

RIVM rapport 609023.003

**Metingen van luchtverontreiniging aan de A28  
bij Zwolle in de periode van 18 oktober t/m 4  
november 1999**

M.G. Mennen, T. Knol-de Vos, F. Fortezza,  
E.M. van Putten, C.J. Wiese, T. Regts,  
P.R. Kootstra, R.J.W. Zwartjes en K. van Velze  
december 2000

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de GGD Regio IJssel Vecht te Zwolle in het kader van project 609023, Ad hoc Ondersteuning Andere Overheden.



## Voorwoord

De GGD Regio IJssel-Vecht, de provincie Overijssel en de gemeente Zwolle hebben samen het initiatief genomen om de huidige luchtkwaliteit rond de A28 ter hoogte van Zwolle in beeld te brengen. Door de GGD is aan het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) opdracht gegeven om deze zogenaamde nulmeting uit te voeren. De meetcampagne vond plaats in de periode van 18 oktober t/m 4 november 1999.

Het project is deels gefinancierd door de provincie Overijssel in het kader van haar beleid op het gebied van prioritaire stoffen. Daarnaast heeft de GGD Regio IJssel-Vecht budget ter beschikking gesteld in het kader van "projecten medische milieukunde". Tevens is een bijdrage geleverd door de Inspectie Milieuhygiëne Oost door het beschikbaar stellen van vijf mensdagen aan het RIVM-IEM.

Het project is begeleid door een commissie, bestaande uit de volgende personen:

Mw. A.C. Bossema, afdeling Algemeen Beleid provincie Overijssel

Mw. W. Blokland, sector Stadsbeheer gemeente Zwolle (tot 01-04-2000)

Mw. A. Ter Burg, sector Stadsbeheer gemeente Zwolle (vanaf 01-04-2000)

Dhr. P.W. Vonderhorst, sector Stadsbeheer gemeente Zwolle

Dhr. B. Jurriëns, Inspectie Milieuhygiëne Oost

Dhr. S. van Kuijk, GGD Regio IJssel-Vecht

Dhr. D.H.J. van de Weerd, GGD Regio IJssel-Vecht (projectleider)

Daarnaast hebben nog vele personen een bijdrage geleverd aan het tot stand komen van dit project. Dank gaat uit naar de volgende personen:

Mw. G. Oosterhuis, mw. L. Visser en dhr. P. Wensveen van de GGD Regio IJssel-Vecht worden bedankt voor het verwisselen van de filters en actief koolbuizen tijdens de meetcampagne.

Dhr. J. van Hellemond van het RIVM wordt bedankt voor het wegen van de stoffilters en het bepalen van de zwartingsgraad van de Zwarte Rook filters.

Dhr. A. de Jong van wijkbeheer de Aa landen te Zwolle wordt bedankt voor zijn bemiddeling in het zoeken naar een geschikte plaats voor het stroomaggregaat.

Dhr. J. Maring, dhr. J. Westerik, dhr. K. Timmerman en dhr. J. van Limburg van Rijkswaterstaat Dienstkring Wegen Zwolle worden bedankt voor het ter beschikking stellen van de meetlocatie, het afgeven van de daarvoor benodigde vergunningen, de begeleiding tijdens het plaatsen van de meetcontainer, het aanleveren van gegevens over vervoersbewegingen en het aanleveren van kaarten met de dwarsprofielen van het baanvak.



## Abstract

Concentrations of nitrogen oxides, nitrogen dioxide, carbon monoxide, sulfur dioxide, volatile organic compounds, fine particles and black smoke were measured along the A28 motorway near Zwolle from October 18 to November 4, 1999 to determine the current state of air pollution along this road before the planned reconstruction. In the near future, six lanes will replace the present four lanes comprising this marked-out section of road and the speed limit here will be 70 km h<sup>-1</sup>. Homes and office buildings will be built at distances up to close to the road. In addition to the measurements, calculations were made using the CAR model. Pollutant concentrations were calculated for both the current situation and future scenarios with respect to the reconstruction of the road, traffic development and expected reductions in air pollution due to vehicle emissions. The effects of the above modifications on the exposure to air pollution of the future population living and working here, and the possible health risks related to this exposure, were estimated using the results of both the measurements and model calculations. The health risk guidelines for carbon monoxide, sulfur dioxide and volatile organic compounds were shown not to be exceeded, while the guidelines for nitrogen dioxide, fine particles and black smoke could be exceeded, depending on future development. The air pollution near the motorway is comparable to the city background level except for black smoke, for which concentrations on the motorway are much higher than at city background sites and even comparable to the level in very busy streets.



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>9</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>11</b>
<b>2. Doelstelling</b>	<b>13</b>
<b>3. Opzet en uitvoering</b>	<b>15</b>
3.1 Meetstrategie	15
3.2 Meetmethoden en infrastructuur	15
3.3 Meetlocaties	17
<b>4. Resultaten</b>	<b>19</b>
4.1 Meteorologie	19
4.2 Verloop van de meetcampagne	22
4.3 Meetresultaten	22
4.4 Dagverloop en correlaties	28
4.5 Vergelijking met LML gegevens en extrapolatie naar jaargemiddelden	29
4.6 Andere verkeerscomponenten	39
4.7 Vergelijking meetwaarden met modelberekeningen	40
4.8 Modelberekeningen voor de toekomstige situatie	42
<b>5. Gezondheidsrisico's</b>	<b>45</b>
<b>6. Conclusies en aanbevelingen</b>	<b>49</b>
<b>Literatuur</b>	<b>51</b>
<b>Bijlage 1. Schematische weergave van het traject van de A28 door Zwolle en de locaties van de passieve samplers P1 t/m P8</b>	<b>55</b>
<b>Bijlage 2. Correlatie tussen de meetwaarden van de aethalometer en die van de Zwarte Rook monitor en de Kleinfiltergeräte</b>	<b>57</b>
<b>Bijlage 3. Gegevens van de verkeersintensiteit langs de A28</b>	<b>59</b>
<b>Verzendlijst</b>	<b>61</b>





## Samenvatting

De gemeente Zwolle en Rijkswaterstaat Directie Oost hebben het plan opgevat om vanwege de huidige verkeersdrukke en een verwachte toename daarvan het deel van de A28 ter hoogte van Zwolle uit te breiden naar een zes-baansweg over het huidige tracé. Bij de uitbreiding zullen smallere rijstroken worden aangelegd en zal een snelheidsbeperking van  $70 \text{ km h}^{-1}$  worden ingesteld. Tevens wordt onderzocht of de 'lege' ruimtes die nu bestaan aan weerszijden van de A28 benut kunnen worden voor bebouwing, zowel woningen als kantoren (compacte stad). Dit houdt in dat er mogelijk tot dicht bij de weg woningen en kantoren kunnen worden gebouwd. Het is denkbaar dat zich gezondheidsproblemen kunnen voordoen bij de omwonenden c.q. werkenden als gevolg van blootstelling aan door het verkeer geëmitteerde componenten. Om een inschatting te kunnen maken van de mogelijke gezondheidsrisico's is door de GGD Regio IJssel-Vecht en de provincie Overijssel voorgesteld om nader onderzoek te doen, te beginnen met een 'nulmeting' van de luchtkwaliteit ter plaatse voorafgaand aan de wijziging van de infrastructuur. Op basis van deze nulmeting, de verwachte veranderingen in de infrastructuur en modelberekeningen met behulp van het CAR model kan dan een inschatting worden gemaakt van de te verwachten concentraties in de toekomst.

Door de GGD is aan het RIVM opdracht gegeven de nulmeting uit te voeren.

Hiertoe is gedurende ruim twee weken in het najaar van 1999 een meetcampagne uitgevoerd, waarbij op één locatie langs de snelweg de concentraties CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOCs, fijn stof (PM10 en PM2.5) en Zwarte Rook continu zijn gemeten. Op andere punten langs de weg zijn VOCs gemeten door middel van passieve bemonstering.

De gemeten concentraties zijn vergeleken met meetwaarden op andere meetstations van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML). Hieruit bleek dat voor wat betreft typische verkeersemittenten als CO, NO<sub>x</sub> en VOCs de luchtverontreiniging langs de A28 vergelijkbaar is met die op stadsachtergrondlocaties en minder is dan het niveau in drukke straten. Een uitzondering hierop vormt Zwarte Rook (en waarschijnlijk ook daaraan gerelateerde componenten zoals PAK), waarvan de concentraties langs de snelweg aanmerkelijk hoger zijn dan het stadsachtergronds niveau en ook dan het niveau in drukke straten. De reden voor dit verschil is vermoedelijk het hogere aandeel aan zwaar verkeer op snelwegen in vergelijking met dat in de stad.

Met het CAR model zijn berekeningen gemaakt van de te verwachten veranderingen in concentraties als gevolg van de uitbreiding van de weg en de snelheidsbeperking voor verschillende verkeersontwikkelingen. De berekeningen tonen aan dat een snelheidsbeperking tot  $80 \text{ km h}^{-1}$  (en daarmee ook de voorgestelde snelheidsbeperking tot  $70 \text{ km h}^{-1}$ ) een gunstig effect lijkt te hebben op de luchtverontreiniging, mits er dan geen sprake meer is van opstoppingen tijdens de spits. Verder zullen de concentraties verkeersemittenten zoals NO<sub>x</sub> en, in mindere mate, secundaire componenten zoals NO<sub>2</sub> steeds verder afnemen, mits het aantal verkeersbewegingen niet al te sterk toeneemt (minder dan 3%). De reden hiervoor is de verwachte afname in de emissies aan hoeveelheden verkeersemittenten per gereden kilometer. Uit de metingen en de modelberekeningen valt af te leiden dat langs de A28 en nabij eventuele bebouwing op minimaal 30 m van de weg in de huidige situatie en in de toekomst de grens- en richtwaarden voor CO, SO<sub>2</sub>, benzeen, lood en aldehyden niet worden overschreden. Voor NO<sub>2</sub> worden de huidige Nederlandse grenswaarden waarschijnlijk niet overschreden, maar de richtwaarden wel. In de toekomstige situatie kan niet worden uitgesloten dat de grenswaarde van  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het jaargemiddelde, die in 2010 van kracht wordt, wordt overschreden. De

grenswaarden voor PM10 worden nu en in de toekomst waarschijnlijk overschreden, te meer daar deze grenswaarden naar beneden zullen worden bijgesteld. De overschrijding is slechts in geringe mate toe te schrijven aan emissies van het snelwegverkeer. De grenswaarde voor Zwarte Rook en het MTR niveau voor benzo(a)pyreen worden mogelijk overschreden, maar vanwege het beperkt aantal gegevens kan daar geen uitsluitel over worden gegeven.

Daarom wordt aanbevolen de concentraties NO<sub>2</sub>, PM10, Zwarte Rook en PAK ter plaatse van de toekomstige bebouwing nabij de snelweg nader te kwantificeren. Ook verder onderzoek naar de rol, het gedrag en de mogelijke gezondheidsrisico's van door het verkeer geëmitteerde stofdeeltjes en de daaraan geadsorbeerde componenten is gewenst.

# 1. Inleiding

Op de A28 ter hoogte van Zwolle is dagelijks sprake van filevorming in de spits. Daarnaast valt te verwachten dat op korte termijn de situatie zal verslechteren als het industrieterrein Hessenpoort en de Vinex-locatie Stadshagen zijn volgebouwd. De gemeente Zwolle en Rijkswaterstaat Directie Oost hebben daarom het plan opgevat om dit deel van de A28 uit te breiden naar een zes-baansweg over het huidige tracé. Bij de uitbreiding zullen smallere rijstroken worden aangelegd en zal een snelheidsbeperking van 70 km h<sup>-1</sup> worden ingesteld. Tevens wordt onderzocht of de 'lege' ruimtes die nu bestaan aan weerszijden van de A28 te benutten zijn voor bebouwing, zowel woningen als kantoren (compacte stad). Dit houdt in dat er mogelijk tot dicht bij de weg woningen en kantoren kunnen worden gebouwd.

Het is denkbaar dat zich gezondheidsproblemen kunnen voordoen bij de omwonenden c.q. werkenden als gevolg van blootstelling aan door het verkeer geëmitteerde componenten.

Mogelijk moeten aanvullende maatregelen worden genomen om eventuele gezondheidsrisico's zo beperkt mogelijk te houden.

Om een inschatting te kunnen maken van de mogelijke gezondheidsrisico's is door de GGD Regio IJssel-Vecht en de provincie Overijssel voorgesteld om nader onderzoek te doen, namelijk om voorafgaand aan de wijziging van de infrastructuur een 'nulmeting' van de luchtkwaliteit ter plaatse te verrichten, bestaande uit het gedurende één tot twee weken meten van de concentraties van enkele typische verkeerscomponenten. Op basis van deze nulmeting, de verwachte veranderingen in de infrastructuur en modelberekeningen met behulp van het CAR model (Eerens *et al.*, 1993) kan dan een inschatting worden gemaakt van de te verwachten concentraties in de toekomst. Deze kunnen worden vergeleken met de grens- en richtwaarden die zijn gesteld ter bescherming van de bevolking tegen mogelijke gezondheidseffecten.

Door de GGD is aan het RIVM opdracht gegeven deze 'nulmeting' uit te voeren. De metingen zijn verricht gedurende ruim twee weken in het najaar van 1999. Aan de meetcampagne is deelgenomen door de RIVM laboratoria IEM<sup>1</sup>, LLO<sup>2</sup> en LOC<sup>3</sup>. De GGD heeft de nodige assistentie verleend bij de veldwerkzaamheden.

---

<sup>1</sup> Inspectieonderzoek en Milieugevallendienst

<sup>2</sup> Laboratorium voor Luchtonderzoek

<sup>3</sup> Laboratorium voor Organisch-Analytische Chemie



## 2. Doelstelling

Het bepalen van de luchtkwaliteit direct naast de A28 ter hoogte van Zwolle in de huidige toestand middels metingen van concentraties van enkele typische verkeerscomponenten. De resultaten dienen als referentiekader ('nulmeting') voor het vaststellen van mogelijke gezondheidsrisico's als gevolg van de geplande wijzigingen in de infrastructuur.



## 3. Opzet en uitvoering

### 3.1 Meetstrategie

In de periode 18 oktober t/m 4 november 1999 zijn naast de A28 ter hoogte van de stad Zwolle aan de noordzijde van de weg concentraties van de typische aan verkeeremissies gerelateerde componenten NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, Zwarte Rook, fijn stof en vluchtige organische componenten (VOCs) gemeten. Daarnaast zijn ook de concentraties van O<sub>3</sub> en SO<sub>2</sub> gemeten.

NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub> en SO<sub>2</sub> zijn continu gemeten en van Zwarte Rook, fijn stof en vluchtige organische componenten (VOCs) zijn daggemiddelde concentraties bepaald. In aanvulling hierop is met behulp van een aethalometer het verloop van de concentratie Zwarte Rook continu gemeten en zijn met behulp van passieve samplers op acht locaties langs de A28 gemiddelde concentraties VOCs over de hele meetperiode bepaald. Doel hiervan was een beeld van de ruimtelijke verspreiding te krijgen<sup>4</sup>.

De keuze om gedurende ongeveer twee weken op één vaste locatie te meten was ingegeven door het feit dat binnen zo'n periode de windrichting zodanig varieert dat de wind minimaal enkele dagen van de weg naar het meetpunt zou waaien (zuidoostelijke tot zuidwestelijke wind).

### 3.2 Meetmethoden en infrastructuur

In Tabel 1 is een overzicht gegeven van de gebruikte meetmethoden en instrumenten. De meeste van deze methoden c.q. instrumenten worden ook gebruikt in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML), hetgeen vergelijking van meetwaarden met die op andere LML stations vergemakkelijkt. In enkele gevallen is afgeweken van de LML methode, namelijk:

- Fijn stofmetingen zijn verricht met twee Kleinfiltergeräte, uitgerust met een PM10 resp. een PM2.5 afscheider. In het LML worden PM10 concentraties gemeten met Beta Stofmonitoren (FAG Eberline, type FH 62 I-N, Andersen), voorzien van een PM10 inlaat (Sierra Andersen, model 246b); PM2.5 wordt niet gemeten in het LML. Omdat voor de meetcampagne bij de A28 geen Beta Stofmonitoren beschikbaar waren, zijn Kleinfiltergeräte gebruikt. Dit instrument (mits voorzien van de PM10 bemonsteringskop) is door de EU gekozen als referentie methode voor PM10.
- Concentraties VOCs zijn gemeten op daggemiddelde basis met behulp van bemonstering op actief koolbuizen. Deze methode wordt ook gebruikt in het LML (waarbij opgemerkt dat naast daggemiddelde ook weekgemiddelde monsters worden genomen). Daarnaast zijn gemiddelde concentraties VOCs over de hele meetperiode bepaald met passieve samplers; deze worden niet gebruikt in het LML.
- De aethalometer wordt niet gebruikt in het LML.

---

<sup>4</sup> Voor CO, fijn stof en Zwarte Rook bestaan geen passieve meetmethoden. NO<sub>2</sub> zou wel met een passieve meetmethode kunnen worden gemeten, maar verwacht wordt dat dat niet meer informatie oplevert dan al met de passieve methode voor VOCs wordt verkregen.

Tabel 1. Overzicht van gebruikte meetmethoden

Component	Methode	Meet-frequentie
NO, NO <sub>2</sub> en NO <sub>x</sub>	Chemiluminescentiemonitor Ecophysics model CLD 700AL	10-min
CO	Infrarood absorptie monitor Thermo Electron Instruments model 48	10-min
SO <sub>2</sub>	UV fluorescentiemonitor Thermo Electron Instruments model 43W	10-min
O <sub>3</sub>	UV absorptiemonitor Thermo Electron Instruments model 49W	10-min
Zwarte Rook	Zwarte Rook monitor (LML methode, beschreven in de SOP <sup>5</sup> LLO/OM/121)	24 uur
Zwarte Rook	Aethalometer (AE-10, Magee Scientific)	10-min
PM10	KleinfILTERGERÄT (Derenda) met PM10 afscheider	24 uur
PM2.5	KleinfILTERGERÄT (Derenda) met PM2.5 afscheider	24 uur
VOCs	Monstername op actief koolbuizen (Anasorb CSC 50/100, SKC Inc)	24 uur
VOCs	Monstername op Organic Vapor Monitors, type 3500 (3M)	17 dagen

De meetsignalen van de continue monitoren werden geregistreerd met behulp van een computer. De signalen werden verwerkt tot 10-min gemiddelde concentraties. De monitoren zijn voorafgaand aan en na afloop van de meetcampagne gekalibreerd met nulgas en met gecertificeerde ijkgasen. Halverwege is een nulgas kalibratie uitgevoerd. Voor alle instrumenten behalve de CO monitor bleken de nul- en span instelling nagenoeg niet te zijn verlopen (minder dan 2%). De met de CO monitor gemeten concentraties zijn gecorrigeerd door interpolatie van de vooraf en na afloop gemeten kalibratiewaarden.

De aethalometer heeft een eigen dataloggingsysteem, waarmee 5-min gemiddelde concentraties werden geregistreerd die vervolgens tot 10-min gemiddelde zijn verwerkt. Dit instrument is niet gekalibreerd. De meetwaarden zijn uitsluitend gebruikt om het verloop van de concentratie Zwarte Rook te bepalen<sup>6</sup>.

Voor de fijn stof (PM10 en PM2.5) en de daggemiddelde Zwarte Rook metingen zijn glasvezelfilters gebruikt die dagelijks rond 12 uur 's middags werden verwisseld. De filters zijn steeds gedurende ca. 24 uur beladen. De filters voor de fijn stof metingen zijn voorafgaand aan en na afloop van de bemonstering gewogen in een klimaatkamer na acclimatiseren gedurende minimaal 12 uur. Uit het verschil in massa na en voor monstername is de belading berekend, die na deling door het volume bemonsterde lucht wordt omgerekend in de fijn stof concentratie. Van de Zwarte Rook filters (Whatman 1) is na bemonstering de zwartingsgraad bepaald door de relatieve (d.w.z. ten opzichte van een blanco filter) reflectie van een op het beladen filter gerichte lichtbundel te bepalen. Uit deze reflectie en het volume bemonsterde lucht wordt door middel van een standaardformule de Zwarte Rook concentratie berekend.

<sup>5</sup> Standard Operation Procedure

<sup>6</sup> De Zwarte Rook concentraties die met enerzijds de aethalometer en anderzijds de Zwarte Rook monitor van het LML worden gemeten komen niet overeen. De reden hiervoor is dat de methoden op verschillende meetprincipes berusten, die overigens wel aan elkaar verwant zijn. Uit eerdere onderzoeken is gebleken dat de meetwaarden van beide methoden goed correleren.



Ook de actief koolbuizen voor de VOC bemonstering werden dagelijks rond 12 uur 's middags verwisseld en zijn steeds gedurende ca. 24 uur beladen. Elke bemonstering is in duplo uitgevoerd. Voor de bemonstering zijn Gil Air Personal Sampler pompjes (Gilian Instruments Corp) gebruikt. De flow bedroeg circa  $100 \text{ ml min}^{-1}$ . De buizen zijn na monsternamen in het laboratorium geëluëerd met  $\text{CS}_2$  gevolgd door analyse met behulp van GC/ECD<sup>7</sup> en GC/FID<sup>8</sup> volgens een standaardmethode conform SOP<sup>9</sup> nr. 130/01 van het Laboratorium voor Organisch-Analytische Chemie van het RIVM. Met deze methode kunnen 47 VOCs (waaronder BTEX) gekwantificeerd worden. De concentraties aan VOCs worden berekend uit de analyseresultaten en de volumina van de luchtmonsters.

De passieve samplers zijn aan het begin van de meetcampagne bevestigd op acht locaties (zie paragraaf 3.3) op een hoogte van ongeveer 2 tot 2,5 m boven de weg. Na afloop van de meetcampagne zijn de samplers afgesloten en vervoerd naar het laboratorium, waar ze zijn geanalyseerd met dezelfde standaardmethode als voor de actief koolbuizen. De concentraties aan VOCs worden berekend uit de analyseresultaten en de blootstellingsduur van de samplers. De meetapparatuur (behalve de passieve samplers) was geïnstalleerd in en op een oplegger. De Kleinfiltergeräte stonden op het dak van de oplegger. De aanzuighoogte van de PM10 en PM2.5 afscheider bedroeg circa  $5 \text{ m +mv}^{10}$ . Voor de overige meetinstrumenten werd lucht aangezogen via Teflon leidingen, waarvan de inlaat zich iets boven het dak van de oplegger bevond, op een hoogte van circa  $4 \text{ m +mv}$ . Deze meethoogten liggen iets boven het niveau dat op stations van het LML wordt gebruikt ( $2,5 \text{ m}$  op straatstations en  $3,5 \text{ m}$  op de overige stations). Härkönen *et al.* (1997) vonden echter nagenoeg geen verschillen tussen concentraties gemeten op  $3$  en  $5,5 \text{ m}$  hoogte langs een drukke weg, zodat de meetresultaten langs de A28 direct met die van het LML vergeleken kunnen worden. Blijkens metingen van Pfeffer *et al.* (1995) kunnen op lagere hoogten wel verschillen voorkomen. Zij vonden dat in drukke straten de concentraties aan CO, NO en NO<sub>2</sub> op een hoogte van  $1,5 \text{ m}$  (ademhoogte) ongeveer 5-20% hoger waren dan op  $3,5 \text{ m}$  hoogte. Voor de stroomvoorziening werd een aggregaat gebruikt dat was gestationeerd op een grasveld onder aan het talud van de A28, enkele tientallen meters ten noorden van de weg.

### 3.3 Meetlocaties

De oplegger was gestationeerd in de berm naast de vluchtstrook aan de noordzijde van de weg ter hoogte van kilometerpaal 95,5 (iets ten westzuidwesten van de oprit Zwolle-Noord), vlak naast P8. De acht passieve samplers (P1 t/m P8) waren bevestigd op ca.  $2 \text{ m}$  hoogte aan de portalen bij de kilometerpalen 92,4, 93,7, 94,9 en 95,5, aan beide zijden van de weg. De locaties zijn weergegeven op de plattegrond in Bijlage 1.

---

<sup>7</sup> Gas Chromatography with Electron Capture Detection

<sup>8</sup> Gas Chromatography with Flame Ionisation Detection

<sup>9</sup> Standard Operation Procedure

<sup>10</sup> + mv staat voor boven het maaiveld



## 4. Resultaten

### 4.1 Meteorologie

Meteorologische informatie is betrokken van de KNMI weerstations te Lelystad (gelegen op ca. 35 km ten westzuidwesten van de meetlocatie) en Deelen (gelegen op ca. 50 km ten zuiden van de meetlocatie).

Gedurende de eerste drie dagen was het winderig, droog en zonnig weer met een oostelijke tot noordoostelijke wind, temperaturen van 10°C overdag tot tegen het vriespunt 's nachts. In de middag van 21 oktober sloeg het weer om naar wisselvallig met af en toe regen, hogere temperaturen (ongeveer 10°C tot 15°C met uitschieters tot 18°C) en een hogere luchtvochtigheid. De wind zwakte iets af naar 2 tot 5 m s<sup>-1</sup> (met af en toe uitschieters tot 7 m s<sup>-1</sup>) en draaide aanvankelijk naar zuid tot zuidoost en later (van 26 tot 29 oktober) naar zuidwest tot west. Vanaf de middag van 25 oktober is het gedurende de verdere meetcampagne droog (afwisselend bewolkt en zonnig) gebleven met uitzondering van een forse bui in de nacht van 30 op 31 oktober. De temperatuur bleef aan de hoge kant (boven de 10°C) tot 3 november en zakte daarna naar 5°C 's nachts tot 12°C overdag. Ook de luchtvochtigheid nam in deze laatste dagen van de campagne wat af. De wind bleef vanaf 29 oktober voornamelijk in de zuidelijke hoek (zuidoostelijk tot zuidwestelijk en af en toe westelijk). De windsnelheid was op 29 oktober zeer laag (1-3 m s<sup>-1</sup>), nam vervolgens toe tot 6-10 m s<sup>-1</sup> op 31 oktober en 1 november en zakte vervolgens weer naar 2-4 m s<sup>-1</sup> op de laatste dagen van de meetcampagne.

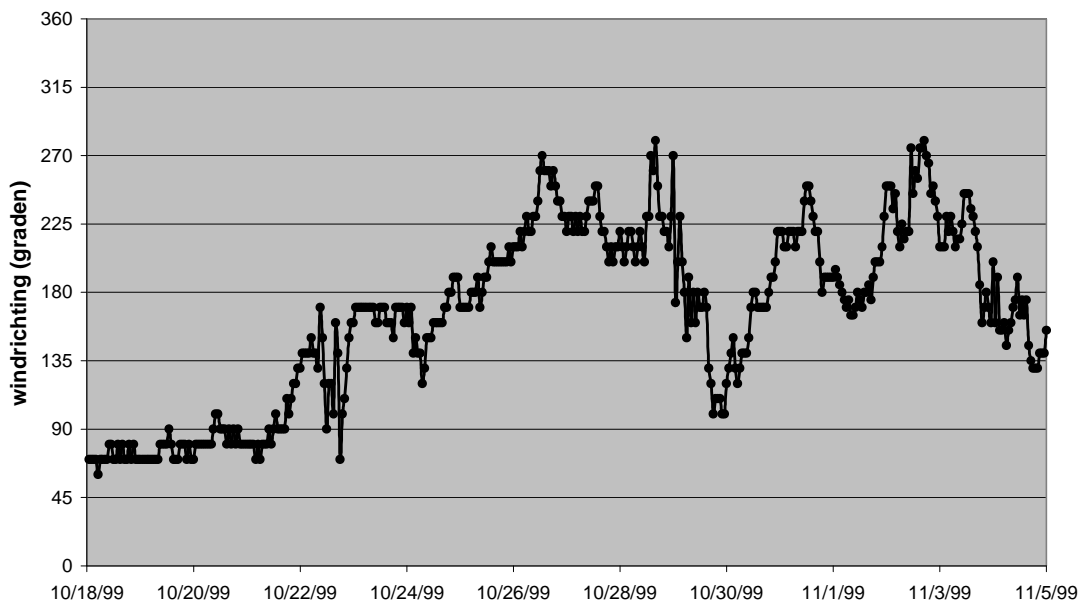
In de Figuren 1 en 2 is het verloop van de windrichting en de windsnelheid tijdens de meetperiode weergegeven.

Omdat met name de wind een belangrijke rol speelt bij de verspreiding van luchtverontreiniging<sup>11</sup>, zijn de frequentieverdelingen van de windrichting en windsnelheid tijdens de meetperiode vergeleken met die over meerdere jaren op de stations Lelystad en Barsbeek<sup>12</sup>. De vergelijking is gemaakt om de representativiteit van de meetperiode te onderzoeken. De frequentieverdelingen zijn weergegeven in de Figuren 3 en 4. Uit deze vergelijking blijkt dat de verdeling van windsnelheden redelijk goed overeenkomt met die over meerdere jaren (in de meetperiode is sprake van een lichte oververtegenwoordiging van middelgrote windsnelheden, van 3 tot 7 m s<sup>-1</sup>, en een lichte ondervertegenwoordiging van lage en hoge windsnelheden). De verdeling van windrichtingen wijkt echter sterk af van die over meerdere jaren. De windrichtingsklassen 60°-80° en 120°-200° zijn duidelijk oververtegenwoordigd en de meeste andere klassen ondervertegenwoordigd.

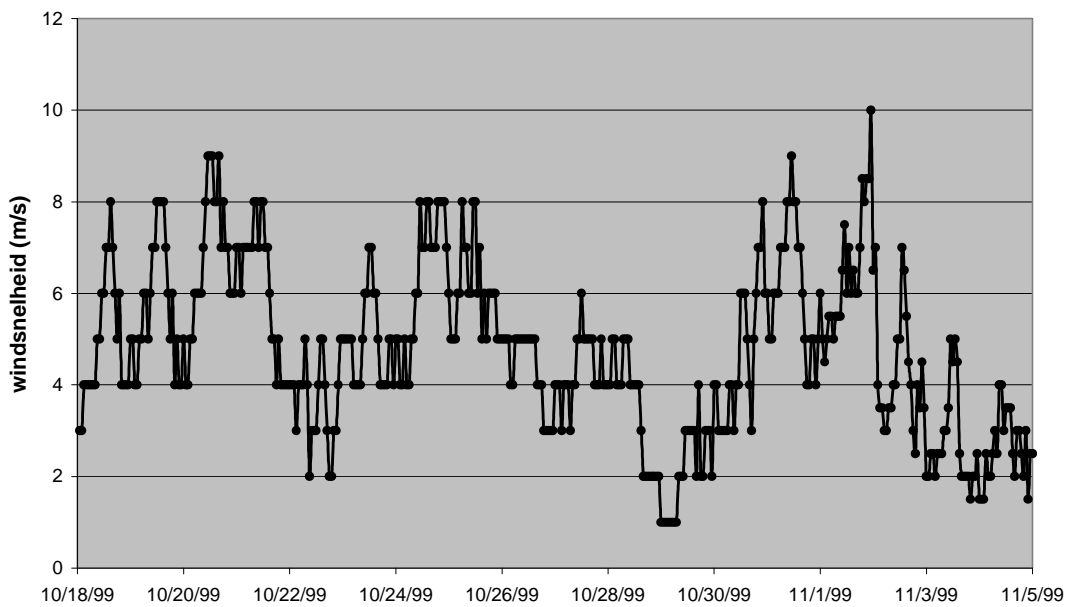
---

<sup>11</sup> De andere meteorologische parameters spelen een aanmerkelijk minder belangrijke rol in de verspreiding op lokaal niveau.

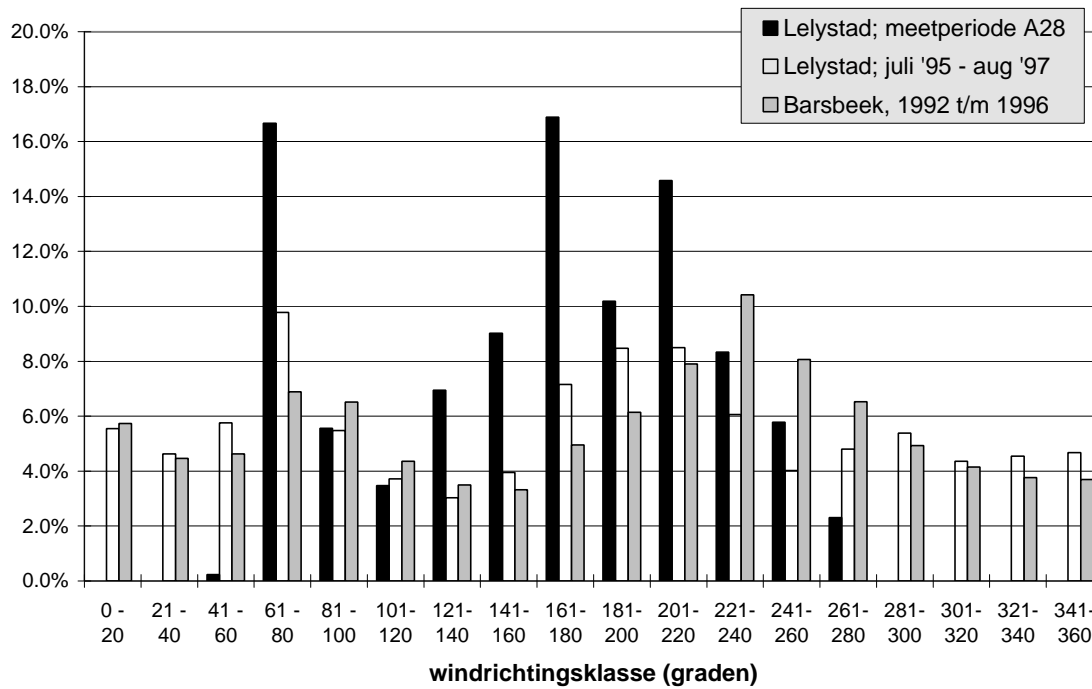
<sup>12</sup> Van het station Deelen waren geen langjarige gegevens beschikbaar. Het station Lelystad is in juli 1995 meer landinwaarts verplaatst. Daarvoor lag het station vlak bij het IJsselmeer en daarom worden de data van voor juli 1995 minder bruikbaar geacht voor de meetlocatie te Zwolle. Ter vergelijking zijn daarom ook data over 5 jaar van het station Barsbeek (gelegen op ca. 15 km ten noordnoordwesten van de meetlocatie) meegenomen.



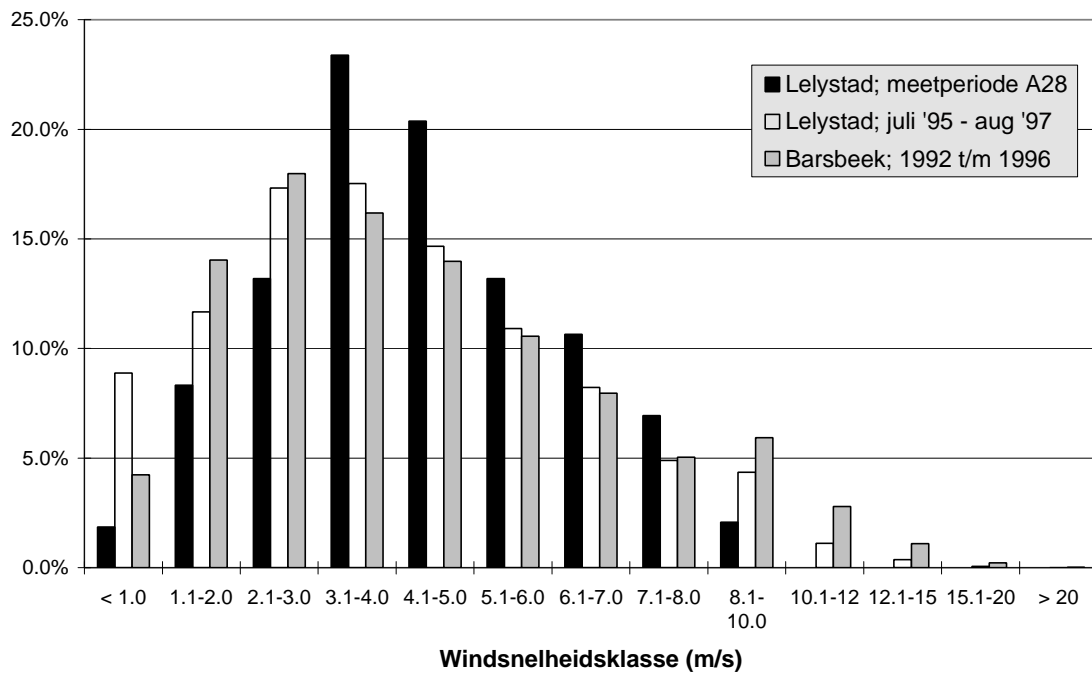
*Figuur 1. Verloop van de windrichting tijdens de meetcampagne*



*Figuur 2. Verloop van de windsnelheid tijdens de meetcampagne*



Figuur 3. Frequentieverdeling van de windrichting tijdens de meetcampagne vergeleken met die over meerdere jaren



Figuur 4. Frequentieverdeling van de windsnelheid tijdens de meetcampagne vergeleken met die over meerdere jaren

## 4.2 Verloop van de meetcampagne

De metingen met de continue monitoren zijn nagenoeg probleemloos verlopen. In de meetreeksen van de componenten CO, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> ontbreken enkele waarden op tijden dat het computerprogramma is onderbroken om data op te slaan (eens per 3 tot 4 dagen). Op 2 en 4 november (beide in de ochtend) zijn data van de aethalometer verloren gegaan vanwege problemen met het interne computer-programma van het instrument.

De pompjes waarmee VOCs werden bemonsterd bleken soms niet goed te werken. Na enkele dagen zijn ze vervangen door andere pompjes. Door de problemen ontbreken daggemiddelde VOC concentraties voor de perioden 22-23 oktober en 26-27 oktober<sup>13</sup>.

De KleinfILTERgeräte hebben vanwege een instellingsfout tot 28 oktober dagelijks slechts één uur bemonsterd (namelijk het uur direct na starten van het apparaat na het verwisselen van de filters) in plaats van 24 uur. Vanaf 28 oktober heeft 24-uurs bemonstering plaatsgevonden.

In de beginperiode van de meetcampagne zijn enkele metingen met de Zwarte Rook monitor niet goed gelukt, vermoedelijk vanwege een niet goed afgesloten filterhouder. Dit is overigens pas achteraf geconstateerd, toen de zwartingsgraden van de bemonsterde filters waren gemeten. De zwartingsgraad van de in de desbetreffende perioden bemonsterde filters verschilde nagenoeg niet van die van een blanco filter.

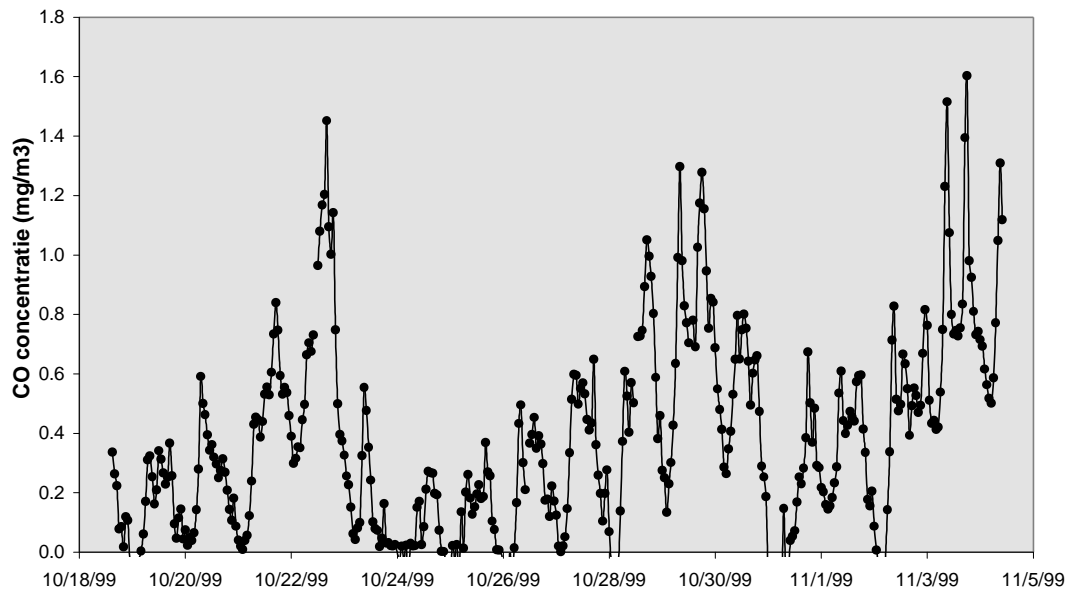
Bij het installeren van de passieve samplers zijn per abuis de membranen verwijderd. Hierdoor is het meetprincipe verstoord (er is geen diffusiebarrière meer aanwezig, waardoor VOCs in de lucht direct op het actief kool medium worden geadsorbeerd). Als gevolg daarvan zijn de samplers waarschijnlijk te hoog beladen. Wel kunnen de verhoudingen tussen de met de verschillende samplers bemonsterde VOCs worden gebruikt om de ruimtelijke verspreiding van de luchtverontreiniging langs de A28 tijdens de meetperiode in kaart te brengen.

## 4.3 Meetresultaten

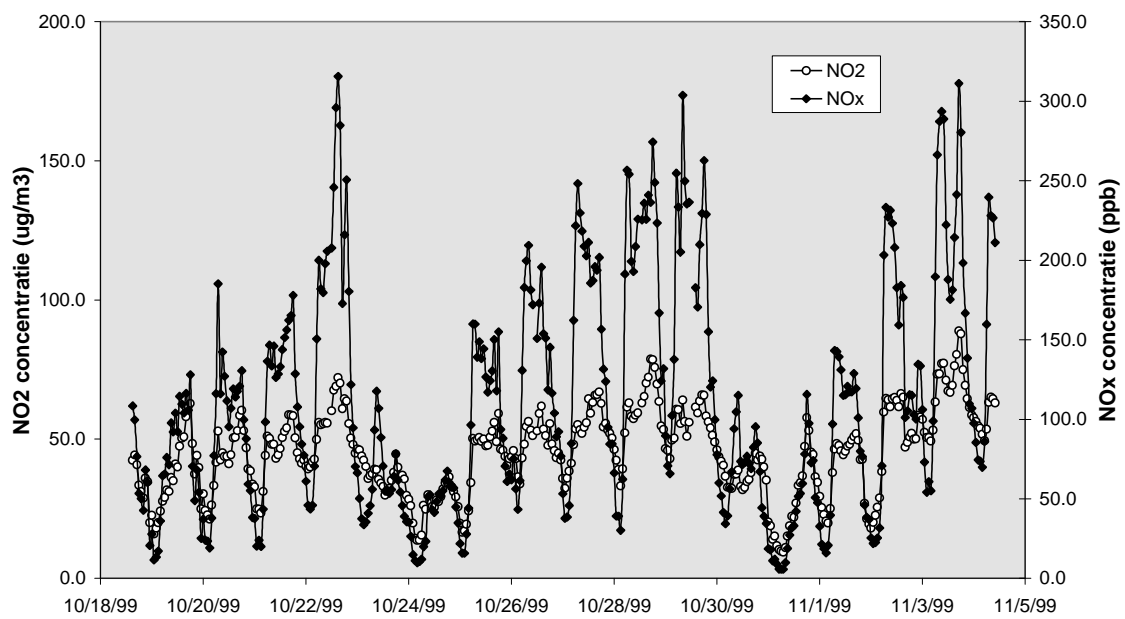
In Figuur 5 t/m 7 is het verloop van de uurgemiddelde concentraties CO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> en SO<sub>2</sub> over de meetperiode weergegeven. De concentratie aan O<sub>3</sub> was gedurende de hele meetcampagne relatief laag (0 tot 30 µg m<sup>-3</sup> met uitschieters tot 50 µg m<sup>-3</sup>), hetgeen normaal is voor de tijd van het jaar waarin de meetperiode lag. Omdat O<sub>3</sub> bovendien geen directe verkeersemittent is, zal deze component in dit rapport niet verder besproken worden.

---

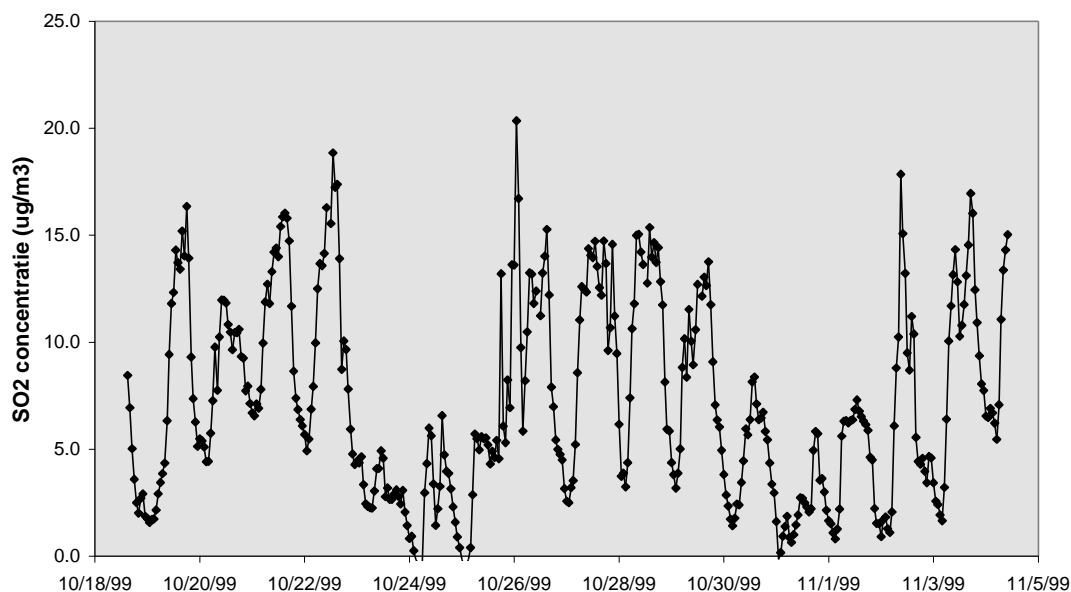
<sup>13</sup> De metingen die op 22 en 26 november werden gestart zijn alle na een tot enkele uren gestopt. Hoewel de bij deze metingen bemonsterde buizen wel zijn geanalyseerd, zullen die niet in het rapport worden meegenomen vanwege de hoge onnauwkeurigheden en detectielimieten als gevolg van de kortdurende bemonstering.



Figuur 5. Verloop van de concentratie CO tijdens de meetcampagne.



Figuur 6. Verloop van de concentratie NO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> tijdens de meetcampagne



Figuur 7. Verloop van de concentratie  $SO_2$  tijdens de meetcampagne

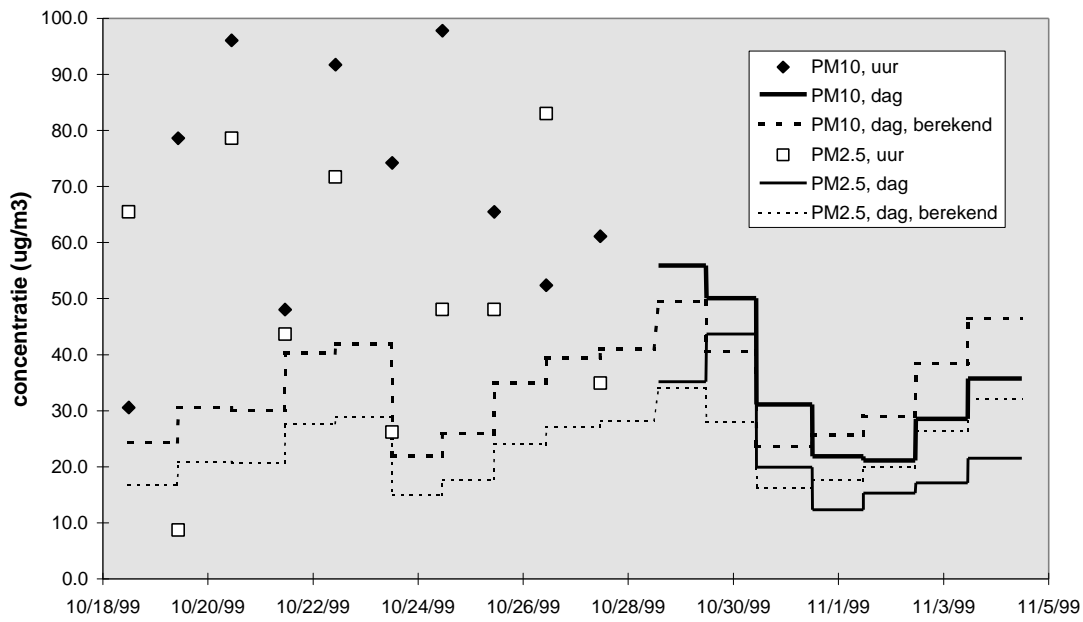
Figuur 8 geeft het verloop van de uurgemiddelde concentraties  $PM_{2.5}$  en  $PM_{10}$  tot 28 oktober en de daggemiddelde concentraties  $PM_{2.5}$  en  $PM_{10}$  na 28 oktober weer. De uurgemiddelden blijken over het geheel genomen hoger uit te vallen dan de daggemiddelden na 28 oktober. Ten dele is dit te verklaren doordat de uurgemiddelden zijn bepaald in de middag, wanneer de verkeersintensiteit hoger is dan gemiddeld over de hele dag. Dit verschil is echter niet zo groot als dat tussen de gemeten uurgemiddelde en daggemiddelde waarden<sup>14</sup>. De nauwkeurigheid van de gemeten stofconcentraties hangt grotendeels af van de nauwkeurigheid van de balans waarmee de filters zijn gewogen. Voor de uurgemiddelde stofconcentraties bedraagt de nauwkeurigheid ongeveer  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  en voor de daggemiddelde waarden ongeveer  $3 \mu\text{g m}^{-3}$ <sup>15</sup>. Daarnaast kan een systematische meetfout zijn geïntroduceerd door kleine verschillen in de omstandigheden (temperatuur, relatieve vochtigheid) in de weegkamer na en voor bemonstering. Deze systematische meetfout kan mede de oorzaak zijn voor de wat hoger uitvallende uurgemiddelde stofconcentraties ten opzichte van de daggemiddelde waarden.

Omdat voor de periode vanaf 28 oktober de daggemiddelde stofconcentraties redelijk goed correleren met de daggemiddelde waarden volgens de aethalometer (zie Bijlage 2), zijn op basis van deze correlatie de daggemiddelde stofconcentraties vóór 28 oktober berekend uit de aethalometer data. Deze waarden zijn ook in Figuur 8 weergegeven. Benadrukt wordt dat deze berekende daggemiddelde concentraties  $PM_{2.5}$  en  $PM_{10}$  indicatieve waarden zijn.

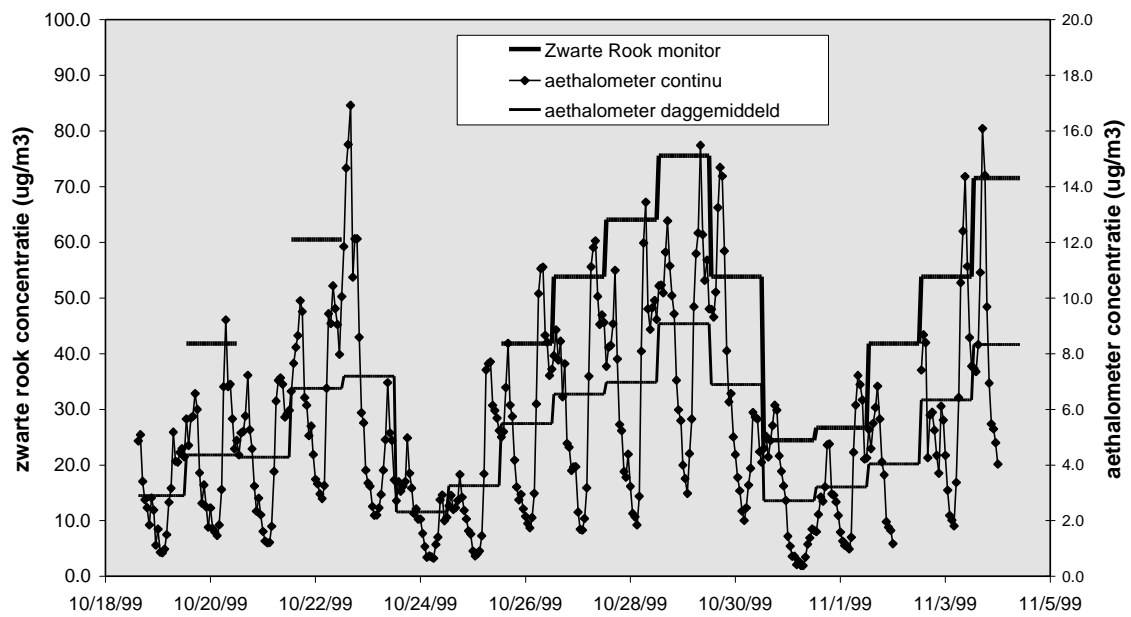
<sup>14</sup> Uit een analyse van de data van de aethalometer blijken de uurgemiddelde waarden midden op de dag 20-30% hoger te zijn dan de corresponderende daggemiddelde waarden.

<sup>15</sup> Inclusief een fout van 3% in het bemonsterde volume lucht.





Figuur 8. Verloop van de concentratie PM2.5 en PM10 tijdens de meetcampagne

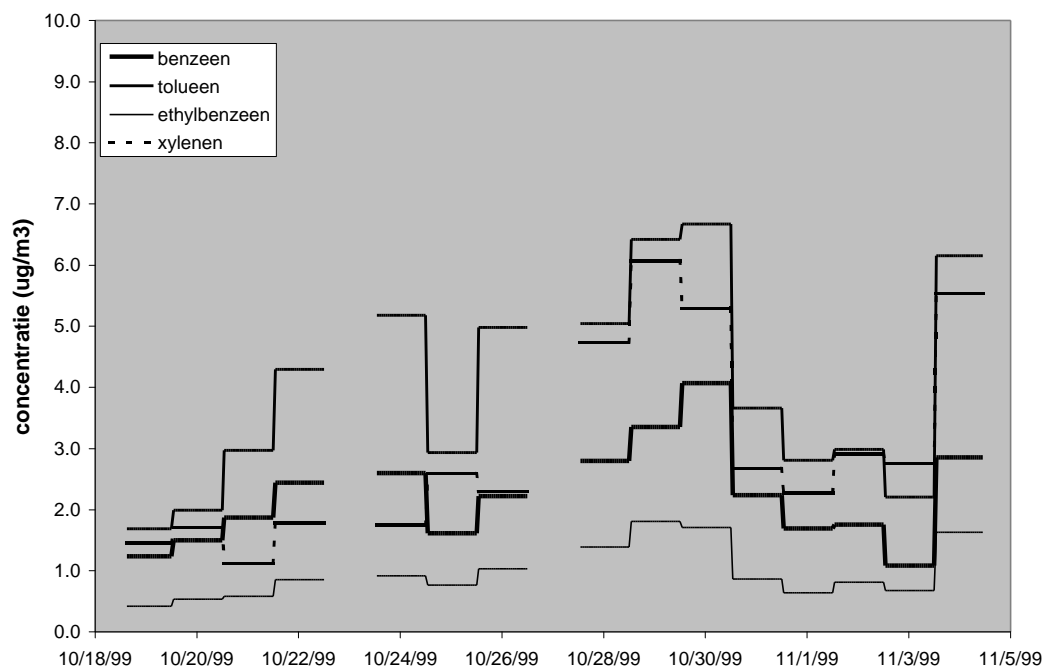


Figuur 9. Verloop van de concentratie Zwarte Rook tijdens de meetcampagne

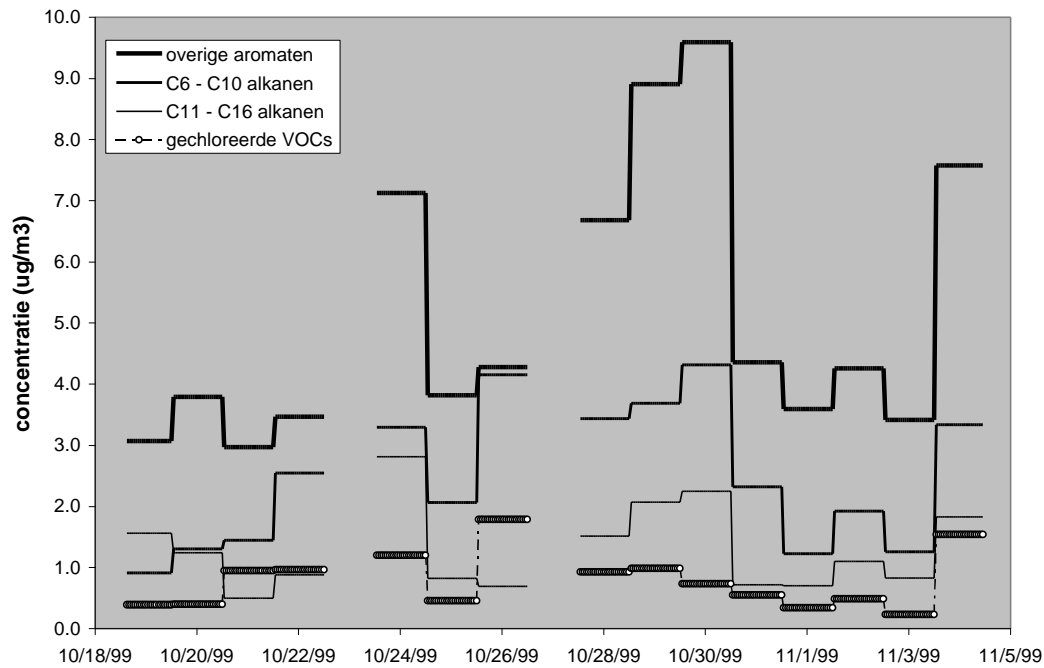
In Figuur 9 is het verloop van de uurgemiddelde en daggemiddelde waarden van de aethalometer gegeven naast dat van de daggemiddelde concentraties Zwarte Rook gemeten met de Zwarte Rook monitor. De met de beide methoden gemeten daggemiddelde concentraties vertonen een goede correlatie (zie Bijlage 2). De absolute waarden verschillen echter onderling, namelijk ongeveer een factor 8, omdat de aethalometer niet is gecalibreerd (zie voetnoot 6).

In de Figuren 10 en 11 staat het verloop van de daggemiddelde concentraties VOCs. Voor de overzichtelijkheid zijn behalve voor benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen (de zgn. BTEX) de concentraties VOCs gesommeerd in de categorieën overige aromaten, C<sub>6</sub>-C<sub>10</sub> alkanen, C<sub>11</sub>-C<sub>16</sub> alkanen en gechloroerde VOCs.

Tabel 2 geeft een overzicht van de periodegemiddelde concentraties VOCs die met de passieve samplers zijn gemeten. Ter vergelijking zijn ook de met de actief koolbuizen gemeten periodegemiddelde waarden gegeven. Deze blijken een factor 7 tot 14 lager uit te vallen. Dit verschil is een gevolg van de te hoge belading van de samplers, veroorzaakt door het per abuis verwijderen van de membranen tijdens het installeren (zie paragraaf 4.2).



Figuur 10. Verloop van de concentratie benzeen, toluen, ethylbenzeen en xylenen tijdens de meetcampagne



Figuur 11. Verloop van de concentratie overige aromaten, alkanen en gechloreerde VOCs tijdens de meetcampagne

Tabel 2. Gemiddelde concentraties VOCs (in  $\text{ng m}^{-3}$ ) over de meetperiode, gemeten met de passieve samplers en de actief kool buizen

Locatie	benzeen	tolueen	ethyl- benzeen	xylenen	overige aromaten	C <sub>6</sub> -C <sub>10</sub> alkanen	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub> alkanen	gechlor. VOCs
Actief kool bemonst. <sup>1)</sup>	2,2	4,0	1,0	3,0	5,1	2,5	1,3	0,8
Portaal km 95,5 noord <sup>1)</sup>	15,6	39,7	12,4	40,1	43,6	15,3	10,5	11,7
Portaal km 94,9 noord	11,6	30,4	10,3	34,0	37,7	11,9	12,0	10,2
Portaal km 93,7 noord	13,3	34,5	12,3	41,0	42,9	14,6	12,0	11,5
Portaal km 92,4 noord	14,9	35,5	10,9	33,7	41,3	14,1	12,0	12,4
Portaal km 95,5 zuid	9,0	21,9	7,0	22,7	24,7	9,4	6,6	8,6
Portaal km 94,9 zuid	10,4	25,6	8,8	29,6	29,8	11,1	8,0	9,8
Portaal km 93,7 zuid	13,5	35,7	12,8	44,3	42,7	17,1	11,0	12,5
Portaal km 92,4 zuid	13,5	31,3	9,3	28,4	34,6	12,8	8,8	11,1

<sup>1)</sup> De meetlocatie was gelegen naast portaal km 95,5. Ter vergelijking zijn naast de aldaar gemeten meetwaarden met de passieve samplers ook de waarden gemeten met de actief koolbuizen gegeven.

## 4.4 Dagverloop en correlaties

In de Figuren 5, 6 en 9 is het dagelijks verloop van de concentraties van de belangrijkste verkeersemittenten (CO, NO<sub>x</sub> en Zwarte Rook) duidelijk waar te nemen. Op werkdagen zijn er pieken in de ochtend- en de avondspits. Daartussen liggen de concentraties iets lager dan tijdens de spitsuren. In de avond dalen de concentraties sterk tot bijna minimale waarden (soms zelfs tot 0) gedurende de nacht, waarna ze in de vroege ochtend weer snel stijgen. Tijdens de weekenden zijn overdag aanmerkelijk lagere waarden gemeten. Dit patroon komt goed overeen met gegevens over het verloop van de verkeersintensiteit gedurende de dag en over de week (zie Bijlage 3).

Ook blijken gedurende elk van de weken de concentraties in de loop van de week toe te nemen. De hoogste waarden aan CO, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> en Zwarte Rook zijn gemeten op vrijdagen. Dit hangt ten dele samen met het verloop van de verkeersintensiteit gedurende de week (van maandag tot en met vrijdag is er een toename van ongeveer 3% per dag, terwijl de intensiteit tijdens het weekend 20-30% lager is; zie Bijlage 3), maar ook de meteorologische omstandigheden hebben daar een rol bij gespeeld. Op de beide vrijdagen was de windsnelheid gemiddeld genomen namelijk lager dan tijdens de voorafgaande dagen in die week (zie Figuur 2).

De uurgemiddelde waarden voor de typische verkeersemittenten CO, NO<sub>x</sub><sup>16</sup> en Zwarte Rook en de secundaire component NO<sub>2</sub> zijn, zoals verwacht mocht worden, onderling sterk gecorreleerd (correlatiecoëfficiënten van 0,90 tot 0,97). Dergelijke correlaties en ook het dagverloop zoals weergegeven in de Figuren 5, 6 en 9 zijn ook in andere meetcampagnes langs drukke straten, wegen en snelwegen aangetoond (Harrop *et al.*, 1989; Hoekstra, 1993; Alary *et al.*, 1995; Derwent *et al.*, 1995; Burtscher, 1992). Leung en Harrison (1999) vonden soortgelijke dagverlopen voor de concentratie benzeen en toluen langs een ringweg in Birmingham. Opvallend is dat bij de A28 ook de uurgemiddelde SO<sub>2</sub> concentraties redelijk goed correleren met die van de typische verkeersemittenten (de correlatiecoëfficiënt tussen SO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> bedraagt bijvoorbeeld 0,77). Niettemin zijn er in het verloop van de SO<sub>2</sub> concentratie toch ook verschillen te zien met die van de andere componenten, waardoor de correlatie tussen enerzijds SO<sub>2</sub> en anderzijds bijvoorbeeld CO of NO<sub>x</sub> lager is dan die tussen CO en NO<sub>x</sub> onderling. De SO<sub>2</sub> in de atmosfeer in Nederland is namelijk in beperktere mate afkomstig van verkeersemittenties (ongeveer 20%<sup>17</sup>) dan NO<sub>x</sub> en CO (beide ruim 50%; VROM, 1999a).

Het verloop van de daggemiddelde concentraties Zwarte Rook (zowel bepaald met de Zwarte Rook monitor als met de aethalometer) vertoont een sterke gelijkheid met dat van de aromatische VOCs en de kleinere alkanen en een redelijke gelijkheid met het verloop van de concentraties PM 2.5 en PM10<sup>18</sup>. Deze componenten worden alle door verkeer geëmitteerd, waarbij moet worden opgemerkt dat door het verkeer voornamelijk zeer fijne tot fijne stofdeeltjes worden geëmitteerd, zodat de bijdrage daarvan aan de hoeveelheid stof in de lucht op massabasis niet zo groot is. De schattingen van de bijdrage van verkeersemittenties aan de concentraties fijn (PM10) stof in de atmosfeer lopen uiteen van ongeveer 10 tot 30% (Annema *et al.*, 1994; Chow *et al.*, 1996; Harrison *et al.*, 1997; VROM, 1999a). Hierbij zijn niet alleen inbegrepen de stofdeeltjes afkomstig van de verbrandingsprocessen (uitlaat) maar ook die welke ontstaan door slijtage van banden, remschijven en het wegdek. De deeltjes uit de verbrandingsprocessen zijn zeer fijn tot

---

<sup>16</sup> De door verkeer geëmitteerde NO<sub>x</sub> bestaat voor het grootste deel uit NO en voor een klein deel uit NO<sub>2</sub>. Daarnaast wordt eenmaal geëmitteerd NO in de atmosfeer verder omgezet in NO<sub>2</sub>.

<sup>17</sup> Verder is SO<sub>2</sub> voornamelijk afkomstig uit de energiewinning en de industrie; ook de bijdrage als gevolg van grootschalig transport vanuit het buitenland speelt een aanzienlijke rol.

<sup>18</sup> Voor wat betreft de metingen na 28 oktober. De berekende daggemiddelde waarden vóór 28 oktober zijn gebaseerd op een regressie tussen de meetwaarden voor stof en Zwarte Rook, waardoor het verloop identiek is.

fijn en bestaan grotendeels uit roet en koolwaterstoffen waaronder PAK. PAK emissies uit het verkeer vormen ongeveer 50% van de totale PAK emissie naar de lucht (VROM, 1999a). De bijdrage van verkeeremissies aan de concentraties VOCs (behalve methaan) in de atmosfeer bedraagt ongeveer 30%. Deze bijdrage bestaat vooral uit aromatische koolwaterstoffen en kleinere alkanen. De grotere alkanen dragen aanmerkelijk minder bij aan verkeeremissies en gechloreerde VOCs worden niet door verkeer geëmitteerd.

De correlatie tussen de daggemiddelde concentraties van enerzijds Zwarte Rook en anderzijds de aromatische VOCs, de kleinere alkanen, PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> is steeds significant binnen een betrouwbaarheidsinterval van 95% (de grotere alkanen en de gechloreerde VOCs vertonen geen significante correlatie met de andere componenten). Dit is ook bij andere meetcampagnes in drukke straten en wegen aangetoond (Pfeffer *et al.*, 1995; Deacon *et al.*, 1997). Daarbij zij opgemerkt dat de correlatie tussen enerzijds fijn stof (PM<sub>10</sub> of PM<sub>2.5</sub>) en anderzijds typische verkeerscomponenten zoals CO en Zwarte Rook meestal lager is dan die tussen de verkeerscomponenten onderling (Harrison *et al.*, 1997), soms zelfs zo laag dat niet van een significante correlatie kan worden gesproken (Hoekstra, 1993).

Uit de resultaten in Tabel 2 valt af te leiden dat de concentraties VOCs redelijk constant zijn langs het hele traject waarover is gemeten, aangenomen dat de te hoge belading relatief ongeveer even groot is voor alle samplers. De concentraties die op de ten zuiden van de weg gelegen punten zijn gemeten zijn gemiddeld genomen ongeveer 20-25% lager dan op de punten aan de noordzijde. Dit is verklaarbaar op basis van de frequentieverdeling van de windrichting tijdens de meetperiode (Figuur 3).

## 4.5 Vergelijking met LML gegevens en extrapolatie naar jaargemiddelden

Het gemiddelde, maximum, 50-, 95- en 98-percentiel van de uurgemiddelde en daggemiddelde concentraties aan componenten die gemeten zijn langs de A28 in de periode 18 oktober t/m 4 november 1999 zijn vergeleken met waarden op enkele andere meetstations van het LML in dezelfde periode. Vervolgens zijn, om een indicatie te krijgen van de representativiteit van de meetperiode ten opzichte van de situatie over meerdere jaren, deze waarden op de andere LML stations vergeleken met dezelfde statistische parameters op die stations voor de jaren 1995 t/m 1998 (RIVM, 1997; 1998; 1999; 2000). Daarnaast is op analoge wijze een vergelijking gemaakt met meetwaarden uit een Fijn Stof meetcampagne in de periode februari 1997 t/m februari 1998 (van Putten *et al.*, 1998). De belangrijkste reden om deze gegevens te gebruiken is dat tijdens deze Fijn Stof meetcampagne naast de gebruikelijke verkeeremittenten ook PM<sub>2.5</sub> concentraties zijn gemeten, hetgeen in het LML niet gebeurt. In de campagne werden ook uurgemiddelde concentraties Zwarte Rook gemeten met de aethalometer, maar deze zijn niet vergelijkbaar met de waarden uit de A28 campagne vanwege het verloop van de calibratieconstante van de aethalometer.

De keuze van de meetstations is gebaseerd op de volgende overwegingen. Binnen het LML bestaat er één snelwegstation (bij Breukelen, langs de A2), waar de meeste van de relevante componenten worden gemeten. Omdat dit qua ligging een vergelijkbaar station is als de meetlocatie langs de A28 zijn zo veel mogelijk meetgegevens van dit snelwegstation Breukelen gebruikt. Daarnaast is er per component minstens één straat-, één stadsachtergrond- en één regionaal station geselecteerd. Getracht is stations te selecteren die zo dicht mogelijk bij Zwolle liggen. De stadsachtergrond-stations liggen echter alle in de randstad en de dichtstbijzijnde straatstations liggen in Apeldoorn (behalve voor Zwarte Rook waarvoor alleen in Utrecht op

straatstations wordt gemeten). Voor wat betreft de regionale stations, zijn steeds twee of drie stations gekozen die verspreid rondom Zwolle liggen. Daarnaast is ook geselecteerd op stations waar zo veel mogelijk componenten tegelijk gemeten worden. Deze criteria hebben geresulteerd in de keuze van stations zoals weergegeven in de Tabellen 3 t/m 9. Het is niet mogelijk gebleken voor elke component dezelfde stations te nemen, omdat niet alle componenten op elk station gemeten worden. In de betreffende tabellen is ook een deel van de waarden afkomstig uit de bovengenoemde Fijn Stof meetcampagne vermeld<sup>19</sup>.

In Tabel 3 t/m 5 staan het gemiddelde, het maximum en het 50-, 95- en 98-percentiel van de uurgemiddelde concentraties van CO, NO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub>. In Tabel 6 t/m 9 staan het gemiddelde, maximum, 50-, 95- en 98-percentiel<sup>20</sup> van de daggemiddelde concentraties SO<sub>2</sub>, PM10, PM2.5 en Zwarte Rook, gemeten met de Zwarte Rook monitor. Hoewel van SO<sub>2</sub> uurgemiddelde concentraties zijn gemeten, is er voor gekozen de statistische parameters van daggemiddelde waarden te gebruiken, omdat de meeste normen en grenswaarden ook betrekking hebben op daggemiddelden. Wel zijn voor SO<sub>2</sub> de maximum uurgemiddelde concentraties gegeven. De tabellen zijn als volgt georganiseerd: In de bovenste rij (achter 'A28') staan de berekende statistische parameters uit de meetcampagne met daaronder – cursief en tussen haakjes – een schatting van de waarde van dezelfde parameter op jaarbasis. In de volgende rijen staan per LML meetstation de berekende parameters voor de periode van de meetcampagne en daaronder – cursief – de range aan waarden van de parameters voor de jaren 1995 t/m 1998 (vermeld zijn resp. de laagste en hoogste waarde uit die jaren). Voor de meetlocaties 'Utrecht Jaarbeursterrein', 'De Zilk' en 'Vredepeel' (Fijn Stof campagne) zijn uitsluitend de waarden van de parameters over deze campagne van ca één jaar vermeld.

De geschatte waarden op jaarbasis aan de A28 zijn berekend op basis van de aan de A28 gemeten waarden tijdens de campagne en de verhoudingen van de statistische parameters tijdens de A28 meetcampagne en die over de jaren 1995 t/m 1998 op de andere meetstations; de gegevens uit de Fijn Stof campagne zijn niet gebruikt voor deze schattingen. Bij deze schattingen is niet gecorrigeerd voor de mogelijke effecten van de frequentieverdeling van de windrichting tijdens de meetcampagne (de in de meetperiode aan de A28 gemeten concentraties zijn relatief hoog ten opzichte van de jaargemiddelden, omdat de windrichting relatief vaak zuidelijk was; voor de andere meetpunten in de tabellen is dat niet altijd het geval, aangezien deze niet alle ten noorden van de desbetreffende weg of straat liggen). Wel is in de schattingen een onzekerheid ingevoerd van 10% (voor jaargemiddelden) tot 25% (voor maxima).

Ten aanzien van de PM10 en PM2.5 concentraties moet worden opgemerkt dat de in de Tabellen 7 en 8 vermelde meetwaarden uit de meetcampagnes (zowel de campagne langs de A28 als de Fijn Stof meetcampagne) gecorrigeerd zijn naar 'LML waarden'. Uit diverse onderzoeken is namelijk gebleken dat er systematische verschillen bestaan tussen de met verschillende stofmonitoren (o.a. het Kleinfiltergerät, de FAG Eberline Beta Stofmonitor en de TEOM, welke in de bovengenoemde Fijn Stof meetcampagne is gebruikt) gemeten PM10 concentraties (TüV, 1990; van Arkel, 2000; van Putten, pers. commun.<sup>21</sup>). Deze worden o.a. veroorzaakt door

---

<sup>19</sup> Niet vermeld zijn de waarden voor de componenten NO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> en CO op de stations Vredepeel en De Zilk, omdat deze stations veel verder af liggen van de meetlocatie bij de A28 dan de in de tabellen genoemde regionale stations; wel zijn de PM2.5 en uurlijkse Zwarte Rook data van de stations Vredepeel en De Zilk vermeld, omdat deze componenten nergens in het LML gemeten worden.

<sup>20</sup> Ten aanzien van de daggemiddelde concentraties uit de meetcampagne moet worden opgemerkt dat vanwege het beperkte aantal gegevens (maximaal 17 waarden) 98-percentielen niet kunnen worden berekend en dat de 95-percentielen zeer indicatief zijn.

<sup>21</sup> Een deel van deze gegevens is nog niet gepubliceerd.

verschillen in meetprincipe (resp. gravimetrie, verzwakking van Beta straling en trillingsfrequentie), maar ook doordat bij de FAG en de TEOM de inlaat wordt verwarmd om er voor te zorgen dat bemonsterd stof steeds onder dezelfde vochtigheidscondities op het filter worden afgevangen en gemeten. Bij het Kleinfiltergerät wordt geen verwarmde inlaat toegepast omdat de filters steeds onder dezelfde condities worden gewogen. Op basis van een vergelijking van met deze verschillende stofmonitoren gemeten PM10 concentraties uit bovengenoemde onderzoeken zijn correctieformules afgeleid, waarmee de met de Kleinfiltergerät of de TEOM gemeten meetwaarden zijn omgerekend naar 'equivalente LML meetwaarden'<sup>22</sup>.

Om voldoende gegevens te hebben voor het berekenen van de genoemde statistische parameters zijn naast de gemeten daggemiddelde PM10 en PM2.5 concentraties ook de berekende daggemiddelde PM10 en PM2.5 concentraties (zie o.a. Figuur 8) van voor 28 oktober meegenomen.

In Tabel 10 staan het gemiddelde en het maximum van daggemiddelde concentraties VOCs gemeten tijdens de meetperiode aan de A28. Ter vergelijking zijn ook de jaargemiddelde en maximale concentraties van VOCs op enkele typen meetstations in het LML gegeven, gemeten tijdens de meetcampagne en – cursief – in het jaar 1997. Er zijn geen waarden van *specifieke* meetstations vermeld, omdat de meetopstellingen gedurende het jaar regelmatig van locatie wisselen. De jaargemiddelden zijn afgeleid van week- en daggemiddelde concentraties, de maxima van uitsluitend daggemiddelde concentraties. De waarden op de LML stations tijdens de meetcampagne zijn gebaseerd op een beperkt aantal metingen, met name voor wat betreft het type stadsachtergrondlocatie.

Op analoge wijze als in de Tabellen 5 t/m 9 zijn de gemiddelde en maximale concentraties van VOCs op jaarbasis aan de A28 geschat. Deze zijn cursief en tussen haakjes weergegeven. Deze geschatte waarden zijn indicatief, want gebaseerd op een beperkt aantal meetgegevens.

Tabel 3. Statistische parameters van uurgemiddelde concentraties CO (in mg m<sup>-3</sup>) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	0,39 <i>(0,41-0,57)</i>	1,6 <i>(2,3-6,5)</i>	0,34 <i>(0,35-0,49)</i>	1,0 <i>(1,0-1,7)</i>	1,2 <i>(1,3-2,4)</i>
Breukelen	Snelweg	0,43 <i>0,51-0,57</i>	1,0 <i>1,7-2,3</i>	0,40 <i>0,46-0,54</i>	0,81 <i>1,1-1,2</i>	0,89 <i>1,3-1,5</i>
A'dam Cabeliastraat	Stad	0,44 <i>0,57-0,65</i>	1,8 <i>6,6-8,8</i>	0,39 <i>0,48-0,53</i>	0,84 <i>1,2-1,5</i>	0,94 <i>1,6-2,2</i>
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>1)</sup>	Stad	<i>0,61</i>	<i>4,6</i>	<i>0,57</i>	<i>1,1</i>	<i>1,5</i>
Apeldoorn Stationsstr.	Straat	0,71 <i>0,75-0,90</i>	4,0 <i>4,7-8,3</i>	0,55 <i>0,60-0,74</i>	1,8 <i>1,8-2,2</i>	2,1 <i>2,3-3,0</i>
Loenen	Regionaal	0,35 <i>0,35-0,40</i>	1,0 <i>1,7-2,9</i>	0,30 <i>0,31-0,34</i>	0,68 <i>0,67-0,83</i>	0,77 <i>0,80-1,1</i>
Kollumerwaard	Regionaal	0,21 <i>0,27-0,31</i>	0,51 <i>1,1-2,1</i>	0,20 <i>0,23-0,27</i>	0,40 <i>0,52-0,64</i>	0,44 <i>0,60-0,80</i>

<sup>1)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98

<sup>22</sup> Bij deze correctie is inbegrepen een correctiefactor die in het LML wordt toegepast om te corrigeren voor systematische afwijkingen van de Andersen PM10 afscheider.

Tabel 4. Statistische parameters van uurgemiddelde concentraties  $\text{NO}_2$  (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	45 <i>(39-53)</i>	89 <i>(100-330)</i>	46 <i>(36-49)</i>	69 <i>(63-112)</i>	76 <i>(70-140)</i>
Breukelen	Snelweg	34 <i>43-47</i>	67 <i>170-240</i>	36 <i>42-44</i>	56 <i>77-100</i>	59 <i>88-110</i>
A'dam Cabeliastraat	Stad	39 <i>40-44</i>	90 <i>168-193</i>	39 <i>38-42</i>	66 <i>76-84</i>	72 <i>87-99</i>
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>1)</sup>	Stad	36	117	34	71	84
Apeldoorn Stationsstr.	Straat	44 <i>45-47</i>	97 <i>145-290</i>	44 <i>43-46</i>	72 <i>81-83</i>	77 <i>90-98</i>
Barsbeek	Regionaal	22 <i>18-21</i>	52 <i>74-127</i>	22 <i>14-17</i>	41 <i>45-51</i>	45 <i>53-66</i>
Loenen	Regionaal	27 <i>23-26</i>	66 <i>85-171</i>	24 <i>19-22</i>	49 <i>52-56</i>	53 <i>61-75</i>
Kollumerwaard	Regionaal	17 <i>13-15</i>	53 <i>88-125</i>	14 <i>9-11</i>	36 <i>38-43</i>	41 <i>33-51</i>

<sup>1)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98

Tabel 5. Statistische parameters van uurgemiddelde concentraties  $\text{NO}_x$  (in ppb <sup>1)</sup>) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	110 <i>(90-135)</i>	316 <i>(430-1050)</i>	96 <i>(70-105)</i>	241 <i>(210-400)</i>	280 <i>(290-560)</i>
Breukelen	Snelweg	70 <i>82-94</i>	339 <i>428-528</i>	45 <i>62-74</i>	202 <i>206-252</i>	229 <i>257-313</i>
A'dam Cabeliastraat	Stad	37 <i>42-52</i>	255 <i>741-950</i>	33 <i>30-36</i>	82 <i>116-157</i>	97 <i>173-239</i>
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>1)</sup>	Stad	31	380	22	85	117
Apeldoorn Stationsstr.	Straat	70 <i>53-61</i>	369 <i>447-677</i>	55 <i>39-48</i>	188 <i>155-168</i>	256 <i>205-234</i>
Barsbeek	Regionaal	16 <i>14-20</i>	56 <i>147-183</i>	14 <i>8-10</i>	36 <i>43-52</i>	43 <i>61-72</i>
Loenen	Regionaal	22 <i>16-21</i>	81 <i>160-256</i>	15 <i>11-14</i>	54 <i>51-61</i>	60 <i>71-84</i>
Kollumerwaard	Regionaal	11 <i>9-10</i>	64 <i>105-164</i>	9 <i>5-6</i>	26 <i>31-37</i>	31 <i>44-55</i>

<sup>1)</sup> De  $\text{NO}_x$  concentraties zijn, in navolging van de weergave in de jaarlijkse luchtkwaliteitsrapporten van het RIVM, uitgedrukt in ppb. Ze kunnen niet worden uitgedrukt in  $\mu\text{g m}^{-3}$   $\text{NO}_x$  omdat de molekulgewichten van  $\text{NO}$  en  $\text{NO}_2$  verschillen en de verhouding tussen  $\text{NO}$  en  $\text{NO}_2$  niet bekend is.

<sup>2)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98



Tabel 6. Statistische parameters van daggemiddelde concentraties SO<sub>2</sub> (in µg m<sup>-3</sup>) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.	maximum uurgem.
A28	Snelweg	7 <i>(5-12)</i>	11 <i>(18-110)</i>	7 <i>(5-12)</i>	11 <sup>1)</sup> <i>(11-29)</i>		20 <i>(50-220)</i>
Breukelen	Snelweg	6 <i>6-10</i>	12 <i>25-43</i>	6 <i>5-9</i>	12 <sup>1)</sup> <i>14-22</i>	<i>17-25</i>	22 <i>52-75</i>
A'dam	Stad	6 <i>5-10</i>	11 <i>26-47</i>	5 <i>4-8</i>	11 <sup>1)</sup> <i>12-19</i>	<i>16-27</i>	17 <i>58-247</i>
Cabeliaustraart	Stad	<i>10</i>	<i>27</i>	<i>10</i>	<i>17</i>	<i>22</i>	<i>54</i>
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>2)</sup>	Stad	<i>10</i>	<i>27</i>	<i>10</i>	<i>17</i>	<i>22</i>	<i>54</i>
Apeldoorn	Straat	4 <i>4-8</i>	7 <i>17-59</i>	4 <i>3-6</i>	7 <sup>1)</sup> <i>8-15</i>	<i>11-28</i>	16 <i>34-211</i>
Arnhemse weg	Straat	<i>4-8</i>	<i>17-59</i>	<i>3-6</i>	<i>8-15</i>	<i>11-28</i>	<i>34-211</i>
Barsbeek	Regionaal	3 <i>2-4</i>	6 <i>16-52</i>	2 <i>2-3</i>	5 <sup>1)</sup> <i>7-10</i>	<i>10-18</i>	12 <i>34-81</i>
Loenen	Regionaal	3 <i>2-4</i>	7 <i>12-61</i>	3 <i>1-3</i>	6 <sup>1)</sup> <i>7-13</i>	<i>8-26</i>	16 <i>30-126</i>
Kollumerwaard	Regionaal	2 <i>1-2</i>	4 <i>8-33</i>	1 <i>1-2</i>	3 <sup>1)</sup> <i>4-9</i>	<i>5-14</i>	9 <i>54-89</i>

<sup>1)</sup> Indicatieve waarde.

<sup>2)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98

Tabel 7. Statistische parameters van daggemiddelde concentraties PM10 (in µg m<sup>-3</sup>) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	34 <sup>1)</sup> <i>(26-41)</i>	57 <sup>1)</sup> <i>(70-190)</i>	32 <sup>1)</sup> <i>(21-32)</i>	53 <sup>1,2)</sup> <i>(44-71)</i>	
Breukelen	Snelweg	46 <i>38-45</i>	86 <i>151-168</i>	43 <i>35-41</i>	79 <sup>2)</sup> <i>72-94</i>	<i>83-121</i>
A'dam Florapark	Stad	47 <i>38-49</i>	95 <i>131-227</i>	42 <i>32-41</i>	76 <sup>2)</sup> <i>72-102</i>	<i>89-127</i>
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>3)</sup>	Stad	<i>45</i>	<i>170</i>	<i>42</i>	<i>83</i>	<i>90</i>
Apeldoorn Stationsstr.	Straat	38 <i>36-46</i>	75 <i>122-172</i>	37 <i>32-38</i>	62 <sup>2)</sup> <i>66-104</i>	<i>85-128</i>
Eibergen	Regionaal	35 <i>33-44</i>	57 <i>113-153</i>	39 <i>27-35</i>	55 <sup>2)</sup> <i>69-93</i>	<i>86-119</i>
Wageningen	Regionaal	46 <i>36-46</i>	85 <i>134-169</i>	51 <i>31-40</i>	70 <sup>2)</sup> <i>70-93</i>	<i>83-106</i>
Witteveen	Regionaal	34 <i>27-35</i>	52 <i>100-173</i>	33 <i>23-27</i>	52 <sup>2)</sup> <i>56-84</i>	<i>73-110</i>

<sup>1)</sup> Berekend op basis van gemeten concentraties vanaf 28 oktober en berekende concentraties voor 28 oktober (zie paragraaf 4.3 en Figuur 8).

<sup>2)</sup> Indicatieve waarde.

<sup>3)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98

*Tabel 8. Statistische parameters van daggemiddelde concentraties PM2.5 (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) aan de A28 tijdens de meetperiode en, cursief, op enkele locaties tijdens de Fijn Stof meetcampagne*

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	27 <sup>1)</sup>	50 <sup>1)</sup>	25 <sup>1)</sup>	43 <sup>1,2)</sup>	
Utrecht Jaarbeursterr. <sup>3)</sup>	Stad	19	105	16	46	51
De Zilk <sup>3)</sup>	Regionaal	23	117	20	49	60
Vredepeel <sup>3)</sup>	Regionaal	20	179	23	64	86

<sup>1)</sup> Berekend op basis van gemeten concentraties vanaf 28 oktober en berekende concentraties voor 28 oktober (zie paragraaf 4.3 en Figuur 8).

<sup>2)</sup> Indicatieve waarde.

<sup>3)</sup> Gegevens uit een Fijn Stofmeetcampagne van feb '97 t/m feb '98

*Tabel 9. Statistische parameters van daggemiddelde concentraties Zwarte Rook (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) op enkele meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over de jaren 1995 t/m 1998*

Locatie	Type	gemiddelde	maximum	50 perc.	95 perc.	98 perc.
A28	Snelweg	46 <sup>1)</sup> (24-51)	76 <sup>1)</sup> (110-280)	42 <sup>1)</sup> (17-33)	72 <sup>1,2)</sup> (52-130)	
Utrecht Universiteits- bibliotheek	Stad	17 11-18	31 68-80	17 9-14	30 <sup>2)</sup> 27-45	34-54
Utrecht Kardinaal de Jongweg	Straat	30 20-27	54 80-114	29 18-24	54 <sup>2)</sup> 45-68	51-80
Eibergen	Regionaal	12 7-12	22 51-89	13 5-8	22 <sup>2)</sup> 22-34	34-51
Wageningen	Regionaal	14 7-14	29 57-89	13 5-9	25 <sup>2)</sup> 22-39	34-48
Witteveen	Regionaal	9 5-10	20 42-68	9 3-6	18 <sup>2)</sup> 16-31	24-42

<sup>1)</sup> Berekend op basis van 12 meetwaarden (5 metingen zijn niet gelukt, zie paragraaf 4.2).

<sup>2)</sup> Indicatieve waarde.

Tabel 10. Gemiddelden en maxima van daggemiddelde concentraties VOCs (in  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) op enkele typen meetstations tijdens de meetperiode en, cursief, over het jaar 1997

Component	Locatie (type)		A28 (snelweg)		Stad <sup>1)</sup>		Straat <sup>2)</sup>		Regionaal <sup>3)</sup>	
	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max	gem	max
Benzeen	2,2	4,1	1,4	1,7	2,7	5,7	1,1	2,7		
	(2,9)	(11,0)	2,1	12,4	3,9	8,1	1,1	3,7		
Tolueen	4,0	6,7	2,6	3,1	9,6	22	2,5	10,1		
	(5,0)	(21)	4,4	24	11,3	25	2,1	7,0		
Ethylbenzeen	1,0	1,8	0,6	0,7	1,9	4,2	0,5	1,7		
	(1,6)	(7,5)	1,2	6,4	3,1	7,0	0,5	2,0		
Xylenen	3,0	6,1	2,2	2,4	7,0	14,9	1,6	5,4		
	(4,3)	(23)	4,0	25	9,7	24	1,6	7,1		
Overige aromaten	5,1	9,6	2,4	2,7	7,9	17,5	1,9	6,1		
	(8,3)	(46)	5,4	38	11,8	29	2,1	8,8		
C <sub>6</sub> -C <sub>10</sub> alkanen	2,5	4,3	2,5	3,3	2,4	6,2	1,2	3,9		
	(2,5)	(10,2)	2,5	16,4	3,2	9,6	0,9	5,0		
C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub> alkanen	1,3	2,8	0,4	0,6	0,6	1,4	0,2	0,8		
	(2,3)	(10,5)	0,8	5,4	1,1	2,6	0,4	1,2		
Gechloroerde VOCs	0,8	2,0	1,8	2,3	4,1	9,1	1,6	3,7		
	(0,8)	(5,9)	2,2	13,3	2,4	16,6	1,7	4,9		

<sup>1)</sup> Stations Maassluis en Utrecht Universiteitsbibliotheek. Bij station Maassluis worden de VOC concentraties tevens bepaald door de invloed van industriële emissies. De maxima zijn daarom vergelijkbaar met die in straatstations.

<sup>2)</sup> Stations Apeldoorn Stationsstraat en Utrecht Vleutense weg, Utrecht Erzeijstraat en Utrecht Kardinaal de Jongweg.

<sup>3)</sup> Stations Zegveld, Biest-Houtakker en Kollumerwaard.

Het globale beeld dat uit de Tabellen 3 t/m 10 naar voren komt is dat qua concentraties aan typische verkeerscomponenten (CO, NO<sub>x</sub> en niet-gechloroerde VOCs) de meetlocatie aan de A28 het best vergelijkbaar is met stadsachtergrond-stations en, uiteraard, ook met het snelwegstation Breukelen. In straten worden in het algemeen hogere concentraties CO en VOCs gemeten dan langs de snelweg (dit geldt voor zowel de gemiddelde waarden als voor de maxima en hogere percentielen), terwijl voor NO<sub>x</sub> blijkt dat de gemiddelde concentraties langs snelwegen vergelijkbaar zijn met die op straatstations en de maxima en hogere percentielen langs snelwegen eerder op het niveau liggen dat op stadsachtergrondstations wordt aangetroffen. Overigens worden op enkele straatstations, namelijk de stations die gelegen zijn in nauwe of zeer drukke straten, nog hogere concentraties gemeten dan de in de Tabellen 3 t/m 5 gegeven waarden. Op regionale stations zijn de concentraties CO, NO<sub>x</sub> en VOCs lager dan langs de snelweg. Voor de componenten NO<sub>2</sub> en SO<sub>2</sub> die niet direct of in mindere mate door verkeer worden geëmitteerd zijn er nagenoeg geen verschillen in de waarden die op straat-, stadsachtergrond- en snelweglocaties worden gevonden. Wel zijn deze waarden duidelijk verhoogd ten opzichte van die op regionale stations.

De PM<sub>10</sub> concentraties vertonen geen grote verschillen op de verschillende typen stations. Landelijk gezien neemt de gemiddelde PM<sub>10</sub> concentratie met ongeveer 20-30% toe van noord naar zuid (RIVM, 1999) hetgeen enigszins is terug te vinden in de gemiddelde waarden in Tabel 7. Voor wat betreft de maxima en hogere percentielen, lijken de waarden op straat-, stadsachtergrond- en snelwegstations iets hoger te zijn dan op regionale stations, maar de verschillen zijn gering. De gegevens over PM<sub>2.5</sub> stof in Tabel 8 geven een vergelijkbaar beeld;

de maxima en hogere percentielen op het stads- en het snelwegstation in deze tabel zijn zelfs lager dan die op de regionale stations maar daarbij moet worden opgemerkt dat de hoeveelheid gegevens statistisch gezien beperkt is, zodat niet van een representatief beeld gesproken kan worden. Bovendien wordt de relatief lage maximum concentratie langs de A28 vooral bepaald door het ontbreken van perioden met zeer lage windsnelheden gedurende de campagne. Voor Zwarte Rook zijn er wel duidelijke verschillen in concentraties gemeten op de verschillende stations. Tijdens de meetperiode werden langs de A28 hogere concentraties Zwarte Rook gemeten dan op straatstations<sup>23</sup>, terwijl de waarden op straatstations op hun beurt weer hoger waren dan die op stadsachtergrond- en regionale stations. Het verschil tussen de laatste twee typen stations is beduidend minder groot, maar nog wel duidelijk waarneembaar. Dergelijke patronen zijn ook in andere onderzoeken waargenomen. Janssen *et al.* (1997) bepaalden gedurende enkele maanden concentraties van Zwarte Rook, PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> in een straat en op een achtergrondlocatie. De gemiddelde concentraties Zwarte Rook op de straatlocatie was ongeveer twee maal zo hoog als die op de achtergrondlocatie, terwijl voor PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> het verschil slechts ongeveer 20% bedroeg. Volgens schattingen van Janssen *et al.* (1997) bestond deze 20% voornamelijk uit door het verkeer geëmitteerde koolstofhoudende deeltjes. Roorda-Knape *et al.* (1998) maten de concentraties aan NO<sub>2</sub>, Zwarte Rook, PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> langs enkele snelwegen en ook op verschillende afstand van die snelwegen. Zij vonden een sterke afname van de concentratie Zwarte Rook als functie van de afstand tot de weg (ongeveer een factor 2 afname over een afstand van 300 m), terwijl voor de secundaire component NO<sub>2</sub> een minder sterke afname en voor PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> nagenoeg geen afname werd gevonden. De door Roorda-Knape *et al.* (1998) langs de snelwegen gemeten concentraties aan NO<sub>2</sub>, benzeen en PM<sub>10</sub> kwamen goed overeen met de geschatte jaargemiddelden bij de A28 uit de Tabellen 4 en 7 en de meetwaarden voor benzeen uit Tabel 10. De meetgegevens voor Zwarte Rook waren niet goed vergelijkbaar, omdat Roorda-Knape *et al.* (1998) een andere methode gebruikten om Zwarte Rook concentraties te bepalen. Hitchins *et al.* (2000) vonden over een afstand van ongeveer 400 m benedenwinds van een snelweg een afname van 20-30% in de PM<sub>2.5</sub> concentratie ten opzichte van de waarde aan de weg (welke varieerde van 15 tot 65 µg m<sup>-3</sup>, afhankelijk van de omstandigheden en het tijdstip van de meting). De tegelijkertijd gemeten concentratie aan fijne deeltjes (aantal deeltjes per volume) gemeten met een Scanning Mobility Particle Sizer, nam echter veel sterker af, tot een factor 3-5 op 400 m van de weg. Hoekstra (1993) vond bij metingen benedenwinds van de A2 een afname van een factor 5 op 100 m en een factor 10 op 1 km ten opzichte van de deeltjesconcentratie op 10 m van de weg. De door Hitchins *et al.* (2000) langs de weg gemeten concentraties (20-100x10<sup>3</sup> deeltjes cm<sup>-3</sup>) komen redelijk goed overeen met de waarden die Harrison *et al.* (1999) vonden langs een drukke weg in Birmingham en ook met de door Hoekstra (1993) gemeten waarden langs de A2. Ter vergelijking: op een stadsachtergrondlocatie vonden Harrison *et al.* (1999) deeltjesconcentraties van 5-20 x10<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, gemiddeld een factor 7,5 lager dan langs de weg, terwijl het verschil tussen de PM<sub>10</sub> concentraties op deze locaties ongeveer een factor 2 bedroeg. De resultaten van al deze onderzoeken geven aan dat de bijdrage van de door het verkeer geëmitteerde (zeer fijne tot fijne) deeltjes aan de concentratie PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> op massabasis beperkt is, maar dat ze een aanzienlijke bijdrage leveren aan het aantal deeltjes per

---

<sup>23</sup> Opmerking: In Tabel 9 zijn waarden vermeld van het meetpunt 'Utrecht, Kardinaal de Jongweg', één van de drie LML straatstations waar Zwarte Rook wordt gemeten. Op het meetpunt 'Vlaardingen, Floreslaan' werden in 1995 t/m 1998 vergelijkbare waarden gevonden, maar op het meetpunt 'Utrecht, Wittevrouwenstraat' waren de concentraties Zwarte Rook 1,5 tot 2 maal zo hoog als de in Tabel 9 vermelde waarden.

volume. Aangezien deze deeltjes veel elementair koolstof en koolstofhoudende componenten bevatten (Voorhees *et al.*, 1988; Venkataraman *et al.*, 1994a; van den Brink, 1996; Funasaka *et al.*, 1998; Kirchstetter *et al.*, 1999), welke ontstaan bij de verbrandingsprocessen in de motoren, is ook de bijdrage ervan aan de concentratie Zwarte Rook relatief groot.

Uit het voorafgaande blijkt dat Zwarte Rook een betere maat is voor de concentratie verkeersaërosol dan PM10 en PM2.5. In het algemeen correleert de concentratie aan Zwarte Rook dan ook beter met die van CO, NO<sub>x</sub> en VOCs dan de PM2.5 en de PM10 concentratie (zie paragraaf 4.3).

De bij de A28 gemeten concentraties Zwarte Rook zijn hoger dan die van PM10, hetgeen uit fysisch oogpunt onmogelijk is omdat de Zwarte Rook deeltjes een deelverzameling vormen van het PM10 stof. Dat de concentratie Zwarte Rook toch groter is dan die van PM10 hangt samen met de verschillen tussen de optische eigenschappen van door het verkeer geëmitteerde roetdeeltjes en die van stofdeeltjes die gemiddeld voorkomen in achtergrondsituaties. De extinctiecoëfficiënt van deeltjes hangt niet alleen af van hun 'zwartingsgraad' maar ook van hun straal, waardoor de lichtabsorptie per massa-eenheid voor zeer fijne deeltjes – zoals het 'verse' door het verkeer geëmitteerde aërosol – groter is dan die voor fijne deeltjes (Burtscher, 1992; Hoekstra, 1993). De vergelijking waarmee in het LML de lichtreflectie van het met stof beladen filter wordt omgerekend naar een concentratie Zwarte Rook is gebaseerd op de gemiddelde eigenschappen van stof in achtergrondsituaties. Voor het stof in verkeerssituaties, dat uit relatief veel zeer fijne roetdeeltjes bestaat, wordt met deze vergelijking een hogere concentratie Zwarte Rook berekend dan verkregen zou worden bij weging van het filter. In de concentratie Zwarte Rook zijn dus zowel de massa aan zwarte deeltjes als hun optische eigenschappen (bepaald door hun omvang, vorm en samenstelling) verdisconteerd, maar zonder aanvullende metingen zijn deze parameters niet afzonderlijk uit de meetwaarden af te leiden.

Opvallend is dat de concentraties van de meeste typische verkeercomponenten (CO, NO<sub>x</sub> en enkele VOCs) langs de A28 en ook bij het snelwegstation Breukelen) lager zijn dan die op straatstations, maar dat voor Zwarte Rook juist het omgekeerde geldt. Bij deze uitspraak moet enige voorzichtigheid in acht worden genomen omdat het aantal metingen bij de A28 beperkt en er langs de snelweg bij Breukelen geen Zwarte Rook gemeten wordt, maar het verschil tussen het beeld rond Zwarte Rook en de andere verkeercomponenten in de Tabellen 3, 5, 9 en 10 is evident.

Een mogelijke verklaring hiervoor zou gevonden kunnen worden in het feit dat er op snelwegen relatief meer vrachtverkeer rijdt dan in straten. Bekend is dat dieselmotoren aanzienlijk meer fijne deeltjes emitteren dan benzinemotoren en dat ook op massabasis dieselmotoren een relatief grote bijdrage geven aan de totale stofemissie uit verkeer (Voorhees *et al.*, 1988; Hildemann *et al.*, 1991; Bloemen en van Putten, 1998; Kirchstetter *et al.*, 1999). Ook zijn er verschillen in de deeltjesgrootte-verdelingen en de samenstelling van het door diesel- en benzinemotoren geëmitteerd aërosol. De door dieselmotoren geëmitteerde deeltjes bevatten relatief meer elementair koolstof en zijn gemiddeld iets groter dan die uit benzinemotoren (Hildemann *et al.*, 1991; van den Brink, 1996; Funasaka *et al.*, 1998). Daarnaast zou ook mee kunnen spelen dat in straten relatief meer 'verouderd verkeersaërosol' voorkomt dan langs snelwegen vanwege de geringere turbulentie in straten en ook door het andere emissiepatroon van deeltjes in straten als gevolg van afremmen en optrekken van verkeer<sup>24</sup>. Door onder andere Leonardi *et al.* (1990), Hoekstra (1993) en Schnelle-Kreis *et al.* (1999) is gemeten dat door coagulatie de deeltjes in

---

<sup>24</sup> Hierdoor vinden meer kortdurende piekemissies plaats gevolgd door enige tijd waarin de emissie veel lager zijn. In deze tijd kunnen de geëmitteerde deeltjes coaguleren.

‘verouderd verkeersaërosol’ gemiddeld genomen groter zijn (en dus optisch minder actief) dan die in ‘vers verkeersaërosol’. Ook Venkataraman *et al.* (1994a; 1994b) vonden een verschil tussen de deeltjesgrootte-verdeling en samenstelling van ‘vers verkeersaërosol’, gemeten in een tunnel, en die van deels ‘verouderd verkeersaërosol’, gemeten op enkele stadsachtergrondlocaties. Het aërosol op de stadsachtergrond-locaties bevatte meer grotere deeltjes, vermoedelijk ontstaan door coagulatie van geëmitteerde deeltjes. Het aantal meetgegevens over de relatie tussen concentraties, deeltjesgrootteverdeling en samenstelling van uit het verkeer afkomstige deeltjes en de parameter Zwarte Rook is zeer beperkt, zeker waar het snelwegen betreft. Het zou gewenst zijn hier in toekomstig onderzoek naar luchtverontreiniging in verkeerssituaties meer aandacht aan te besteden, mede omdat er aanwijzingen zijn dat juist het zeer fijne tot fijne aërosol uit dieselmotoren mogelijk gezondheidseffecten kan veroorzaken.

Hoewel het aantal verkeersbewegingen langs de A28 en andere snelwegen hoger is dan in drukke straten en wegen in steden (de verkeersintensiteit in straten waar LML straatstations liggen bedraagt 15000-20000 voertuigen per dag tegenover ongeveer 76000 voertuigen per dag langs het meetpunt bij de A28), is er tevens sprake van een grote verdunning door de extra turbulentie veroorzaakt door het snel rijdende verkeer (behalve tijdens opstoppingen in de spitsuren) en door de open structuur. Een snelweg is in het algemeen breed ten opzicht van de hoogte van de omliggende bebouwing, waardoor de wind gemiddeld genomen minder stagneert. Dit geldt zeker voor de A28 ter hoogte van de meetlocatie waar de dichtstbijzijnde bebouwing meer dan 60 m van het midden van de weg af is gelegen en de weg bovendien op een ongeveer 8 m verhoogd talud ligt. Ook zijn de emissies uit het verkeer op de snelweg meestal lager dan in straten omdat het verkeer in straten vaker stopt en optrekt. Dit verklaart waarom de concentraties aan typische verkeerscomponenten langs snelwegen niet zo hoog zijn als in drukke (en zeker in drukke, nauwe) straten, uitgezonderd die van Zwarte Rook.

In diverse meetcampagnes langs drukke wegen in het buitenland (o.a. USA, Frankrijk, Hongkong, Israel en het zuiden van Duitsland) zijn veelal aanmerkelijk hogere concentraties aan CO, NO<sub>x</sub>, VOCs, PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> gemeten dan tijdens de A28 campagne en ook dan op straatstations in Nederland (Kita en Sasaki, 1987; Conner *et al.*, 1988; Zweidinger *et al.*, 1988; Luria *et al.*, 1990; Alary *et al.*, 1995; Pfeffer *et al.*, 1995; Lam *et al.*, 1999), maar daarbij moet worden aangetekend dat de meteorologische situatie in die landen sterk verschilt van die in Nederland. In Engeland en Denemarken, die qua meteorologie vergelijkbaar zijn met Nederland, liggen de concentraties aan verkeerscomponenten op hetzelfde niveau als die in Nederland en zijn ook de niveaus aan CO, NO<sub>x</sub> en VOCs in drukke, nauwe straten in het algemeen hoger dan langs snelwegen of daarmee vergelijkbare wegen<sup>25</sup> (Harrop *et al.*, 1989; Derwent *et al.*, 1995; Hansen en Palmgren, 1996; Leung en Harrison, 1999).

---

<sup>25</sup> Bijvoorbeeld een ringweg in Birmingham die voor wat betreft het aantal verkeersbewegingen, de gemiddelde snelheid en het voorkomen van opstoppingen in de spits vergelijkbaar is met een snelweg.

## 4.6 Andere verkeerscomponenten

Naast CO, NO<sub>x</sub>, VOCs en Zwarte Rook staan ook PAK (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen), aldehyden en lood bekend als risicovolle componenten die onder andere door verkeer worden geëmitteerd. Deze componenten zijn niet gemeten in de meetcampagne langs de A28, omdat de campagne beperkt was van omvang en omdat bepaling van de concentraties van deze componenten relatief arbeidsintensief is. Er zijn echter wel literatuurgegevens over het voorkomen van deze componenten in verkeerssituaties, waarvan in deze paragraaf een kort overzicht wordt gegeven.

Uit onderzoek van Schauer *et al.* (1999) blijkt dat relatief hoge gehalten aan aldehyden voorkomen in uitlaatgassen van motorvoertuigen met dieselmotoren, met name formaldehyde en acetaldehyde en in mindere mate propionaldehyde, crotonaldehyde, benzaldehyde en acroleïne. Zweidinger *et al.* (1988) vonden concentraties van 6-11 µg m<sup>-3</sup> formaldehyde, 4-7 µg m<sup>-3</sup> acetaldehyde, 8-12 µg m<sup>-3</sup> benzaldehyde en 2-3,5 µg m<sup>-3</sup> acroleïne in de spitsuren langs een snelweg in Raleigh, NC; op een nabijgelegen achtergrondlocatie waren de concentraties een factor 3 tot 10 lager. Vergelijkbare concentraties aan formaldehyde (3-15 µg m<sup>-3</sup>) en acetaldehyde (2-9 µg m<sup>-3</sup>) zijn gemeten door Anker *et al.* (1988) in de binnenstad van München en door Black *et al.* (1989) nabij een snelweg in Litouwen. Op 80 m van deze weg lagen de concentraties op achtergrondniveau (1-2 µg m<sup>-3</sup>). Viskari *et al.* (2000) verrichtten metingen van formaldehyde en acetaldehyde langs een snelweg en vonden daggemiddelde concentraties die varieerden van minder dan 1 µg m<sup>-3</sup> in de winter tot ruim 5 µg m<sup>-3</sup> in de zomer. Opvallend was dat de concentraties overdag veel (tot meer dan een factor 10) hoger waren dan 's nachts. Viskari *et al.* (2000) maten ook aldehyde concentraties in het midden van de weg en vonden daar 3 tot 10 maal hogere waarden dan aan weerszijden van de weg.

In een één jaar durende meetcampagne op een stadslocatie en een regionale locatie in Nederland vonden Mennen *et al.* (1997) gemiddelde concentraties van 2,8 resp. 1,8 µg m<sup>-3</sup> voor formaldehyde en 2,5 resp. 2,1 µg m<sup>-3</sup> voor acetaldehyde; het maximum daggemiddelde aan formaldehyde op de stadsachtergrondlocatie was 5 µg m<sup>-3</sup>. Op basis van deze meetgegevens concludeerden Mennen *et al.* (1997) dat hogere concentraties kunnen voorkomen in drukke verkeersstraten, maar dat het onwaarschijnlijk is dat daar normen worden overschreden. In enkele meetcampagnes in de USA zijn aanmerkelijk hogere concentraties aan aldehyden gemeten, maar daar speelde vorming van aldehyden door fotochemische reacties een belangrijke rol (zie o.a. Grosjean, 1991). De meteorologische condities waaronder deze verhoogde concentraties zijn gemeten komen in Nederland normaliter niet voor.

PAK worden gevormd bij verbrandingsprocessen en komen zodoende voor in de uitlaatgassen van gemotoriseerd verkeer, zowel in gasvormige toestand (met name de laagmoleculaire PAK) als gebonden aan roetdeeltjes toestand (vooral de hoogmoleculaire PAK). Volgens Miguel *et al.* (1998) dragen dieselmotoren vooral bij aan de emissie van laagmoleculaire PAK en benzinemotoren relatief meer aan de emissie van hoogmoleculaire PAK, waarbij zij opgemerkt dat met name motoren die niet zijn uitgerust met een katalysator veel bijdragen aan de PAK emissies. Ook door slijtage van het wegdek en banden komen PAK houdende deeltjes vrij (Harrison *et al.*, 1996), maar de bijdrage daarvan aan de totale stofemissie is beperkt (van den Brink, 1996).

Er bestaan enige honderden PAK die in lucht als mengsel van wisselende samenstelling voorkomen. Voor wat betreft mogelijke gezondheidsrisico's is met name het carcinogeen

karakter van enkele PAK het meest relevant (andere gezondheidseffecten van PAK treden pas op bij concentraties die in buitenlucht normaliter niet voorkomen). De PAK met de hoogste carcinogene potentie is benzo(a)pyreen. Deze component wordt als indicator voor de carcinogene potentie van alle PAK gebruikt. Systematische metingen van PAK langs wegen of in drukke straten vinden in Nederland niet plaats. In 1992 zijn in een meetcampagne PAK concentraties bepaald op drie typen locaties (straat, stadsachtergrond en regionaal). De gemiddelde concentraties benzo(a)pyreen op deze typen locaties bedroegen resp. 0,27, 0,31 en 0,91 ng m<sup>-3</sup> (van Velze, 1996). Het straatstation waar in deze campagne metingen zijn uitgevoerd ('Apeldoorn Stationstraat') behoort tot de minder vervuilde straatstations in het LML. Het wordt daarom niet uitgesloten dat in drukkere straten en mogelijk ook langs snelwegen de jaargemiddelde concentratie benzo(a)pyreen boven de grenswaarde van 1 ng m<sup>-3</sup> ligt (RIVM, 1999). Uit het onderzoek van van Velze (1996) bleek namelijk dat de concentratie benzo(a)pyreen sterk correleerde met die van Zwarte Rook, waarvan langs de A28 relatief hoge concentraties zijn gemeten.

Door Menichini *et al.* (1999) werden langs een drukke straat in Rome met hoge bebouwing aan één kant jaargemiddelde concentraties benzo(a)pyreen gemeten van 1,5 ng m<sup>-3</sup> in 1993-1994 tot 1,2 ng m<sup>-3</sup> in 1997-1998. Vergelijkbare en ook hogere concentraties (tot 4,4 ng m<sup>-3</sup>, maar dit is een gemiddelde concentratie over de winterperiode) werden gemeten langs drukke wegen en straten in andere Europese steden (Valerio en Pala, 1991; Brown *et al.*, 1996; Nielsen *et al.*, 1996; Colombini *et al.*, 1998). Opgemerkt moet worden dat het gebruik van benzo(a)pyreen als indicator voor de carcinogene potentie van alle PAK impliceert dat het PAK patroon (d.w.z. het relatief voorkomen van elke PAK in relatie tot dat van benzo(a)pyreen) in verkeerssituaties ongeveer constant is. Er zijn echter aanwijzingen dat er verschillen zijn tussen het PAK patroon in uitlaatgassen van diesel- en benzinemotoren (Venkataraman *et al.*, 1994b; Miguel *et al.*, 1998).

Omdat door de invoering van de katalysator en van loodarme en loodvrije benzine de emissies van lood in zowel Nederland als de omringende landen gedurende de laatste jaren drastisch zijn afgenomen, zijn de concentraties lood in de lucht sterk gedaald. Hierdoor komen sinds 1992 geen overschrijdingen meer voor van de grenswaarde voor de jaargemiddelde loodconcentratie (500 ng m<sup>-3</sup>), zelfs niet in drukke straten en naar verwachting ook niet langs snelwegen. De jaargemiddelde loodconcentraties op de meetstations van het LML, DCMR en OMEGAM variëren van 10 tot 50 ng m<sup>-3</sup> (resp. achtergrond en in stedelijk/industriële gebied).

## 4.7 Vergelijking meetwaarden met modelberekeningen

Met het CAR model (Eerens, *et al.*, 1993) zijn jaargemiddelde concentraties berekend van CO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, benzeen en PM10 voor de meetlocatie aan de A28. Bij de berekeningen is uitgegaan van een gemiddelde verkeersintensiteit van 76220 motorvoertuigen per etmaal afgeleid uit metingen van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat bij het telpunt km 94,8 (zie Bijlage 3), emissiefactoren voor het jaar 1999 (berekend door interpolatie van de emissiefactoren voor 1998 en 2000), een fractie van 13% aan zwaar verkeer, een gemiddelde rijnsnelheid van 100 km h<sup>-1</sup><sup>26</sup>,

---

<sup>26</sup> Tijdens opstoppingen in de spits is de snelheid aanmerkelijk lager. Modelberekeningen bij lage snelheid (ca 25 km h<sup>-1</sup>) geven echter ongeveer dezelfde resultaten als bij 100 km h<sup>-1</sup>. Alleen bij ca 50 km h<sup>-1</sup> zijn de berekende concentraties lager dan bij 25 of 100 km h<sup>-1</sup>. Omdat tijdens files de snelheid grotendeels onder de 50 km h<sup>-1</sup> ligt (behalve bij het ontstaan dan wel oplossen van een file, maar dat is van beperkte duur), is hier niet voor gecorrigeerd.



wegtype 2-LBV (straat met aan weerszijden verspreide bebouwing, aangepast met een door TNO ontwikkeld algoritme om berekeningen te kunnen uitvoeren voor afstanden groter dan 30 m van de weg; VROM, 1997) en bomenfactor 1,0. Er zijn drie situaties doorgerekend, namelijk:

- 1) uitgaande van de weg als één geheel, waarbij het midden van de weg (de middenberm dus) als emissiepunt is genomen; de afstand van de meetwagen tot de berm bedraagt 19 m,
- 2) uitgaande van de twee gescheiden wegen, waarbij het midden van de twee rijstroken aan elke kant als emissiepunt is genomen; de afstand van de meetwagen tot deze punten bedraagt 13 resp. 25 m,
- 3) uitgaande van vier aparte rijstroken, waarbij het midden van de elke strook als emissiepunt is genomen; de afstand van de meetwagen tot deze punten bedraagt 11, 15, 23 en 27 m; verondersteld is dat 60% van de personenauto's en 100% van het zwaar verkeer gebruik maakt van de rechter rijstroken.

De concentraties zijn berekend voor een hoogte van 4 á 5 m (de hoogte waarop de metingen plaatsvonden). De resultaten zijn weergegeven in Tabel 11. In de berekende waarden zijn de lokale achtergrondconcentraties voor de betreffende componenten verdisconteerd. Ter vergelijking zijn in Tabel 11 de lokale achtergrondconcentraties en ook de geschatte jaargemiddelde concentraties uit de Tabellen 3, 4, 5, 7 en 10 vermeld.

Uit de vergelijking blijkt dat de met CAR berekende concentraties 10-20% hoger zijn dan de hoogste waarden die zijn afgeleid uit de meetwaarden. De verschillen vallen echter binnen de onzekerheidsmarges van zowel de modelberekeningen als de extrapolatie.

Aanvullend zijn berekeningen uitgevoerd onder dezelfde condities voor wegtype 3A (straat met aan weerszijden een gesloten gevel; afstand weg-as-gevel is groter dan 1,5 keer de hoogte van de gevel) vanuit het idee een worst-case situatie door te rekenen voor het geval er dicht bij de weg bebouwing zal worden geplaatst. De verschillen tussen de op basis van wegtype 2-LBV en wegtype 3A berekende concentraties op 20 m van het midden van de weg waren echter klein. De resultaten van deze aanvullende berekeningen zijn daarom niet in deze rapportage opgenomen.

*Tabel 11. Resultaten van berekeningen met het CAR model voor de meetlocatie langs de A28 en vergelijking met geëxtrapoleerde meetwaarden*

Situatie	Jaargemiddelde concentraties				
	CO (mg m <sup>-3</sup> )	NO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	NO <sub>x</sub> (ppb)	benzeen (µg m <sup>-3</sup> )	PM10 (µg m <sup>-3</sup> )
Weg als geheel	0,67	59	150	3,3	41
Twee gescheiden weghelften	0,68	59	158	3,4	42
Vier rijstroken	0,69	61	163	3,4	42
Achtergrond	0,43	21	16	1,9	33
Afgeleid uit meetwaarden	0,41-0,57	39-53	90-135	2,9	26-41

## 4.8 Modelberekeningen voor de toekomstige situatie

Met het CAR model zijn ook berekeningen verricht van de te verwachten jaargemiddelde concentraties  $\text{NO}_x$  en  $\text{NO}_2$  in de toekomstige situatie als functie van de afstand tot het midden van de weg voor het jaar 2000. In de toekomstige situatie wordt uitgegaan van zes rijstroken en een snelheidbeperking tot  $70 \text{ km h}^{-1}$ . In het CAR model is om praktische redenen gerekend met een effectieve snelheid van  $80 \text{ km h}^{-1}$ .

$\text{NO}_x$  wordt beschouwd als representant voor verkeersemittenten (CO, VOCs en indicatief ook Zwarte Rook; het coagulatie-effect is daar echter niet bij inbegrepen) en  $\text{NO}_2$  als representant voor secundaire componenten. Bij de berekeningen is uitgegaan van emissiegegevens voor het jaar 2000 en een verkeersintensiteit van 79200 voertuigen per dag. De berekeningen zijn verricht voor wegtype 2-LBV, uitgaande van een fractie zwaar verkeer van 13% en bomenfactor 1,0. Als minimale afstand is 30 m genomen (om praktische redenen zal eventuele bebouwing op minstens 30 m van het midden van de weg komen te staan) en als maximale afstand 100 m.

Daarnaast zijn de jaargemiddelde concentraties voor de jaren 2005 en 2010 berekend op 30 m van de weg, waarbij is uitgegaan van de emissiegegevens voor deze jaren<sup>27</sup> en een groei van de verkeersintensiteit volgens resp. een scenario met hoge groei (groei van het wegverkeer van 2,5 à 3% per jaar) en een scenario met de verwachte groei, het zogenaamde ontwikkelingsscenario (groei van het wegverkeer van 1,5 à 2% per jaar). Ook hier is uitgegaan van wegtype 2-LBV, een fractie zwaar verkeer van 13% en bomenfactor 1,0.

Ter vergelijking zijn ook berekeningen gemaakt voor deze jaren en scenario's bij handhaven van de snelheid van  $100 \text{ km h}^{-1}$  waarbij is uitgegaan van congestie gedurende twee uur per dag (ochtend- en avondspits, waarbij een gemiddelde snelheid van  $26 \text{ km h}^{-1}$  is genomen).

Tenslotte is voor de berekeningen met een snelheidsbeperking tot  $80 \text{ km h}^{-1}$  een inschatting gemaakt van het effect van de wal en de verhoogde ligging van de weg ten opzichte van het omliggende terrein op de concentraties. Deze inschatting is gebaseerd op onderzoek van TNO (Duijm, 1989; den Boeft, 1992). De correctiefactoren moeten gezien worden als een indicatie. De resultaten van de berekeningen zijn vermeld in Tabel 12.

Ten aanzien van de correctie voor de wal en de verhoogde wegligging moet nog worden opgemerkt dat hier sprake is van twee tegengestelde effecten. Achter wallen treedt, vooral bij rijdend verkeer, een concentratieverhoging op die te wijten kan zijn aan onderdrukking van de door het verkeer opgewekte turbulentie door de schuin oplopende wallen. Deze invloed kan tot 30% verhoging van de concentraties aan verontreinigende componenten leiden en is dus eigenlijk ongewenst. (N.B. Achter schermen treedt juist wel extra turbulentie en dus extra verdunning op). Door de verhoogde wegligging treedt echter weer meer verspreiding op, waardoor de concentraties op enige afstand van de weg lager zijn dan in de situatie dat de weg niet verhoogd zou zijn. Blijkens de gegevens in Tabel 12 is het netto effect hiervan gunstig, d.w.z. dat de combinatie van de wal en de verhoogde wegligging leidt tot lagere concentraties aan weerszijden van de snelweg.

Hier moet echter de kanttekening bij worden gemaakt, dat voor een taludhoek van maximaal 30 graden wordt verondersteld dat de afgebogen luchtstroom het talud kan volgen zonder dat daarbij extra turbulentie wordt opgewekt. Aangezien de taludhelling bij de meetlocatie langs de A28 maar weinig groter is dan 30 graden zou de combinatie wal en talud tot minder sterke afname van de concentraties kunnen leiden dan blijkt uit de waarden in Tabel 12, ofwel de in de tabel

---

<sup>27</sup> Voor de jaren 2000 en 2010 is daarbij gebruik gemaakt van emissiefactoren uit de milieutoekomstverkenningen, voor het jaar 2005 is het gemiddelde van de emissiefactoren van deze twee jaren genomen.

weergegeven concentraties met correctie zouden wel eens een te optimistisch beeld (naar schatting tot 10 à 20%) kunnen geven.

*Tabel 12. Jaargemiddelde concentraties berekend met het CAR model voor de toekomstige situatie langs de A28 en als functie van de afstand tot de weg*

Afstand tot het midden van de weg	Situatie 1	Situatie 2	Situatie 3	Situatie 1	Situatie 2	Situatie 3
	NO <sub>x</sub> (ppb)	NO <sub>x</sub> (ppb)	NO <sub>x</sub> (ppb)	NO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	NO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	NO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )
<b>Jaar 2000 (79200 voertuigen per dag)</b>						
30 m	111	123	84	54	56	50
40 m	93	102	74	52	53	48
50 m	81	89	69	50	51	47
75 m	65	71	59	47	48	45
100 m	56	61	54	44	45	43
<b>Jaar 2005; hoge groei (93000 voertuigen per dag)</b>						
30 m	92	103	70	52	53	47
<b>Jaar 2005; verwachte groei (88500 voertuigen per dag)</b>						
30 m	89	98	67	51	53	47
<b>Jaar 2010; hoge groei (108000 voertuigen per dag)</b>						
30 m	60	67	45	45	47	40
<b>Jaar 2010; verwachte groei (98000 voertuigen per dag)</b>						
30 m	56	62	42	44	45	39

Situatie 1: uitgaande van een snelheid van 80 km h<sup>-1</sup>, zonder correctie voor wal en verhoogde wegligging

Situatie 2: uitgaande van een snelheid van 100 km h<sup>-1</sup> met congestie tijdens de spits, zonder correctie voor wal en verhoogde wegligging

Situatie 3: uitgaande van een snelheid van 80 km h<sup>-1</sup>, met correctie voor wal en verhoogde wegligging

Uit de Tabellen 11 en 12 blijkt dat naar verwachting in de toekomst de concentraties aan verkeersemittenten ter plaatse van eventuele bebouwing (gesteld dat die op minstens 30 m van het midden van de weg wordt geplaatst) lager zijn dan op de plaats waar tijdens de meetcampagne de metingen zijn uitgevoerd. Over de jaren 2000 tot en met 2010 nemen de concentraties steeds verder af, ondanks een toename van het aantal verkeersbewegingen. De reden hiervoor is de verwachte afname in de emissies aan hoeveelheden stikstofdioxide (en ook andere verkeersemittenten) per gereden kilometer. De afname in NO<sub>x</sub> emissies uit motorvoertuigen wordt met name veroorzaakt door de geleidelijke invoer van driewegkatalysatoren in nieuwe, op benzine rijdende personenauto's en nabehandelingstechnieken bij dieselmotoren<sup>28</sup>. Voor NO<sub>x</sub> is de afname in concentratie sterker dan voor de secundaire component NO<sub>2</sub>. Uiteraard is de afname ook groter voor de verwachte groei (het

<sup>28</sup> De NO<sub>x</sub> uitstoot uit een personenauto met benzinemotor, die is uitgerust met een driewegkatalysator, is ongeveer een factor 10 lager dan die van een auto met benzinemotor zonder katalysator. Momenteel is 20 tot 30% van de op benzine rijdende auto's nog niet uitgerust met een katalysator. De verwachting is dat dit percentage de komende 10 jaren tot nagenoeg 0 zal afnemen. Daarnaast is op Europees niveau beleid ingezet om de uitstoot van dieselmotoren te reduceren door de geleidelijke invoer van nabehandelingstechnieken. Ten aanzien van de NO<sub>x</sub> uitstoot zal dit leiden tot een reductie van een factor 5 tot 10 per auto (Feimann *et al.*, 2000).

ontwikkelingsscenario), d.w.z. het scenario waarbij het aantal verkeersbewegingen slechts in beperkte mate toeneemt.

Uit Tabel 12 valt verder af te leiden dat de snelheidsbeperking tot 80 km h<sup>-1</sup> een gunstig effect heeft op de luchtverontreiniging, mits er daardoor geen opstoppingen meer ontstaan tijdens de spits.

## 5. Gezondheidsrisico's

Door de wijzigingen in de infrastructuur, en dan met name het bebouwen van ruimtes naast de snelweg, is het denkbaar dat zich gezondheidsproblemen kunnen voordoen bij de omwonenden c.q. werkenden als gevolg van blootstelling aan door het verkeer geëmitteerde componenten. Door vergelijking van de huidige situatie langs de A28, af te leiden uit de resultaten van deze meetcampagne, met die in de toekomst, zoals die volgt uit de berekeningen met het CAR model, kan een uitspraak worden gedaan over de te verwachten effecten van de maatregelen op de eventuele gezondheidsrisico's. De gezondheidsrisico's kunnen echter niet in absolute zin bepaald worden en wel om de volgende redenen.

Ten eerste zijn voor het bepalen van gezondheidsrisico's niet direct de concentraties maar de blootstelling aan verontreinigende componenten van belang. Deze blootstelling hangt af van de concentraties in de buitenlucht ter plaatse van de bebouwing (uit de Tabellen 11 en 12 is gebleken dat deze lager zijn dan de meetwaarden uit de campagne) maar met name ook van de concentraties in de binnenlucht en van het activiteitenpatroon van mensen. Zowel omwonenden als werknemers zullen zich niet gedurende 24 uur per dag op een locatie dicht bij de snelweg bevinden. Voor niet-reactieve gasvormige componenten zoals CO zijn de concentraties in de binnenlucht gemiddeld genomen ongeveer gelijk aan die in de buitenlucht, al kunnen er door het vertragende effect van ventilatie tijdelijk verschillen ontstaan ten tijde van het optreden van piekconcentraties. Voor reactieve componenten zoals SO<sub>2</sub> die aan oppervlakken adsorberen, en voor fijn stofdeeltjes, waarvoor een gebouw ten dele als een soort filter werkt, zijn de concentraties binnen gemiddeld vaak lager dan buiten (Giess, 1998; Fischer *et al.*, 2000). Van sommige componenten, onder andere NO<sub>2</sub>, sommige VOCs, stof en PAK, zijn als gevolg van de aanwezigheid van andere bronnen de concentraties binnen meestal hoger dan die in buitenlucht (Shima en Adashi, 1998; Fischer *et al.*, 2000). Dergelijke bronnen zijn bijvoorbeeld open haarden, roken, geisers, fornuizen, verf en oplosmiddelen. Wel blijkt uit diverse onderzoeken dat concentraties van verkeerscomponenten in de binnenlucht in woningen nabij een drukke straat of weg gemiddeld genomen hoger zijn dan in woningen op grotere afstand van een drukke straat of weg (Roorda-Knape *et al.*, 1998; Shima en Adashi, 1998; Fischer *et al.*, 2000). Om een juiste inschatting te kunnen maken van gezondheidsrisico's, zouden ook gegevens over concentraties aan verontreinigende componenten in de binnenlucht verzameld moeten worden, hetgeen buiten het bestek van dit onderzoek viel.

Ten tweede is er nog onvoldoende duidelijkheid omtrent de mogelijke gezondheidseffecten van luchtverontreiniging afkomstig van verkeersemisies. Marra en Fischer (2000) hebben een overzicht gemaakt van tot nu toe verrichte milieu-epidemiologische studies naar verbanden tussen indicatoren van blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en het voorkomen van (met name respiratoire) gezondheidseffecten. Uit dit overzicht blijkt dat in sommige studies associaties zijn gevonden tussen indicatoren voor blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheidseffecten. Het gaat daarbij met name om effecten aan de luchtwegen zoals hoesten, kortademigheid, opgeven van slijm en bronchitis, maar ook verhoogde toenames in allergische reacties zijn aangetoond. Brunekreef *et al.* (1997) en van Vliet *et al.* (1999) toonden aan dat er een verband is tussen een toename in (luchtweg)klachten bij kinderen op scholen en de afstand van de betreffende school tot een snelweg. Ook werd een dergelijke toename geassocieerd met de mate van zwaar verkeer op de snelweg. Er zijn evenwel ook resultaten uit andere milieu-epidemiologische studies die niet overeenstemmen met de conclusies uit de zojuist genoemde onderzoeken. Daarnaast geven Marra en Fischer (2000) aan

dat onderzoeksresultaten vertekend zouden kunnen zijn door informatie-bias en door misclassificatie van de blootstelling.

De resultaten van de meeste milieu-epidemiologische studies geven geen inzicht in welke stoffen in de verkeersgerelateerde luchtverontreiniging verantwoordelijk zijn voor de eventuele gezondheidseffecten. In toxicologische onderzoeken is aangetoond dat blootstelling aan enkele honderden  $\mu\text{g m}^{-3}$  aan  $\text{NO}_2$  effecten op de luchtwegen veroorzaakt. Zulke hoge concentraties komen echter zelden voor in de buitenlucht nabij drukke verkeerswegen. Naast  $\text{NO}_2$  staat fijn stof de laatste jaren sterk in de belangstelling vanwege mogelijke effecten op de gezondheid. Aanvankelijk werd in onderzoeken naar deze effecten vooral gekeken naar  $\text{PM}_{10}$  (inhaleerbaar stof), maar recentelijk is de aandacht steeds meer verschoven naar  $\text{PM}_{2.5}$  (respirabel stof) en naar ultrafijne stofdeeltjes, waaronder dieselaërosol. Een probleem bij het in kaart brengen van gezondheidseffecten is dat fijn stof een verzameling is van deeltjes van verschillende grootte en verschillende samenstelling. Gezondheidseffecten zouden gerelateerd kunnen zijn aan deeltjes van bepaalde omvang en/of aan bepaalde (combinaties van) componenten in het stof, maar daar is nog onvoldoende van bekend.

Bij het beoordelen van gezondheidsrisico's is het ook van belang na te gaan of er al dan niet sprake is van overschrijding van de grens- en richtwaarden die zijn gesteld ter bescherming van de bevolking tegen mogelijke gezondheidseffecten<sup>29</sup> (RIVM, 1999; VROM, 1999b). Een overzicht van de huidige grens- en richtwaarden is gegeven in Tabel 13.

Voor wat betreft de componenten  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ , benzeen, lood en aldehyden kan op basis van de meetgegevens uit dit onderzoek en de extrapolatie daarvan worden gesteld dat bij de meetlocatie aan de A28 de gemiddelden en percentielen op jaarbasis (Tabellen 3 t/m 10) ruim onder de grens- en richtwaarden voor deze componenten liggen. Dit geldt voor zowel de Nederlandse als de Europese grens- en richtwaarden.

Voor  $\text{NO}_2$  worden de huidige Nederlandse grenswaarden (resp.  $135 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 98 percentiel van uurgemiddelden en  $175 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 99,5 percentiel van uurgemiddelden) waarschijnlijk niet overschreden, maar de richtwaarden wel (resp.  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 50 percentiel van uurgemiddelden en  $80 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 98 percentiel van uurgemiddelden). Ook de EU grenswaarde van  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  voor het jaargemiddelde, welke in 2010 van kracht wordt, wordt waarschijnlijk overschreden. Zulke overschrijdingen komen echter op vrijwel alle straat- en stadsachtergronds-locaties uit het LML voor en zelfs op enkele regionale stations (RIVM, 1999). De reden hiervoor is vooral de relatief hoge achtergrondbijdrage aan deze component. De bijdrage van de emissies afkomstig van het snelwegverkeer is beperkt.

De grenswaarden voor  $\text{PM}_{10}$  ten aanzien van zowel de jaargemiddelde als de daggemiddelde concentratie (resp.  $40$  en  $140 \mu\text{g m}^{-3}$ ) worden mogelijk overschreden bij de A28, maar hiervoor geldt eveneens dat dat op meerdere LML locaties, waaronder regionale, voorkomt. Net als voor  $\text{NO}_2$  is de bijdrage van de emissies van het snelwegverkeer aan de  $\text{PM}_{10}$  concentratie beperkt.

---

<sup>29</sup> Opmerking: de grens- en richtwaarden dienen veelal ook ter bescherming van het milieu. De meeste van deze grens- en richtwaarden zijn wettelijk vastgelegd.

Tabel 13. Overzicht van huidige grens- en richtwaarden voor de luchtkwaliteit

Component	Luchtkwaliteitsnorm	Status <sup>1)</sup>	Middelingstijd	Opmerking
CO (mg m <sup>-3</sup> )	6	grenswaarde	P-98 (8 uur) *	* Besluit Luchtkwaliteit
	40	grenswaarde	P-99,99 (1 uur) *	Koolstofmonoxide en Lood
	0,1	streefwaarde	8-uursgemiddelde	
	10	MTR	jaargemiddelde	
NO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	25	richtwaarde	P-50 (1 uur) *	* Besluit Luchtkwaliteit
	135	grenswaarde	P-98 (1 uur) *	Stikstofdioxide
	80	richtwaarde	P-98 (1 uur) *	
	175	grenswaarde	P-99,5 (1 uur) *	** tevens EU
	0,4	streefwaarde	jaargemiddelde **	grenswaarden
	40	MTR	jaargemiddelde 2010 **	
	30	MTR	jaargemiddelde eco 2001 **	
SO <sub>2</sub> (µg m <sup>-3</sup> )	75	grenswaarde	P-50 (24 uur) *	* Besluit Luchtkwaliteit
	30	richtwaarde	P-50 (24 uur) *	Zwavel dioxide en
	200	grenswaarde	P-95 (24 uur) *	zwevende deeltjes
	80	richtwaarde	P-95 (24 uur) *	
	250	grenswaarde	P-98 (24 uur) *	
	100	richtwaarde	P-98 (24 uur) *	
	500	grenswaarde	24-uursgemiddelde	
	830	grenswaarde	1-uursgemiddelde	** tevens EU grenswaarde
	0,5	streefwaarde	jaargemiddelde	(in 2005 niet meer dan 3x
	125	MTR	daggemiddelde humaan **	per jaar te overschrijden)
	50	MTR	jaargemiddelde	
	20	MTR	jaargemiddelde eco	
PM10 (µg m <sup>-3</sup> )	140	grenswaarde	daggemiddelde	** EU grenswaarden
	50	MTR	daggemiddelde 2005 **	
	40	grenswaarde	jaargemiddelde	
	40	MTR	jaargemiddelde 2005 **	
	20	streefwaarde	jaargemiddelde 2010 **	
Zwarte rook (µg m <sup>-3</sup> )	30	grenswaarde	P-50 (24 uur) *	* Besluit Luchtkwaliteit
	75	grenswaarde	P-95 (24 uur) *	Zwavel dioxide en
	90	grenswaarde	P-98 (24 uur) *	zwevende deeltjes
	150	grenswaarde	24-uursgemiddelde *	
Benzo(a)pyreen (ng m <sup>-3</sup> )	1	MTR	jaargemiddelde	
	0,01	streefwaarde	jaargemiddelde	
Lood (µg m <sup>-3</sup> )	2	grenswaarde	P-98 (24 uur) *	* Besluit Luchtkwaliteit
	0,5	grenswaarde	jaargemiddelde *	Koolstofmonoxide en
	0,5	MTR	jaargemiddelde	Lood
	0,005	streefwaarde	jaargemiddelde	
Benzeen (µg m <sup>-3</sup> )	10	grenswaarde	jaargemiddelde *	* Besluit Luchtkwaliteit
	5	richtwaarde	jaargemiddelde *	Benzeen
	1	streefwaarde	jaargemiddelde	
	30	MTR	jaargemiddelde	
Tolueen (µg m <sup>-3</sup> )	300	MTR	jaargemiddelde	
	3000	MTR	daggemiddelde	
	3	streefwaarde	jaargemiddelde	

<sup>1)</sup> Grens- en richtwaarden zijn wettelijke luchtkwaliteitsnormen, vastgelegd in de Besluiten Luchtkwaliteit; MTR (Maximaal Toelaatbare Risiconiveau) en streefwaarden zijn niet-wettelijke luchtkwaliteitsnormen

Ook de Nederlandse grenswaarden voor Zwarte Rook<sup>30</sup> en het Maximaal Toelaatbaar Risico<sup>31</sup> niveau van  $1 \text{ ng m}^{-3}$  als jaargemiddelde voor benzo(a)pyreen worden mogelijk overschreden langs de A28, al kan hier op basis van de beperkte set meetwaarden geen uitsluitsel over worden gegeven. Voor Zwarte Rook en PAK is de bijdrage van de emissies van het verkeer op de snelweg wel relatief groot. In het LML werd in de periode 1995 t/m 1998 op geen enkele locatie de grenswaarde voor Zwarte Rook overschreden, behalve op het straatstation 'Utrecht Wittevrouwenstraat' (een drukke, nauwe straat).

De berekeningen met het CAR model geven verder aan dat een snelheidsbeperking tot  $80 \text{ km h}^{-1}$  een gunstig effect heeft op de luchtverontreiniging, mits er geen sprake meer is van opstoppingen tijdens de spits. In dat geval dalen de concentraties van verkeersemittenten zoals  $\text{NO}_x$  met ongeveer 10% ten opzichte van de huidige situatie (een snelheidslimiet van  $100 \text{ km h}^{-1}$  met opstoppingen tijdens de spitsuren). Voor de secundaire component  $\text{NO}_2$  bedraagt de daling 3 à 4%. Ook blijkt uit de modelberekeningen dat de concentraties aan verkeersemittenten ter plaatse van eventuele bebouwing – gesteld dat die op minstens 30 m van het midden van de weg wordt geplaatst – 10 tot 20% lager zijn dan op de plaats waar de metingen zijn uitgevoerd. Voor de secundaire component  $\text{NO}_2$  bedraagt het verschil enkele procenten.

Tenslotte blijkt uit de scenarioberekeningen in paragraaf 4.8 dat in de toekomst een daling valt te verwachten van de concentraties verkeersemittenten zoals  $\text{NO}_x$  en secundaire componenten zoals  $\text{NO}_2$ , mits de toename van het aantal verkeersbewegingen beperkt blijft tot de in de scenario's verwerkte groeicijfers.

Uit de combinatie van bovengenoemde factoren kan worden afgeleid dat in de toekomstige situatie nabij eventuele bebouwing de concentraties aan  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ , benzeen, lood en aldehyden ruim beneden de grens- en richtwaarden zullen blijven. Uit de modelberekeningen volgt dat voor zowel het hoge groei scenario als het verwachte groei scenario de te verwachten  $\text{NO}_2$  concentraties in het jaar 2010 op 30 m van de weg rond of iets boven de toekomstige grenswaarde van  $40 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$  voor het jaargemiddelde liggen, afhankelijk van het effect van de wal en de verhoogde wegligging. Daar staat echter tegenover dat uit Tabel 11 blijkt dat de met CAR model berekende concentraties iets hoger zijn dan de gemeten concentraties. Voor  $\text{NO}_2$  kan dus niet worden uitgesloten dat de grens- en richtwaarden worden overschreden. De grenswaarden voor  $\text{PM}_{10}$  zullen waarschijnlijk overschreden worden, te meer daar deze grenswaarden naar beneden zullen worden bijgesteld. Zoals al is vermeld, is deze overschrijding slechts in geringe mate toe te schrijven aan emissies van het snelwegverkeer. Ten aanzien van de mogelijke overschrijding van de grenswaarden voor Zwarte Rook en daaraan gerelateerde componenten zoals PAK kan vanwege het beperkt aantal meetgegevens en het gebrek aan gegevens over bijvoorbeeld te verachten veranderingen in de emissies geen uitsluitsel worden gegeven.

Toekomstig onderzoek zou vooral gericht moeten zijn op het kwantificeren van concentraties  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ , Zwarte Rook en PAK ter plaatse van de bebouwing nabij de snelweg. Ook nader onderzoek naar de rol, het gedrag en de mogelijke gezondheidsrisico's van door het verkeer geëmitteerde stofdeeltjes en de daaraan geadsorbeerde componenten is gewenst.

---

<sup>30</sup> De Nederlandse grenswaarden bedragen  $30 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 50 percentiel van daggemiddelden,  $75 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 95 percentiel van daggemiddelden,  $90 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$  voor het 98 percentiel van daggemiddelden en  $150 \text{ } \mu\text{g m}^{-3}$  voor het maximum daggemiddelde. De EU grenswaarden voor Zwarte Rook zijn aanmerkelijk hoger de Nederlandse.

<sup>31</sup> Het Maximaal Toelaatbaar Risico niveau voor carcinogene stoffen komt overeen met de concentratie waarvoor bij levenslange blootstelling het extra kankerrisico als gevolg van die blootstelling  $1 \times 10^{-4}$  (1 op 10.000) bedraagt.



## 6. Conclusies en aanbevelingen

- Uit deze meetcampagne kan worden afgeleid dat voor wat betreft typische verkeersemittenten als CO, NO<sub>x</sub> en VOCs de luchtverontreiniging bij de meetlocatie aan de A28 vergelijkbaar is met die op stadsachtergrondlocaties. Voor Zwarte Rook (en waarschijnlijk ook daaraan gerelateerde componenten zoals PAK) geldt dat de concentraties langs de snelweg aanmerkelijk hoger zijn dan het stadsachtergrondniveau en ook dan het niveau in drukke straten. De reden voor dit verschil is vermoedelijk het hogere aandeel aan zwaar verkeer op snelwegen in vergelijking met dat in de stad.
- Een snelheidsbeperking tot 80 km h<sup>-1</sup> (en daarmee ook de voorgestelde snelheidsbeperking tot 70 km h<sup>-1</sup>) lijkt een gunstig effect te hebben op de luchtverontreiniging (daling van ca 10% voor verkeersemittenten en van 3 à 4% voor secundaire componenten), mits er geen sprake meer is van opstoppingen tijdens de spits.
- Bij de meetlocatie aan de A28 en ook nabij eventuele bebouwing op minimaal 30 m van de weg worden in de huidige situatie de grens- en richtwaarden voor CO, SO<sub>2</sub>, benzeen, lood en aldehyden niet overschreden. Voor NO<sub>2</sub> worden de huidige Nederlandse grenswaarden waarschijnlijk niet overschreden, maar de richtwaarden wel. De grenswaarden voor PM10 en Zwarte Rook en het MTR niveau voor benzo(a)pyreen worden mogelijk overschreden. Voor wat betreft NO<sub>2</sub> en PM10 zijn de overschrijdingen vooral een gevolg van de relatief hoge achtergrondbijdrage voor deze componenten en in mindere mate van de emissies afkomstig van de snelweg.
- De modelberekeningen laten zien dat tot en met 2010 de concentraties verkeersemittenten zoals NO<sub>x</sub> en, in mindere mate, secundaire componenten zoals NO<sub>2</sub> steeds verder afnemen, mits het aantal verkeersbewegingen niet al te sterk toeneemt (minder dan 3%). De reden hiervoor is de verwachte afname in de emissies aan hoeveelheden verkeersemittenten per gereden kilometer. De afname is het sterkst voor het trendbreukscenario, d.w.z het scenario waarbij het aantal verkeersbewegingen slechts met 1,5 à 2% per jaar toeneemt. Dit komt overeen met de verwachte groei over dit wegtracé tot 2010.
- Verwacht wordt dat in de toekomstige situatie de concentraties aan CO, SO<sub>2</sub>, benzeen, lood en aldehyden nabij eventuele bebouwing langs de snelweg – gesteld dat die op minstens 30 m van het midden van de weg wordt geplaatst – ruim beneden de grens- en richtwaarden zullen blijven. Voor NO<sub>2</sub> kan niet worden uitgesloten dat de toekomstige grenswaarde van 40 µg m<sup>-3</sup> voor het jaargemiddelde wordt overschreden. De grenswaarden voor PM10 zullen waarschijnlijk overschreden worden, te meer daar deze grenswaarden naar beneden zullen worden bijgesteld. Zoals al is vermeld, is deze overschrijding slechts in geringe mate toe te schrijven aan emissies van het snelwegverkeer. Ten aanzien van de mogelijke overschrijding van de grenswaarden voor Zwarte Rook en daaraan gerelateerde componenten zoals PAK kan vanwege het beperkt aantal gegevens geen uitsluitsel worden gegeven.
- Aanbevolen wordt de concentraties NO<sub>2</sub>, PM10, Zwarte Rook en PAK ter plaatse van de toekomstige bebouwing nabij de snelweg te kwantificeren. Ook nader onderzoek naar de rol, het gedrag en de mogelijke gezondheidsrisico's van door het verkeer geëmitteerde stofdeeltjes en de daaraan geadsorbeerde componenten is gewenst.



## Literatuur

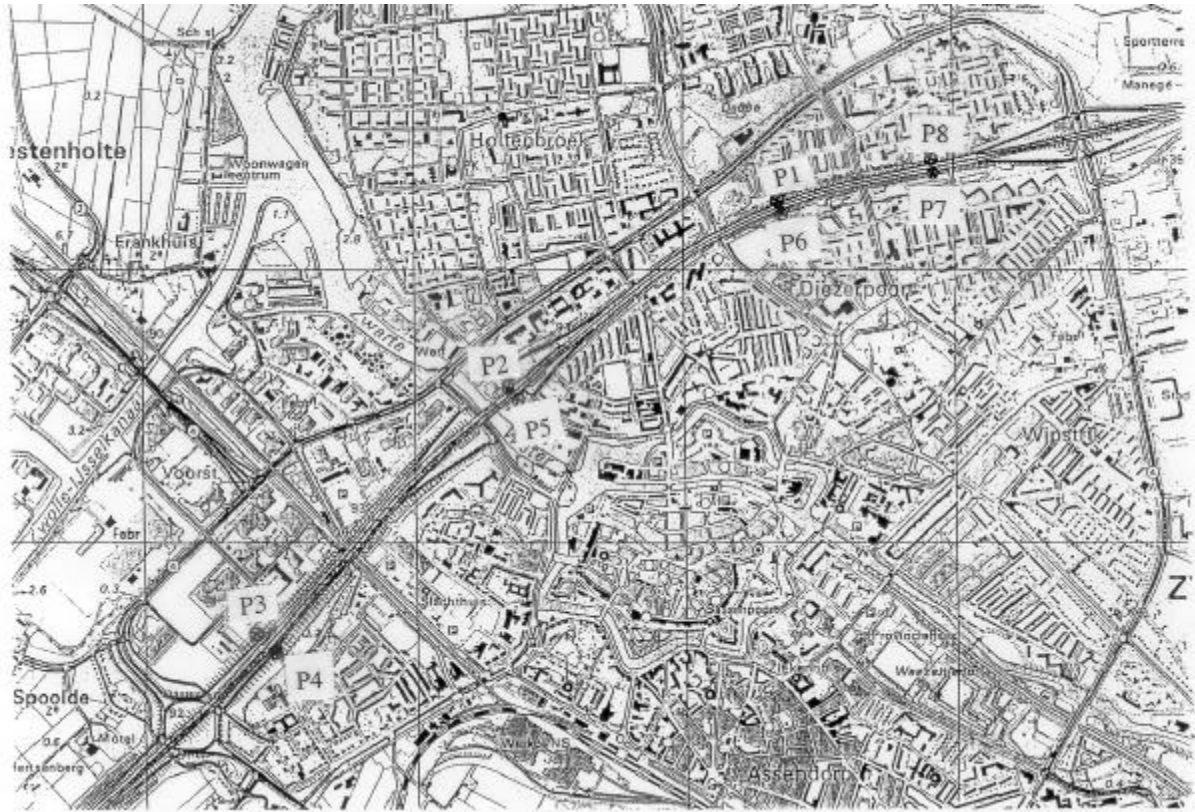
- Alary R., Donati J. en Viellard H. (1995) La pollution automobile à Paris influence du trafic et des conditions météorologiques. *Sci. Total Environ.* **169**, 53-61.
- Anker W., Gebefuegi I., Loerinci G., Prechtel F. en Rabl P. (1996) Aldehyd-Immissionen in verkehrsbelasteten Bereichen des Münchener Innenstadt. *Gefahrstoffe - Reinhalt. Luft*, **56**, 291-293.
- Annema J.A., Booij H., Hesse J.M., Meulen A. van der en Slooff W. (1994) Basisdocument Fijn Stof. Rapport nr. 710401029, RIVM, Bilthoven.
- Arkel F.Th. van, Putten E.M. van, Bloemen H.J.Th en Meulen A. van der (2000). Correctie PM10 metingen in Nederland, deel B: Een vergelijking van de  $\beta$ -stofmeetmethode en de TEOM met het Kleinfiltergerät. RIVM, Bilthoven. *Nog niet gepubliceerd*.
- Black F.M., Tejada S.B. en Gage L. (1989) Oxygenated Organic Compound Concentrations Near a Roadway in Lithuania, SSR. EPA Report. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA.
- Bloemen H.J.Th. en Putten E.M. van (1998) Mobile Emission Factor Determination through Ambient Air Monitoring – MEDAM project. RIVM rapport 723301008, RIVM, Bilthoven.
- Boeft J. den (1992) Beschrijving van een eenvoudige systematiek voor het berekenen van concentraties van luchtverontreiniging nabij verhoogde en verlaagde wegen en tunnels. TNO-Milieu en Energie rapport R 92/268, TNO, Delft.
- Brink R.M.M. van den (1996) Deeltjesemissie door Wegverkeer: Emissiefactoren, Deeltjesgrootteverdeling en Chemische Samenstelling. RIVM rapport 773002008, RIVM, Bilthoven.
- Brown J.R., Field R.A. , Goldstone M.E. en Perry R. (1996) Polycyclic aromatic hydrocarbons in central London air during 1991 and 1992. *Sci. Total Environ.* **177**, 73-84.
- Brunekreef N., Janssen N.A.H., Hartog J. de, Harssema H., Knape M. en Vliet P. van (1997) Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiol.* **8**, 298-303.
- Burtscher H. (1992) Measurement and characteristics of combustion aerosols with special consideration of photoelectric charging and charging by flame ions. *J.Aerosol Sci.* **6**, 549-595.
- Chow J.C., Watson J.G., Zhiqiang L., Lowenthal D.H. en Countess R.J. (1996) Sources and chemistry of PM10 aerosol in Santa Barbara County, CA. *Atmos. Environ.* **30**, 1489-1499.
- Colombini M.P., Fuoco R., Giannarelli S., Termine M., Abete C., Vincentini M. en Berti S. (1998) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particulate samples by HPLC with fluorescence detection: a field application. *Microchem. J.*, **59**, 228-238.
- Conner T.L., Lonneman W.A. en Seila R.L. (1995) Transportation related volatile hydrocarbon source profiles measured in Atlanta. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **45**, 383-394.
- Deacon A.R., Derwent R.G., Harrison R.M., Middleton D.R. en Moorcroft S. (1997) Analysis and interpretation of measurements of suspended particulate matter at urban background sites in the United Kingdom. *Sci. Total Environ.* **203**, 17-36.
- Derwent R.G., Middleton D.R., Field R.A., Goldstone M.E., Lester J.N. en Perry R. (1995) Analysis and interpretation of air quality data from an urban roadside location in central London over the period from July 1991 to July 1992. *Atmos. Environ.* **29**, 923-946.
- Duijm N.J. (1989) De invloed van geluidbeperkende voorzieningen op de verspreiding van luchtverontreinigende stoffen afkomstig van wegverkeer. TNO-MT rapport 89-003, TNO, Apeldoorn.

- Eerens H.C., Sliggers C.J. and Hout K.D. van den (1993) The CAR model: The Dutch method to determine city street air quality. *Atmos. Environ. Part B Urban atmos.*, **27**, 389-399.
- Feimann P.F.L., Geurs K.T., Brink R.M.M. van den, Annema J.A. en Wee G.P. van (2000), Verkeer en vervoer in de Nationale Milieuverkenning 5. Rapportnr. 408129014, RIVM, Bilthoven (*in voorbereiding*).
- Fischer P.H., Hoek G., Reeuwijk H. van, Briggs D.J., Lebreton E., Wijnen J.H. van, Kingham S. en Elliott P.E. (2000) Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam. *Atmos. Environ.*, accepted for publication.
- Funasaka K., Miyazaki T., Kawaraya T., Tsuruho K. en Mizuno T. (1998) Characteristics of particulates and gaseous pollutants in a highway tunnel. *Environ. Poll.*, **102**, 171-176.
- Giess P. (1998) Respirable particulates and oxides of nitrogen measured inside a building alongside a busy road. *Indoor Built Environ.* **7**, 308-314.
- Grosjean D. (1991) Ambient levels of formaldehyde, acetaldehyde and formic acid in Southern California: Results of a one-year base-line study. *Environ. Sci. Technol.* **25**, 710-715.
- Hamilton R.S. en Harrison R.M. (Eds) (1991) Highway pollution. *Studies in Environmental Science* **44**. Elsevier, Amsterdam.
- Hansen A.B. en Palmgren F. (1996) VOC air pollutants in Copenhagen. *Sci. Total Environ.* **189/190**, 451-457.
- Harrison R.M., Deacon A.R., Jones M.R. en Appleby R.S. (1997) Sources and processes affecting concentrations of PM10 and PM2.5 particulate matter in Birmingham (U.K.). *Atmos. Environ.*, **31**, 4103-4117.
- Harrison R.M., Jones M.R. en Collins G. (1999) Measurements of the physical properties of particles in the urban atmosphere. *Atmos. Environ.*, **33**, 309-321.
- Harrison R.M., Smith D.J.T. en Luhana L. (1996) Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, UK. *Environ. Sci. Technol.* **30**, 825-832.
- Harrop D.O., Mumby K., Ashworth J., Nolan J., Price M. and Pepper B. (1990) Air quality in the vicinity of urban roads. *Sci. Total Environ.* **93**, 17-36.
- Härkönen J., Walden J. en Kukkonen J. (1997) Comparison of model predictions and measurements near a major road in an urban area. *Int. J. Environ. Poll.* **8**, 761-768.
- Hildemann L.M., Markowski G.R., Jones M.C. en Cass G.R. (1991) Submicrometer aerosol mass distribution of emissions from boilers, fireplaces, automobiles, diesel trucks and meat-cooking operations. *Aer. Sci. Technol.*, **14**, 138-152.
- Hitchins J., Morawska L., Wolff R. en Gilbert D. (2000) Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road. *Atmos. Environ.*, **34**, 51-59.
- Hoekstra B.W. (1993) Oriënterend onderzoek naar de relatie tussen fijn stof, roet en PAK in buitenlucht. Rapport nr. 722601001, RIVM, Bilthoven.
- Janssen N.A.H., van Mansom D.F.M., van der Jagt K., Harssema H. en Hoek G. (1997) Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmos. Environ.*, **31**, 1185-1193.
- Kirchstetter Th.W., Harley R.A., Kreisberg N.M., Stolzenburg M.R. en Hering S.V. (1999) On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles. *Atmos. Environ.*, **33**, 2955-2968.
- Kita Y. en Sasaki T. (1987) Studies on the distribution and polyaromatic hydrocarbons of particulate substances in the vicinity of an expressway: Rep. 1. The present conditions of pollution by particulate substances. *Japanese J. of Hyg.* **42**, 973-984.

- Lam G.C.K., Leung D.Y.C., Niewiadomski M, Pang S.W., Lee A.W.F. en Louie P.K.K. (1999) Street-level concentrations of nitrogen dioxide and suspended particulate matter in Hong Kong. *Atmos. Environ.*, **33**, 1-11.
- Leung P.-L. en Harrison R.M. (1999) Roadside and in-vehicle concentrations of monoaromatic hydrocarbons. *Atmos. Environ.*, **33**, 191-204.
- Leonardi A., Burtscher H., Baltensperger U., Weber, Krasenbrink A. en Georgi B. (1990) Ambient aerosol characterization by comparison of particles size and mass with epiphaniometer and photoemission data. *J. Aer. Sci.*, **21**, S189-S192.
- Luria M., Weisinger R. en Peleg M. (1990) CO and NO<sub>x</sub> levels at the center of city roads in Jerusalem. *Atmos. Environ.*, **24B**, 93-99.
- Marra M. en Fischer P.H. (2000) Environmental epidemiological studies of the associations between exposure to traffic-related air pollution and respiratory health. Rapport nr. 263510002, RIVM, Bilthoven. *In voorbereiding*.
- Menichini E., Monfredini F. en Merli F. (1999) The temporal variability of the profile of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in urban air: a study in e medium traffic area in Rome, 1993-1998. *Atmos. Environ.*, **33**, 3739-3750.
- Mennen M.G., Bos H.P., Linders S.H.M.A., Stil G.H. en Kootstra P.R. (1997) Aldehyde concentrations in ambient air. Results of a one-year measuring campaign at two sites in the Netherlands. Rapport nr. 723101028, RIVM, Bilthoven.
- Miguel A.H., Kirchstetter Th.W., Harley R.A. en Hering S.V. (1998) On-road emissions of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons and black carbon from gasoline and diesel vehicles. *Environ. Sci. Technol.* **32**, 450-455.
- Nielsen T., Jørgensen H.E., Larsen J.C. en Poulsen M. (1996) City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens: occurrence, sources and health effects. *Sci. Total Environ.* **189/190**, 41-49.
- Pfeffer H.-U., Friesel J., Elbers G., Beier R. en Ellerman K. (1995) Air pollution monitoring in street canyons in North-Thine Westphalia, Germany. *Sci. Total Environ.* **169**, 7-15.
- Putten E.M. van, Bloemen H.J.Th. en Meulen A. van der (1998) Results of a one-year long survey of PM<sub>2.5</sub> measurements in the Netherlands. *J. Aerosol Sci.*, **29**, S101-S102.
- RIVM (1997) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1995. Rapport nr. 722101028, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1998) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1996. Rapport nr. 722101029, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (1999) Luchtkwaliteit. Jaaroverzicht 1997. Rapport nr. 725301001, RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2000) Gegevens van het LML over 1998. *Nog niet gepubliceerd in rapportvorm*.
- Roorda-Knape M.C., Janssen N.A.H., Hartog J.J. de, Vliet P.H.N. van, Harssema H. en Brunekreef B. (1998) Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos. Environ.*, **32**, 1921-1930.
- Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. en Simoneit B.R.T. (1999) Measurement of emissions from air pollutant sources. 2. C<sub>1</sub> through C<sub>30</sub> organic compounds from medium duty diesel trucks. *Environ. Sci. Technol.* **33**, 1578-1587.
- Schnelle-Kreis J., Jänsch Th., Wolf K., Gebefügi I. en Kettrup A. (1999) The effect of wind direction on the observed size distribution of particle adsorbed polycyclic aromatic hydrocarbons on an inner city sampling site. *J. Environ. Monit.*, **1**, 357-360.
- Shima M. en Adachi M. (1998) Indoor nitrogen dioxide in homes along truck roads with heavy traffic. *Occup. Environ. Med.*, **55**, 428-433.
- TüV (1990) Test report on the comparison of the concentration measuring instrument of airborne particulates TEOM 1400a revision B, from the Rupprecht & Patashnick Co., Inc., Albany/New

- York, by request of Rupperecht & Patashnick Co., Inc., Albany, NY 12 203, USA using the reference method in accordance with the European Standard prEN 12341.
- Valerio F. en Pala M. (1991) Effects of temperature on the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) adsorbed onto airborne particulates. *Fres. J. Anal. Chem.*, **339**, 777-779.
- Velze K. van (1996) PAK in stedelijke omgeving, benzo(a)pyreen en mogelijke alternatieven als gidsstof voor PAK. Rapport nr. 723301005, RIVM, Bilthoven.
- Venkataraman C. en Friedlander S.K. (1994b) Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental carbon. 2. Ambient measurements and effects of atmospheric processes. *Environ. Sci. Technol.* **28**, 563-572.
- Venkataraman C., Lyons J.M. en Friedlander S.K. (1994a) Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons and elemental carbon. 1. Sampling, measurement methods and source characterization. *Environ. Sci. Technol.* **28**, 555-562.
- Viskari E.-L., Vartiainen M. en Pasanen P. (2000) Seasonal and diurnal variation in formaldehyde and acetaldehyde concentrations along a highway in Eastern Finland. *Atmos. Environ.*, **34**, 917-923.
- Vliet P. van, Janssen N.A.H., Aarts F.J.H., Harssema H., Brunekreef N. en Kerkhof M. (1999) Nader onderzoek naar effecten van verkeersgerelateerde lucht-verontreiniging op de luchtwegen van kinderen (luchtweg 2). Rapport nr. 96.140074, VROM-DGM, Den Haag.
- Voorhees K.J., Schulz W.D., Currie L.A. en Klouda G. (1988) An investigation of the insoluble carbonaceous material in airborne particulates from vehicular traffic. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* **14**, 83-98.
- VROM (1997) Naar een landelijk beeld van verstoring. Publicatiereeks Verstoring nr. 12, VROM, Den Haag.
- VROM (1999a) Emissies en afval in Nederland. Jaarrapport 1996 en ramingen 1997. Publicatiereeks Emissieregistratie nr. 47, VROM, Den Haag.
- VROM (1999b) Stoffen en normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. Samson, Alphen aan den Rijn. VROM, Den Haag.
- Zweidinger R.B., Sigsby J.E. Jr., Tejada S.B., Stump F.D., Dropkin D.L., Ray W.D. en Duncan J.W. (1988) Detailed hydrocarbon and aldehyde mobile source emissions from roadway studies. *Environ. Sci. Technol.* **22**, 956-962.

## Bijlage 1. Schematische weergave van het traject van de A28 door Zwolle en de locaties van de passieve samplers P1 t/m P8







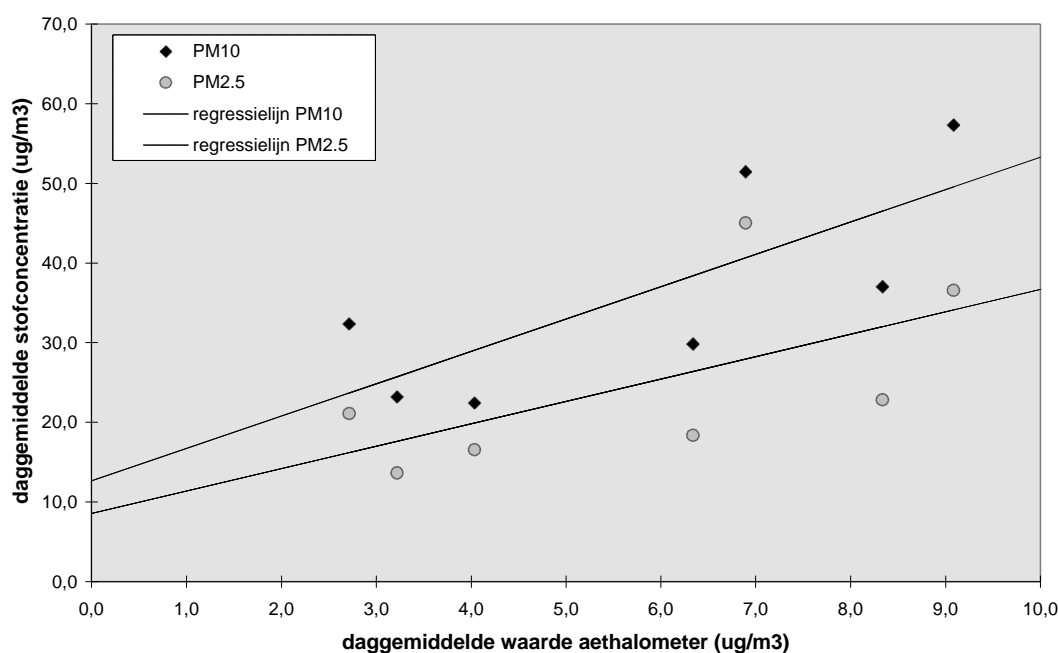
## Bijlage 2. Correlatie tussen de meetwaarden van de aethalometer en die van de Zwarte Rook monitor en de Kleinfiltergeräte

Om daggemiddelde stofconcentraties vóór 28 oktober te kunnen berekenen uit de meetwaarden van de aethalometer, is de correlatie tussen enerzijds de daggemiddelde stofconcentraties na 28 oktober en anderzijds de daggemiddelde waarden van de aethalometer bepaald. In Figuur B2.1 zijn de meetwaarden en de berekende regressielijnen uitgezet. De regressieparameters staan in Tabel B2.1.

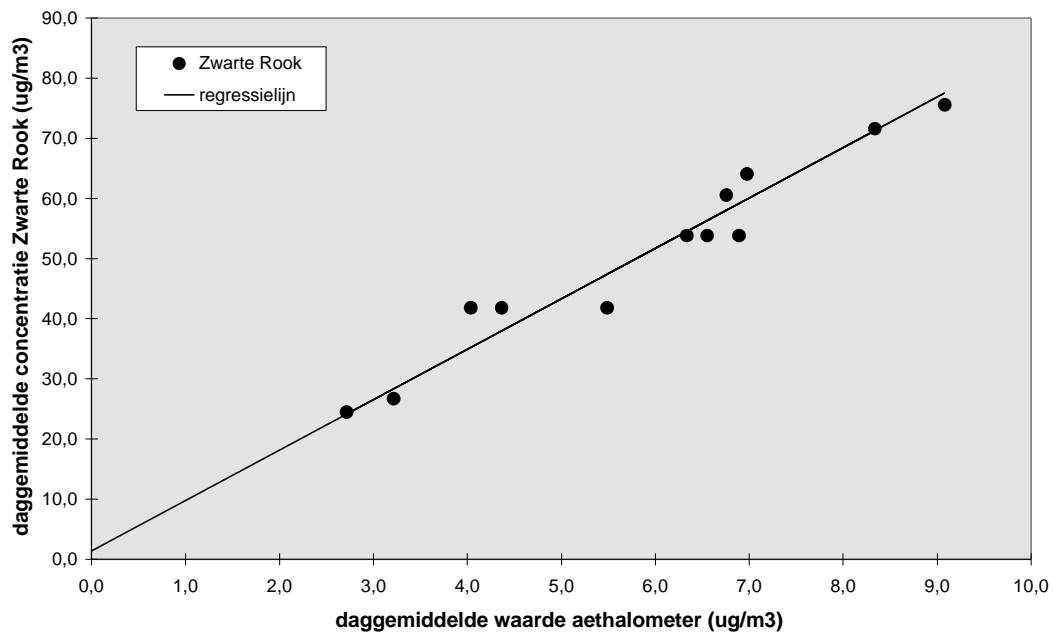
Tevens zijn in Figuur B2.2 de daggemiddelde Zwarte Rook concentraties gemeten met de Zwarte Rook monitor vergeleken met de daggemiddelde waarden van de aethalometer. De corresponderende regressieparameters staan eveneens in Tabel B2.1.

Tabel B2.1. Regressieparameters van de daggemiddelde stof- en Zwarte Rook concentraties vs de daggemiddelde waarden van de aethalometer

Parameter	PM10 vs aethalometer	PM2.5 vs aethalometer	Zwarte Rook vs aethalometer
Correlatiecoëfficiënt	0,76	0,61	0,97
Aantal meetwaarden	7	7	12
Regressiecoëfficiënt	$4,1 \pm 1,6$	$2,8 \pm 1,6$	$8,4 \pm 0,6$
Intercept	$12,6 \pm 9,7$	$8,5 \pm 10,1$	$1,4 \pm 3,9$




Figuur B2.1. Vergelijking van daggemiddelde stofconcentraties en daggemiddelde waarden van de aethalometer voor de meetperiode na 28 oktober



*Figuur B2.2. Vergelijking van daggemiddelde Zwarte Rook concentraties en daggemiddelde waarden van de aethalometer voor de hele meetcampagne*

## Bijlage 3. Gegevens van de verkeersintensiteit langs de A28

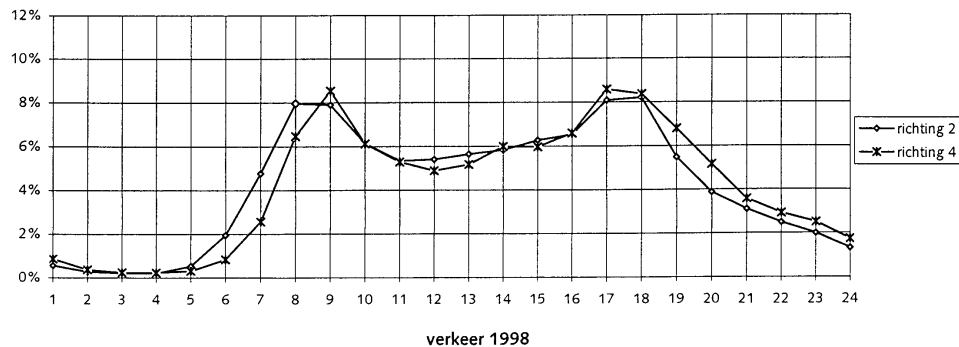
**gegevens per telpunt**

 Ministerie van Verkeer en Waterstaat Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland Afdeling Beheer en Verkeer	<b>telpuntgegevens</b>		<b>(bron: AVV Rotterdam)</b>	
	rw: 28	km: 94,8	meetgebied: 31815	
	km van : 93,6		richting 2:	Zwolle
	km naar: 96,0		richting 4:	Zwolle Noord

index maand- en dagsoortverloop									categoriegegevens per doorsnede - dagsoort						
werkdagjaargemiddelde = 100										totaal	categorie 1	categorie 2	categorie 3		
	ma	di	wo	do	vr	za	zo	werk	ma	di	wo	do	vr	za	zo
jan	89,0	89,7	93,6	96,1	94,1	65,8	59,1	92,5	78352	64811	5378	8163			
feb	91,3	95,3	96,0	99,2	105,0	71,8	66,3	97,4	80245	66600	5469	8176			
mrt	95,9	97,9	97,5	100,3	105,6	73,9	70,0	99,5	81599	67832	5637	8130			
apr	101,0	101,7	103,4	105,7	112,6	76,5	74,0	104,9	83884	69937	5917	8030			
mei	100,6	99,3	104,8	106,2	109,2	79,8	80,7	104,0	88798	74793	6393	7612			
jun	98,9	103,1	104,4	105,9	116,7	91,2	85,6	105,8	63457	58493	3388	1576			
jul	90,3	90,6	96,4	98,6	112,1	86,5	79,7	97,6	59924	57396	1701	827			
aug	91,6	92,0	97,9	101,4	116,1	87,3	80,5	99,8	82575	68793	5756	8026			
sep	101,4	100,3	102,2	104,6	118,0	85,6	85,8	105,3	76608	65690	4845	6074			
okt	98,4	99,5	100,6	103,8	112,5	79,8	75,8	103,0	81909	68123	5675	8111			
nov	97,1	97,7	96,8	102,2	108,2	76,1	72,4	100,4							
dec	86,3	91,7	92,0	95,2	100,9	67,5	63,1	93,2							
jaar	94,8	96,5	98,6	101,3	108,8	78,0	74,1	100,0							

uurverloop per richting(=100%) - werkdag



De gegevens over maand- en dagverloop zijn afkomstig van het telpunt bij km 94,8. De verkeersintensiteit bij dit punt bedroeg 76220 voertuigen per dag (gemiddeld over ma-zo). Met deze intensiteit zijn de CAR berekeningen uitgevoerd. Het in deze berekeningen gebruikte percentage vrachtverkeer van 13% is gebaseerd op de bovenvermelde gegevens over categorieën voertuigen, afkomstig van het telpunt bij km 92,8 (hiervan waren geen gegevens van het telpunt bij km 94,8 beschikbaar). Ook de grafiek met het uurverloop op werkdagen is afkomstig van het telpunt bij km 92,8.



## Verzendlijst

- 1 - 2 Directie GGD Regio IJssel-Vecht te Zwolle
- 3 Dhr. S. van Kuijk, GGD Regio IJssel-Vecht te Zwolle
- 4 Dhr. D.H.J. van de Weerd, GGD Regio IJssel-Vecht te Zwolle (projectleider)
- 5 Drs. M.I. Meijlis, GD Regio IJssel-Vecht/O&O te Zwolle
- 6 S.J.Th.van Kuijk, sociaal geneeskundige, GGD Regio IJssel-Vecht/PZ te Zwolle
- 7 - 8 Gedeputeerde Staten Provincie Overijssel te Zwolle
- 9 Ing. A.C. Bossema, afdeling Algemeen Beleid provincie Overijssel te Zwolle
- 10 Mr. B. Adriaanz, Provincie Overijssel te Zwolle
- 11 Ing. G.M. van Weerd, Provincie Overijssel te Zwolle
- 12 Drs. M.J.M. Even, Provincie Overijssel te Zwolle
- 13 – 14 College van B&W, gemeente Zwolle
- 15 Ir. P.W. Vonderhorst, gemeente Zwolle, sector Stadsbeheer, afd. Ontwikkeling
- 16 Drs. A. ter Burg, gemeente Zwolle, sector Stadsbeheer, afd. Beleid, Sectie Leefomgeving
- 17 W. Klein, Inspecteur Milieuhygiëne Oost
- 18 Ing. B. Jurriëns, Inspectie Milieuhygiëne Oost
- 19 E.C.M. van der Linden – Van Lier, arts, Inspectie Gezondheidszorg, regio Noordoost
- 20 Ir. E.J. Riedstra, RWS, directie Oost te Arnhem
- 21 Ir. L. de Ben, RWS, directie Oost te Arnhem
- 22 Ir. J.A. Herremans, DGM, Directie Lokale Milieukwaliteit
- 23 Dr. K.R. Krijgheld, DGM, Directie Lokale Milieukwaliteit
- 24 Drs. R.C.G. Warmenhoven, DGM, Directie Lokale Milieukwaliteit
- 25 Dr. C.J.M. van den Bogaard, Hoofdinspectie Milieuhygiëne
- 26 Drs. M. van Bruggen, Medische Milieukundige, RIVM te bilthoven
- 27 Drs. F. Duijm, Medische Milieukundige, GGD Stad en Ommelanden te Groningen
- 28 Dr. A.W. Jongmans – Liedekerken, Medische Milieukundige, GGD Oostelijk Zuid-Limburg te Heerlen
- 29 Drs. M.S.A. Hady, Medische Milieukundige, GG en GD Utrecht te Utrecht
- 30 Drs. P.J. van den Hazel, Medische Milieukundige, GGD regio Arnhem
- 31 Dr. J.H. van Wijnen, Medische Milieukundige, GG en GD Amsterdam
- 32 Drs. M. Drijver, Medische Milieukundige, GGD Zuid Kennemerland te Haarlem
- 33 Drs. C. Hegger, Medische Milieukundige, GGD Rotterdam
- 34 Drs. W.A. Zwart Voorspuy, Medische Milieukundige, Dienst OCW/AGZ te Den Haag
- 35 Drs. N.W. van Brederode, Medische Milieukundige, GGD Rivierenland te Tiel
- 36 Drs. H.W.A. Jans, Medische Milieukundige, Bur. MMK Brabant/Zeeland te Breda
- 37 M. Roorda – Knape, Rijkswaterstaat, DWW V&W
- 38 Depot Nederlandse Publikatie en Nederlandse Bibliografie
- 39 – 47 Auteurs
- 48 Directie RIVM
- 49 Dr. ir. G. de Mik, SB3-4
- 50 Ir. J.J.G. Kliet, IEM
- 51 Dr. ir. D. van Lith, LLO
- 52 Dr. P. van Zoonen, LOC
- 53 Dr. A. van der Meulen, LLO

- 
- 54 Ir. H.S.M.A. Diederens, LLO
  - 55 J. van Hellemond, LLO
  - 56 Drs. H.C. Eerens, LLO
  - 57 Dr. L. van Bree, LEO
  - 58 Dr. ir. E. Buringh, LEO
  - 59 Ing. M. Marra, LBM
  - 60 Ir. P.H. Fischer, LBM
  - 61 Drs. H.J.Th.M. Bloemen, LOC
  - 62 Dr. J.G.C. van Amsterdam, LEO
  - 63 Voorlichting & Public relations
  - 64 Bureau Rapportenregistratie
  - 65 Bibliotheek RIVM
  - 66 Bureau Rapportenbeheer
  - 67 - 95 Reserve exemplaren IEM
  - 96 -120Reserve exemplaren Bibliotheek