

RIVM rapport 609022 002

**Vuurwerkramp Enschede: Metingen van
concentraties, verspreiding en depositie van
schadelijke stoffen: rapportage van het
milieuonderzoek**

M.G. Mennen, J.J.G. Kliest en M. van Bruggen

April 2001

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Inspectie Milieuhygiëne in het kader van project 609022, Ondersteuning Crisismanagement Inspectie.

Voorwoord

Op 13 mei 2000 werd Enschede getroffen door een reeks explosies bij het vuurwerkbedrijf S.E. Fireworks, waarbij een groot aantal woningen en andere gebouwen compleet werden verwoest. Als gevolg van de explosies ontstond een grote brand, waarbij meer dan tweehonderd woonhuizen en enkele tientallen bedrijfspanden vlam vatten.

Naast tweeëntwintig doden waren er bijna duizend gewonden die medische ondersteuning nodig hadden. Een deel van het gebied rondom het opslagcomplex werd totaal verwoest, een ander deel zodanig beschadigd dat de woningen alsnog moeten worden afgebroken. Daarnaast liep een groot aantal woningen meer of minder ernstige schade op. Het Kabinet verklaarde de ramp in Enschede tot Nationale Ramp en bood de gemeente Enschede ondersteuning aan.

In de namiddag van 13 mei is de Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM opgeroepen om nabij de rampplek metingen te verrichten van concentraties aan stoffen, die bij de brand waren vrijgekomen. Doel van deze metingen was het in kaart brengen van de potentiële blootstelling van de aanwezige bewoners en hulpverleners aan bij de calamiteit vrijgekomen schadelijke stoffen. Ook op de dagen daarna zijn door de MOD metingen verricht, waarbij naast concentratiemetingen in de lucht ook monsters van veegstof en gras zijn genomen in het gebied benedenwinds van de ramplocatie om de verspreiding, depositie en mogelijke milieubelasting van bij de ramp vrijgekomen stoffen te bepalen. De monsters zijn zo spoedig mogelijk door de analytisch chemische laboratoria van het RIVM op verschillende componenten geanalyseerd.

Aan dit onderzoek is deelgenomen door een groot aantal medewerkers van de RIVM laboratoria IEM¹, LAC², LOC³ en CSR⁴ en door medewerkers van de MOD.

¹ Inspectieonderzoek en Milieuongevallendienst

² Laboratorium voor Anorganisch-analytische Chemie

³ Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie

⁴ Centrum voor Stoffen en Risico's

Abstract

On May 13, 2000 the city of Enschede was hit by a series of explosions in a fireworks storage depot in the middle of a residential city district. The explosions resulted in a huge fire, in which more than 200 dwellings and dozens of commercial buildings were damaged. As a result of the accident, 22 people died and more than 1000 were wounded. On the day of the fire and the days following RIVM's Environmental Incident Service took a series of samples in the surroundings of the fire to determine the potential exposure of the people involved.

Measurements in the smoke, close to the fire, showed high concentrations of particles, carbon monoxide and heavy metals, especially lead, copper and zinc. In a second series of measurements made on the days following the fire only slightly increased concentrations of particles, heavy metals, volatile organic compounds and dioxins were found. Outside the measurement area background concentrations were hardly, if at all, exceeded. Concentrations of asbestos in the air did not exceed the maximum risk level.

The data were used to estimate the potential human exposure to toxic compounds on the basis of exposure profiles of the people involved. The estimated exposure was compared to health based guidelines and it was concluded that health effects due to the exposure were highly unlikely, with the exception of short-term irritation of the air ways. Measurements of deposition showed the environmental load outside the disaster area to be non-relevant with respect to the normal background concentrations in soil.

Inhoud

| | |
|---|-----------|
| Samenvatting | 5 |
| 1 Inleiding en doelstelling | 7 |
| 2 Metingen van de concentraties, verspreiding en depositie van schadelijke stoffen | 9 |
| 2.1 Korte beschrijving van de ramp | 9 |
| 2.2 Meteorologische omstandigheden tijdens en na de ramp | 11 |
| 2.3 Doel, opzet en uitvoering van de metingen | 14 |
| 2.3.1 Metingen op 13 mei (tweede fase) | 14 |
| 2.3.2 Metingen op 14 mei (derde fase) | 15 |
| 2.3.3 Metingen op 16 mei (derde fase) | 16 |
| 2.3.4 Metingen op 18 en 25 mei (nazorg fase) | 16 |
| 2.4 Analysestrategie | 17 |
| 3 Resultaten van de metingen | 21 |
| 3.1 Luchtstofmetingen | 21 |
| 3.1.1 Concentraties stofdeeltjes | 21 |
| 3.1.2 Concentraties zware metalen in luchtstof | 22 |
| 3.1.3 Concentraties organische componenten in luchtstof | 24 |
| 3.1.4 Asbestdeeltjes in lucht | 25 |
| 3.2 Luchtmetingen | 25 |
| 3.2.1 Concentraties anorganische gasvormige componenten | 25 |
| 3.2.2 Concentraties vluchtige organische componenten | 26 |
| 3.3 Analyses veegstofmonsters | 26 |
| 3.3.1 Zware metalen | 26 |
| 3.3.2 Asbest | 27 |
| 3.4 Analyses grasmonsters | 28 |
| 4 Modelmatige schattingen van de verspreiding en concentraties | 33 |
| 5 Gezondheidsrisico's en milieubelasting | 39 |
| 5.1 Gemeten concentraties en mogelijke gezondheidsrisico's | 39 |
| 5.1.1 Inleiding | 39 |
| 5.1.2 Relevante blootstellingsroutes | 39 |
| 5.1.3 Normen en grenswaarden | 40 |
| 5.1.4 Vergelijking concentraties met normen en grenswaarden | 41 |
| 5.1.5 Potentiële blootstelling per categorie | 44 |
| 5.2 Milieubelasting | 45 |
| 6 Conclusies | 47 |
| Literatuur | 48 |
| Bijlage 1. Schematische weergave van de meetlocaties | 51 |
| Bijlage 2. Beschrijving meetmethoden | 54 |

Samenvatting

Op 13 mei 2000 werd Enschede getroffen door een reeks explosies bij het vuurwerkbedrijf S.E. Fireworks, gelegen midden in een woonwijk, waardoor een groot aantal woningen en andere gebouwen werd verwoest. Als gevolg van de explosies ontstond een grote brand, waarbij meer dan tweehonderd woonhuizen en enkele tientallen bedrijfspanden vlam vatten. Naast tweeëntwintig doden waren er bijna duizend gewonden die medische ondersteuning nodig hadden.

Tijdens de brand en op de dagen daarna heeft de Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM metingen verricht van schadelijke stoffen in de lucht en in de omgeving. Ook zijn in het gebied benedenwinds van de ramplocatie monsters van veegstof en gras genomen om de verspreiding en depositie van deze stoffen te bepalen.

Uit de metingen blijkt dat dichtbij de brand, in de rook, sterk verhoogde concentraties stof en zware metalen (i.h.b. lood, koper en zink) voorkwamen. Ook koolmonoxide bleek in hoge concentraties aanwezig te zijn. Ook na de brand werden deze stoffen in het rampgebied gevonden, zij het in lagere concentraties. Tevens werden daar licht verhoogde concentraties dioxinen en vluchtige organische verbindingen gemeten. Buiten het rampgebied waren de concentraties van deze stoffen niet of nauwelijks verhoogd.

Door TNO is vastgesteld dat er op de door MOD bemonsterde filters geen asbestvezels voorkwamen. Op 14 mei is door SGS en TNO geconstateerd, dat zich buiten de binnenring geen relevante verspreiding van asbest had voorgedaan. In de binnenring was bij visuele inspectie wel op verschillende plaatsen asbest aangetroffen. Metingen in de lucht hebben uitgewezen dat op de dagen na de brand de concentratie aan asbestvezels in de lucht meestal onder het verwaarloosbaar risiconiveau lag.

Met behulp van de meetgegevens en modelberekeningen is de potentiële blootstelling geschat van de betrokken hulpverleners en omwonenden.

Na vergelijking met gezondheidkundige grenswaarden en normen werd duidelijk dat langdurige gezondheidseffecten door inademing van deze stoffen onaannemelijk waren. Kortdurende effecten, als irritatie van de luchtwegen, kunnen echter wel zijn opgetreden.

Tot op 5 km benedenwinds van de voormalige vuurwerkopslagplaats zijn verhoogde concentraties zware metalen gevonden in veegstof en gras. Dit heeft echter niet tot een noemenswaardige belasting van de bodem geleid.

1 Inleiding en doelstelling

Op 13 mei 2000 rond 15:00u ontstond brand op het terrein van het vuurwerkbedrijf S.E. Fireworks, gelegen aan de Tollensstraat 50 te Enschede. Als gevolg van de brand vonden korte tijd later op het bedrijfsterrein enkele explosies plaats, waaronder één uiterst zware, waardoor een groot aantal huizen en enkele andere gebouwen in de directe omgeving compleet werden verwoest en grote materiële schade ontstond. Door de explosies breidde de brand zich uit tot ver buiten het industrieterrein, zodat meer dan tweehonderd woonhuizen en een enkele tientallen bedrijfspanden vlam vatten. Daarbij was sprake van een forse rookontwikkeling en een pluimstijging tot naar schatting enkele honderden meters, waardoor de bij de brand vrijgekomen stoffen tot ver in de omgeving werden verspreid. De brand heeft tot diep in de nacht geduurd. Om ongeveer 17:15u is de Milieu Ongevallen Dienst (MOD) van het RIVM opgeroepen om nabij de rampplek metingen te verrichten van de concentraties aan stoffen, die bij de brand waren vrijgekomen.

Het belangrijkste doel van de metingen was het in kaart brengen van de potentiële blootstelling van de omwonenden en hulpverleners door het meten of berekenen van concentraties in de woonomgeving. Bovendien wilde men worden geïnformeerd over de milieubelasting als gevolg van de verspreiding en depositie van de bij de brand vrij gekomen stoffen. De eerste metingen zijn verricht op de avond van 13 mei. Op 14, 16, 18 en 25 mei zijn aanvullende metingen verricht.

Na de ramp is een uitvoerig gezondheidsonderzoek verricht onder de getroffen en de bij de ramp betrokken hulpverleners. Dit onderzoek had onder andere tot doel de mogelijke lichaamsbelasting als gevolg van blootstelling aan bij de calamiteit vrijgekomen schadelijke stoffen in kaart te brengen. Het gezondheidsonderzoek is gerapporteerd in RIVM PGVE⁵ (2001). Van de onderzochte personen is onder andere bloed en urine afgenomen. De bloed- en urinemonsters zijn geanalyseerd op zware metalen en andere elementen, waarbij de keuze van de geanalyseerde elementen ten dele is gebaseerd op de resultaten van de metingen van de bij de ramp vrijgekomen stoffen.

In dit rapport worden de opzet, uitvoering en resultaten van de bovengenoemde milieumetingen beschreven. De meetgegevens die in dit rapport zijn weergegeven zijn kort na de ramp gerapporteerd in een aantal tussentijdse rapportages. Doel van deze eindrapportage is om een integraal beeld te geven van het uitgevoerde onderzoek. Daarnaast is sinds de calamiteit nader onderzoek verricht naar de aard en de hoeveelheid van de stoffen die bij de calamiteit kunnen zijn vrijgekomen. In dit rapport zullen deze gegevens modelmatig in verband worden gebracht met de meetgegevens. Hierdoor wordt een beter inzicht verkregen in de wijze waarop stoffen zich tijdens de explosie en de er op volgende brand hebben verspreid en kan de potentiële blootstelling van mensen die bij de brand zijn betrokken nauwkeuriger in kaart worden gebracht.

Dit rapport is als volgt ingedeeld. In hoofdstuk 2 wordt een korte beschrijving gegeven van het verloop van de ramp, gevolgd door een beschrijving van de uitgevoerde metingen en de daarbij gevolgde meetstrategie. Ook zal daarin aandacht worden besteed aan de meteorologische omstandigheden tijdens en na de ramp. Hoofdstuk 3 bevat de resultaten van de metingen. In hoofdstuk 4 wordt op basis van de meetresultaten, emissieschattingen en berekeningen met

⁵ Projectteam Gezondheidsonderzoek Vuurwerkrampp Enschede

verspreidingsmodellen een overzicht gemaakt van de concentraties waaraan personen tijdens en na de ramp kunnen zijn blootgesteld. Tenslotte zal in hoofdstuk 5 een schatting van de potentiële blootstelling aan schadelijke stoffen worden gegeven. Daarbij is getracht aan te sluiten bij een indeling in verschillende categorieën blootgestelde personen zoals die in het gezondheids-onderzoek zijn onderscheiden. Tevens zal in hoofdstuk 5 de belasting van het milieu als gevolg van verspreiding en depositie van de bij de calamiteit vrijgekomen stoffen worden besproken. De conclusies zijn te vinden in hoofdstuk 6.

2 Metingen van de concentraties, verspreiding en depositie van schadelijke stoffen

2.1 Korte beschrijving van de ramp

Vanuit het oogpunt van de verspreiding en depositie van schadelijke stoffen die bij de ramp zijn vrijgekomen, kan de ramp globaal in drie fasen worden ingedeeld.

De eerste fase is die waarin de brand ontstond en zich op het terrein van het bedrijf uitbreidde, gevolgd door het ontploffen van opgeslagen vuurwerk en uiteindelijk resulterend in enkele explosies, waaronder één zeer zware. Deze fase heeft voor zover bekend alles bij elkaar een klein uur geduurd, van ongeveer 14:45u tot 15:35u. Tijdens deze fase zijn met name schadelijke stoffen vrijgekomen die in het vuurwerk aanwezig waren of door het branden en ontploffen van het vuurwerk werden gevormd. Voorbeelden zijn gasvormige componenten als zwaveldioxide (SO_2) en andere vluchtige zwavelverbindingen, stikstofoxiden (NO_x), chloorhoudende gassen en koolmonoxide (CO), en stofdeeltjes waarin zich onder meer de elementen kalium, magnesium, barium, strontium, koper, aluminium, titanium en zwavel kunnen bevinden. Deze elementen komen veelvuldig voor in vuurwerk. Tevens zijn ze aangetoond in resten betonbrokken die bemonsterd zijn op de ramplocatie (De Bruyn en Karelse, 2001). Ook dioxines kunnen bij verbranding van vuurwerk vrijkomen.

Qua verspreiding kan deze fase nog worden gesplitst in de aanvankelijke brand en de explosies. Tijdens de brand zijn de vrijgekomen stoffen vooral in benedenwindse richting verspreid. De afstand tot waarop de stoffen nog in verhoogde concentraties⁶ in de lucht dan wel op de bodem (depositie) kunnen worden aangetroffen, hangt af van de windsnelheid en de pluimstijging die bepaalt tot welke hoogte de stoffen zijn geëmitteerd. Voor grove stofdeeltjes (stofdeeltjes met een diameter groter dan ongeveer 10 μm) speelt ook de aërodynamische diameter⁷ een belangrijke rol bij de depositie. In het algemeen geldt: hoe groter de aërodynamische diameter van het stofdeeltje, des te korter de afstand waarover het wordt verspreid. Omdat de pluimstijging in deze fase niet hoger was dan naar schatting enkele tientallen meters, zal de verspreiding van gassen en deeltjes zich hebben beperkt tot hooguit enkele honderden meters. Mensen die zich binnen deze afstand tot de brand bevonden zijn via inademing blootgesteld aan de gasvormige componenten en fijne stofdeeltjes, afkomstig van de brand. De concentraties van stoffen in de lucht zijn in deze fase echter waarschijnlijk niet extreem hoog geweest. Deze schatting wordt bevestigd door de in hoofdstuk 4 beschreven emissieschattingen en verspreidingsberekeningen.

Bij de explosies zijn in korte tijd stoffen in alle richtingen tot in de verre omtrek verspreid. Uit het feit dat grote brokken beton tot op honderden meters van de vuurwerkopslagplaats zijn weggeslingerd kan worden afgeleid dat stofdeeltjes die tijdens de explosies vrijkwamen waarschijnlijk tot op kilometers afstand in de omgeving zijn neergedaald, waarbij de fijnere stofdeeltjes in benedenwindse richting mogelijk nog verder zijn meegevoerd. Als direct gevolg

⁶ Met verhoogd wordt hier bedoeld: significant hoger dan het achtergrondniveau.

⁷ De aërodynamische diameter van een deeltje is de diameter die het deeltje zou hebben als het bolvormig was en een dichtheid van 1 g cm^{-3} zou hebben. De aërodynamische diameter wordt dus bepaald door de omvang, de dichtheid en de vorm van het deeltje. De meeste meet- en monsternamapparatuur voor stofdeeltjes in de lucht zijn gebaseerd op principes waar de aërodynamische diameter een belangrijke rol bij speelt.

van de explosies kunnen mensen in de omgeving gedurende korte tijd zijn blootgesteld aan schadelijke stoffen.

De tweede fase is de brand die ontstond na de laatste, zeer zware explosie. Deze fase duurde van 13 mei, 15:45u tot 14 mei, ongeveer 1:30u⁸. De brand bestond eigenlijk uit een groot aantal branden verspreid over het terrein dat door de explosie was verwoest. Dit terrein bestond uit een blok gebouwen met een oppervlakte van ongeveer 40 hectare, grofweg omsloten door de Deurningerstraat, de Lasondersingel, de Roomweg, de Nieuwluststraat, de Stroinksbleekweg, de Schurinksweg en de H.D. Blijdensteinlaan. De branden zijn veroorzaakt door exploderend vuurwerk en brandende en smeulende vuurwerkresten die in de omgeving van de opslagplaats zijn terechtgekomen. Aan het begin van de tweede fase (dus direct na de zwaarste explosie) is nog enige tijd exploderend vuurwerk waargenomen.

In deze fase zijn enkele honderden gebouwen (bedrijfsgebouwen en woonhuizen) verwoest en verbrand. Hierbij zijn gasvormige componenten vrijgekomen, onder meer koolmonoxide, stikstofoxiden, zwaveldioxide en vluchtige organische verbindingen zoals benzeen, toluen, vluchtige PAKs (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) en aldehyden en mogelijk ook zoutzuur (HCl) en blauwzuur (HCN). Daarnaast zijn stofdeeltjes geëmitteerd. De stofdeeltjes kunnen typische verbrandingsprodukten bevatten zoals grotere (niet-vluchtige) PAKs, roet en dioxinen, en daarnaast (zware) metalen die veel voorkomen in gebouwen en daarin aanwezige huisraad, zoals ijzer, lood, koper en zink. Ook zijn in deze fase waarschijnlijk asbestdeeltjes vrijgekomen (in de eerste fase zullen met name brokken asbest zijn verspreid en in veel mindere mate asbestvezels).

De brand was zodanig heet, dat de pluim tot op enkele honderden meters hoogte reikte. Als gevolg daarvan kan worden verwacht dat de vrijgekomen stoffen tot op kilometers afstand benedenwinds zijn verspreid. Mensen die zich binnen deze afstand bevonden zijn via inademing blootgesteld aan de gasvormige componenten en fijne stofdeeltjes.

De derde fase trad in nadat de brand grotendeels was uitgewoed, ongeveer vanaf 1:30u op 14 mei⁸. In deze fase werden op het rampterrein werkzaamheden verricht zoals resterende blusactiviteiten, het ruimen van puin en het zoeken naar slachtoffers en werd er een begin gemaakt met de eerste sloopwerkzaamheden. Hierdoor kwamen vooral fijne en grove stofdeeltjes vrij die in de puinresten op het terrein aanwezig waren. Verwacht wordt dat dit met name kalkachtige deeltjes waren en deeltjes die verbrandingsresten bevatten (zoals omschreven bij de tweede fase), waaronder restanten van vuurwerk die zich in de puinresten bevonden. Ook asbestdeeltjes kunnen hier toe behoren.

Deze deeltjes zijn amper buiten het rampterrein verspreid, aangezien de emissie plaatsvond op laag niveau en er ook geen sprake meer was van pluimstijging. Grootste probleem in deze fase (voor wat betreft milieuschadelijke stoffen) was blootstelling aan stof- en asbestdeeltjes van op het rampterrein aanwezige werknemers en hulpverleners.

De derde fase heeft nog enkele dagen geduurd. In de vroege avond van 16 mei, dus ongeveer 3 dagen na de ramp, heeft het gedurende een uur flink geregend. Ook de dagen daarna regende het regelmatig. Verwacht mag worden dat na de eerste hevige regenval de emissies van stofdeeltjes uit de puinresten op het terrein tot verwaarloosbaar niveau waren gedaald. Voor wat betreft de

⁸ Een exact tijdstip van het einde van de grote brand is niet te geven. Rond 2:00u waren er verspreid over het terrein nog diverse kleinere branden aan de gang, maar de totale brand over het hele terrein was in hevigheid sterk afgenomen ten opzichte van de eerste uren.

emissies en verspreiding van schadelijke stoffen kan dit als het einde van de derde fase worden beschouwd.

2.2 Meteorologische omstandigheden tijdens en na de ramp

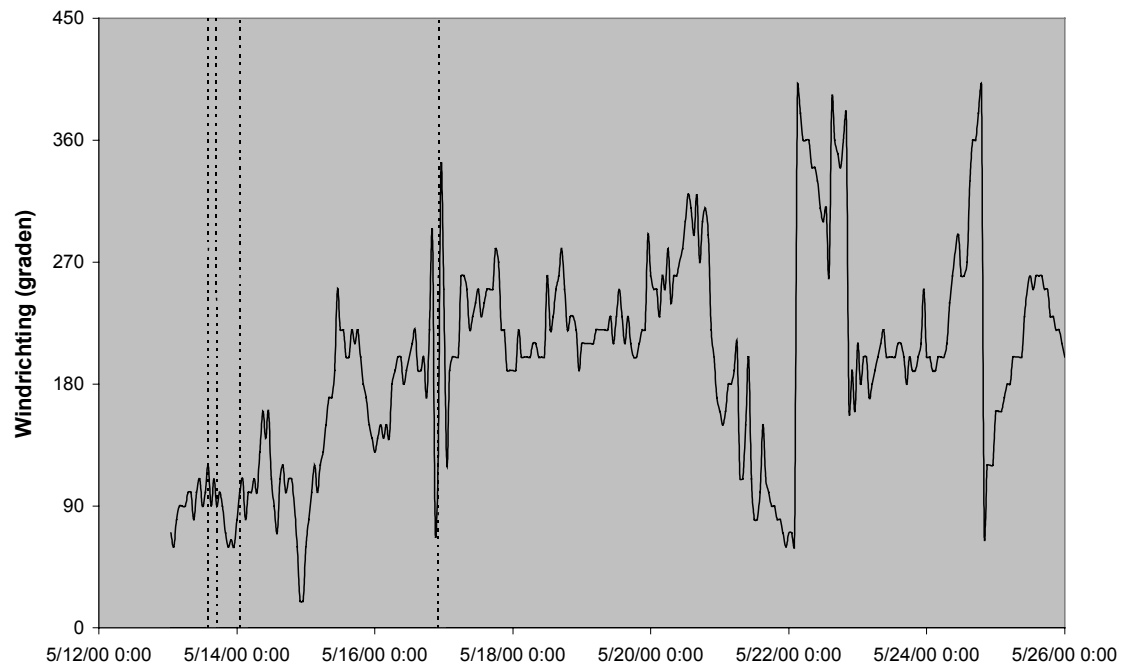
De verspreiding en depositie van stoffen die op een of andere wijze in de lucht worden geëmitteerd hangen onder andere af van de meteorologische omstandigheden. De meteorologie is ook van belang voor de meetstrategie, die in de volgende paragrafen aan de orde zal komen. In deze paragraaf wordt daarom een overzicht gegeven van de meteorologische omstandigheden tijdens en na de ramp.

De gepresenteerde meteorologische gegevens zijn gemeten op het KNMI weerstation Twente, gelegen nabij het vliegveld Twente op ca 3 km ten noorden van de ramplocatie.

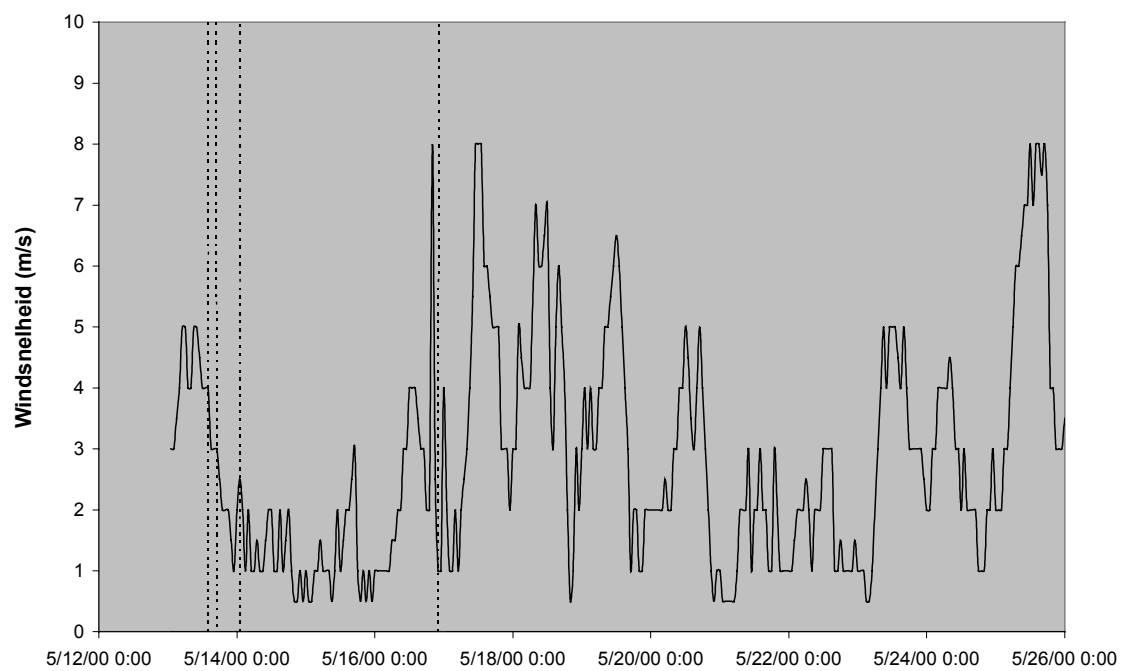
In de Figuren 2.1 t/m 2.4 is het verloop van windrichting, windsnelheid, temperatuur, globale straling en neerslag (hoeveelheid per uur) weergegeven. De verticale stippellijnen geven de begin- eindtijden van de verschillende fasen aan, de eerste lijn op 13 mei om 15:00u en de laatste op 16 mei rond 20:00u. Omdat ook op 18 en 25 mei nog metingen zijn verricht (nazorg), strekt de periode in de figuren steeds tot en met 25 mei.

Uit de figuren valt af te leiden dat tijdens de eerste en tweede fase de wind aanvankelijk uit oost-zuidoostelijke richting waaide en de windsnelheid laag was, rond de 3 m s^{-1} bij aanvang van de ramp en daarna afnemend tot $1\text{-}2 \text{ m s}^{-1}$ tijdens de brand. Het was warm, droog en zonnig weer. In de avond draaide de wind naar het oostnoordoosten, waarna ze in de vroege ochtend van 14 mei weer naar oostelijke richting draaide. Dit weertype hield aan tot en met 16 mei, waarbij de wind afwisselend oostelijk, noordoostelijk en zuidoostelijk was.

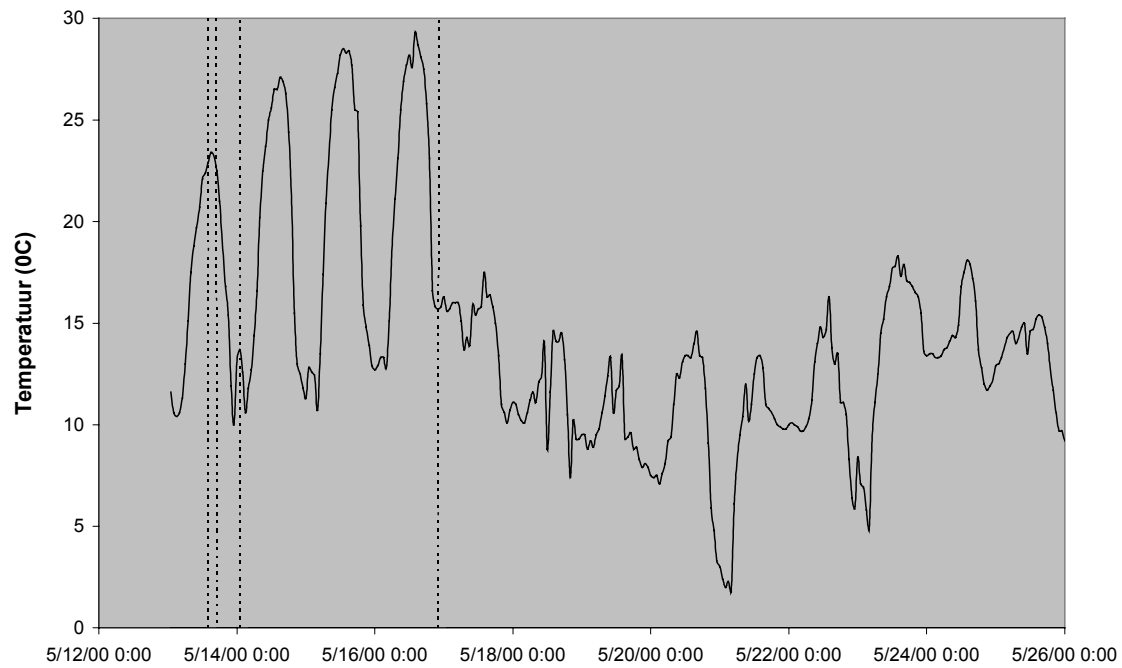
Op 16 mei begon de wind te draaien naar zuidzuidwest. Tegelijkertijd nam de windsnelheid iets toe. In de vroege avond van 16 mei (rond 20:00u) viel er gedurende ongeveer een uur een forse hoeveelheid regen. Dit ging gepaard met flinke windsnelheden. In de periode daarna ontstond een wisselvallig weertype, gekenmerkt door relatief hoge windsnelheden, wisselende windrichtingen, minder zon en lagere temperaturen. Het regende regelmatig. Dit weertype hield aan tot 25 mei, de laatste dag waarop monsters zijn genomen.



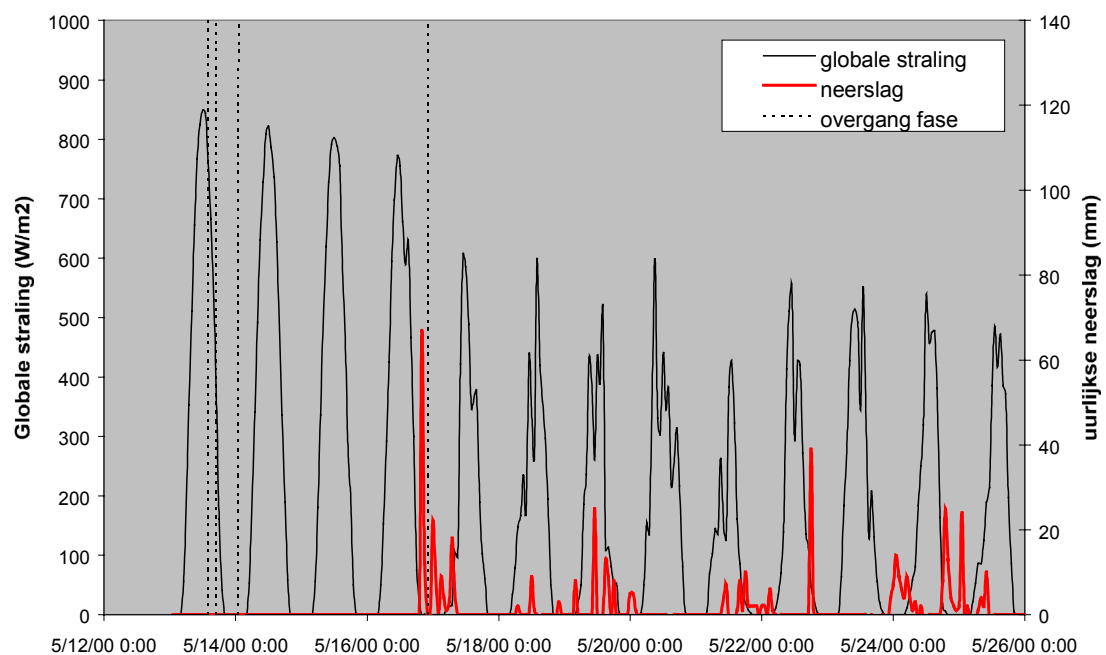
Figuur 2.1 Verloop van de windrichting tijdens en na de ramp



Figuur 2.2 Verloop van de windsnelheid tijdens en na de ramp



Figuur 2.3 Verloop van de temperatuur van de buitenlucht tijdens en na de ramp



Figuur 2.4 Verloop van de globale straling en hoeveelheid neerslag tijdens en na de ramp

2.3 Doel, opzet en uitvoering van de metingen

2.3.1 Metingen op 13 mei (tweede fase)

Op 13 mei om 17:15u is een melding binnengekomen bij de MOD met het verzoek metingen te komen verrichten nabij de ramplokatie te Enschede. De tweede fase was toen al begonnen. De meetploeg, die op dat moment klaar stond om monsters te gaan nemen nabij Drachten, in verband met de brand bij ATF op 12 mei 2000, werd onverwijld naar Enschede gestuurd. De meetploeg arriveerde om 19:30u bij het Regionaal Coördinatie Centrum (RCC) te Hengelo om zich te melden en was om ongeveer 21:00u aanwezig bij de ramplokatie. Omdat op dat moment de prioriteiten bij de bestrijding van de brand en de hulpverlening lagen, kon om praktische redenen niet eerder dan rond 22:00u worden begonnen met meten. Wel is in de tussentijd een verkenning van de situatie gemaakt, is informatie ingewonnen over de heersende meteorologische omstandigheden en is een meetstrategie opgesteld.

Van 22:50u tot 23:50u zijn op de hoek van de Renbaanstraat en de Deurningerstraat op een afstand van ca. 300 m benedenwinds van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag (meetlocaties zijn aangegeven op de plattegrond in Bijlage 1) metingen verricht van de concentraties van een aantal gasvormige verontreinigingen, te weten koolmonoxide, stikstofdioxide, zoutzuur, blauwzuur, ammoniak en apolaire vluchtige organische verbindingen zoals benzeen, toluen en xylene. Daarnaast zijn twee TSP⁹ luchtstofmonsters genomen. Deze luchtstofmonsters zijn na afloop van de metingen getransporteerd naar het laboratorium ter bepaling van het stofgehalte en analyse op verontreiniging.

Doel van de luchtmetingen was vooral de mogelijke inhalatoire blootstelling aan gasvormige componenten en stofdeeltjes van de in de omgeving aanwezige mensen in kaart te brengen. Daarom is de meetlocatie zodanig gekozen (op basis van meteorologische informatie en visuele waarneming van de verspreiding van de rookpluim) dat een beeld werd verkregen van de hoogst mogelijke concentraties waaraan mensen in de omgeving op dat moment blootgesteld konden worden. Op en rond de meetlocatie zelf betrof dit voornamelijk brandweerlieden en andere in het rampgebied werkzame hulpverleners, de groep **HH** in het gezondheidsonderzoek (RIVM PGVE, 2001). Verder van het rampgebied af, waar zich andere hulpverleners (de groep **HL** in het gezondheidsonderzoek) en omwonenden (de groep **BL** in het gezondheidsonderzoek)¹⁰ bevonden, waren de concentraties aan stoffen en daarmee ook de blootstelling daaraan op dat moment lager dan op de meetlocatie. Dit zal in hoofdstuk 4 met verspreidingsberekeningen worden aangetoond.

De gebruikte meetmethoden zijn beschreven in Bijlage 2. In paragraaf 2.4 zal dieper worden ingegaan op de selectie van de gemeten en geanalyseerde stoffen.

Naast metingen in de lucht zijn, rond 22:00u, ook drie veegmonsters genomen van gedeponeerde stofdeeltjes. De monsters zijn genomen van enkele vensterbanken op ongeveer 400-500 m benedenwinds van de brandhaard, dus iets verder van de brand af dan de locatie waar de luchtmetingen zijn verricht. Doel hiervan was de depositie aan stofdeeltjes en daarin voorkomende verontreinigingen te bepalen, die gedurende de eerste en tweede fase waren

⁹ TSP = Total Suspended Particulate, ook wel totaal stof genoemd. Bij een TSP bemonstering worden stofdeeltjes met een aërodynamische diameter kleiner dan ongeveer 100 µm bemonsterd. TSP omvat dus zowel fijn stof (meestal aangeduid als PM10 of PM2.5) als grover stof.

¹⁰ Ook mensen uit de andere groepen (behalve **HH**) kunnen hier ook toe behoren, maar deze zijn in een andere fase van de ramp mogelijk wel aan gassen en/of stofdeeltjes blootgesteld.

geëmitteerd en neergedaald. De depositiegegevens kunnen worden gebruikt om een, overigens zeer indicatieve, schatting te maken van de concentraties stofdeeltjes en de blootstelling daaraan¹¹ nabij het rampgebied in de eerste en het begin van de tweede fase. Deze schattingen worden beschreven in de hoofdstukken 4 en 5.

2.3.2 Metingen op 14 mei (derde fase)

Op 14 mei zijn gedurende de hele dag monsters genomen in en nabij het rampgebied.

Ten eerste zijn er luchtstofmetingen verricht. Deze metingen hebben plaatsgevonden tussen 14:30u en 18:30u op de hoek van de Roomweg en de Deurningerstraat, op een afstand van ca 100 meter van het dichtstbijzijnde uitgebrande huis aan die zijde van het rampgebied (300 m van van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag). Tegelijkertijd zijn er één PM10¹² en één TSP monster genomen. De luchtstofmonsters zijn na afloop van de bemonstering naar het laboratorium vervoerd ter bepaling van het stofgehalte en analyse op verontreiniging.

Doel van de luchtstofmetingen was de mogelijke inhalatoire blootstelling aan stofdeeltjes van de in het rampgebied werkzame hulpverleners (de groep **HHD** in het gezondheidsonderzoek), in kaart te brengen. Daarom is gekozen voor een meetlocatie aan de rand van de binnenring, benedenwinds van het centrum van het rampgebied. Op deze wijze werd een beeld verkregen van de concentraties waaraan mensen in het rampgebied blootgesteld konden worden. Verwacht mag worden dat, vanwege de lage emissiehoogte, verder van het rampgebied af de concentraties aan stoffen in de lucht lager waren dan op de meetlocatie.

Daarnaast zijn er op 14 mei veegstof- en grasmonsters genomen in de omgeving van het rampgebied, met name in westelijke (benedenwindse) richting. De monsters zijn genomen in de binnenring, de buitenring en ook buiten de buitenring, tot een afstand van ongeveer 5 km van de kern van het rampgebied. De veeg- en grasmonsters zijn vervoerd naar het laboratorium ter analyse op verontreiniging.

Doel hiervan was de verspreiding en depositie van stofdeeltjes en daarin voorkomende componenten die bij de ramp waren vrijgekomen in kaart te brengen. De verspreidings- en depositiegegevens kunnen worden gebruikt om een schatting te maken van de concentraties stofdeeltjes in de eerste en tweede fase buiten het rampgebied aan benedenwindse zijde. Tevens kan op basis van deze gegevens een indicatie worden verkregen van de blootstelling van mensen die in de dagen na de ramp in dit gebied ‘stoffige’ werkzaamheden hebben verricht (de groep **BS** in het gezondheidsonderzoek). Tenslotte kan uit de depositie de eventuele verontreiniging van de bodem in het gebied worden berekend. Deze schattingen worden beschreven in hoofdstuk 5.

Omdat de resultaten van enkele eerste, verkennende analyses van de veeg- en grasmonsters (uitgevoerd op 15 mei), nog geen voldoende duidelijk beeld van de verspreiding te zien gaven, is besloten om op 16 mei nog meer veeg- en grasmonsters te nemen.

¹¹ Het gaat daarbij met name om de blootstelling van mensen die in deze periode in het rampgebied waren, dus de groepen **BH** en **HH** in het gezondheidsonderzoek.

¹² PM10 staat voor stofdeeltjes met een een aërodynamische diameter kleiner dan ongeveer 10 µm. Deze deeltjes zijn inhaleerbaar. PM10 wordt vaak aangeduid als fijn stof, al kunnen daar soms ook nog fijnere stofdeeltjes mee worden bedoeld (met een aërodynamische diameter kleiner dan 1 of 2,5 µm, resp. aangeduid als PM1 en PM2.5). De huidige normstelling ten aanzien van concentraties in de lucht is gebaseerd op PM10.

2.3.3 Metingen op 16 mei (derde fase)

Ook op 16 mei zijn monsters genomen in en nabij het rampgebied.

Ten eerste zijn in de binnenring luchtstofmonsters genomen en wel tussen 14:00u en 16:00u en tussen 16:00u en 18:15u. Gedurende beide perioden werden tegelijkertijd één PM10 en één TSP monster genomen. De monsternamen vond plaats op de hoek van de Roomweg en de Nieuwluststraat op een afstand van ca. 30 meter benedenwinds van het gebied waar o.a. sloopwerkzaamheden werden uitgevoerd (ruim 100 m van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag). Op dezelfde locatie zijn ook luchtmonsters genomen op actief koolbuizen om concentraties aan vluchtige organische verbindingen te kunnen bepalen. Tevens zijn enkele in het gebied werkzame personen gedurende een paar uur uitgerust met personal samplers.

De luchtstofmonsters zijn na de bemonstering naar het laboratorium vervoerd ter bepaling van het stofgehalte en de concentraties verontreinigende componenten. De actief koolbuizen en de passieve samplers zijn geanalyseerd op vluchtige organische componenten.

Doel van de metingen was de mogelijke inhalatoire blootstelling aan vluchtige organische verbindingen en stofdeeltjes van de in het rampgebied werkzame hulpverleners (de groep **HHD** in het gezondheidsonderzoek) te bepalen. Met behulp van de passieve samplers werd tevens een indicatie van de persoonlijke blootstelling aan organische verbindingen verkregen.

In en aan de rand van de kern van het rampgebied zijn in verschillende richtingen ook enkele veegmonsters genomen om de samenstelling van de aldaar gedeponeerde stofdeeltjes vast te stellen. De veegmonsters zijn in het laboratorium geanalyseerd op zware metalen.

Tevens is op 16 mei een groot aantal grasmonsters genomen in de omgeving van het rampgebied, ten dele in het gebied waar op 14 mei al monsters waren genomen en ten dele ook op grotere afstand (tot ongeveer 25 km) benedenwinds van de ramplocatie. Ook zijn enkele monsters op 3,5-4 km bovenwinds van de ramplocatie genomen. Deze dienden als referentiemonsters. De grasmonsters zijn in het laboratorium geanalyseerd op zware metalen.

De resultaten hiervan zijn gebruikt als aanvulling op de op 14 mei verzamelde gegevens om de verspreiding en depositie van stofdeeltjes en daarin voorkomende componenten die bij de ramp waren vrijgekomen in kaart te brengen.

2.3.4 Metingen op 18 en 25 mei (nazorg fase)

Op 18 mei zijn ter aanvulling op de eerder verrichte luchtmetingen nogmaals luchtstofmetingen verricht. Van 13:50u tot 15:50u zijn luchtstofmonsters (één PM10 en één TSP) genomen aan de Stroinksbleekweg, 150 m benedenwinds van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag, waar die dag zoek-, opruim- en sloopwerkzaamheden werden uitgevoerd. Daarna zijn van 16:45u tot 18:45u luchtstofmonsters (één PM10 en één TSP) genomen op de hoek van de Lassondersingel en de Tollensstraat, 250 m bovenwinds van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag ('achtergrondmeting'). De luchtstofmonsters zijn na de bemonstering naar het laboratorium vervoerd ter bepaling van het stofgehalte en de concentraties verontreinigende componenten.

Doel van deze metingen was na te gaan of door de veranderde weersomstandigheden (regen, meer wind) de concentraties aan stofdeeltjes en zware metalen in de lucht waren afgenomen tot normale niveaus.

Ook zijn er op 25 mei veeg- en grasmonsters genomen in het gebied tot 5 km benedenwinds van het rampterrein op in totaal 18 locaties die gelegen waren in de onmiddellijke omgeving van de op 14 en 16 mei bemonsterde locaties. Er is voor gekozen om geen grasmonsters te nemen op een afstand groter dan 5 km, aangezien bij de eerste monsternamen op meer dan 5 km van het rampterrein geen waarden boven de lokale achtergrondconcentraties werden gevonden. De veeg- en grasmonsters zijn ter analyse naar het laboratorium vervoerd.

Verwacht werd dat door de veranderde weersomstandigheden (met name regen) de concentraties verontreiniging in het gras door afspoeling zouden zijn afgenomen. Doel van deze metingen was dit te verifiëren.

In Tabel 2.1 is een overzicht gegeven van alle tijdens en na de ramp verrichte metingen en monsternemingen. Vermeld zijn per dag welke stoffen er zijn gemeten, op welke tijdstippen dit is gebeurd en op welke locatie(s) de metingen zijn verricht. Voor de luchtstof-, veeg- en grasmonsters is ook vermeld op welke componenten zij zijn geanalyseerd. In paragraaf 2.4 zal de keuze van de analyses nader worden toegelicht.

2.4 Analysestrategie

Bij de selectie van de te analyseren componenten in de luchtstof-, veeg- en grasmonsters is in de eerste plaats uitgegaan van informatie uit publicaties, databestanden en via internet over componenten die bij het verbranden van vuurwerk vrij zouden kunnen komen. Dit bleken met name de in paragraaf 2.1 genoemde zware metalen te zijn, die aan vuurwerk worden toegevoegd om bepaalde effecten te verkrijgen, en SO₂ dat vrijkomt bij de verbranding van zwavel. Ook dioxinen kunnen bij verbranding van vuurwerk worden gevormd, maar de kans op het ontstaan van hoge concentraties dioxinen werd bij deze ramp vanwege de hoge temperatuur tijdens de explosies en de brand gering geacht. Onderzoek van onder andere Fleischer *et al.* (1999) bevestigt dit. In paragraaf 3.1.3 zal hier nog op worden teruggekomen.

Daarnaast is ook informatie verzameld over stoffen die kunnen vrijkomen bij verbranding van woningen, bedrijfspanden en daarin aanwezige materialen. Deze informatie is beschreven in hoofdstuk 4, waar ze is gebruikt voor berekeningen van de verspreiding van stoffen tijdens en na de ramp. Met name de omvang van het aantal verwoeste woningen en bedrijfspanden maakte de brand bijzonder. Zoals gesteld in paragraaf 2.1 kunnen bij woningbranden verbrandingsgassen, zoals koolmonoxide, stikstofoxiden, zwaveldioxide, zoutzuur, blauwzuur en vluchtige organische verbindingen, maar ook aan stof gebonden verontreinigingen zoals lood, koper, zink, dioxinen en PAKs vrijkomen.

Tenslotte zouden bij de brand in principe brandvertragende middelen betrokken kunnen zijn. Hierbij dient met name te worden gedacht aan broomhoudende brandvertragers en antimoon, welke stoffen vaak in combinatie worden gebruikt.

Bij het analytisch onderzoek is om een aantal redenen slechts beperkt aandacht besteed aan brandvertragende middelen en dan met name aan antimoon. De eerste reden wordt gevormd door de resultaten van de analyse van antimoon. Deze analyse kan niet gelijktijdig met die van de andere elementen zoals de al genoemde zware metalen plaatsvinden, maar vergt een aparte ontsluiting. Met deze andere ontsluitingsmethode is een aantal veegmonsters bewerkt en geanalyseerd op antimoon. Hieruit bleek dat er nagenoeg geen verhoogde gehalten aan antimoon werden gevonden (zie Tabel 3.3 in paragraaf 3.3.1).

Tabel 2.1. Overzicht van de tijdens en na de ramp verrichte metingen en monsternemingen.

| Datum | Anorganische gasvormige componenten in lucht ¹⁾ | Organische gasvormige componenten in lucht ²⁾ | Stofdeeltjes in lucht | Veegmonsters (gedeponeerde stofdeeltjes) | Grasmonsters (gedeponeerde stofdeeltjes) |
|--------|--|--|--|--|--|
| 13 mei | 22:50u-23:50u 250 m bnw | 22:50u-23:50u 250 m bnw | 22:50u-23:50u 250 m bnw Analyse op: - zware metalen - asbest - organische componenten ³⁾ | ca 22:00u 400 – 500 m bnw Analyse op: - zware metalen | |
| 14 mei | | | 14:30u-18:30u 100 m bnw Analyse op: - zware metalen - asbest - organische componenten ³⁾ | hele dag 400 – 4000 m bnw Analyse op: - zware metalen - asbest | hele dag 1,8 – 4,6 km bnw Analyse op: - zware metalen |
| 16 mei | | 14:00u-18:00u 50 m bnw ⁴⁾ | 14:00u-16:00u 16:00u-18:15u 50 m bnw ⁴⁾ Analyse op: - zware metalen - dioxines | middag 200 – 300 m diverse richtingen Analyse op: - zware metalen | hele dag 600 m – 24 km bnw 3,5 – 4 km bvww Analyse op: - zware metalen |
| 18 mei | | | 13:50u-15:50u 150 m bnw 16:45u-18:45u 150 m bvww Analyse op: - zware metalen | | |
| 25 mei | | | | hele dag 400 m – 4,6 km bnw Analyse op: - zware metalen | hele dag 500 m – 2,5 km bnw Analyse op: - zware metalen |

bnw = benedenwinds, bvww = bovenwinds; vermelde afstanden zijn de afstanden tot het centrum van het rampgebied (waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag)

¹⁾ Koolmonoxide, stikstofdioxide, zoutzuur, blauwzuur en ammoniak.

²⁾ Vluchtige organische verbindingen zoals benzeen, toluen, xylene, alkanen en gechloreerde alifatische en aromatische verbindingen

³⁾ Een deel van de op 13 en 14 mei bemonsterde TSP filters is gescreend op PAKs en andere organische componenten.

⁴⁾ De bemonsteringen met actief koolbuizen vonden op 50 m benedenwinds van het centrum van het rampgebied plaats. De bemonsteringen met personal samplers vond verspreid over het terrein plaats, afhankelijk van waar de dragers van de samplers zich hebben bevonden.

Daarnaast is van belang dat er geen aanwijzingen zijn dat in Enschede rekening gehouden zou moeten worden met een meer dan normale aanwezigheid van met brandvertragers behandelde materialen in woningen en bedrijven. Evenmin is het waarschijnlijk dat in vuurwerk brandvertragers zullen worden gebruikt.

Tenslotte is de blootstelling aan brandvertragers en eventuele omzettingsprodukten ervan bij brand per definitie van relatief korte duur. Ten aanzien van de gezondheidskundige aspecten van deze stoffen gaat het niet zozeer om de hoogte van de blootstelling, als wel om de dosis die een mens over een langere periode binnenkrijgt. Een kortdurende blootstelling is in dat licht bezien alleen relevant bij zeer hoge blootstellingsconcentraties en deze worden op grond van het voorgaande in Enschede zeker niet verwacht.

De genoemde verbrandingsgassen zijn met uitzondering van zwaveldioxide tijdens de metingen op 13 mei alle gemeten. Voor zwaveldioxide zijn gegevens verzameld van een benedenwinds gelegen meetstation van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit.

Voor wat betreft de analyses van luchtstof- en veegmonsters is in eerste instantie een screenende analyse uitgevoerd, waarbij twee van de luchtstofmonsters met behulp van GC/MS zijn geanalyseerd op het gehalte aan PAKs en gechloreerde aromatische verbindingen en daarnaast met behulp van ICP-MS zijn geanalyseerd op zware metalen. Uit deze analyse bleek dat de gehalten aan PAKs en gechloreerde aromatische verbindingen laag waren, terwijl enkele zware metalen (o.a. lood, zink en barium) wel in hoge gehalten voorkwamen. Daarom is besloten om prioriteit te geven aan de bepaling van de gehalten aan zware metalen in de luchtstof-, veeg- en grasmonsters.

Om met zekerheid vast te stellen dat zich geen langdurige blootstelling als gevolg van verwaaiing van dioxinehoudend stof kon voordoen zijn de luchtstofmonsters die op 16 mei zijn genomen geanalyseerd op het gehalte aan dioxinen.

Verder is een deel van de luchtstof- en veegmonsters aan TNO ter beschikking gesteld voor asbestanalyse en is een ander deel bewaard om, in afwachting van het ter beschikking komen van nieuwe informatie over het vrijkomen van stoffen tijdens of na de ramp, deze in een later stadium te kunnen analyseren op andere stoffen. Deze monsters staan ook op dit moment nog ter beschikking.

3 Resultaten van de metingen

3.1 Luchtstofmetingen

3.1.1 Concentraties stofdeeltjes

In Tabel 3.1 zijn de op de verschillende dagen gemeten concentraties aan stofdeeltjes vermeld. Uit de meetgegevens blijkt dat tijdens de tweede fase benedenwinds van de brand hoge concentraties stofdeeltjes voorkwamen. Dit is verklaarbaar, omdat de luchtstofmonsters in de rookpluim zijn genomen. Rook bevat in het algemeen veel, vooral fijnere stofdeeltjes. Ook bij andere industriële branden (onder andere een verfopslagplaats, een cacaobonenopslag en een loods waarin een grote hoeveelheid polypropyleen lag opgeslagen) zijn in de rookpluim op leefniveau concentraties in de orde van 1000 tot 5000 $\mu\text{g m}^{-3}$ gemeten.

De metingen in Enschede zijn uitgevoerd toen de brand in hevigheid al aan het afnemen was. De emissie aan stofdeeltjes in de beginperiode van de brand zou daarom hoger geweest kunnen zijn dan tijdens de periode waarin de metingen werden verricht. Echter, doordat de rookpluim in die beginfase veel hoger was, waren de concentraties aan stofdeeltjes op leefniveau waarschijnlijk veel lager dan tijdens de meetperiode. Immers, door de sterke pluimstijging zullen dicht bij de ramplocatie op leefniveau relatief weinig deeltjes zijn voorgekomen, terwijl op grotere afstand (daar waar ze wel neerkwamen) de concentraties op leefniveau door verdunning zullen zijn afgenomen.

Tabel 3.1 Gemeten concentraties stofdeeltjes(in $\mu\text{g m}^{-3}$) in de lucht tijdens en na de ramp in Enschede

| Datum en tijdstip monsternamen | Fase | Afstand tot kern rampgebied (m) | PM10 concentratie ($\mu\text{g m}^{-3}$) | TSP concentratie ($\mu\text{g m}^{-3}$) |
|--------------------------------|--------|------------------------------------|---|--|
| 13/5/00, 22:50-23:50 | 2 | 300 bnw | 1100 ¹⁾ | 1630 ²⁾ |
| 14/5/00, 14:30-18:30 | 3 | 300 bnw | 238 | 520 |
| 16/5/00, 14:00-16:00 | 3 | 100 bnw | 217 | 558 |
| 16:00-18:15 | | | 212 | 565 |
| 18/5/00, 13:50-15:50 | nazorg | 150 bnw | 160 ³⁾ | 300 |
| 16:45-18:45 | | 250 bvww | 87 | 153 |
| Gemiddelde achtergrondwaarde | | | 30 - 50 | 40 - 60 ⁴⁾ |

bnw = benedenwinds, bvww = bovenwinds; vermelde afstanden zijn de afstanden tot het centrum van het rampgebied (waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag)

- ¹⁾ Indicatieve schatting op basis van de gemeten TSP concentratie en een fijn stof fractie van 70%, d.w.z. dat 70% van het TSP uit fijn stof bestaat. Dit percentage is gebaseerd op de literatuurgegevens over emissies aan stofdeeltjes bij branden (MacGrattan *et al.*, 1997).
- ²⁾ Gemiddelde van twee meetwaarden.
- ³⁾ Door een technisch probleem is de PM10 bemonstering benedenwinds niet gelukt. De gegeven waarde is een schatting op basis van de gemeten TSP concentratie en een fijn stof fractie van 55%. Dit percentage is gebaseerd op de bovenwinds uitgevoerde meting.
- ⁴⁾ In Nederland worden geen systematische grof stof metingen verricht. Uit metingen op een stedelijke achtergrondlocatie is gebleken dat op achtergrondniveau voornamelijk fijn stof voorkomt en de concentraties TSP ten hoogste 25% hoger zijn dan de PM10 concentraties (Mennen *et al.*, 2000).

Grove stofdeeltjes zakken door hun grotere depositiesnelheid eerder uit de pluim¹³, waardoor zij dichter bij de ramplocatie op leefniveau terecht komen dan fijn stofdeeltjes.

Op de dagen na de brand zijn op de ramplocatie nog altijd verhoogde concentraties aan stofdeeltjes voorgekomen. Deze deeltjes zijn voornamelijk afkomstig van emissies die ontstaan door het slopen van de restanten gebouwen en het afvoeren van de puinresten. Uit de meetgegevens blijkt dat het bemonsterde stof voor een aanzienlijk deel uit grof stof bestaat, zeker vergeleken met de normaal voorkomende situatie in buitenlucht (zie voetnoot 4 bij Tabel 2.1).

De reden hiervan is dat puinresten relatief veel grof stof bevatten.

De gemeten fijn stof concentraties op 14 en 16 mei zijn ongeveer even hoog. De omstandigheden op beide dagen waren dan ook vergelijkbaar, zowel qua werkzaamheden op het terrein als qua weersgesteldheid (droog weer met matige windsnelheid). Na 16 mei blijken de concentraties te zijn afgenomen, vermoedelijk als gevolg van de regenval waardoor de puinresten nat zijn geworden met als gevolg een lagere emissie aan stofdeeltjes.

3.1.2 Concentraties zware metalen in luchtstof

Tabel 3.2 bevat de concentraties aan zware metalen en andere elementen in luchtstof, die op de opeenvolgende dagen zijn gemeten. Ook zijn ter vergelijking referentiewaarden (achtergrondconcentraties in lucht) vermeld.

Uit de tabel blijkt dat de op de verschillende dagen gemeten concentraties aan elementen een wisselend beeld geven.

In het monster dat op 13 mei is genomen blijkt dat de gehalten aan koper, zink, lood, barium, titanium en cadmium benedenwinds van de brand verhoogd zijn ten opzichte van elders gevonden waarden. Koper, barium en titanium vormen belangrijke bestanddelen van vuurwerk (Noordijk, 1993; De Bruyn en Karelse, 2001). Verder zijn koper, zink, lood en ook titanium metalen die veelvuldig worden gebruikt in gebouwen (koper in gas- en waterleidingen en elektriciteitsdraad, zink in verzinkt staal, dakgoten en pijpen, lood in loodslabben en verf, titaniumoxide als witte kleurstof in verf). Tijdens de brand kunnen vanwege de hoge temperatuur stofdeeltjes zijn ontstaan waarin deze metalen kunnen zijn opgenomen. Cadmium komt voor in verfpigmenten en in kunststoffen die onder andere in wit- en bruingoed worden toegepast.

In de op 14 en 16 mei genomen monsters blijkt dat de gehalten aan kalium (alleen op 16 mei), calcium, aluminium, titanium, ijzer, barium en strontium hoger zijn dan in de op 13 mei genomen monsters. Ook liggen de gehalten van deze elementen veelal boven de referentiewaarden. De gehalten aan koper, zink, cadmium en lood zijn lager dan op 13 mei. Het op 14 en 16 mei bemonsterde stof bestaat waarschijnlijk uit een mix van kalkachtige deeltjes afkomstig van puinstof en deeltjes die verbrandingsresten bevatten, waaronder restanten vuurwerk. De elementen calcium, aluminium en ijzer komen veel voor in bouwmaterialen en zijn derhalve ook in (grof) puinstof te verwachten. Deze elementen zijn met name in de TSP monsters gevonden. De hoge gehalten aan barium, strontium, kalium en titanium in zowel TSP als PM10 stof duiden op (secundaire) emissies van niet tijdens de brand verspreide vuurwerkresten. Ook magnesium wordt in vuurwerk toegepast, maar door de relatief hoge detectielimiet is dit element niet in het luchtstof aangetoond. De gehalten aan koper, lood en zink zijn weliswaar lager dan op 13 mei (tijdens de brand), maar nog altijd hoger dan de referentiewaarden. Deze elementen zijn waarschijnlijk afkomstig uit zowel de puinresten als verbrandingsresten en, voor koper, mogelijk ook uit restanten vuurwerk.

¹³ Blijkens verslagen van onder andere de brandweer Hengelo is dit ook waargenomen. Om 16:00u regende het allerlei deeltjes op het kazerneterrein, dat op ca 8 km van de ramplocatie is gelegen.

Tabel 3.2. Resultaten van de elementanalyses van de luchtstofmonsters: gehalten aan elementen in lucht, uitgedrukt in $\mu\text{g m}^{-3}$

| Element | Gehalte in TSP 13 mei | Gehalte in TSP 14 mei | Gehalte in TSP ¹⁾ 16 mei | Gehalte in PM10 ¹⁾ 16 mei | Gehalte in TSP 18 mei | Gehalte in PM10 bvw ²⁾ 18 mei | Gehalte in bvw ²⁾ 18 mei | Referentie- waarde ³⁾ |
|----------------|--------------------------|--------------------------|--|---|--------------------------|---|--|-------------------------------------|
| Li (lithium) | <0,2 | <0,05 | <0,2 | <0,4 | <0,1 | <0,2 | <0,1 | <0,01 |
| Na (natrium) | <20 | <10 | <20 | <40 | <10 | <20 | <10 | 0,05 – 2,5 |
| Mg (magnesium) | <10 | <10 | <10 | <20 | <5 | <10 | <5 | 0,03 – 0,7 |
| Al (aluminium) | 3,1 | 8 | 7,4 | <5 | 1,8 | <1,5 | <0,8 | 0,05 – 6,8 |
| K (kalium) | 6,9 | <10 | 27 | 18 | <5 | <10 | <5 | 0,05 – 13 |
| Ca (calcium) | 10,0 | 74 | 91 | 30 | 26 | <15 | <8 | 0,06 – 15 |
| Ti (titanium) | 0,4 | 1,1 | 0,6 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | <0,01 – 0,1 |
| V (vanadium) | 0,02 | <0,02 | <0,1 | <0,2 | <0,02 | <0,03 | <0,02 | <0,01 – 0,08 |
| Cr (chroom) | 0,07 | <0,05 | <0,1 | <0,2 | 0,1 | <0,1 | <0,05 | 0,001 – 0,2 |
| Mn (mangaan) | <1 | <0,5 | 2,2 | <3 | <0,5 | <1 | <0,5 | 0,002 – 0,4 |
| Fe (ijzer) | 2,1 | 8,8 | 13,5 | <10 | 1,7 | <5 | <3 | 0,03 – 21 |
| Co (kobalt) | <0,06 | <0,05 | <0,1 | <0,2 | <0,05 | <0,05 | <0,03 | 0,001 – 0,06 |
| Ni (nikkel) | 0,02 | <0,05 | <0,1 | <0,3 | <0,05 | <0,1 | <0,05 | 0,001 – 0,01 |
| Cu (koper) | 2,6 | 1,3 | 0,4 | <0,2 | 0,1 | <0,1 | 0,1 | 0,001 – 1 |
| Zn (zink) | 15,5 | 6,4 | 3,6 | 1,9 | 1,3 | 0,6 | 0,5 | 0,005 – 1,2 |
| Sr (strontium) | 0,07 | 0,27 | 0,67 | 0,2 | 0,1 | <0,2 | <0,1 | 0,001 – 0,2 |
| Zr (zircoon) | <0,4 | <0,2 | <0,4 | <1 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,001 |
| Mo (molybdeen) | 0,09 | <0,1 | <0,2 | <0,4 | <0,1 | <0,2 | <0,1 | <0,003 |
| Cd (cadmium) | 0,7 | 0,02 | <0,1 | <0,2 | 0,004 | <0,005 | <0,002 | 0,001 – 0,06 |
| Sn (tin) | 0,27 | <0,05 | <0,1 | <0,3 | <0,05 | <0,08 | <0,05 | <0,005 |
| Ba (barium) | 0,39 | 2,8 | 1,4 | 0,4 | 0,3 | <0,2 | <0,1 | 0,006 – 0,04 |
| La (lanthaan) | <0,02 | <0,01 | <0,02 | <0,05 | <0,01 | <0,02 | <0,01 | <0,001 |
| Pb (lood) | 23,1 | 4,3 | 1,4 | 0,9 | 0,4 | <0,07 | 0,04 | 0,001 – 1,3 |

¹⁾ Gemiddelde van twee achtereenvolgens genomen monsters.

²⁾ Bovenwinds genomen monster (de PM10 bemonstering benedenwinds is door een technisch mankement niet uitgevoerd).

³⁾ Achtergrondwaarden, afkomstig van diverse onderzoeken op verschillende locaties (regionale en stadsachtergrondlocaties) in Nederland, Zweden, USA, Canada, Nieuw Zeeland en Finland (RIVM, 1998; 1999; Mennen *et al.*, 2000).

De verschillen in concentraties aan stof en elementen op 14 en 16 mei worden ten dele veroorzaakt door variaties in de weersomstandigheden en de werkzaamheden. Verder moet worden opgemerkt dat niet bekend is of bij andere vernielde bedrijven in het rampgebied eventueel andere materialen aanwezig waren, die een of meer van de genoemde elementen in hoge mate zouden kunnen bevatten.

3.1.3 Concentraties organische componenten in luchtstof

De op 13 mei genomen TSP monsters zijn gescreend op PAKs en andere organische componenten. Bij de screening werden er geen PAKs aangetoond in gehalten boven de detectiegrens van $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Dit ligt weliswaar boven het achtergrondniveau in de buitenlucht ($0,1 \mu\text{g m}^{-3}$), maar ruim beneden concentraties die in de omgeving van typische PAK bronnen worden aangetroffen. Het gehalte aan chloorbenzeen lag beneden de detectiegrens van de methode van $0,05 \mu\text{g m}^{-3}$. Ook andere gechloreerde aromaten werden bij de screening niet waargenomen. Op grond hiervan is besloten geen prioriteit te geven aan de analyse van PAKs en gechloreerde aromaten.

Zoals gesteld in paragraaf 2.4 zijn de luchtstofmonsters die zijn genomen op 16 mei geanalyseerd op het gehalte aan dioxinen. De gemeten concentraties bedroegen $1,5 \text{ pg TEQ}^{14} \text{ m}^{-3}$ in fijn stof en $2,1 \text{ pg TEQ m}^{-3}$ in grof stof (beide waarden zijn gemiddelden van twee bepalingen). Deze waarden liggen meer dan een factor 10 boven het achtergrondniveau, dat $0,01 - 0,1 \text{ pg TEQ m}^{-3}$ bedraagt (Bolt en de Jong, 1993; 1993b; Liem *et al.*, 1993). Een deel van de verhoging kan mogelijk worden verklaard uit het feit dat ook het PM10 en het TSP gehalte ten tijde van de meting 4 tot 7 maal hoger was dan in normale situaties. Dioxinen komen in de lucht onder normale omstandigheden slechts in stofgebonden vorm voor. Een verhoging van het (fijn) stof gehalte zal derhalve ook leiden tot een verhoging van het gehalte aan dioxinen.

Uit een onderzoek van Fleischer *et al.* (1999) is bekend dat dioxines kunnen voorkomen in de asresten en verspreide stofdeeltjes (veegmonsters) van verbrand vuurwerk, in gehalten van maximaal enkele ng TEQ per kg asrest of stof¹⁵. De onderzoekers troffen echter ook in ongebruikt vuurwerk dioxines aan. Gebleken is dat bij enkele soorten vuurwerk (met name siervuurwerk, dat veel koperverbindingen bevat) ook nog eens dioxines worden gevormd tijdens de verbranding, terwijl dat bij andere soorten nauwelijks het geval is. Ook werd aangetoond dat bij de verbranding vrijwel geen dioxines voorkomen in de gasfase. Niet vermeld is in hoeverre de door veegmonsters verzamelde stofdeeltjes uit fijn dan wel uit grof stof bestonden.

Door Dyke en Coleman (1997) zijn tijdens een feest waarbij vuurwerk werd afgestoken in de lucht dioxineconcentraties gemeten die 4 maal zo hoog waren als de normale waarden in buitenlucht.

Op grond van de analyses op zware metalen in de op 16 mei verzamelde luchtstofmonsters is vastgesteld dat deze deeltjes ten dele uit verbrande vuurwerkresten kunnen bestaan. Gesteld dat de deeltjes volledig uit verbrande vuurwerkresten zouden bestaan, dan zou op grond van de stofconcentratie in de lucht en de door Fleischer *et al.* (1999) gemeten gehalten aan dioxinen in

¹⁴ TEQ = Toxiciteits Equivalenten; dit is een internationaal afgesproken maat voor de totale concentratie van polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD's) en -dibenzofuranen (PCDF's), elk gewogen met hun specifieke Toxiciteits Equivalentie Factor (TEF), een maat voor de relatieve giftigheid van de betreffende verbinding ten opzichte van die van 2,3,7,8-TCDD, de meest giftige dioxine.

¹⁵ In de asresten en deeltjes zijn voornamelijk hepta- en octachloordibenzo-p-dioxinen en -dibenzofuranen aangetroffen in gehalten van tientallen tot in één geval 1200 ng per kg. De TEF van deze verbindingen is echter veel lager (variërend van 0,001 tot 0,01; voor sommige heptachloordibenzo-p-dioxinen en is de TEF zelfs 0) dan die van de meeste lager gechloreerde dioxinen en furanen, welke niet in de asresten en veegmonsters zijn aangetoond bij een detectiegrens van 10 ng/kg.

verbrand vuurwerk een dioxineconcentratie van maximaal 0,03 pg TEQ m⁻³ in het luchtstof worden gevonden. De gemeten concentraties zijn echter aanzienlijk hoger. Hieruit kan worden geconcludeerd dat het vuurwerk slechts een verwaarloosbare bijdrage zal hebben geleverd aan de luchtconcentraties aan dioxinen. Een grotere bijdrage valt te verwachten van verbrandingsresten van PVC in de verwoeste woningen. In hoofdstuk 4 zal hier op worden teruggekomen.

3.1.4 Asbestdeeltjes in lucht

Zoals in paragraaf 2.4 is gesteld is een deel van de op 13 en 14 mei bemonsterde filters aan TNO ter beschikking gesteld ter analyse van het gehalte aan asbest. Bij deze analyse werden geen asbestvezels aangetroffen. Na 14 mei is het onderzoek naar asbest in het rampgebied verder uitgevoerd door TNO. Hierbij is de aandacht met name gericht geweest op het vrijkomen van asbest bij sloop- en opruimwerkzaamheden in de binnenste ring rond de ramplocatie en de blootstelling die hiervan mogelijk het gevolg zou kunnen zijn voor hulpverleners die zich hier bevonden. Bij onderzoek op 14 mei was door SGS¹⁶ Nederland en TNO geconstateerd, dat zich buiten de binnenring geen relevante verspreiding van asbest had voorgedaan. In de binnenring was bij visuele inspectie wel op verschillende plaatsen asbest aangetroffen.

Bij de meeste luchtmetingen die in op de opeenvolgende dagen door SGS en TNO zijn uitgevoerd zijn concentraties aan asbestvezels in de lucht gemeten kleiner dan de detectiegrens welke afhankelijk van het doorgezogen volume 250-580 vezelequivalenten per m³ bedroeg. In een beperkt aantal monsters werden asbestgehalten gemeten tot maximaal 10.900 vezelequivalenten per m³. Dit laatste gehalte ligt boven het verwaarloosbaarheidsniveau van 1000 vezelequivalenten per m³. Hierbij dient echter te worden aangetekend dat het VR-niveau is afgeleid voor levenslange blootstelling.

3.2 Luchtmetingen

3.2.1 Concentraties anorganische gasvormige componenten

Op 13 mei is tijdens de brand op 300 m benedenwinds een concentratie van ongeveer 10 ppm koolmonoxide gemeten. De andere gasvormige componenten waarop is gemeten (stikstofdioxide, zoutzuur, blauwzuur en ammoniak) zijn niet aangetoond boven de detectiegrens van 1 ppm. Ook door de brandweer zijn in de avond van 13 mei met behulp van Dräger buizen metingen verricht en wel op koolmonoxide, stikstofoxiden en zwaveldioxide. Bij geen van de metingen werden deze stoffen aangetoond (de detectiegrens ligt op ppm-niveau). Niet bekend is op welke locaties de metingen zijn uitgevoerd, maar naar alle waarschijnlijkheid is dit op grotere afstand gebeurd dan de RIVM metingen.

Op het meetstation Hellendoorn van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, gelegen in het verspreidingsgebied op ongeveer 35 km ten westnoordwesten van Enschede werden tijdens de ramp geen verhoogde concentraties aan stikstofoxiden en zwaveldioxide waargenomen.

¹⁶ Société Générale de Surveillance, een wereldwijd opererend bedrijf dat o.a. milieu onderzoek verricht. SGS is bij het onderzoek in Enschede specifiek betrokken vanwege haar expertise op het gebied van asbest onderzoek.

3.2.2 Concentraties vluchtige organische componenten

Op 13 mei zijn tijdens de brand op 300 m benedenwinds geen concentraties aan apolaire organische verbindingen (zoals benzeen, toluen, xylenen, alkanen en gechloreerde aromatische en alifatische verbindingen) aangetoond boven de normale achtergrondniveaus van deze componenten.

Uit de resultaten van de op 16 mei in het rampgebied bemonsterde actief koolbuizen en personal samplers blijkt dat er licht verhoogde concentraties aan benzeen, toluen, ethylbenzeen, styreen, hexaan en, in mindere mate, enkele andere aromatische verbindingen en alkanen zijn voorgekomen. De op de verschillende locaties gemeten waarden geven een consistent beeld. De verhoogde concentraties zijn vermoedelijk vooral afkomstig van emissies van bij de sloopwerkzaamheden gebruikte machines en voertuigen. De bijdrage van emissies uit de asresten is waarschijnlijk geringer, al kan ze niet worden uitgesloten.

3.3 Analyses veegstofmonsters

3.3.1 Zware metalen

De resultaten van de elementenanalyse van de veegmonsters zijn opgenomen in Tabel 3.3, uitgedrukt als depositie (mg m^{-2} ofwel milligram element per vierkante meter bemonsterd oppervlak). Omdat de resultaten van de afzonderlijke monsters een relatief forse spreiding te zien gaven, zijn de waarden van alle monsters binnen de gebieden op afstanden van resp. minder dan 300 m, 300 m tot 1 km en 1 tot 5 km benedenwinds van de ramplocatie gemiddeld. De spreiding is te verklaren vanuit het feit dat veegmonsters in het algemeen worden genomen van oppervlakken (vensterbanken, tuintafels e.d.) in de nabije omgeving van obstakels (gebouwen) en de depositie van stofdeeltjes sterk afhankelijk is van lokale invloeden zoals luchtwervels veroorzaakt door die obstakels. Door te middelen over een aantal monsters wordt zo goed als mogelijk een representatief beeld van de depositie van stofdeeltjes en elementen per gebied verkregen.

In de tabel is onderscheid gemaakt tussen de gehalten in enerzijds de op 14 en 16 mei genomen monsters en anderzijds de op 25 mei (na regenval) genomen monsters. De laatstgenoemde waarden zijn cursief en tussen haakjes aangegeven. Bij de monsternamen op 25 mei bleken de oppervlakken visueel grotendeels te zijn schoongespoeld. De resultaten bevestigen dit beeld. Ter vergelijking zijn in Tabel 3.3 ook depositiewaarden afkomstig uit andere onderzoeken vermeld als referentie. Gegeven zijn zowel de gemiddelde als de maximale deposities uit andere onderzoeken.

Van enkele in Tabel 3.2 vermelde elementen waren de gehalten in veegstof zo laag dat ze beneden de detectiegrens lagen. Deze elementen zijn niet in Tabel 3.3 opgenomen. Het betreft elementen die in luchtstof niet of nauwelijks verhoogd waren ten opzichte van de referentiewaarden.

Tabel 3.3. Depositie aan elementen in veegstof, berekend op basis van de elementanalyses van de benedenwinds van de ramplocatie genomen veegmonsters.

| Element | Depositie < 300 m (mg m ⁻²) | Depositie 300 m – 1 km (mg m ⁻²) | Depositie 1 km – 5 km (mg m ⁻²) | Depositie elders (gem) ¹⁾ (mg m ⁻²) | Depositie elders (max) ¹⁾ (mg m ⁻²) |
|----------------|---|--|---|--|--|
| Mg (magnesium) | 1,7 (<0,1) | 6,6 (<0,1) | 7,1 (<0,1) | 0,8 | 2,6 |
| Al (aluminium) | 3,7 (0,2) | 13,4 (0,1) | 12,3 (0,2) | 2,3 | 7,0 |
| K (kalium) | 2,4 (n.g.) | 12,7 (n.g.) | 19,7 (n.g.) | 1,4 | 3,2 |
| Ca (calcium) | 25,3 (1,4) | 47,2 (0,6) | 30,1 (<0,5) | 5,8 | 24,8 |
| Ti (titanium) | 0,13 (0,01) | 0,92 (0,004) | 1,20 (0,006) | 0,07 | 0,21 |
| V (vanadium) | 0,03 (<0,01) | 0,04 (<0,01) | 0,02 (<0,01) | 0,05 | 0,13 |
| Cr (chroom) | 0,01 (<0,01) | 0,04 (<0,01) | 0,03 (<0,01) | 0,01 | 0,02 |
| Fe (ijzer) | 4,8 (0,2) | 11,4 (0,1) | 7,3 (0,2) | 2,7 | 11,5 |
| Mn (mangaan) | 0,20 (<0,05) | 0,46 (<0,05) | 0,32 (<0,05) | 0,14 | 0,45 |
| Ni (nikkel) | 0,01 (0,003) | 0,04 (0,002) | 0,02 (0,001) | 0,04 | 0,09 |
| Cu (koper) | 0,10 (0,01) | 0,82 (0,004) | 1,07 (0,003) | 0,17 | 0,51 |
| Zn (zink) | 1,0 (0,08) | 2,6 (0,04) | 7,6 (0,03) | 0,7 | 1,6 |
| Sr (strontium) | 0,09 (<0,01) | 0,87 (<0,01) | 1,16 (<0,01) | 0,04 | 0,17 |
| Sb (antimoon) | n.g. (n.g.) | 0,03 (n.g.) | 0,01 (n.g.) | 0,005 | 0,01 |
| Cd (cadmium) | 0,003 (<0,001) | 0,006 (<0,001) | 0,002 (<0,001) | 0,001 | 0,002 |
| Ba (barium) | 0,32 (0,01) | 3,99 (0,008) | 4,95 (0,003) | 0,17 | 0,68 |
| Pb (lood) | 0,95 (0,02) | 1,65 (0,01) | 0,97 (0,02) | 0,27 | 1,12 |

Tussen haakjes en cursief: gegevens van op 25 mei genomen monsters.

¹⁾ Gegevens uit Foltescu *et al.* (1994), Fang *et al.* (1997), Caffrey *et al.* (1998), Paode *et al.* (1998), Sufuoglu *et al.* (1998), Zufall *et al.* (1998) en Mennen *et al.* (2000).

De resultaten van de op 14 en 16 mei genomen monsters laten zien, dat de depositie aan elementen, waarvoor in de luchtmonsters verhoogde concentraties zijn gemeten, in de gebieden tussen 300 m en 1 km en tussen 1 en 5 km verhoogd zijn ten opzichte van de achtergrondwaarden. Dit geldt vooral voor de elementen magnesium, kalium, titanium, barium en strontium (vuurwerk), koper (vuurwerk en gebouwen) en lood, zink en in iets mindere mate calcium (gebouwen). In de binnenste ring van het rampgebied (< 300 m) zijn de deposities amper hoger dan de achtergrondwaarden. De reden hiervoor is vermoedelijk dat de bij de brand vrijgekomen stofdeeltjes door de pluimstijging en wellicht ook door de explosies eerst over enige afstand door de lucht zijn verplaatst alvorens te deponeren.

Het beeld dat uit de analyses van de veegmonsters naar voren komt vertoont voor wat betreft het patroon aan elementen een grote gelijkenis met dat van de grasmonsters. In paragraaf 3.4 zal hierop worden teruggekomen.

3.3.2 Asbest

Door TNO zijn 6 veegmonsters met behulp van een elektronenmicroscop geanalyseerd op het gehalte aan asbestvezels. In één van de 6 monsters werd één tremolietvezel aangetroffen. Alle andere monsters bleken asbestvrij.

3.4 Analyses grasmonsters

De resultaten van de elementenanalyses van de grasmonsters zijn opgenomen in Tabel 3.4, uitgedrukt in mg element per kg veldvochtig gras. Gegeven zijn de gemiddelde concentraties in monsters die in een gebied op afstanden van resp. 0,5 tot 1 km, 1 tot 2,5 km, 2,5 tot 10 km en meer dan 10 km zijn genomen. In de tabel is onderscheid gemaakt tussen de gehalten in enerzijds de op 14 en 16 mei genomen monsters en anderzijds de op 25 mei (na regenval) genomen monsters. De laatstgenoemde waarden zijn cursief en tussen haakjes aangegeven.

Ook zijn in de tabel de gemiddelde concentraties van de ten oosten van Enschede genomen referentiemonsters (lokaal achtergrondgehalte) en de normen en advieswaarden voor gehalten in veevoeder vermeld. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze normen gelden in termen van droge stof, terwijl de gehalten in gras betrekking hebben op ‘veldvochtig’ gras. Het droge stofgehalte van de grasmonsters varieert van 20 tot 40%. Voor de vergelijking met de veevoedernormen moeten de gehalten in gras daarom met gemiddeld een factor 2,5-5 worden vermenigvuldigd. Uit de vergelijking blijkt dat, behalve voor barium, op meer dan 1 km van de ramplocatie geen van de normen en advieswaarden worden overschreden. Het gras dat dichterbij is bemonsterd was geen weide gras maar gras uit perken en plantsoenen. Hiervoor is een vergelijking met veevoedernormen niet relevant. De norm voor barium geldt voor water-oplosbare bariumzouten, terwijl het braium dat is vrijgekomen bij de ramp voornamelijk onoplosbaar zal zijn. In hoofdstuk 5 zal hier nog op worden teruggekomen.

Ter illustratie is in de Figuren 3.1 t/m 3.4 het gehalte van enkele elementen in grasmonsters als functie van de afstand tot het centrum van het rampgebied weergegeven. Deze figuren en de gegevens van de op 14 en 16 mei genomen monsters in Tabel 3.4 bevestigen globaal het beeld dat uit het verspreidingspatroon van de veegmonsters naar voren komt, namelijk dat voor die elementen waarvoor in de luchtmonsters verhoogde concentraties zijn gemeten, de concentraties in de grasmonsters in het gebied tot 1 km van het centrum van het rampgebied verhoogd zijn ten opzichte van de achtergrondwaarden. Echter, voor de meeste elementen wordt het achtergrondniveau al op ongeveer 1-2,5 km afstand bereikt, terwijl dat bij veegmonsters in het gebied 1-5 km nog niet het geval was. Probleem met de grasmonsters is dat de achtergrondgehalten aan enkele ‘natuurlijk’ voorkomende elementen zoals magnesium, calcium en kalium al zodanig hoog zijn dat een bijdrage van extra belasting amper meetbaar is. Voor lood, barium, strontium, zink, titanium, koper en cadmium is de verhoging echter duidelijk waarneembaar.

De gehalten in de op 25 mei genomen grasmonsters zijn duidelijk lager dan op 14 en 16 mei. De meeste elementen blijken door de regenval te zijn afgespoeld. Enkele elementen (lood, barium, strontium, zink en cadmium) vertonen in het gebied tot 1 km nog een lichte verhoging ten opzichte van de achtergrondgehalten. In het gebied 1-2,5 km is geen sprake meer van verhoging.

Tabel 3.4. Gehalten aan elementen in gras benedenwinds van de ramplocatie.

| Element | Gehalte in gras 0,5 – 1 km (mg/kg) | Gehalte in gras 1 – 2,5 km (mg/kg) | Gehalte in gras 2,5 – 10 km (mg/kg) | Gehalte in gras 10 - 25 km (mg/kg) | Lok. achter- grondgeh. gras (mg/kg) | Norm of advieswaarde ¹⁾ (mg/kg d.s.) |
|------------------|--|--|---|--|---|---|
| Mg (magnesium) * | 725 (400) | 638 (470) | 591 | 569 | 619 | 3.000 ²⁾ |
| Al (aluminium) | 14,1 (14) | 15,3 (18) | 6,3 | 5,2 | 7,9 | 1.000 ³⁾ |
| K (kalium) * | 7619 (n.g.) | 6592 (n.g.) | 6838 | 6671 | 5830 | 30.000 ²⁾ |
| Ca (calcium) * | 2255 (1514) | 1414 (948) | 1375 | 1081 | 993 | 20.000 ²⁾ |
| Ti (titanium) | 0,36 (0,2) | 0,39 (0,08) | 0,23 | 0,15 | 0,23 | – ⁴⁾ |
| V (vanadium) | 0,06 (0,04) | 0,10 (0,01) | 0,05 | 0,03 | 0,06 | 50 ²⁾ |
| Cr (chroom) * | 0,09 (0,04) | 0,09 (<0,01) | 0,05 | 0,05 | 0,07 | 400 ²⁾ |
| Mn (mangaan) * | 55,9 (34) | 51,1 (54) | 26,1 | 18,7 | 29,9 | 1.000 ^{2,5)} |
| Fe (ijzer) * | 39,1 (44) | 36,6 (14) | 32,5 | 25,5 | 31,1 | 1.000 ^{2,6)} |
| Co (kobalt) * | 0,03 (0,02) | 0,04 (0,02) | <0,03 | 0,03 | 0,03 | 10 ²⁾ |
| Ni (nikkel) | 0,57 (0,67) | 0,46 (0,46) | 0,32 | 0,24 | 0,27 | 50 ²⁾ |
| Cu (koper) * | 3,7 (2,4) | 2,3 (1,9) | 2,4 | 2,3 | 2,8 | 40 ^{2,7)} |
| Zn (zink) * | 36,0 (26,7) | 17,4 (14,2) | 12,4 | 13,3 | 17,0 | 285 ⁸⁾ |
| As (arseen) | <0,05 (<0,05) | <0,05 (<0,05) | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 2,3 ⁸⁾ |
| Sr (strontium) | 8,3 (5,5) | 4,1 (3,3) | 3,3 | 3,2 | 3,8 | - |
| Mo (molybdeen) * | 2,04 (1,4) | 0,76 (0,73) | 0,56 | 0,90 | 0,95 | 5 - 10 ^{2,9)} |
| Cd (cadmium) | 0,07 (0,07) | 0,03 (0,02) | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,5 ⁸⁾ |
| Ba (barium) | 18,6 (13,9) | 7,8 (7,7) | 3,9 | 4,0 | 4,7 | 20 ^{2,10)} |
| Pb (lood) | 1,17 (0,61) | 0,47 (0,18) | 0,26 | 0,24 | 0,40 | 5,7 ⁸⁾ |

* Essentieel element.

¹⁾ Voor sommige elementen betreft dit een veevoedernorm c.q. advieswaarde, voor andere een maximale tolerantiewaarde (Ammerman *et al.*, 1980).

²⁾ Maximale tolerantiewaarde (Ammerman *et al.*, 1980).

³⁾ Voor varkens, paarden en pluimvee 200 mg/kg d.s.

⁴⁾ Er zijn geen aanwijzingen voor toxische effecten na orale toediening van Ti.

⁵⁾ Voor varkens 300 mg/kg d.s.

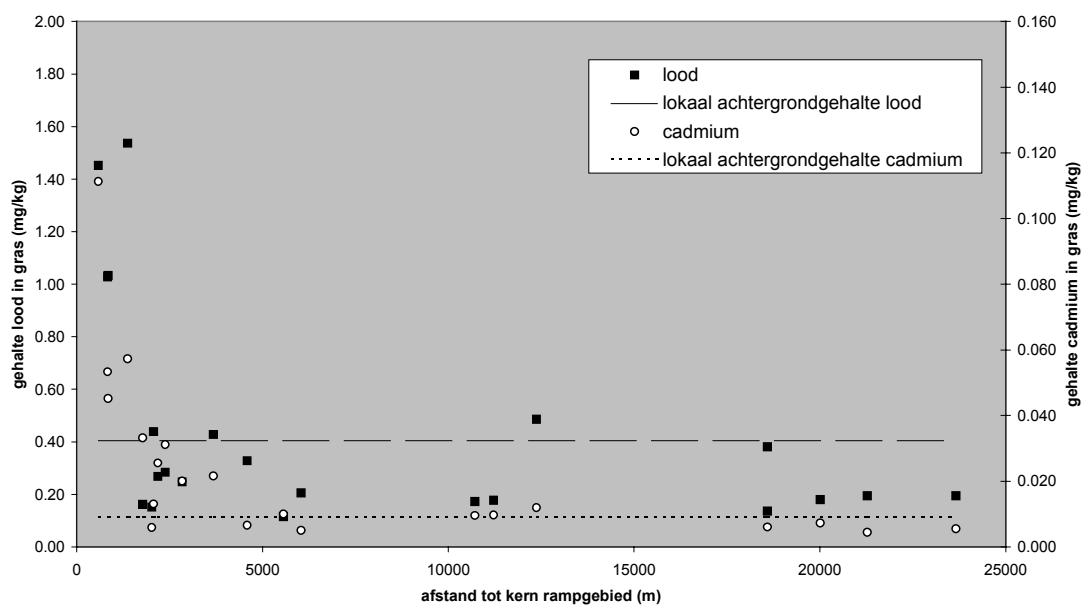
⁶⁾ Voor schapen 500 mg/kg d.s.

⁷⁾ Voor schapen 17 mg/kg d.s.

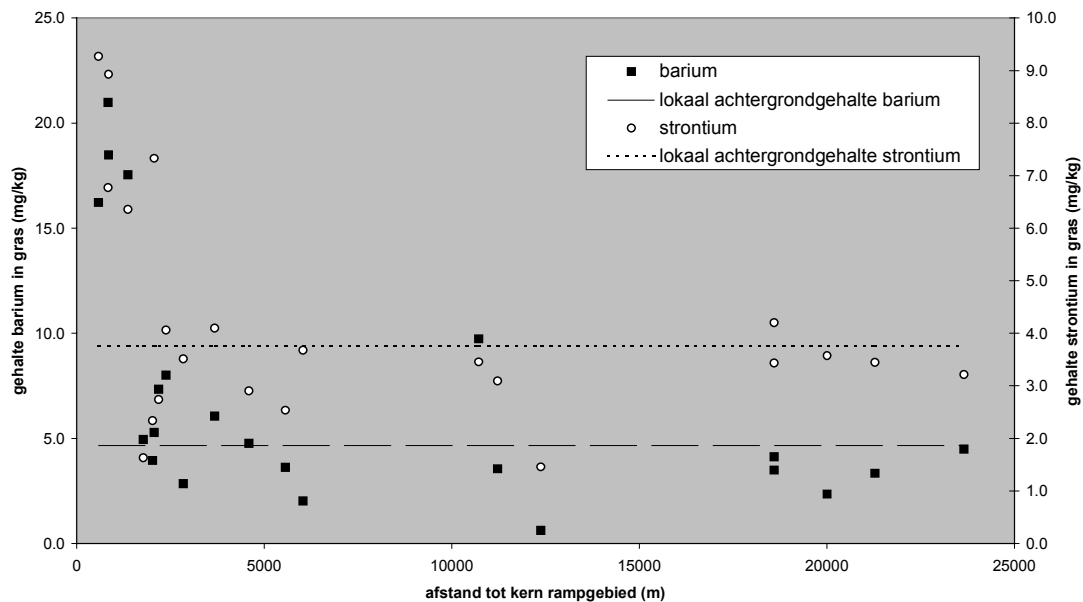
⁸⁾ Veevoedernorm c.q. advieswaarde (Veterinaire Inspectie, 1997).

⁹⁾ Voor varkens 1.000 mg/kg d.s.

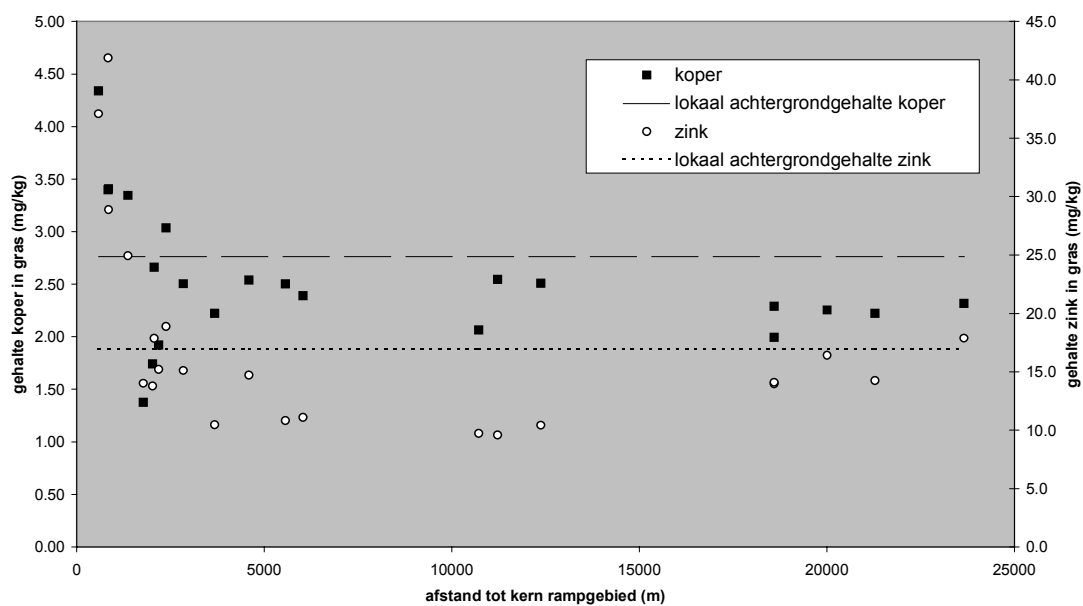
¹⁰⁾ Maximaal gehalte Ba in veevoerders is 20 mg/kg, met de kanttekening dat dit uitsluitend geldt voor water-oplosbare Ba-zouten: onoplosbaar Ba-zouten zijn niet biologisch beschikbaar, derhalve hebben ook hoge gehalten geen enkele gezondheidkundige relevantie. Het actueel gemeten Ba-gehalte mag, als gevolg van het feit dat het afkomstig is van brand, geacht worden grotendeels te bestaan uit onoplosbare vormen van Ba.



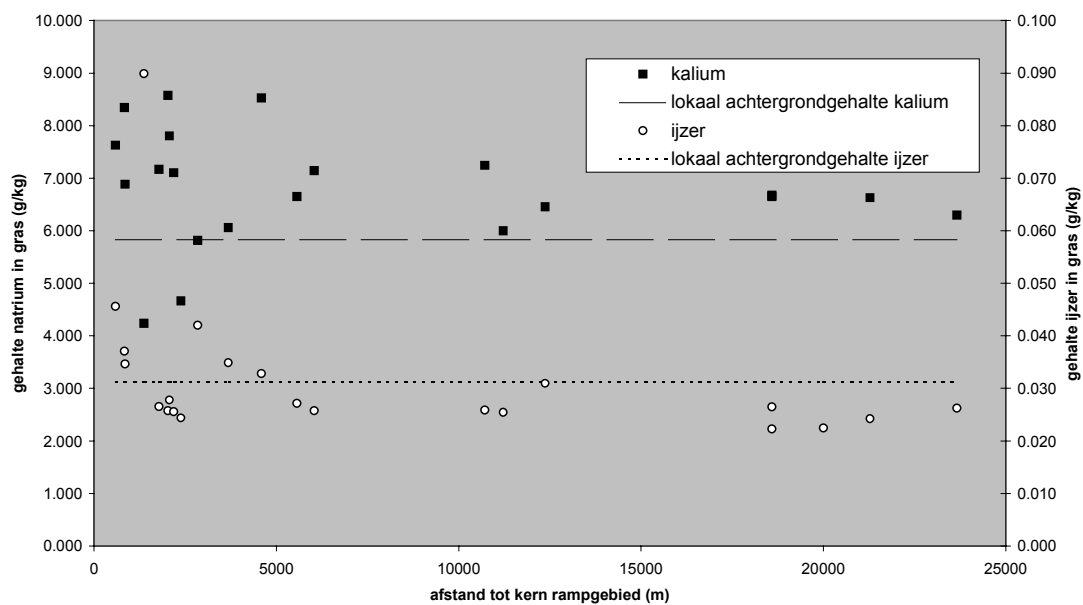
Figuur 3.1 Gehalte aan lood en cadmium in grasmonsters als functie van de afstand tot de ramplocatie.



Figuur 3.2 Gehalte aan barium en strontium in grasmonsters als functie van de afstand tot de ramplocatie.



Figuur 3.3 Gehalte aan koper en zink in grasmonsters als functie van de afstand tot de ramplocatie.



Figuur 3.4 Gehalte aan kalium en ijzer in grasmonsters als functie van de afstand tot de ramplocatie.

4 Modelmatige schattingen van de verspreiding en concentraties

De metingen van de concentraties stoffen in de lucht nabij en op de ramplocatie zijn verricht in de laatste uren van de brand (ofwel het laatste deel van fase 2 volgens de indeling in paragraaf 2.1) en op de dagen erna (fase 3 volgens deze indeling). In fase 1 en het begin van fase 2 zijn door de MOD geen metingen verricht. De brandweer heeft tijdens fase 2 indicatieve metingen verricht op drie gasvormige componenten (koolmonoxide, stikstofoxiden en zwaveldioxide) met behulp van Dräger buizen. Deze metingen wezen uit dat de concentraties van deze stoffen onder de detectielimiet (in de orde van enkele ppm) lagen.

Om toch een schatting te kunnen maken van de concentraties stoffen in de lucht tijdens fase 1 en de eerste uren van de grote brand die volgde op de explosies is een globale schatting gemaakt van de bronsterkte en verspreiding van de bij de calamiteit vrijgekomen stoffen. Daarbij is ook gebruik gemaakt van de meetgegevens uit hoofdstuk 3. De aanpak van deze schatting wordt hieronder beschreven. Met nadruk wordt gesteld dat het om een indicatieve schatting gaat die uitsluitend tot doel heeft een indruk te krijgen van de orde van grootte van de concentraties stoffen waaraan personen in fase 1 en het begin van fase 2 kunnen zijn blootgesteld.

Allereerst is een inventarisatie gemaakt van de emissies aan stoffen tijdens de ramp. Hiervoor is gebruik gemaakt van gegevens over de samenstelling van woningen, huisraad zoals meubels en wit- en bruingoed, en auto's (Van Oppen, 1991; BRBS, 1993; De Graaf en Eleveld, 1993; Sårdqvist, 1993; Smit *et al.*, 1994; Annema *et al.*, 1995; koper/zink; De Bekker, 1998; Mennen, 1999; Crommentuijn en Verbeek, 1999¹⁷) en gegevens over het aantal verwoeste huizen en andere gebouwen (Commissie onderzoek vuurwerkramp, 2001). Voor wat betreft de samenstelling is geïnventariseerd hoeveel koolstofhoudende materialen (hout, kunststoffen, papier, textiel, rubber en bitumen, verven, lijmen en kitten) en hoeveel lood, koper, zink, PVC en elementen zoals antimoon, cadmium en barium¹⁸ een gemiddelde woning met huisraad bevat. Een bedrijfsgebouw is daarbij beschouwd als 5 maal een gemiddelde woning en voor de huisraad van een bedrijfsgebouw is een grove schatting gemaakt.

Een ter beschikking gestelde lijst van het rampgebied omvatte 51 bedrijven, die overigens niet alle zijn verbrand. Bij het grootste deel van deze bedrijven worden bij brand geen emissies verwacht, anders dan die bij normale woningbranden. Van de overige zijn met name een aantal garages, een transportbedrijf en een handel in autobanden van belang. Brandende autobanden kunnen aanleiding geven tot emissie van PAKs en een aantal zware metalen waaronder zink. Tenslotte stonden op genoemde lijst een drukkerij een timmerwerkplaats en een schildersbedrijf. Hier zouden vluchtige organische stoffen kunnen zijn opgeslagen die bij brand zouden kunnen

¹⁷ De gegevens zijn afkomstig uit een groot bestand over toegepaste bouwmaterialen in woningen in Nederland, dat wordt gebruikt bij een 'duurzaam bouwen' project. Het daarbij gehanteerde model is globaal beschreven in een onderzoeksrapport van Crommentuijn en Verbeek (1999). Uit het bestand is een selectie gemaakt van eensgezinswoningen die voor 1945 zijn gebouwd, waarbij rekening is gehouden met eventuele renoveringen zoals vervanging van houten kozijnen door kunststof kozijnen. De geselecteerde gegevens zijn grofweg gecontroleerd door deze te vergelijken met hoeveelheden materialen die jaarlijks omgaan in de bouw, gedeeld door het aantal jaarlijks gebouwde woningen, en hoeveelheden materialen die jaarlijks vrijkomen als bouw- en sloopafval.

¹⁸ Hiervoor is gebruik gemaakt van gegevens over gehalten aan deze elementen in wit- en bruingoed (Mennen, 1999), in kunststoffen (Beker en Cornelissen, 1999) en in elektriciteitskabels, waarin veel antimoon wordt toegepast als brandvertrager (Sårdqvist, 1993).

vrijkomen. Aangenomen is dat de genoemde bedrijven de geschatte gemiddelde emissie niet merkbaar zullen hebben beïnvloed.

Niet meegeteld zijn (behalve auto's) zaken die buiten de gebouwen nog in het verwoeste gebied aanwezig waren als bomen, struiken en lantaarnpalen.

De resultaten van de inventarisatie staan in Tabel 4.1. Het zij ten overvloede vermeld dat de cijfers in deze tabel indicatief zijn.

Daarnaast is bekend dat er naar schatting 177 ton vuurwerk lag opgeslagen op het terrein van S.E. Fireworks. Elementen als koper, barium en titanium (zie paragraaf 2.1) komen veelvuldig voor in vuurwerk, maar niet bekend is echter wat het gemiddelde gehalte aan deze elementen in dit op het terrein opgeslagen vuurwerk was. De gehalten aan specifieke vuurwerkelementen zijn daarom geschat op basis van de berekende totale emissie van het vuurwerk en de gemeten deposities afgeleid uit de analyses van de veeg- en grasmonsters.

Tabel 4.1. Geschatte hoeveelheden stoffen die voor de ramp in het verwoeste gebied aanwezig waren

| Stof | Massa (kg) | Stof | Massa (kg) |
|-----------------------------------|------------|----------|------------|
| Koolstofhoudend materiaal (als C) | 1.150.000 | Antimoon | 400 |
| Lood | 22.000 | Cadmium | 25 |
| Koper | 13.000 | Barium | 2200 |
| Zink | 21.000 | Titanium | 850 |
| PVC | 9000 | Chroom | 300 |

Op basis van de gegevens in Tabel 4.1 en literatuurgegevens over emissiefactoren afkomstig van praktijkbranden (Särdqvist, 1993; Ohlemiller en Corley, 1994; Pitts, 1996; Mac Grattan *et al.*, 1997) is een schatting gemaakt van de emissies aan stoffen die tijdens de verschillende fasen van de ramp zijn vrijgekomen. De emissiefactoren geven aan hoeveel koolmonoxide, fijn stof (PM10), totaal stof (TSP), vluchtige organische componenten, PAKs e.d. in verschillende stadia van een brand worden gevormd bij verbranding van een zekere hoeveelheid koolstofhoudend materiaal. Ook zijn emissiefactoren gebruikt voor de vorming van HCl, VOCs en dioxinen uit PVC (Marklund *et al.*, 1989; Smit *et al.*, 1994). Om een schatting te maken van de hoeveelheden zware metalen in de bij brand gevormde fijn stofdeeltjes is gebruik gemaakt van gegevens over het percentage zware metalen in fijn stof dat vrijkomt bij verbranden van shredder ten opzichte van de aanvankelijke hoeveelheden van deze zware metalen in het shredder (Sulilatu en de Koning, 1989).

Verder is aangenomen dat tijdens de eerste fase (de aanvankelijke brand voor de eerste explosie) slechts 2% vuurwerk en 0,05% overig materiaal (een deel van de containers en de bunker van S.E. Fireworks) is verbrand. Voor de brand die volgde op de explosies is aangenomen dat 70% van het al dan niet door de explosies over het rampterrein verspreide vuurwerk en een groot deel van het overige brandbare materiaal is verbrand, waarbij de emissies het hoogst waren in de eerste uren en daarna geleidelijk afnamen tot het einde van fase 2 (zie paragraaf 2.1). De rest van het vuurwerk is tijdens de explosies buiten het rampterrein verspreid en daar in de vorm van stofdeeltjes en brokken gedeponed.

De aldus berekende emissies zijn als invoerwaarden gebruikt in het verspreidingsmodel KTGAUSS (een eenvoudig model gebaseerd op een Gaussische pluimverspreiding waarbij

gebruik wordt gemaakt van dispersieparameters gebaseerd op Pasquill klassen). Bij de modelberekeningen is tevens gebruik gemaakt van meteorologische gegevens van de vliegbasis Twente, zoals weergegeven in de Figuren 2.1 t/m 2.4, van menglaaghoogtes gemeten in Bilthoven¹⁹ en van schattingen van de warmteinhoud afgeleid uit literatuurgegevens (Särdqvist, 1993; Ohlemiller en Corley, 1994; Mac Grattan *et al.*, 1997). Aangenomen is dat in de eerste uren van de brand de warmteinhoud hoog was. Deze aanname is gebaseerd op waarnemingen dat de rookpluim in de eerste uren honderden meters hoog was en mogelijk tot tegen de grens van de menglaag reikte (er is gerekend met een effectieve hoogte van 900 m). In de laatste uren van de brand, onder andere tijdens meetperiode, waren door het koelend effect van het blussen de warmteinhoud en de pluimstijging veel lager (berekend is een effectieve hoogte van aanvankelijk 200 m, later dalend naar 50 m). Dit komt overeen met waarnemingen van de MOD meetploeg in het veld.

Met het verspreidingsmodel zijn de concentraties stoffen in de lucht en de deposities van deze stoffen berekend in het benedenwindse gebied op verschillende afstanden van de brandhaard. Daarbij is onderscheid gemaakt in fase 1 (voor de explosies), fase 2a (eerste uren van de brand) en fase 2b (laatste uren van de brand). Bij de berekeningen zijn enkele onbekende parameters (zoals percentages elementen in vuurwerk en het percentage geëmitteerde zeer grove stofdeeltjes) zodanig aangepast dat de berekende concentraties tijdens de meetperiode (fase 2b) qua orde van grootte overeenkomen met de gemeten waarden. Ter onderbouwing van deze benadering zij het vermeld dat de onderlinge verhoudingen tussen bijvoorbeeld de gemeten concentraties lood, koper, zink en TSP in de lucht redelijk overeenkomen met de onderlinge verhoudingen tussen de berekende emissies van deze componenten.

Bij de berekening van de deposities is de bijdrage van het tijdens de explosies verspreid vuurwerk verdisconteerd door de massa vrijgekomen vuurwerk te delen door het oppervlak van het gebied tussen 1 en 5 km in een sector van 30 graden benedenwinds van de ramplocatie. Deze berekening is gebaseerd op de waarneming dat de gehalten aan typische vuurwerkelementen (zoals barium, strontium en titanium) in veegmonsters en gras in dit gebied het hoogst waren. Weliswaar zal tijdens de explosie een deel van het vuurwerk ook in andere richtingen zijn verspreid maar met name de lichtere bestanddelen en stofdeeltjes zullen vervolgens met de wind zijn meegevoerd en in het benedenwinds gebied zijn gedeponeerd.

De berekende concentratiebijdragen aan stoffen in de lucht als gevolg van de brand zijn weergegeven in Tabel 4.2 voor afstanden van minder dan 500 m (d.w.z. in het rampgebied), 500 m tot 1 km (benedenwinds in de buitenring), 1 tot 5 km en groter dan 5 km. Nogmaals wordt benadrukt dat het indicatieve schattingen betreft.

Ook de achtergrondconcentraties in de buitenlucht in stedelijke gebieden zijn in Tabel 4.2 vermeld. Deze achtergrondconcentraties zijn niet in de berekening meegenomen, omdat de bijdrage van de brand aan de concentraties dan niet zichtbaar zou worden gemaakt. Voor het bepalen aan welke concentraties mensen zijn blootgesteld moet uiteraard wel rekening worden gehouden met de achtergrondconcentraties.

¹⁹ In Bilthoven wordt met behulp van een LIDAR continu de hoogte van de menglaag, een belangrijke parameter voor onder andere de verspreiding van stoffen in de lucht, gemeten. Hoewel Bilthoven op een aanzienlijke afstand van Enschede ligt, is toch gebruik gemaakt van deze meetgegevens aangezien de menglaaghoogte over het land niet sterk varieert, zeker niet tijdens omstandigheden zoals in de middag en avond van 13 mei 2000. De menglaaghoogte verliep toen van 1400 m in de middag tot 1200 m 's nachts.

Om deze tabel overzichtelijk te houden zijn niet alle componenten opgenomen, maar is een selectie gemaakt van de stoffen waarvoor relatief hoge concentraties zijn berekend aangevuld met enkele stoffen die vanuit gezondheidkundig oogpunt het meest relevant zijn. Tot de eerste groep behoren typische verbrandingsprodukten zoals CO en stof, tot de tweede groep behoren PAKs, dioxines en lood. Barium is gebruikt als indicator voor typische vuurwerkelementen, waartoe ook strontium, kalium, magnesium en titanium behoren (zie paragraaf 2.1). Uit de verhoudingen van de gemeten concentraties in de lucht, weergegeven in Tabel 3.2, en de berekende concentraties barium in Tabel 4.2 kunnen de concentraties van deze andere vuurwerkelementen worden berekend. Lood dient als indicator voor metalen die veel in gebouwen voorkomen (koper en zink). De concentraties koper en zink kunnen op analoge wijze als voor typische vuurwerkelementen worden berekend uit de waarden voor lood in Tabel 4.2 en de meetwaarden in Tabel 3.2.

De berekende concentratiebijdragen aan stikstofdioxide, zwaveldioxide, zoutzuur, cadmium en antimoon zijn voor alle fasen zo laag, dat er geen gezondheidsrisico's verwacht worden als gevolg van blootstelling aan deze stoffen. De meetwaarden bevestigen dit.

De berekende concentratiebijdragen voor de fasen 2a en 2b geven een zeer verschillend beeld te zien. De reden hiervan is dat in fase 2a door de sterke pluimstijging de wolk geëmitteerde gassen en stofdeeltjes over het direct aan de brand grenzend gebied is gewaaid, waardoor de concentraties in dit gebied zeer laag waren en pas op afstanden van enkele kilometers toenamen. In fase 2b (weinig pluimstijging) werd de wolk geëmitteerde gassen en stofdeeltjes door het aan de brand grenzend gebied getransporteerd met als gevolg hoge concentraties aldaar en afnemende concentraties verderop. Voor CO komt daar nog bij dat vanwege de betere verbrandingscondities in het begin van de brand de emissies toen lager waren dan in een latere fase. In werkelijkheid zal fase 2a geleidelijk in fase 2b zijn overgegaan. Verder kan niet worden uitgesloten dat hulpverleners (i.h.b. brandweerlieden) die in de fase 2a zeer dicht bij de brand hebben gestaan toch zijn blootgesteld aan hoge concentraties stoffen, vergelijkbaar met de voor fase 2b berekende waarden.

Voor fase 3 is een andere benadering gekozen. In deze fase zijn op meerdere dagen op de ramplocatie concentraties stofdeeltjes, zware metalen, dioxines (één dag) en VOCs (eveneens één dag) gemeten. Deze concentraties zijn in Tabel 4.2 gegeven bij de afstand *kleiner dan 500 m*. Voor grotere afstanden benedenwinds zijn de concentraties berekend met behulp van het eerder genoemde verspreidingsmodel. Omdat de emissiehoogte in deze fase maximaal enkele meters bedraagt en er geen sprake is van pluimstijging, nemen de concentraties buiten het rampgebied snel af met toenemende afstand. Er zijn geen berekeningen gemaakt van de concentraties CO en PAKs tijdens deze fase, omdat daar geen meetgegevens van zijn. Aangenomen wordt dat de emissies van deze stoffen veel lager zijn dan tijdens de brand. Zoals al is aangegeven in paragraaf 3.2.2, zijn de VOCs die op 16 mei zijn gemeten waarschijnlijk vooral afkomstig van emissies uit voertuigen en graafmachines die op het terrein werden gebruikt en slechts in beperkte mate van emissies uit de puinresten.

Uit Tabel 4.2 blijkt dat de berekende waarden in fase 2b in dezelfde orde van grootte liggen als de op 13 mei gemeten waarden. Ten dele is dit het gevolg van het feit dat enkele meetwaarden zijn gebruikt om bepaalde voor de verspreidingsberekeningen benodigde parameters te berekenen. Echter, ook de meetwaarden die daar niet voor gebruikt zijn geven een redelijk goede overeenkomst met de modelberekeningen.

Tijdens de andere fasen waren de concentraties stoffen waaraan personen (met uitzondering van brandweerlieden die in de fase 2a zeer dicht bij de brand hebben gestaan) kunnen zijn blootgesteld lager dan in fase 2b.

De waarden in Tabel 4.2 zullen in hoofdstuk 5 worden gebruikt om een schatting te maken van de potentiële blootstelling van personen die tijdens en na de ramp op en in de omgeving van de ramplocatie aanwezig zijn geweest.

De berekende deposities komen globaal overeen met de meetwaarden in Tabel 3.3. In hoofdstuk 5 zal op grond van de deposities worden berekend in hoeverre deze hebben geleid tot een belasting van het milieu.

Tabel 4.2. Geschatte concentratiebijdrage van gassen en stofdeeltjes (in $\mu\text{g m}^{-3}$) in de lucht als gevolg van de ramp, op verschillende afstanden benedenwinds van het centrum van het rampgebied

| Stof | afstand tot ramploc. (km) | fase 1 13/5/00, 15:00-15:35 | fase 2a 13/5/00, 15:35-20:00 | fase 2b 13/5/00, 20:00-24:00 | fase 3 14/5/00 t/m 16/5/00 |
|--|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| CO | < 0,5 | 25 | < 5 | 5000 | n.b. ¹⁾ |
| | 0,5 – 1 | 15 | < 5 | 3000 | |
| | 1 – 5 | 5 | 100 | 1000 | |
| | > 5 | < 5 | 20 | 100 | |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 500 | 500 | 500 | |
| VOCs ³⁾ | < 0,5 | 5 | < 0,1 | 45 | 60 |
| | 0,5 – 1 | 3 | < 0,1 | 35 | 10 |
| | 1 – 5 | 0,8 | 1,5 | 10 | 1 |
| | > 5 | < 0,1 | 1,5 | 1 | < 1 |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 30 | 30 | 30 | 30 |
| PM10 | < 0,5 | 90 | < 1 | 1000 | 250 |
| | 0,5 – 1 | 60 | < 1 | 700 | 50 |
| | 1 – 5 | 15 | 30 | 250 | 5 |
| | > 5 | 1 | 25 | 25 | < 1 |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 45 | 45 | 45 | 45 |
| lood | < 0,5 | 1,5 | < 0,1 | 18 | 2,8 |
| | 0,5 – 1 | 1 | < 0,1 | 14 | 0,5 |
| | 1 – 5 | 0,3 | 0,5 | 5 | 0,05 |
| | > 5 | 0,02 | 0,4 | 0,4 | < 0,01 |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| barium | < 0,5 | 6,5 | < 0,1 | 0,8 | 2,1 |
| | 0,5 – 1 | 4 | < 0,1 | 0,6 | 0,4 |
| | 1 – 5 | 1 | 0,3 | 0,2 | 0,04 |
| | > 5 | 0,1 | 0,25 | < 0,1 | < 0,01 |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 0,006 – 0,04 | 0,006 – 0,04 | 0,006 – 0,04 | 0,006 – 0,04 |
| PAKs ⁴⁾ | < 0,5 | 0,1 | < 0,01 | 1,1 | n.b. ¹⁾ |
| | 0,5 – 1 | 0,07 | < 0,01 | 0,8 | |
| | 1 – 5 | 0,02 | 0,03 | 0,3 | |
| | > 5 | < 0,01 | 0,03 | 0,02 | |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 0,1 | 0,1 | 0,1 | |
| dioxines (in pg TEQ m ⁻³) | < 0,5 | 0,08 | < 0,001 | 0,9 | 1,5 |
| | 0,5 – 1 | 0,05 | < 0,001 | 0,7 | 0,03 |
| | 1 – 5 | 0,015 | 0,003 | 0,2 | 0,003 |
| | > 5 | 0,001 | 0,003 | 0,02 | < 0,001 |
| | <i>achtergrond</i> ²⁾ | 0,01 – 0,1 | 0,01 – 0,1 | 0,01 – 0,1 | 0,01 – 0,1 |

¹⁾ Geen berekeningen verricht (zie hoofdstekst).

²⁾ Landelijk gemiddelden waarden in stedelijke gebieden (Bolt en de Jong, 1993a; 1993b; Liem *et al.*, 1993; van Velze, 1996; Boschloo en Stolk, 1999; RIVM, 1998; 1999; Mennen *et al.*, 2000)

³⁾ Som van de concentraties vluchtige organische verbindingen, zoals benzeen, toluen, xylenen, alkanen en gechloreerde aromatische en alifatische verbindingen. Er zijn vanwege gebrek aan gegevens geen berekeningen gemaakt van de afzonderlijke vluchtige organische verbindingen. In de regel bedragen de gehalten afzonderlijke vluchtige organische verbindingen minder dan 10% van de som.

⁴⁾ Som van de concentraties PAKs.

5 Gezondheidsrisico's en milieubelasting

5.1 Gemeten concentraties en mogelijke gezondheidsrisico's

5.1.1 Inleiding

Voor het beoordelen van de gezondheidsrisico's van de vrijgekomen toxische stoffen wordt in dit hoofdstuk de zogenaamde bron – risico benadering gevolgd. Dat betekent dat uitgaande van de emissie en de verspreiding van deze stoffen, wordt vastgesteld of er gezondheidsrisico's hebben bestaan voor omwonenden of hulpverleners. Dit is de gebruikelijke werkwijze wanneer er – door meten of modelleren – gegevens beschikbaar zijn over concentraties in de omgeving.

Het bijzondere van het onderzoek in Enschede is dat er óók gegevens beschikbaar zijn over concentraties in bloed en urine. Van deze gegevens, die een maat zijn voor de opgetreden lichaamsbelasting, wordt in dit rapport echter geen gebruik gemaakt. Hiervoor wordt verwezen naar het rapport van het gezondheidsonderzoek (RIVM PGVE, 2001).

Doel van dit hoofdstuk is na te gaan of de potentiële blootstelling aan toxische stoffen, gebaseerd op berekende of gemeten concentraties, gezondheidsrisico's met zich mee heeft gebracht voor de aanwezige bewoners en hulpverleners. De beoordeling vindt plaats aan de hand van gezondheidkundige normen en grenswaarden.

In dit hoofdstuk worden alleen die stoffen besproken die gezien hun tijdens en na de ramp gemeten concentratie een effect op de gezondheid gehad kunnen hebben. Van een aantal verbindingen, die in de voorgaande hoofdstukken genoemd zijn, waren de gemeten concentraties zo laag (d.w.z. niet of nauwelijks verhoogd boven hun achtergrondwaarde), dat daar geen gezondheidsrisico's van zijn te verwachten. Dit zijn stikstofoxiden, zwaveldioxide, zoutzuur, blauwzuur, ammoniak, PAKs, gechloreerde aromaten en de elementen lithium, natrium, magnesium, kobalt, zirkonium en lanthaan in luchtstof.

5.1.2 Relevante blootstellingsroutes

Doel van de metingen was, zoals hierboven beschreven, het vaststellen van toxicologische gezondheidsrisico's ten gevolge van de ontploffing en de daarop volgende brand. In principe kunnen de volgende blootstellingsroutes worden onderscheiden.

- *Inhalatoir*, door het inademen van prikkelende gassen en andere bestanddelen van de rook.
- *Oraal*, door het eten van verontreinigde voedingsgewassen of het consumeren van melk, vlees- of vleesproducten van vee dat verontreinigde voedergewassen (ook gras) heeft genuttigd.
- *Dermaal*, door huidcontact met asresten of gedeponeed materiaal.

Bij de beoordeling van de gezondheidsrisico's wordt alleen rekening gehouden met inhalatoire blootstelling. Orale blootstelling door het eten van gecontamineerde voedingsgewassen of producten van vee, is niet relevant, doordat grasonderzoek heeft laten zien dat de gewasnormen benedenwinds van de brand niet worden overschreden. Dit is in paragraaf 3.4 al besproken. Gezien de relatief lage concentraties in de veegmonsters, is dermale blootstelling evenmin een relevante blootstellingsroute.

5.1.3 Normen en grenswaarden

Om vast te stellen of blootstelling aan de onderzochte stoffen gezondheidsrisico's met zich meebrengt is een uitgebreid referentiekader beschikbaar van gezondheidkundige normen en grenswaarden. Uitgangspunt is dat wanneer het gemeten of berekende potentiële blootstellingsniveau de gezondheidkundige grenswaarde voor een bepaalde stof niet overschrijdt, er géén gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Wanneer deze grenswaarden wél worden overschreden, betekent dat niet automatisch dat er dan risico's bestaan. Er worden immers ruime veiligheidsmarges in acht genomen bij het afleiden van deze waarden. Om die reden vormen deze grenswaarden in de regel niet zozeer een scheidslijn tussen wat – gezondheidkundig gezien – wél acceptabel is en wat niet, maar geven zij aan of nadere analyse noodzakelijk is. Hierin ligt het preventieve karakter van dergelijke waarden besloten. Het is wel zo dat de kans op gezondheidseffecten toeneemt met de mate van overschrijding.

De eerste stap bij het beoordelen van de gezondheidsrisico's is dus het vergelijken van de gemeten (of berekende) concentraties waaraan men kan zijn blootgesteld met de beschikbare grenswaarden.

Wanneer deze grenswaarden niet overschreden worden, dan bestaat er geen kans op ziekte als gevolg van blootstelling aan de onderzochte stoffen en zijn er dus geen gezondheidsrisico's. Wanneer deze waarden wel overschreden worden, is *een tweede stap* noodzakelijk, waarbij nagegaan wordt of het aannemelijk is dat zo'n overschrijding ook daadwerkelijk tot gezondheidseffecten leidt.

De grenswaarden waarvan hier sprake is, zijn vastgesteld door verschillende instanties in binnen- en buitenland. Waar mogelijk, is gebruik gemaakt van grenswaarden die door het RIVM zelf zijn vastgesteld. Waar deze ontbraken, is gebruik gemaakt van grenswaarden die door andere organisaties zijn ontwikkeld zoals de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) en de ATSDR²⁰. In de gevallen waarin ook deze ontbraken, heeft het RIVM een voorlopige waarde afgeleid uit de beschikbare toxicologische gegevens.

Voor *niet-carcinogene* (*niet-kankerverwekkende*) stoffen wordt gebruik gemaakt van lange termijn grenswaarden, waarden die geacht worden veilig te zijn voor een geheel mensenleven, d.w.z. 24 uur per dag, 7 dagen per week, gedurende 70 jaar. Risicogroepen, baby's, zwangeren en zieken worden ook door deze waarden beschermd. Omdat bij de calamiteit te Enschede hooguit sprake is van kortdurende blootstelling aan verhoogde concentraties van enkele stoffen, kan de toetsing aan lange termijn grenswaarden (bedoeld voor levenslange blootstelling) worden beschouwd als een conservatieve benadering.

Verder wordt in dit rapport voor die componenten, waarvoor geen lange termijn grenswaarde bestaat, de MAC-waarde gehanteerd. De MAC-waarde wordt beschouwd als een aanvaarde waarde voor werknemers (en hun nageslacht), bij blootstelling gedurende max. 8 uur per dag, 5 dagen per week, gedurende een arbeidsleven van 40 jaar²¹.

Voor stoffen die kanker kunnen veroorzaken, wordt een andere benadering gehanteerd. Daar ligt het toelaatbaar geachte risiconiveau niet op dat van géén risico op ziekte, maar op het niveau van

²⁰ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (VS).

²¹ MAC-waarden zijn dus gezondheidkundige grenswaarden. Hun bestuurlijke vaststelling is een taak van het Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid. Voor sommige MAC-waarden wijkt de bestuurlijk vastgestelde waarde af van het gezondheidkundige advies. Dit zijn de zgn. bestuurlijke MAC-waarden. Alle in het huidige rapport gebruikte MAC-waarden zijn gezondheidkundige waarden.

één geval van kanker op 1.000.000 blootgestelden per jaar²². Beneden dit niveau is er, in tegenstelling tot niet-carcinogene stoffen, wel sprake van een kans op ziekte (in dit geval kanker) maar de kans daarop is in ieder geval kleiner dan 1 : 1.000.000.

5.1.4 Vergelijking concentraties met normen en grenswaarden

In Tabel 5.1 worden de concentraties in de lucht in de verschillende fasen van de brand (zie paragraaf 2.1) vergeleken met lange termijn grenswaarden²³ of, als die niet beschikbaar zijn, met MAC-waarden. Hoewel MAC-waarden niet zijn afgeleid voor de algemene bevolking maar bedoeld zijn voor gezonde werknemers, kan de vergelijking met deze waarden een indicatie geven over hoe groot de kans is op schadelijke effecten. Wanneer er een zeer grote marge is tussen de MAC-waarde en blootstellingsconcentratie, is de kans op gezondheidsschade klein²⁴.

Om de potentiële blootstelling in de verschillende fasen te benaderen zijn zo veel als mogelijk meetwaarden gebruikt, namelijk de resultaten van luchtstofmetingen van 13 mei voor fase 2 en de gemiddelde waarden van luchtstofmetingen van 14 en 16 mei voor fase 3. Voor fase 1 zijn geen meetwaarden beschikbaar en daarom zijn berekende waarden gebruikt, afgeleid uit de concentratiebijdragen in Tabel 4.2. en vermeerderd met de achtergrondconcentratie. Van enkele stoffen die niet in Tabel 4.2 staan vermeld, is gebruik gemaakt van de verhouding tussen de tijdens de brand gemeten concentraties in de lucht ten opzichte van een indicator, namelijk lood voor metalen die veel in gebouwen voorkomen en barium voor typische vuurwerkelementen (zie hoofdstuk 4).

De concentraties in Tabel 5.1 vormen een *worst case* benadering, in die zin dat het de maximale concentraties zijn waaraan personen kunnen zijn blootgesteld. Niemand is echter gedurende alle fasen de hele tijd blootgesteld aan deze maximale concentraties. In de volgende paragraaf zal dit inzichtelijk worden gemaakt op basis van de bij het gezondheidsonderzoek (RIVM PGVE, 2001) gehanteerde indeling in categorieën om de potentiële blootstelling te karakteriseren.

Bovendien wordt een potentiële blootstelling gedurende enkele uren vergeleken met grenswaarden voor levenslang toelaatbare blootstelling. Verder zullen personen *gemiddeld genomen* in elk van de fasen aan lagere concentraties zijn blootgesteld dan de waarden in Tabel 5.1. Deze waarden zijn namelijk de, ruimtelijk gezien, maximale concentraties die tijdens elke fase zijn voorgekomen. Personen zullen zich gedurende het grootste deel van tijd niet hebben bevonden op de plaats waar de maximale concentraties voorkwamen, maar op zekere afstand daarvan.

Voor enkele stoffen in Tabel 5.1 blijken de gemeten of berekende concentraties in één of meer fasen van de calamiteit boven de lange termijn grenswaarden te liggen. Deze stoffen worden hieronder apart besproken.

²² Omgerekend naar een mensenleven betekent dat een kans van 1 op 10.000 om kanker te krijgen als gevolg van blootstelling aan de betrokken stof.

²³ Voor carcinogene stoffen worden in deze tabel de waarden gebruikt die overeenkomen met het toelaatbaar geachte risiconiveau van één geval van kanker op 1.000.000 blootgestelden per jaar.

²⁴ In dit kader wordt soms een omrekeningsfactor van 42 gebruikt om een MAC-waarde te vertalen naar een chronische grenswaarde voor de algemene bevolking (een factor 4,2 voor omrekening van 40 uur per week naar 168 uur per week en een factor 10 voor gevoelige individuen in de algemene bevolking).

Tabel 5.1 Concentraties in lucht tijdens de drie fasen, uitgedrukt in $\mu\text{g m}^{-3}$ (m.u.v. dioxines), vergeleken met de normen en grenswaarden.

| Component | fase 1 | fase 2 | fase 3 | MAC-Waarde | Lange termijn grenswaarde |
|-------------------|---------------------|--------------------|----------------------|----------------------|---------------------------|
| CO (koolmonoxide) | 525 | 5500 | n.b. | | 10.000 |
| VOCs | 35 | 75 | 90 | | 20 ¹⁾ |
| PM 10 | 135 | 1045 | 290 | | 40 |
| Al (aluminium) | 35 | 3,1 | 7,7 | | 100 |
| K (kalium) | 100 | 6,9 | (27) ²⁾ | 2000 ³⁾ | Geen |
| Ca (calcium) | 20 | 10 | 83 | 10.000 ⁴⁾ | Geen |
| Ti (titanium) | 5 | 0,4 | 0,9 | 5000 ⁵⁾ | Geen |
| V (vanadium) | <0,01 | 0,02 | - | | 1 |
| Cr (chromium) | 0,015 | 0,07 | - | | 0,0025 / 60 ⁶⁾ |
| Mn (mangaan) | <0,5 | - | (2,2) ²⁾ | | 0,6 |
| Fe (ijzer) | 3 | 2,1 | 11,2 | 5000 ⁷⁾ | Geen |
| Ni (nikkel) | <0,01 | 0,02 | - | | 0,05 |
| Cu (koper) | 3,6 | 2,6 | 0,9 | | 1 |
| Zn (zink) | 1,5 | 15,5 | 5 | | 18 |
| Sr (strontium) | 1,4 | 0,07 | 0,5 | | Geen ⁸⁾ |
| Mo (molybdeen) | <0,03 | 0,09 | - | | 12 |
| Cd (cadmium) | 0,001 | 0,7 | (0,02) ²⁾ | | 0,3 |
| Sn (tin) | 0,01 | 0,27 | - | 2000 ⁹⁾ | Geen |
| Ba (barium) | 6,5 | 0,39 | 2,1 | | 1 |
| Pb (lood) | 1,5 | 23,1 | 2,8 | | 0,5 |
| Dioxines | 0,08 ¹⁰⁾ | 0,9 ¹⁰⁾ | 1,5 ¹⁰⁾ | | 4 ¹¹⁾ |

- = < detectiegrens

¹⁾ TCL voor benzeen. De lange termijn grenswaarden voor andere VOCs die veelal in buitenlucht voorkomen zijn (veel) hoger dan deze waarde. Het percentage benzeen in het VOC mengsel bedraagt maximaal 10%.

²⁾ Maximale waarde gedurende 1 van de 2 metingen en 2^e meting beneden de detectiegrens.

³⁾ Waarde afgeleid voor kaliumhydroxide. Uitgedrukt als kalium komt dit overeen met 1400 mg m⁻³. Deze MAC-waarde beschermt gezonde werknemers tegen luchtwegirritatie.

⁴⁾ Waarde afgeleid voor calciumoxide. Uitgedrukt als calcium komt dit overeen met 7000 mg m⁻³. Deze MAC-waarde beschermt gezonde werknemers tegen luchtwegirritatie.

⁵⁾ Waarde afgeleid voor titaniumoxide. Uitgedrukt als titanium komt dit overeen met 3000 mg m⁻³. Deze MAC-waarde beschermt gezonde werknemers tegen luchtwegirritatie en hinder door stofdeeltjes.

⁶⁾ Lange termijn grenswaarden voor respectievelijk Cr⁶⁺ en Cr³⁺. Zie verder de hoofdttekst.

⁷⁾ Deze waarde geldt voor ijzeroxide en is uitgedrukt als ijzer. Deze MAC-waarde beschermt gezonde werknemers tegen longeffecten door ijzeroxide. Door de EU is een maximale orale inname vastgesteld van 30-100 mg ijzer per persoon per dag.

⁸⁾ De werking van strontium in het lichaam lijkt op die van calcium. Strontium kan calcium vervangen in botten. De toxiciteit van strontium voor de inwendige organen kan beoordeeld worden met de chronische orale grenswaarde 0,05 mg per kg lichaamsgewicht per dag (voorgesteld door het RIVM). Bij een concentratie in lucht van 0,18 mg m⁻³ wordt deze orale grenswaarde exact opgevuld. Of deze concentratie ook volledig veilig is voor wat betreft mogelijke effecten op de luchtwegen is niet met zekerheid te zeggen (inhalatiegegevens ontbreken).

⁹⁾ Deze waarde geldt voor tin als metaal en is uitgedrukt als tin. Deze MAC-waarde beschermt gezonde werknemers tegen stannose, een karakteristieke lichte longaandoening veroorzaakt door tin. De toxiciteit voor de inwendige organen kan beoordeeld worden met de chronische orale grenswaarde van 2 mg per kg lichaamsgewicht per dag. Bij een concentratie in de lucht van 7 mg m⁻³ wordt deze orale grenswaarde exact opgevuld (berekend voor een persoon van 70 kg die 20 m³ per dag inademt).

¹⁰⁾ pg TEQ m⁻³

¹¹⁾ pg TEQ/kg/dag

PM₁₀

In alle fasen wordt de lange termijn grenswaarde voor PM₁₀ (fijn stof) overschreden. De *daggemiddelde* grenswaarde van 140 µg m⁻³ wordt in fase 1 nagenoeg bereikt en in fase 2 en 3 overschreden. Blootstelling aan deze hoeveelheden fijn stof kan, zeker bij gevoelige mensen, aanleiding geven tot prikkeling van de luchtwegen en hoesten.

Metalen

Voor een aantal metalen zijn de lange termijn grenswaarden overschreden; deze waarden zijn in de tabel vetgedrukt weergegeven. Er vindt overschrijding plaats voor vier metalen, te weten chroom, koper, cadmium en lood.

Voor chroom vindt er, wanneer uitgegaan wordt van de laagste norm, een aanzienlijke overschrijding plaats. Deze norm – van 0,0025 µg m⁻³ – is gedefinieerd voor Cr⁶⁺. De gemeten waarden hebben echter betrekking op een mengsel van Cr⁶⁺ en Cr³⁺. Uit onderzoek is bekend dat chroom in luchtstofdeeltjes in het algemeen voor een gering deel (minder dan 5%) uit Cr⁶⁺ bestaat en dat geëmitteerd Cr⁶⁺ in de lucht relatief snel wordt omgezet in Cr³⁺ (Mennen *et al.*, 1998). Ervan uitgaande dat het gemeten chroom voor maximaal 5% uit Cr⁶⁺ bestaat, wordt de concentratie Cr⁶⁺ in fase 2 ten hoogste 0,0035 µg m⁻³, een lichte overschrijding van de lange termijn grenswaarde. De grenswaarde voor Cr³⁺ wordt niet overschreden.

De lange termijn grenswaarde voor cadmium en koper wordt in beperkte mate overschreden.

Voor lood wordt de lange termijn grenswaarde in fase 2 met een factor van meer dan 40 overschreden. Daarna daalt de concentratie aanzienlijk, maar gedurende enige dagen blijven de concentraties zo'n 6 maal hoger dan het lange termijn gemiddelde. De totale loodbelasting die dit tot gevolg heeft bedraagt maximaal ongeveer 500 µg (aannames: fase 1 duurt 0,5 uur, fase 2 duurt 8 uur en fase 3 duurt 5 dagen; ademvolume 1 m³ h⁻¹). Van deze hoeveelheid is naar schatting de helft beschikbaar voor absorptie in het lichaam (onvolledige depositie in longen).

Aldus kan bij een volwassene een maximale verhoging in loodgehalte in bloed berekend worden van 40 µg L⁻¹. Dit zal een tijdelijke verhoging zijn, omdat de blootstelling tijdelijk is. Beneden een concentratie van 100 µg L⁻¹ (deze waarde wordt als kritische grens gehanteerd) worden, zelfs op de lange termijn, geen schadelijke effecten verwacht. Acute neurotoxische effecten door lood doen zich voor bij concentraties in het bloed van 1000 µg L⁻¹. Verder is nog relevant dat de gangbare loodgehalten in bloed in Nederland (bij kinderen) variëren van 20 tot 224 µg L⁻¹.

Geconcludeerd kan worden dat de berekende tijdelijke verhoging als gevolg van blootstelling aan lood tijdens de ramp te Enschede geen gezondheidkundige betekenis heeft.

Voor zes metalen ontbreken lange termijn grenswaarden voor lucht. Voor kalium, calcium, titanium, ijzer en tin zijn er wel MAC-waarden beschikbaar. Deze MAC-waarden zijn afgeleid door de Amerikaanse ACGIH²⁵ op basis van gezondheidkundige effecten. De hoeveelheid onderliggende toxicologische gegevens is echter beperkt. Het kritische effect was in alle gevallen de lokale werking op de longen (irritatie). De marge tussen de MAC-waarden en de concentraties bij de brand is dermate groot dat dit soort effecten niet verwacht worden. Ook een toxische werking op de inwendige organen (systemische toxiciteit) wordt niet verwacht gezien de lage systemische giftigheid van deze metalen.

Voor strontium is geen enkele grenswaarde voor lucht beschikbaar, ook geen MAC-waarde. Op basis van de chronische orale grenswaarde zijn systemische effecten niet te verwachten. Of de maximale concentratie bij de brand (1,4 µg m⁻³) ook volledig veilig is voor wat betreft lokale

²⁵ American Conference of Governmental Industrial Hygienists

effecten op de luchtwegen is niet met zekerheid zeggen omdat inhalatiegegevens ontbreken. Op voorhand moet de kans op dergelijke effecten bij inademing van deze zeer lage concentratie gedurende een beperkte periode echter als zeer klein beschouwd worden.

Dioxines

Voor dioxines is een TDI (toelaatbare dagelijkse inname) gedefinieerd van 1 – 4 pg TEQ per kg lichaamsgewicht. Circa de helft daarvan wordt ingenomen door dierlijke vetten in ons voedsel. Een persoon van 70 kg krijgt dus sowieso zo'n 70 – 140 pg TEQ dioxines binnen. Bij een (hoog) geschatte hoeveelheid ingeademde lucht van 1 m³ per uur, komt daar, afhankelijk van de fase van de brand, zo'n 0,1 – 1 pg TEQ per uur bij. Dat is in het licht van de (onvermijdbare) dagelijkse blootstelling en de beperkte duur van de brand vanuit gezondheidskundig oogpunt een te verwaarlozen hoeveelheid.

Samenvattend blijven alleen PM₁₀ en lood over, als stoffen waaraan *in deze worst case benadering* gedurende enkele dagen de concentraties ruim boven de lange termijn grenswaarde lagen. Wat PM₁₀ betreft kunnen concentraties als gegeven in Tabel 5.1 de oorzaak zijn van luchtwegklachten, zeker bij gevoelige mensen. Zij geven echter in het algemeen geen aanleiding tot blijvende klachten. Voor lood is berekend dat de maximale verhoging in het bloed als gevolg van de tijdelijke blootstelling tijdens alle fasen van de calamiteit niet leidt tot gezondheidseffecten.

Evenmin hoeft er rekening te worden gehouden met de mogelijkheid dat de werking van de ene stof die van de andere versterkt, omdat de concentraties (ver) beneden het effectniveau liggen en ook het 'optellen' van stoffen met een vergelijkbare werking niet leidt tot overschrijding van de grenswaarden (Pieters en Könemann, 1997).

5.1.5 Potentiële blootstelling per categorie

In het gezondheidsonderzoek dat na de ramp is uitgevoerd zijn de onderzochte personen op grond van potentiële blootstelling en verblijfplaats, ingedeeld in 9 categorieën. Deze zijn beschreven in Tabel 1 van RIVM PGVE (2001) en ten dele ook in paragraaf 2.3 van dit rapport genoemd. In Tabel 5.2 is per fase en per categorie een overzicht gegeven van de maximale potentiële blootstelling aan bij de calamiteit vrijgekomen stoffen. Daarbij is een volgende indeling²⁶ gebruikt:

- + = potentieel blootgesteld aan ten hoogste de maximale concentratie uit Tabel 5.1 voor de betreffende fase
- ± = potentieel blootgesteld aan ten hoogste een concentratie die een factor 3 – 5 lager ligt (afstand 1-5 km in Tabel 4.2)
- = potentiële blootstelling gelijk aan de achtergrondwaarde (dus geen verhoogde blootstelling)

²⁶ Om misverstanden te voorkomen. Er worden hier uitspraken gedaan over groepen personen, die zijn gekarakteriseerd aan de hand van hun – zelf gerapporteerde – activiteiten en verblijfplaats in de verschillende fasen van de brand. Zo'n uitspraak geldt *niet* automatisch voor elk individueel persoon uit deze groepen.

Tabel 5.2. Kwalitatieve schatting van de potentiële blootstelling van personen uit de verschillende categorieën tijdens de 3 fasen van de calamiteit

| Categorie | Omschrijving ¹⁾ | Blootstelling | | |
|-----------|---|---------------|-----------------|--------|
| | | fase 1 | fase 2 | fase 3 |
| K | Kinderen | | Niet bekend | |
| BL | Tijdens geen enkele fase in het rampgebied aanwezig geweest | - | - | - |
| BH | In het rampgebied aanwezig geweest tijdens fase 1 en het begin van fase 2 | + | ± ²⁾ | - |
| BS | Benedenwinds (1 – 5 km) van het rampgebied aanwezig geweest tijdens elke fase | ± | ± | ± |
| BO | Overige bewoners | | Niet bekend | |
| HH | In het rampgebied aanwezig geweest tijdens fase 1 en 2 | + | + | - |
| HHD | In het rampgebied aanwezig geweest tijdens fase 3 | - | - | + |
| HL | (Net) buiten het rampgebied aanwezig geweest tijdens fase 2 en 3 | - | ± | ± |
| HO | Overige hulpverleners | | Niet bekend | |

¹⁾ Vertaling van de omschrijving uit Tabel 1 van RIVM PGVE (2001) naar de in dit rapport gehanteerde indeling in fasen en de in Tabel 4.2 onderscheiden afstanden.

²⁾ Waarschijnlijk korte tijd aanwezig geweest in het rampgebied tijdens het begin van fase 2. In deze periode is vanwege de sterke pluimstijging de blootstelling aan stoffen waarschijnlijk niet zo hoog geweest (zie fase 2a in Tabel 4.2).

De bovenstaande indeling in categorieën geeft een realistischer beeld van de potentiële blootstelling van de bewoners en hulpverleners dan de worst case benadering die in Tabel 5.1 is gepresenteerd. Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat de bewoners uit de groep **BH** alleen tijdens fase 1 en het begin van fase 2 zijn blootgesteld aan de maximale concentraties die in Tabel 5.1 worden genoemd. Dit levert gezien de relatief lage concentraties en de korte duur van die fase (naar schatting 1 tot 2 uur) geen voor gezondheidsrisico's relevante blootstelling op. De groep met de hoogste potentiële blootstelling is de groep **HH**. Deze groep kan tijdens 2 fasen aan verhoogde concentraties zijn blootgesteld. Ook voor hen geldt echter dat, gezien de conclusies uit paragraaf 5.1.4, geen blijvende gezondheidseffecten zijn te verwachten.

Geconcludeerd kan worden dat langdurige gezondheidseffecten als gevolg van inhalatoire blootstelling voor geen van de groepen hulpverleners noch de groepen bewoners zijn te verwachten. Wel kunnen kortdurende effecten als irritatie van de luchtwegen zijn opgetreden, met name bij die groepen die tijdens de fasen 2 of 3 zijn blootgesteld aan hoge concentraties fijn stof.

5.2 Milieubelasting

De analyses van veeg- en grasmonsters hebben aangetoond dat in de eerste dagen na de ramp in en benedenwinds van het rampgebied tot op een afstand van ongeveer 5 km verhoogde gehalten aan zware metalen voorkwamen. Na de regenval op 16 mei en de dagen daarna is het grootste deel van de in dit gebied gedeponeerde metalen door afspoeling in de bodem terecht gekomen. De bijdrage aan het gehalte aan zware metalen in de bodem als gevolg van dit afspoelen is

berekend uit de depositiegegevens in Tabel 3.3 en de gegevens over de gehalten in gras in Tabel 3.4. Hierbij is aangenomen dat de afgespoelde metalen in de bovenlaag (5 cm) van de bodem terecht komen²⁷ en de bodem een gemiddelde dichtheid heeft van 1200 kg m^{-3} (uitgedrukt als droge stof). Verder is aangenomen dat op 1 m^2 ongeveer 1 kg (veldvochtig) gras staat. Deze berekening leidt tot bijdragen die maximaal 0,2% van de achtergrondgehalten in de bodem in Nederland bedragen. Geconcludeerd kan dus worden dat de depositie van de bij de calamiteit verspreide stoffen niet tot een significante toename van de gehalten in de bodem heeft geleid.

²⁷ Op den lange duur zullen de meeste zware metalen door uitloging tot dieper in de bodem terecht komen. Door uit te gaan van de bovenlaag wordt een 'worst case' bijdrage aan het gehalte berekend.

6 Conclusies

- Bij de ontploffing van de vuurwerkopslagplaats en de daarop volgende brand is een grote hoeveelheid stoffen vrijgekomen en in de verre omtrek verspreid. Tijdens de brand zijn nabij de ramplocatie in de lucht sterk verhoogde concentraties stofdeeltjes en daarin aanwezige zware metalen (i.h.b. lood, koper en zink) gemeten. Ook koolmonoxide bleek in hoge concentratie aanwezig. Andere (verbrandings)gassen zijn niet in verhoogde mate aangetoond. Met een verspreidingsmodel is berekend dat tot op 5 km benedenwinds van de brand verhoogde concentraties aan stoffen voorkwamen.
- Op de dagen na de brand zijn in het rampgebied verhoogde concentraties stofdeeltjes en daarin aanwezige zware metalen en dioxinen en licht verhoogde concentraties vluchtige organische verbindingen gemeten. Buiten het rampgebied waren de concentraties van deze stoffen niet of amper hoger dan de achtergrondwaarden.
- Op grond van de meetresultaten tijdens de tweede en derde fase en de met een model berekende concentraties tijdens de eerste fase van de calamiteit is een schatting gemaakt van de maximale potentiële blootstelling van tijdens en na de ramp aanwezige personen. Door deze te vergelijken met geldende gezondheidkundige grenswaarden en normen is vastgesteld dat voor geen van de aanwezige hulpverleners en bewoners langdurige gezondheidseffecten zijn te verwachten als gevolg van inhalatoire blootstelling aan bij de ramp vrijgekomen stoffen. Wel kunnen kortdurende effecten als irritatie van de luchtwegen zijn opgetreden.
- Tot op 5 km benedenwinds van de plaats waar de voormalige vuurwerkopslagplaats lag zijn verhoogde concentraties zware metalen gevonden in veegstof en gras. Na 16 mei zijn deze concentraties als gevolg van aanhoudende regen afgenomen tot op achtergrondniveau.
- De depositie van de bij de calamiteit verspreide stoffen heeft niet tot een significante toename van de gehalten in de bodem heeft geleid.

Literatuur




- Ammerman C.B., Fontenot J.P., Fox M.R.S., Hutchinson H.D., Lepore P., Stowe H.D., Thompson D.J. en Ullrey D.E. (1980) Mineral tolerance of domestic animals. National Academy of Sciences, National Research Council, Committee on Animal Nutrition, Subcommittee on Mineral Toxicity in Animals, Washington DC, USA.
- Annema J.A., Paardekooper E.M., Booij H., Oers L.F.C.M. van, Voet E. van der en Mulder P.A.A. (1995) Stofstroomanalyse van zes zware metalen - Gevolgen van autonome ontwikkelingen en maatregelen. Rapport nr. 601014010. RIVM, Bilthoven.
- Beker D. en Cornelissen A.A.J. (1999) Chemische analyse van huishoudelijk afval. Resultaten 1994 en 1995. Rapport nr. 776221002. RIVM, Bilthoven.
- Bolt A. en de Jong A.P.J.M. (1993a) Onderzoek naar buitenluchtconcentraties van 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel II: Gehalten in een ruraal gebied (nulpuntsmeting). Rapportnummer 770501008, RIVM, Bilthoven.
- Bolt A. en de Jong A.P.J.M. (1993b) Onderzoek naar buitenluchtconcentraties van 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen in Nederland. Deel III: Gehalten in een stedelijk gebied. Rapportnummer 770501013, RIVM, Bilthoven.
- Boschloo D.J. en Stolk A.P. (1999) Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. Meetresultaten 1998. Deel 4. Stadsstations, Straatstations. Rapport nr. 723101053. RIVM, Bilthoven.
- BRBS (1993) Branchedocument recycling bouw- en sloopafval ; milieudoelstellingen stand van zaken en perspectief. Belangenvereniging Recycling Bouw- en Sloopafval, Houten.
- Caffrey P.F., Ondov J.M., Zufall M.J. en Davidson C.I. (1998) Determination of size-dependent dry particle deposition velocities with multiple intrinsic elemental tracers. *Environ. Sci. Technol.*, **32**, 1615-1622.
- Commissie onderzoek vuurwerkramp (2001) De vuurwerkramp, publieksversie.
- Crommentuijn L.E.M. en Verbeek E.D.M. (1999) Prognose milieueffecten Duurzaam bouwen. Rapport nr. 771404002. RIVM, Bilthoven.
- De Bekker P.J.G.M. (1998) Materiaalgebruik in de Nederlandse bouw. Economisch Instituut voor de Bouwnijverheid, Amsterdam.
- De Bruyn P.C.A.M. en Karelse J.W. (2001) Onderzoek naar aanleiding van brand en explosies bij S.E. Fireworks te Enschede op 13 mei 2000. Nederlands Forensisch Instituut, Rijswijk.
- De Graaf W.J. en Eleveld H. (1993) Bladlood in de woningbouw; loodemissies via het regenwater. Rapport nr. 16570, Bouwcentrum Advies, Rotterdam.
- Dyke P. en Coleman P. (1997) Dioxines in ambient air, bonfire night 1994. *Chemosphere*, **34**, 1191-1201.
- Fang G.C., Chang C.N. en Chang S.Y. (1997) Dry deposition of metal elements on surrogate surfaces in the ambient air of central Taiwan. *Toxicol. Environ. Chem.*, **62**, 111-123.
- Fleischer O., Wichmann H. en Lorenz W. (1999) Release of polychlorinated dibenzo-p-dioxines and dibenzofurans by setting off fireworks. *Chemosphere*, **39**, 925-932.
- Foltescu V.L., Isakson J., Selin E. en Stikans M. (1994) Measured fluxes of sulphur, chlorine and some anthropogenic metals to the Swedish West coast. *Atmos. Environ.* **28**, 2639-2649.
- Liem A.K.D., van de Berg R., Bremmer H.J., Hesse J.M. en Slooff W. (1993) Basisdocument dioxinen. Rapport nr. 710401024, RIVM, Bilthoven.
- MacGrattan K.B., Baum H.R., Walton W.D. en Trelles J. (1997) Smoke plume trajectory from in situ burning of crude oil in Alaska – Field experiment and modeling of complex terrain. NISTIR report 5958. National Institute of Standards and Technology, USA.

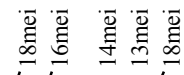
- Marklund S., Anderson R., Tysklind M. en Rappe C. (1989) Emissions of PCDDs and PCDFs from a PVC-fire in Holmsund, Sweden. *Chemosphere*, **18**, 1031-1038.
- Mennen M.G., Koot W., Putten E.M. van, Ritsema R., Piso S., Knol-de Vos T., Fortezza F. en Kliest J.J.G. (1998) Hexavalent chromium in ambient air in the Netherlands. Results of measurement near wood preservation plants and at a regional site. Rapport nr. 723101031. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G. (1999) Inventarisatie van milieugevaarlijke stoffen in wit- en bruingoed-producten ten behoeve van de handhaving van het Besluit verwijdering wit- en bruingoed. Briefrapport RIVM/IEM 144/99. RIVM, Bilthoven.
- Mennen M.G., Fortezza F., Knol-de Vos T., Hellemond J. van, Beek A.C.W. van de, Breugem P.M. en Beld W. van den (2000) Verslag van de monsternemingen en analyses van luchtstof en gedeponerd stof bij een woning in Zoeterwoude. Briefrapport 154/00 IEM. RIVM, Bilthoven.
- Noordijk H. (1993) Luchtverontreiniging door vuurwerk tijdens de jaarwisseling van 1992-1993. Rapport nr. 722103001. RIVM, Bilthoven.
- Ohlemiller T. en Corley D. (1994) Heat release rate and induced wind field in a large scale fire. *Combust. Sci. and Tech.*, **97**, 315-330.
- Paode R.D., Sofuoglu S.C., Sivadechthep J., Noll K.E., Holsen T.M. en Keller G.J. (1998) Dry deposition fluxes and mass size distributions of Ph, Cu, and Zn measured in southern Lake Michigan during AEOLUS. *Environ. Sci. Technol.*, **32**, 1629-1635.
- Pieters M.N. en Könemann W.H. (1997) Mengseltoxiciteit: een algemeen overzicht en evaluatie van de veiligheidsfactor van 100 toegepast in het stoffenbeleid. Rapport nr 620110004. RIVM, Bilthoven.
- Pitts W.M. (1996) Carbon monoxide formation algorithm. In; K.A. Beall, Thirteenth meeting of the UJNR panel on fire research and safety, 13-20 maart, 1996.
- RIVM (1998) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1996. Rapport nr. 722101029, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1999) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1997. Rapport nr. 725301001, RIVM, Bilthoven.
- RIVM Projectteam Gezondheidsonderzoek Vuurwerkkramp Enschede (2001). Vuurwerkkramp Enschede: Stoffen in bloed en urine; rapportage van het gezondheidsonderzoek. Rapport nr. 630930003, RIVM, Bilthoven.
- Särdqvist S. (1993) Initial fires. RHR, smoke production and CO generation from single items and room fire tests. Institute of Technology, Department of fire safety engineering, Lund University, Zweden.
- Sulilatu W.F. en de Koning J. (1989) Oriënterend onderzoek naar de emissies bij shredderafvalbranden. TNO-MT rapport 89-311. TNO, Apeldoorn.
- Smit C.N., Hafkenscheid Th.L. en de Groot J.L.B. (1994) Milieuaspecten van PVC in verpakkingen. TNO KRI-rapport 2445a/u94 en addendum. TNO, Delft.
- Sofuoglu S.C., Paode R.D., Sivadechathep J., Noll K.E., Holsen Th.M. en Keeler G.J. (1998) Dry deposition fluxes and atmospheric size distributions of mass, Al, and Mg measured in southern Lake Michigan during AEOLUS. *Aerosol Sci. Technol.*, **29**, 281-293.
- Van Oppen P.W. (1991) Haalbaarheidsonderzoek terugdringing lozing koper en zink uit woningen. Rapport nr. 15581. Bouwcentrum Advies, Rotterdam.
- Van Velze K. (1996) PAK in stedelijke omgeving, benzo(a)pyreen en mogelijke alternatieven als gidsstof voor PAK. Rapport nr. 723301005. RIVM, Bilthoven.
- Veterinaire Inspectie (1997) Milieucontaminanten bij dierlijke productie in relatie tot de volksgezondheid. Veterinaire Milieuhygiënewijzer 1997. Ministerie van VWS, Rijswijk.

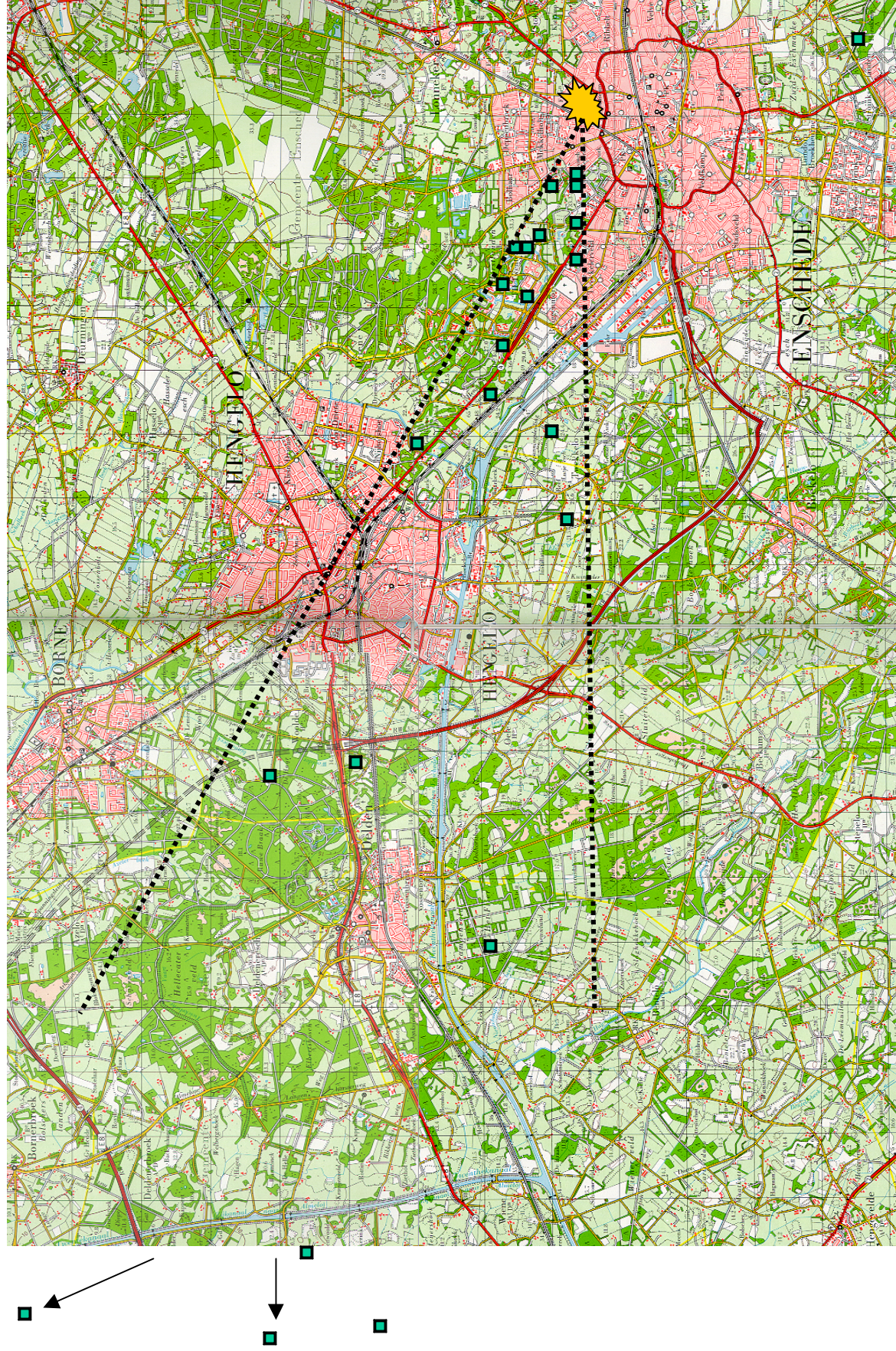
- VROM (1999b) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.
- Zufall M.J., Davidson C.I., Caffrey P.F. en Ondov J.M. (1998) Airborne concentrations and dry deposition fluxes and particulate species to surrogate surfaces deployed in Southern Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.*, **32**, 1623-1628.

Bijlage 1. Schematische weergave van de meetlocaties

In onderstaande plattegronden van respectievelijk het gebied tot ca 5 km benedenwinds van de ramplocatie en het gebied rond Enschede waar grasmonsters zijn genomen, zijn de meetlocaties aangegeven

-  locatie grasmonster
-  locatie lucht- of luchtstofmonster
-  locatie veegmonster





Bijlage 2. Beschrijving meetmethoden

Luchtmetingen anorganische componenten: EC sensoren

Concentraties aan koolmonoxide, stikstofdioxide, zoutzuur, blauwzuur en ammoniak zijn gemeten met behulp van Electrochemische Cellen (zogenaamde Pac II en Pac III sensoren) van het merk Dräger. Met deze sensoren kunnen de genoemde componenten in lucht worden gemeten op ppm niveau. De detectiegrens bedraagt ongeveer 1 ppm.

Luchtmetingen organische componenten: mobiele GC

Metingen van momentane concentraties vluchtige organische verbindingen zijn uitgevoerd door lucht met behulp van een draagbare pomp te bemonsteren in zogenaamde Tedlar bags. De bemonsterde lucht is vervolgens geanalyseerd met een mobiele GC, de Photovac 10S+ (Photovac International Inc., New York, USA), uitgerust met een CPSIL-5 kolom.

Deze GC is gekalibreerd met een ijk-gasmengsel met bekende concentraties van ca. 5 ppm benzeen, toluen, xylene en ethylbenzeen. De detectielimiet van de GC ligt voor deze componenten in de orde van één tot enkele ppb. Ook andere apolaire vluchtige organische verbindingen kunnen met deze GC worden aangetoond, maar de gehalten daarvan kunnen niet worden gekwantificeerd.

Luchtmetingen organische componenten: bemonstering op actief kool

Concentraties VOCs zijn gemeten door met behulp van draagbare pompjes lucht te bemonsteren op actief koolbuizen (Anasorb CSC 50/100, SKC Inc). De monsternamewoerd bedroeg circa 100 ml min⁻¹. Elke bemonstering is in duplo uitgevoerd.

De actief koolbuizen zijn na monsternamen in het laboratorium geëluëerd met CS₂ gevolgd door analyse met behulp van GC/ECD²⁸ en GC/FID²⁹ volgens een standaardmethode conform SOP³⁰ nr. 130/01 van het Laboratorium voor Organisch-Analytische Chemie van het RIVM. Met deze methode kunnen ongeveer 45 veel in buiten- en binnenlucht voorkomende vluchtige organische verbindingen (waaronder bijvoorbeeld benzeen) gekwantificeerd worden. De concentraties aan componenten zijn berekend uit de analyseresultaten en de volumina van de luchtmonsters.

Luchtmetingen organische componenten: passieve samplers

Om een indicatie van de persoonlijke blootstelling aan vluchtige organische verbindingen te verkrijgen is gebruik gemaakt van passieve samplers. De gebruikte samplers zijn 3M Organic Vapor Monitors type 3500, bestaande uit een houder, een permeabel membraan en een absorptiemedium van actief kool. De samplers zijn door enkele hulpverleners en een medewerker van de MOD gedurende enkele uren op het rampterrein gedragen. Tijdens deze blootstellingsperiode diffunderen de in de buitenlucht aanwezige vluchtige organische verbindingen langs het membraan naar het actief kool, waar ze worden geabsorbeerd.

Na beëindiging van de monsternamen zijn de samplers naar het lab getransporteerd, waar ze werden en geanalyseerd met dezelfde methode als voor de actief koolbuizen is gebruikt. De concentraties aan componenten zijn berekend uit de analyseresultaten en de blootstellingsperiodes.

²⁸ Gas Chromatography with Electron Capture Detection

²⁹ Gas Chromatography with Flame Ionisation Detection

³⁰ Standard Operation Procedure

Luchtstofbemonstering: Kleinfiltergeräte

Luchtstofmonsters zijn genomen met behulp van twee Kleinfiltergeräte, uitgerust met een PM10 afscheider (voor fijn stof bemonstering) resp. een TSP kop (voor totaal stof bemonstering). De Kleinfiltergeräte hebben een pomp met een instelbare flowregeling. In de monsternametekop wordt een filter geïnstalleerd waarover gedurende enige tijd met een vaste flow ($2,3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ voor fijn stof en $6 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ voor totaal stof) lucht wordt geleid. De in de bemonsterde lucht aanwezige met stofdeeltjes worden op het filter afgevangen.

De filters zijn steeds voorafgaand aan en na afloop van de bemonstering gewogen in een klimaatkamer na acclimatiseren gedurende minimaal 12 uur. Uit het verschil in filtermassa na en voor monsternametekop is de belading berekend, die na deling door het volume bemonsterde lucht wordt omgerekend in de fijn c.q. totaal stof concentratie.

De filters zijn na weging geanalyseerd op elementen en, in sommige gevallen, op asbest en organische componenten.

Veegmonsters

Veegmonsters werden genomen door met behulp van een pincet stofdeeltjes op te nemen op een bevochtigd Whatman 42 filter of bevochtigde watten. De deeltjes worden opgenomen van ongeveer $0,1$ tot $0,2 \text{ m}^2$ van een (bij voorkeur zo glad mogelijk) oppervlak, bv. een vensterbank, een tuintafel of een voorruit van een auto. De monsters werden bewaard in afgesloten kunststof Petri schalen en getransporteerd naar het laboratorium voor analyse.

Grasmonsters

Grasmonsters werden genomen door op minimaal tien verschillende punten binnen een oppervlak van tenminste $25 \text{ bij } 25 \text{ m}^2$ van de monsternamelocatie (een weide of grasveld) grasstengels af te knippen en deze bijeen te voegen in een glazen pot of plastic zak. Monsters werden steeds zo goed als mogelijk in vrij liggend terrein genomen, d.w.z. zo ver mogelijk verwijderd van obstakels (bomen, gebouwen e.d.) die de depositie van stofdeeltjes zouden hebben kunnen beïnvloeden. De pot c.q. zak werd vervolgens afgesloten en getransporteerd naar het laboratorium.

Het gras werd steeds op voldoende hoogte afgeknipt zodat zo min mogelijk bodemdeeltjes mee werden bemonsterd. Verder is zoveel mogelijk getracht om steeds weidegras te bemonsteren, maar in enkele gevallen was het noodzakelijk terug te vallen op gazongras e.d.

Analysemethoden: ICP-MS (zware metalen en andere elementen)

De luchtstof-, veeg- en grasmonsters zijn ontsloten met zuur. De deeltjes van de verschillende monsters zijn verdund en vervolgens geanalyseerd middels Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS). Met deze techniek kunnen elementgehalten in (vloeistof)stoffen worden bepaald.

Analysemethoden: dioxinen en org. screening

Voor de screening is steeds een $\frac{1}{4}$ filter gedurende 15 min geultrasoneerd met 10 mL aceton. Van de ontstane oplossing is vervolgens 1 μL gespoten in een GC/MS met een apolaire kolom en geanalyseerd in de Electron Impact ionisatie mode. Bij de screening is, door gericht onderzoek naar pieken op specifieke massa's, met name aandacht besteed aan de aanwezigheid van PAKs en monochloorbenzeen in de extracten.

De analyse op dioxinen is als volgt uitgevoerd. Van de op 16 mei genomen luchtstofmonsters is $\frac{1}{2}$ filter geëxtraheerd met 50 mL tolueen. De extracten zijn gereinigd over actieve kool en het

residu is opgelost in 50 µL tolueen. Hiervan is vervolgens 1 µL op een GC-(HR)MS geanalyseerd. De componenten zijn gescheiden op een apolaire kolom en in de Electron Impact ionisatie mode met een resolutie van 5000, volgens de Selected Ion Recording (SIR) methode gemeten.

Kwantificering van de afzonderlijke congenen (de 17 toxische 2,3,7,8-chloorgesubstitueerde dioxinen en furanen) vond plaats d.m.v. de isotoopverdunding methode op basis van een externe standaard en éénpunts calibratie.