niet als hinderlijk ervaren; concentraties van 3.6 tot 11.3 mg/m^3 veroorzaakten hoesten bij nog niet eerder blootgestelde personen. Aldus werd door de ACGIH geconcludeerd dat de TLV van 1 mg/m^3 (voorgesteld voor fosforzuur) bescherming biedt tegen keelirritatie. Deze conclusie zou dan ook van toepassing zijn op de MAC-waarde van 1 mg/m^3 zoals die voor fosforpentoxide geldt in Nederland.

Het is bekend dat inademen van fosforpentoxide, orale inname of contact met huid en ogen kan leiden tot ernstige weefselbeschadiging (brandwonden) en -irritatie. Geringe hoeveelheden van het poeder kunnen, wanneer deze in het oog terecht komen, al

leiden tot ernstige oogirritatie met blijvende beschadiging. De beschikbare informatie over deze effecten is van kwalitatieve aard. In de literatuur is geen verdere informatie te vinden over de dosis-responsrelatie voor deze effecten.

3. Conclusies:

Wanneer fosforpentoxide aanwezig is in de buitenlucht wordt dit naar verwachting omgezet naar fosforzuur. De toxicologische gegevens voor fosforpentoxide zijn beperkt tot kwalitatieve beschrijvingen van de aard van de effecten die de stof kan veroorzaken. Over de dosis-responsrelatie is geen informatie beschikbaar. Voor een screening gericht op het vaststellen van de waarschijnlijkheid van acute gezondheidseffecten door inhalatoire expositie aan fosforpentoxide kan de MAC-waarde van 1 mg/m^3 gebruikt worden.

4. Gebruikte literatuur

ACGIH (1986) Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices - 5th edition. p. 483: Phosphoric acid.

HSDB-file voor fosforpentoxide (through July 1998). AN: 847.

MAC-waardelijst 1997-1998.

RTECS-file voor fosforpentoxide.

IUCLID-file voor fosforpentoxide.

Literatuurecherche: Medline, Toxline

Fosfine

1. Algemeen

Fosfine (PH_3 ; synoniem: waterstoffosfide) is een giftig gas dat wordt gebruikt als bestrijdingsmiddel (insecticide, rodenticide, voorraadbeschermer). Bij deze toepassing worden tabletten van aluminium-, calcium of magnesiumfosfide gebruikt waaruit door reactie met vocht uit de lucht langzaam waterstoffosfide vrijkomt.

De MAC-waarde voor fosfine is 0.4 mg/m^3 (8-uursgemiddelde) met een bijhorende piekwaarde voor 15-minuten van 1.5 mg/m^3 .

2. Toxicologie

Inhalatie is de enige route die van belang is voor deze gasvormige verbinding. Inademen van hoge concentraties leidt bij de mens tot misselijkheid, braken, diarree, bloeddruk daling, longbeschadiging, convulsies en coma. In proefdieren (verschillende diersoorten onderzocht) is een concentratie van 300 mg/m^3 dodelijk na 1 uur blootstelling terwijl een concentratie van 15 mg/m^3 dodelijk is na expositie gedurende 10 uur. Bij niet-dodelijke concentraties veroorzaakt fosfine longoedeem. In de toxicologische beoordeling zoals uitgevoerd door de US-EPA (Environmental Protection Agency) in 1995 wordt het resultaat van een arbeidstoxicologisch

onderzoek gepresenteerd. In dit onderzoek werd bij werknemers die al jaren werkten met fosfine geen gezondheidseffecten gevonden bij concentraties tot 3.3 mg/m^3 (blootstelling gedurende 8 uur/dag). Op basis van het resultaat van deze studie is door het RIVM/CSR in 1996 een acute grenswaarde, geldend voor de algemene bevolking voor periodes tot 24 uur, van 0.02 mg/m^3 voorgesteld (bedoeld als preventieve waarde waarvan de veiligheid met zekerheid vaststaat).

3. Conclusies:

Fosfine is een giftig gas. Voor eerste beoordeling van acute exposities met een duur van niet meer dan enkele uren kan de geschatte blootstelling afgezet worden tegen de "geen-effectconcentratie" van 3.3 mg/m^3 . Bij ononderbroken exposities van langere duur (tot maximaal 24 uur) kan de voorgestelde grenswaarde van 0.02 mg/m^3 gebruikt worden bij een eerste screening.

4. Gebruikte literatuur

MAC-waardelijst 1997-1998.

RIVM (1987) Samenvatting van de toxicologische gegevens voor fosfine. RIVM/CSR TOXBANK-samenvatting d.d. 9 januari 1987.

RIVM (1996) Containerontsmettingen met fosfine - Afleiding van inhalatoire grenswaarden. Ad hoc-advies RIVM/CSR, d.d. april 1996.

US-EPA (1995) IRIS-file voor Phosphine. Derivation of RfC, last revised 07/01/95.

Zinkchromaat

1. Algemeen

'Zinkchromaat' is een chemisch niet eenduidige naam. De term is een algemene aanduiding voor een groep commerciële producten met als molecuulstructuur: (I) 'zinkchromaat' als in ZnCrO_4 , (ii) basisch zinkchromaat zoals in $\text{ZnCrO}_4 \cdot 4\text{Zn}(\text{OH})_2$ en (iii) basisch zinkkaliumchromaat zoals in $3\text{ZnCrO}_4 \cdot \text{Zn}(\text{OH})_2 \cdot \text{K}_2\text{CrO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. In deze verbindingen is zeswaardig chroom aanwezig. Het is bekend dat bij verbranden van anorganische chroomverbindingen chroom voor een zeer groot deel vrijkomt als het zeswaardig ion (dit is belangrijk gezien de zeer grote toxiciteit van dit ion in vergelijking met het driewaardige ion).

De MAC-waarde voor zeswaardig chroom (nl. voor Ca-, Sr- en Zn-chromaat) is 0.01 mg/m^3 (15-minutenwaarde).

2. Toxicologie

Zeswaardig chroom Cr(VI) is kankerverwekkend voor de mens bij inhalatie. De stof heeft een genotoxisch werkingsmechanisme hetgeen ertoe leidt dat bij elke concentratie, hoe laag ook, er sprake zal zijn van een zeker kankerrisico. De grootte van dit risico loopt op met de concentratie en de duur van de blootstelling (hiervoor wordt een lineair verband aangenomen). Zoals gebruikelijk bij dergelijke stoffen

wordt het kwantitatief geschatte kankerrisico uitgedrukt in de verwachte incidentie van tumoren bij levenslang blootstelling. Aldus heeft het RIVM voor Cr(VI) het inhalatoire kankerrisico geschat op 1 op 10^6 bij een concentratie van 0.025 nanogram/ m^3 (bij levenslange expositie). Op een WHO-bijeenkomst in 1994 (kader: herziening van de zgn. Air Quality Guidelines) werd deze zelfde schattingswaarde bevestigd (zij werd aangemerkt als de *best estimate* uit alle beschikbare gepubliceerde kankerrisicoschattingen). Bij piekexposities (eenmalige kortdurende expositie aan een hoge concentratie met een duur tot 24 uur) kan met behulp van een door de Gezondheidsraad voorgestelde schattingsformule (zie het desbetreffende rapport zoals opgenomen in de referentielijst onder punt 4) het kankerrisico dat dit oplevert, geschat worden.

Zeswaardig chroom veroorzaakt bij inhalatie overgevoeligheid (op astma gelijkende symptomen). Deze effecten zijn bij werknemers waargenomen bij concentraties vanaf $2 \mu\text{g}/m^3$ (arbeidsexposities gedurende periodes tot 1 jaar). Of en bij welke niveaus dit effect zich bij eenmalige expositie voordoet is niet bekend.

Voor de orale route is Cr(VI) relatief minder toxisch dan via de inhalatoire. De oorzaak daarvan is de omzetting van Cr(VI) in het veel minder giftige Cr(III) in het maagdarmkanaal. Een veilige dosis ten aanzien de mogelijke kankerverwekkende werking via de orale route is moeilijk te geven omdat afhankelijk van de vorm waarin het Cr(VI) wordt ingenomen (de matrix waarin het aanwezig is) en de matrix die in de maag aanwezig is op het moment van inname (aan- of afwezigheid van voedsel) een gering deel van het ingenomen Cr(VI) mogelijk zou kunnen doordringen tot de inwendige organen en die genotoxisch beschadigen. Ondanks dit gebrek aan zekerheid omtrent een mogelijk carcinogeen risico bij orale opname lijkt bij eenmalige exposities aan Cr(VI) de drinkwaternorm zoals ontwikkeld door de US-EPA (Environmental Protection Agency) een bruikbare richtwaarde voor de screening op de waarschijnlijkheid van schadelijke effecten. Deze zgn. *10-day health advisory* bedraagt 1.4 mg/liter drinkwater hetgeen voor een kind van 10 kg overeenkomt met 1.4 mg/dag en voor een volwassene van 70 kg met ongeveer 10 mg/dag.

Dermale expositie aan Cr(VI) kan allergische contactdermatitis veroorzaken. Dit effect doet zich het sterkst voor met alkalische oplossingen van Cr(VI). De frequentie van voorkomen van deze chroom-overgevoeligheid in de bevolking wordt geschat op 0.7% (dit is van belang omdat reeds gesensibiliseerden bij hernieuwd contact bij veel lagere expositieniveaus reacties laten zien dan niet-gesensibiliseerden). Voor de inductie van Cr(VI)-overgevoeligheid zijn concentraties nodig van 1750 tot 7000 mg/liter (waterige oplossing). Bij reeds gesensibiliseerden zijn concentraties van 0.8 to 26 mg/liter (waterige oplossing) voldoende om een reactie te geven. In patch-studies in gesensibiliseerden werd aangetoond dat $0.89 \mu\text{gram}/\text{cm}^2$ huid 10% van de overgevoeligen zal reageren. Op basis hiervan is een veilige waarde voor de totale populatie (beschermt 99.9% van de individuen) geschat van $0.089 \text{ microgram}/\text{cm}^2$ voorgesteld.

3. Conclusies:

Cr(VI) is kankerverwekkend bij inhalatie. Het 10^{-6} kankerrisico hiervoor bij levenslange inhalatoire expositie is 0.025 nanogram/ m^3 . Het kankerrisico bij eenmalige expositie kan op basis hiervan geschat worden met behulp van een door de Gezondheidsraad voorgestelde schattingsformule. Inhalatoire overgevoeligheid is

waargenomen bij concentraties vanaf $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (arbeidsexposities gedurende periodes tot 1 jaar). Of en bij welke niveaus dit effect zich bij eenmalige expositie voordoet is niet bekend. Voor eventuele orale blootstelling kan bij eenmalige exposities aan Cr(VI) de drinkwaternorm zoals ontwikkeld door de US-EPA gebruikt worden als richtwaarde bij de screening op mogelijke gezondheidseffecten. Deze norm komt overeen met ongeveer 10 mg/dag voor een volwassene van 70 kg.

Dermale expositie aan Cr(VI) kan allergische contactdermatitis veroorzaken. Voor de *inductie* van dit effect zijn concentraties nodig van 1750 tot 7000 mg/liter (waterige oplossing). Bij reeds gesensibiliseerden echter zijn concentraties van 0.8 to 26 mg/liter (waterige oplossing) voldoende om een reactie te geven. Uitgedrukt als hoeveelheid per cm^2 huidoppervlak is de richtwaarde van $0.089 \text{ microgram}/\text{cm}^2$ beschermend voor 99.9% van de bevolking.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1993) Toxicological profile for Chromium. US Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency of Toxic Substances and Disease Registry.

Gezondheidsraad (1994) Risk Assessment of Peak exposures to Genotoxic Carcinogens. Rapport nr. A994/04.

MAC-waardelijst 1997-1998.

RIVM (1995) Gezondheidsrisico's van houtverduurzamingsmiddelen: Oriënterende evaluatie voor CCA-zouten. RIVM/CSR Adviesrapport d.d. november 1995.

US-EPA (1989) Health Advisories for Drinking Water. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, volume 107, pp. 39-52.

WHO/IARC (1990) IARC monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Volume 49: Chromium, Nickel and Welding.

WHO (1994) Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Report from the WHO Working Group on Inorganic Air Pollutants, Düsseldorf, Germany, 24-27 October 1994. Unedited draft report.

Waterstoffluoride

1. Algemeen/fysisch-chemisch

Waterstoffluoride (HF) is een kleurloos gas met een scherpe penetrerende geur. De stof kan ook voorkomen als vloeistof (het kookpunt is 19.5 ° C). Waterstoffluoride kent een aantal industriële toepassingen; daarnaast komt de stof vrij bij diverse andere industriële processen (productie van fosfaatkunstmest, staal, aluminium en keramiek). Bij deze processen komen niet alleen gasvormige fluoriden vrij (waarvan waterstoffluoride de belangrijkste is) maar ook fluoride als vaste stof (aërosol). Waterstoffluoride wordt uit de atmosfeer verwijderd door droge en natte depositie (halfwaardetijd 12-14 uur).

Waterstoffluoride is chemisch een zeer reactieve stof. Het heeft een sterk wateronttrekkende werking (hout en papier worden erdoor verkoold). De stof heeft een etsende werking op glas.

Voor waterstoffluoride geldt een MAC-waarde van 2.5 mg/m³; deze waarde geldt voor periodes van 15 minuten (geen 8-uurswaarde vastgesteld).

2. Toxicologie

Het kritische effect bij acute expositie aan waterstoffluoride is de irriterende werking die het heeft op huid en luchtwegen. De orale route wordt minder relevant geacht gezien het feit dat de stof een gas is.

Bij inademen van waterstoffluoride bij hoge concentraties (enkele honderden mg/m³) doet zich ernstige beschadiging van de luchtwegen en ogen voor. Bij vrijwilligers (n=2) was bij blootstelling gedurende een of enkele minuten, bij 100 mg/m³ duidelijke irritatie van ogen en neusslijmvliezen alsmede een pijnlijk gevoel op de huid, waarneembaar. Dit effect deed zich bij 26 mg/m³ nog in geringe mate voor (de concentratie waarbij het effect niet meer optrad werd niet bepaald in deze studie). Bij blootstelling gedurende 1 uur waren er bij vrijwilligers (n=7) bij een concentratie van 2.5 mg/m³ (lagere concentraties niet onderzocht) nog klachten over irritatie van de bovenste luchtwegen. Voor exposities van de algemene bevolking worden door WHO (1994) berekeningen gepresenteerd waarbij geëxtrapoleerd werd uit diverse studies in mensen en proefdieren. Een 'reference exposure level' (indicatieve grenswaarde) voor 1-uursexposities van 0.6 mg/m³ werd afgeleid, een concentratie die geacht wordt beschermend te zijn tegen respiratoire irritatie. Het niveau dat beschermt tegen ernstige irritatie bij een eenmalige expositie is ongeveer 1.6 mg/m³.

Dermaal is waterstoffluoride zeer sterk irriterend bij hoge concentraties (corrosief bij >15%). Ook bij lagere concentraties doen zich nog effecten op de huid voor. Bij 5 % werd in proefdieren (blootstelling gedurende 4 uur) nog ernstige huidirritatie gevonden. Bij de mens (blootstelling in arbeidssituatie) was bij 1-5% nog een duidelijk irritatiereactie waarneembaar op vingers en handen. In proefdieren werd bij blootstelling variërend van 5 tot 60 minuten ook bij 0.01 en 0.1, 0.5 en 2% nog een reactie gevonden hoewel bij de lagere van deze concentraties de reactie minder duidelijk was. Bij 2% gedurende 1 minuut werd geen reactie gevonden. Oogirritatie werd onderzocht in enkele proefdierstudies. Bij een concentratie van ongeveer 1% deed zich nog ernstige oogirritatie voor, wat bij 0.13% niet meer waarneembaar was.

3. Conclusies

Het kritische effect bij acute expositie aan waterstoffluoride is de irriterende werking die het heeft op huid en luchtwegen. Voor de beoordeling van de kans op inhalatoire effecten kunnen de door de WHO gegeven indicatieve 1-uurswaarden van 0.6 mg/m^3 (beschermend tegen respiratoire effecten) en 1.6 mg/m^3 (beschermt tegen ernstige effecten, een soort *emergency*-waarde). Voor de dermale route (blootstelling aan vloeistof) is bekend dat zich bij concentraties van 0.01% en 0.1% al lichte huideffecten kunnen voordoen bij blootstellingen van langer dan vijf minuten. Bij exposities van 1 minuut of korter is bij $\leq 2\%$ geen effect te verwachten. Gezien de chemische eigenschappen van de stof wordt bij eenmalige lozing of emissie geen langdurige expositie verwacht; om deze reden is toetsing aan grens- of richtwaarden speciaal voor chronische exposities niet zinvol.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1993) Toxicological Profile for Fluorides, Hydrogen Fluoride and Fluorine Aluminium. Agency of Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health & Human Services.

Kolk, J.J. (1980) Fluorwaterstofetsing. T. Soc. Geneesk. (volume 58); 768-771.

MAC-waardelijst 1997-1998.

RIVM (1988) Basisdocument Fluoriden. RIVM-rapport no. 758474005, d.d. november 1988.

RIVM (1988) Integrated Criteria Document Fluorides. Appendix to report no. 758474005, d.d. november 1988.

RIVM/TNO (1997) Risk Assessment voor: Hydrogen Fluoride, Draft d.d. 12 augustus 1997. Concept-document opgesteld door RIVM en TNO in het kader van het EU-project Bestaande Stoffen.

WHO (1994) Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Report of the WHO Working Group on Inorganic Pollutants, Düsseldorf, Germany, 24-27 October 1994. WHO Regional Office for Europe. Unedited draft report.

Wibowoo, A. & R. Zielhuis (1986) A health-based recommended occupational exposure limit for fluorine, hydrogen fluoride and inorganic fluoride compounds, on behalf of the Group of Experts of the Directorate-General of Labour. Coronel Laboratorium. University of Amsterdam.

Morfolinesalicylaat

1. Algemeen

Morfolinesalicylaat wordt o.a. gebruikt als analgeticum, antikoortsmiddel en ontstekingsremmer. Voor locale pijnbestrijding en ontstekingsremming kan morfolinesalicylaat op de huid worden aangebracht in concentraties van 12-17%. Verder kan morfolinesalicylaat in tabletten en zetpillen worden verwerkt in doseringen van 500 mg tot 1 gram. Het middel is in 1993 uit de handel genomen.

2. Toxicologie

Expositie aan morfolinesalicylaat leidt naar verwachting niet gauw tot vergiftigingsverschijnselen gezien de beperkte toxiciteit. Alleen bij ingestie van grotere hoeveelheden (meer dan 50 mg/kg) morfolinesalicylaat kunnen verschijnselen van een salicylaatintoxicatie verwacht worden. Huidblootstelling aan de geconcentreerde morfolinesalicylaat zal mogelijk huidirritatie kunnen geven.

Morfolinesalicylaat zal redelijk goed verbranden, waarbij stikstofoxiden en koolstofoxiden vrijkomen. Het is niet geheel duidelijk of bij smeulen morfoline als pyrolyse product kan vrijkomen. Het wordt niet waarschijnlijk geacht dat morfoline in grote hoeveelheden zal zijn vrijgekomen.

Morfoline (C₄H₉NO) wordt gebruikt o.a. in de rubber industrie, in cosmetica, als corrosieremmer, als conserveringsmiddel in papier, als oplosmiddel in wax en polish, etc.

Dierexperimentele gegevens: inhalatie van morfoline in concentraties van 350 mg/m³ gedurende 6 uur/dag, 5 dagen/week gedurende 13 weken gaf bij ratten lichte irritatieverschijnselen van het slijmvlies in de neusholte. Bij inhalatie van morfoline in concentraties van 525 mg/m³ 6 uur/dag, 5 dagen/week gedurende 104 weken gaf bij ratten slijmvlies beschadiging van de ogen, alsook comealesies.

Humane gegevens: expositie aan 42000 mg/m³ morfoline gedurende 1 min. gaf lichte neusirritatie bij een humaan experiment. Expositie gedurende 1,5 min gaf aanleiding tot keelirritatie. Morfoline is corrosief voor de huid bij concentraties > 25%.

Chronische effecten worden niet verwacht. Cosmetische producten (meestal 1% concentratie) zijn uitgebreid getest en gaven geen huid of oogeffecten. Ook geen sensibilisatie.

Voor inhalatoire blootstelling aan morfoline kan de MAC-waarde van 70 mg/m³ beschouwd worden als veilige grens waarbij locale en systemische effecten worden voorkomen. Morfoline blootstelling geeft zelden serieuze problemen, omdat locale irritatie een goede waarschuwing is, zodat mensen in het algemeen verdere blootstelling voorkomen door uit de gecontamineerde omgeving te gaan. De irritatieve verschijnselen gaan vooraf aan meer serieuze verschijnselen.

3. Conclusies

De orale toxiciteit van morfolinesalicylaat is beperkt: alleen bij ingestie van meer dan 50 mg/kg kunnen verschijnselen van een salicylaatintoxicatie verwacht worden. Huidblootstelling aan de geconcentreerde morfolinesalicylaat zal mogelijk huidirritatie kunnen geven. Bij verhitting ontstaat mogelijk morfoline. Voor inhalatoire expositie aan deze stof kan de MAC-waarde van 70 mg/m³ beschouwd worden als veilige concentratie.

4. Gebruikte literatuur

Martindale. 30th Ed. 1993

Dictionaire Vidal 1987

The Merck Index. 11th Ed. 1989

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 4th Ed. 1994

Koolmonoxide

1. Algemeen

Koolmonoxide (CO) is een gas dat wordt gevormd bij onvolledige verbranding van koolwaterstoffen. Inhalatoire intoxicaties met koolmonoxide hebben zich voorgedaan tenminste sinds de prehistorie, vanaf de periode dat de mens het gebruik van vuur ontdekte.

De normaal in de buitenlucht voorkomende concentraties worden sterk beïnvloed door de meteorologische omstandigheden. Piekniveaus tijdens de spitsuren kunnen veel hoger zijn (waarden tot 60 mg/m^3 zijn gemeten in Europese steden). De concentraties in auto's zijn hoger dan buiten. Hoge koolmonoxideconcentraties kunnen zich ook voordoen in afgesloten ruimtes waar verbrandingsprocessen plaatsvinden zoals parkeergarages, tunnels en *indoor* ijsbanen (gerapporteerde concentraties tot 115 mg/m^3). Binnenshuis kunnen soms zeer hoge concentraties voorkomen.

De MAC-waarde voor CO bedraagt 29 mg/m^3 (8-uurswaarde) met een bijbehorende piekwaarde (voor 15 minuten) van 174 mg/m^3 . Deze waarden zijn gebaseerd op beoordelingen door de Werkgroep van Deskundigen (de commissie die verantwoordelijk is voor de ontwikkeling van voorstellen voor MAC-waarden) in respectievelijk 1979 en 1992.

2. Toxicologie

Alleen de inhalatoire route wordt relevant geacht voor deze gasvormige verbinding. Voor koolmonoxide is een grote hoeveelheid experimentele humane gegevens beschikbaar. De toxische werking van koolmonoxide hangt samen met de binding aan hemoglobine (vorming van COHb). Bij een COHb-niveau van ongeveer 10% veroorzaakt koolmonoxide hoofdpijn en bij iets hogere concentraties zijn de symptomen duizeligheid, misselijkheid en braken. Bij COHb-concentraties >40% is coma gerapporteerd en bij $\geq 50\%$ kunnen de vergiftigingen letaal zijn. Door de WHO (1987, 1995) is koolmonoxide beoordeeld in het kader van de *Air Quality Guidelines For Europe*. De door de WHO gekozen bovengrens van nog te accepteren COHb-niveaus van 2.5% is een keuze die gezien moet worden als gericht op preventie van enig schadelijk effect, ook bij gevoelige groepen in de bevolking (hartpatiënten). Forse rokers kunnen een COHb-concentratie bereiken van 7-10%.

Tijdsafhankelijke koolmonoxideconcentraties in de lucht die tot deze COHb-concentratie in het bloed (2.5%) leiden zijn door de WHO berekend met behulp van een farmacokinetisch model. De grenswaarden en de bijbehorende middelingstijden zijn zo vastgesteld dat een COHb-gehalte van 2.5% niet wordt overschreden, zelfs wanneer een normaal persoon relatief zwaar werk verricht. De aldus afgeleide

grenswaarden (voor constante CO-concentraties in de lucht) worden opgesomd onder punt 3 beneden.

3. Conclusies

Op basis van een modelmatige benadering zijn door WHO voor koolmonoxide de volgende gezondheidskundige grenswaarden voorgesteld:

- 100 mg/m³ voor 15 minuten
- 60 mg/m³ voor 30 minuten
- 30 mg/m³ voor 1 uur
- 10 mg/m³ voor 8 uur

Deze grenswaarden bieden bescherming zelfs voor de gevoelige groepen in de bevolking, zoals personen met ischemische hartaandoeningen (hartpatiënten).

4. Gebruikte literatuur

RIVM (1997) Koolmonoxide: Toxicologische gegevens ter beoordeling van afgifte door gastoestellen. CSR-Adviesrapport nummer: 5294 (Definitieve versie d.d. December 1997). Auteurs: P.J.C.M. Janssen, M.S. Teunissen & G.J.A. Speijers (RIVM/CSR).

Waterstofchloride

1. Algemeen

Waterstofchloride is een goed in water oplosbaar gas. Bij oplossen in water ontstaat zoutzuur.

De MAC-waarde (grenswaarde geldend voor exposities in arbeidsomstandigheden) voor waterstofchloride is 5 ppm (7.5 mg/m³).

2. Toxicologie

De voornaamste gezondheidseffecten van gasvormig waterstofchloride (inhalatoire blootstelling) zijn irritatie van ogen, huid en ademhalingswegen. De kwantitatieve gegevens over het voorkomen van deze effecten bij de mens zijn relatief schaars en van oudere datum. Het gaat hier om arbeidstoxicologische waarnemingen. Concentraties van 50-100 ppm (75-150 mg/m³) werden niet verdragen door blootgestelde werknemers (kordurende expositie). Een concentratie van 35 ppm (52,5 mg/m³) veroorzaakte keelirritatie bij kordurende expositie. Bij langdurige blootstelling aan concentraties in de orde van grootte van 10 ppm (15 mg/m³) is erosie van het oppervlak van de tanden gerapporteerd. Diverse bronnen vermelden dat concentraties van 5 ppm (7.5 mg/m³) en hoger onmiddellijk irriterend zijn. Deze gegevens geven slechts een onvolledig beeld van de dosis-responsrelatie voor het irriterende effect op slijmvliezen en ademhalingswegen door waterstofchloride. Het niveau zonder effecten (NOAEL) is niet bepaald.

De geur van waterstofchloride wordt omschreven als prikkelend en verstikkend. De geurdrempel (geometrisch gemiddelde van de gerapporteerde waarden) is 0.77 ppm (1.2 mg/m³).

Door Calabrese & Kenyon (1991) is op basis van de het laagste effectniveau (LOAEL) van 5 ppm (7.5 mg/m³) een voorlopige grenswaarde voor de totale

bevolking afgeleid. De gebruikte onzekerheidsfactor in deze afleiding was 50: de factor 10 voor interindividuele variatie (dus ter bescherming van gevoelige groepen in de populatie) en de factor 5 voor het gebruik van een LOAEL in plaats van een NOAEL (dus gebruik van een niveau waarbij nog wel effecten optreden in plaats van een niveau zonder effecten). Aldus werd een voorlopige grenswaarde van 0.1 ppm (0.15 mg/m^3) afgeleid. Deze waarde van 0.15 mg/m^3 is bruikbaar als richtwaarde bij de gezondheidskundige risicoschatting. De betrouwbaarheid van deze richtwaarde is beperkt omdat zij gebaseerd is op relatief weinig gegevens.

3. Conclusies

Inademen van concentraties van 7.5 mg/m^3 en hoger leidt bij de mens tot irritatie van de luchtwegen. Als richtwaarde bij de screening in de gezondheidskundige risicoschatting voor de algemene bevolking kan de waarde van 0.15 mg/m^3 (voorgesteld door Calabrese & Kenyon) gebruikt worden. Deze richtwaarde kan beschouwd worden als beschermend tegen zelfs de meest geringe effecten van waterstofchloride. De betrouwbaarheid van de richtwaarde is echter beperkt omdat zij gebaseerd is op relatief weinig gegevens.

4. Gebruikte literatuur

Calabrese, E.J. & Kenyon, E.M. (1991) Air Toxics and Risk assessment. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.

PAKs (inclusief benzo(a)pyreen)

1. Algemeen

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) zijn een groep van enige honderden stoffen opgebouwd uit een twee of meer benzeenringen. Het vrijkomen van PAK is het gevolg van het gebruik van grondstoffen of producten waarin PAK aanwezig zijn danwel van de vorming van PAK bij verbrandingsprocessen. PAK worden bijvoorbeeld gevormd bij het verhitten van vlees; bekend is dat vooral bij het bereiden van vlees op houtskoolvuur (barbecue) veel PAK gevormd kunnen worden. PAK komen vrij bij het verbranden van olie, gas, kolen, en hout. Uitlaatgassen van dieselauto's bevatten relatief veel PAK en ook cokesovens lozen PAK naar de lucht. Omdat PAK zoveel gebruikt worden en bij veel processen vrijkomen, zijn PAK vrijwel overal aanwezig in het milieu.

Voor de binnenlucht is het stoken van een open haard een belangrijke bron voor PAK. Tabaksrook is een verdere belangrijke bron binnenshuis van blootstelling aan PAK.

De exacte samenstelling van het aanwezige mengsel van PAK is telkens anders (afhankelijk van de aard van de bron), hetgeen van invloed is op de mate waarin de verschillende mengsels kankerverwekkend zijn.

2. Toxicologie

De belangrijkste toxicologische eigenschap van PAK is hun potentie om kanker te veroorzaken. Ze doen dit via een zogenaamd genotoxisch mechanisme, hetgeen impliceert dat elke dosis, hoe gering ook, een zeker risico op kanker met zich meebrengt. De grootte van dit kankerrisico hangt af van de dosis: aangenomen wordt dat er een lineair verband is tussen het kankerrisico en de dosis.

Van lang niet alle individuele stoffen in de gangbare mengsels PAK is aangetoond dat ze kankerverwekkend zijn maar voor de mengsel als geheel (zoals ze voor komen in het milieu) dient er van uit gegaan te worden dat ze dat wel zijn omdat altijd ook kankerverwekkende componenten aanwezig zijn. In epidemiologisch is voor diverse mengsels PAK bewezen dat ze kankerverwekkend zijn bij inademing. Zoals al opgemerkt onder punt 1 verschilt de samenstelling van de verschillende in het milieu voorkomende mengsels PAK en dit verschil leidt tot een verschil in carcinogene potentie van de verschillende mengsels. De voor PAK ontwikkelde kwantitatieve risicoschattingen (zie beneden) zijn daarom in de regel niet meer dan een benadering van het werkelijke risico.

De best onderzochte stof van de PAK is benzo(a)pyreen. Voor deze stof zijn er proefdierexperimenten die eenduidig aantonen dat de stof kankerverwekkend is en er is een vrij gedetailleerd inzicht in het exacte mechanisme waarmee de stof de tumoren induceert. In de risicoschatting voor PAK wordt benzo(a)pyreen vaak als indicatorstof gebruikt. De reden hiervoor is dat er voor deze stof veruit de meeste gegevens (toxicologisch, epidemiologisch) beschikbaar zijn.

De meeste recente beoordeling van PAK voor wat betreft het risico op kanker bij inhalatie, is die van de WHO uit 1995. Het resultaat van deze beoordeling was dat voor benzo(a)pyreen (als indicator voor totaal PAK) het extra risico verbonden aan levenslange expositie aan 0.01 nanogram benzo(a)pyreen/m³ geschat is 1 op 1.000.000. Deze schattingswaarde is identiek aan die van het RIVM uit 1989. Voor de interpretatie van deze risicoschatting is het belangrijk erop te wijzen dat het geschatte kankerrisico geldt voor PAK-totaal (het risico voor PAK-totaal wordt als het ware uitgedrukt als hoeveelheid benzo(a)pyreen).

Zoals gezegd geldt bovenstaand kankerrisico voor levenslange expositie. Met behulp van een schattingsformule ontwikkeld door de Gezondheidsraad kan het risico verbonden aan een eenmalige piekblootstelling aan PAK geschat worden.

3. Conclusie

PAK zijn kankerverwekkend voor de mens bij inademing. Voor het inschatten van het kankerrisico als gevolg van inademen van PAK kan de schatting van de WHO gebruikt worden: voor benzo(a)pyreen (als indicator voor totaal PAK) is het extra risico verbonden aan levenslange expositie aan 0.01 ng/m³ 1 op 1.000.000. Dit risico is weliswaar uitgedrukt als benzo(a)pyreen maar geeft aan het risico voor PAK-totaal. Deze schattingswaarde geldt voor levenslange expositie. Met behulp van een formule ontwikkeld door de Gezondheidsraad kan het risico verbonden aan een eenmalige piekblootstelling aan PAK, geschat worden.

4. Gebruikte literatuur

Gezondheidsraad (1994) Risk assessment of peak exposure to genotoxic carcinogens. Auteurs: H. Verhagen, V.J. Feron & P.W. van Vliet. Gezondheidsraad rapport nummer A94/04. Den Haag, 30 December 1994.

RIVM (1989) Basisdocument PAK. RIVM rapport nr. 758474007 d.d. maart 1989.

WHO (1995) Updating and revision of the air quality guidelines for Europe. Report on a WHO Working Group on Volatile Organic Compounds, Brussels, 2-6 October, 1995. Unedited draft.

Titaan

1. Algemeen

Titaan is een zilvergrijs metaal. Dit metaal komt van nature in de aardkorst voor; het is zelfs het op negen na meest voorkomende element (het maakt ongeveer 0.63% uit van de aardkorst). Een van de vormen waarin het voorkomt is als titaanoxide (TiO_2). Dit laatste is een fel-witte stof die onder andere wordt gebruikt in verf en tandpasta.

Voor TiO_2 staat in de MAC-waardelijst een waarde van 10 mg/m^3 . Voor andere titaanverbindingen is geen MAC-waarde vastgesteld. De waarde van 10 mg/m^3 geldt voor de werking als hinderlijk stof. Aan titaanoxide op zich wordt dus geen toxische werking toegeschreven. Binnen de Werkgroep van Deskundigen (de commissie van experts waarin de gezondheidkundige voorstellen voor MAC-waarden ontwikkeld worden) is echter twijfel gerezen of titaan inderdaad in biologisch opzicht volledig inactief is. Om deze reden geeft men binnen deze commissie er de voorkeur aan voor TiO_2 zich te richten op de fractie respirabel stof. Dit zou leiden tot een waarde van 5 i.p.v. 10 mg/m^3 .

2. Toxicologie

Titaan kan in toxicologisch opzicht als nauwelijks actief worden gekenschetst. In de onderbouwing van de Amerikaanse TLV-waarde (deze waarde is in Nederland overgenomen als MAC-waarde; in Nederland is de stof niet onderworpen aan een volledige arbeidstoxicologische beoordeling) worden resultaten geciteerd van diverse onderzoeken waaruit blijkt dat bij inademing van TiO_2 (als stofdeeltjes), de stof op zich geen toxicologische respons veroorzaakt en dat de nadelige effecten die optraden toegeschreven konden worden aan de werking als inert stof. Op basis van de beschikbare gegevens kan geconcludeerd worden dat de biologische activiteit van titaan en titaanoxide hoe dan ook gering is. Voor een toets op de waarschijnlijkheid van nadelige effecten bij eenmalige exposities (inhalatoir) van één of enkele uren is de waarde van 5 mg/m^3 bruikbaar (dit is de MAC-waarde met een correctie - zie punt 1 boven).

3. Conclusie

Op basis van de beschikbare gegevens kan geconcludeerd worden dat de biologische activiteit van titaan en titaanoxide zeer gering is. Voor een toets op de

waarschijnlijkheid van effecten bij eenmalige exposities (inhalatoir) van één of enkele uren, is de waarde van 5 mg/m^3 bruikbaar.

Cadmium

1. Algemeen

Cadmium wordt gebruikt in allerlei materialen en voor allerlei toepassingen onder andere in verfpigmenten en plastics. Concentraties die gemeten worden in de ons omringende lucht variëren van $1\text{-}5 \text{ ng/m}^3$ op het platteland, $5\text{-}15 \text{ ng/m}^3$ in de stad tot $15\text{-}50 \text{ ng/m}^3$ ter plaatse van industrialiseerde omgeving. In Nederland liggen genoemde waarden meer in het lage gebied. Drinkwater in Nederland bevat in het algemeen cadmiumconcentraties die lager zijn dan $0.1 \text{ }\mu\text{g/liter}$.

De belangrijkste blootstelling aan cadmium vindt, voor personen die niet met cadmium werken of sigaretten roken, plaats via het voedsel. De dagelijkse hoeveelheid cadmium die ingenomen wordt is in niet met cadmium verontreinigde gebieden circa $10\text{-}40 \text{ }\mu\text{g/dag}$ en in verontreinigde gebieden tot enkele honderden $\mu\text{g/dag}$. Flinke rokers hebben alleen van het roken al een dagelijkse blootstelling van $5\text{-}20 \text{ }\mu\text{g/dag}$.

Voor cadmium en anorganische cadmiumverbindingen geldt een MAC-waarde van 0.005 mg/m^3 (8-uurswaarde). Deze waarde is gebaseerd op beoordelingen door de Werkgroep van Deskundigen (de commissie die verantwoordelijk is voor de ontwikkeling van voorstellen voor MAC-waarden) in respectievelijk 1980 en 1995.

2. Toxicologie

Over de toxiciteit van cadmium is erg veel bekend. Cadmium wordt na opname in het lichaam vooral in de lever en nier opgeslagen. De uitscheiding van cadmium gaat vooral via de nieren. Er kan door cadmiumstapeling in de nieren nierschade ontstaan. Deze nierschade ontwikkelt zich meestal als personen gedurende lange tijd aan cadmium hebben blootgestaan, dus na chronische blootstelling. Door het RIVM is in 1988 en voor dit effect een veilige dosis bij levenslange orale expositie (TDI) voorgesteld van $1 \text{ }\mu\text{g/kg}$ lichaamsgewicht/dag. Orale normen voor kortdurende orale expositie zijn ontwikkeld door de US-EPA (Environmental Protection Agency) in 1988. Voor een blootstelling (via het drinkwater) die niet langer duurt dan een dag werd een studie gebruikt waarin in volwassenen zich geen effect voordeed bij 0.043 mg/kg lichaamsgewicht/dag, op basis waarvan een drinkwaternorm 0.043 mg/liter (voor een kind van 10 kg dat een liter water per dag drinkt; toegepaste veiligheidsfactor 10). Uitgedrukt per kg lichaamsgewicht komt deze drinkwaternorm overeen met 0.0043 mg/kg lichaamsgewicht.

Inhalatie van hoge concentraties (van circa 10 mg/m^3 gedurende enige uren) cadmiumoxide kan acute longschade veroorzaken. Bij industriële werknemers die langdurig aan cadmium waren blootgesteld is nierschade gerapporteerd. Dit effect is meegewogen in de beschikbare arbeidstoxicologische beoordelingen voor cadmium. De Nederlandse WGD heeft naast de vastgestelde 8-uurswaarde van 0.005 mg/m^3 geen aparte limiet voor piekbelastingen voorgesteld. De Amerikaanse OSHA (Occupational Safety and Health Administration) daarentegen adviseert een "ceiling" van 0.03 mg/m^3 (geldt voor 15 minuten; deze waarde geldt naast een PEL (permissible exposure limit) van 0.01 mg/m^3). Aangezien de nierschade pas optreedt na langdurige expositie houdt gebruik van de Nederlandse MAC-waarde van 0.005 mg/m^3 (waarvoor gegevens gebruikt werden die betrekking hebben op langdurige

expositie) bij de beoordeling van eenmalige (acute) exposities een aanzienlijke overschatting van het werkelijke risico in. De door de OSHA voorgestelde *ceiling* lijkt hiervoor daarom een betere keuze.

Een mogelijk effect dat zich op de langere termijn voordoet van inhalatie is de inductie van longkanker. Dit is gevonden bij industriële werknemers en door de WHO (kader: herziening van de zgn. Air Quality Guidelines) is in 1994 beoordeeld in hoeverre hiervoor een kwantitatieve risicoschatting mogelijk is. Dit leidde tot de conclusie dat de gegevens daarvoor ontoereikend zijn. De enige indicatie die door de desbetreffende groep experts werd gegeven is dat het laagste niveau dat bij levenslange expositie tot een verhoogd kankerrisico leidt, rond de $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ligt.

Dermale gegevens zijn uiterst schaars. Cadmiumchloride veroorzaakte bij eenmalige dermale applicatie bij de mens huidirritatie bij 2%, iets wat niet optrad bij 1%. Dezelfde verbinding bleek niet sensibiliserend in een test bij cavia's. Absorptie via de huid is zeer beperkt. In proefdieren bleef de absorptie in het algemeen onder de 1% van de aangebrachte dosis.

3. Conclusie

Cadmium geeft met name na langdurige (chronische) blootstelling effecten. Alleen bij blootstelling aan zeer hoge concentraties (10 mg/m³ en hoger) kunnen acute longeffecten verwacht worden. Voor een eerste screening op mogelijke gezondheidseffecten na inhalatoire expositie kan de Nederlandse MAC-waarde van 0.005 mg/m³ gebruikt worden. Specifiek voor eenmalige kortdurende inhalatoire expositie (gedurende een of enkele uren) kan de Amerikaanse *ceiling*-waarde van 0.03 mg/m³ gebruikt worden. Voor wat betreft de carcinogene potentie van cadmium kan als zeer ruwe benadering vergeleken worden met het laagste niveau dat bij levenslange expositie tot een verhoogd kankerrisico leidt: $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor screening op mogelijke effecten als gevolg van eenmalige orale expositie is de eendagswaarde van 0.0043 mg/kg lichaamsgewicht (voorgesteld door de US-EPA) het meest geschikt. Voor de dermale route zijn er zeer weinig gegevens; deze wijzen niet op grote dermale toxiciteit.

4. Gebruikte Literatuur

ATSDR (1997) Toxicological Profile for Cadmium. Agency of Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health & Human Services. Draft for Public Comments.

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 1994, 4th Ed.

Metal Toxicology. Goyer EA, Klaassen CD, Waalkes MP. 1995.

IPCS, Environmental Health Criteria 135: Cadmium-Environmental Aspects. 1992.

RIVM (1991) Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM-rapport nr. 725201005 d.d. februari 1991.

WHO (1994) Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Report of the Working Group on Inorganic Materials, Düsseldorf, Germany, 24-27 October 1994. Unedited draft report.

Antimoon (Sb)

1. Algemeen

Antimoon (Sb) is een op arseen lijkend element. Antimoonverbindingen worden toegepast als brandvertrager en katalysator en legeringen. Als brandvertrager wordt het gebruikt in tapijten en matrassen. De in Nederland in de buitenlucht gemeten concentraties liggen in het bereik van de nanogrammen/m³.

Voor antimoon en -verbindingen geldt in Nederland een MAC-waarde van 0.5 mg/m³ (8-uurgemiddelde; geen piekwaarde voor 15 minuten vastgesteld).

2. Toxicologie

De orale toxiciteit van antimoon is onder andere beoordeeld door de WHO in 1996. Dit leidde tot een TDI (veilige waarde voor levenslange orale blootstelling) van 0.86 µg/kg lichaamsgewicht/dag. Grenswaarden voor exposities van kortere duur zijn beter geschikt (dan de TDI) voor het screenen op mogelijke gezondheidseffecten bij eenmalige orale blootstelling. Een evaluatie speciaal gericht op de afleiding van een dergelijke acute grenswaarde, uitgevoerd door de US-EPA (Environmental Protection Agency), liet zien dat daarvoor geen geschikte toxicologische gegevens beschikbaar zijn. Voor kortdurende orale blootstelling (enkele weken tot enkele jaren) is ten behoeve van de Duitse overheid een grenswaarde van 5 µg/kg lichaamsgewicht/dag afgeleid.

Voor de inhalatoire route is door het RIVM in 1992 een indicatieve grenswaarde afgeleid van 3.2 µg/m³. Deze indicatieve grenswaarde geldt voor levenslange expositie. Een inhalatoire grens- of richtwaarde voor acute blootstelling ontbreekt (geen geschikte data beschikbaar). Ten behoeve van de Duitse overheid is een inhalatoire grenswaarde voor kortdurende expositie (enkele weken tot jaren) voorgesteld van 25 µg/m³.

Na inhalatoire blootstelling aan antimoonverbindingen kan zich respiratoire allergie voordoen. De dosis-responsgegevens t.a.v. dit effect zijn uiterst schaars. Gerapporteerde effectniveaus liggen in de mg/m³-range (niveau zonder effecten onbekend). Voor irritatie van de slijmvliezen na inhalatie zijn voor antimoonverbindingen effectniveaus gerapporteerd van ≥0,40 mg/m³ (no-effect-niveau niet bekend).

Calabrese & Kenyon (1991) gaan er voorzichtigheidshalve vooralsnog van uit dat alle antimoonverbindingen carcinogeen zijn (de beperkte gegevens zijn niet geheel eenduidig). Zij hebben een kankerrisicoschatting uitgevoerd m.b.v. het *linearised multistage model*, hetgeen een *unit risk* van 6.69 x 10⁻³ per µg/m³ opleverde. Dit risiconiveau geldt voor levenslange blootstelling. Gebruikmakend van de door de Gezondheidsraad (1994) voorgestelde schattingsmethode voor piekbelastingen aan carcinogenen kan berekend worden wat het kankerrisico is voor een piekbelasting met een duur tot 24 uur.

Voor de dermale route zijn de toxicologische gegevens beperkt tot de bevinding dat zeer hoge concentraties antimoonverbindingen irriterend werken op de huid.

3. Conclusies

Voor een eerste screening op mogelijke effecten na kortdurende orale blootstelling aan antimoon is de grenswaarde van 5 µg/kg lichaamsgewicht/dag, geldend voor periodes van maximaal enkele jaren, bruikbaar. Het hanteren van deze waarde houdt echter een duidelijke overschatting in van het werkelijke risico wanneer de

blootstelling slechts eenmalig is. Voor de inhalatoire kan de grenswaarde van 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, eveneens geldend voor expositieperiodes van maximaal enkele jaren, gebruikt worden als eerste ruwe screeningswaarde. Ook hier geldt dat het hanteren van deze waarde een duidelijke overschatting van het werkelijke risico inhoudt wanneer de blootstelling slechts eenmalig is. Een toets specifiek op de kans op het ontstaan van respiratoire allergie kan uitgevoerd worden met behulp van het laagste bekende effectniveau van 0.40 mg/m^3 (no-effect-niveau niet bekend). Voor de dermale route zijn geen gegevens die erop wijzen dat antimoonverbindingen een hoge dermale toxiciteit bezitten. Voor de screening met betrekking tot de mogelijke kankerverwekkendheid van antimoonverbindingen kan de schatting van Calabrese & Kenyon (zie boven) gebruikt worden.

4. Gebruikte literatuur

Calabrese E.J. & Kenyon, E.M. (1991) Air Toxics and Risk Assessment. Chelsea (USA, Michigan), Lewis Publishers Inc.

Hassauer, M., F. Kalberlah, J. Oltmans & K. Schneider (1992) Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten - Zusammenfassung. Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH (FoBiG), Freiburg im Breisgau, Duitsland.

RIVM (1992) Exploratory report antimony and antimony compounds. RIVM-rapport nr. 71001020.

RIVM (1994) Aandachtsstoffen in het Nederlandse Milieubeleid. RIVM-rapport nr. 601014006.

US-EPA (1993) Health Advisories for Drinking Water Contaminants. Lewis Publishers Inc. 1993.

WHO (1996) Guidelines for Drinking Water Quality- Volume 2: Health Criteria and Other Supporting Information, Chapter 2: Chemical Aspects.

Nikkel (Ni)

1. Algemeen

Nikkel is een metaal met vele toepassingen. De consument komt met nikkel in contact onder andere door het dragen van sieraden.

De MAC-waarde voor nikkel (wateroplosbare verbindingen) is 0.1 mg/m^3 . Deze waarde geldt alleen voor de niet-kankerverwekkende nikkelverbindingen.

2. Toxicologie

Voor nikkel is de chronische orale grenswaarde (TDI) 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag. Deze grenswaarde geldt voor levenslange orale expositie. Door de US-EPA (Environmental Protection Agency) is een zgn. *Ten-day Health Advisory* (orale grenswaarde voor exposities met duur tot 14 dagen) afgeleid van 1 mg/liter drinkwater (berekend voor een kind van 10 kg), hetgeen inhoudt een toelaatbare inname van 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag.

Voor de inhalatoire route is door het RIVM (beoordeling uit 1992) geen chronische grenswaarde afgeleid vanwege de carcinogeniteit van nikkelverbindingen (zie beneden). Inhalatoire grenswaarden voor kortere duur ter beoordeling van niet-carcinogene eindpunten zijn alleen afgeleid voor blootstellingen van enkele weken tot enkele jaren (*intermediate exposure*). De US-ATDSR noemt in haar document een NOAEL van $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ uit een inhalatoire 13-wekenproef in ratten (expositie 6 uur/dag, 5 dagen/week). De LOAEL in deze proef was $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kritisch effect: chronische ontsteking in de longen). Deze waarden zijn bruikbaar voor toetsing op niet-carcinogene effecten bij inhalatoire blootstelling over een periode van meerdere weken. Nikkel kan bij inademing allergie veroorzaken. Het is bekend dat dit zich kan voordoen onder arbeidsomstandigheden. Bij de vaststelling van de MAC-waarde (van $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$) is rekening gehouden met dit effect zodat het zich bij gezonde personen (werknemers) niet zal voordoen bij concentraties $\leq 0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Voor de inhalatoire route is er op basis van epidemiologische gegevens voldoende bewijs dat nikkelverbindingen een carcinogene werking hebben bij de mens. Het bewijsmateriaal hiervoor komt uit arbeidstoxicologische studies. Het mechanisme voor deze carcinogene werking is niet precies duidelijk en het is niet zeker of er sprake is van een *threshold*-werking danwel een *non-threshold* werking. Gegeven deze onzekerheid werd door het RIVM in 1992 lineaire extrapolatie (*non-threshold* benadering) gekozen. Door de WHO is in 1994 een *unit risk* geschat van ongeveer 9.6×10^{-4} per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit risiconiveau geldt voor levenslange blootstelling. Gebruikmakend van de door de Gezondheidsraad (1994) voorgestelde schattingsmethode voor piekbelastingen kan het kankerrisico voor piekconcentraties geschat worden.

3. Conclusie:

Nikkel zijn kankerverwekkend bij de mens bij inademing. Kwantificering van het kankerrisico is mogelijk met behulp van het door de WHO in 1994 gepresenteerde *unit risk* van ongeveer 9.6×10^{-4} per $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dit risiconiveau geldt voor levenslange blootstelling. Gebruikmakend van een voorgestelde schattingsmethode voor piekbelastingen kan het kankerrisico voor piekconcentraties geschat worden. Voor screening ter vaststelling van de waarschijnlijkheid van andere inhalatoire toxische effecten (dan kanker) bij kortdurende eenmalige blootstelling kan de MAC-waarde van $0.1 \text{ mg}/\text{m}^3$ gebruikt worden.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1997) Toxicological profile for Nickel (Update). Agency for Toxic Substances and Disease Registry - U.S. Public Health Service, report d.d. september 1997.

Gezondheidsraad (1994) Risk assessment of peak exposure to genotoxic carcinogens. Auteurs: H. Verhagen, V.J. Feron & P.W. van Vliet. Gezondheidsraad rapport nummer A94/04. Den Haag, 30 December 1994.

RIVM (1996) Toxicologische beoordeling van lozing van katalysator door Shell - vraag RIMZH (dhr. van der Veen). RIVM/ACT ad hoc-advies uitgebracht door P. Janssen & G. Speijers (RIVM/ACT) t.b.v. RIVM/IEM, d.d. 6 maart 1996.

WGD (1985) Rapport inzake grenswaarde Nikkelverbindingen. Ra 3/85. Werkgroep van Deskundigen van de Nationale MAC-commissie.

WHO (1994) Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe. Report from the WHO Working Group on Inorganic Air Pollutants, Düsseldorf, Germany, 24-27 October 1994. Unedited draft report.

Kerosine

1. Algemeen

Kerosine is een lichtgeel vloeibaar aardolieproduct. De exacte samenstelling is variabel afhankelijk van de samenstelling van de aardolie waaruit het gemaakt is. De voornaamste componenten zijn lineaire en vertakte alkanen en cycloalkanen (samen ruwweg 80% van het mengsel) en aromatisch componenten waarvan alkylbenzenen de belangrijkste zijn. Het mengsel is zeer vluchtig (dampdruk: 276-3400 Pa bij 21 ° C). De conversiefactor voor de omrekening van ppm in lucht naar mg/m³ is: 1 ppm = 7 mg/m³.

Voor kerosine is er geen Nederlandse MAC-waarde. In het recente document van de ATSDR wordt een TWA (8-uurswaarde) van 100 mg/m³ opgevoerd voor beroepsmatige expositie aan kerosine (waarde voorgesteld door de Amerikaanse NIOSH). De onderbouwing van deze waarde kan niet geverifieerd worden omdat verdere informatie ontbreekt.

2. Toxicologie

Voor kerosine zijn er bijna geen orale toxiciteitsgegevens. Op basis van de resultaten van acuut oraal toxiciteitsonderzoek in proefdieren (LD₅₀-bepalingen) is kerosine als weinig toxisch te beschouwen (sterfte pas bij ongeveer 10000 mg/kg lichaamsgewicht). Daarnaast staan er in de literatuur enkele *case studies* van accidentele intoxicaties. Op basis daarvan werd geschat dat voor zeer jonge kinderen 1900 mg/kg lichaamsgewicht dodelijk zou kunnen zijn (schatting van de blootstelling onbetrouwbaar, zoals altijd in dergelijke gevallen). Een andere onderzoeker rapporteert dat kinderen (leeftijd 10 maanden tot 5 jaar) doseringen van 120 tot 870 mg/kg lichaamsgewicht overleefden. Deze gegevens zijn onvoldoende voor het afleiden van een enigszins betrouwbare gezondheidkundige advies- of grenswaarde (veilige dosis).

Contact van onverdund kerosine met de huid leidt tot ontvetting van de huid, hetgeen kan leiden tot huidirritatie en dermatitis. Bij welke verdunningsgraad zich geen irriterend effect meer voordoet is niet bekend. Het mengsel penetreert door de huid getuige de toxische effecten die zijn waargenomen na dermale applicatie van hoge concentraties kerosine. In enkele proefdierstudies zijn aanwijzingen gevonden dat kerosine bij dermaal contact zwak sensibiliserend kan werken.

De letale concentratie bij inademing van kerosine met 4 uur blootstelling is groter dan 5000 mg/m³ (onderzoek in ratten). In een vrijwilligersproef uit 1976 werd bij inhalatoire expositie aan 140 mg/m³ gedurende 15 minuten geen irritatie van de keel waargenomen. Verdere bruikbare gegevens over de effecten bij mensen ontbreken. In proefdieren (konijnen, cavia's) werd bronchoconstrictie waargenomen na inhalatie van zeer hoge concentraties (≥ 20400 mg/m³) gedurende enkele minuten. In subacute inhalatiestudies in ratten (duur 7-56 dagen) werd verhoogde permeabiliteit van het alveolaire epitheel waargenomen bij ≥ 497 mg/m³; pathologische beschadiging van de luchtwegen trad op bij 950 mg/m³.

Voor wat betreft toxische effecten in inwendige organen (systemische effecten) na inhalatie zijn er een aantal studies in proefdieren met subacute/semichronische toediening. Dit zijn meest beperkte studies. Kerosine kan bij expositie aan hoge doseringen levercelbeschadiging geven. Door de US-ATSDR is op basis van een LOAEL (laagste gerapporteerde effectniveau) van 150 mg/m³ uit een 90-dagenproef in muizen waarin levereffecten werden gevonden, een zogenaamde *intermediate Minimal Risk Level* afgeleid van 3 mg/m³. Deze waarde is te beschouwen als gezondheidkundige screeningswaarde voor inhalatoire blootstellingen met een duur tot 1 jaar (expositieniveaus die onder of rond deze waarde liggen zijn zonder verder onderzoek al te karakteriseren als niet-problematisch).

3. Conclusies:

De acute orale toxiciteitsgegevens voor kerosine wijzen op geringe toxiciteit via die route. De gegevens zijn onvoldoende voor het afleiden van grens- of advieswaarden voor die route. Ook dermaal zijn de beschikbare gegevens te beperkt voor een kwantificering van de toxiciteit (opgave van een veilige concentratie). Desalniettemin wijzen de dermale data erop dat toxische effecten zich alleen bij hoge concentraties zullen voordoen, iets dat zeker zal gelden voor eenmalig contact. Voor de inhalatoire route is het gebruik van de grenswaarde van 3 mg/m³ die bedoeld is voor blootstellingen over langere duur (tot 1 jaar) voor exposities die veel korter duren (bv. enige dagen) sterk risico-overschattend. De TLV-waarde van 100 mg/m³ is bij dergelijke korte exposities een bruikbaar alternatief.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1996) Toxicological profile for Jet Fuels (JP-5 and JP-8). US Department of Health & Human Services, Public Health Service, Agency of Toxic Substances and Disease Registry. Draft for Public Comment, d.d. augustus 1996.

MAC-waardelijst 1997-1998.

Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 4th Edition, pp. 1410-1414.

Tributylfosfaat

1. Algemeen

Tributylfosfaat is een kleurloze vloeistof. Het kent een aantal industriële toepassingen. De voornaamste toepassing is echter als vuurbestendige hydraulische vloeistof in vliegtuigen.

De Nederlands MAC-waarde bedraagt 5 mg/m³ (8-uurswaarde).

2. Toxicologie

De toxicologie van tributylfosfaat werd in 1991 beoordeeld door de WHO. Door het RIVM is de stof nooit eerder beoordeeld. Er zijn geen toxicologische grens- of richtwaarden afgeleid (behalve de bovengenoemde MAC-waarde). Met de stof zijn diverse orale toxiciteitstudies in proefdieren uitgevoerd met een duur variërend van 14 dagen tot 13 weken. In het document opgesteld door de WHO staat een 14-dagen studie in ratten met een NOAEL (niveau zonder nadelige effecten) van 137 mg/kg lichaamsgewicht/dag (LOAEL 410 mg/kg lichaamsgewicht/dag; effect op zaadepitheel

en lever). Voor een beoordeling van kortdurende blootstellingen (dagen-weken) kan deze NOAEL kan vergeleken worden met het blootstellingsniveau. In een studie van langere duur (nl. 90 dagen), ook uitgevoerd in ratten, werd een NOAEL gevonden van 200 mg/kg voer (ongeveer 10 mg/kg lichaamsgewicht/dag); de LOAEL in deze studie was 1000 mg/kg voer (50 mg/kg lichaamsgewicht/dag).

Inhalatiegegevens zijn uiterst schaars. De LC_{50} in ratten bij 6 uur inhalatie bedraagt 1359 mg/m^3 . In katten is dit bij 4-5 uur inhalatie 2500 mg/m^3 . In de documentatie t.b.v. de afleiding van de TLV-waarde door de Amerikaanse ACGIH staat vermeld dat 15 mg/m^3 bij werknemers misselijkheid en hoofdpijn veroorzaakte. Verdere data ontbreken.

3. Conclusie

Voor een toets op mogelijke orale effecten bij blootstellingen die niet langer duren dan enkele dagen tot enkele weken kan vergeleken worden met de NOAEL van 137 mg/kg lichaamsgewicht/dag. Bij orale exposities die langer duren kan vergeleken worden met de NOAEL van 10 mg/kg lichaamsgewicht/dag.

4. Gebruikte literatuur

ACGIH (1986) Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices - 5th edition.

WHO (1991) Environmental Health Criteria 112:Tri-n-butyl Phosphate. World Health Organization, International Programme of Chemical Safety.

Waterstofcyanide (HCN)

1. Algemeen

Waterstofcyanide (HCN; synoniem: blauwzuur) is een kleurloos gas. Het is een snel werkend vergif dat onder andere wordt gebruikt als rodenticide.

De MAC-waarde voor waterstofcyanide bedraagt 11 mg/m^3 (8-uurswaarde).

2. Toxicologie

De toxische werking van HCN berust op inhibitie van cytochroom-c-oxidase in de ademhalingsketen. Bij mensen kan inademing van een concentratie van 200 mg/m^3 gedurende 10 minuten een fatale intoxicatie geven, terwijl na eenmalige toediening van 1 mg/m^3 geen nadelige effecten gerapporteerd zijn. Bij concentraties van 5 tot 50 mg/m^3 doen zich na enkele uren onder andere hoofdpijn, duizeligheid en misselijkheid voor. Onder beroepsomstandigheden deden zich bij 7 tot 14 mg/m^3 nog lichte effecten voor bij werknemers. Bij 0.02 tot 2 mg/m^3 werden dergelijke effecten niet gevonden.

3. Conclusie

Voor een eerste beoordeling van kortdurende blootstelling (eenmalig, enkele uren) kunnen bovenstaande dosis-responsgegevens gebruikt worden. Grofweg wijzen die uit bij concentraties beneden $1 \text{ à } 2 \text{ mg/m}^3$ geen acute effecten te verwachten zijn.

4. Gebruikte literatuur

ATSDR (1997) Toxicological profile for Cyanide (Update). Rapport d.d. september 1997. USA, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta.

RIVM (1987) Methylbromide, waterstofcyanide, fosforwaterstof en ethyleenoxide - Vergelijking van de toxicologie van vier voor gebruik in de voorraadbescherming in aanmerking komende gassen. RIVM/ACT, rapport d.d. 9 januari 1987.

Aluminiumoxide

1. Algemeen/fysisch-chemisch

Aluminiumoxide (Al_2O_3) komt van nature voor in de aardkorst. Het is een bestanddeel van sommige gesteenten. Zo bevat bauxiet 40 tot 60% aluminiumoxide. In sommige landen worden mineralen die rijk zijn aan aluminiumoxide wel gebruikt als voedingssupplementen. Zuiver aluminiumoxide is een wit kristallijn poeder dat niet oplosbaar is in water.

Voor aluminiumoxide geldt een MAC-waarde (8-uursgemiddelde) van 10 mg/m^3 (uitgedrukt als Al_2O_3). Deze waarde geldt voor blootstelling aan stofdeeltjes waarin aluminiumoxide aanwezig is en is gebaseerd op het nadelige effect van de inerte stofdeeltjes (aluminiumoxide 'an sich' wordt niet beschouwd als schadelijk).

2. Toxicologie

Net zoals de meeste andere anorganische aluminiumverbindingen is aluminiumoxide via de orale route weinig toxisch. Aluminiumverbindingen worden in het maagdarmkanaal slechts voor een zeer gering deel opgenomen in het lichaam (geschat absorptiepercentage: 1%). Door de WHO/JECFA is in 1988 voor orale blootstelling aan aluminium via het voedsel een *provisional tolerable weekly intake* (PTWI) van 7 mg/kg lichaamsgewicht (uitgedrukt als Al) voorgesteld. Deze waarde is gebaseerd op het resultaat van een hondenproef waarin bij 3% natriumaluminiumfosfaat in het voer geen nadelig effect werd waargenomen (proefduur 189 dagen). Omgerekend naar aluminiumoxide komt de PTWI overeen met 13 mg/kg lichaamsgewicht/week (uitgedrukt als Al_2O_3). Voor een volwassene van 70 kg komt dit overeen met ongeveer $140 \text{ mg Al}_2\text{O}_3/\text{dag}$.

Voor de inhalatoire en dermale routes zijn er geen aanwijzingen dat aluminiumoxide nadelige effecten veroorzaakt. Na inhalatie van aluminiumverbindingen doen zich bij hoge concentraties weliswaar effecten voor zoals longirritatie, hoesten, piepend ademhalen maar dit zijn de gebruikelijke symptomen die worden waargenomen bij expositie aan stofdeeltjes (geen effect van aluminiumoxide). Voor de dermale route zijn er geen gegevens maar gezien de aard van de stof worden voor deze route op voorhand geen nadelige effecten verwacht.

3. Conclusies:

Aluminiumoxide is weinig giftig. Dit geldt voor alle drie de expositieroutes: oraal, inhalatoir en dermaal. Voor een ruwe eerste screening op de waarschijnlijkheid van effecten bij orale inname kan de PTWI van de WHO gebruikt worden (deze komt overeen met $140 \text{ mg Al}_2\text{O}_3/\text{dag}$). Voor de inhalatoire route kan in eerste instantie

getoetst worden aan de hand van de MAC-waarde van 10 mg Al₂O₃/m³. Bij dermaal contact worden geen effecten verwacht.

3. Gebruikte literatuur

ATSDR (1997) Toxicological Profile for Aluminium. Agency of Toxic Substances and Disease Registry, US Department of Health & Human Services.

Janssen, P. & G. Speijers (1998) Ad hoc-advies aan dhr. Bragt (VWS/IGB) inzake aluminium in voedingssupplementen. RIVM/CSR. (Ad hoc-advies via e-mail)

MAC-waardelijst 1997-1998.

WHO/JECFA (1988) Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additives Series no. 24. WHO, Geneva.

WHO (1996) Guidelines for Drinking-Water Quality. Second edition - volume 2. WHO, Geneva, 1996.

WHO (1998) Guidelines for Drinking-Water Quality. Second edition - volume 2: addendum to volume 2. WHO, Geneva, 1998.

Bijlage 6

Toxicologische beoordelingen

Bijlage 6

Toxicologische beoordelingen

In het onderstaande wordt, op basis van de voor de brand berekende omgevingsconcentraties, de toxicologische beoordeling gegeven voor de individuele stoffen. Deze beoordeling is gebaseerd op de informatie die is opgenomen in bijlage 5.

Voor **wolframcarbide** is de berekende concentratie in de lucht 1.82 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor deze stof blijkt dat wolframcarbide weinig giftig is (oraal, inhalatoir, dermaal). De hoeveelheid toxicologische gegevens is beperkt, reden waarom we voor een grove eerste screening ter bepaling van de waarschijnlijkheid van nadelige effecten als gevolg van inhalatoire blootstelling, de MAC-waarde gebruiken van 5 mg/m^3 . (Overigens is niet duidelijk in hoeverre deze MAC gezondheidskundig onderbouwd is.) De geschatte concentratie in de lucht blijft beneden deze MAC-waarde. Dit rechtvaardigt de conclusie dat het optreden van gezondheidseffecten als gevolg van inademing van wolframcarbide tijdens de brand, zeer onwaarschijnlijk geacht moet worden.

Voor **dimethylmethylfosfaat** (DMMP) is de berekende concentratie in lucht 1.39 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor deze stof blijkt dat er maar zeer weinig inhalatoire toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Uit orale toxiciteitsstudies blijkt dat de giftigheid van deze stof bij acute expositie relatief gering is. De orale toxicologische advieswaarden (bedoeld voor drinkwater), afgeleid door de US-EPA (Environmental Protection Agency) kunnen gebruikt worden bij de eerste screening op mogelijke gezondheidseffecten. Deze geadviseerde drinkwaterconcentraties komen overeen met 2 mg/dag voor een kind van 10 kg en 12 mg/dag voor een volwassene van 70 kg . De voor de brand berekende concentratie in de lucht (1.39 mg/m^3) leidt maximaal – bij volledige opname in het bloed – tot een opname van ongeveer 2 mg per persoon. Dit niveau ligt ruim beneden de veilige dosis van 12 mg per dag, hetgeen leidt tot de conclusie dat er geen nadelige effecten te verwachten zijn onder de blootstellingsomstandigheden die heersten bij de brand.

Voor **fosforzuur** is de berekende concentratie in de lucht op basis van het verbranden van DMMP 1.09 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor deze stof blijkt dat fosforzuur bij inhalatoire blootstelling, irritatie van de luchtwegen en hoesten veroorzaakt. Screening op de kans op dergelijke effecten met behulp van de MAC-waarde van 1 mg/m^3 laat zien dat de voor de brand berekende concentratie in lucht de toetsingswaarde niet noemenswaard overschrijdt en er dus geen effecten te verwachten zijn.

Zoals elders (bijlage 4) uiteen is gezet, is het aannemelijk dat de fosforzuurconcentratie hoger geweest is dan deze waarde. Wanneer dat inderdaad zo is, dan zijn effecten als irritatie van ogen, luchtwegen en hoesten, tijdens en direct na de brand, waarschijnlijk. Van deze effecten worden op de langere termijn geen nadelige gevolgen verwacht.

Voor **fosforpentoxide** is de berekende concentratie op basis van het verbranden van DMMP in de lucht 0.79 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor fosforpentoxide blijkt dat er voor deze stof weinig toxicologische gegevens zijn. De door ons berekende concentratie bevindt zich beneden de MAC-waarde van 1 mg/m^3 . De gezondheidskundige onderbouwing van deze waarde is overigens niet duidelijk. Ook voor deze fosforverbinding geldt dat de werkelijke blootstelling hoger geweest zou kunnen zijn. Effecten als gevolg van blootstelling aan fosforpentoxide lijken dan ook aannemelijk. Het gaat dan opnieuw om irritatie van ogen en luchtwegen. Wat hierboven is gezegd over lange termijn effecten, geldt ook hier.

Voor **fosfine** is de berekende concentratie in de lucht 0.38 mg/m^3 . Zoals vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof, is fosfine een giftig gas (het wordt gebruikt als bestrijdingsmiddel). De berekende concentratie van 0.38 mg/m^3 is weliswaar boven de voorgestelde grenswaarde van 0.02 mg/m^3 (screeningswaarde ten behoeve van preventieve risicoschatting voor exposities tot maximaal 24 uur) maar ligt ruim beneden de “geen-effectconcentratie” bij de mens van 3.3 mg/m^3 voor acute exposities met een duur van niet meer dan enkele uren. Dit leidt tot de conclusie dat er bij de berekende (en gemaximaliseerde, zie bijlage 4) fosfineconcentratie, geen gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Voor **Cr(VI)** (zeswaardig chroom) is de berekende concentratie in de lucht 0.086 mg/m^3 . Zoals vermeld in het toxicologische profiel voor zinkchromaat, is Cr(VI) kankerverwekkend bij inhalatie. Het extra kankerrisico hiervoor bedraagt, bij levenslange inhalatoire expositie aan $0.025 \text{ nanogram/m}^3$, 1 op de 1.000.000. Het kankerrisico bij eenmalige expositie kan op basis hiervan geschat worden met behulp van een door de Gezondheidsraad voorgestelde schattingsformule. Het resultaat is dat bij de voor brand berekende concentratie Cr(VI), het extra kankerrisico ongeveer 1 op 10.000 (1 geval per 10.000 blootgestelden). Dit extra risico komt overeen met het zgn. Maximaal Toelaatbare Risico (MTR), dat in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt.

Cr(VI) kan tevens bij inhalatie overgevoeligheid (op astma gelijkende symptomen) veroorzaken. Deze effecten zijn bij werknemers waargenomen bij concentraties vanaf $2 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (arbeids-exposities gedurende periodes tot 1 jaar). Of en bij welke niveaus dit effect zich bij eenmalige expositie voordoet is niet bekend. Of een dergelijk effect zou kunnen optreden bij eenmalige expositie gedurende 1 uur aan $86 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (de bij de brand geschatte blootstelling) is niet met zekerheid te zeggen.

Voor **waterstoffluoride (HF)** is de berekende concentratie in de lucht 0.04 mg/m^3 . Zoals vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof is, voor HF het kritische effect bij acute expositie de irriterende werking op huid en luchtwegen. Vergelijking met de door de WHO geadviseerde indicatieve 1-uurswaarden van 0.6 mg/m^3 (beschermend tegen respiratoire effecten) en 1.6 mg/m^3 (beschermend tegen ernstige effecten, een soort *emergency*-waarde), laat zien dat er geen schadelijke effecten te verwachten zijn bij de voor de brand berekende concentratie.

Voor **morfolinesalicylaat** is de berekende concentratie in de lucht 7.11 mg/m^3 . Zoals vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof, wordt morfolinesalicylaat gebruikt als geneesmiddel (salicylzuur is de werkzame stof in aspirine). De toxiciteit van morfolinesalicylaat is beperkt: alleen bij ingestie van meer dan 50 mg/kg kunnen verschijnselen van een salicylaatintoxicatie verwacht worden. Een dergelijke dosis zal door omstanders van de brand niet opgenomen zijn (inademen van 7.11 mg/m^3 gedurende een uur leidt in het ergste geval tot een blootstelling die ordes van grootte lager ligt). Voor de inhalatoire route is blootstelling aan morfoline (gevormd door verhitting van morfolinesalicylaat) van belang. Morfoline werkt irriterend op de luchtwegen bij inademing. Vergelijking met de MAC-waarde van 70 mg/m^3 laat zien dat de voor de brand berekende concentratie ruim beneden de MAC-waarde blijft en dus geen risico vormt.

Voor **koolmonoxide (CO)** is de berekende concentratie in de lucht 64.2 mg/m^3 . Zoals ook vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof is koolmonoxide een stof die bij alle verbrandingsprocessen vrijkomt. In het spitsverkeer in steden kunnen zich concentraties voordoen die net zo hoog zijn als de berekende waarde voor Bijlmerbrand. De toxische werking van koolmonoxide hangt samen met de binding aan hemoglobine (vorming van COHb). Bij een COHb-niveau in het bloed van ongeveer 10% veroorzaakt koolmonoxide hoofdpijn en bij iets

hogere concentraties zijn de symptomen duizeligheid, misselijkheid en braken. Bij COHb-concentraties > 40% is coma gerapporteerd en bij $\geq 50\%$ kunnen vergiftigingen letaal zijn. Door de WHO zijn gezondheidkundige advieswaarden voorgesteld. Vergelijking daarmee laat zien dat de berekende concentratie van 64.2 mg/m^3 , de advieswaarde van de WHO (1-uurswaarde) overschrijdt. Bij het opstellen van de advieswaarden heeft de WHO als bovengrens gekozen, de nog te accepteren COHb-niveaus van 2.5%. Dit is een keuze die bezien moet worden als gericht op preventie van enig schadelijk effect, ook bij gevoelige groepen in de bevolking (hartpatiënten). Bij de voor de brand berekende concentratie van 64.2 mg/m^3 kunnen zich bij specifieke gevoelige personen als hartpatiënten gezondheidsklachten hebben voorgedaan. Echte koolmonoxide-intoxicatie met de bovenbeschreven symptomatologie is bij een dergelijke concentratie niet te verwachten; hiervoor zouden veel hogere concentraties nodig zijn geweest.

Voor **waterstofchloride (HCl)** is de berekende concentratie in de lucht circa 25 mg/m^3 . Zoals ook vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof, zijn de voornaamste gezondheidseffecten van gasvormig waterstofchloride, irritatie van ogen, huid en ademhalingswegen. De geur van waterstofchloride wordt omschreven als prikkelend en verstikkend; de geur is waarneembaar vanaf een concentratie van 1.2 mg/m^3 . Inademen van concentraties van 7.5 mg/m^3 en hoger leidt bij de mens tot irritatie van de luchtwegen. Vergelijking van deze concentratie met de voor de brand berekende concentratie van 25 mg/m^3 maakt duidelijk dat irritatieverschijnselen te verwachten zijn. Van dergelijke effecten worden op langere termijn geen nadelige gevolgen verwacht.

Voor **PAK-totaal** is de berekende concentratie in de lucht 0.05 mg/m^3 . Voor **benzo(a)pyreen** is dit 0.002 mg/m^3 . De PAKs, inclusief benzo(a)pyreen, zijn kankerverwekkend bij inademing. In kwantitatieve schattingen van het kankerrisico wordt meestal uitgegaan van benzo(a)pyreen als indicatorstof. De reden hiervoor is dat deze stof veruit de meest potente is van de PAKs. Voor benzo(a)pyreen – als indicatorstof voor PAK's – is het extra risico verbonden aan levenslange expositie aan 0.01 ng/m^3 1 op 1.000.000 (schatting door de WHO uit 1995). Met behulp van een schattingsformule ontwikkeld door de Gezondheidsraad kan het risico verbonden aan een eenmalige piekblootstelling van 0.002 mg/m^3 berekend worden. Dit levert een risico op van 6 op 1.000.000. De manier waarop de bovengenoemde risicoschatting voor benzo(a)pyreen is opgesteld leidt ertoe dat dit tevens het extra kankerrisico is voor PAK-totaal. Dit extra risico voor PAK-totaal (6 op 1.000.000) valt binnen de grens van het zgn. Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) dat in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt.

Voor **titaan (Ti)** is de berekende concentratie in de lucht 0.47 mg/m^3 . Zoals vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof is titaan biologisch weinig actief. Desondanks¹ wordt gebruik gemaakt van de MAC-waarde van 5 mg/m^3 (voor TiO_2). Vergelijking van de bij de brand berekende concentratie, met de MAC-waarde laat zien dat er geen toxicologisch risico is geweest als gevolg van de blootstelling aan titaan.

¹ Voor TiO_2 staat in de MAC-waardelijst een waarde van 10 mg/m^3 . Deze waarde geldt voor inert stof. Omdat er twijfel is ontstaan of deze stof werkelijk wel zo inert is, wordt hier gebruik gemaakt van de MAC-waarde voor *hinderlijk respirabel* stof. Deze is 5 mg/m^3 .

Voor **cadmium (Cd)** is de berekende concentratie in de lucht 0.01 mg/m^3 . Zoals ook vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof geeft cadmium met name na langdurige (chronische) blootstelling effecten. Alleen bij blootstelling aan zeer hoge concentraties (10 mg/m^3 en hoger) kunnen acute longeffecten verwacht worden. Screening met behulp van de Nederlandse MAC-waarde van 0.005 mg/m^3 laat zien dat deze overschreden wordt. De voor de situatie bij de brand wat meer relevante (omdat het bij de brand gaat om eenmalige kortdurende inhalatoire expositie gedurende een uur) Amerikaanse *ceiling*-waarde van 0.03 mg/m^3 wordt echter niet overschreden zodat het optreden van directe effecten niet aannemelijk is ondanks het feit dat de MAC-waarde overschreden wordt (de MAC-waarde is bedoeld voor bescherming tegen nadelige effecten bij langdurige expositie). Ook vergelijking met het bovengenoemde effectniveau van 10 mg/m^3 wijst is deze richting.

Voor wat betreft de carcinogene potentie van cadmium kan de berekende waarde als ruwe benadering vergeleken worden met het laagste niveau dat *bij levenslange expositie* tot een verhoogd kankerrisico leidt. Dit niveau is 0.0004 mg/m^3 . Dit blootstellingsniveau komt overeen met een totale dosis van 204 mg/persoon . De vergelijking met de voor de brand berekende concentratie van 0.01 mg/m^3 , naar schatting leidend tot een dosis van 0.015 mg/persoon , laat zien dat aan deze blootstelling verbonden extra kankerrisico gering zal zijn. Een nadere schatting van dit risico is niet mogelijk omdat daarvoor de methodologie ontoereikend is.

Voor **antimoon (Sb)** is de berekende concentratie in de lucht 0.05 mg/m^3 . Zoals ook vermeld in het toxicologische profiel voor deze stof is er voor antimoon een gezondheidsadvieswaarde van $25 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, die geldt voor expositieperiodes van maximaal enkele jaren (advieswaarde voorgesteld ten behoeve van de Duitse overheid). Een toets op basis hiervan laat een overschrijding zien met een factor 2. Deze overschrijding is zeer gering te noemen in het licht van het feit dat de advieswaarde bedoeld is voor blootstellingen met een duur tot enkele jaren. De Nederlandse MAC-waarde voor antimoonverbindingen is 0.5 mg/m^3 ; deze wordt niet overschreden. Een toets specifiek op de kans op het ontstaan van respiratoire allergie uitgevoerd met behulp van het laagste bekende effectniveau van 0.40 mg/m^3 (no-effect-niveau niet bekend) laat zien dat een dergelijke effect niet te verwachten is.

Voor wat het mogelijke kankerrisico kan op basis van de *unit risk* van 6.69×10^{-3} per mg/m^3 geschat worden dat de eenmalige piekbelasting met 0.05 mg/m^3 gedurende 1 uur een kankerrisico met zich meebrengt van 1 op 100.000. Dit extra risico kan afgezet worden tegen zgn. Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) dat in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt. Het voor het huidige geval berekende extra risico valt binnen de grenzen van het MTR.

Voor **koper (Cu)**² is de berekende concentratie in de lucht 0.03 mg/m^3 . Koper is een weinig toxisch element bij orale opname. Bij inhalatie van koperverbindingen door industriële werknemers is misselijkheid en koorts (*metal fume fever*) gerapporteerd bij 0.1 mg/m^3 ; het gaat hier om blootstelling over langere duur. Luchtwegirritatie doet zich voor vanaf 1 mg/m^3 . Vergelijking van deze gegevens met de berekende concentratie van 0.03 mg/m^3 wijst uit dat er geen gezondheidsrisico geweest is als gevolg van de blootstelling aan koper tijdens de brand.

Voor **lood (Pb)**³ is de berekende concentratie in de lucht 0.02 mg/m^3 . In de normstelling voor de algemene bevolking is voor lood het neurotoxische effect het kritische effect. De hoeveelheid

² Anders dan voor de andere besproken stoffen in deze toxicologische beoordeling is voor koper geen toxicologisch profiel opgesteld (stof niet opgenomen in bijlage 6). Dit geldt ook voor lood en dioxinen. De in de tekst voor koper gepresenteerde concentraties en bijbehorende effecten zijn ontleend aan: Calabrese & Kenyon (1991) Air Toxics and Risk Assessment, ISBN 0-87371-165-3.

³ Zie voorgaande voetnoot. De in de tekst voor lood gepresenteerde data zijn ontleend aan: WHO (1994) Updating and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe, Report on the WHO Working Group on Inorganic Pollutants, Dusseldorf, Germany 24-27 October 1994.

lood in het bloed is de maat die wordt gebruikt om de correlatie met de met name bij kinderen waargenomen neurotoxische effecten te leggen. De niveaus in bloed weerspiegelen de chronische belasting in het verleden. De eenmalige belasting met lood tijdens de Bijlmerbrand zal een zekere verhoging in loodbloedgehaltes tot gevolg gehad kunnen hebben maar die verhoging zal geen blijvend karakter gehad hebben omdat de blootstelling maar eenmalig en kortdurend was. Dit wijst erop dat er geen substantieel extra risico voor neurotoxische effecten is als gevolg van het inademen van het bij de brand vrijgekomen lood. Ook de vergelijking van de MAC-waarde voor anorganische loodverbindingen van 0.15 mg/m^3 wijst erop dat er aan de berekende loodconcentratie geen significant risico verbonden is.

Voor **nikkel (Ni)** is de berekende concentratie in de lucht 0.01 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor nikkel blijkt dat er op basis van epidemiologische gegevens voldoende bewijs is dat nikkelverbindingen bij inademing kankerverwekkend zijn voor de mens. Door de WHO is hiervoor in 1994 een *unit risk* geschat van ongeveer 9.6×10^{-4} per $\mu\text{g/m}^3$. Dit risiconiveau geldt voor levenslange blootstelling. Gebruikmakend van de door de Gezondheidsraad voorgestelde schattingsmethode voor piekbelastingen kan het kankerrisico voor piekconcentraties geschat worden. Dit levert op een extra kankerrisico van 3 op de 10.000.000. Dit extra risico valt ruimschoots binnen de grens van het zgn. Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) dat in het Nederlandse milieubeleid voor chemische stoffen gehanteerd wordt.

Nikkel kan bij inademing allergie veroorzaken. Het is bekend dat dit zich kan voordoen onder arbeidsomstandigheden. Bij de vaststelling van de MAC-waarde (0.1 mg/m^3) is rekening gehouden met dit effect, zodat het zich bij werknemers niet zal voordoen bij concentraties die lager zijn dan 0.1 mg/m^3 . Ook voor andere effecten (dan kanker en allergie) kan vergeleken worden met de MAC-waarde. De voor de brand berekende concentratie blijft hier ruim onder, hetgeen de conclusie rechtvaardigt dat er op dit punt geen gezondheidsrisico geweest is.

Voor **waterstofcyanide (HCN)** is de berekende concentratie in de lucht 0.43 mg/m^3 . Uit het toxicologische profiel voor HCN blijkt dat, ondanks dat HCN een zeer bekende toxische stof is (gebruik onder andere als bestrijdingsmiddel), de hoeveelheid bruikbare toxicologische informatie over deze stof erg beperkt is. Bekend is dat een concentratie van 200 mg/m^3 voor de mens dodelijk kan zijn na 10 minuten blootstelling, en dat zich onder beroepsomstandigheden bij 7 tot 14 mg/m^3 nog lichte effecten voordeden bij werknemers. Bij 0.02 tot 2 mg/m^3 werden dergelijke effecten niet gevonden. Vergelijking van de voor de brand berekende concentratie van 0.43 mg/m^3 met deze gegevens wijst uit dat er geen risico voor de gezondheid verwacht wordt als gevolg van blootstelling aan HCN tijdens de brand.

Voor **dioxinen**⁴ is op een onlangs in Stockholm gehouden congres, georganiseerd door WHO-Bilthoven, een TDI geadviseerd van 1 - 4 picogram I-TEQ/kg lichaamsgewicht/dag. Voor een volwassene van 70 kg komt dit overeen met 70-280 picogram/dag. De voor de brand berekende concentratie van 200 picogram I-TEQ/ m^3 leidt ruwweg tot een geschatte belasting van 300 picogram. Dit niveau (eenmalig opgenomen) is niet noemenswaard hoger dan de bovengrens van de dagelijks aanvaardbare hoeveelheid gedurende het hele leven, zodat het bestaan van enig gezondheidsrisico uitgesloten kan worden.

Voor **kerosine** zijn naast de inhalatoire blootstellingsroute ook de orale en de dermale blootstelling van belang (dit wordt elders in dit rapport uitgelegd). In bijlage 4 wordt de blootstellingsschatting voor kerosine gepresenteerd. In het blootstellingsscenario dat voor kerosine (en voor tributylfosfaat) is uitgewerkt wordt uitgegaan van 8 uur blootstelling. De geschatte maximale inhalatoire blootstellingsconcentratie is 8.9 mg/m^3 . Vergelijking van deze

⁴ Zoals al vermeld in eerdere voetnoten is voor dioxines, anders dan voor vrijwel alle andere besproken stoffen in deze toxicologische beoordeling, geen apart toxicologisch profiel opgesteld.

waarde met een advieswaarde (afgeleid door een Amerikaanse overheidsinstantie) van 3 mg/m^3 laat een relatief geringe overschrijding zien van deze waarde. Deze overschrijding is gering te noemen omdat de desbetreffende advieswaarde bedoeld is voor blootstellingen over langere duur (tot 1 jaar). Door een andere Amerikaanse instantie is voor kerosine een TLV-waarde van 100 mg/m^3 voorgesteld (de TLV is een grenswaarde vergelijkbaar met de Nederlandse MAC-waarde). Deze waarde wordt niet overschreden.

In het voor kerosine uitgewerkte blootstellingsscenario wordt een totale dosis (som van oraal, dermaal en inhalatoir) berekend van 450 mg/persoon . Dit komt overeen met ongeveer 7 mg/kg lichaamsgewicht (volwassene van 70 kg). Om te bepalen of dit blootstellingsniveau tot gezondheidsproblemen zou kunnen leiden zou het vergeleken kunnen worden met een orale grens- of richtwaarde. Zoals uiteengezet in het toxicologische profiel voor kerosine (bijlage 6) ontbreekt een dergelijk waarde omdat er bijna geen orale toxiciteitsgegevens zijn. De weinige gegevens die er zijn, wijzen op een geringe orale toxiciteit. Doses vanaf 120 mg/kg lichaamsgewicht leiden tot intoxicaties. Nadere schatting van de veilige dosis op basis van orale data is niet mogelijk. Op basis van de bovengenoemde voorgestelde TLV-waarde van 100 mg/m^3 is een toetsing mogelijk door deze om te rekenen naar de opgenomen dosis per dag (de zgn. interne dosis, de hoeveelheid die het bloed bereikt). Deze omrekening levert op 1000 mg/dag . Vergelijking van dit niveau met de berekende totale belasting van 450 mg/persoon laat zien dat met dit laatste niveau het niet waarschijnlijk is dat er gezondheidsrisico's zijn.

Net als voor kerosine is voor **tributylfosfaat** naast inhalatoire blootstelling ook dermale en orale blootstelling mogelijk (dit wordt elders in dit rapport uitgelegd). In bijlage 4 wordt de blootstellingsschatting voor tributylfosfaat gepresenteerd. Zoals uiteengezet in het toxicologische profiel voor tributylfosfaat, bedraagt de MAC-waarde voor deze stof 5 mg/m^3 . Voor de orale route is er een zgn. NOAEL (doseringsniveau waarbij geen effecten meer werden waargenomen) bekend van 137 mg/kg lichaamsgewicht. Deze waarde werd gevonden in een proef in ratten met een proefduur van 14 dagen. De berekening van de blootstelling aan tributylfosfaat leidde tot een geschatte dosis van ongeveer 34 mg/persoon (dit komt overeen met ongeveer 0.5 mg/kg lichaamsgewicht voor een volwassene). Gezien de lage vluchtigheid wordt de inhalatoire blootstelling verwaarloosbaar geacht. De totale blootstelling van 0.5 mg/kg lichaamsgewicht ligt zeer ruim beneden de NOAEL van 137 mg/kg lichaamsgewicht (ongeveer een factor 250) zodat geconcludeerd kan worden dat er geen gezondheidskundig risico is.

Bijlage 7

Reconstructieonderzoek 'Blootstelling verarmd uranium als gevolg van de Bijlmerramp'

Reconstructieonderzoek 'Blootstelling aan Uranium als gevolg van de Bijmerramp d.d. 4 Oktober 1992'

Inhoudsopgave:

1. Inleiding	1
2. Afschatting bronterm	2
2.1 De niet geborgen hoeveelheid uranium	3
2.2 Het oxidatie-proces	3
3. Verspreiding en blootstelling	5
3.1 Blootstellingspaden	5
3.2 Luchtverspreiding van fijn-verdeeld uranium-oxide	6
3.3 Blootstelling door inhalatie	7
3.4 Mogelijkheden voor validatie	8
4. Risico's en effecten van blootstelling	8
4.1 Algemene beschouwing	9
4.2 Risico-evaluatie Bijlmer blootstelling	11
5. Samenvatting en Conclusies	12
6. Geraadpleegde literatuur	13

1. Inleiding

Naar aanleiding van een Algemeen Overleg met de Vaste Kamercommissie voor Verkeer en Waterstaat inzake de Bijmerramp, op 23 juni 1998, heeft het Ministerie van VWS het RIVM op 27 augustus verzocht om een reconstructie-onderzoek uit te voeren. Zo'n reconstructie was als één van de opties voor nader onderzoek weergegeven in het in april 1998 aan VWS aangeboden RIVM-rapport 'Materiaal- en Gezondheidsaspecten van Uranium en Zirconium' [RIVM98]. Bij dit onderzoek dienden de onderzoeksresultaten van het ECN m.b.t. de mogelijkheid tot ontbranding en verstoffing van uranium betrokken te worden. Het ECN-rapport, 'Onderzoek verarmd uranium vliegtuigongeval Bijlmer' [ECN98], is op 16 september aan het Ministerie van VWS aangeboden. Op 8 oktober heeft het RIVM aangekondigd om, mede op basis van genoemd ECN-onderzoek, deze onderzoeksopdracht uit te zullen voeren, en uiterlijk 31 oktober hierover te rapporteren. Daarbij is echter de kanttekening geplaatst dat - gezien het grote tijdsverloop sinds de ramp - zo'n reconstructie-onderzoek op onderdelen een speculatief karakter zal blijven behouden.

De El Al Boeing 747-258 die op 4 oktober 1992 in de Bijlmermeer op het snijpunt van de flats Groeneveen en Kruitberg verongelukte bevatte een aantal contragewichten vervaardigd van verarmd uranium. Verarmd uranium bestaat voor vrijwel 100% uit het uranium-isotoop U-238, dat zwak radioactief is. Alle uranium-isotopen hebben daarnaast chemisch-toxische eigenschappen. In de hitte van de bij de crash ontstane branden zou (een deel van) het uranium mogelijk geoxideerd kunnen zijn. Omstanders en hulpverleners zijn vervolgens mogelijk blootgesteld aan in de lucht verspreide uranium-oxidedeeltjes. De kernvraag is hoe groot deze blootstelling (maximaal) geweest kan zijn, en hoe zich dit verhoudt tot de niveau's waarbij men negatieve gezondheidseffecten kan verwachten. Beantwoording van deze vraag komt neer op beantwoording van de volgende set van deelvragen betreffende de bron-risico keten:

2. Bronterm:

- 2.1. Hoeveel verarmd uranium was er aan boord van het toestel?
- 2.2. Hoeveel verarmd uranium is mogelijk/waarschijnlijk geoxideerd?
- 2.3. Hoe kunnen de verbrandingsproducten gekarakteriseerd worden?
- 2.4. Welk deel van de verbrandingsproducten is vrijgekomen voor verspreiding?

3. Verspreiding en blootstelling:

- 3.1. Hoe heeft het bij de brand vrijgekomen uranium-oxide zich door de lucht verspreid?
- 3.2. Wat betekent dit in termen van (maximale) concentraties als functie van tijd en plaats?
- 3.3. Hoe vertaalt dit zich naar de (maximale) blootstelling van omstanders en hulpverleners?

4. Risico en effect:

- 4.1. Wat zijn in het algemeen de risico's van blootstelling aan uranium-oxide?
- 4.2. Wat zijn op grond van bovenstaande de te verwachten gezondheidseffecten?

5. Validatie:

- 5.1. Bestaan er mogelijkheden om de risicoschatting te valideren?

De vragen 2.1 t/m 2.4 komen neer op het bepalen van de bronterm. Deze vragen, die de kern vormen van het ECN onderzoek [ECN98], worden behandeld in hoofdstuk 2, 'Afschatting bronterm'. Op de vragen 3.1 t/m 3.3 wordt antwoord gegeven in hoofdstuk 3, 'Verspreiding en blootstelling'. Risico's en gezondheidseffecten (vragen 4.1 en 4.2) worden besproken in hoofdstuk 4, 'Risico's en effecten van blootstelling'. Mogelijkheden voor de validatie van de onderzoeksresultaten (vraag 5.1) komen aan de orde in sectie 3.4, 'Mogelijkheden voor validatie'. Hoofdstuk 5 tenslotte vat de conclusies samen en vergelijkt de uitkomsten van dit onderzoek met eerdere resultaten.

In deze risico-analyse worden twee scenario's uitgewerkt, (1) een 'conservatieve beste schatting' (cbe-scenario) en (2) een 'worst-worst-case' benadering (wwc-scenario). In het eerste geval (cbe) worden alle voor de bepaling van het risico relevante parameters zo goed mogelijk geschat, maar wordt in geval van grote twijfel een conservatieve waarde gehanteerd. In het tweede geval (wwc) wordt voor alle onderdelen in de bron-risico keten uitgegaan van de slechtst denkbare situatie.

- **Worst-worst-case berekeningen zijn evaluaties die een onrealistische overschatting zijn van de werkelijke situatie. Een worst-worst-case berekening kan echter zinvol zijn als daarmee duidelijk wordt dat zelfs in het slechtst denkbare (theoretische) geval er geen nadelige effecten te verwachten zijn.**

2. Afschatting bronterm

Uitgangspunt voor de analyse van dit deel van de bron-risico-keten was het ECN-rapport [ECN98] en de oorspronkelijke literatuur die het ECN voor zijn onderzoek geraadpleegd heeft. Na bestudering van het ECN-rapport door het RIVM heeft overleg plaatsgevonden tussen de ECN-hoofdauteur en enkele RIVM-onderzoekers, om details en bevindingen in het

ECN-rapport nader toe te lichten. Vervolgens heeft het RIVM de onderliggende literatuur bestudeerd, waarbij de nadruk lag op Amerikaanse rapporten/artikelen waarin de resultaten van experimenteel onderzoek naar de oxidatie van uranium tijdens brand of verhitting beschreven staan. In deze onderzoeksfase is er tevens overleg gevoerd met experts op het gebied van grote branden, teneinde de omstandigheden in de periode na de crash zo goed mogelijk in te kunnen schatten.

2.1 De niet geborgen hoeveelheid uranium

Op basis van de meest recente informatie (laatst bijgesteld op 23 juli 1998 en gedocumenteerd in [ECN98]) van Boeing, RLD, KLM, COVRA en ECN zelf heeft het ECN becijferd dat er ten tijde van de ramp 282 kg verarmd uranium in de vorm van balansgewichten aan boord was. Daarvan is circa 130 kg teruggevonden. Het is onduidelijk, en inmiddels niet meer te achterhalen, wat er met de resterende hoeveelheid van circa 152 kg gebeurd is. Balansgewichten of delen daarvan zijn mogelijk in vrijwel onbeschadigde staat, maar niet als zodanig herkend, afgevoerd, maar het kan ook zo zijn dat enkele of alle ontbrekende onderdelen in één van de twee grote branden (zie Bijlage 5) terechtgekomen zijn, waar (gedeeltelijke) oxidatie kan hebben plaatsgevonden. In de aan RIVM ter beschikking gestelde informatie over de lading van de El Al Boeing zijn geen aanwijzingen gevonden dat zich in de lading van het vliegtuig verarmd uranium of enig ander radioactief materiaal bevond. Er is dus geen reden om af te wijken van de door ECN becijferde hoeveelheid van 152 kg vermist uranium.

- **Zowel voor de conservatieve beste schatting (cbe) als voor het worst-worst-case scenario (wwc) wordt aangenomen dat al het ontbrekende uranium (152 kg) in één van de twee brandhaarden terechtgekomen is.**

2.2 Het oxidatie-proces

Voor het vervolg is het van belang om te weten in welke mate uranium dat in een brandhaard terechtgekomen is oxideert, wat de deeltjesgrootteverdeling van het daarbij ontstane uranium-oxide is, en welk deel van de oxidatie-producten vrijkomt voor verspreiding door de lucht. Het gedrag van verarmd uranium dat gedurende langere tijd blootgesteld wordt aan hoge temperaturen kan worden afgeleid uit een reeks van Amerikaanse studies, beschreven en/of samengevat in een rapport van Battelle Pacific Northwest Laboratory [BPNW85]. De Battelle-studie was erop gericht om de risico's in kaart te brengen die ontstaan als zogenaamde penetrators (munitie-onderdelen) gedurende langere tijd aan een hevige brand worden blootgesteld. Penetrators zijn zware cilindervormige staven van verarmd uranium, die munitie sterk doordringende eigenschappen verlenen. Battelle heeft penetrators beschouwd met een massa van 2-4 kg. Om een idee te krijgen van de afmetingen; een penetrator met een massa van 3,3 kg heeft een dikte¹ van 2,54 cm (1 inch) een lengte van circa 35 cm. De vraagstelling die aan de Battelle-studie ten grondslag lag vertoont vele raakpunten met de hier besproken Bijlmerproblematiek. De Amerikaanse overheid wilde namelijk weten aan welke radiologische en toxicologische risico's personeel en bevolking zouden worden blootgesteld indien

¹ In [BPNW85] wordt abusievelijk gesproken over een straal van 12.7 cm. Dat moet 1.27 cm (1/2 in.) zijn.

penetrators tijdens opslag of transport in een hevige brand terecht zouden komen. Ten behoeve van dit onderzoek zijn ondermeer experimenten uitgevoerd waarbij penetrators zowel onder veld- als onder laboratoriumcondities gedurende meerdere uren werden blootgesteld aan temperaturen tot 1200 °C. Uit deze experimenten bleek dat na enkele uren slechts een fractie van het uranium (maximaal 30%) geoxideerd was. Nog belangrijker was de bevinding dat minder dan 1% van het ontstane uranium-oxide uit kleine deeltjes (<20µm) bestond. Alleen kleine deeltjes (de zogenaamde respirabele deeltjesfractie) kunnen na verspreiding door de lucht diep in de luchtwegen terecht komen en zo een potentieel gevaar vormen voor de gezondheid. Grotere deeltjes worden niet alleen moeilijker door de lucht verspreid, maar dringen ook niet diep door in het luchtwegenstelsel. Zelfs nadat ze ingeademd zijn worden grotere deeltjes efficiënt uit het lichaam verwijderd. Tenslotte bleek uit de veldexperimenten dat zelfs de kleine-deeltjes fractie, belemmerd door de verbrandingsresten, niet of nauwelijks door de lucht verspreid werd.

Het ECN heeft in zijn rapport terecht veel aandacht besteed aan de vraag of (een deel van) het verarmd uranium tijdens de Bijlmerramp tot zelfontbranding zou kunnen zijn gekomen. Zelfontbranding is het resultaat van een proces waarbij de temperatuur van het metaal sterk oploopt door de warmte die bij het oxidatie-proces ontstaat. Naarmate het metaal heter wordt (en dat gaat sneller bij kleine deeltjes, die naar verhouding een klein volume en een groot oppervlak hebben) versnelt dat het oxidatie-proces, waardoor het metaal-restant nog meer warmte toegevoerd krijgt. Dit 'sneeuwbaaleffect' leidt uiteindelijk tot zelfontbranding, waarbij het metaal volledig oxideert.

Resultaten van onderzoek naar de zelfontbranding van verarmd uranium zijn uitvoerig beschreven door Baker et al. [Ba66]. Uit dit laboratoriumonderzoek blijkt dat vooral het specifieke oppervlak van het uranium metaal (het oppervlak gedeeld door de massa) bepaalt bij welke temperatuur zelfontbranding optreedt. Daarbij geldt: hoe groter het specifieke oppervlak (d.w.z. hoe fijner de verdeling), des te gemakkelijker komt het uranium tot zelfontbranding. In lucht wordt voor een uraniumblokje van $1 \times 1 \times 1 \text{ cm}^3$ (0,0187 kg) met een specifiek oppervlak van $0,334 \text{ cm}^2/\text{g}$ een zelfontbrandingstemperatuur gevonden van 700 °C. Dit is tevens de geometrie met het kleinste specifieke oppervlak (d.w.z. het grootste brokje) waarvan experimentele gegevens voor zelfontbranding in lucht gegeven zijn. Het specifieke oppervlak van de balansgewichten van een Boeing 747-258 varieert tussen 0,153 en $0,047 \text{ cm}^2/\text{g}$ [ECN98], met een massa-gewogen gemiddelde waarde van $0,068 \text{ cm}^2/\text{g}$. Deze waarden zijn dus beduidend kleiner. Ter vergelijking: het specifieke oppervlak van de eerder beschreven penetrator (3,3 kg) bedraagt $0,088 \text{ cm}^2/\text{g}$. Als uit experimenten waarbij penetrators urenlang worden blootgesteld aan temperaturen van 800 tot 1200 °C blijkt dat er geen zelfontbranding plaatsvindt, dan is het onwaarschijnlijk dat dit bij balansgewichten met een kleiner specifiek oppervlak onder soortgelijke omstandigheden wel op zal treden. Voor circa 75% van de totale massa van de uranium balansgewichten van een Boeing 747-258 geldt dat hun specifieke oppervlak kleiner is dan dat van de voor de oxidatie-experimenten gebruikte penetrator. Voor de resterende 25% geldt dat het specifieke oppervlak groter is dan dat van de penetrator, maar nog altijd beduidend kleiner dan dat van de kubus die onder laboratoriumomstandigheden bij 700 °C tot zelfontbranding komt.

Bij deze afweging resten nog twee onzekere factoren. Op de eerste plaats is niet bekend in welke mate het vermiste uranium door de crash gefragmenteerd is. Gegeven het feit dat de wel geborgen balansgewichten vrijwel onbeschadigd waren lijkt het onwaarschijnlijk dat de niet gevonden delen in zeer kleine brokstukken uiteen gevallen zijn, maar deze veronderstelling valt niet te bewijzen. Op de tweede plaats zijn kleine verschillen in de samenstelling van de uranium-alloys, gebruikt voor de geteste penetrators respectievelijk de balansgewichten van Boeing, mogelijk van invloed op de zelfverbrandingstemperatuur. Beide producten bestaan voor tenminste 99% uit verarmd uranium en voor minder dan 1% uit (divers) ander materiaal, zoals titanium [BPNW85; ECN98].

Op grond van bovenstaande wordt geconcludeerd dat het meest waarschijnlijk is dat er tijdens de brand na de Bijlmer crash slechts zeer weinig uranium-oxide (d.w.z. $\ll 1\%$) in de vorm van respirabele deeltjes in de lucht is vrijgezet. Volledige verbranding van (een deel van) de balansgewichten kan echter niet met 100% zekerheid worden uitgesloten. Deze bevinding wijkt niet af van de opinie van het ECN [ECN98].

- **Voor de beste schatting (cbe-scenario) wordt aangenomen dat 30% van het niet geborgen uranium geoxideerd is, dat daarvan 1% tot de respirabele fractie behoort, en dat deze respirabele fractie volledig is vrijgezet. De cbe-bronterm komt daarmee op circa 0,5 kg U-238.**
- **Voor het theoretisch maximum (wwc-scenario) wordt aangenomen dat 100% van het niet geborgen uranium geoxideerd is, dat daarvan 100% tot de respirabele fractie behoort, en dat deze respirabele fractie volledig is vrijgezet. De wwc-bronterm is dus 152 kg U-238.**

Indien er significante hoeveelheden uranium-oxide zijn vrijgezet, dan kan dat alleen bij hoge temperaturen ($>700\text{--}1200\text{ }^{\circ}\text{C}$) gevormd zijn. Het betreft dan voornamelijk UO_2 en U_3O_8 [Ka86]. In beide gevallen gaat het om slecht oplosbare vaste verbindingen [CRC89; ICRP87].

3. Verspreiding en blootstelling

3.1 Blootstellingspaden

Er zijn verschillende manieren waarop men blootgesteld kan worden aan gevaarlijke stoffen. De belangrijkste potentiële belastingspaden voor stoffen met radioactieve en chemische eigenschappen zijn (1) uitwendige bestraling, (2) ingestie, en (3) inhalatie. Voordat een gedetailleerde risicoschatting wordt uitgevoerd is het zinvol om te bepalen welke belastingspaden relevant zijn, en welke verwaarloosbaar.

Verarmd uranium bestaat voor vrijwel 100% uit het uranium-isotoop U-238 (zie Bijlage 3). Na isolatie van uranium uit het ertsmateriaal speelt ingroei van radioactieve dochterproducten geen rol van betekenis². Verarmd uranium heeft dus, in tegenstelling tot U-238 in evenwicht

² Bij geïsoleerd U-238 treedt alleen evenwicht op met de uit radiologisch oogpunt minder belangrijke dochters Th-234 en Pa-234m.

met alle radioactieve dochterproducten (zoals in minerale ertsen), geen sterke radiotoxische eigenschappen. U-238 is een α -straler en geeft nauwelijks γ -straling af. Omdat α -straling een zeer korte dracht heeft (enkele cm in lucht) is blootstelling als gevolg van uitwendige bestraling van U-238 onbelangrijk³. Voor U-238 geldt dus dat alleen effecten mogelijk zijn na inname van de stof.

Meer dan 99% van oraal opgenomen U-238 zal binnen enkele dagen met de faeces worden uitgescheiden. Zeker wanneer het als slecht oplosbaar UO_2 of U_3O_8 wordt opgenomen. Ingestie van een bepaalde hoeveelheid U-238 zal dan ook resulteren in een dosis die minstens 10 tot 100 maal lager is dan wanneer deze hoeveelheid wordt ingeademd. Om tijdens de bestrijding van het ongeval een vergelijkbare belasting te voorkomen moeten door hand-mond overdracht dus onrealistisch grote hoeveelheden zijn overgedragen. Voor omwonenden zou ingestie van besmette grond een mogelijke blootstellingsroute kunnen zijn. Directe ingestie van grond levert echter slechts een kleine bijdrage aan de normale dagelijkse belasting met U-238. Verder zijn op plaatsen die niet kort na het ongeval zijn afgegraven geen significante verhogingen U-238 vastgesteld. Ingestie is dus een minder relevant blootstellingspad.

Bij de evaluatie van de eventuele gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan UO_2 en U_3O_8 is inhalatie dus het bepalende blootstellingspad. Daarbij gaat het om de verspreiding van de kleine-deeltjes fractie. Andere belastingspaden dan inhalatie zijn in deze risico-evaluatie dan ook niet meegenomen.

3.2 Luchtverspreiding van fijn-verdeeld uranium-oxide

Uranium-oxide dat in fijnverdeelde vorm (deeltjesgrootte $< 20 \mu m$) is vrijgezet zal vervolgens door de lucht verspreid worden, en pas over zeer grote afstanden, na sterke verdunning, neerslaan. Op korte afstand van het emissie-punt geldt dat deze lichte deeltjes op gelijke wijze verspreid worden als gasvormige componenten. Met behulp van (complexe) verspreidingsberekeningen kunnen de concentraties van U-238 in lucht bepaald worden.

In een situatie als in de Bijlmer zijn er drie factoren die de verspreiding van inhaleerbare verontreinigingen bepalen:

1. de meteorologische omstandigheden;
2. de karakteristieken van de brandhaard(en);
3. de invloed van de bebouwing.

De meteorologische omstandigheden ten tijde van de ramp zijn goed bekend, gedetailleerde data zijn verstrekt door het KNMI. Moeilijker is het om jaren na het ongeval de karakteristieken van de twee brandhaarden die ontstaan zijn (zie Bijlage 5) nauwkeurig te bepalen. Vooral de brandsnelheid en de mate van luchtinmenging zijn van invloed op de warmte-inhoud van de brand en de daaruit volgende pluimstijging. Voor dit onderdeel zijn diverse experts geraadpleegd. Ook zijn videobeelden en verslagen van ooggetuigen bestudeerd. Wat de invloed van de bebouwing betreft, de bebouwing ten tijde van de ramp is uiteraard goed bekend, maar het bepalen van de invloed hiervan op de luchtstromen is uiterst ingewikkeld.

³ Een soortgelijke redenering is ook van toepassing op Th-234 en Pa-234m.

Diverse instanties (o.a. ECN, RIVM, Cyclone) hebben berekeningen uitgevoerd om de (maximale) luchtconcentratie van inhaleerbare uranium-oxide deeltjes te bepalen. Daarbij is de complexiteit van het gebruikte rekenmodel in de loop van de tijd enorm toegenomen. Alle worst-case berekeningen, of ze nu gebaseerd zijn op simpele schattingen of uiterst complexe driedimensionale modelberekeningen, zijn met elkaar in overeenstemming [ECN98; dit rapport]. Voor de hier beschreven risicoschatting wordt uitgegaan van de meest geavanceerde berekeningen, waarvan de details en de resultaten zijn weergegeven in Bijlage 5 van dit rapport.

3.3 Blootstelling door inhalatie

De totale inhalatie van U-238 door een (potentiële) omstander of hulpverlener is het product van de luchtconcentratie ter plaatse, het ademdebiet en de blootstellingsduur. De hoogste blootstelling wordt gevonden op die plaatsen waar de concentratie het hoogst is, en ook personen aanwezig kunnen zijn geweest. Locaties op onbereikbaar korte afstand tot de vuurzee zijn daarom niet meegenomen. Op basis van dit criterium worden de hoogste concentraties gevonden in het 'zeshoekige' door flats begrensde gebied ten zuid-westen van het inslagpunt (zie Bijlage 5, figuur 1). Als referentie voor de blootstellingsberekeningen zijn omstanders en hulpverleners gekozen die zich gedurende de brand zonder adembescherming in dit 'zeshoekige' gebied hebben opgehouden. Voor de verspreidingsberekeningen (met warmteinhoud, zie bijlage 5) is uitgegaan van continue vrijzetting van schadelijke producten gedurende één uur. Gezien de snelle verspreiding van de rookgassen is de blootstellingsduur gelijk aan de duur van de brand, één uur dus. Voor de berekening van de totale inname is de exacte waarde overigens niet van belang, omdat een eventuele verlenging van de brand-respectievelijk blootstellingsduur wegvalt tegen de daaruit volgende verlaging van het vrijzettingstempo en de luchtconcentratie.

Voor de beste schatting (cbe) wordt aangenomen dat het uranium gelijk verdeeld is geweest over beide brandhaarden. Als referentie gelden omstanders en hulpverleners die zich zonder adembescherming over het 'zeshoekige' gebied ten zuid-westen van het inslagpunt hebben bewogen, en daarbij lichte tot matige inspanning verricht hebben (ademdebiet $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ [ICRP94]). Bij het wwc-scenario wordt uitgegaan van de maximale U-concentratie die - op enige afstand van de vuurzee - in dit gebied gevonden wordt, als al het ontbrekende uranium op de meest ongunstige plaats (de brand tussen de flats) geoxideerd is. Bovendien wordt hier een ademdebiet voor 'zeer zware arbeid' ($3 \text{ m}^3/\text{h}$) gehanteerd [ICRP94].

- **Uitgaande van de cbe-bronterm (0,5 kg) en de 3D-verspreidingsberekeningen wordt voor het gebied tussen de flats ten zuid-westen van het inslagpunt op 1m hoogte een gemiddelde U-concentratie (steady-state) gevonden van circa $0,003 \text{ mg}/\text{m}^3$. Bij één uur blootstelling en een ademdebiet voor lichte tot matige arbeid ($1,5 \text{ m}^3/\text{h}$) volgt uit het cbe-scenario een totale inname van $0,0045 \text{ mg}$ U-238.**
- **Uitgaande van de wwc-bronterm (152 kg), de 3D-verspreidingsberekeningen en uitgaande van volledige vrijzetting van uranium-oxide in de brandhaard tussen de flats wordt op 1m hoogte een maximale U-concentratie (steady-state) gevonden van $2 \text{ mg}/\text{m}^3$. Bij één uur blootstelling op de exacte positie waar de concentratie maximaal**

is, en een ademdebiet voor zeer zware arbeid (3 m³/h) volgt voor het wwc-scenario een totale inname van 6 mg U-238.

De verspreidingsberekeningen, die goed overeenstemmen met bestaande videobeelden, laten zien dat de rookgassen door de warmte van de branden en de krachtige noord-oosten wind (windsnelheid twee- tot driemaal hoger dan normaal) snel gestegen zijn en op grotere hoogte verspreid. Ten noord-oosten van het inslagpunt, en buiten het zeshoekige gebied is de blootstelling door inhalatie dan ook snel verwaarloosbaar.

3.4 Mogelijkheden voor validatie

Tijdens de brand heeft de Brandweer met behulp van omgevingsdosistempo-monitoren metingen uitgevoerd. Daaruit bleek dat er geen sprake was van een verhoogde stralingsintensiteit. Omdat U-238 echter nauwelijks bijdraagt aan het omgevingsdosistempo⁴ kan op grond van deze bevinding geen conclusie getrokken worden over de aanwezigheid van uranium-aerosolen. De bepaling van U-238 luchtconcentraties kan alleen uitgevoerd worden met complexe laboratorium-apparatuur.

Vanwege de waarschijnlijkheid dat er maar zeer weinig uranium-oxide in de omgeving gedeponereerd zal zijn, en vanwege de van nature aanwezige variabele hoeveelheid U-238 in de bodem [Kö88; Sm96; UN93], is het niet mogelijk om de verspreidingsberekeningen aan de hand van U-bepalingen in bodemmonsters o.i.d. te valideren. Deze conclusie wordt bevestigd door het onderzoek door Omegam op dit gebied, dat geen verhoogde U-concentraties heeft aangetoond [Om93; Om94; Om95]. Indien er tijdens de brand dicht bij de bron luchtmonsters waren genomen (en bewaard) zou de mogelijkheid tot validatie wel bestaan hebben.

In [RIVM98] is uitvoerig aandacht besteed aan medische screeningsmethoden om een eventuele inname van U-238 vast te stellen (zie Bijlage 3). Daarbij zijn ondermeer de mogelijkheden voor 'in vivo longactiviteitsmetingen' als bepalingen van U-238 in urine besproken. In beide gevallen geldt dat - zeker zes jaar na dato - de bovengenoemde blootstellingswaarden niet meer detecteerbaar zijn. Validatie van de berekende blootstelling door screening van betrokkenen is derhalve niet (meer) mogelijk.

4. Risico's en effecten van blootstelling

Over de mogelijke gezondheidseffecten en risico's als gevolg van blootstelling aan (verarmd) uranium is reeds in april 1998 door RIVM aan VWS gerapporteerd. Dit briefrapport is als Bijlage 3 in dit document opgenomen. Voor het schatten van de risico's en de mogelijke effecten is van deze rapportage gebruik gemaakt. Om eventuele nieuwe inzichten mee te kunnen nemen, en/of ter nadere onderbouwing van de conclusies zoals vermeld in het bovengenoemd rapport is daarnaast de 'Toxic Profile for URANIUM' van het Amerikaanse Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) bestudeerd⁵ [ASTDR97]. Dit bijna 400 pagina's tellende document geeft een vrijwel volledig overzicht van de resultaten van onderzoek naar de gezondheidseffecten van uranium over de afgelopen 50 jaar. Tenslotte is

⁴ Hetzelfde geldt voor de twee kortlevende dochters in evenwicht met U-238, te weten Th-234 en Pa-234m.

⁵ Het betreft hier een draft-versie, de definitieve uitgave wordt eind 1998 verwacht.

gekeken naar de door Battelle uitgevoerde gezondheidsevaluatie in het kader van hun beschouwing naar de risico's van penetrators in ongevalsituaties [BPNW85].

4.1 Algemene beschouwing

De mate waarin uranium door het lichaam wordt opgenomen en vastgehouden hangt sterk af van de chemische vorm van de uranium-verbinding en de wijze van blootstelling (inhalatie, ingestie, opname via de huid). Uranium dat oraal is binnengekomen wordt nauwelijks geabsorbeerd, maar vrijwel volledig via de ontlasting uitgescheiden. Voor geïnhaleerd uranium wordt een onderscheid gemaakt tussen goed- en slecht-oplosbare verbindingen.

Goed-oplosbare U-verbindingen worden in het algemeen relatief snel, d.i. in de orde van dagen, verwijderd via de urine. Voor goed-oplosbare verbindingen geldt als regel dat de chemische toxiciteit groter is dan de radiotoxiciteit. Overmatige blootstelling kan tot nierfunctiestoornissen leiden. Zo'n effect treedt kort na blootstelling op (binnen enkele dagen) en herstelt zich vaak enige tijd na de blootstelling. Indien er bij de Bijlmerramp uranium-oxide is ontstaan betreft het echter voornamelijk UO_2 en U_3O_8 , die beide slecht oplosbaar zijn.

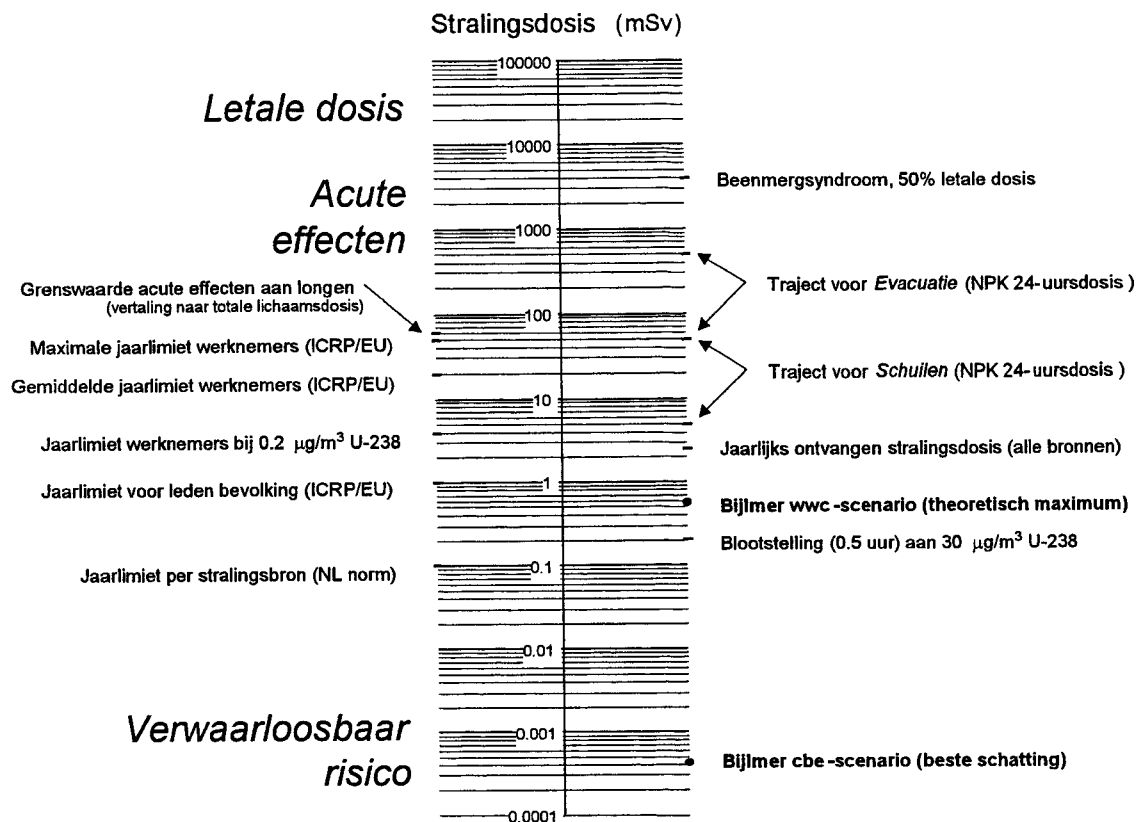
Slecht-oplosbare chemische vormen, zoals UO_2 en U_3O_8 , worden zeer langzaam uit de longen verwijderd. De radiotoxiciteit (stralingsdosis voor de longen) is nu belangrijker dan de chemische toxiciteit. De uranium-blootstelling kan in dit geval dus uitgedrukt worden in radiologische termen. Voor de omrekening van massa naar radioactiviteit geldt dat 1 mg U-238 overeenkomt met een activiteit van 12 Bq. De inhalatie van een hoeveelheid radioactiviteit kan dan weer met behulp van een dosisconversiecoëfficiënt uitgedrukt worden in ontvangen stralingsbelasting (inhalatiedosis), die vervolgens getoetst kan worden aan (inter)nationale limieten die gelden voor de stralingsbelasting van bevolking en werkers. Ook kunnen vergelijkingen gemaakt worden met de gangbare stralingsbelasting door blootstelling aan andere stralingsbronnen.

Bij stralingseffecten wordt onderscheid gemaakt tussen korte-termijn en lange-termijn effecten. Bij korte-termijn effecten gaat het om aantasting van orgaanfuncties. Dit treedt pas op bij zeer hoge stralingsdoses, die bijvoorbeeld op kunnen treden na een kernramp dicht bij de reactor. Als veilige grenswaarde wordt voor de meeste organen een orgaandosis gehanteerd van 500 mSv⁶. Voor blootstelling aan UO_2 en U_3O_8 (S-klasse inhalatie) wordt dat niveau voor de longen bereikt bij inhalatie van 625 mg (7,5 kBq) U-238.

Bij lange-termijn effecten gaat het om een verhoogde kans op het ontstaan van kanker. In de stralenbescherming gaat men ervan uit dat de kans op sterfte aan kanker recht evenredig toeneemt met de stralingsdosis. De hiervan afgeleide limietwaarden zijn lager (d.w.z. strikter) dan die voor de korte-termijn effecten. De door de ICRP⁷ geadviseerde, en door de Europese Unie overgenomen limietwaarde voor leden van de bevolking bedraagt 1 mSv per jaar [ICRP91; EU96]. Voor werknemers wordt een hogere limiet gehanteerd van (over vijf jaar gemiddeld) 20 mSv per jaar, met als maximale waarde 50 mSv per jaar [ICRP91; EU96].

⁶ Een longdosis van 500 mSv komt overeen met een totale lichaamsdosis van 60 mSv.

⁷ International Commission on Radiological Protection.



Figuur 1 Berekende stralingsbelasting door blootstelling aan uranium-oxide ten tijde van de Bijlmer-ramp, vergeleken met nationale en internationale grenswaarden, enkele effectniveaus en de natuurlijke achtergrondstraling.

Nederland hanteert een risicofactor (kans op overlijden per opgelopen effectieve stralingsdosis) van $2,5 \times 10^{-5}$ $\text{†}/\text{mSv}$ [BsK96]. Deze grenswaarden gelden voor 'voorzienbare' blootstelling aan straling onder normale omstandigheden.

Voor ongevalssituaties gelden de uitgangspunten zoals vastgesteld in het Nationaal Plan voor de Kernongevallenbestrijding [NPK89], en hanteert men interventiewaarden (of trajecten) gebaseerd op de zogenaamde vermijdbare dosis. Bij een te verwachten dosis van 5 mSv of meer in de eerste 24 uur na een ongeval wordt een *schuiladvies* overwogen, bij 50 mSv dient de maatregel *schuilen* uitgevoerd te worden. Voor *evacuatie* geldt 50 mSv als ondergrens (de maatregel wordt overwogen), en 500 mSv als bovengrens (de maatregel dient uitgevoerd te worden).

Specifiek voor uranium kan nog het volgende opgemerkt worden. Van de toxische effecten van uranium zijn niet veel humane gegevens bekend. Om maximaal toelaatbare concentraties vast te stellen wordt daarom uitgegaan van dierexperimenten [ASTRD97]. In de toxicologie worden effectniveaus vaak aangeduid met NOAEL (no observed adverse effect level), d.w.z. het niveau waarop nog geen effecten te zien zijn, of LOAEL (lowest observed adverse effect level), d.w.z. het laagste niveau waarop enig effect te zien is. In [ASTRD97] zijn alle uit

dierproefexperimenten bekende NOAEL's en LOAEL's voor acute blootstelling aan uranium concentraties weergeven⁸. Van de 27 niveaus blijken er 26⁹ boven een uraniumconcentratie van 100 mg/m³ te liggen. In de Battelle studie wordt voor slecht-oplosbare uraniumverbindingen een concentratie van 30 mg/m³ genoemd als het niveau waaraan een persoon gedurende een half uur kan worden blootgesteld zonder dat er risico bestaat voor onherstelbare gezondheidseffecten [BPNW85]. Voor personen die op hun werkplek chronisch worden blootgesteld aan uranium wordt een concentratielimiet aanbevolen van 0,2 mg/m³, met kortstondige piekwaarden tot 0,6 mg/m³ [NIOSH94]. Zulke grenswaarden bevatten in de regel een ruime veiligheidsmarge. Bij werknemers die beroepsmatig zijn blootgesteld aan (natuurlijk) uranium¹⁰ is overigens nooit een verhoogde longkankerincidentie of enig ander stralingseffect aangetoond, ondanks uitvoerig epidemiologisch onderzoek [ASTRD97].

4.2 Risico-evaluatie Bijmer blootstelling

Op grond van het bovenstaande kunnen de blootstellingsniveaus van de Bijmerramp in een context geplaatst worden. De uitkomst van de 'conservatieve beste schatting' (cbe-scenario, inname 0,0045 mg ofwel 0,054 Bq) komt overeen met een stralingsdosis van 0,00043 mSv. Deze dosis ligt meer dan 200 keer onder de jaardosis die krachtens de Nederlandse wet nog aanvaardbaar wordt geacht voor stralingsbronnen onder normale omstandigheden. Daarbij kan worden opgemerkt dat Nederland hiervoor een tien maal strengere norm hanteert dan andere landen. Het hiermee gepaard gaande sterfterisico (extra kans op fatale longkanker) bedraagt ongeveer 1 op 100 miljoen en is dus verwaarloosbaar (zie figuur 1).

Het worst-worst-case scenario levert een ruim 1000 keer hogere uitkomst op (inname 6 mg ofwel 72 Bq), overeenkomend met een stralingsdosis van 0,58 mSv (zie figuur 1). Deze theoretisch maximale waarde is lager dan de door de ICRP aanbevolen en door de Europese Unie overgenomen jaarlimiet van 1 mSv voor de stralingsbelasting van leden van de bevolking als gevolg van menselijk handelen, en ongeveer een kwart van de werkelijk ontvangen jaarlijkse stralingsbelasting (circa 2,4 mSv [Sm96; UN93]). Ook is het een orde-grootte lager dan de laagste stralingsdosis waarbij in ongevalsomstandigheden maatregelen voor de bescherming van de bevolking worden overwogen [NPK89]. Het met een stralingsdosis van 0,58 mSv overeenkomende sterfterisico is ongeveer 1,5 op 100 duizend¹¹. Tenslotte zij nogmaals benadrukt dat het wwc-scenario geen realistische schatting betreft. Door voor alle parameters de meest ongunstige keuze te maken levert de worst-worst-case berekening de theoretisch hoogste waarde op.

- **Omstanders en hulpverleners hebben door inhalatie van uranium-oxide deeltjes naar beste schatting een stralingsdosis opgelopen die lager is dan 5 µSv. Het daarmee gepaard gaande risico is verwaarloosbaar.**

⁸ Zie o.a. figuur 2-1 van de 'Toxicological Profile for Uranium' [ASTRD97]

⁹ De uitzondering betreft een LOAEL (verhoogde macrofaag activiteit bij ratten) op 44 mg/m³.

¹⁰ Dit moet niet verward worden met blootstelling aan radon en dochterproducten, waarbij wel een verhoogde longkankerincidentie is gevonden.

¹¹ Ter vergelijking: het risico op longkankersterfte door chronisch rookgedrag is circa 4 op 10.000 per jaar [RIVM97].

- **Worst-worst-case berekening geven een stralingsdosis van 0,58 mSv als theoretisch hoogste waarde. Deze waarde is bijna een ordegrrootte lager dan de laagste waarde waarbij in ongevalsomstandigheden maatregelen voor de bescherming van de bevolking moeten worden overwogen.**
- **Gegeven de berekende U-inname van maximaal 6 mg (wwc-scenario) is als gevolg van de Bijlmerramp acute stralingsschade, in dit geval aan de longen, uitgesloten.**
- **Voor slecht oplosbare uranium-verbindingen geldt dat bij inhalatie de radiotoxiciteit belangrijker is dan de chemische toxiciteit. Bij blootstelling aan UO_2 en U_3O_8 is dit het geval. Het gegeven dat de voor de Bijlmerramp becijferde stralingsdosis zeer laag is, sluit tevens uit dat er effecten vanwege de chemische toxiciteit van uranium zijn opgetreden.**

5. Samenvatting en Conclusies

De El Al Boeing 747 die op 4 oktober 1992 in de Bijlmer verongelukte bevatte een groot aantal contragewichten vervaardigd van verarmd uranium. Van dit uranium is 152 kg nooit geborgen. In de aan RIVM ter beschikking gestelde ladingpapieren zijn geen aanwijzingen gevonden dat zich in de lading van het vliegtuig verarmd uranium of enig ander radioactief materiaal bevond. In de hitte van de bij de crash ontstane branden zou (een deel van) het niet geborgen uranium mogelijk geoxideerd kunnen zijn, waarna omstanders en hulpverleners mogelijk zijn blootgesteld aan door de lucht verspreide uranium-oxidedeeltjes. In opdracht van de Minister van VWS is, mede op basis van een ECN-studie naar de mogelijke oxidatie van uranium, een reconstructie-onderzoek uitgevoerd om te bepalen hoe groot deze blootstelling (maximaal) geweest kan zijn, en hoe zich dit verhoudt tot de niveaus waarbij men negatieve gezondheidseffecten kan verwachten.

Voor blootstelling aan uranium-oxide geldt dat de inademing van kleine deeltjes ($< 20 \mu m$) bepalend is voor de totale blootstelling. Uit verspreidingsberekeningen is gebleken dat - voor zover het bereikbare plaatsen betrof - de hoogste concentratie aan verontreinigde rookgassen zich voordeed op het 'zeshoekige' door flats omsloten gebied ten zuid-westen van het inslagpunt. Op basis van een 'conservatieve beste schatting' is voor omstanders en hulpverleners die zich daar tijdens de brand bevonden een totale U-inname berekend van circa 0,0045 mg. Voor slecht-oplosbare uranium-verbindingen zoals UO_2 en U_3O_8 geldt dat de stralingsrisico's groter zijn dan de risico's van chemische intoxicatie. De gevolgen van inname van U-238 zijn daarom uitgedrukt in ontvangen stralingsdosis, waarbij een waarde van 0,00043 mSv is gevonden. Deze dosis ligt meer dan 200 keer onder de jaardosis die krachtens de Nederlandse wet nog aanvaardbaar wordt geacht voor stralingsbronnen onder normale omstandigheden. Het hiermee gepaard gaande sterfterisico (extra kans op fatale longkanker) bedraagt ongeveer 1 op 100 miljoen en is derhalve verwaarloosbaar. Bij zulk een lage inname van U-238 zijn acute gezondheidseffecten uitgesloten.

Naast deze beste schatting is tevens de theoretische bovengrens van de blootstelling berekend, waarbij uitgegaan is van de ondenkbare situatie dat

- al het ontbrekende uranium in de brandhaard tussen de flats terechtgekomen is,
- het uranium daar voor 100% geoxideerd is,
- de oxidatieproducten voor 100% uit kleine inhaleerbare deeltjes bestonden,
- al deze deeltjes met de rookgassen vrijgekomen zijn,
- een persoon zich gedurende de brand exact op de plek bevond waar de concentratie aan schadelijke stoffen maximaal was,
- deze persoon daar zeer zware arbeid verrichtte.

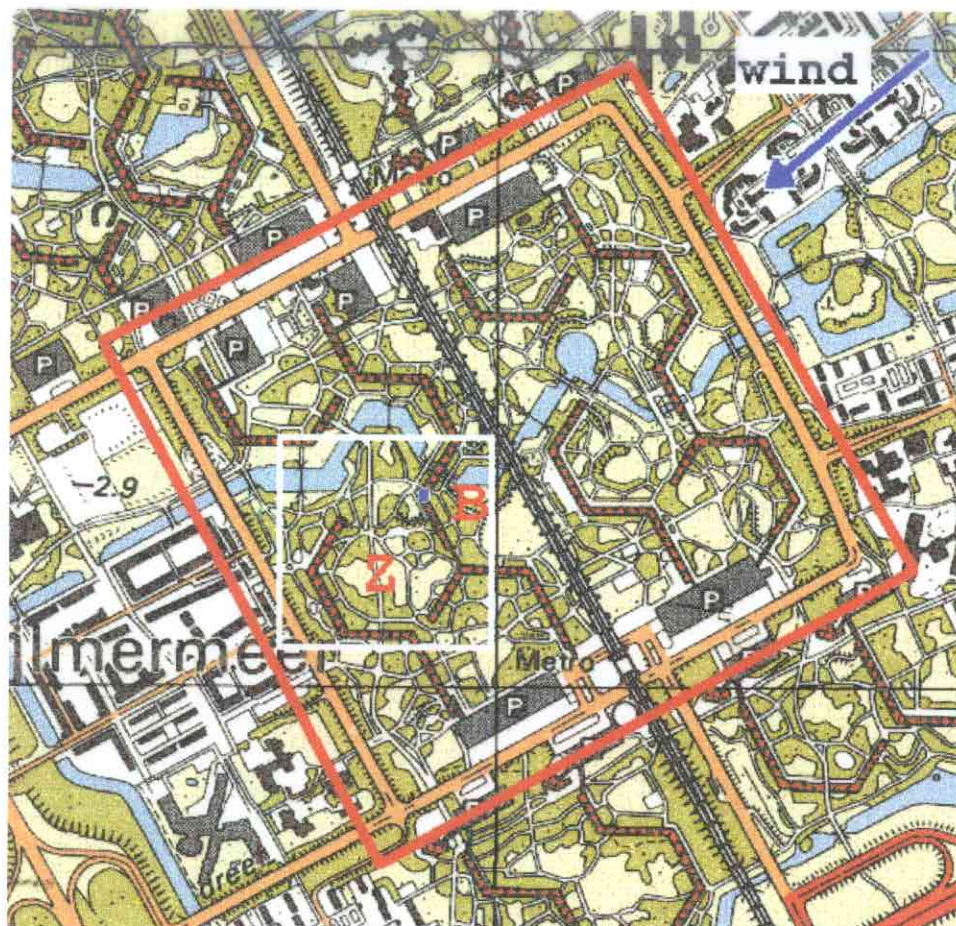
Voor deze onrealistische situatie is een U-238 inname becijferd van 6 mg, overeenkomend met een stralingsdosis van 0,58 mSv. Deze waarde is lager dan de door de ICRP aanbevolen en door de Europese Unie overgenomen jaarlimiet van 1 mSv voor de stralingsbelasting van leden van de bevolking als gevolg van menselijk handelen, ongeveer een kwart van de werkelijk ontvangen jaarlijkse stralingsbelasting (circa 2,4 mSv), en een orde-grootte lager dan het laagste niveau (5 mSv in de eerste 24 uur) waarbij in ongevalsomstandigheden maatregelen voor de bescherming van de bevolking worden overwogen. Ook bij deze theoretisch hoogste waarde zijn acute gezondheidseffecten uitgesloten.

In de zes jaar die verstreken zijn sinds de ramp zijn door diverse instanties, zoals ECN, RIVM, GG&GD en sector Beheer en Milieu van het Stadsdeel Amsterdam Zuidoost, meerdere malen uitspraken gedaan over de mogelijke risico's van blootstelling aan uranium-oxide [e.g. AZO94; GG&GD94; ECN98; RIVM98; dit rapport]. In de loop der jaren is de onderbouwing van de risico-evaluatie verstevigd, maar zijn de conclusies onveranderd gebleven, namelijk dat het uiterst onwaarschijnlijk is dat omstanders en hulpverleners blootgesteld zijn aan significante hoeveelheden verarmd uranium. Verder onderzoek naar de relatie tussen gesignaleerde gezondheidseffecten en de eventuele blootstelling aan uranium tijdens de ramp wordt dan ook niet doelmatig geacht.

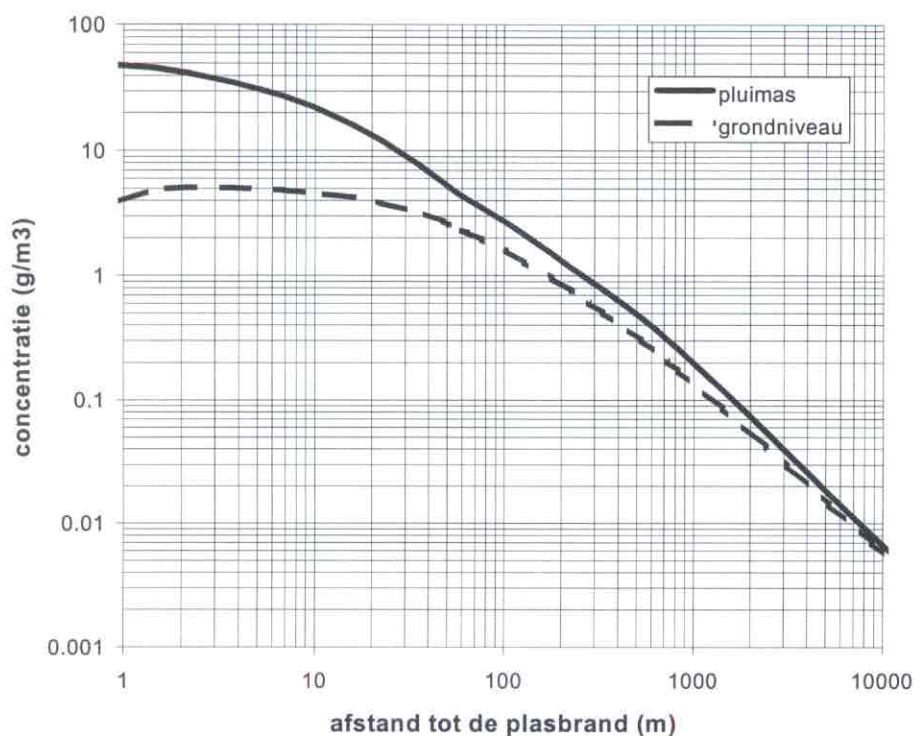
6. Geraadpleegde literatuur

- ASTDR97 ASTDR, *Toxicological Profile for Uranium*. Draft prepared for U.S. Department of Health Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, September 1997.
- AZO94 Stradsdeel Amsterdam Zuidoost, sector Beheer en Milieu. *Vliegramp Bijlmermeer - Eindrapportage Uranium*. Amsterdam, 1994.
- Ba66 Baker L, Schnizlein JG and Bingle JD, *The Ignition of Uranium*. J.Nucl.Mat. (20) p22-38, 1966.
- BPNW85 BPNW, *Potential behavior of depleted uranium penetrators under shipping and bulk storage accident conditions*. Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA. Mar 1985.
- BsK96 *Besluit van 17 januari 1996, houdende wijziging van het Besluit stralenbescherming Kernenergiewet*. Staatsblad 44, 1-22, 1996.
- CRC89 CRC *Handboek of Chemistry and Physics*. 70th Ed., CRC Press, Boca Raton, Florida, 1989.
- ECN98 ECN, *Onderzoek Verarmd Uranium Vliegtuigongeval Bijlmermeer*. Rapport ECN-CX--98-102, Petten, 1998.
- EU96 Europese Unie. *Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren*. EU Publikatieblad L 159, 1996.
- GG&GD94 GG&GD, brief 'Rengelink aan Janssen' met ref.nr. 382 (79) 94 d.d. 31 augustus 1994.
- ICRP87 ICRP, *Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation*. Publication 54 of the International Commission on Radiological Protection, Vol. 19 no 103, Pergamon Press, Oxford, 1987.

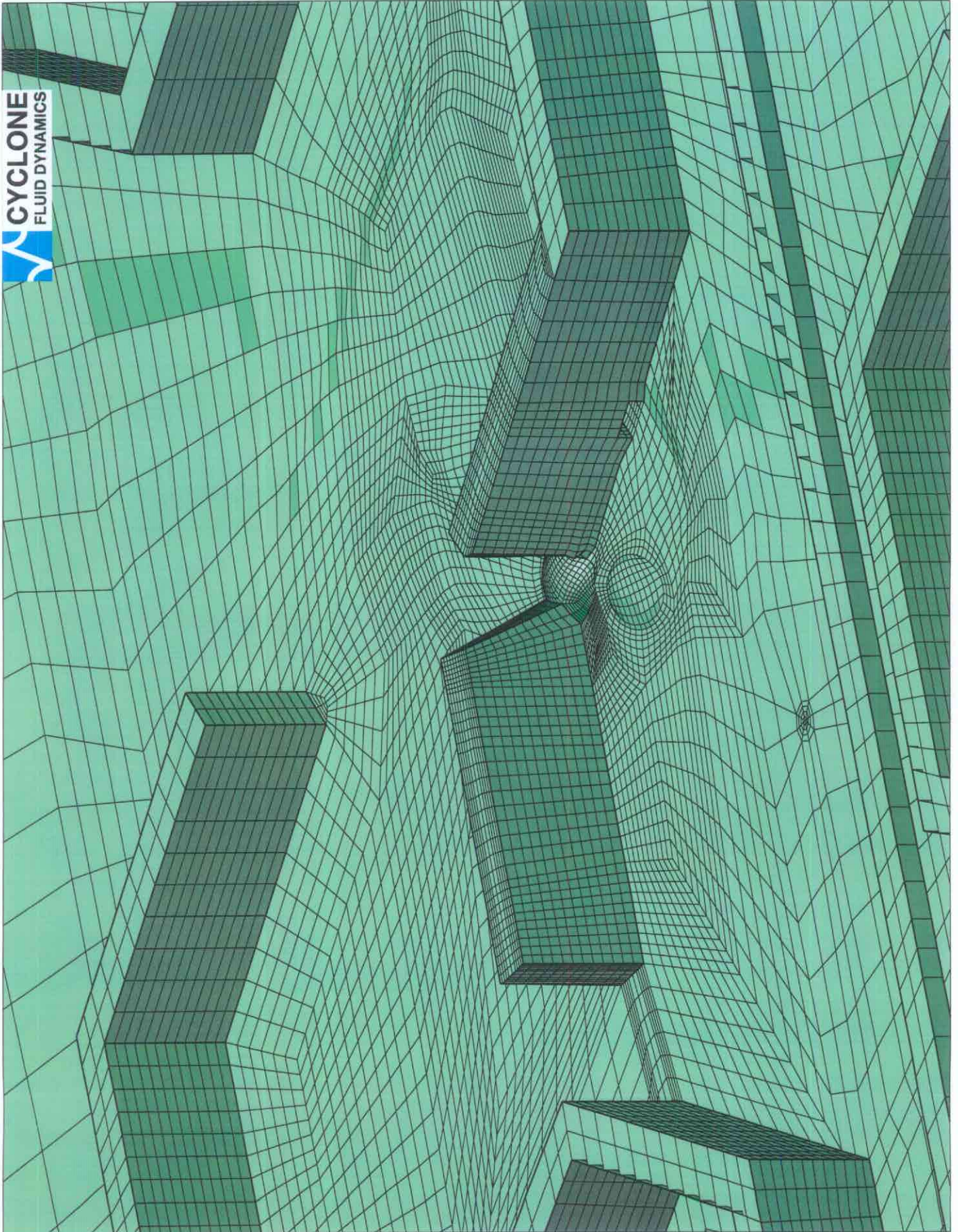
- ICRP91 ICRP, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, Publication no. 60 of the International Commission on Radiological Protection, Vol. 21 no 1-3, Pergamon Press, Oxford, 1991.
- ICRP94 ICRP. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*. Publication 66 of the International Commission on Radiological Protection, Vol. 24 no 1-3, Pergamon Press, Oxford, 1994.
- Ka86 Katz JJ, Seaborg GT and Morss LR. *The Chemistry of the Actinide Elements*, 2nd Ed. Vol. 1, Chapman and Hall, London, 1986.
- K688 Köster HW, Keen A, Pennders RMJ, Bannink DW and de Winkel JH. *Linear regression models for the natural radioactivity (238U, 232Th and 40K) in Dutch soils: a key to anomalies*. Radiat. Prot. Dosim. 24(1/4), p63-68, 1988.
- NIOSH94 NIOSH. *Pocket Guide to Chemical Hazards*. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health, 1994.
- NPK89 VROM, *Nationaal Plan voor de Kernongevallenbestrijding*. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, VROM 90022/2-89, Den Haag, 1989.
- RIVM97 RIVM, *Volksgezondheid Toekomst Verkenning 1997 - De Som der Delen*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Elsevier uitgave, Maarsen, 1997.
- RIVM98 RIVM, *Materiaal- en Gezondheidsaspecten Uranium en Zirconium*. RIVM-briefrapport aan VWS, april 1998.
- Om93 OMEGAM, *Onderzoek naar Uranium en Wolfram ter plaatse van het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer d.d. 4 oktober 1992*. Project: 11016156, Amsterdam, 1993.
- Om94 OMEGAM, *Aanvullend onderzoek naar Uranium ter plaatse van het vliegtuigongeval in de Bijlmermeer d.d. 4 oktober 1992*. Project: 11017794, Amsterdam, 1994.
- Om95 OMEGAM, *Nader onderzoek Uranium in de Bijlmermeer te Amsterdam-zuidoost*. Project: 11023668, Amsterdam, 1995.
- Sm96 Smetsers RCGM en Blaauboer RO. *Variations in Outdoor Radiation Levels in the Netherlands*. Thesis Rijksuniversiteit Groningen, 1996. (Ook verkrijgbaar als RIVM-rapport 610064002).
- UN93 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. UNSCEAR report 1993, United Nations, New York, 1993.
- Ur95 Urben PG (Ed.), *Bretherick's Handbook of Reactive Chemical Hazards*. 5th Ed. Vol. 1, Oxford, 1995.



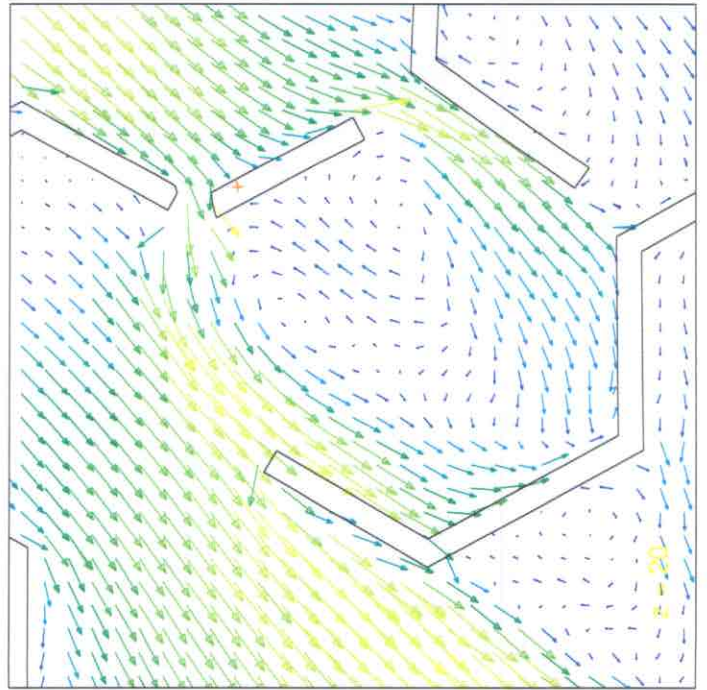
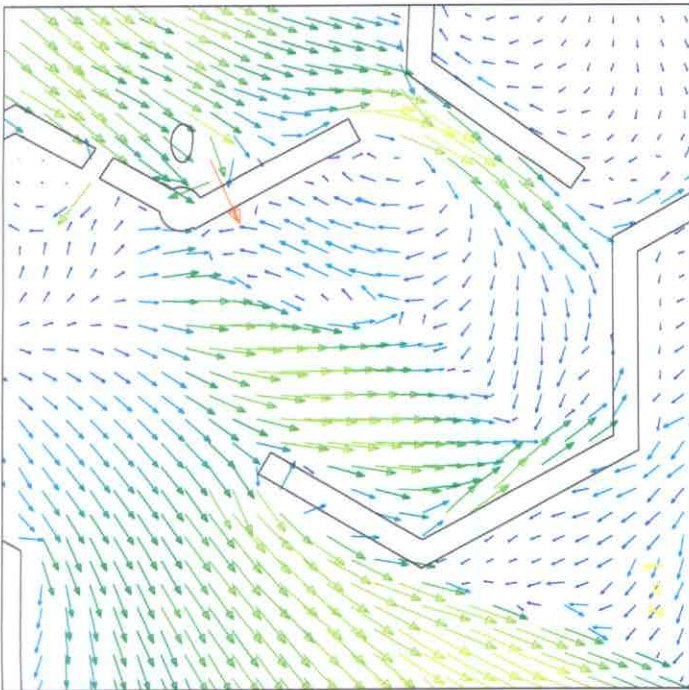
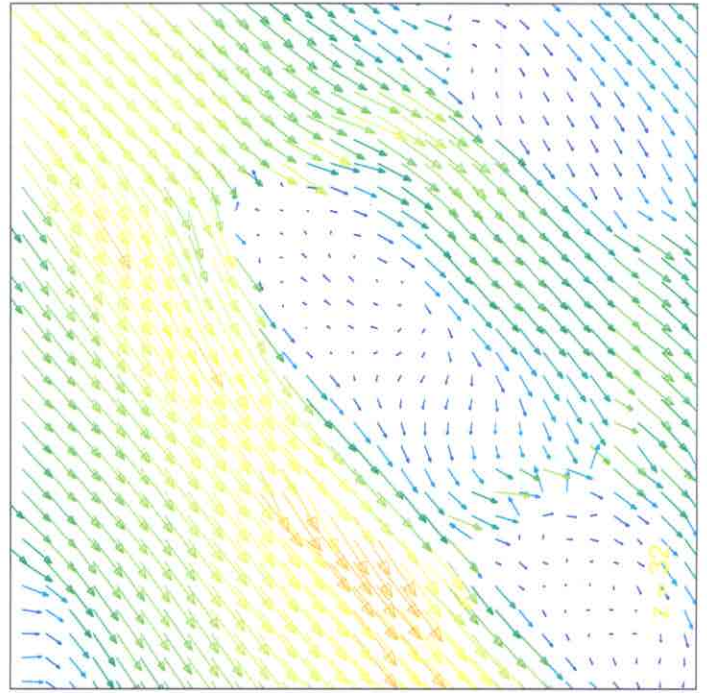
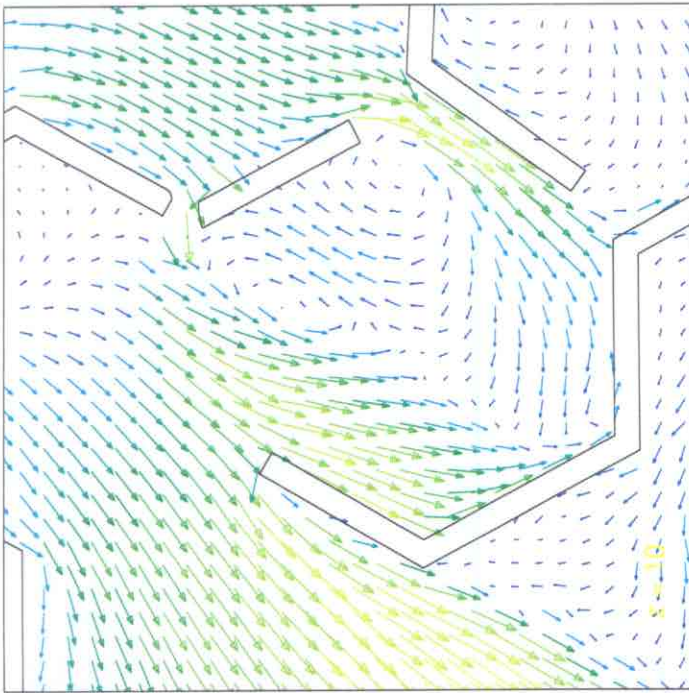
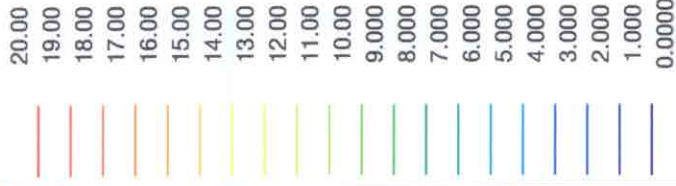
Figuur 1 Overzicht van het gebied van de ramp. Aangegeven zijn de plaats van de inslag (•), de binnenplaats waar het grootste deel van de lading terecht is gekomen (B), het modelgebied van de CFD berekening (rood kader) en de uitsnede hiervan zoals weergegeven in figuren 4 en 5 (wit kader). Het gebied tussen de flats, waar de hoogste blootstelling is berekend, is aangegeven met Z. De wind komt uit het noordoosten.



Figuur 2 Resultaat van de verspreidingsberekening voor een kerosinebrand zonder invloed van de bebouwing. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van M kg gedurende één uur wordt berekend door vermenigvuldiging van de concentratie met een factor $2 \times 10^{-6} \times M$.

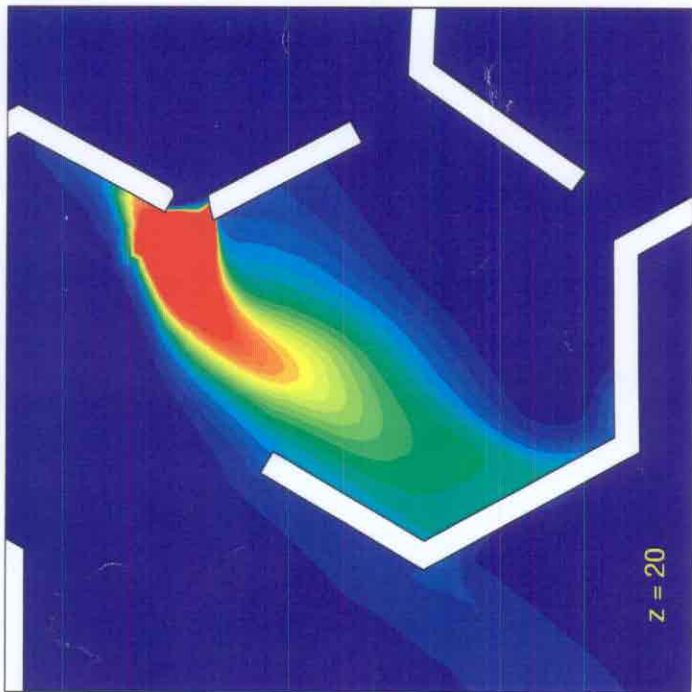
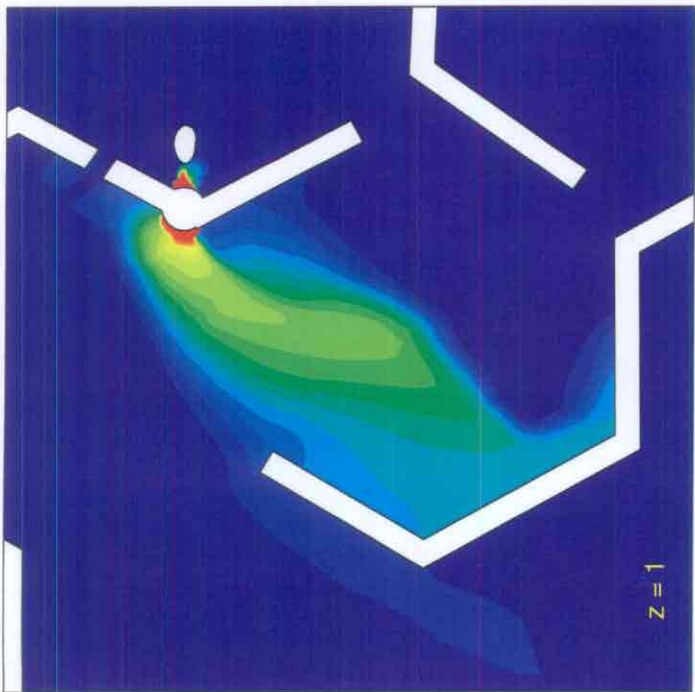
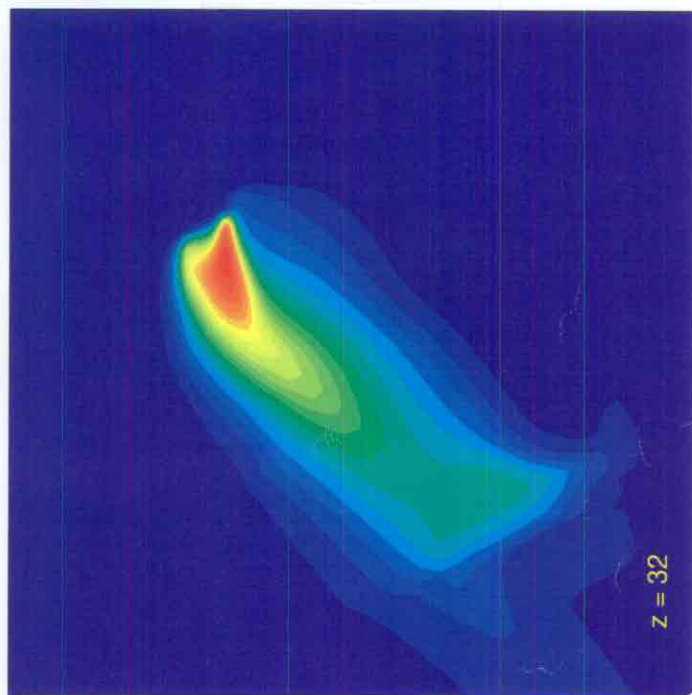
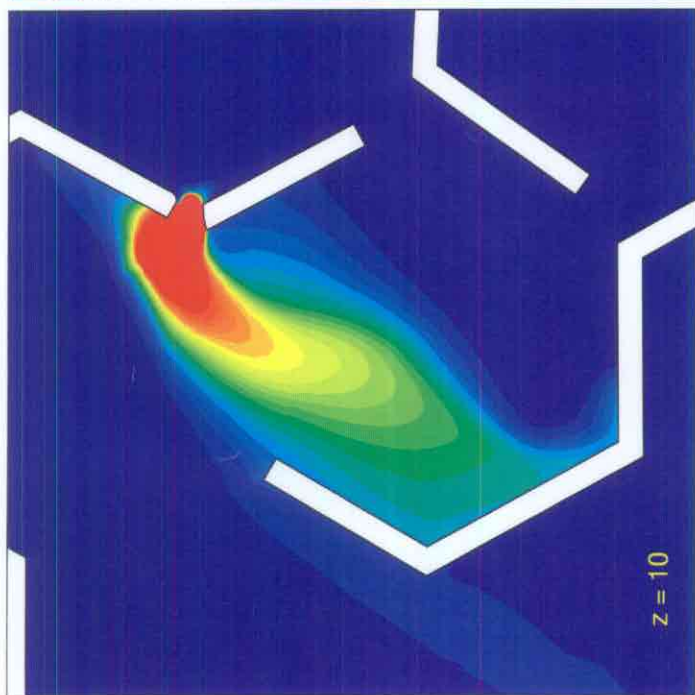
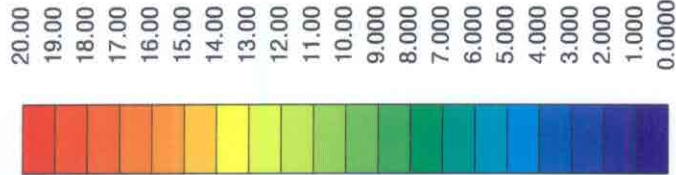


Figuur 3 De topografie van de omgeving rond de inslagplaats in het model.



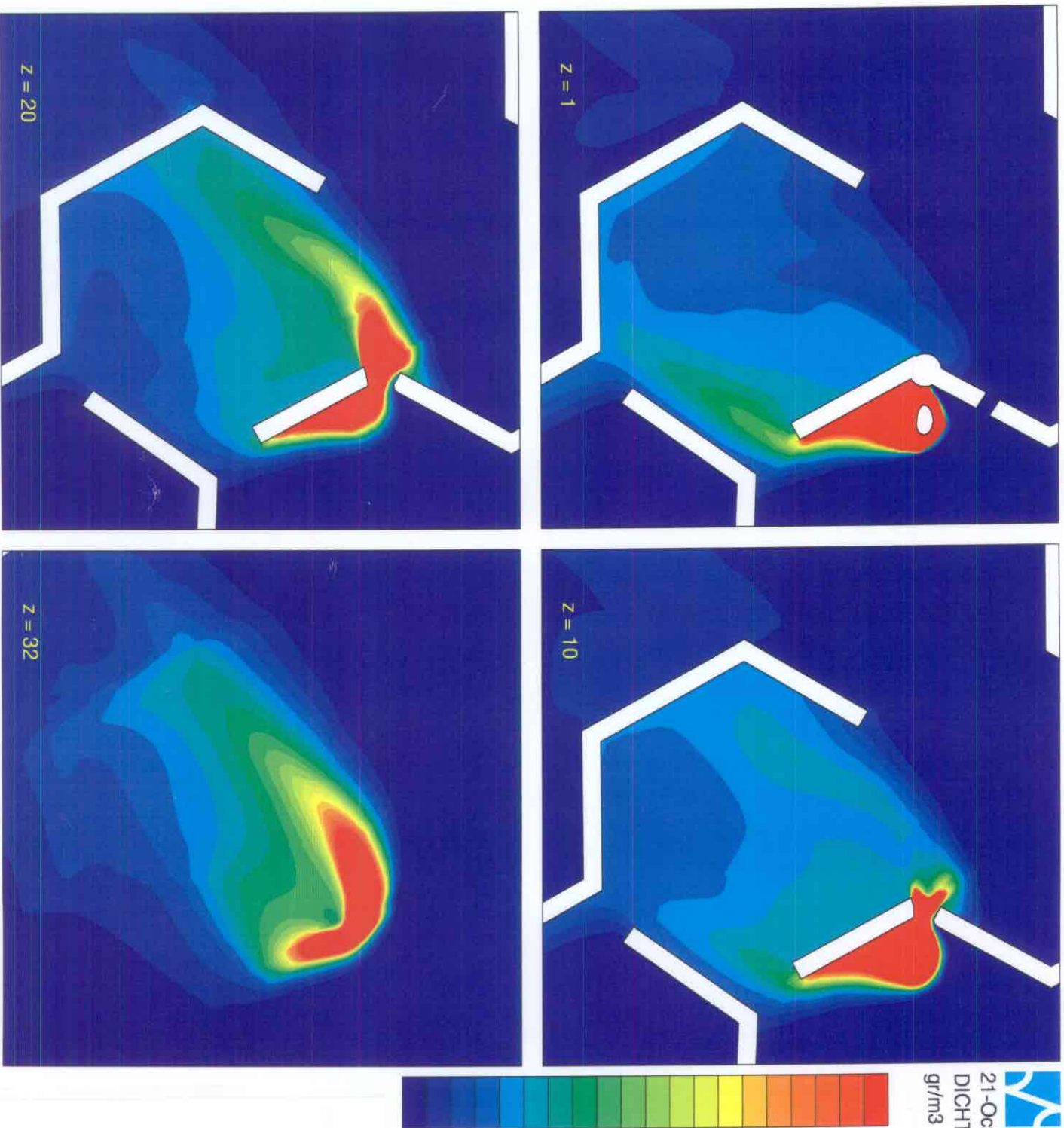
Figuur 4

Het stationaire windveld met warmte-inhoud. Weergegeven zijn de windsnelheden (in m/s) op de hoogtes 1, 10, 20 en 32 meter.



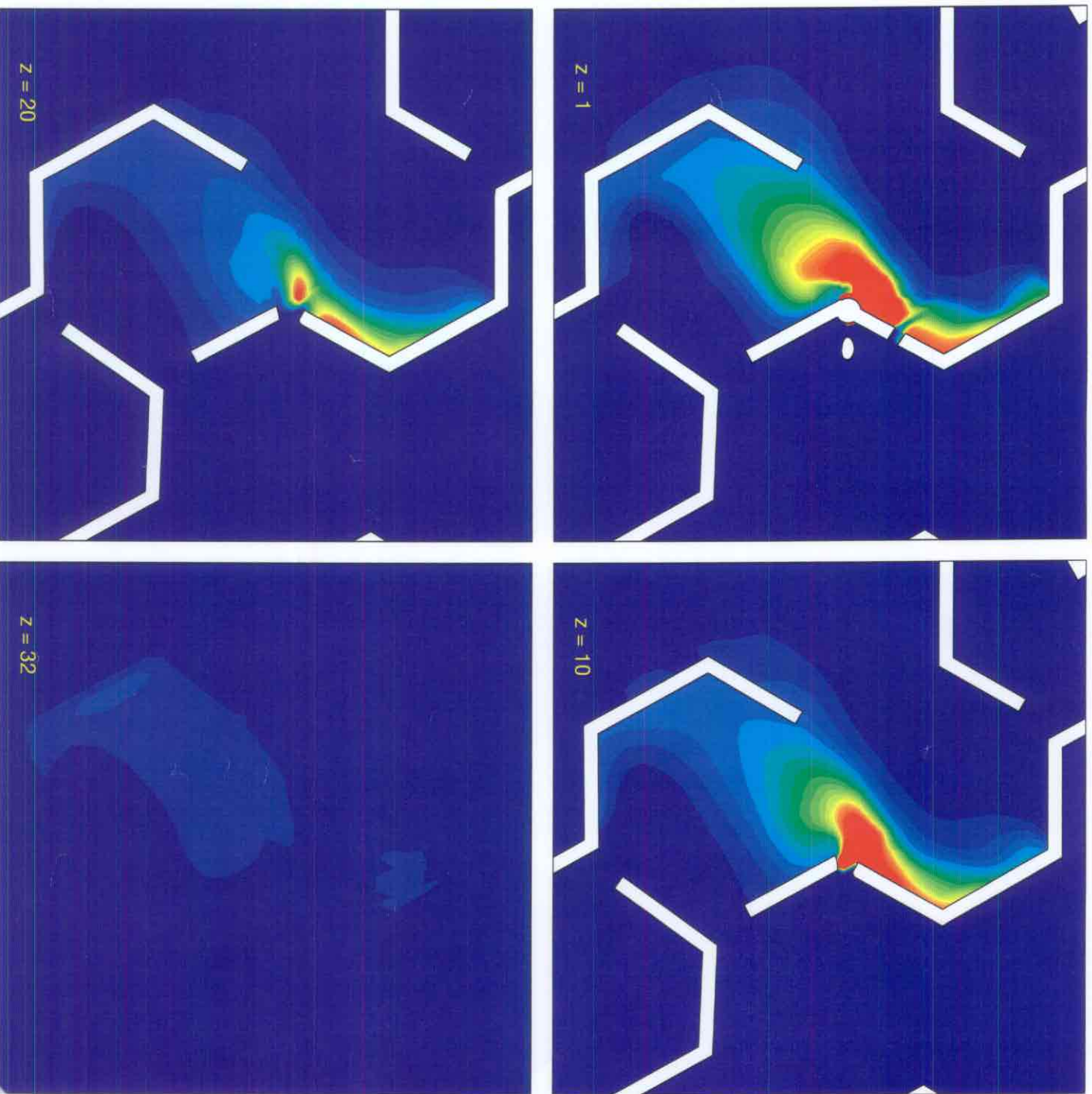
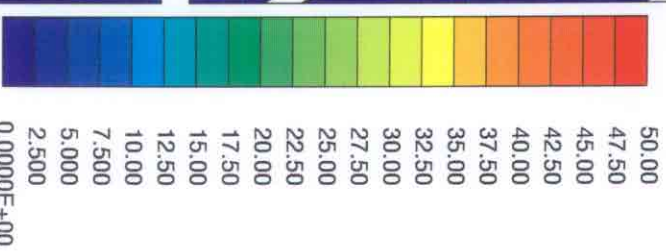
Figuur 5a

Resultaat van een 3D-verspreidingsberekening voor de vrijzetting van schadelijke stoffen op de inslagplaats. De warmte-inhoud van de bron is meegenomen in deze berekening. Weergegeven zijn de concentraties van rookgassen (in g per m³) op de hoogtes 1, 10, 20 en 32 meter. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van M kg gedurende één uur wordt berekend door vermenigvuldiging met een factor $1,3 \times 10^{-6} \times M$.



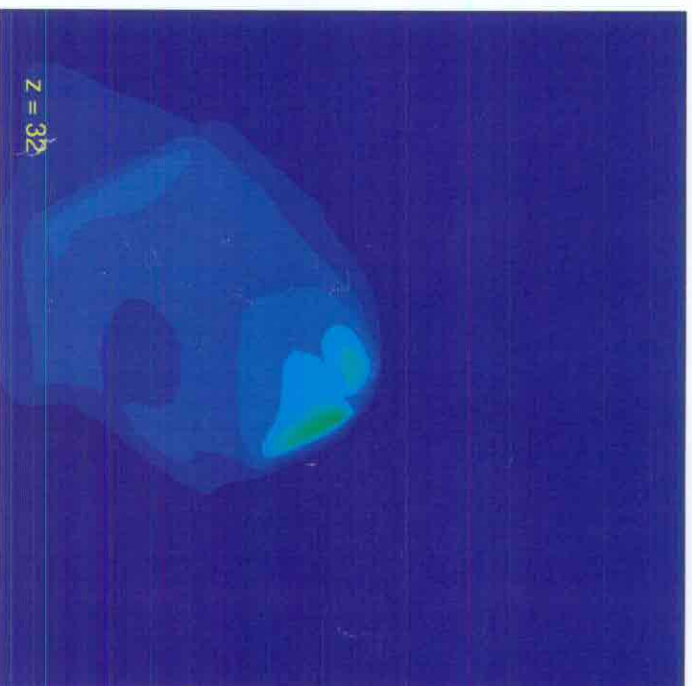
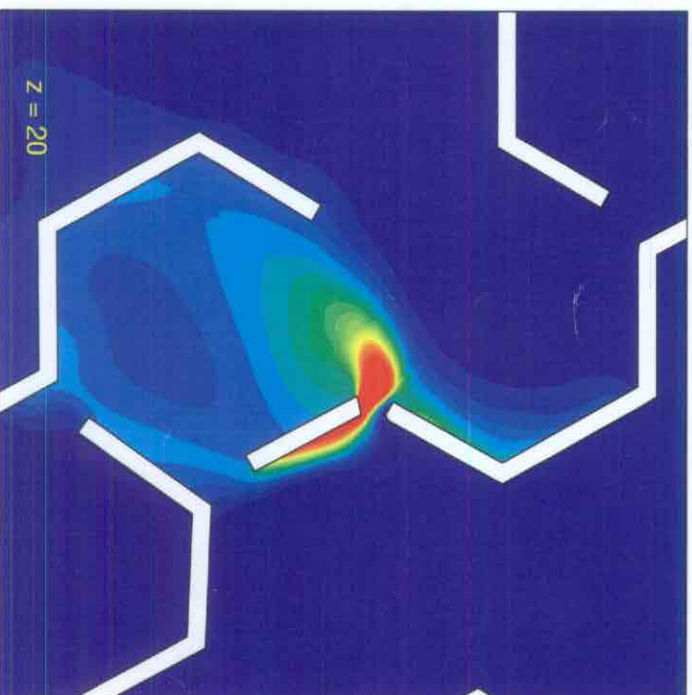
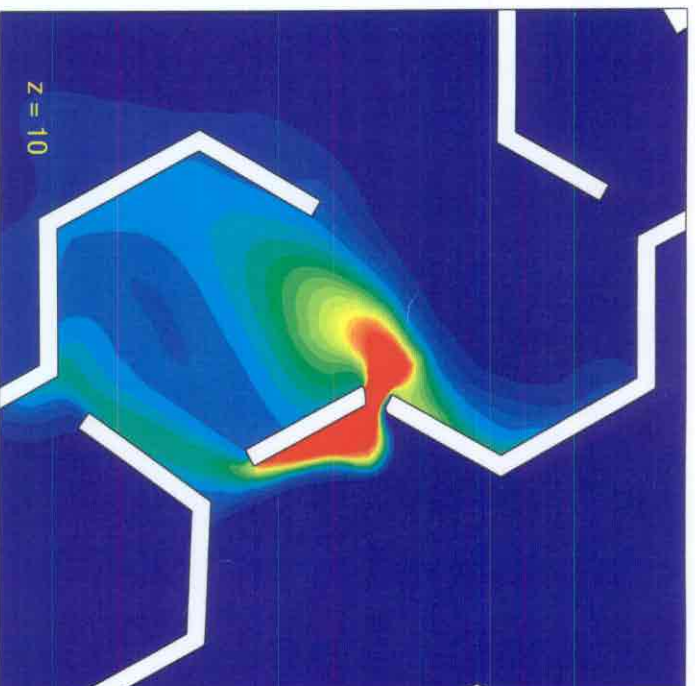
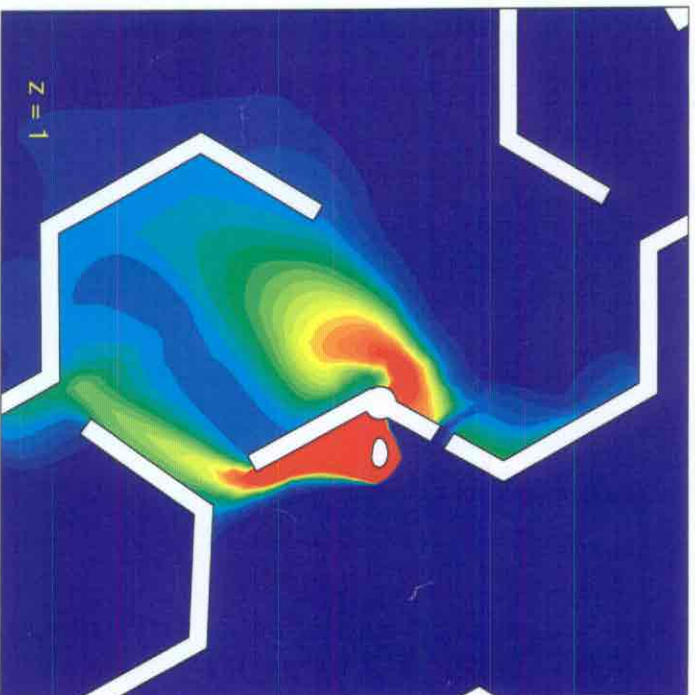
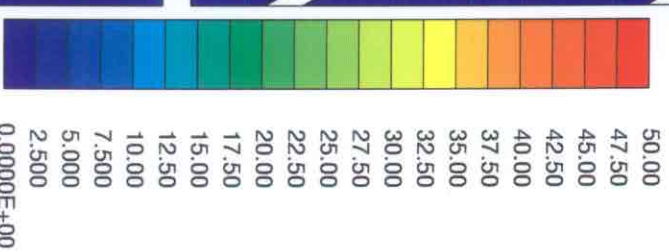
Figuur 5b

Resultaat van een 3D-verspreidingsberekening voor de vrijzetting van schadelijke stoffen op de binnenplaats. De warmte-inhoud van de bron is meegenomen in deze berekening. Weergegeven zijn de concentraties van rookgassen (in g per m³) op de hoogtes 1, 10, 20 en 32 meter. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van M kg gedurende één uur wordt berekend door vermenigvuldiging met een factor $6,4 \times 10^{-7} \times M$.



Figuur 5c

Resultaat van een 3D-verspreidingsberekening voor de vrijzetting van schadelijke stoffen op de inslagplaats. De warmte-inhoud van de bron is niet meegenomen in de berekening; de resultaten tonen de verspreiding nadat de brand geblust is. Weergegeven zijn de concentraties van rookgassen (in g per m³) op de hoogtes 1, 10, 20 en 32 meter. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van M kg gedurende één uur wordt berekend door vermenigvuldiging met een factor $1,3 \times 10^6 \times M$.



Figuur 5d

Resultaat van een 3D-verspreidingsberekening voor de vrijzetting van schadelijke stoffen op de binnenplaats. De warmte-inhoud van de bron is niet meegenomen in de berekening; de resultaten tonen de verspreiding nadat de brand geblust is. Weergegeven zijn de concentraties van rookgassen (in g per m³) op de hoogtes 1, 10, 20 en 32 meter. De concentratie van een schadelijke stof als gevolg van de vrijzetting van M kg gedurende één uur wordt berekend door vermenigvuldiging met een factor $6,4 \times 10^{-7} \times M$.