



# **Reader Luchtkwaliteit en Gezondheid**

## Reader Luchtkwaliteit en Gezondheid

*Naar een roetmaat voor een gezonder  
luchtkwaliteitsbeleid*

Kwaliteitstoets <i>Paraaf</i> 	Autorisatie <i>Paraaf</i> 
<i>Naam</i> Rinkje Molenaar	<i>Naam</i> Marcel Koeleman <i>Functie</i> Bureauhoofd Lucht

Auteur (s)  
Afdeling

:Bart Wester, Sef van den Elshout  
:Expertisecentrum

DCMR Milieudienst Rijnmond  
Parallelweg 1  
Postbus 843  
3100 AV Schiedam  
T 010 - 246 80 00  
F 010 - 246 82 83  
E [info@dcmr.nl](mailto:info@dcmr.nl)  
W [www.dcmr.nl](http://www.dcmr.nl)

Bureau :Lucht  
Documentnummer :21351101  
Datum :19 maart 2012

# Inhoud

<b>Woord vooraf en dankwoord</b>	5
<b>1 Inleiding</b>	9
1.1 Luchtkwaliteit en gezondheid van SO <sub>2</sub> naar roet	9
1.2 Stof / fijnstof	9
1.3 Van fijnstof naar roet?	11
1.4 Bestuurlijke en juridische context gezondheidsrelevante parameters	12
<b>2 Overzicht artikelen in reader</b>	12
<b>3 Bijlage overzicht artikelen</b>	
- PM <sub>2.5</sub> in de regio Rijnmond - Gevolgen voor luchtkwaliteit, klimaat en gezondheid Hoofdstuk 4, Relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid in een stedelijk gebied	
- Roet als additionele indicator voor de gezondheidseffecten van fijn stof	
- Levensverwachting Rotterdamse bevolking met jaar verlengd door verbeterde luchtkwaliteit in 1985 - 2008	
- Een indicator voor verkeersemissies	
- Elementair koolstof (EC) als indicator voor effecten van verkeersmaatregelen op luchtkwaliteit en gezondheid	
- Modelling the effects of a speed limit reduction on traffic - related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC	
- Naar een roetmaat voor een gezonder luchtkwaliteitsbeleid	
<b>4 Bijlage begrippenlijst van aan fijnstof gerelateerde luchtvervuiling</b>	

## Woord vooraf

Concentraties verontreinigende stoffen in de lucht kunnen gezondheidsschade veroorzaken. Met name in de jaren 50 en 60 van de vorige eeuw was luchtvervuiling een duidelijk zichtbaar en merkbaar probleem. Sinds die tijd is de luchtvervuiling aanmerkelijk afgenomen maar het is nog steeds een gezondheidsfactor van belang, ook al is de vervuiling amper zichtbaar en weinig merkbaar. Luchtvervuiling is vooral relevant voor kwetsbare groepen van de bevolking: jonge kinderen en ouderen. Doordat onze levensverwachting toeneemt en er dus steeds meer ouderen komen kan het gezondheidseffect van luchtvervuiling ook bij afnemende vervuiling, vergelijkbaar blijven (E. Lebret - RIVM, MSR symposium 2003). Simpel gezegd, voorheen waren er andere gezondheidsfactoren die beperkender waren (roken, ongezond voedsel); nu die in belang afnemen, neemt het relatieve belang van luchtvervuiling toe.



*Figuur 1. De lucht is/lijkt schoner toch neemt gezondheidsschade door luchtverontreiniging relatief toe*

Een tweede aspect is de toenemende kennis over gezondheidsschade door luchtvervuiling. In de afgelopen jaren zijn we anders gaan denken over veilige grenzen: tegenwoordig weten we dat er (voor de meeste stoffen) geen ondergrens is waaronder geen gezondheidsschade optreedt. Ook is een stof die tien jaar geleden verdacht was zoals  $\text{NO}_2$ , inmiddels onverdacht.  $\text{NO}_2$  wordt inmiddels vooral als indicator voor het gevaarlijker, maar ook enigszins ongrijpbare, verbrandingsaerosol (van verkeer) gezien.

Aan stof, en met name fijn stof worden al enige decennia gezondheidseffecten toegeschreven. Toch bleek de meettechniek en de wetgeving zodanig achter de snelle epidemiologische ontwikkelingen van de laatste jaren aan te lopen dat de Europese wetgeving inconsistent was, dat methodes om apparaten te vergelijken in eerste aanleg statistisch onjuist waren, enz.<sup>1</sup>

Luchtkwaliteit en gezondheid is een dynamisch onderwerp waar ook voor de komende tien jaar nog veel ontwikkelingen worden verwacht. Deze reader beoogt dan ook een tussenstand te geven: de kennis eind 2011. De reader concentreert zich op roet, of preciezer EC- Elementary Carbon. Er is in Nederland een redelijke mate van consensus dat roet op dit moment een zeer bruikbare indicator is voor één van de meer gezondheidsrelevante fracties van luchtvervuiling.

### Roet

In de afgelopen vijf jaar is de aandacht voor roet toegenomen. Het leek een betere indicator voor de gezondheidsrelevante fractie van deeltjesvormige luchtverontreiniging dan fijn stof ( $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$ ); er kwamen betere en makkelijkere meetmethoden en emissie factoren waar-

<sup>1</sup> Bijvoorbeeld, in 2009 is het filterbehandelingsprotocol voor de referentie meting nog aangepast (negen jaar na de implementatie van stofnormen in de Nederlandse regelgeving), omdat er te veel ruis in de methode zat.

mee gemodelleerd kon worden. In Nederland is veel van dit onderzoek uitgevoerd in het kader van het door VROM/lenM geïnitieerde BOP-2 programma<sup>2</sup>. Eind 2010 en begin 2011 zijn een aantal BOP 2 rapporten verschenen en is gezondheidsonderzoek gepubliceerd om door peer review meer draagvlak voor de bevindingen te krijgen. Veel van dit onderzoek is ook in het Nederlands in Tijdschrift Lucht verschenen en een aantal van die stukken zijn in deze reader opgenomen.

Begin 2011 was er een internationale sessie over roet als onderdeel van een congres over ultrafijnstof georganiseerd door EFCA (EFCA International Symposium Ultrafine Particles "Sources, Effects, Risks and Mitigation Strategies", mei 2011). Op 5 oktober 2011 werd door een aantal partijen in Nederland een zogenoemde roetconferentie georganiseerd. Tijdens deze conferentie werden de verzamelde inzichten rond roet/EC gepresenteerd. Een verslag van de roetconferentie treft u in de reader (onder 7). Een onderzoek uit Brussel gepresenteerd tijdens de EFCA workshop vindt u eveneens in deze reader (onder 6).

## Dankwoord

DCMR is SDU/Tijdschrift Lucht erkentelijk voor de toestemming om de uit het Tijdschrift overgenomen artikelen in deze reader te mogen gebruiken.

---

<sup>2</sup> Beleidsondersteunend programma fijn stof. BOP of BOP1 richtte zich meer op PM<sub>2.5</sub> en PM<sub>10</sub> hoewel ook al in dat programma aandacht werd besteed aan roet/verbrandingsaerosol.

# 1. Inleiding

## 1.1 Luchtkwaliteit en gezondheid van SO<sub>2</sub> naar roet

Er zijn verschillende stoffen in de lucht die gezondheidseffecten kunnen veroorzaken. De effecten variëren in ernst (van irritatie, toename astmatische klachten e.d. tot sterfte) en in aard (toename hart- en vaatziekten, COPD, astma, kanker). Daarnaast zijn er korte termijn effecten als gevolg van veranderingen in blootstelling door schommelingen in de dagelijkse concentraties of door incidenten als brand of smog. Bij langetermijneffecten gaat het om een langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties die toch de levensverwachting in een populatie vermindert.

Behalve dat de effecten zeer uiteenlopend zijn, zijn ook de veroorzakers niet altijd eenvoudig vast te stellen. De meeste stoffen die verdacht worden van gezondheidseffecten komen gezamenlijk voor in mengsels in de lucht. Vaak zijn ze ook afkomstig uit dezelfde bronnen: verbrandingsprocessen zoals in de industrie, voor verwarming en in het verkeer. Hoewel de oorzaakelijkheid tussen een bepaald gezondheidseffect en een bepaalde stof niet altijd duidelijk is, staat het effect van luchtverontreiniging, ook de hedendaagse historisch gezien vrij bescheiden niveaus, niet ter discussie.

### Hedendaagse uitdagingen

Op dit moment zijn in Nederland fijnstof, ozon, PAK en benzeen de belangrijkste luchtvervuilende stoffen. Belangrijk omdat ze gereguleerd zijn en omdat de gezondheidseffecten van de stoffen onomstreden zijn. Daarnaast is NO<sub>2</sub> een geregleerde stof die veel genoemd wordt. Voorheen werd gedacht dat NO<sub>2</sub> ook gezondheidseffecten veroorzaakte, maar tegenwoordig denken we dat NO<sub>2</sub> vooral een geschikte en gemakkelijk te meten indicator is voor andere luchtvervuiling die gevaarlijker is (verbrandingsaerosol). Daarnaast speelt NO<sub>x</sub> (de verzamelde stikstofoxiden) een rol in de vorming van ozon (wel relevant) en vormt het een bedreiging voor het milieu<sup>3</sup> (zure regen, vermesting). Behalve dat we moeite hebben om de NO<sub>2</sub>-normen te halen is er dus ook om inhoudelijke redenen nog steeds veel aandacht voor NO<sub>2</sub>.

In het verleden speelde ook SO<sub>2</sub> een grote rol. Bij de grote smog in London van 1952 waar in enkele dagen 4000 mensen meer stierven dan normaal, werden naast roet ook hoge zwavelzuurgehaltes gemeten. Inmiddels is SO<sub>2</sub> geen wezenlijk gezondheidsprobleem meer doordat we schonere brandstoffen hebben dan de kolen van een halve eeuw geleden en betere rookgasreiniging in de industrie.

## 1.2 Stof / fijnstof

Van het bovengenoemde rijtje is, gelet op de concentratieniveaus, fijnstof de belangrijkste vorm van luchtvervuiling. Fijnstof is echter een onhandig containerbegrip. Het zijn zwevende deeltjes, meestal alleen gekarakteriseerd door de maximale diameter (10 µm, 2,5 µm). Maar de herkomst van het stof kan van alles zijn: van waarschijnlijk onschuldig zeezout of Saharazand, tot zware metalen, PAK's en allerlei andere organische verbindingen, dioxines enz. Fijnstof is bovendien lastig te meten. Het meeste stof is hygroscopisch; water bepaalt dus een deel van de gemeten massa. Sommige deeltjes zijn bovendien vluchtig, waardoor onder overigens gelijke omstandigheden de gemeten concentratie op een warme en koude dag verschillend kan zijn.

### • Historie

Historisch waren er normen voor "zwarte rook" waarmee vooral de hoeveelheid roet en kolenstof in de lucht gekarakteriseerd werd. Daarnaast was er een maat voor de totale hoeveelheid zwevende deeltjes (TSP – total suspended particulates). Zie bijv. EU richtlijn 80/779/EEC uit 1980. Later (voor het eerst in richtlijn 96/62/EC uit 1996) verschoof de aandacht naar kleinere

<sup>3</sup> NO<sub>x</sub>-depositie (vermesting) heeft ook nog in juridische dimensie in de Natura 2000 doelstellingen en het Plan van Aanpak Stikstof (PAS) dat in ontwikkeling is.

deeltjes: fijnstof met een maximale diameter van 10  $\mu\text{m}$ :  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$  (maximale diameter 2,5  $\mu\text{m}$ )<sup>4</sup>. De redenen om juist deze diameters te kiezen heeft te maken met de mogelijke effecten.  $\text{PM}_{10}$  dringt dieper in de longen door dan het grovere stof en heeft dus meer en andere effecten.  $\text{PM}_{2.5}$  komt weer dieper in de longen en heeft dus ook weer meer en mogelijk deels andere effecten dan  $\text{PM}_{10}$ .

Een tweede reden om voor deze indeling te kiezen is dat stof groter dan 2,5  $\mu\text{m}$  over het algemeen een andere herkomst heeft dan het nog kleinere stof. Het eerste ontstaat vooral bij mechanische processen (verwaaiing, slijtage, op- en overslag van stuifgevoelige goederen, enz.). Deeltjes kleiner dan 2,5  $\mu\text{m}$  zouden vooral afkomstig zijn van chemische processen, zoals roet van verbrandingsprocessen, maar ook deeltjes die zich in de lucht vormen uit andere luchtverontreiniging (zogenoemd secundair stof).

Omdat veel gezondheidkundig onderzoek gebaseerd is op het volgen van grote groepen mensen over langere tijd, hangt de ontwikkeling van de inzichten in welke parameters nu hoeveel gezondheidsschade opleveren ook samen met het beschikbaar komen van meetinstrumenten die op grote schaal (in stedelijke) meetnetten ingezet (konden) worden.

- **Actualiteit**

Met de voortschrijdende gezondheidkundige en meettechnische mogelijkheden ontstonden nieuwe inzichten.  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$  zijn weliswaar indicatoren voor gezondheidsschade, maar ze blijken een enigszins lompe maat te zijn met meettechnische problemen. Gezondheidkundig bleek steeds meer dat het stof veroorzaakt door verbrandingsprocessen (zoals uitlaatgassen, houtrook van openhaarden en barbecues maar ook wat er uit fabrieksschoorstenen komt) gevaarlijker is dan andere stofvormen. Uitlaatgassen van fabrieken zijn daarbij minder relevant dan bijvoorbeeld de verkeersuitstoot. Dit komt doordat de fabrieksuitstoot op grote hoogte plaatsvindt en daardoor meestal al enige tijd in de lucht verblijft. Daardoor kan de uitstoot wat van zijn effect verliezen voordat het wordt ingeademd. Uitlaatgassen worden uitgestoten in dezelfde laag waarin we verblijven en ademen en zijn daarmee een van de belangrijkste bedreigingen van de luchtkwaliteit.

Kun je uitlaatgassen meten? De ironie wil dat door het normeren van fijnstof  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$  de aandacht voor de ouderwetse Zwarte Rook sterk afnam. Nu het (grovere) kolenstof uit de lucht verdwenen is blijkt zwarte rook echter een uitstekende maat voor verbrandingsprocessen (in de stad vandaag de dag: uitlaatgassen). De laatste vijf tot tien jaar is er weer een toenemende aandacht voor het meten van zwarte rook maar nu op betere/moderne manieren, we spreken van (zwart) koolstof of roetmetingen (elementary carbon of black carbon – EC/BC). De roetmeting blijkt een veel gevoeliger maat voor stof dat van uitlaatgassen afkomstig is dan  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2.5}$ . De reden hiervoor is dat er vrij veel fijnstof in de buitenlucht aanwezig is, afkomstig van allerlei bronnen en deels ook van natuurlijke oorsprong, waarvan we nu denken dat het relatief minder gevaarlijk is dan het stof uit uitlaatgassen.  $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2.5}$  is daarmee een tamelijk ongevoelige maat, juist voor het gevaarlijkste deel van het fijnstof.<sup>5</sup>

In 2012 zal de WHO een rapport over EC publiceren. Daarin zal EC als een aanvullende indicator worden aanbevolen, met name voor het beoordelen van maatregelen. Voor het beoordelen van de gezondheidseffecten van het totale stofmengsel wordt nog steeds de  $\text{PM}_{2.5}$ -concentratie aanbevolen. Dit is deels het gevolg van het feit dat er over  $\text{PM}_{2.5}$  veel meer bekend is. Het feit dat  $\text{PM}_{2.5}$  in Nederland (en België) een relatief ongevoelige maat is voor verbrandingsaerosol wordt veroorzaakt doordat het voor een groot deel uit secundair stof bestaat (dat weinig gezondheid relevant is). Nederland is in Europa het land met het hoogste aandeel secundair fijnstof in  $\text{PM}_{2.5}$ . De relevantie van EC als aanvullende maat zou in Nederland dus ook relatief groter kunnen zijn.

---

<sup>4</sup> In de VS werden TSP en  $\text{PM}_{10}$  overigens voor het eerst gereguleerd in 1970 resp. 1987.

<sup>5</sup> Dit geldt in Nederland. Een andere bron van relatief gevaarlijk verbrandingsaerosol is het stoken van hout in haarden. In Nederland is dit een beperkte activiteit maar in andere landen kan dit een substantiële bijdrage aan de heersende roet concentraties leveren.



• **Toekomst**

Uit het bovenstaande vallen twee ontwikkelingen op: In de afgelopen 50 jaar is het besef gegroeid dat het kleinere stof een betere maat was voor gezondheidsschade dan het grovere. Enerzijds doordat het kleinere stof dieper in ons lichaam doordringt en alleen daarom al meer schade kan aanrichten. Anderzijds omdat de kleinste deeltjes een andere herkomst en samenstelling hebben en op grond van hun chemische eigenschappen gevaarlijker zijn. Ook het huidige onderzoek verloopt grotendeels langs die twee lijnen: Inzoomen op steeds kleinere deeltjes ('nanoparticles'), bijvoorbeeld de deeltjesaantallen of hun oppervlak en inzoomen op de chemische aard van het stof (bijv. het zogenaamde oxidatieve vermogen van stof in de lucht).

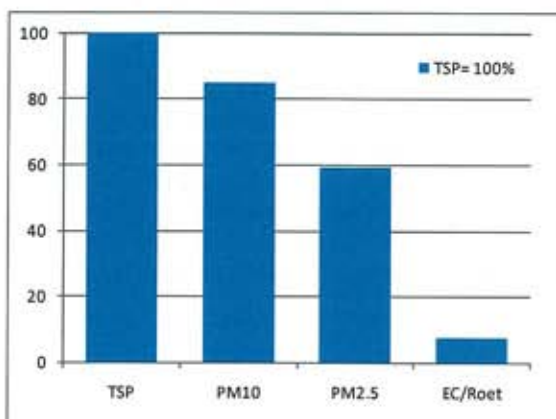
Een derde ontwikkeling is toenemende aandacht voor niet-uitlaatemissies. Het gaat om slijtage van banden, weg, remmen, en dergelijke. Dit stof was in sommige landen al eerder in beeld, niet zozeer vanuit gezondheidsperspectief maar in verband met het voldoen aan de PM<sub>10</sub>-normen. Maatregelen als het wassen van wegen, of het aanbrengen van plakmiddelen moesten het opwerpen van wegenstof tegen gaan.

Vanuit gezondheidsperspectief worden de niet-uitlaatemissies belangrijk omdat hun aandeel relatief groeit naarmate verkeer schoner wordt. In de slijtage emissies zitten nogal wat (metaal-)deeltjes die waarschijnlijk ook gezondheidsrelevant zijn en bij de chemische karakterisering van verkeersemmissies zal in de toekomst dus niet alleen naar verbrandingsemmissies worden gekeken.

**1.3 Van fijnstof naar roet?**

Fijnstof wordt/werd aangeduid als een containerbegrip. Het omvat allerlei stoffen met deels heel verschillende eigenschappen en zeer uiteenlopende gezondheidsrelevantie. Roet is nog steeds een containerbegrip, maar wel een stuk selectiever zoals we zullen laten zien. Roet is opgebouwd uit echt elementair koolstof ("norit") dat geen/amper gezondheidseffecten heeft. Roet afkomstig uit een uitlaat bevat echter ook organische koolstof verbindingen (organic carbon – OC) en minuscule metaaldeeltjes. Het zijn deze, individueel zeer lastig te meten stoffen waaraan gezondheidseffecten met name worden toegeschreven. Omdat de roetmeting relatief eenvoudig is wordt die als indicator voor het mengsel gebruikt. Komende van TSP is het onderscheidend vermogen van de stofindicator aanzienlijk toegenomen.

*Figuur 2. Verhouding tussen de concentratie van de verschillende stof gerelateerde fracties in de lucht (De grootteorde van de fracties kan iets variëren, de figuur is op basis van metingen in de Rijnmond)*



	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	EC/Roet
TSP	100	80-90	55-65	5-10
PM <sub>10</sub>		100	70	7-11
PM <sub>2.5</sub>			100	10-15
EC/Roet				100

Als we het rijtje afgaan, dan is  $PM_{10}$  zo'n 80-90% van TSP,  $PM_{2.5}$  ca 70% van  $PM_{10}$  en roet/EC zo'n 10-15% van  $PM_{2.5}$ . Zie figuur 2. De inzichten en de beschikbare meetapparatuur zoomen steeds preciezer in op het meest gezondheidsrelevante deel van het stof<sup>6</sup>. Die zoektocht gaan

nog verder. Op dit moment vindt er veel onderzoek plaats naar zogenaamde ultrafijne deeltjes. Daarbij is het bijvoorbeeld de vraag of de afmetingen belangrijk zijn, de aantallen deeltjes, of ook de chemische samenstelling. Verder loopt er onderzoek naar de zogenoemde oxidatieve stress van het stof. Dit is samen met onderzoek naar metalen dus een chemische karakterisering.

Verwacht mag worden dat er in de toekomst andere of aanvullende indicatoren komen die de gezondheidseffecten van luchtvervuiling nog beter karakteriseren. Dit is een vakgebied dat nog volop in ontwikkeling is waarbij zowel gezondheidkundige inzichten als meettechnieken nog een enorme ontwikkeling doormaken.

#### 1.4 Bestuurlijke en juridische context gezondheidsrelevante parameters

Roet/EC wordt momenteel aanbevolen als additionele parameter om de gezondheidseffecten van verkeersmaatregelen beter te kunnen beoordelen en om een gezondheidsrelevantere parameter te hebben om RO plannen af te wegen. Het ministerie van IenM stelt in de loop van 2012 modellen en emissiefactoren beschikbaar waarmee op lokaalniveau verkeersalternatieven kunnen worden doorgerekend.

Regionaal en lokaal kunnen deze instrumenten worden ingezet voor gerichte lokale maatregelen, zodat de gezondheidswinst ervan kan worden beoordeeld.

Het halen van de normen blijft essentieel, maar het realiseren van verkeersemisseries reducerende maatregelen is zeker zo belangrijk voor het boeken van gezondheidswinst. En het dienen van de volksgezondheid is tenslotte één van de hoofddoelen van het NSL.

Naast het behalen van de normen voor fijnstof ( $PM_{10}$  en  $PM_{2.5}$ ) blijft er focus op EC. Het ministerie van IenM ziet echter voorlopig geen invoering van specifieke normen voor roet/EC gebeuren. Een dergelijke norm is een Europese aangelegenheden en vergt een lang internationaal besluitvormingsproces.

## 2. Overzicht artikelen in reader

### 1 **$PM_{2.5}$ in de regio Rijnmond - Gevolgen voor luchtkwaliteit, klimaat en gezondheid** **Hoofdstuk 4, Relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid in een stedelijk gebied** door Gerard Hoek (in Weijers et al., Rapport ECN-E-10-014, 2010)

Het eerste stuk in de reader komt uit een rapport (hoofdstuk 4) over  $PM_{2.5}$  dat ingaat op de ontwikkelingen op het gebied van luchtkwaliteit en gezondheid. Het is geschreven door Gerard Hoek van het IRAS. Het stuk vat de wetenschappelijke stand van zaken op het gebied van stof en gezondheid samen en bevat daarnaast veel literatuurverwijzingen. Het stuk behandelt en kwantificeert zowel korte als lange termijneffecten en gaat specifiek in op verbrandingsaerosolen. De WHO heeft op basis van studies vastgesteld dat verbrandingsaerosolen de meest schadelijke stofcomponent is. Er wordt benadrukt dat er geen drempelwaarde is waar beneden geen negatieve effecten voor de volksgezondheid plaatsvinden.

---

<sup>6</sup> Wat overigens niet wil zeggen dat stof uit de andere fracties geen gezondheidseffecten veroorzaakt!

**2 Roet als additionele indicator voor de gezondheidseffecten van fijn stof  
Janssen et al., Tijdschrift Lucht 6, 2011**

Dit artikel geeft een review van een aantal epidemiologische studies waarin acute en langdurige gezondheidseffecten van fijn stof en roet aan de orde komen. Beide stoffen zijn belangrijk. De relevantie van roet als additionele indicator is dat het een robuustere indicator is en dat emissiereducerende maatregelen een ander effect kunnen hebben op fijn stof dan op roet. Dit geldt in het bijzonder voor verkeersmaatregelen, waar vooral EC wordt teruggedrongen. Bij dergelijke maatregelen is roet een betere indicator om gezondheidseffecten te beoordelen.

**3. Levensverwachting Rotterdamse bevolking met jaar verlengd door verbeterde  
luchtkwaliteit in 1985- 2008 Keuken et al., Tijdschrift Lucht 3, 2011**

Het stuk rapporteert op basis van de gezondheidsrisico's zoals vastgesteld in het tweede artikel over de effecten van PM<sub>10</sub> en EC concentratiereducties in de afgelopen decennia in een grote stad. Daarbij is gebruik gemaakt van de lange meetreeksen van fijn stof en zwarte rook (ZR). Op basis van gelijktijdige metingen van ZR en EC is een correlatie tussen beide bepaald en voor het bepalen van de gezondheidseffecten zijn de uiteindelijke concentraties gecombineerd met bevolkingsdichtheden. Conclusie is dat aanzienlijke reducties in PM<sub>10</sub> en EC zijn gehaald met navenante verbetering in de levensverwachting. Er wordt benadrukt dat de PM<sub>10</sub>-reductie voornamelijk is voortgekomen uit beleidsmaatregelen op nationaal en Europees niveau. Dit is voor EC ook het geval, maar de grotere lokale niveauverschillen maken EC tot instrument om lokale maatregelen op hun gezondheidsmerites te beoordelen.

**4. Een indicator voor verkeersemissies Molenaar et al., Tijdschrift Lucht 4, 2011**

Het betreft hier een studie naar de meest geschikte parameter om verkeersgerelateerde emissies te monitoren. Metingen van een verkeersstation en een nabij gelegen achtergrondstation zijn met elkaar vergeleken. Het verschil tussen beide stations is te beschouwen als de direct aan het wegverkeer toe te schrijven bijdrage.

Per uur is de relatie tussen verkeersintensiteit en NO<sub>x</sub>, PM en BC (BC is een maat voor roet) bekeken. BC geeft de beste correlatie met verkeersintensiteiten. Ook NO<sub>x</sub> correleert goed, terwijl PM dat niet doet. NO<sub>x</sub> reducerende maatregelen zijn in het licht van de huidige normstellingen van belang, maar NO<sub>x</sub> emissiereductie (bijv door de inzet van katalysators) hoeft niet noodzakelijk tot lagere BC waarden te leiden. Temeer daar BC voor de gezondheid een relevantere fractie is, wordt het belang van BC als indicator bepleit.

**5 Elementair koolstof (EC) als indicator voor effecten van verkeersmaatregelen op  
Luchtkwaliteit en gezondheid Voogt et al.,Tijdschrift Lucht 3, 2011**

In dit artikel wordt een pilotstudie naar het effect op de volksgezondheid van een verkeersdoorstromingsmaatregel besproken. Analyse voor en na de maatregel met een belast en een onbelast meetpunt duidt op een EC reductie in de orde van 20% nabij de weg. Dit vertaalt zich in een afname van het risico op vroegtijdige sterfte van 1 – 6 maanden. De studie geeft aan dat eenvoudige lokale verkeersmaatregelen belangrijke gezondheidswinst kunnen boeken en dat dit zichtbaar wordt door het gebruik van EC als indicator.

**6 Modelling the effects of a speed limit reduction on traffic-related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC**  
Lefebvre et al., Atmos Env 45, 2011

Het artikel beschrijft een studie naar de effecten van snelheidsbeperkende maatregelen (van 120 naar 90 km/uur) op snelwegen in Vlaanderen tijdens wintersmog episodes. De Vlaamse situatie karakteriseert zich door een steeds hoger aandeel diesilverkeer (het hoogste in Europa). Aan de hand van de wagenparksamenstelling en de daaraan gerelateerde emissiefactoren is voor het gebied een modelstudie gedaan voor scenario's met en zonder de toegepaste maatregelen. Onder de aanname dat EC een vast percentage (70%) van de PM<sub>2,5</sub> emissie is zijn de effecten van de maatregelen op EC concentraties gemodelleerd. (Een recente studie voor de A10 in Amsterdam wijst er overigens op dat de situatie iets gecompliceerder is; bij wijzigend verkeersgedrag is deze relatie niet per sé constant).

De maatregelen geven voor EC een significante afname, tot 30% in de nabijheid van snelwegen, terwijl effecten op fijnstof beperkt zijn. Tot op 1500 m afstand van snelwegen - woongebied van circa 1 miljoen mensen - is een gemiddelde EC afname van 0.18 µg/m<sup>3</sup> berekend.

**7 Naar een roetmaat voor een gezonder luchtkwaliteitsbeleid**  
Molenaar et al., Tijdschrift Lucht 6, 2011

Dit stuk is een verslag van de in oktober 2011 gehouden nationale conferentie "naar een roetmaat voor een gezonder luchtkwaliteitsbeleid". Het stuk geeft een globaal beeld van de huidige stand van zaken; bijdragen van vertegenwoordigers van overheden en de wetenschappelijke wereld passeren de revue. Daarbij niet alleen een overzicht van de wetenschappelijke inzichten en praktijkstudies op het gebied van fijnstof en verbrandingsaerosolen, maar ook aandacht voor bestuurlijke aspecten, opinies over de rol van (eventuele) normering ervan en de koppeling van gezondheid aan het luchtkwaliteitsbeleid.

### 3. Overzicht artikelen

## 4. Relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid in een stedelijk gebied

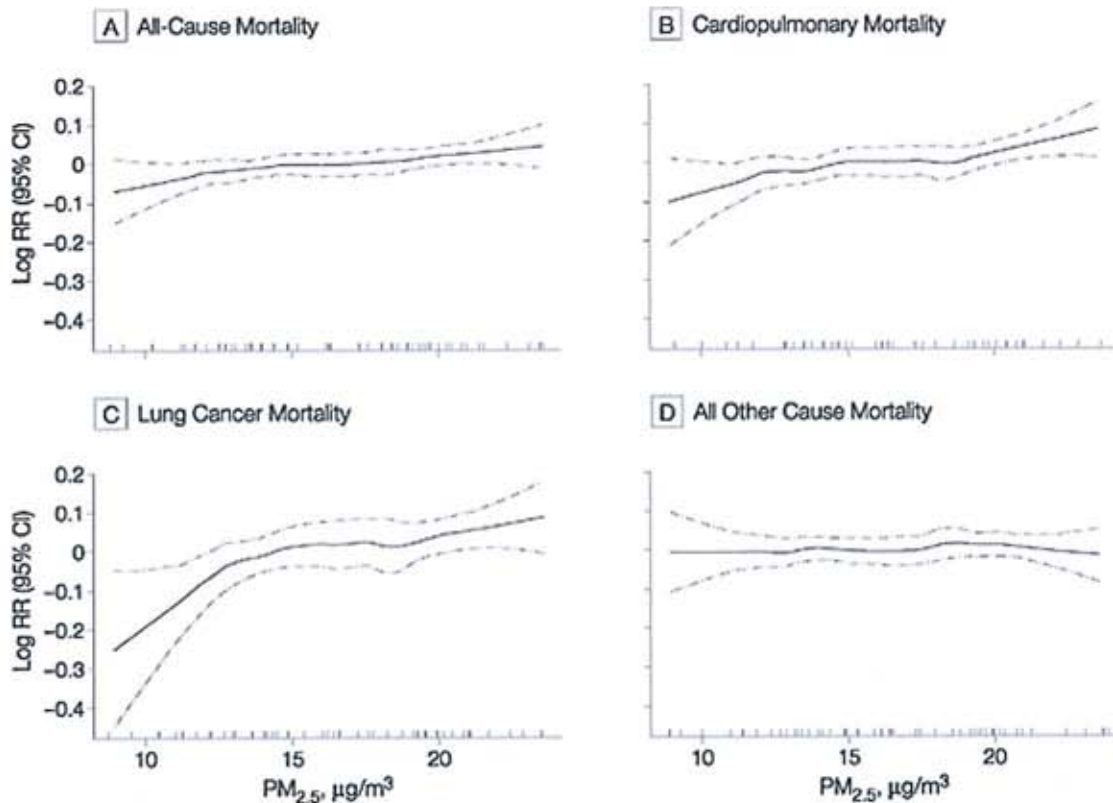
### 4.1 Inleiding

Een groot aantal studies heeft aangetoond dat verontreiniging van de buitenlucht effecten heeft op de volksgezondheid ((World Health Organization, 2006). Deze gezondheidseffecten treden ook op bij de hedendaagse concentraties luchtverontreiniging. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de gevonden gezondheidseffecten (paragraaf 4.1), waarna vooral ingegaan wordt op welke componenten van het complexe mengsel van luchtverontreinigende stoffen belangrijk zijn (paragraaf 4.2). Uit recent onderzoek is wel duidelijk geworden dat meerdere componenten verantwoordelijk zijn voor de gevonden gezondheidseffecten.

### 4.2 Karakterisering gezondheidseffecten

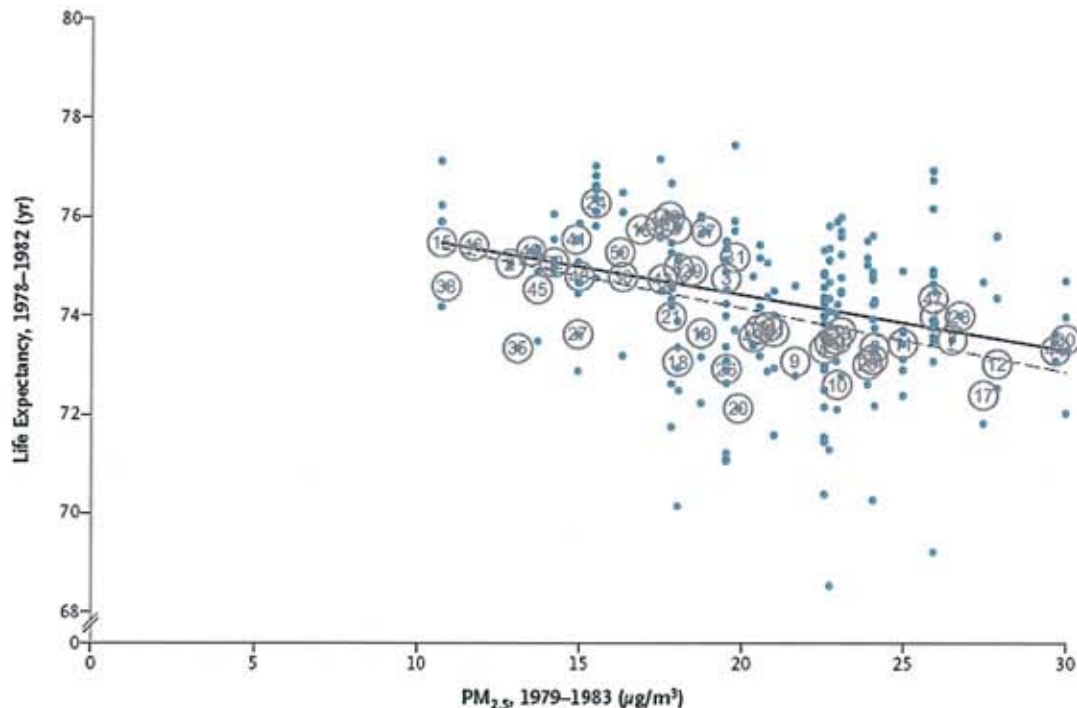
Een belangrijke bevinding van recent epidemiologisch onderzoek is dat er geen sprake lijkt te zijn van een drempelwaarde waar beneden geen effecten op de gezondheid optreden (World Health Organization 2006). De meeste studies vinden lineaire relaties tussen de hoogte van de concentratie luchtverontreiniging en de mate van gezondheidsverlies bijvoorbeeld aantal extra ziekenhuisopnamen voor astma. Figuur 4.1 geeft een voorbeeld. Dit heeft twee belangrijke consequenties voor het beleid. Ten eerste betekent het dat er ook onder de huidige luchtkwaliteitsnormen effecten op de gezondheid optreden. Ten tweede betekent het dat maatregelen die de luchtkwaliteit verbeteren, de volksgezondheid zullen verbeteren, ook als de concentraties boven de norm blijven. Ook geldt dat hoe verder de concentratie beneden de norm is, hoe meer gezondheidswinst geboekt wordt. Figuur 4.1 geeft ook een beeld welke aandoeningen met name beïnvloed worden: hart-en vaatziekten, luchtwegziekten en longkanker.

Onderzoek heeft duidelijk gemaakt dat buitenluchtverontreiniging tot een scala aan negatieve gezondheidseffecten kan leiden ((World Health Organization 2006). Verhoogde daggemiddelde concentraties leiden tot verhoogde dagelijkse sterfte aan vooral hart- en vaatziekten en luchtwegziekten, verhoogde ziekenhuisopnamen voor dezelfde ziekten. Ook is een verergering van (astmatische) luchtwegklachten en verminderde longfunctie aangetoond. Effecten van lange termijn blootstelling blijken uit volksgezondheidsoogpunt belangrijker te zijn. Dit uit zich in grotere relatieve risico's op dezelfde aandoening. Een toename van de fijn stof concentratie met  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  leidt tot circa 0.3-0.6% toename in sterfte tengevolge van korte-termijn-blootstelling, terwijl het effect van lange-termijn-blootstelling circa 6% extra sterfte is (WHO 2006). Gezondheidseffecten omvatten onder meer vervroegde sterfte t.g.v. hart- en vaatziekten en luchtwegziekten, verminderde longfunctie(groei) en chronische luchtwegklachten. Experimenteel onderzoek heeft verschillende mechanismen aan het licht gebracht waarmee luchtverontreinigende stoffen deze effecten kunnen veroorzaken (Brunekreef and Holgate 2002). Vooral oxidatieve stress en daaruit voortvloeiende ontstekingsreacties spelen een rol.



Figuur 4.1 *Relatie tussen lange termijn blootstelling aan  $PM_{2.5}$  en sterfte in de grootste Amerikaanse studie (Pope, Burnett et al. 2002). RR is relatief risico, 95% CI is 95% betrouwbaarheidsinterval. De verticale as is weergegeven als de natuurlijke logaritme van het RR, waarbij een  $RR=1$  ( $\ln RR = 0$ ) is gedefinieerd bij de gemiddelde  $PM_{2.5}$  concentraties. Bij concentraties lager dan het gemiddelde is het RR daarom kleiner dan 1. De figuur kan gebruikt worden om de relatieve risico's van lage en hoge concentraties te vergelijken, maar is hier opgenomen om de afwezigheid van een drempelwaarde te illustreren.*

Een belangrijke recente studie in de Verenigde Staten heeft onderzocht of maatregelen die de concentratie fijn stof ( $PM_{2.5}$ ) verlaagd hebben tussen 1980 en 2000 ook tot gezondheidswinst hebben geleid (Pope, Ezzati et al. 2009). Figuur 4.2 laat zien dat in die gebieden met de grootste verbetering in luchtkwaliteit, de grootste winst in levensverwachting is geboekt. Dit zijn resultaten gecorrigeerd voor trends in de tijd van andere risicofactoren, zoals roken. Verder is duidelijk dat overall in de Verenigde Staten een toename van de levensverwachting optrad, onafhankelijk van de verandering in luchtkwaliteit. Dit is een gevolg van veranderingen in ander risicofactoren (bijvoorbeeld minder roken) en verbeteringen in medische zorg. De auteurs schatten dat de verlaging in  $PM_{2.5}$  concentratie verantwoordelijk was voor 15% van de winst in levensverwachting, een substantiële en plausibele fractie. Het is niet te verwachten dat luchtverontreiniging een groter effect op de totale sterfte heeft.



Figuur 4.2 *Relatie tussen reductie in PM<sub>2.5</sub> concentratie (1980-2000, horizontale as) en de verandering in levensverwachting (verticale as, jaren) in de Verenigde Staten. Elke stip is een Amerikaanse regio.*

### 4.3 Gezondheidsrelevante componenten van het mengsel

Luchtverontreiniging is een complex mengsel van stoffen, veroorzaakt door een scala van bronnen. Voor het beleid is het belangrijk te weten welke stoffen het grootste risico voor de gezondheid met zich meebrengen.

#### 4.3.1 Genormeerde stoffen

Van de stoffen waarvoor nu een luchtkwaliteitsnorm bestaat, zijn vooral fijn stof (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>), stikstof dioxide (NO<sub>2</sub>) en ozon (O<sub>3</sub>) nu van belang voor de gezondheid (Brunekreef and Holgate 2002). Door de sterk gedaalde concentraties is de concentratie zwaveldioxide niet langer een belangrijke indicator voor gezondheidseffecten. Wel is zwaveldioxide een precursor voor de vorming van sulfaat aerosol een belangrijke component van fijn stof. Het blijft daarom ook vanuit het oogpunt van volksgezondheid van belang om zwaveldioxide emissies te reguleren. In sectie 4.3.2 wordt verder ingegaan op gezondheidseffecten van sulfaat.

Lang was de gedachte dat vooral deeltjes kleiner dan 2.5 micrometer verantwoordelijk zijn voor de aan fijn stof gerelateerde gezondheidseffecten. Meer recent is duidelijk geworden dat ook in de grove stoffractie toxische componenten aanwezig zijn ((Brunekreef and Forsberg 2005). De aangetroffen gezondheidseffecten van grof stof zijn vooral met kortdurende blootstelling. Zeer recent hebben studies in Barcelona en Cyprus effecten van Sahara-stofstormen laten zien (Middleton, Yiallourous et al. 2008). De auteurs speculeren dat dit vermoedelijk een gevolg is van aan grof stof gehechte toxische componenten bijvoorbeeld organische componenten of metalen uit emissies van scheepvaart, tijdens transport over de Middellandse Zee. De gedachte is dus niet dat zanddeeltjes sec gezondheidseffecten teweegbrengen. Er zijn geen aanwijzingen voor effecten van lange termijn blootstelling aan grof stof. Er zijn echter maar weinig studies naar lange-



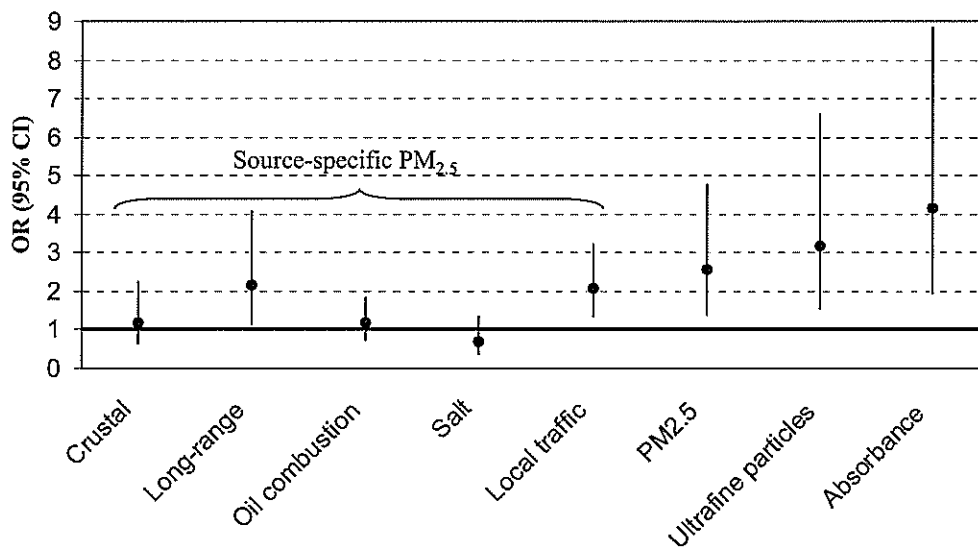
termijn-blootstelling aan grof stof uitgevoerd. In de grote Amerikaanse studie die veel gebruikt voor risicoschatting van  $PM_{2,5}$ , was geen relatie met grof stof aanwezig (Pope, Burnett et al. 2002). Een experimentele studie in ratten bevestigde dat zowel de fijne als de grove stoffractie gezondheidsrelevant is (Gerlofs-Nijland, Dormans et al. 2007). In het grove stof waren elementen afkomstig van slijtage van remmen en banden van belang. In de Verenigde Staten is daarom naast een norm voor fijn stof ook een norm voor grof stof opgenomen. In Europa is ervoor gekozen om zowel een  $PM_{2,5}$  als een  $PM_{10}$  norm te hanteren.

Zowel voor  $PM_{10}$  als voor  $PM_{2,5}$  geldt dat ze niet geschikt zijn om het effect van lokale verkeersemissies op luchtkwaliteit en gezondheid te beschrijven. De invloed van een weg is gewoonlijk gering, tengevolge van de hoge achtergrondbelasting. Een geringe verandering van de  $PM_{10}$  of  $PM_{2,5}$  concentratie geeft dus slechts een beperkte indicatie over de verwachte verandering in gezondheid. Dit geldt zowel voor verhoging van de concentratie (nieuwe bron of bouw van een gevoelige locatie nabij een drukke weg) als vermindering van concentraties (verkeersmaatregelen). Er zijn andere componenten in het stof die gezondheidsrelevant zijn en grotere contrasten in relatie met gemotoriseerd verkeer geven, zoals roet, organische koolstof, ultrafijn stof of PAK's.  $PM_{10}$  en  $PM_{2,5}$  blijven wel goed indicatoren voor het verwachte gezondheidsverlies op een grotere ruimtelijke schaal.

Over stikstofdioxide bestaat een uitgebreide discussie of de stof zelf verantwoordelijk is voor gezondheidseffecten of dat het vooral een indicator is van verbrandingsemissies (World Health Organization 2006). Zeer waarschijnlijk is het vooral een indicator, maar bij hoge concentraties zijn ook directe effecten in gevoelige personen niet uit te sluiten. Uit experimenten bij astmatische menselijke vrijwilligers blijken effecten op de luchtwegen pas op te treden vanaf uurgemiddelde concentraties boven de  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en ook dan zijn studies niet consistent. Bij gezonde mensen treden pas effecten bij uurgemiddelde concentraties van enkele 1000-en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De WHO concludeert dan ook dat de korte-termijnnorm van  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  voldoende bescherming biedt voor de direct effecten van stikstofdioxide. Voor het beleid is de belangrijkste consequentie dat specifieke maatregelen gericht op  $\text{NO}_2$  mogelijk niet tot gezondheidswinst kunnen leiden terwijl bredere maatregelen die het gehele mengsel betreffen dit vermoedelijk wel doen.

#### 4.3.2 Primair en secundaire stof componenten

Het wordt nu algemeen aangenomen dat niet alle componenten van fijn stof even schadelijk zijn. Twee onderzoeken laten zien dat vooral deeltjes uit verbrandingsprocessen schadelijk zijn, terwijl zeezout en door de wind opgewaaid stof niet schadelijk waren in deze studies (Laden, Neas et al. 2000; Lanki, de Hartog et al. 2006) zie figuur 4.3 en 4.4. Uit beide studies blijkt dat naast deeltjes uit het verkeer ook deeltjes uit andere bronnen schadelijk kunnen zijn, te weten lange afstandstransport in een studie en deeltjes uit kolenverbranding uit de tweede studie. Lange afstandstransport is op basis van deze studie niet nader te onderscheiden in secundair aerosol en primair aerosol dat over lange afstanden wordt getransporteerd. Mede op basis van deze studies heeft de Wereldgezondheidsorganisatie vastgesteld dat deeltjes afkomstig van verbrandingsprocessen in brede zin het meest schadelijk zijn (World Health Organization 2006).



Figuur 4.3 *Risico op ischemie (risicofactor voor hartinfarct) en bronnen / componenten van fijn stof*

Noot: OR is Odds Ratio, een maat voor het relatieve risico, hier uitgedrukt als de ratio van het optreden van ischemie bij matig hoge versus lage concentraties (het 75 versus 25 percentiel van de verdeling). De exacte getallen zijn van links naar rechts in de figuur 1.1, 7.6, 1.7, 0.9, 1.7, 7.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en 9500 deeltjes per  $\text{cm}^3$  en  $1.1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^{-1}$ . De OR van 2 voor Long-range transport betekent dat het risico op ischemie 2 groter is als de concentratie 7.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  hoger is. De lijn geeft het betrouwbaarheidsinterval weer. Absorbance is een maat voor roet berekend uit meting van reflectie zoals in de standaard zwarte rook methode.

Table 6. Percent increase in daily deaths and 95% CIs associated with a 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  increase in mass concentration from a specific major source of fine particles by metropolitan area, six U.S. cities, 1979-1988.<sup>a</sup>

City	Mean daily no. deaths	Crustal (Si)		Motor (Pb)		Coal (Se)	
		Percent increase	95% CI	Percent increase	95% CI	Percent increase	95% CI
Boston <sup>b</sup>	59	-	-	1.2	- 1.9- 4.3	2.8	1.2- 4.4
St. Louis	55	- 3.0	- 7.7- 1.6	4.3	1.6- 7.0	0.3	- 1.1- 1.6
Knoxville	12	- 1.7	- 20.0- 17.0	5.2	1.2- 9.2	0.8	- 2.7- 4.3
Madison	11	40.5	- 26.8- 112.5	6.3	- 3.1- 15.8	0.9	- 2.5- 4.2
Steubenville	3	- 1.4	- 7.1- 4.2	- 0.2	- 20.5- 20.5	1.1	- 1.2- 3.5
Topeka	3	- 7.9	- 42.4- 27.9	- 8.2	- 29.0- 13.1	- 3.9	- 11.2- 3.5
Summary <sup>c</sup>		- 2.3	- 5.8- 1.2	3.4	1.7- 5.2	1.1	0.3- 2.0

<sup>a</sup>Each multivariate model includes Loess smooth function of date with a span of 0.05, Loess functions of temperature and dew point temperature with spans of 0.80, indicator variables for day of the week, and all source factors simultaneously. <sup>b</sup>The crustal factor was not a statistically significant predictor of fine mass in Watertown (Boston); therefore, it was not included in the analysis. <sup>c</sup>Summary estimates obtained by combining the city-specific regression coefficients using inverse variance weights.

Figuur 4.4 *Procentueel effect van bronnen van fijn stof op dagelijkse sterfte in zes Amerikaanse steden*

Noot: De summary geeft de effectschatting (percent increase) en de betrouwbaarheid daarvan. Voor verkeer (Motor) en kolenverbranding (Coal) bevat het betrouwbaarheidsinterval niet de 0 (geen effect) en is er dus sprake van een statistisch significante toename. Voor opwaaiend stof (crustal) valt de 0 wel in het betrouwbaarheidsinterval, hetgeen betekent dat er geen statistisch significante relatie is met sterfte in deze studie.

De concentratie primair stof kan beschreven worden door de concentratie van elementair koolstof of roet. Een eenvoudige maat is de traditioneel gemeten indicator zwarte rook. Zwarte rook is in het verleden vooral gebruikt als maat voor deeltjes uit kolen verbranding, maar nu is het in

Nederland vooral een maat voor dieselroet uit het gemotoriseerde wegverkeer, scheepvaart en industriële bronnen. In Nederland bleek kortdurend verhoogde blootstelling aan zwarte rook samen te hangen met extra klachten van de luchtwegen, lagere longfunctie en verhoogd medicijngebruik bij kinderen (van der Zee, Hoek et al. 1999) en oudere volwassenen (van der Zee, Hoek et al. 2000) en verhoogde dagelijkse sterfte tengevolge van hart-en vaatziekten en luchtwegziekten (Hoek, Brunekreef et al. 2000). Lange termijn blootstelling aan zwarte rook in Nederland was geassocieerd met lagere longfunctie en verhoogd voorkomen van astmatische klachten bij kinderen die naar school gingen naar scholen binnen 400 meter van een snelweg (Brunekreef, Janssen et al. 1997; van Vliet, Knape et al. 1997; Janssen, Brunekreef et al. 2003). Tenslotte bleek lange termijnblootstelling aan zwarte rook in een grote studie van 120, 000 volwassenen Nederland samen te hangen met vervroegde sterfte (Beelen, Hoek et al. 2008). Ook internationaal is de interesse in zwarte rook of roet als indicator voor gezondheidseffecten groeiende. Een recente publicatie in het gezaghebbende blad the Lancet beschrijft effecten van zwarte rook op sterfte gebaseerd op Nederlandse en buitenlandse studies (Smith, Jerrett et al. 2009). Ook in de grote Amerikaanse studie waarop de  $PM_{2.5}$  norm grotendeels is gebaseerd, bleken hogere concentraties elementair koolstof tot vervroegde sterfte te leiden (Smith, Jerrett et al. 2009). Juist voor stedelijk beleid is dit een interessante ontwikkeling omdat de ruimtelijke variatie in de genormeerde stofcomponenten ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ) gering is tengevolge van de hoge achtergrond. Door toetsing aan  $PM_{10}$  en  $PM_{2.5}$  worden vermoedelijk belangrijke variaties in emissies van bijvoorbeeld wegverkeer en scheepvaart gemist. Deze emissies zijn veel beter weerspiegeld in variaties in zwarte rook concentraties zoals in diverse studies in Nederland en buitenland is aangetoond ((Fischer, Hoek et al. 2000; Hoek, Meliefste et al. 2002).

Sommigen veronderstellen dat alle gezondheidseffecten aan primair verbrandingsaerosol zijn toe te schrijven. Dit is gebaseerd op experimenteel onderzoek waarbij van zuiver sulfaat en nitraat (componenten van stof die in de atmosfeer worden gevormd uit zwavel- en stikstofdioxide) bij vrijwilligers geen gezondheidseffecten worden gevonden. Echter, hetzelfde argument geldt ook voor zuiver elementair koolstof (Smith, Jerrett et al. 2009). In epidemiologische studies worden zowel met sulfaat als met zwarte rook relaties gevonden met gezondheid, die aangeven dat zowel het primaire verbrandingsaerosol als het secundaire aerosol mengsel schadelijk kan zijn (Smith, Jerrett et al. 2009). In een recent overzicht van de internationale epidemiologische literatuur blijkt dat sulfaat concentraties consistent geassocieerd zijn met zowel korte termijnseffecten als lange termijnseffecten op sterfte ((Smith, Jerrett et al. 2009). Omdat de verstoringe variabelen in onderzoek naar korte- en lange termijnsblootstelling geheel verschillend zijn, is het zeer onwaarschijnlijk dat deze bevindingen door verstoringe variabelen zijn te verklaren. De grote Amerikaanse studie naar lange termijnseffecten (Pope, Burnett et al. 2002) liet zowel relaties tussen primair aerosol (elementair koolstof) als sulfaat zien (Smith, Jerrett et al. 2009). De meest plausibele verklaring voor de verschillen tussen epidemiologische en toxicologische studies betreft het feit dat in epidemiologisch onderzoek sulfaat een indicator voor een complex mengsel van stoffen is. In het toxicologisch, experimenteel onderzoek wordt de zuivere stof onderzocht, die kennelijk zelf weinig toxisch is. De gevonden gezondheidseffecten met sulfaat ondersteunen beleid om zwaveldioxide (precursor voor sulfaat) emissies te blijven beperken. Voor het stedelijk en regionaal beleid is secundair aerosol minder interessant omdat de ruimtelijke variatie gering is en weinig beïnvloedbaar door lokaal beleid.

### 4.3.3 Ultrafijn stof

Met name uit experimenteel onderzoek komen aanwijzingen dat zeer kleine stofdeeltjes (kleiner dan 0.1 micrometer) gezondheidsschade kunnen veroorzaken. Recent heeft een groep internationale experts in een expert panel zich over de risico's van deze ultrafijne stofdeeltjes uitgesproken (Hoek, Boogaard et al. 2009; Knol, de Hartog et al. 2009). De experts vonden het bewijs voor effecten op sterfte, ziekenhuisopnamen en astma-aanvallen matig tot hoog. De experts hebben ook schattingen van de omvang van de effecten gemaakt op basis van studies. De omvang van het effect van ultrafijn stof op sterfte (3% toename in sterfte per 10 000 deeltjes per  $cm^3$ ) was in dezelfde orde van grootte als het effect van fijn stof (6% toename in sterfte per 10

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Hoek, Boogaard et al. 2009). Deze toenames zijn zowel voor fijn als ultrafijn stof ongeveer 50% toename ten opzichte van een karaktersitieke stadachtergrondconcentratie.

Voor lokaal beleid is ultrafijn stof interessant omdat het grotere locale contrasten in relatie tot verkeer laat zien dan  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2,5}$  (Puustinen, Hameri et al. 2007). Een groot nadeel is echter de complexe meetmethode. Daardoor leent het zich minder voor routinematige metingen dan elementair koolstof of zwarte rook. Een recente nog ongepubliceerde studie in Utrecht liet zien dat het contrast van zwarte rook en ultrafijn stof concentraties tussen een drukke straat en de stadsachtergrond ongeveer gelijk was.

Ultrafijn stof kan zeker geen vervanging van fijn stof als indicator voor het mengsel zijn. Immers, diverse studies laten zien dat de correlatie tussen daggemiddelde concentraties van fijn en ultrafijn stof laag is (de Hartog, Hoek et al. 2005). Ultrafijn stof is dus niet de verklaring van de in studies gevonden effecten van fijn stof. Indien ontwikkelingen in meettechniek het praktisch mogelijk maken, zou het wel een aanvullende parameter kunnen zijn.

#### 4.3.4 Oxidatieve stress

Omdat het werkingsmechanisme van fijn en grof stof op de gezondheid waarschijnlijk vooral via oxidatieve stress verloopt, zijn er methoden ontwikkeld om de oxidatieve activiteit van stof te meten (Kunzli, Mudway et al. 2006; Borm, Kelly et al. 2007). In de toekomst zou dit misschien een vervanging van de op massa gebaseerde metingen zoals  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2,5}$  kunnen betekenen, omdat het meer aansluit op biologische activiteit. Echter op dit moment zijn er nog teveel problemen met de meetmethode om op korte termijn de techniek in te zetten. Een recente workshop gaf aan dat er diverse technieken bestaan die elk op verschillende componenten van het fijn stof reageren (Ayres, Borm et al. 2008). Ten tweede is er ook nog geen afdoende bewijs dat metingen van oxidatieve stress een betere voorspeller van gezondheid is dan de relatief eenvoudige meting van massa (Ayres, Borm et al. 2008). Op dit moment is de techniek dus niet bruikbaar voor praktische toepassing. Nader onderzoek is wel gewenst.

#### 4.3.5 Afstand tot drukke wegen

Naast relaties van gezondheid met concentraties van luchtverontreinigende stoffen zijn er ook een flink aantal studies waarin wonen of naar school gaan nabij drukke wegen geassocieerd is met negatieve effecten op de gezondheid. In Nederland zijn effecten op vervroegde sterfte en longkanker gevonden (Beelen, Hoek et al. 2008; Beelen, Hoek et al. 2008), luchtwegziekten bij kinderen en volwassenen (Brunekreef, Janssen et al. 1997; Vliet, Knape et al. 1997; Janssen, Brunekreef et al. 2003). Deze relaties zijn ook internationaal bevestigd. Gemiddeld over vier studies in Nederland, Duitsland en Canada, is wonen nabij een drukke weg geassocieerd met 8% hogere sterftecijfers (Hoek, Boogaard et al. 2009).

#### 4.3.6 Conclusie

Alle fracties hebben gezondheidseffecten, verkeer lijkt in de stad de belangrijkste oorzaak van gezondheidseffecten. Voor het monitoren van lokaal/regionaal beleid is vooralsnog zwarte rook of daaraan gelieerde parameters (EC, BC) de meest praktische aanvullende maat voor zwevend stof. Deze maat heeft voor lokaal beleid aanzienlijke meerwaarde ten opzichte van de al genormeerde stoffen. Zwarte rook is ook een goed maat voor diesel verkeersemisies. Daarnaast zijn eenvoudige indicatoren zoals afstand tot een drukke weg zinvol als aanvulling op bestaande normen.

#### 4.4 Referenties

- Ayres, J.G., P. Borm, et al. (2008): *Evaluating the toxicity of airborne particulate matter and nanoparticles by measuring oxidative stress potential--a workshop report and consensus statement*. *Inhal Toxicol* 20(1): 75-99.
- Beelen, R., G. Hoek, et al. (2008): *Long-term exposure to traffic-related air pollution and lung cancer risk*. *Epidemiology* 19(5): 702-10.
- Beelen, R., G. Hoek, et al. (2008): *Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study)*. *Environ Health Perspect* 116(2): 196-202.
- Borm, P.J., F. Kelly, et al. (2007): *Oxidant generation by particulate matter: from biologically effective dose to a promising, novel metric*. *Occup Environ Med* 64(2): 73-4.
- Brunekreef, B. en B. Forsberg (2005): *Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health*. *Eur Respir J* 26(2): 309-18.
- Brunekreef, B. en S.T. Holgate (2002): *Air pollution and health*. *Lancet* 360(9341): 1233-42.
- Brunekreef, B., N. A. Janssen, et al. (1997): *Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways*. *Epidemiology* 8(3): 298-303.
- Fischer, P., G. Hoek, et al. (2000): *Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam*. *Atmos Environ* 34: 3713-3722.
- Gerlofs-Nijland, M.E., J.A. Dormans, et al. (2007): *Toxicity of coarse and fine particulate matter from sites with contrasting traffic profiles*. *Inhal Toxicol* 19(13): 1055-69.
- Hartog, J.J. de, G. Hoek, et al. (2005): *Relationship between different size classes of particulate matter and meteorology in three European cities*. *J Environ Monit* 7(4): 302-10.
- Hoek, G., H. Boogaard, et al. (2009): *Concentration Response Functions for Ultrafine Particles and All-Cause Mortality and Hospital Admissions: Results of a European Expert Panel Elicitation*. *Environ Sci Technol*.
- Hoek, G., B. Brunekreef, et al. (2000): *Daily mortality and air pollution in The Netherlands*. *J Air Waste Manag Assoc* 50(8): 1380-9.
- Hoek, G., K. Meliefste, et al. (2002): *Spatial variability of fine particles concentrations in three European areas*. *Atmos Environ* 36: 4077-4088.
- Janssen, N.A., B. Brunekreef, et al. (2003): *The Relationship between Air Pollution from Heavy Traffic and Allergic Sensitization, Bronchial Hyperresponsiveness, and Respiratory Symptoms in Dutch Schoolchildren*. *Environ Health Perspect* 111(12): 1512-8.
- Knol, A.B., J.J. de Hartog, et al. (2009): *Expert elicitation on ultrafine particles: likelihood of health effects and causal pathways*. *Part Fibre Toxicol* 6: 19.
- Kunzli, N., I. S. Mudway, et al. (2006): *Comparison of oxidative properties, light absorbance, total and elemental mass concentration of ambient PM<sub>2.5</sub> collected at 20 European sites*. *Environ Health Perspect* 114(5): 684-90.
- Laden, F., L.M. Neas, et al. (2000): *Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities*. *Environ Health Perspect* 108(10): 941-7.
- Lanki, T., J.J. de Hartog, et al. (2006): *Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study*. *Environ Health Perspect* 114(5): 655-60.
- Middleton, N., P. Yiallourous, et al. (2008): *A 10-year time-series analysis of respiratory and cardiovascular morbidity in Nicosia, Cyprus: the effect of short-term changes in air pollution and dust storms*. *Environ Health* 7: 39.

- Pope, C.A., 3rd, R.T. Burnett, et al. (2002): *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution*. *Jama* 287(9): 1132-41.
- Pope, C.A., 3rd, M. Ezzati, et al. (2009): *Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States*. *N Engl J Med* 360(4): 376-86.
- Puustinen, A., K. Hameri, et al. (2007): *Spatial variation of particle number and mass over four European cities*. *Atmos Environ* 41: 6622-6636.
- Smith, K.R., M. Jerrett, et al. (2009): *Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants*. *Lancet*.
- Vliet, P. van, M. Knape, et al. (1997): *Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways*. *Environ Res* 74(2): 122-32.
- Vliet, P. van, M. Knape, et al. (1997): *Motor vehicle exhaust and chronic respiratory symptoms in children living near freeways*. *Environ Res* 74: 122-132.
- WHO (2006): *Air quality guidelines, Global update 2005*. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.
- World Health Organization (2006): *Systematic review of air pollution, a global update*.
- Zee, S. van der, G. Hoek, et al. (1999): *Acute effects of urban air pollution on respiratory health of children with and without chronic respiratory symptoms*. *Occup Environ Med* 56(12): 802-12.
- Zee, S.C. van der, G. Hoek, et al. (2000): *Acute effects of air pollution on respiratory health of 50-70 yr old adults*. *Eur Respir J* 15(4): 700-9.

# ROET ALS ADDITIONELE GEZONDHEIDSEFFECTEN

De huidige normen voor fijn stof zijn gebaseerd op de massaconcentratie van fijnstofdeeltjes. In deze studie<sup>1</sup> onderzoeken wij de toegevoegde waarde van roet als indicator voor de gezondheidseffecten van fijn stof in vergelijking met de massaconcentratie van fijn stof.

NICOLE JANSSEN, GERARD HOEK, PAUL FISCHER, LEENDERT VAN BREE, MENNO KEUKEN, BERT BRUNEKREEF, FLEMMING CASSEE\*

## | Inleiding

Fijn stof is een heterogeen mengsel van deeltjesvormige luchtverontreiniging dat varieert in fysisch-chemische eigenschappen, afhankelijk van de meteorologische omstandigheden en de emissiebron. De huidige normen voor fijn stof zijn gebaseerd op de massaconcentratie van fijnstofdeeltjes. Er zijn veel studies naar de gezondheidseffecten van fijn stof waarbij robuuste associaties worden gevonden tussen een breed spectrum aan gezondheidseffecten en de massaconcentratie. Toxicologisch onderzoek laat zien dat niet elke component van fijn stof evenveel bijdraagt aan de geschatte gezondheidseffecten. Deeltjes die bij verbranding ontstaan, zijn waarschijnlijk schadelijker voor de gezondheid dan bijvoorbeeld opwaaiend stof of zeezout. In stedelijk gebied is verkeer een belangrijke bron van verbrandingsaerosol. Verkeersgerelateerd verbrandingsaerosol kan leiden tot een verhoogd risico op cardiovasculaire en respiratoire aandoeningen en een verhoogde kans op sterfte aan hart- en vaatziekten en luchtwegaandoeningen. Verbrandingsaerosol wordt behalve door wegverkeer ook gevormd door verbranding van hout of kolen en door de scheepvaart en bepaalde industrieën en elektriciteitscentrales.

De huidige normen voor fijn stof zijn gedefinieerd als de massa van deeltjes kleiner dan 10 of 2,5 micrometer ( $PM_{10}$ ,

$PM_{2,5}$ ). Er wordt in deze norm dus geen rekening gehouden met de samenstelling van het stof. Fijn stof is zeer geschikt om een gemiddelde situatie te beoordelen, bijvoorbeeld de gezondheidseffecten over heel Nederland. In de buurt van lokale bronnen van verbrandingsaerosol zijn de huidige normen voor fijn stof minder geschikt om de gezondheidsrisico's goed te karakteriseren, omdat de samenstelling van het stof daar sterk afwijkt van de gemiddelde stofsamenstelling. Dit geldt bijvoorbeeld in de buurt van drukke wegen. Maatregelen die genomen worden om verkeersgerelateerd fijn stof omlaag te brengen, hebben een relatief klein effect op de massaconcentratie fijn stof, vanwege de hoge achtergrondconcentratie die een gevolg is van lange verblijftijd van fijn stof in de atmosfeer. Dit bracht ons op de vraag of er misschien een andere indicator voor (een deel van) fijn stof zou zijn, die de gezondheidseffecten van verbrandingsaerosol beter voorspelt. Zo'n additionele indicator kan gebruikt worden bij het beoordelen van luchtkwaliteitsplannen die erop gericht zijn om verbrandingsaerosol omlaag te brengen of bij het in

kaart brengen van de gezondheidseffecten van de huidige blootstelling van bewoners van drukke wegen of andere bronnen van verbrandingsaerosol. Niet alle gezondheidseffecten van fijn stof zijn toe te schrijven aan verbrandingsaerosol, daarom spreken we over een additionele en geen vervangende indicator.

Eén van de kandidaten voor zo'n additionele indicator is roet (in het Engels: black carbon particles, BCP). In het Engelse artikel wordt nader gemotiveerd waarom we voor roet gekozen hebben en niet voor ultrafijn stof (minder studies, moeilijkere meting) en stikstofdioxide (veranderde ratio tot het gehele verbrandingsmengsel). In deze studie hebben wij roet en de massaconcentratie fijn stof vergeleken als indicator voor de gezondheidseffecten fijn stof. We hebben alle beschikbare epidemiologische onderzoeken geanalyseerd, waarbij zowel de massaconcentratie fijn stof ( $PM_{10}$  of  $PM_{2,5}$ ) als roet is gebruikt. Ook bepaalden we het mogelijke effect van een verkeersmaatregel op de levensverwachting van direct omwonenden, gebruikmakend van gemiddelde 'concentratie-respons

ALS JE HET GEZONDHEIDSEFFECT UITDRUKT PER  $1 \mu\text{G}/\text{M}^3$  ROET (EC), DAN ZIJN DE SCHATTINGEN VAN DE GEZONDHEIDSEFFECTEN GROTER VOOR ROET DAN VOOR DE MASSACONCENTRATIE FIJN STOF

# INDICATOR VOOR DE VAN FIJN STOF

functies' voor zowel roet als fijn stof. Concentratie-respons functies geven het verband tussen concentraties van luchtverontreiniging en bepaalde gezondheidseffecten. Hoewel we in dit artikel vooral ingaan op verkeersgerelateerde (roet)deeltjes, zijn de schattingen van de gezondheidseffecten van roet gebaseerd op metingen afkomstig van alle bronnen, niet alleen verkeer.

## Vergelijking roet en massaconcentratie fijn stof

Alle onderzochte studies waren 'peer-reviewed' epidemiologische studies die de gezondheidseffecten onderzochten van zowel de massaconcentratie fijn stof als roet. Om het effect op acute gezondheidseffecten in kaart te brengen, hebben we alleen tijdreeksstudies meegenomen van dagelijkse sterfte, ziekenhuisopnamen of bezoeken aan de eerste hulp. In tijdreeksstudies wordt onderzocht of er een relatie is tussen

## Omrekening zwarte rook naar elementair koolstof

Roet wordt gemeten met optische of thermische meetmethoden. De verschillende metingen zijn sterk met elkaar gecorreleerd, maar de kwantitatieve relatie tussen de optisch gemeten 'zwarte rook' (ZR) en thermisch gemeten 'elementair koolstof' (EC) verschilt enigszins tussen landen, steden en locatie (regionaal, stad, straat). Om een vergelijking mogelijk te maken tussen studies die verschillende methoden gebruikt hebben, gaan we uit van een gemiddelde omrekeningsfactor van  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ ZR} = 1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ EC}$ . Om te kijken of het verschil maakt welke omrekeningsfactor gebruikt wordt, is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met omrekeningsfactoren uit de totale range van elf individuele studies ( $0,5\text{-}1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ EC}$  per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{ ZR}$ ).

dagelijkse sterfte (ziekenhuisopnamen) en dagelijkse luchtverontreinigingsniveaus, gecorrigeerd voor weersomstandigheden. Voor gezondheidseffecten die optreden na langdurige blootstelling is gebruikgemaakt van zogenaamde cohortstudies, waarbij hoog- en laagblootgestelde mensen gedurende meerdere jaren gevolgd zijn.

## Tijdreeksstudies

Het grootste deel van de gevonden artikelen betrof Europese studies waarin de effecten van  $\text{PM}_{10}$  en zwarte rook bestudeerd waren. De gecombineerde effectschatting voor eindpunten waarvoor ten minste drie verschillende studies beschikbaar waren staan in tabel 1. Voor details over de verschillende

Tabel 1: Vergelijking van de effecten van  $\text{PM}_{10}$  en zwarte rook in tijdreeksstudies (Janssen et al., 2011).

	# studies	% verandering per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ toename (95% betrouwbaarheidsinterval)	
		$\text{PM}_{10}$	Zwarte rook
<b>Sterfte</b>			
Alle natuurlijke doodsoorzaken	7	0,48* (0,18 – 0,79)	0,68* (0,31 – 1,06)
Cardiovasculair	7	0,60* (0,23 – 0,97)	0,90* (0,40 – 1,41)
Respiratoir	7	0,31 (-0,23 – 0,86)	0,95 (-0,31 – 2,22)
<b>Ziekenhuisopnames</b>			
Respiratoir, >65 jaar	6	0,70* (0,00 – 1,40)	-0,06 (-0,53 – 0,44)
Astma en COPD, > 65 jaar	5	0,86* (0,03 – 1,70)	0,22 (-0,73 – 1,18)
Astma, 0-14 jaar	5	0,69 (-0,74 – 2,14)	1,64* (0,28 – 3,02)
Astma, 15-64 jaar	5	0,77 (-0,05 – 1,61)	0,52 (-0,51 – 1,55)
Cardiovasculair, alle leeftijden	4	0,51* (0,04 – 0,98)	1,07* (0,27 – 1,89)
Cardiovasculair, > 65 jaar	4	0,67* (0,28 – 1,06)	1,32* (0,28 – 2,38)
IHZ, > 65 jaar	5	0,68* (0,01 – 1,36)	1,13* (0,72 – 1,54)

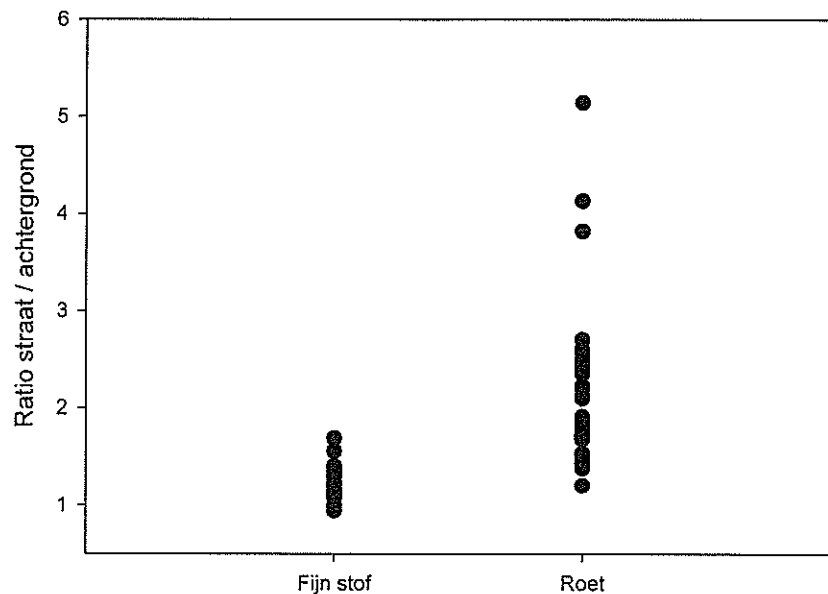
\* Significant effect ( $p < 0,05$ ). IHZ= ischemische hartziekten (vooral hartinfarct).



studies verwijzen we naar de originele studie (zie noot 1).

Voor de meeste eindpunten is het gezondheidseffect per 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  zwarte rook groter dan het effect per 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ , vooral voor sterfte en voor ziekenhuisopnames voor cardiovasculaire oorzaken. Als je het gezondheidseffect uitdrukt per 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  roet (EC), dan zijn de schattingen van de gezondheidseffecten groter voor roet dan voor de massaconcentratie fijn stof. Bijvoorbeeld, afhankelijk van de gebruikte omrekeningsfactor, varieert het effect van roet op sterfte van 0,38% tot 1,36% per 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , in vergelijking met 0,05% per 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  voor  $\text{PM}_{10}$ . Het geschatte effect op sterfte bij een concentratiestijging van 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  is dus minstens acht keer zo hoog voor roet als voor  $\text{PM}_{10}$ .

Omdat de concentraties  $\text{PM}_{10}$  in de buitenlucht veel hoger zijn dan de concentraties roet, kan de vergelijking ook op een andere manier worden gemaakt. Hierbij worden de effecten berekend als gevolg van de verandering in concentratie van het 25 naar het 75 percentiel van de concentratieverdeling (interkwartiel range; IQR) uit te drukken. Als je dit doet, dan zijn de effecten van roet en van de massaconcentratie fijn stof op de gezondheid heel vergelijkbaar. Studies waarin de effecten van roet



Figuur 1: Concentratieverhouding (y-as) bij drukke wegen en achtergrondlocaties voor fijn stof en roet.

worden vergeleken met  $\text{PM}_{2,5}$  in plaats van  $\text{PM}_{10}$  geven hetzelfde beeld. Met behulp van regressieanalyse is in diverse studies ook onderzocht wat er gebeurt als de massaconcentratie en de roetconcentratie samen in een model worden gestopt. Zo kan onderzocht worden welke component het grootste deel van de gezondheidseffecten kan verklaren. Uit studies waarin dit gedaan is, blijkt dat de gezondheidseffecten van roet robuuster zijn dan de effecten van de massaconcentratie fijn

stof: na correctie voor roet werd het effect van fijn stof in het algemeen aanzienlijk kleiner, terwijl het effect van roet (na correctie voor fijn stof) met niet meer dan 33% verminderde.

#### Effecten van langetermijnblootstelling

We hebben vier cohortstudies naar het effect van fijn stof en roet op sterfte geïdentificeerd. In twee van deze studies werd gekeken naar fijn stof en zwarte rook, en in twee studies naar fijn stof en EC (tabel 2).

Tabel 2: Relatief Risico (RR) op sterfte als gevolg van langetermijnblootstelling aan  $\text{PM}_{2,5}$  en roet (per 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ; roet uitgedrukt als EC).

Referentie	Cohort	RR $\text{PM}_{2,5}$ (95% betrouwbaarheidsinterval)	RR EC (95% betrouwbaarheidsinterval)
Smith, 2009	VS, 500.000 volwassenen	1,006 (1,002 – 1,010)	1,06 (1,01 – 1,11)
Lipfert, 2006	VS, 70.000 mannelijke veteranen	1,006 (0,993 – 1,020)	1,18 (1,05 – 1,33)
Beelen, 2008 <sup>a</sup>	Nederland, 120.852 volwassenen	1,006 (0,997 – 1,015)	1,05 (1,00 – 1,10)
Filleul, 2005 <sup>a</sup>	Frankrijk, 14.284 volwassenen	1,010 (1,004 – 1,016)	1,06 (1,03 – 1,09)
Gecombineerd effect <sup>b</sup>		1,007 (1,004 – 1,009)	1,06 (1,04 – 1,09)

<sup>a</sup> Zwarte rook omgerekend naar EC als  $\text{EC} = 0,11 \cdot \text{ZR}$ .

<sup>b</sup> Gecombineerd effect bij  $\text{EC} = 0,18 \cdot \text{ZR}$ : 1,05 (1,02 – 1,07); bij  $\text{EC} = 0,05 \cdot \text{ZR}$ : 1,11 (1,06 – 1,16).

Afhankelijk van de gebruikte omrekeningsfactor voor EC varieert de schatting voor sterfte van 1,05 tot 1,11 per 1 µg/m<sup>3</sup> voor roet, in vergelijking met 1,007 voor PM<sub>2,5</sub>. Per µg/m<sup>3</sup> is het effect van roet dus vijf tot veertien keer zo hoog als het effect van PM<sub>2,5</sub>. Echter, net als bij de tijdreeksstudies, als rekening gehouden wordt met de verschillen in de concentratieverdelingen dan zijn de effecten vergelijkbaar. Cohortstudies waarin niet sterfte maar de respiratoire gezondheid van kinderen is onderzocht, geven hetzelfde beeld: het effect van roet per µg/m<sup>3</sup> is groter dan dat voor fijn stof, maar vergelijkbaar als rekening gehouden wordt met de verschillen in de concentratieverdelingen.

**Verschil tussen achtergrondblootstelling en blootstelling langs drukke wegen**

In studies waarin tegelijkertijd zowel roet als fijn stof op straat en achtergrondlocaties is gemeten, blijkt dat de ratio straat/achtergrond hoger en variabele was voor roet dan voor fijn stof (figuur 1). In de figuur zijn zowel Nederlandse als buitenlandse studies opgenomen. Het algemene beeld geldt ook voor de Nederlandse studies. Gemiddeld is de roetconcentratie in de buurt van drukke wegen twee keer zo hoog als de achtergrondconcentratie in stedelijk gebied. De concentratie fijn stof is langs wegen maar 20% hoger dan de achtergrond. De *wegbijdrage* van PM<sub>2,5</sub> blijkt gemiddeld voor 55% uit roet te bestaan (afhankelijk van de gebruik-

	RR (per µg/m <sup>3</sup> )	Reductie (µg/m <sup>3</sup> )	Toename in levensduurverwachting per persoon (dagen)
PM <sub>2,5</sub>	1,007	1,00	21
EC	1,06	0,55	110

Tabel 3: Vergelijking van de geschatte toename in levensverwachting van een hypothetische verkeersmaatregel op basis van PM<sub>2,5</sub> en roet.

te omrekeningsfactor is dit 40-70%). Roet geeft dus een duidelijker indicator voor de aanwezigheid van verkeer dan fijn stof.

**Gezondheidseffecten van verkeersmaatregelen**

Het gebruik van roet als additionele indicator wordt geïllustreerd door de gezondheidswinst te berekenen van een hypothetische verkeersmaatregel.<sup>2</sup> We gaan er hierbij van uit dat een vermindering van 1 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub> zal leiden tot een vermindering van 0,4-0,7 µg/m<sup>3</sup> roet, op basis van het geschatte percentage roet in de wegbijdrage van PM<sub>2,5</sub> van 40-70%. Als we vervolgens de gemiddelde veranderde levensverwachting berekenen, komen we uit op een toename per persoon van circa 21 dagen voor PM<sub>2,5</sub> en 3,6 maanden voor roet (tabel 3). Afhankelijk van de conversiefactor die we kiezen voor het omrekenen van zwarte rook naar EC, ligt de levensverwachting bij rekenen met de concentratieverandering voor roet vier tot negen keer hoger dan bij gebruik van de concentratieverandering van fijn stof. De geschatte gezondheidswinst is dus veel hoger als het

effect van de maatregel wordt geanalyseerd met de roetconcentratie als indicator. De berekende gezondheidswinst moet beschouwd als een indicatie voor de omvang van de winst in levensduurverwachting, niet als een exacte voorspelling van de verandering in levensverwachting. In de berekeningen wordt namelijk gebruikgemaakt van de huidige sterftcijfers van de gemiddelde Nederlandse bevolking. Verder wordt bij gebrek aan betere informatie veelal gerekend met een constant relatief risico voor alle leeftijden groter dan dertig jaar. Tenslotte kan in een specifieke populatie de gevoeligheid afwijken van de gemiddelde populatie, waardoor het gebruikte RR niet helemaal toepasbaar is.

**Discussie**

De analyse van een groot aantal bestaande studies waarin de gezondheidseffecten van fijn stof en van roet (als zwarte rook of EC) werden vergeleken, laat zien dat gezondheidseffecten per µg/m<sup>3</sup> roet aanzienlijk groter zijn dan die per µg/m<sup>3</sup> fijn stof (PM<sub>10</sub> of PM<sub>2,5</sub>). Als echter rekening werd gehouden met de verschillen in de concentratieverdelingen dan waren de gezondheidsrisico's heel vergelijkbaar. Dit betekent dat de beoordeling van gezondheidseffecten van de concentraties gemiddeld over bijvoorbeeld Nederland voor beide indicatoren vergelijkbaar is. Hetzelfde geldt voor de beoordeling van beleidsmaatregelen waarin alle componenten van het fijnstoffmengsel evenredig aan de huidige

GEMIDDELD IS DE ROETCONCENTRATIE IN DE  
 BUURT VAN DRUKKE WEGEN TWEE KEER ZO  
 HOOG ALS DE ACHTERGRONDCONCENTRATIE IN  
 STEDELIJK GEBIED

## DE RELEVANTIE VAN ROET ALS INDICATOR VOOR HET BEOORDELEN VAN VERANDERINGEN VAN DEELTJESVORMIGE LUCHTVERONTREINIGING DOET ZICH VOOR ALS DE VERANDERING NIET GELIJK IS VOOR ALLE COMPONENTEN VAN HET STOFMENGSEL

niveaus worden gereduceerd. De relevantie van roet als indicator voor het beoordelen van veranderingen van deeltjesvormige luchtverontreiniging doet zich voor als de verandering niet gelijk is voor alle componenten van het stofmengsel. Als vooral het aandeel verbrandingsaerosol wordt teruggedrongen, bijvoorbeeld door verkeersmaatregelen die de uitlatemissies reduceren, is roet een betere indicator om het gezondheidseffect van de maatregel te beoordelen. Gebruik van fijn stof als indicator leidt in die situaties tot een aanzienlijke onderschatting van de gezondheidswinst van de verandering.

Roet is een algemene term die gebruikt wordt voor deeltjes die vrijkomen als gevolg van de onvolledige verbranding van koolwaterstoffen. Roet bestaat uit elementair koolstof met aan het oppervlak een groot aantal componenten geadsorbeerd. Het gaat dan onder meer om organische verbindingen (zoals Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) en metalen (o.a. ijzer, vanadium). De gezondheidseffecten van roet zijn zeer waarschijnlijk niet direct aan het elementair koolstof te wijten, maar meer aan de gelijktijdig geëmitteerde en op het roet geadsorbeerde componenten. Roet is dus net als de massaconcentratie fijn stof een indicator, waarbij het werkelijk causaal gerelateerde agens niet benoemd wordt, maar waarop wel beter bronggericht beleid ten aanzien van verbrandingsaerosol kan worden gevoerd dan totaal fijn stof.

In dit onderzoek werden zeer uiteenlopende studies met elkaar vergeleken en

de resultaten samengevoegd. Dat kan niet zonder allerlei aannames, onder andere over omrekeningen. Voor meer informatie hierover verwijzen we naar het originele Engelstalige artikel.

In de studies is sprake van roet. Wij hebben dit geïnterpreteerd naar roet afkomstig van verbrandingsprocessen en specifiek in een verkeersvoorbeeld toegepast. Hoewel veel roet in de stedelijke omgeving uitlatemissies zijn, zullen de relatieve risico's horend bij een roetindicator vermoedelijk enigszins verschillen afhankelijk van het verbrandingsproces waarbij het roet ontstaat. Dit geldt uiteraard ook voor de gezondheidseffecten van fijnstofmengsels van verschillende herkomst. Deze nuancering geldt ook voor het totale stofmengsel en vergeleken met fijn stof is het gebruik van roet een veel gevoeliger en robuustere indicator voor (de gezondheidseffecten van) verbrandingsaerosol.

### | Samenvattend

Al in 2003 suggereerde een WHO-werkgroep om ook naar de zwarting van  $PM_{2,5}$ -filters te kijken om een indruk van de roetfractie in  $PM_{2,5}$  te krijgen (WHO, 2003). Onze studie ondersteunt deze aanbeveling. In gevallen waarin veranderingen van de hoeveelheid verbrandingsaerosol worden verwacht, is roet een waardevolle aanvullende indicator omdat fijn stof dan als maat te ongevoelig is.

Een roetindicator kan niet gebruikt worden als vervanger voor de fijnstofnormen. Dit zou voorbijgaan aan de gezondheidseffecten van grof stof en van deeltjes afkomstig van andere

bronnen. Gezien het belang van vooral het gemotoriseerde wegverkeer voor stedelijke luchtverontreiniging, zal het gebruik van roet echter een aanzienlijke verbetering van de evaluatie van verkeersblootstellingen en verkeersmaatregelen opleveren.

### | Dankwoord

De auteurs willen Diane Houweling (RIVM) en Sef van Elshout (DCMR) graag bedanken voor hun bijdrage aan de vertaling en samenvatting van het Engelstalige artikel.

### | Noten

1. Dit artikel is gebaseerd op: Nicole A.H. Janssen, Gerard Hoek, Milena Simic-Lawson, Paul Fischer, Leendert van Bree, Harry ten Brink, Menno Keuken, Richard Atkinson, H Ross Anderson, Bert Brunekreef, Flemming R. Cassee (2011). 'Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared to  $PM_{10}$  and  $PM_{2,5}$ ,' (<http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1003369>). Voor alle literatuurverwijzingen en aanvullende details wordt naar dit Engelstalige origineel verwezen.
2. Voor andere rekenvoorbeelden aan verkeersmaatregelen zie bijvoorbeeld Voogt en Keuken, *Tijdschrift Lucht* 2011-3.

\* Nicole Janssen, Paul Fischer en Flemming Cassee zijn werkzaam bij het RIVM, Leendert van Bree bij het PBL en Menno Keuken bij TNO. Gerard Hoek en Bert Brunekreef zijn werkzaam bij het IRAS, Universiteit Utrecht.

# LEVENSV ERWACH- TING ROTTERDAMSE BEVOLKING MET JAAR VERLENGD DOOR VER- BETERDE LUCHTKWA- LITEIT IN 1985-2008

De concentratie fijn stof is de afgelopen decennia flink gedaald. De levensverwachting van de inwoners van Rotterdam is daardoor gestegen. Het blijkt dat het vooral de gedaalde verbrandingsemissies zijn die de winst opleveren.

MENNO KEUKEN, MARITA VOOGT,  
SEF VAN DEN ELSHOUT, GERARD  
HOEK EN NICOLE JANSSEN\*

## | Inleiding

De afgelopen dertig jaar is de concentratie van fijn stof aanzienlijk gedaald. Naar verwachting wordt eind 2011 in Nederland vrijwel overal voldaan aan de grenswaarden. Dit is echter geen garantie voor 'gezonde' lucht, ook onder de grenswaarden zijn er gezondheidseffecten. Vooral emissies van verbrandingsaerosol door (diesel)verkeer (en scheepvaart) zijn in stedelijk gebied gezondheidsrelevant. De concentratie elementair koolstof (EC) in de buitenlucht is een gevoelige indicator voor het aandeel verbrandingsaerosol in fijn stof. Door epidemiologisch onderzoek is onlangs het gezondheidsrisico van EC vastgesteld. Hiermee is EC een geschik-

te aanvullende indicator om effecten van lokale verkeersmaatregelen en ruimtelijke ordening op de gezondheid vast te stellen. De trend van  $PM_{10}$ - en EC-concentraties in Rotterdam in de periode 1985-2008 is onderzocht om de gezondheidswinst op basis van beide indicatoren te vergelijken.

## | Grenswaarden fijn stof bieden geen garantie voor gezonde lucht

Fijn stof is een complex mengsel van zwevende deeltjes in de buitenlucht. Aantallen deeltjes, de chemische samenstelling en de deeltjesgrootteverdeling is afhankelijk van tijd en plaats. Epidemiologisch onderzoek laat significante associaties zien tussen  $PM_{10}$ - en  $PM_{2,5}$ -massaconcentraties en sterfte en ziekte aan hart- en vaatziekten en luchtwegaandoeningen. De grenswaarden zijn hierop gebaseerd. Daarnaast

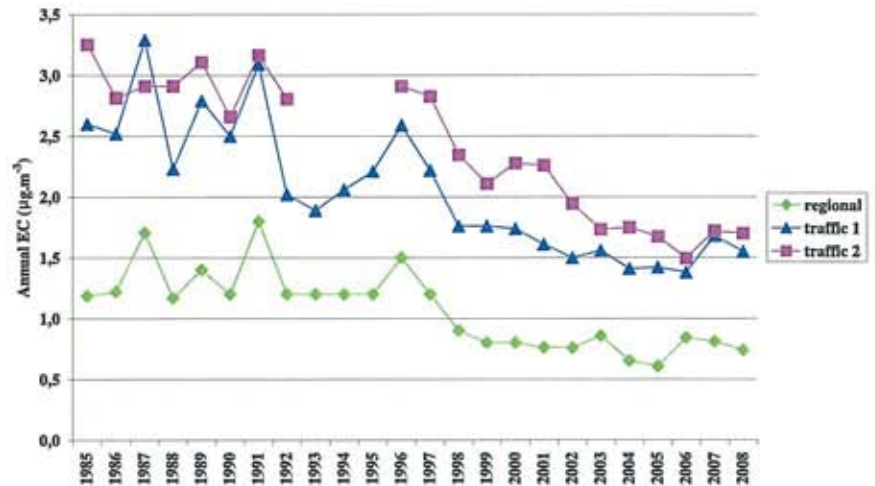
wijst epidemiologisch onderzoek op *extra* gezondheidseffecten in de buurt van drukke verkeerswegen. De (beperkte) verhoogde  $PM_{10}$ - en  $PM_{2,5}$ -concentraties op deze locaties kunnen deze effecten niet goed verklaren. Echter, de concentraties van EC zijn tot een factor 2-3 verhoogd in de buurt van intensief wegverkeer. EC is daarom een betere indicator voor de bijdrage van uitlaatemissies aan fijn stof. Een recent overzicht van epidemiologisch onderzoek<sup>1</sup> laat de gezondheidsrisico's zien van langjarige blootstelling aan EC. Per massa eenheid is het gezondheidsrisico van langjarige blootstelling aan EC ongeveer een factor tien hoger dan voor  $PM_{10}$ . Epidemiologische studies waarin gedetailleerd naar de 'concentratie-responsrelatie' is gekeken, laten *geen* drempelwaarde zien waar onder geen gezondheidseffect is waar te nemen.

Voor de meeste gezondheidseffecten geldt dat de relatie bij benadering lineair is. Dit betekent dat gezondheidsrisico's zowel boven als onder de grenswaarde optreden. Vanwege Europese wetgeving is er veel inspanning gericht om de luchtkwaliteit te verbeteren tot onder de fijnstofgrenswaarde.

Vanuit juridisch perspectief is er weinig reden de luchtkwaliteit verder te verbeteren, maar vanuit gezondheid is verbetering van de luchtkwaliteit nog steeds urgent. Discussies rondom een gezonde afstand van een school tot een weg onderstrepen deze bezorgdheid. Inzet van EC als indicator voor de bijdrage van verbrandingsemissies lijkt een zinvolle aanvulling om het effect van lokale verkeersmaatregelen en ruimtelijke inrichting op de gezondheid in kaart te brengen. Hiermee is het mogelijk de gezondheidseffecten van verschillende inrichtingsvarianten of verkeersmaatregelen op een kwantitatieve wijze te beoordelen. In een ander artikel in dit nummer van *Tijdschrift Lucht* worden voorbeelden hiervan gepresenteerd.

**Roetemissies door onvolledige verbranding**

Elementair koolstof met geabsorbeerde toxische organische verbindingen ('roet') wordt uitgestoten bij (onvolledige) verbranding van koolstofhoudende brandstof. Natuurlijke emissies van EC zijn bosbranden en vulkanisme. In Nederland zijn EC-concentraties een kwantitatieve maat voor de uitstoot van 'verbrandingsaerosol' door dieselverkeer, scheepvaart, energieproductie en warmteopwekking. Hierbij geldt: 'hoe meer koolstof per eenheid brandstof, hoe hoger de EC-emissies'. Zo heeft dieselverkeer (zonder roetfilter) hogere uitlaatemissies van EC dan benzine of lpg. Ook energieopwekking met kolenverbranding heeft een relatief hogere emissie van EC dan biomassa, olie of aardgas. Naast gezondheidseffecten levert EC een belangrijke bijdrage aan



Figuur 1: Jaargemiddelde EC-concentraties (µg.m<sup>-3</sup>) op stedelijke verkeerslocaties 1 (Floreslaan) en 2 (Vasteland) in Rotterdam en de regio van Rotterdam (1985-2008).

klimaatverandering en wordt het terugdringen van EC gezien als een belangrijke 'quick win' om opwarming tegen te gaan.<sup>2</sup>

**EC als indicator voor roetemissies**

De referentiemethode voor bepaling van EC is gebaseerd op bemonstering van fijn stof op een kwartsfilter en thermische analyse in het laboratorium ('thermisch-EC'). Voor automatische metingen in meetnetten zijn optische methoden beter geschikt. De 'zwarte rook'-methode is de oudste en bekendste manier om verbrandingsaerosol in de buitenlucht te meten. In het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit wordt nog altijd zwarte rook gemeten en er zijn tijdreeksen beschikbaar vanaf eind jaren '70. Gezien de lange tijdseries van deze metingen is het van belang deze tijdseries vergelijkbaar te maken met moderne, automatische EC-metingen (o.a. de 'multi angle absorptie fotometer' – MAAP). DCMR heeft gelijktijdig zwarterook- en MAAP-metingen uitgevoerd in Rotterdam, terwijl de GGD-Amsterdam langs de A10 gelijktijdig zwarte rook en thermisch-EC heeft gemeten. TNO heeft dergelijke metingen uitgevoerd op verschillende locaties in Amsterdam en Rotterdam. De resultaten van deze onderzoeken zijn weergegeven in tabel 1.

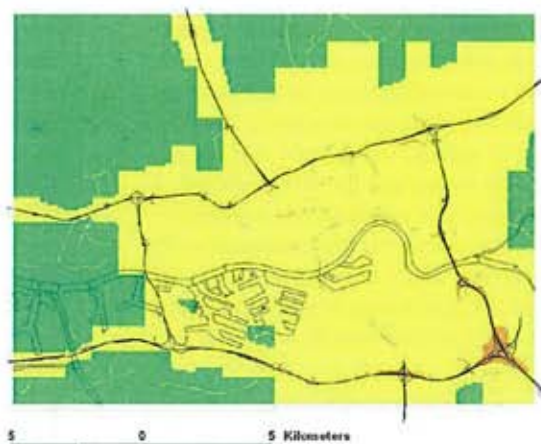
De correlatiecoëfficiënten (R<sup>2</sup>) van de drie methoden onderling is ongeveer 0,9. Dit laat zien dat de drie methoden om verbrandingsaerosol te meten onderling goed overeenkomen. Combinatie van de resultaten van het onderzoek in Rotterdam (2004-2006) en Amsterdam (2010) geeft een factor 8 tussen de Zwarte Rook Index (ZRI) en de thermische EC-meting. Het onderzoek in Amsterdam (2006-2007) en in Rotterdam (2006-2007) geven hiervoor een factor 9 en 11. We gebruiken een gemiddelde factor 10 om lange tijdseries van zwarte rook om te rekenen naar EC-concentraties. Hiermee is de trend in EC-concentraties afgeleid uit de meetreeks van zwarte rook in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit in de periode 1985-2008. De variatie in de EC-concentraties in figuur 1 wordt veroorzaakt door wisselende jaarlijkse meteorologie. Figuur 1 laat zien dat de trend in de regionale achtergrond van EC sinds 1999 stabiliseert, terwijl stedelijke verkeerslocaties in Rotterdam (Floreslaan en Vasteland) sinds 2003 stabiliseren. De sterkere daling van de EC-concentratie op de verkeersbelaste locaties tot 2003 is het gevolg van schoner dieselwegverkeer in de stad, maar sinds 2003 wordt de groei van het wegverkeer niet meer gecompenseerd door schonere voertuigen.

	N	R <sup>2</sup>	lineair verband
Rotterdam (2004-2006)	510	0,9	ZRI ~ 6 * MAAP
Amsterdam (2010)	52	0,9	MAAP ~ 1,3 * thermisch-EC
Amsterdam (2006-2007)	113	0,8	ZRI ~ 9 * thermisch-EC
Rotterdam (2006-2007)	67	0,9	ZRI ~ 11 * thermisch-EC

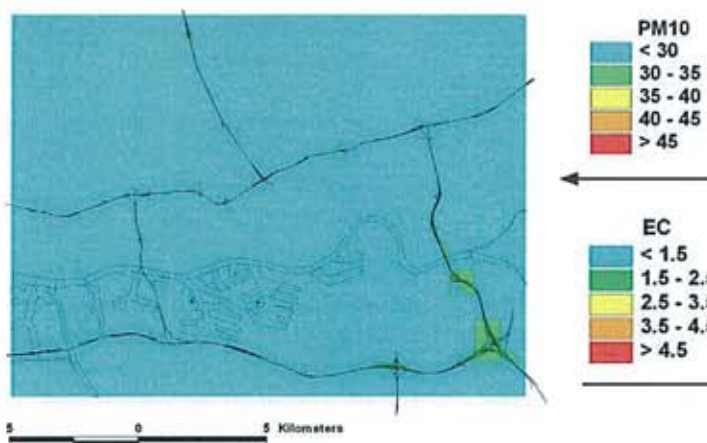
Tabel 1: Vergelijking metingen van verbrandings-aerosol met Zwarte Rook Index (ZRI), MAAP en thermisch-EC in Rotterdam en Amsterdam.



Figuur 2a: Jaargemiddelde PM<sub>10</sub> (µg.m<sup>-3</sup>) in Rotterdam (1985).



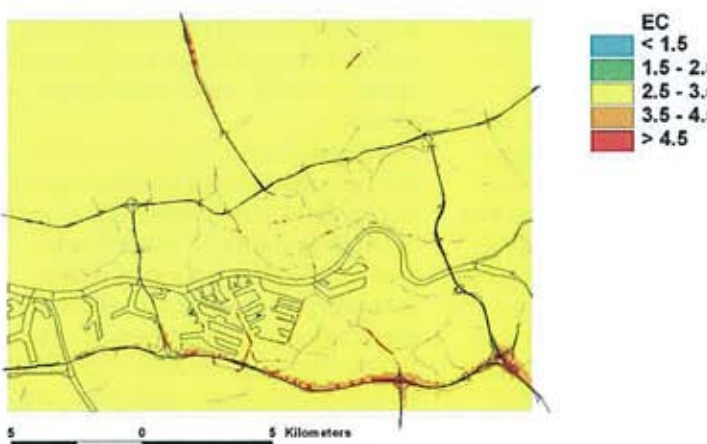
Figuur 2b: 1995.



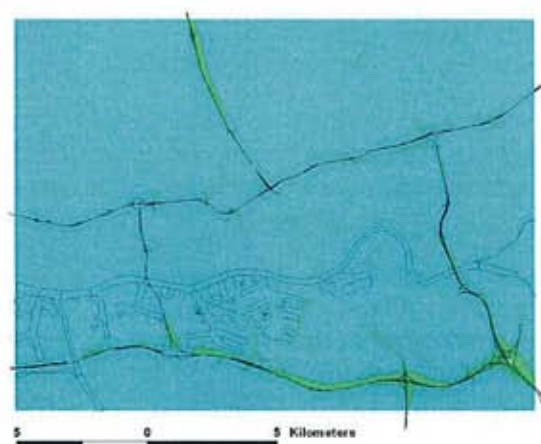
Figuur 2c: 2008.



Figuur 3a: Jaargemiddelde EC (µg.m<sup>-3</sup>) in Rotterdam (1985).



Figuur 3b: 1995.



Figuur 3c: 2008.

De verspreiding van EC in stedelijk gebied  
Metingen tonen de variatie in de tijd van EC-concentraties, terwijl verspreidingsmodellen inzicht geven in de ruimtelijke variatie van EC-concentraties. Op leefniveau in stedelijk gebied is wegverkeer de belangrijkste bron van verbrandingsemissies, omdat deze

emissies dicht bij de grond worden uitgestoten en in de buurt van bewoners. EC-emissies door andere bronnen (o.a. industrie, huishoudens, energieopwekking en scheepvaart) zijn in deze studie niet apart berekend, maar onderdeel van de (gemeten) stedelijke achtergrond van EC. De bronsterkte van EC-emissies is bere-

kend door het product van emissiefactoren en het volume van het wegverkeer. In Rotterdam is het volume van het wegverkeer en de verdeling in verschillende voertuigklassen in de periode 1985-2008 redelijk bekend. Emissiefactoren van EC voor wegverkeer worden *niet* vastgesteld in het reguliere meetprogramma van emissies

in Nederland. Dit gebeurt wel voor de emissiefactoren van de massa van fijn stof in uitlaatemissies. In het Europese onderzoeksprogramma PARTICULATE is het EC-gehalte vastgesteld als fractie van de massa van fijn stof in uitlaatemissies van verschillende voertuigen.<sup>3</sup> Deze informatie is gecombineerd met emissiefactoren voor de massa van fijn stof in uitlaatemissies en hiermee zijn emissiefactoren voor EC vastgesteld.<sup>4</sup>

| De trend van PM<sub>10</sub> en EC in Rotterdam in 1985-2008

Jaargemiddelde PM<sub>10</sub> - en EC-concentraties in Rotterdam zijn berekend met het TNO URBIS-model voor de jaren 1985, 1995 en 2008. Het URBIS-model combineert berekeningen van de bijdrage van binnenstedelijk wegverkeer ('SRM1') en snelwegen ('SRM2') met stadsachtergrondconcentraties. Voor 2008 is de stadsachtergrond van PM<sub>10</sub> gebaseerd op de 1\*1 km<sup>2</sup> GCN-kaart. Voor 1995 en 1985 is deze achtergrond afgeleid met een toenemende trend van 0,7 µg.m<sup>-3</sup> PM<sub>10</sub> per jaar vanaf 2008 naar voorgaande jaren.<sup>5</sup> Voor de stadsachtergrond van EC in 1985, 1995 en 2008 in Rotterdam is gebruikgemaakt van de EC-trend in figuur 1. De meteorologie in de modelberekeningen is hetzelfde voor de drie jaren (gemiddelde in de periode 1995-2005). Het verkeersvolume in Rotterdam in 1985 en 1995 is berekend met verkeersdata van 2008 en een afnemende trend van 3% per jaar op snelwegen en 1,5% op binnenstedelijke wegen voor voorgaande jaren. De verdeling personenvoertuigen, lichte en zware vrachtwagens is in 1985 en 1995 gelijk gehouden aan het jaar 2008. De resultaten van de URBIS-berekeningen zijn weergegeven in de figuren 2a-c voor PM<sub>10</sub> en in de figuren 3a-c voor EC. De figuren 2 en 3 illustreren dat de luchtkwaliteit met betrekking tot PM<sub>10</sub> en EC in Rotterdam aanzienlijk is verbeterd in de periode 1985-2008. De oorzaken voor PM<sub>10</sub> en EC zijn echter verschillend:

- voor PM<sub>10</sub> is de stadsachtergrond gedaald van 43 µg.m<sup>-3</sup> in 1985 naar 25 µg.m<sup>-3</sup> in 2008: een verbetering van 18 µg.m<sup>-3</sup>. Hoogerbrugge et al. (zie noot 5) concluderen dat 70% van de verbetering tussen 1993 en 2007 is toe te schrijven aan emissiereductie van gasvormige precu-

sors (zwaveldioxide, ammoniak en stikstofoxiden) die secundair fijn stof vormen. Deze reducties zijn vooral te danken aan het nationale en Europese verzuringsbeleid.

Slechts 10% van de verbetering is het gevolg van verlaagde emissies van primair fijn stof o.a. uit verbrandingsemissies. De resterende 20% van de verlaging heeft andere oorzaken;

- voor EC is de stadsachtergrond gedaald van 3 µg.m<sup>-3</sup> in 1985 naar 1 µg.m<sup>-3</sup> in 2008. Deze EC-verlaging op de stadsachtergrond met een factor 3 is het gevolg van lagere grootschalige emissies van verbrandingsaerosol (o.a. industrie, elektriciteitsopwekking, scheepvaart) en van (diesel)wegverkeer in het bijzonder. Hieruit blijkt dat emissies door de groei van het wegverkeer voor een belangrijk deel zijn gecompenseerd door strengere Europese emissienormen in de afgelopen periode.

In de buurt van verbrandingsemissies op leefniveau zoals druk binnenstedelijk verkeer, snelwegen en scheepvaart is de situatie afwijkend van de stadsachtergrond. Net als voor de stadsachtergrond zijn er verschillen voor PM<sub>10</sub> en EC:

- voor PM<sub>10</sub> zijn de concentraties zelfs in de buurt van druk wegverkeer slechts 10-20% hoger dan de stadsachtergrond: PM<sub>10</sub> wordt gedomineerd door regionale achtergrondconcentraties. De verhoging bij wegverkeer is zowel het gevolg van uitlaatemissies als van opwervend wegestof. In 2008 zijn deze bijdragen ongeveer gelijk, maar met lagere uitlaatemissies en toenemend wegverkeer wordt de bijdrage van opwervend wegestof (inclusief slijtage-emissies)

relatief belangrijker. Deze emissies zijn wel gezondheidsverdacht, maar mogelijke gezondheidseffecten zijn nog niet te kwantificeren; voor EC zijn de concentraties in de buurt van druk wegverkeer ook in 2008 nog een factor 2-3 verhoogd ten opzichte van de stadsachtergrond. Ondanks fors afgenomen voertuigemissies zijn EC-concentraties in de buurt van druk wegverkeer (en waarschijnlijk scheepvaart) significant verhoogd. De vraag is dan of deze verhogingen gezondheidsrelevant zijn en zo ja, of lokale maatregelen deze gezondheidseffecten kunnen beperken. Deze laatste vraag wordt elders in dit nummer behandeld.

| De gezondheidseffecten van PM<sub>10</sub> en EC in Rotterdam in de periode 1985-2008

De gevolgen van de verbeterde luchtkwaliteit in de periode 1985-2008 voor de gezondheid wordt geanalyseerd door de concentratievelden voor PM<sub>10</sub> en EC in de figuren 2 en 3 te combineren met de bevolkingsdichtheid in Rotterdam. Dit levert de langjarige blootstelling van de Rotterdamse bevolking aan verschillende concentratieniveaus van PM<sub>10</sub> en EC. In het studiegebied zijn 570.000 inwoners geïdentificeerd. De Rotterdamse bevolking was nagenoeg constant tussen 1985 en 2008. De blootstelling aan PM<sub>10</sub> en EC is weergegeven in tabel 2.

De blootstelling in tabel 2 is vertaald naar gezondheidseffecten. Vanwege de langjarige blootstelling is gekozen voor 'voortijdige sterfte' als gezondheidsmaat. Hierbij is aangenomen dat de Rotterdamse bevolking is opgebouwd uit leeftijdscategorieën tussen de 18 en 64 jaar volgens de landelijke gemiddelde leeftijdsopbouw in 2008. Voor 1985,

	Aantal inwoners (#)		
	1985	1995	2008
<b>PM<sub>10</sub> (µg.m<sup>-3</sup>)</b>			
20-30	-	-	565.000
30-35	-	15.000	5.000
35-40	-	550.000	-
40-45	515.000	5.000	-
45-55	55.000	-	-
<b>EC (µg.m<sup>-3</sup>)</b>			
0,5-1,5	-	-	565.000
1,5-2,5	-	-	5.000
2,5-3,5	535.000	560.000	-
3,5-4,5	30.000	10.000	-
4,5-6,0	5.000	-	-

Tabel 2: Aantal inwoners in Rotterdam dat aan verschillende jaargemiddelde niveaus van PM<sub>10</sub> en EC is blootgesteld in 1985-2008.

## EMISSIES DOOR DE GROEI VAN HET WEGVERKEER ZIJN VOOR EEN BELANGRIJK DEEL GECOMPENSEERD DOOR STRENGERE EUROPESE EMISSIENORMEN IN DE AFGELOPEN PERIODE

1995 en 2008 is vervolgens per jaar het verlies aan levensjaren berekend, indien deze bevolking levenslang aan luchtvervuiling zou worden blootgesteld, zoals weergegeven in tabel 2. Daarbij is gebruikgemaakt van het risico op sterfte zoals dat in epidemiologische studies in vooral de Verenigde Staten en Nederland is vastgesteld.<sup>1</sup> Ten slotte zijn de *verschillen* in aantallen verloren levensjaren voor 1985-1995 en 1985-2008 berekend. Dit geeft inzicht in de 'gezondheidswinst' door de verbeterde luchtkwaliteit in 1995 en 2008 ten opzichte van 1985. De resultaten geven aan dat de daling van de  $PM_{10}$ -concentraties van 1985 tot 2008 een verlengde levensverwachting van 13 maanden oplevert (95% interval van 3-15 maanden). Voor EC is deze winst 12 maanden (95% interval 4-20 maanden). De langere levensverwachting zoals afgeleid met  $PM_{10}$  en EC zijn in dezelfde orde. Dit lijkt merkwaardig want de stadsachtergrond van  $PM_{10}$  daalde met  $18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  en EC 'slechts' met  $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Echter, uitgedrukt per  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  is het risico op sterfte voor EC tienmaal hoger dan voor  $PM_{10}$ . EC is dus een gevoelige indicator voor de schadelijke componenten van fijn stof. De overeenkomst tussen de gezondheidseffecten zoals afgeleid van  $PM_{10}$  en EC suggereert dat deze effecten vooral zijn toe te schrijven aan de bijdrage van verbrandingsaerosol. Echter, de onzekerheid in de precieze grootte van het risico van  $PM_{10}$  en EC laat niet toe om hier harde conclusies aan te verbinden.

**Gezondheidswinst mogelijk ook beneden de grenswaarde**  
Zowel voor  $PM_{10}$  als EC is de concentratie in de buitenlucht van Rotterdam in de periode 1985-2008 fors gedaald. De gezondheidswinst bedraagt circa twaalf maanden op basis van de gedaalde concentraties van  $PM_{10}$  en EC. In deze

gezondheidswinst lijkt het terugdringen van EC-emissies een belangrijke rol te spelen.

In de buurt van druk wegverkeer (en waarschijnlijk ook in de omgeving van scheepvaart) zijn de concentraties van EC in 2008 nog steeds significant verhoogd ten opzichte van de achtergrond, terwijl vrijwel overal wordt voldaan aan de  $PM_{10}$ -grenswaarde. Sinds 2003 daalt de EC-concentratie op de stadsachtergrond nauwelijks meer en daarmee stagneert de trend van de afgelopen twintig jaar naar gezondere luchtkwaliteit. Met behulp van EC-concentraties is het mogelijk de gezondheidseffecten van verbrandingsaerosol kwantitatief in kaart te brengen. Hiermee kunnen *lokale* verkeersmaatregelen, uitbreiding van wegeninfrastructuur en ruimtelijke inrichtingsvarianten worden getoetst op gezondheidseffecten.

Formeel is er weinig reden om de luchtkwaliteit 'beneden de grenswaarde' te onderzoeken. Vanuit gezondheids perspectief is er echter veel te winnen bij besluitvorming rondom verkeersmaatregelen en ruimtelijke inrichting. Het is aannemelijk dat het draagvlak van besluitvorming wordt verhoogd bij *kwantitatief* inzicht in de gezondheidseffecten. Dit biedt toegevoegde waarde aan de Gezondheids Effect Screening (GES) zoals die nu vaak wordt toegepast.

### Noten

1. Janssen, N.A.H., Hoek, G., Lawson-Simic, M., Fischer, P., Bree, L. van, Brink, H. van, Keuken, M.P., Atkinson, R., Brunekreef, B. and Cassee, F. (2011). 'Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of combustion particles compared to  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$ .' Submitted to Environmental Health Perspectives.
2. Smith, K.R., Jerrett, M., Anderson,

H.R. et al. (2009). 'Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants.' *Lancet* 2009; published online Nov 25.

DOI:10.1016/S0140-6736(09)61716-5.

3. Ntziachristos, L. and Samaras, Z. (2009). 'EMEP/EEA emission inventory guidebook - COPERT4'. [www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-road-transport.pdf](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-road-transport.pdf).
4. Keuken, M.P., Zandveld, P., Van den Elshout, S., Hoek, G. and Janssen, N. (2011). 'Health impact assessment of  $PM_{10}$  and EC in the city of Rotterdam (the Netherlands) in the period 1985-2008'. BOPII-rapport in voorbereiding.
5. Hoogerbrugge, R., Denier van der Gon, H.A.C., Van Zanten, M.C. and Matthijsen J. (2010). 'Trends in particulate matter.' BOP-report 500099014/2010 [www.pbl.nl/en](http://www.pbl.nl/en).

\* Menno Keuken en Marita Voogt zijn werkzaam bij TNO. Sef van den Elshout is werkzaam bij DCMR, Gerard Hoek bij IRAS en Nicole Janssen bij het RIVM.



# EEN INDICATOR VOOR VERKEERSEMISSIES

Verkeer is de belangrijkste bron van luchtverontreiniging in stedelijke gebieden. Van alle stoffen die we in de lucht meten, blijkt roet de beste parameter om verkeersmissies te monitoren.

RINKJE MOLENAAR EN CORNELIS DE GIER\*

## | Inleiding

Verkeersemisies leveren een belangrijke bijdrage aan de luchtverontreiniging in stedelijke gebieden. Ze bestaan vooral uit stikstofoxiden (NO<sub>x</sub>, een mengsel van NO en NO<sub>2</sub>) en fijn stof (PM<sub>x</sub>). Algemeen wordt aangenomen dat fijn stof leidt tot gezondheidsschade en dat de impact groter wordt naarmate de deeltjes kleiner zijn, doordat ze dieper in de luchtwegen doordringen. Daarnaast speelt ook de chemische samenstelling van de deeltjes een rol. Roetdeeltjes die ontstaan bij (onvolledige) verbranding bestaan grotendeels uit elementair koolstof (EC) waaraan allerlei organische en metaaldeeltjes zitten. Ze behoren tot de zeer fijne fractie (PM<sub>0,1</sub>). Deze worden als de meest schadelijke component van de verkeersmissies beschouwd (zie bijvoorbeeld Keuken en anderen, 2011). Verder leidt wegverkeer tot de emissie en opwerveling van deeltjes afkomstig van slijtage van wegdek en banden. Deze behoren tot de fractie PM<sub>10</sub>, maar zijn doorgaans groter dan PM<sub>2,5</sub>. Landelijk worden op diverse meetstations de componenten NO<sub>2</sub>, NO, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> gemeten. De Europese en nationale regelgeving stelt grenzen aan de concentraties NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> in de lucht. In het verleden werd veelal 'zwarte rook' gemeten als maat voor de luchtverontreiniging. Hierin bevonden zich kolenstof en allerlei verbrandingsproducten (roet). Tegenwoordig is het de fractie waarin zich vooral de kleine verkeersgerelateerde roetdeeltjes bevinden. In Rijnmond wordt al sinds 1969 zwarte rook gemeten. Het oorspronkelijke rookmeetnet is in de loop van de tijd gekrompen, omdat de lucht schoner werd en omdat er normen voor

fijn stof kwamen. De laatste jaren wordt zwarte rook weer meer gemeten (ondanks dat het geen gereguleerde stof is), omdat we vermoeden dat het een goede indicator is voor verkeer. DCMR meet dan de 'moderne' variant van zwarte rook: Black Carbon (BC). BC heeft een sterke relatie met de traditionele zwarterookmaat en is goed gecorreleerd met elementair koolstof (EC). In deze studie is gezocht naar de meest geschikte parameter uit de hiervoor genoemde componenten om verkeersgerelateerde emissies te monitoren.

## | Aanpak

Het onderzoek vond plaats in Rotterdam. Er is gebruikgemaakt van de metingen van twee meetstations: een station aan de Pleinweg, een drukke binnenstedelijke weg, en een station aan de Zwarte Waalstraat, een hele stille straat. Het prettige van deze combinatie van verkeer- en achtergrondstation is dat de stations slechts enkele honderden meters uit elkaar liggen. Het verschil tussen de gemeten concentraties op de Pleinweg en de Zwarte Waalstraat kan worden beschouwd als de direct aan het wegverkeer toe te schrijven bijdrage. Verder worden op beide stations de componenten NO<sub>2</sub>, NO, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> en Black Carbon gemeten. De stations zijn in 2010 in gebruik genomen. De hier gepresenteerde analyse heeft voor PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>

betrekking op de periode 1 juni 2010 t/m

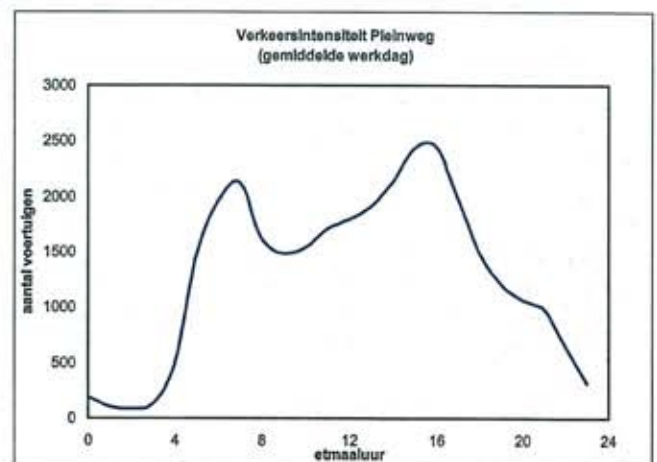
31 maart 2011 en voor de andere componenten op 1 januari 2010 t/m 31 maart 2011.

Daarnaast is gebruikgemaakt van resultaten van verkeersstellingen op de Pleinweg om een indruk te krijgen van het verloop van de verkeersintensiteit op de weg over de uren van een etmaal. Gekeken is naar de relatie tussen de verkeersintensiteit en de gemeten waarden van de verschillende componenten op datzelfde uur op weekdays (maandag t/m vrijdag). Omdat de gemeten concentraties niet uitsluitend door de emissies van het verkeer worden bepaald, maar ook sterk afhankelijk zijn van de stabiliteit van de atmosfeer (zie kader), wordt hier apart aandacht aan besteed.

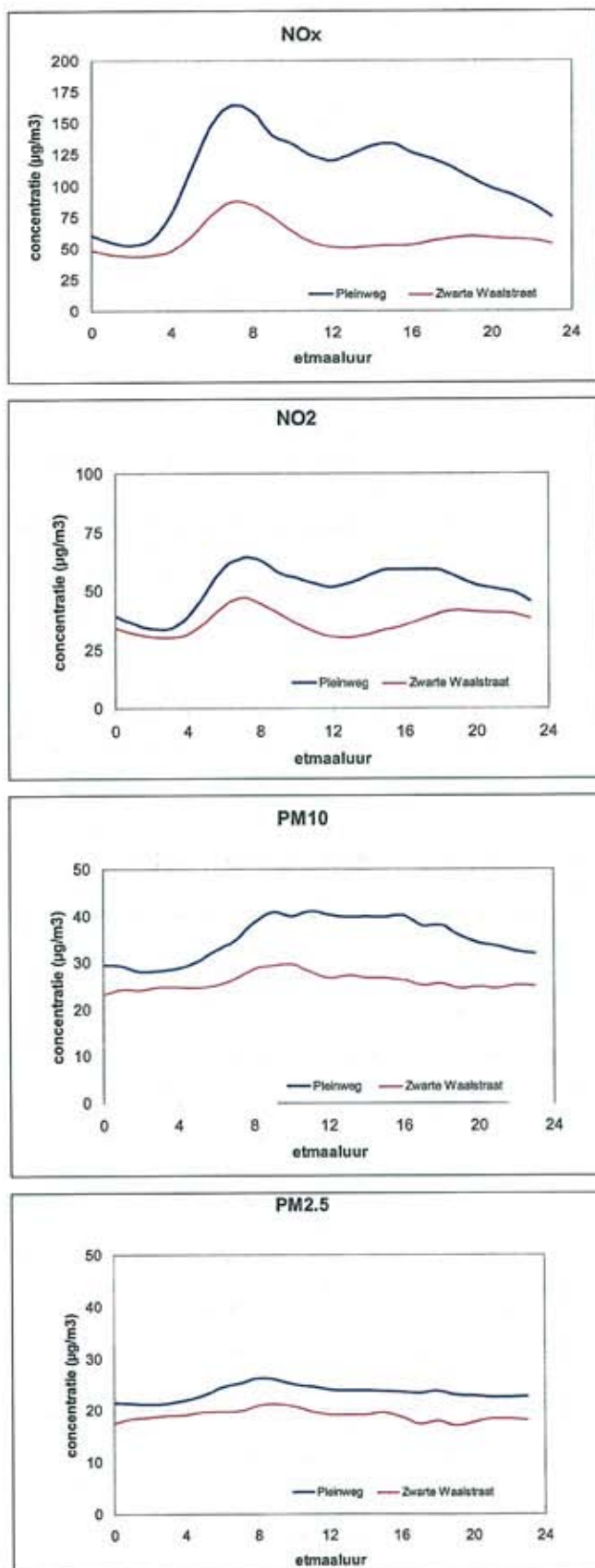
## | Waarnemingen en interpretaties

### Verkeersintensiteit

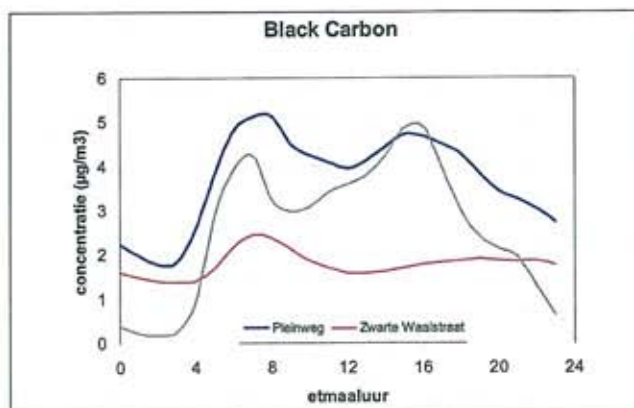
Figuur 1 laat het intensiteitsverloop van het verkeer over de Pleinweg zien voor een gemiddelde weekdag<sup>2</sup>. Er is



Figuur 1: Verkeersintensiteit op de Pleinweg per etmaaluur op een gemiddelde weekdag.



Figuur 2 t/m 5: Verloop van de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ -,  $\text{PM}_{10}$ - en  $\text{PM}_{2.5}$ -concentraties gedurende een etmaal gemeten op een verkeersstation (Pleinweg) en een stadsachtergrondstation (Zwarte Waalstraat).



Figuur 6: Verloop van de Black Carbon-concentratie gedurende een etmaal gemeten op een verkeersstation (Pleinweg) en een stadsachtergrondstation (Zwarte Waalstraat) met in grijs het verkeersdagpatroon uit figuur 1.

een duidelijk patroon herkenbaar met een ochtend- en avondpiek, matige intensiteit overdag en weinig verkeer in de nachtelijke uren.

Het verkeer bestaat op alle uren voor meer dan 90% uit personenauto's.

#### Gemeten concentraties (gemiddeld) voor alle atmosferische omstandigheden

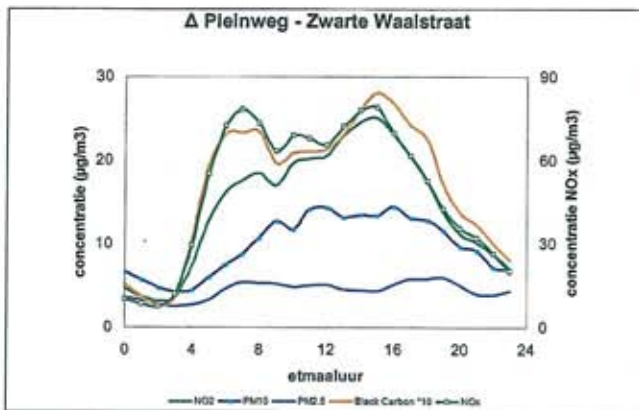
De figuren 2, 3, 4, 5 en 6 laten de gemiddelde gemeten concentraties op beide stations zien per etmaal voor respectievelijk de componenten  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ),  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  en BC.

Voor  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  en BC is er duidelijk een hogere waarde gemeten op de Pleinweg dan op de Zwarte Waalstraat. Voor  $\text{PM}_{10}$  is de verhoging gering en voor  $\text{PM}_{2.5}$  zeer miniem. Een bekend fenomeen is dat de achtergrondbijdrage voor  $\text{PM}_x$  hoog is, wat er toe leidt dat het extra dat het verkeer bij-

#### Stabiliteit van de atmosfeer

In de stabiliteit van de atmosfeer kunnen drie verschillende toestanden worden onderscheiden: stabiel, instabiel en neutraal. Bij stabiel is sprake van een geringe menglaag oftewel een klein mengvolume waardoor verontreinigingen weinig worden verdund. Dit is vaak het geval in de ochtenduren. Een instabiele toestand ontstaat als de zon het aardoppervlak verwarmt, wat resulteert in luchtstroompjes en wervelingen. Dit vindt dus uitsluitend overdag plaats. In de neutrale toestand is de atmosfeer min of meer 'in rust'. Dit is de enige toestand die gedurende het hele etmaal kan voorkomen en komt in Nederland relatief vaak voor.

Om onderscheid tussen deze drie toestanden te kunnen maken, wordt gebruikgemaakt van de zogenoemde Monin Obukhov-lengte ( $L$ ). Als  $|L| > 1000$  is de toestand neutraal; bij  $-1000 < L < 0$  instabiel en bij  $0 < L < 1000$  stabiel. Met behulp van het verspreidingsmodel STACKS+ (KEMA) zijn voor de in deze studie gebruikte uren de waarden van  $L$  bepaald.



Figuur 7: Berekende verkeersgerelateerde bijdrage voor de componenten NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> en BC.<sup>3,4</sup>

draagt sowieso relatief laag is. Tevens valt op de Pleinweg de goede correlatie met de verkeersintensiteit op voor BC. Ook de NO<sub>x</sub>-grafiek laat dit zien en in mindere mate NO<sub>2</sub>. Voor beide PM-fracties is deze correlatie er niet.

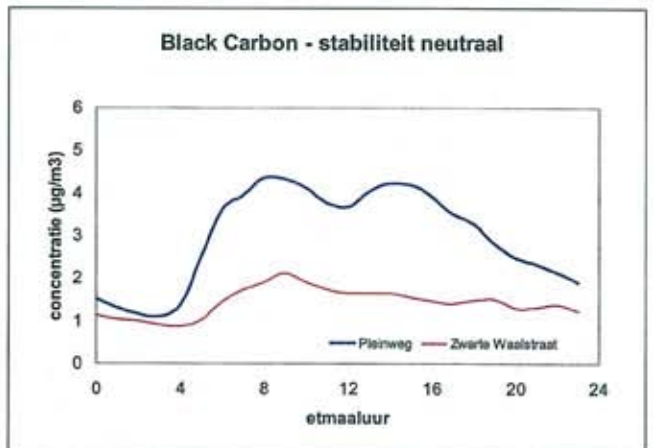
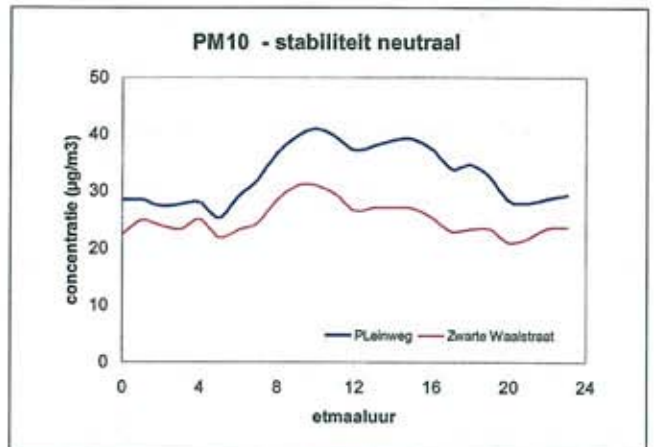
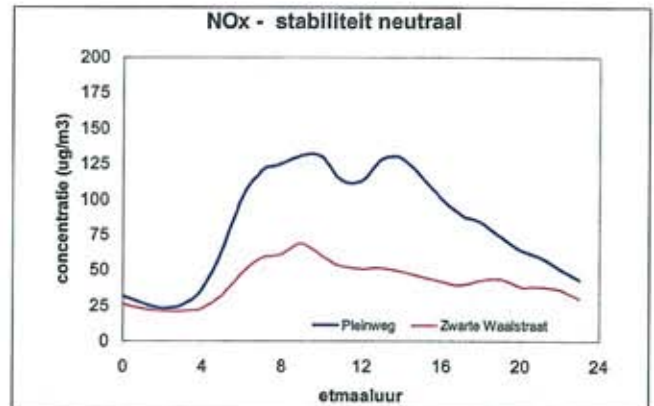
Speciale aandacht verdient de hoogte van de piek in de ochtendspits. Zoals in de vorige paragraaf reeds is gemeld, speelt de stabiliteit van de atmosfeer een belangrijke rol bij de totstandkoming van de concentratie (zie kader). In de ochtenduren is relatief vaak sprake van een stabiele atmosfeer, waardoor er weinig menging en verdunning optreedt. De piek in de ochtendspits valt dus niet uitsluitend toe te schrijven aan de verkeersemissies, maar wordt mede veroorzaakt door de atmosferische condities. Dit is een bekend verschijnsel, maar werd voor de Rijnmond voor het eerst in het algemeen gekwantificeerd in het PARFUM-project (Groot, 2008; Gier en anderen, 2008). Deze studie laat zien dat de invloed van atmosferische stabiliteit ook relevant is voor een wat meer afgeschermd straat (zogenoemde *street canyon*).

Om het effect van atmosferische stabiliteit zo veel mogelijk uit te sluiten zijn twee benaderingen gevolgd.

1. Er is gekeken naar het verschil in de gemeten concentraties tussen het verkeers- en het stadsachtergrondstation. Omdat de atmosferische toestand op beide stations gelijk is, kan dit verschil nu wel vooral aan het verkeer worden toegeschreven.
2. De analyse is opnieuw uitgevoerd, maar nu uitsluitend voor de uren waarbij sprake is van een neutrale atmosfeer. De relatieve 'overdrijving' van de uitstoot in de ochtenduren wordt op die manier grotendeels genegeerd. Beide benaderingen worden hierna apart besproken.

**Verkeersgerelateerde toename**

Figuur 7 laat voor de verschillende componenten de berekende verkeersgerelateerde bijdrage (concentratie Pleinweg minus Zwarte Waalstraat) per etmaaluur zien. De curve voor BC komt nu zeer goed overeen met die van de verkeersintensiteiten en ook voor NO<sub>x</sub> is de correlatie verbeterd. Voor NO<sub>2</sub> is deze niet optimaal; bovendien moet bij de interpretatie van de curve voor NO<sub>2</sub> rekening gehouden worden met de chemische omzetting van NO naar NO<sub>2</sub> die afhankelijk is van



Figuur 8 t/m 10: Verloop van de NO<sub>x</sub>-, PM<sub>10</sub>- en BC-concentraties gedurende een etmaal gemeten op een verkeersstation (Pleinweg) en een stadsachtergrondstation (Zwarte Waalstraat) bij neutrale atmosfeer.

BEPALING VAN DE VERKEERSBIJDRA-  
GE WERKT ZEER GOED ALS ER EEN  
GOED KOPPEL MEETPUNTEN IS  
WAARBIJ DE EEN VAN DE ANDER KAN  
WORDEN AFGETROKKEN

## DE BESTE MATCH IS ER TUSSEN BC EN VERKEERSINTENSITEIT, WAARBIJ TEVENS EEN GROOT VERSCHIL TUSSEN DE VERKEERSBELASTE SITUATIE EN DE ACHTERGROND IS TE ZIEN

de reactie met ozon onder invloed van zonlicht. De lage  $\text{NO}_2$ -concentraties in de middag hebben nagenoeg niets met het verkeer te maken en worden vooral bepaald door het licht. Voor  $\text{PM}_{10}$  is er nog steeds weinig correlatie. Zo ook voor  $\text{PM}_{2,5}$ , waarbij er amper nog variaties gedurende het etmaal optreden.

Bepaling van de verkeersbijdrage werkt zeer goed als er een goed koppel meetpunten is waarbij de een van de ander kan worden afgetrokken, zoals hier getoond. Met andere meetpunten in Rijnmond bleek deze analyse veel problematischer. De achtergrond is, door de aanwezigheid van vele andere bronnen, nogal heterogeen, zodat op wat zwaarder belaste achtergrondlocaties de 'achtergrond' hoger is dan die in sommige 'relatief' schone verkeerssituaties. Dit geldt in het bijzonder voor de  $\text{PM}_x$ -metingen die zich sowieso kenmerken door een beperkte verhoging ten opzichte van de achtergrond en een wat hogere meetonzekerheid (bijvoorbeeld in vergelijking met  $\text{NO}_x$ - of BC-metingen).

### Gemeten concentraties bij neutrale atmosfeer

De figuren 8, 9 en 10 laten de resultaten zien voor respectievelijk  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  en BC als alleen de waarden voor de uren waarin sprake is van een neutrale atmosfeer worden meegenomen. Deze analyse gaat ten koste van een fors aantal meeturen, maar de omstandigheden in de loop van de dag zijn veel beter vergelijkbaar. Voor  $\text{NO}_x$  correspondeert deze grafiek beter met het verloop van de verkeersintensiteit dan figuur 2. Voor  $\text{PM}_{10}$  is het niet veel verbeterd en voor BC is de correlatie nog iets beter geworden.

### Discussie

De hiervoor gepresenteerde analyses

laten zien dat er een slechte relatie is tussen de gemeten  $\text{PM}_x$ -concentraties en de verkeersintensiteit. Voor  $\text{PM}_{2,5}$  is deze nog slechter dan voor  $\text{PM}_{10}$ . Dit is op het eerste gezicht verassend, omdat juist de deeltjes in de uitlaatgassen tot deze kleinere fractie behoren. Het zijn de door slijtage veroorzaakte deeltjes en het door het verkeer opgewerveld stof, die tot de  $\text{PM}_{2,5-10}$ -fractie behoren, die maken dat de relatie tussen verkeersintensiteit en  $\text{PM}_{10}$  iets beter is. Voor  $\text{NO}_x$  is er een goede correlatie met de verkeersintensiteit gevonden, zeker als er een selectie wordt gemaakt van de uren met een neutrale atmosfeer. Er schuilt echter een gevaar in de keuze van  $\text{NO}_x$  als indicator voor verkeer. Bij maatregelen die specifiek gericht zijn op het terugdringen van de  $\text{NO}_x$ -uitlaatemissies (zoals een katalysator) treedt er een schijnverbetering van de luchtkwaliteit op, omdat de meest gezondheidsrelevante fractie van de verkeersuitstoot daarmee niet afneemt. Aangezien momenteel sterk gestuurd wordt op het halen van de normen, is deze situatie zeker niet denkbeeldig. De beste match is er tussen BC en verkeersintensiteit, waarbij tevens een groot verschil tussen de verkeersbelaste situatie en de achtergrond is te zien. Hoewel het patroon door de selectie van de 'neutrale' uren nog iets verbetert, is de correlatie met alle uren ook al zeer goed. Dit maakt zwarte rook een geschikte parameter voor het monitoren van (het effect van maatregelen op) verkeeremissies, temeer daar hiermee de meest gezondheidsrelevante fractie (EC) wordt getraceerd. Hoe BC-roet of EC ingezet kan worden om verkeersmaatregelen te beoordelen, was onder andere te lezen in Voogt en anderen (2011). Voor de analyse van het effect van de milieuzone in Rotterdam werd bepaald dat deze maatregel minder dan 1% op  $\text{PM}_{10}$ , maar ruim 10% op

BC deed (Elshout en anderen, 2009). Het effect op de geregleerde PM-parameters is weinig indrukwekkend. Wellicht dat aan het effect op BC een meer overtuigend argument kan worden ontleend. Aanvullende normering van roet (EC) kan helpen om de effecten van stedelijk verkeersbeleid inzichtelijker en overtuigender te maken.

### Literatuur

- Elshout, S. van den, Gier, C. de and Arts, I. (2009). PM10, PM2.5 and black smoke concentrations in urban background and traffic situations – what is a good traffic indicator? Conference Proceedings ETTAP 2009.
- Gier, C. de, Elshout, S. van den and Groot, T. (2009). PARFUM - Black smoke, PM and traffic. [http://www.dcmr.nl/binaries/publicatie/2009/lucht/black\\_smoke\\_pm\\_and\\_traffic\\_final\\_version.pdf](http://www.dcmr.nl/binaries/publicatie/2009/lucht/black_smoke_pm_and_traffic_final_version.pdf).
- Groot, T. (2008). Traffic related particulates. Study on the relation between particulate matter, Black Smoke and traffic. [http://www.parfum-life.ecolo-bremen.de/docs/heich\\_deliv/D.F.5Part3-TrafficrelatedPM.pdf](http://www.parfum-life.ecolo-bremen.de/docs/heich_deliv/D.F.5Part3-TrafficrelatedPM.pdf).
- Keuken, M., Voogt, M., Elshout, S. van den, Hoek, G. en Janssen, N. (2011). 'Levensverwachting Rotterdamse bevolking met jaar verlengd door verbeterde luchtkwaliteit in 1985-2008'. *Tijdschrift Lucht*, nr. 2011-3.
- Voogt, M., Keuken, M., Zandveld, P. en Bijk, A. (2011). 'Elementair koolstof als indicator voor effecten van verkeersmaatregelen op luchtkwaliteit en gezondheid'. *Tijdschrift Lucht*, nr. 2011-3.

### Noten

1. x is de diameter van het deeltje uitgedrukt in  $\mu\text{meter}$ ; bijvoorbeeld  $\text{PM}_{10}$ , deeltjes  $< 10 \mu\text{m}$ .
2. Dit gemiddelde is gebaseerd op 25 weekdagen van 5 willekeurige weken (week 22, 24, 37 en 49 in 2010 en week 10 in 2011).
3. Let op: de waarden in de grafiek zijn omwille van de presentatie met een factor 10 vermenigvuldigd.
4. Let op: deze waarden zijn weergegeven op de rechter verticale as.

\* Rinkje Molenaar en Cornelis de Gier, DCMR Milieudienst Rijnmond.

# ELEMENTAIR KOOLSTOF (EC) ALS INDICATOR VOOR EFFECTEN VAN VERKEERSMAATREGELEN OP LUCHTKWALITEIT EN GEZONDHEID

Beneden de grenswaarde van fijn stof kunnen in de buurt van druk wegverkeer gezondheidseffecten optreden. Voor de beoordeling van deze effecten is een indicator beschikbaar: elementair koolstof (EC). Dit wordt geïllustreerd met studies in Arnhem en Helmond waar verkeersmaatregelen zijn geëvalueerd met EC-metingen en -berekeningen.

MARITA VOOGT, MENNO KEUKEN,  
PETER ZANDVELD EN ARJAN EIJK\*

## Verkeersmaatregelen en luchtkwaliteit

Overheden nemen verkeersmaatregelen voor het verbeteren van de bereikbaarheid en leefbaarheid van de (stedelijke) omgeving. Voorbeelden van dergelijke maatregelen zijn:

- volumemaatregelen om binnenstedelijk verkeer te beperken, bijvoorbeeld door parkeerbeleid en het stimuleren van fietsen en het openbaar vervoer;

- milieuzonering om extra vervuulende voertuigen te weren;
- snelheidsbeperkende maatregelen zoals 80 km/u met strikte handhaving op stedelijke snelwegen; en
- doorstromingsmaatregelen zoals groene golven op binnenstedelijke wegen.

Modelberekeningen (SRM1 en SRM2) kunnen inzicht geven in de effectiviteit van dergelijke maatregelen op de luchtkwaliteit. Hiervoor zijn emissiefactoren noodzakelijk die zijn uitgesplitst naar voertuigcategorie en snelheidsregime. Voor  $PM_{10}$  en  $PM_{2,5}$  worden deze factoren in het reguliere meetprogramma

van emissies in Nederland vastgesteld. Dat gebeurt voor EC (nog) niet, maar ze kunnen worden afgeleid uit de emissiefactoren van  $PM_{2,5}$ .<sup>1</sup> Hiermee worden concentraties van EC berekend in de omgeving van binnenstedelijk en snelwegverkeer. Het effect van maatregelen op de concentratie van EC kan zo inzichtelijk worden gemaakt. In combinatie met bevolkingsgegevens wordt de blootstelling bepaald. Ook kan een inschatting gemaakt worden van de effecten op de gezondheid door de concentratieverschillen uit te drukken als winst/verlies van gezonde levensjaren of vervroegde mortaliteit.

Studies in Vlaanderen richten zich naast  $PM_{10}$  en  $PM_{2,5}$  al op EC. Zo laten Lefebvre et al.<sup>2</sup> in een modelstudie zien dat het verlagen van de maximumsnelheid van 120 naar 90 km/uur op snelwegen in Vlaanderen tijdens winters-

mogepisoden de concentratie van EC met 30% terug kan brengen. Voor PM is dat in de ordegrrootte van 5%. Ook in een recente studie naar de effecten van milieuzones in Vlaamse steden is EC als aanvullende indicator toegepast. Deze

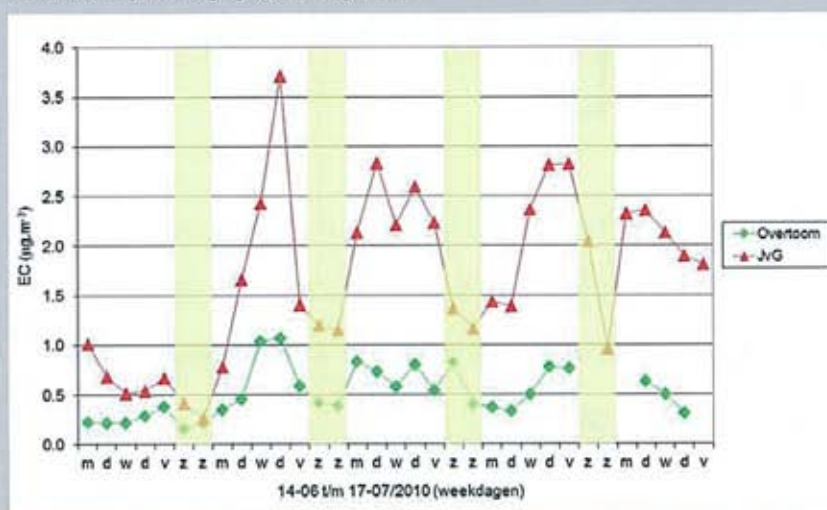
voorbeelden in Vlaanderen laten zien dat modelberekeningen van de effecten op EC-concentraties door verkeersmaatregelen zoals volumemaatregelen, milieuzones en snelheidsbeperkingen al goed mogelijk zijn.

In Nederland moet het modelleren van EC-concentraties nog verder gestalte krijgen, maar er worden op verschillende locaties al wel metingen uitgevoerd. Deze metingen duiden op een sterke relatie tussen verkeersintensiteit en -samenstelling en de concentratie van EC (zie kader 'Metingen EC in de Jan van Galenstraat').

Voor lokale maatregelen gericht op het verbeteren van de doorstroming van binnenstedelijk verkeer is het lastiger om de effecten op EC-concentraties te berekenen dan voor volumemaatregelen. Enerzijds is het effect van bijvoorbeeld een 'groene golf' op de werkelijke doorstroming op een bepaalde locatie moeilijk te voorspellen. Anderzijds zijn de effecten op de lokale uitlaatemissies van de verbeterde doorstroming niet goed bekend. Om inzicht te krijgen in de effectiviteit van lokale doorstromingsmaatregelen op de luchtkwaliteit bieden meetcampagnes uitkomst. In het vervolg van dit artikel worden twee pilotstudies gepresenteerd waarin het effect van doorstromingsmaatregelen op de concentratie van EC is onderzocht.

#### Metingen EC in de Jan van Galenstraat (Amsterdam)

De Jan van Galenstraat in het centrum van Amsterdam is een drukke doorgaande weg. Op een gemiddelde werkdag passeren er circa 19.000 voertuigen met 6% bestelwagens en 3% vrachtverkeer. De Jan van Galenstraat is een knelpuntlocatie voor de luchtkwaliteit. Dit is het gevolg van de verkeersintensiteit, het aandeel vrachtverkeer en bebouwing aan beide zijden van de straat. De GGD Amsterdam heeft een meetpunt in de Jan van Galenstraat. Op deze verkeersbelaste locatie zijn daggemiddelde EC-concentraties gemeten en vergeleken met EC-metingen op een stedelijke achtergrondlocatie ('Overtoom'). De resultaten zijn weergegeven in figuur 1.



Figuur 1: Daggemiddelde EC-concentraties in de Jan van Galenstraat en op een stedelijk achtergrondstation ('Overtoom') van 14 juni t/m 17 juli 2010 (bron: GGD-Amsterdam).

In figuur 1 zijn de dagen van de week aangegeven met speciale markering voor weekenddagen. De EC-concentraties op de stedelijke achtergrond zijn redelijk constant gedurende een week. In de Jan van Galenstraat zijn op werkdagen de EC-concentraties echter aanzienlijk hoger dan op weekenddagen. Op werkdagen zijn de EC-concentraties gemiddeld  $1,3 \mu\text{g.m}^{-3}$  verhoogd ten opzichte van de stedelijke achtergrond, terwijl deze verhoging in het weekend nog maar  $0,7 \mu\text{g.m}^{-3}$  is. De oorzaak van deze daling in het weekend wordt vooral veroorzaakt door het verminderen van het aandeel bestel-auto's en vrachtauto's met bijna 70%, terwijl het aantal voertuigen in het weekend slechts 10% daalt ten opzichte van werkdagen. Dit voorbeeld illustreert dat het verminderen van vrachtverkeer direct meetbaar is in een verbeterde luchtkwaliteit met EC als indicator.

#### Aanpak van de meetcampagnes in Helmond en Arnhem

Tijdens meetcampagnes in Helmond en Arnhem zijn op een locatie bij de betreffende weg en op een achtergrondlocatie uurgemiddelde concentraties van EC gemeten met MAAP-monitoren. Daarnaast is informatie verzameld over de heersende windrichting en -snelheid en van de actuele verkeersintensiteiten, indien beschikbaar onderverdeeld naar voertuigcategorie.

Op basis van de heersende wind zijn uren geselecteerd waarop de locatie bij de betreffende weg daadwerkelijk verkeersbelast was. Voor deze uren is de bijdrage van het verkeer aan de concentratie van EC ('wegbijdrage') bepaald uit het verschil tussen de gemeten concentratie op de verkeersbelaste locatie en de achtergrondlocatie. Gedurende een deel van de meetcampagne was de doorstromingsmaatregel van kracht, het andere deel wordt gekenmerkt als de referentiesituatie. Wanneer de gemiddelde wegbijdrage tijdens de maatregelsituatie lager is dan die tijdens de referentiesituatie is er sprake van een positief effect op de luchtkwaliteit op de meetlocatie. Echter, naast de maatregel zijn er ook andere factoren die voor veranderingen in de wegbijdrage kunnen zorgen. Dit betreft de variatie in verkeersintensiteit en -samenstelling en de meteorologische omstandigheden. Voor deze variatie wordt modelmatig gecorrigeerd om te voorkomen dat een effect ten onrechte aan de maatregel wordt toegeschreven. In de volgende secties wordt eerst het

onderzoek in Helmond en daarna dat in Arnhem beschreven.

| Pilotstudie Helmond: binnenstedelijk kruispunt

In opdracht van het Samenwerkingsverband Regio Eindhoven (SRE) heeft TNO in het najaar van 2010 een meetcampagne uitgevoerd om het effect van twee verschillende verkeersregelingen op een kruispunt in Helmond op de lokale luchtkwaliteit te onderzoeken. Op de T-splitsing van de Uiverlaan/Nachtegaallaan/Wethouder Ebbenlaan is acht weken lang dagelijks geschakeld tussen twee regelingen. De ene regeling bevordert het doorgaande verkeer op de Uiverlaan-Wethouder Ebbenlaan zo veel mogelijk, in de andere regeling wordt er gezocht naar een optimale regeling voor alle drie de richtingen. Het doel van de proef was om te onderzoeken of er überhaupt verschillen optreden tussen de regelingen en niet om een uitspraak te doen over welke regeling er 'beter' is. De laatste vraag kan namelijk niet door een meting op

een enkele locatie beoordeeld worden. In de buurt van het kruispunt is langs de Uiverlaan een geschikte meetlocatie gevonden (zie foto in figuur 2). In de wijk ten zuiden van het kruispunt is het achtergrondmeetpunt ingericht. Het meetpunt bij de Uiverlaan is bij wind met een zuidelijke richting belast door verkeer.

Na analyse van de meetdata inclusief de correctie voor variatie in verkeer en meteorologie wordt het volgende geconcludeerd<sup>3</sup>: in de bijdrage van het verkeer aan de concentratie van EC op het meetpunt aan de Uiverlaan treden verschillen tussen de regelingen op in ordegraote van 20%, op doordeweekse dagen tussen 7 uur 's ochtends en 21 uur 's avonds.

Een eerste (beperkte) analyse van wachtrijen tijdens spitsperioden geeft vertrouwen dat de verschillen inderdaad gerelateerd zijn aan de doorstroming bij het kruispunt. In de loop van 2011 wordt een aanvullende analyse naar de doorstroming verwacht.

| Pilotstudie Arnhem: doorstroming op provinciale weg N325

In 2010 zijn op de provinciale weg N325 bij Arnhem, ook wel bekend als 'de Pleijroute', tussen knooppunt Velperbroek (aansluiting A12) en de Westervoortsedijk maatregelen doorgevoerd om de verkeersdoorstroming te bevorderen. De maatregelen betreffen een verbreding van de weg en het vervangen en koppelen van verkeersregelin- installaties (VRI's). Het betreft de VRI's op de Pleijroute en die van Rijkswaterstaat bij de A12. In opdracht van de provincie Gelderland heeft TNO een meetcampagne uitgevoerd om de impact van de maatregelen te onderzoeken.

Bij het provinciale meetpunt langs het traject (zie figuur 3) en in de wijk ten noorden ervan (achtergrondlocatie) zijn MAAP-monitoren geplaatst.



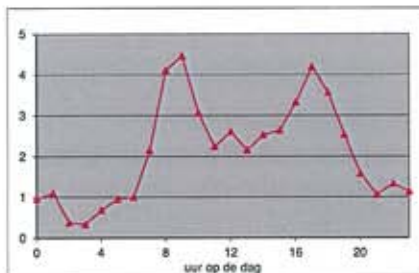
Figuur 2: Meetlocatie aan de Uiverlaan (foto: TNO).

VOORBEELDEN IN VLAANDEREN LATEN ZIEN DAT MODELBEREKENINGEN VAN DE EFFECTEN OP EC-CONCENTRATIES DOOR VERKEERSMAATREGELEN ZOALS VOLUMEMAATREGELEN, MILIEUZONES EN SNELHEIDSBEPERKINGEN AL GOED MOGELIJK ZIJN



Figuur 3: Meetopstelling aan de Pleijroute. Links de MAAP-monitor, rechts de fijn stof meetbehuizing van de provincie Gelderland (foto: TNO).

In februari en maart 2010 is een zogenoemde 'nulmeting' uitgevoerd. Het gemiddelde dagverloop van de wegbijdrage aan de concentratie van EC gedurende de nulmeting is gegeven in figuur 4. Daaruit blijkt de sterke relatie met de verkeersemissies. De pieken in de EC-concentratie in de ochtend- en avondspits kunnen niet volledig verklaard worden door de hogere verkeersintensiteit, want de verkeersintensiteit in de spitsperiodes is niet tweemaal zo



Figuur 4: Gemiddeld dagverloop van de bijdrage van het verkeer op de Pleijroute aan de concentratie van EC tijdens de nulmeting (februari-maart 2010).

hoog als tijdens de periode ertussenin. Vermoedelijk speelt een verminderde doorstroming tijdens de ochtend- en avondspits een rol in de hoeveelheid uitgestoten EC.

Van september 2010 tot op heden vindt de nameting plaats. Na de nulmeting is de wegverbreding gerealiseerd, maar de koppeling en inregeling van de VRI's had meer voeten in de aarde. Pas vanaf januari 2011 zijn de VRI's gekoppeld en ingeregeld. Op het moment van schrijven is het nog niet duidelijk of de regeling nu optimaal is, maar medewerkers van de provincie geven aan dat zij op de weg ervaren dat de doorstroming inderdaad verbeterd is. Het is nog onduidelijk in welke mate de doorstroming daadwerkelijk is verbeterd. De provincie Gelderland en Rijkswaterstaat hebben dat momenteel in onderzoek. Een voorlopige analyse geeft een verlagend effect in de verkeersemissies van EC in de ordegrrootte van enkele tientallen procenten. Een risico van maatregelen die op dergelijke trajecten de door-

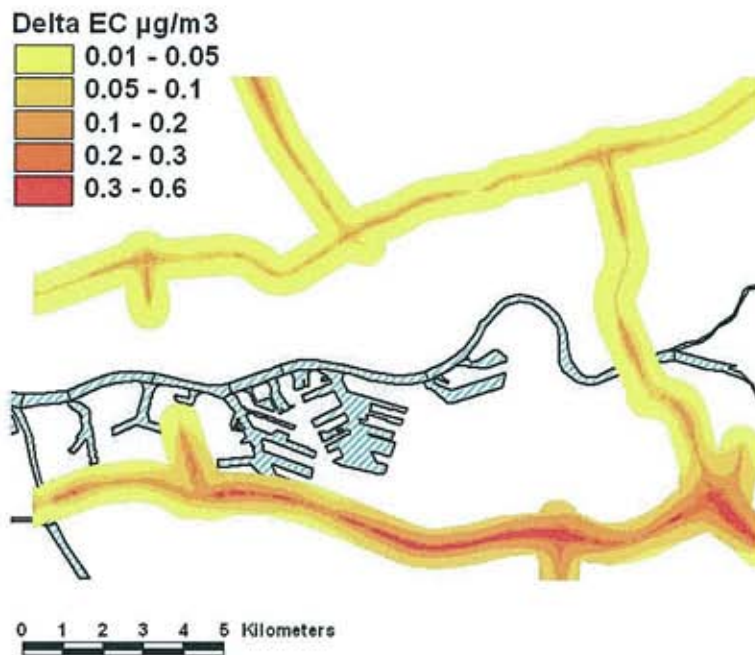
#### Het effect van 80 km/uur op EC in Rotterdam

Op snelwegen door stedelijk gebied in Den Haag, Utrecht, Amsterdam en Rotterdam zijn 80 km-zones 'met strikte handhaving' ingesteld. Deze zones hebben als doel bewoners langs deze snelwegen te beschermen tegen luchtverontreiniging en geluidsoverlast. Recent zijn er vragen gesteld over 'nut en noodzaak' van de 80 km-zones. We hebben daarom verkennend onderzoek gedaan naar de betekenis voor de gezondheid van de bewoners langs de 80 km-zone in Rotterdam. Hiervoor hebben we de 'delta EC' berekend voor de bestaande 80 km-zone in Rotterdam en voor de gehele ring rond Rotterdam. De delta EC is het verschil in EC-concentraties met en zonder 80 km/uur. Het resultaat van deze berekening voor het wegverkeer in 2008 is weergegeven in figuur 5.

Figuur 5 laat zien dat door de 80 km-zone de EC-concentraties tot maximaal  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  dalen afhankelijk van de afstand tot de snelweg en de verkeerssamenstelling. Voor bewoners langs de huidige 80 km-zone in Rotterdam is het risico op voortijdige sterfte gedaald met 1-3 maanden voor 2500 mensen en met 0-1 maand voor 6000 mensen. Indien er over de gehele ring rond Rotterdam een 80 km-zone wordt ingesteld, daalt het risico op voortijdige sterfte met 1-3 maanden voor 4000 mensen en met 0-1 maand voor 15.000 mensen. Het onderzoek laat zien dat een 80 km-zone het gezondheidsrisico aanzienlijk vermindert voor een kwart van de Rotterdamse bevolking die op minder dan 500 m van de ring woont.



TOEPASSING VAN DE BEREKENING EN METING VAN EEN VERANDERING IN EC GEEFT EEN BELEIDSINSTRUMENT OM LOKALE MAATREGELLEN OP GEZONDHEID TE BEOORDELEN ONAFHANKELIJK OF DEZE BENEDEN DE GRENSWAARDE VAN FIJN STOF OPTREEDT



Figuur 5: Het verschil in jaargemiddelde EC-concentraties met en zonder 80 km/uur op de ring van Rotterdam (2008).

stroming verbeteren, is dat er op de langere termijn extra verkeer aange trokken wordt. Dat kan resulteren in nieuwe doorstromingsproblemen en dat kan nadelige gevolgen voor de lokale luchtkwaliteit hebben.

Wat betekent een verlaging van EC voor de gezondheidsrisico's? Deze eerste studies illustreren dat met lokale maatregelen zoals volumevermindering, milieuzonering, snelheidsbeperking en verbetering van de doorstroming, de verkeersemisies van EC met tientallen procenten kunnen verminderen. Voor de luchtkwaliteit betekent dit een verlaging van EC-concentraties in de orde van 0,1-1 µg.m<sup>-3</sup> afhankelijk van het effect van de maatregel en de afstand tot het verkeer. Op basis van het relatieve risico van EC betekent deze afname in EC dat het risico op voortijdige sterfte door luchtverontreiniging daalt met circa 1-6 maan-

den. Dit is een aanzienlijke gezondheidswinst voor mensen in de buurt van druk wegverkeer door relatief eenvoudige lokale maatregelen. Toepassing van de berekening en meting van een verandering in EC geeft een beleidsinstrument om lokale maatregelen op gezondheid te beoordelen onafhankelijk of deze beneden de grenswaarde van fijn stof optreedt (zie de figuur 5 in kader 'Het effect van 80 km/uur op EC in Rotterdam').

Dankwoord  
Dit artikel kwam mede tot stand op basis van studies (mede)gefinancierd door de provincies Noord-Brabant/SRE en Gelderland. Speciale dank gaat uit naar Joost Ossevoort en Helma Smolders (SRE), Martien van den Broek (gemeente Helmond), PEEK Traffic en Bert Spiertz (provincie Gelderland).

Noten

1. Ntziachristos, L. and Samaras, Z. (2009). 'EMEP/EEA emission inventory guidebook – COPERT4'. [www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-road-transport.pdf](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-road-transport.pdf).
  2. Lefebvre, W., Fierens, F. et al. (2011) 'Modeling the effects of a speed limit reduction on traffic-related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC'. *Atmospheric Environment* 45, p. 197-207.
  3. Voogt M en Eijk A. (2010) 'Onderzoek naar de effecten van verkeersregelregimes op de lokale luchtkwaliteit – pilot studie Helmond'. TNO rapport MON-RPT-2010-02959.
- \* Marita Voogt, Menno Keuken, Peter Zandveld en Arjan Eijk zijn werkzaam bij TNO.



## Modeling the effects of a speed limit reduction on traffic-related elemental carbon (EC) concentrations and population exposure to EC

W. Lefebvre<sup>a,\*</sup>, F. Fierens<sup>b</sup>, E. Trimpeneers<sup>b</sup>, S. Janssen<sup>a</sup>, K. Van de Vel<sup>a</sup>, F. Deutsch<sup>a</sup>, P. Viaene<sup>a</sup>, J. Vankerkom<sup>a</sup>, G. Dumont<sup>b</sup>, C. Vanpoucke<sup>b</sup>, C. Mensink<sup>a</sup>, W. Peelaerts<sup>a</sup>, J. Vliegen<sup>a,c</sup>

<sup>a</sup> Flemish Institute for Technological Research (VITO), Department of Environmental Modeling, Boeretang 200, 2400 Mol, Belgium

<sup>b</sup> Belgian Interregional Environment Agency, Kunstlaan 10-11, 1210 Brussels, Belgium

<sup>c</sup> Katholieke Hogeschool Limburg (KHLim), Campus Diepenbeek, Agoralaan gebouw B bus 3, 3590 Diepenbeek, Belgium

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 29 January 2010

Received in revised form

10 September 2010

Accepted 14 September 2010

#### Keywords:

Air quality  
Elemental carbon  
Traffic  
Speed reduction  
Flanders

### ABSTRACT

Despite the scarce effect of speed limit reduction measures on total mass PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations, it is shown that the effect on the probably more hazardous component elemental carbon (EC) is more important which means that, from the viewpoint of health benefit, speed reductions during smog episodes may well be justified. Especially in the very dense highway network in Flanders with a 60% share of diesel cars (the highest in Europe) a speed limit reduction from 120 to 90 km/h during winter smog episodes on selected sections of Flemish highways leads to a significant decrease of the EC concentrations near those highways. Key findings are that the decrease in EC depends on the distance from the highways. In the direct vicinity of the highways, a decrease compared to the base-line scenario where no speed limit changes were implemented of up to 30% of the EC concentrations is modeled. Within a distance of 1500 m of the concerned highway sections there is an average decrease in EC of 0.18 μg m<sup>-3</sup> affecting about 1 million people living in these areas. When the speed limit reduction measure is in force, the EC exposure of about 300,000 people decreases by at least 5% and 7500 people experience a decrease of 15% or more.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

### 1. Introduction

The European Commission, in its strategy to protect the health of the European citizens, introduced the air quality directive 2008/50/EC with limit values for particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>). The daily limit value to protect the population against the short-term impact of particulate matter (PM<sub>10</sub>) is 50 μg m<sup>-3</sup>, not to be exceeded more than 35 times in a calendar year. According to Article 23 of the directive 2008/50/EC, EU member states have to establish action plans specifying which type of actions are taken in case limit values are likely to be exceeded, in order to diminish the risk and/or to limit the duration of the exceedances. Within this context the Flemish Government decided to introduce speed reducing measures (maximum 90 km h<sup>-1</sup> instead of 120 km h<sup>-1</sup> on certain sections of highways) during PM<sub>10</sub> smog episodes. The sections of highways (see Fig. 1) on which the measure are taken consist of the major highways in the areas where they cross densely populated

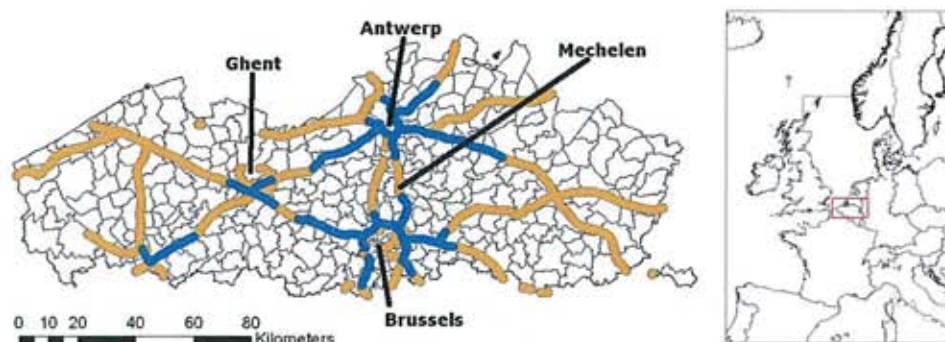
regions. Between May 2006 and December 2009, the measure entered into force during five smog episodes.

Although the measure was taken in relation to the forecasted PM<sub>10</sub> concentrations, there were strong arguments to assess the influence of the measure on elemental carbon (EC) concentrations.

First of all, it was found that the effect of the speed limit reduction measures on the total mass concentrations of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> was small (Janssen et al., 2010), with maximum decreases up to 5% for PM<sub>10</sub> and up to 8% for PM<sub>2.5</sub> close to the highways. The decrease in total mass PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> becomes quickly smaller, once the distance to the affected highways increases. Averaged over Flanders the decrease in PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> amounts respectively to 0.12 and 0.22%. This concurs with the findings of Gonçalves et al. (2008) who discussed a reduction of the speed limit to 80 km h<sup>-1</sup> during a high ozone pollution period over the Barcelona Metropolitan area. The effects on the city air pollution were found to be relatively small with decreases up to 0.8% for daily averaged NO<sub>2</sub> and 0.2% for both PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> and increases of 0.1% for the 8-h averaged ozone, averaged over the Barcelona area. The changes close to the motorways have been found to be more significant. Furthermore Dijkema et al. (2008) discussed the effect of a speed limit reduction from 100 to 80 km h<sup>-1</sup> on an Amsterdam motorway

\* Corresponding author.

E-mail address: [wouter.lefebvre@vito.be](mailto:wouter.lefebvre@vito.be) (W. Lefebvre).



**Fig. 1.** In blue: areas within 1500 m of highway sections where speed limit reductions from 120 to 90 km h<sup>-1</sup> are imposed during smog episodes (scenario 1, 1,026,071 inhabitants concerned). In orange: areas within 1500 m of highway sections where no speed limit reductions are imposed during smog episodes (scenario 2 = orange and blue, 1,760,445 inhabitants concerned).

and showed significant but small decreases of the PM<sub>10</sub> (up to 7.4% along roadside) and the PM<sub>1</sub> (up to 2.8% along roadside) levels in the close vicinity of the affected highway.

EC however, is only a small fraction of the total particulate matter mass. During a chemical composition measurement campaign, it was found that the mean EC contribution to total mass PM<sub>10</sub> in Flanders was only 4% (Vercauteren et al., 2011). This campaign was carried out by measuring every 6 days, at 6 different stations (industrial, background, suburb and city areas), the chemical composition of the PM<sub>10</sub>, from September 2006 until September 2007. However, the ratio EC/PM<sub>10</sub> for traffic emissions is much higher. Although reductions in traffic emissions due to the speed limit do not have a significant impact on the total mass concentrations of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, they could thus have a more significant impact on the EC concentrations, particularly near the highways where the speed limit is introduced.

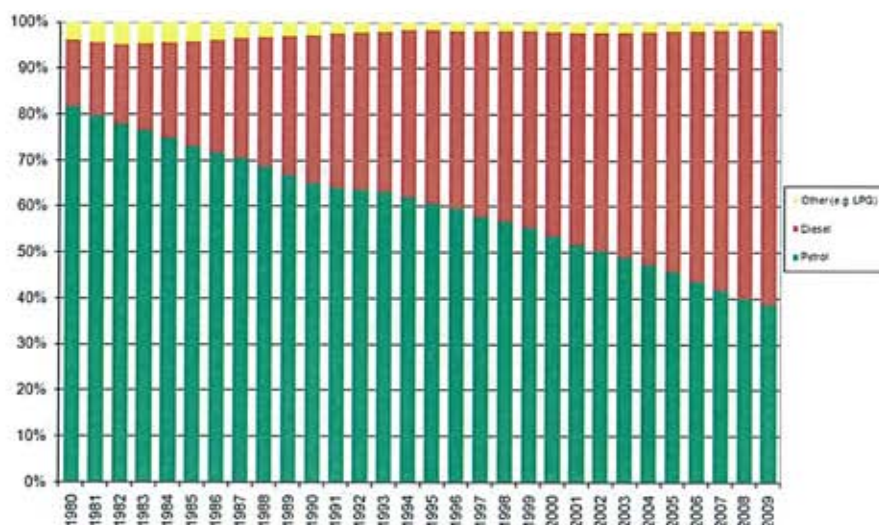
Secondly, there is a growing concern about the impact of EC on health. In particular, it is relevant to mention results from studies assessing the relation between the total traffic-related air pollution and health effects. Peters et al. (2001) pointed out that transient exposure to traffic may increase the risk of a myocardial infarction in susceptible persons. A correlation was found (Mills et al., 2007) between a brief inhalation of diesel exhaust and the onset of myocardial infarction one hour afterwards. This points to the ischemic and thrombotic mechanisms, which explain, in part, the general link between combustion-derived air pollution and adverse cardiovascular effects. Local exposure to traffic on a highway had adverse effects on children's lung development which could result in important deficits in attained lung functions in later life (Gauderman et al., 2007). In this study, children were followed up to eight years with a yearly lung-function measurement. Children who lived within 500 m of a highway had substantial deficits in 8-year growth of forced expiratory volume (FEV1) compared with children who lived at least 1500 m from a highway. The impact of traffic-related pollutants on allergic diseases in children was studied in a cohort study (Morgenstern et al., 2008). Strong positive associations were found between the distance to the nearest main road and asthmatic bronchitis, hay fever, eczema and sensitization. A distant-dependent relationship could be identified with the highest impact for children living in less than 50 m from a busy street. Morgenstern et al. (2008) found strong evidence for increased risk of atopic diseases and allergic sensitization when children are exposed to ambient particulate matter. Furthermore, McCreanor et al. (2007) showed that a 2-h exposure to traffic of a busy London street decreases significantly lung capacity and increases biomarkers for neutrophilic inflammation and airway acidification. Finally, Hoek et al. (2002) showed that living close to

a major road increases significantly the cardiopulmonary mortality whereas non-cardiopulmonary, non-lung cancer deaths seem to be unrelated to the traffic air pollution, nor with background concentrations. It has not yet been possible to directly connect EC to health problems. However, EC is a good proxy for exposure to traffic and thus we can estimate that a decrease in EC would induce a decrease in traffic-related health effects.

Another purpose for assessing EC is that it is known to be a good measure for diesel exhaust. Particles derived from diesel cars are more abundant in EC (Geller et al., 2005). The studied area, Flanders, is characterized by a high population density and the continuously rising share of diesel cars is the highest in Europe (see Fig. 2).

The objective of this study is to assess the impact of a speed limit reduction on the traffic-related air pollutant EC. Until now, few studies have done this. Dijkema et al. (2008) studied, based on measurements, black smoke (BS), which is closely related to EC, PM<sub>10</sub> and PM<sub>1</sub> concentrations. No significant difference was found in the annual mean BS concentrations between two monitoring stations, one next to a highway where a permanent speed limit reduction was introduced and a second one near to a highway without any speed limit reductions. In both stations, the BS concentrations decreased, compared to the situation of the previous year, in which on none of the highways adjacent to the stations speed limit reductions were introduced. This study was thus based on local air quality measurements over a period of two years. Recently, Patel et al. (2009) studied the influence of diesel traffic proximity and intensity on ambient concentrations of PM<sub>2.5</sub> and black carbon (BC) at New York City High Schools. It was suggested that in urban areas with higher levels of diesel traffic, which is also the case for the area examined in this study, black carbon is a more specific indicator to represent exposure to air pollution of the population.

Due to a lack of EC monitoring sites next to highways and to avoid the impact of the meteorological circumstances, model calculations are used to study the differences in EC concentrations, as a result of a speed limit reduction. The difference in EC concentrations is calculated by comparing the modeled concentrations using different traffic emission scenarios (with and without the speed limit). By taking into account the difference of the EC concentrations, possible errors that exist on the absolute EC concentrations are eliminated. Two different speed limit reduction measures are modeled and assessed: in a first scenario the existing measure in Flanders, namely a speed limit reduction from 120 km h<sup>-1</sup> to 90 km h<sup>-1</sup> that is introduced during smog episodes on more or less 300 km of highways in densely populated areas (scenario 1) and a second scenario with a speed limit reduction



**Fig. 2.** Percentage of diesel, petrol and other (LPG, electric, non-identified) vehicles in Belgium (Federal Public Service Economy, S.M.E.'s, Self-employed and Energy Belgium, 2009). In dark green: petrol-fueled vehicles; in dark red: diesel-fueled vehicles; in yellow: other vehicles. (For interpretation of the references to color in figure legend, the reader is referred to the web version of this article).

from  $120 \text{ km h}^{-1}$  to  $90 \text{ km h}^{-1}$  on all highways (916 km) in Flanders (scenario 2).

The objective is to calculate to what extent the speed limit measure reduces EC concentrations near the affected highways and to calculate the effect of the speed limit on population exposure.

## 2. Methodology

### 2.1. Introduction

Since the focus is on changes in EC concentrations as a result of the speed limit reduction introduced by the Flemish Government, a combination is made of the large-scale BeLEUROS (Belgian version of the European Operational Smog model) model and the local scale bi-Gaussian IFDM (Immission Frequency Distribution Model) plume dispersion model. The model chain as described in Lefebvre et al. (2010) is capable of simulating  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentration changes due to speed limit reductions. For the modeling of EC, the model setup was slightly different. Compared to the Lefebvre et al. (2010) chain, the AURORA (Air quality modeling in Urban Regions using an Optimal Resolution Approach)-model was replaced by the BeLEUROS (see Chapter 2.2) model to calculate the large-scale EC background concentrations since at that time, it was not yet ready to be used for the modeling of EC. The emissions were based on the MIMOSA (Milieu Impact Module voor de Stad Antwerpen) 4 traffic emission model (see Chapter 2.3). The IFDM model (see Chapter 2.4) has been used to simulate the EC concentrations using the traffic emissions on the highways as the only source of emissions. To avoid double counting (in this case, the traffic emissions on the highways) the BeLEUROS-concentrations were corrected (see also Chapter 2.5.2).

### 2.2. BeLEUROS

The operational Eulerian air-quality model EUROS (European Operational Smog model), originally developed at the RIVM (Rijksdienst voor Volksgezondheid en Milieu) in the Netherlands, has been extended by VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek) with several modular algorithms to simulate the concentrations of particulate matter. The result was the development of the BeLEUROS model which is now used as a tool for policy

support. The model is operational at the Belgian Interregional Environment Agency (IRCEL) in Brussels (Delobbe et al., 2002; Mensink et al., 2002). The BeLEUROS domain covers nearly the whole of Europe and has a base resolution of  $60 \times 60 \text{ km}^2$  (Fig. 3). A grid refinement procedure makes it possible to simulate concentrations with a resolution of  $15 \times 15 \text{ km}^2$  (Fig. 3). This refined grid applies in this case to Belgium, the Netherlands, the western part of Germany, the northern regions in France and the eastern regions of the UK. 4 vertical layers are used to simulate the chemical atmospheric processes, while 14 vertical layers are used for the advection–diffusion calculations.

The primary  $\text{PM}_{2.5}$  emissions from the 10 anthropogenic SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution)-sectors were split into three components, i.e. EC, (primary) organic compounds (OC) and primary inorganic compounds. The percentage of EC was taken from Schaap et al. (2004), the percentage of OC was taken from EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme, [www.emep.int](http://www.emep.int)) and the remaining part of  $\text{PM}_{2.5}$  was allocated to primary inorganic compounds. These split factors are sector-dependant and applied on the total  $\text{PM}_{2.5}$  emissions per SNAP-sector. The primary inorganic compounds are not split up and are considered to be passive tracers.

Meteorological data are used from ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, Reading, UK) and emission data from IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria). Advection, diffusion, chemical reactions and dry and wet deposition are calculated by means of an operator splitting routine. Gas phase chemistry and aerosol processes including e.g. the formation of secondary aerosol species such as nitrates and sulphates are treated by the model. Two size fractions ( $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{\text{coarse}}$ ) are calculated consisting of a mixture of EC, OC, primary inorganic compounds, ammonium, nitrate, sulphate and sea salt. More information about the BeLEUROS model can be found in Deutsch et al. (2008a,b). A model validation for EC was carried out in Deutsch et al. (2009).

### 2.3. MIMOSA 4 and EC emissions

For the road traffic emissions, MIMOSA 4 has been used. MIMOSA 4 is the most recent version of MIMOSA (original version: Mensink et al., 2000; current version: Vankerkom et al., 2009), which generates hourly output for different types of emissions,

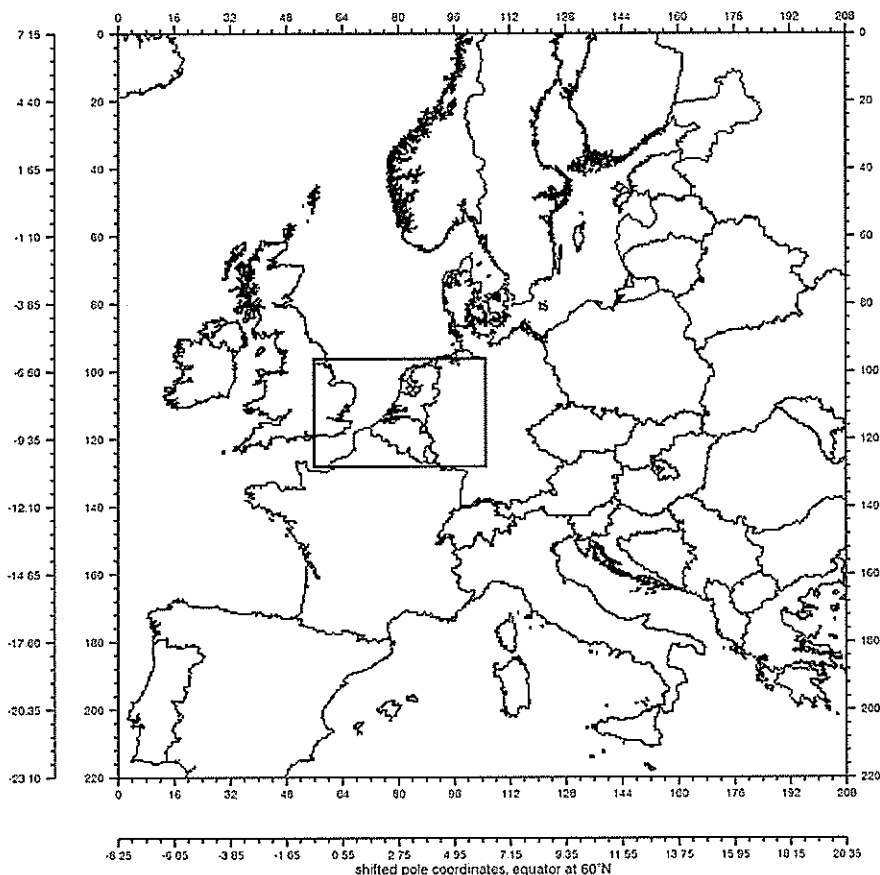


Fig. 3. The model domain of BelEUROS. Within the rectangle, the resolution of BelEUROS is 15 × 15 km<sup>2</sup>.

Table 1  
Distribution of vehicle kilometers in the MIMOSA-model for Flanders.

		Diesel	Petrol	Others	Total
CAR	Euro0	1.3%	1.2%	0.1%	2.5%
	Euro1	2.7%	1.8%	0.0%	4.6%
	Euro2	8.5%	4.2%	0.2%	12.9%
	Euro3	26.0%	6.9%	0.2%	33.1%
	Euro4	21.2%	3.3%	0.1%	24.6%
	<b>TOTAL CAR</b>	<b>59.6%</b>	<b>17.3%</b>	<b>0.7%</b>	<b>77.7%</b>
LDV	Euro0	0.4%	0.0%	0.0%	0.5%
	Euro1	0.7%	0.0%	0.0%	0.7%
	Euro2	1.3%	0.0%	0.0%	1.4%
	Euro3	6.5%	0.1%	0.0%	6.6%
	Euro4	2.5%	0.0%	0.0%	2.6%
	<b>TOTAL LDV</b>	<b>11.4%</b>	<b>0.2%</b>	<b>0.1%</b>	<b>11.7%</b>
HDV	Euro0	0.4%	0.0%	0.0%	0.4%
	Euro1	0.3%	0.0%	0.0%	0.3%
	Euro2	1.1%	0.0%	0.0%	1.1%
	Euro3	5.1%	0.0%	0.0%	5.1%
	Euro4	2.0%	0.0%	0.0%	2.0%
	<b>TOTAL HDV</b>	<b>8.9%</b>	<b>0.0%</b>	<b>0.0%</b>	<b>8.9%</b>
Others	Euro0	0.0%	0.5%	0.0%	0.5%
	Euro1	0.1%	0.2%	0.0%	0.3%
	Euro2	0.1%	0.4%	0.0%	0.5%
	Euro3	0.2%	0.1%	0.0%	0.3%
	Euro4	0.1%	0.0%	0.0%	0.1%
	<b>TOTAL OTHERS</b>	<b>0.5%</b>	<b>1.2%</b>	<b>0.0%</b>	<b>1.7%</b>
<b>Total</b>		<b>80.5%</b>	<b>18.7%</b>	<b>0.8%</b>	<b>100.0%</b>

such as PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> for Flanders. Based on the modeled amounts of vehicles for each road, MIMOSA calculates the corresponding emissions by splitting up the total amount of vehicles into different categories, depending on e.g. vehicle type, fuel, weight, euro classes, etc. This distribution is based on statistical data of the vehicle fleet in Flanders. In order to calculate these emissions, the COPERT IV (Computer Program to calculate Emissions from Road Transport) methodology (COPERT IV, 2007) has been used. Emissions due to cold start and loss by evaporation are also modeled. For particulate matter non-exhaust emissions are also simulated,

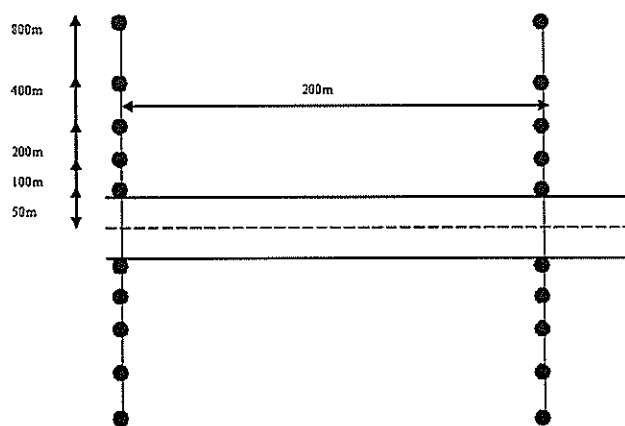


Fig. 4. The structure of the non-regular grid.

for instance due to tyre and brake wear. The speed on the roads is a generic speed. This means that no traffic jams are taken into account. The input of this model is the “Multimodal Model Flanders” in which for every main road section in Flanders and Brussels a number of variables, e.g. road type, traffic intensity for heavy duty vehicles and for light vehicles (personal cars and motorcycles), are taken into account. MIMOSA 4 calculates traffic emissions which are distributed in time as well as geographically. An example of the vehicle fleet distribution is given in Table 1. This table already aggregates a lot of information as vehicle distribution is also divided in cylinder content or weight. Furthermore, several vehicle types are aggregated, like busses, motorcycles, in category “Others”.

As can be seen, most of the vehicle kilometers in Flanders are made with cars (77.7%) and with diesel vehicles (80.5%). Comparing Table 1 to Fig. 2 shows not only the abundance of diesel cars in Flanders but also that the existing diesel cars drive more kilometers

than the petrol cars. The number of kilometers made by the motorcycles, busses and coaches (in Others-category) and with non-diesel and non-petrol fuels (LPG, electric cars) is for the moment negligible.

However, the MIMOSA 4 model has not yet the possibility to calculate EC emissions directly. Instead, the assumption was made that EC traffic emissions account for 70% of the  $PM_{2.5}$  traffic exhaust emissions ( $f = 0.70$ ). This assumption seems reasonable and is based on the following studies and conclusions. First of all, the study of Schaap et al. (2004) accounts to EC 48% of the total  $PM_{2.5}$  traffic emissions. Secondly, Naser et al. (2009) show an EC ratio of 40% of the total  $PM_{2.5}$  traffic emissions, based on ambient EC measurements at roadside stations. Thirdly, MIMOSA shows that the  $PM_{2.5}$  exhaust emissions account for about 75% of the total (=exhaust + non-exhaust)  $PM_{2.5}$  traffic emissions. Finally, the non-exhaust EC emissions are negligible compared to the exhaust EC emission. Using these data would lead to an estimated  $f$  of 0.6 ( $\sim 0.45/0.75$ , as  $f$  is the

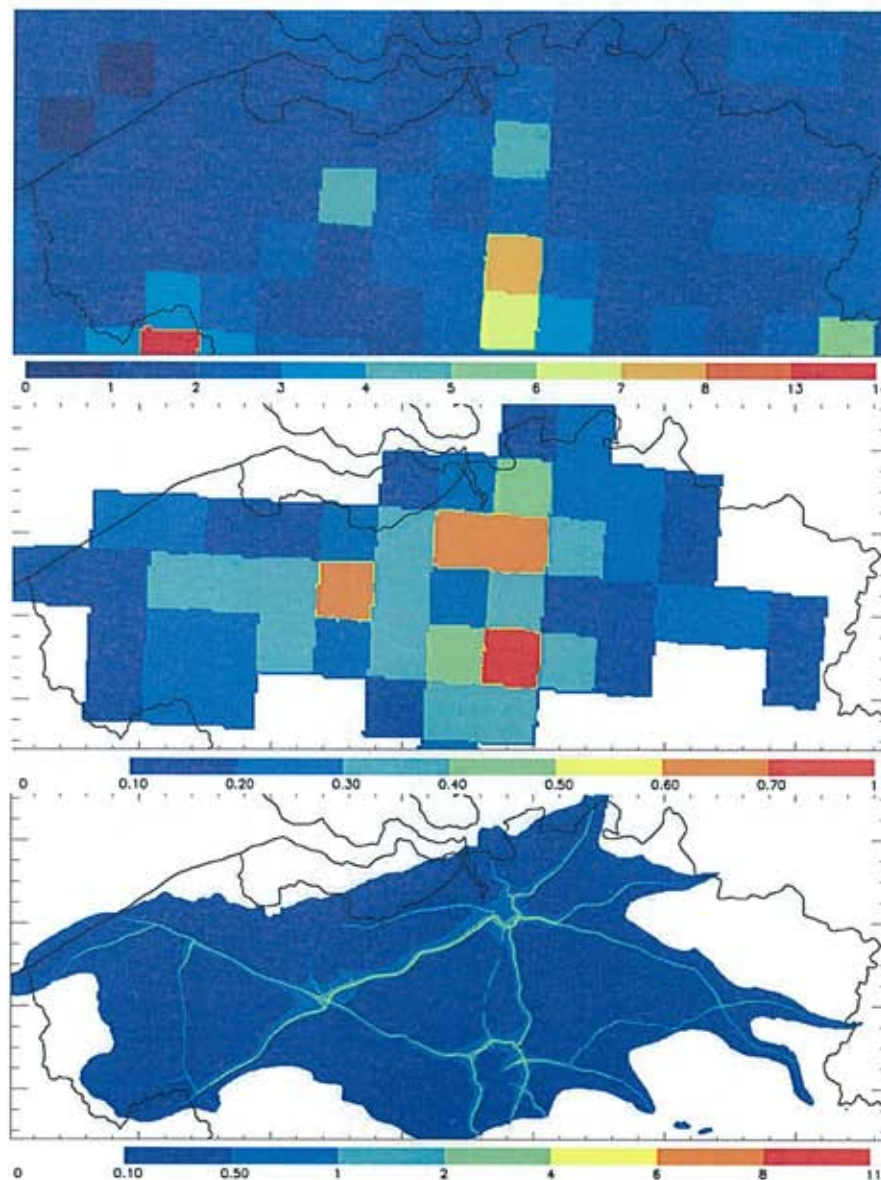


Fig. 5. EC concentrations in  $\mu\text{g m}^{-3}$  in the base-line scenario, averaged over the simulated period. Upper part: BeIUEURS EC concentrations (representing term I of equation (1)). Middle part: EC concentrations calculated by the IFDM model (term II of equation (1),  $f = 0.7$ ) in the base-line scenario, averaged over the simulated period and integrated over the BeIUEURS  $15 \times 15 \text{ km}^2$  gridcells. Lower part: EC concentrations from traffic emissions on highways calculated by the IFDM model (term III of equation (1),  $f = 0.7$ ).

fraction of the *exhaust* emissions and not of the *total* emissions). However, using the Copert IV emission factors for EC on the Flanders' fleet composition (see also Table 1 and Fig. 2) leads to a  $f$  of 0.74, due to a large new diesel fraction in Flanders. As a result a  $f$  of 0.7 seems to be a reasonable compromise.

In order to assess the uncertainty of the results due to the assumption that EC traffic emissions are 70% of the  $PM_{2.5}$  traffic exhaust emissions ( $f = 0.7$ ), a sensitivity-analysis was made using varying  $f$ -ratios. The analysis found that if the ratio  $f > 0.5$ , the main model results and general conclusions discussed below do not significantly alter.

#### 2.4. IFDM

The IFDM model is a bi-Gaussian air pollution plume dispersion model, designed to simulate non-reactive pollutant dispersion on a local scale. The dispersion parameters are dependent on the stability of the atmosphere and the wind speed following the Buldynck and Malet formulation (Buldynck and Malet, 1972). Line sources are treated as in Venkatram and Horst (2006), except for the cases where the wind is parallel or almost parallel to the road. In the latter case, numerical integration of a series of point sources is applied. Area sources are treated as a set of equivalent parallel line sources perpendicular to the wind. As IFDM is a receptor-model, it can be used for every grid, regular or not. More information on the IFDM model can be found in the European Model Database ([http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/MDS/index\\_html](http://air-climate.eionet.europa.eu/databases/MDS/index_html)).

#### 2.5. Model setup

##### 2.5.1. Selected episode and scenarios

As mentioned before the large-scale BeEUROS model is used to determine the regional background EC concentrations. The local

**Table 2**

Statistical validation parameters for the two discussed stations (42R801 = Bergerhout; 40ML01 = Mechelen), periods and pollutants. The December values for station 40ML01 are not.

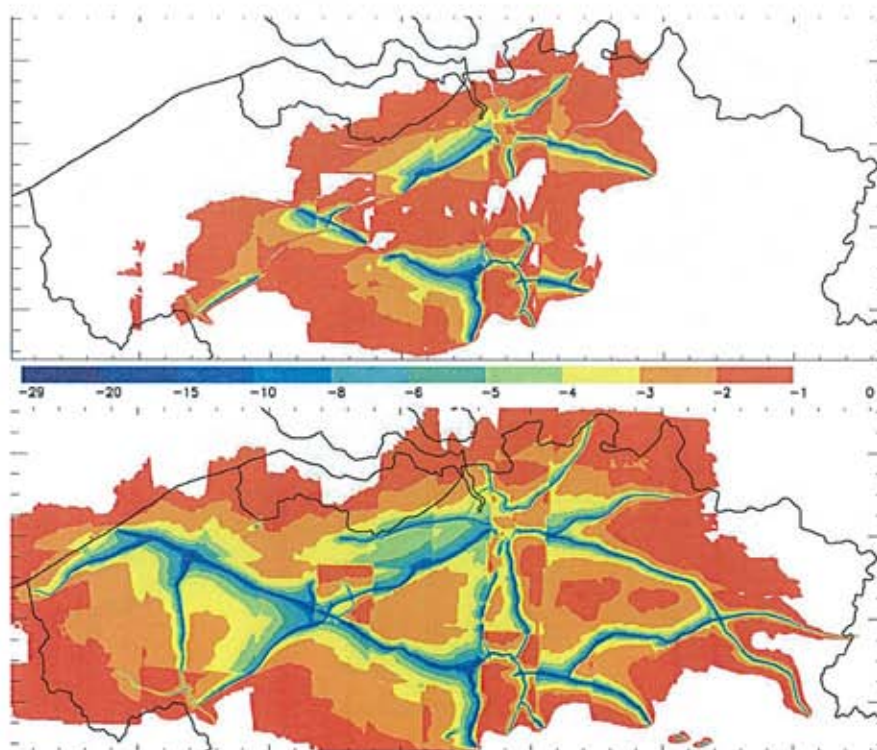
Location	Period	Pollutant	Daily values			Mean model value ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Mean observed value ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
			Bias ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	RMSE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$R^2$		
42R801	Dec	$PM_{10}$	13.92	19.92	0.76	82.13	68.37
		$PM_{2.5}$	3.99	11.04	0.76	44.64	41.71
	Feb	$PM_{10}$	24.79	47.32	0.21	91.28	66.49
		$PM_{2.5}$	17.21	32.23	0.26	54.41	37.33
40ML01	Dec	$PM_{10}$					
		$PM_{2.5}$					
	Feb	$PM_{10}$	26.20	38.62	0.30	82.44	56.25
$PM_{2.5}$		3.99	20.78	0.36	45.20	41.20	

scale IFDM dispersion model calculates the traffic-related EC concentrations near the highways.

The grid on which IFDM is used is a combination of a regular grid (with a resolution of  $1 \times 1 \text{ km}^2$ ) and a grid that follows the highways (see also Fig. 4). This last grid is constructed as follows:

- First of all, for each highway, every 200 m, a transect is drawn perpendicular to the highway, except if the centre of this line is closer than 200 m to the centre of another transect.
- On this line, grid points are created on distances of 50, 100, 200, 400 and 800 m from the road, except if these grid points are closer than 50 m to another highway.

As a result, the grid gives us good coverage throughout the whole simulated region, while at the same time it has a better resolution to represent high gradients.



**Fig. 6.** The relative decrease in EC concentrations between the two scenarios and the base-line run (in %) during the December 2007 simulation ( $f = 0.7$ ). Upper part: scenario 1 – base-line simulation. Lower part: scenario 2 – base-line simulation.

The BeEUROS model ( $15 \times 15 \text{ km}^2$ ) simulated the EC concentrations from the 13th of December till the 26th of December 2007. This period was characterized by adverse atmospheric dispersion conditions, resulting in high concentrations of particulate matter in the study area. The highest spatial mean  $\text{PM}_{10}$  concentrations in Flanders of  $98 \mu\text{g m}^{-3}$  was measured on December 22. During a part of this period (from the 20th till the 22th), the speed limit reductions were initiated by the Belgian Interregional Environment Agency.

A base-line simulation and two different scenarios were used to simulate the impact on the EC concentrations using the IFDM model:

1. A base-line run: this is the "base-line" scenario without any speed limit reductions. This means a speed limit on  $120 \text{ km h}^{-1}$  on all highways, except for ring road around Antwerp where the speed limit is limited to  $100 \text{ km h}^{-1}$ . In IFDM, only the highways are considered, the other roads are only considered in BeEUROS.
2. Scenario 1: this is the scenario based on the current measure with a speed limit reduction from  $120$  to  $90 \text{ km h}^{-1}$  on selected

**Table 3**

Percentage of different vehicles and fuel types in the total primary traffic PM emissions.

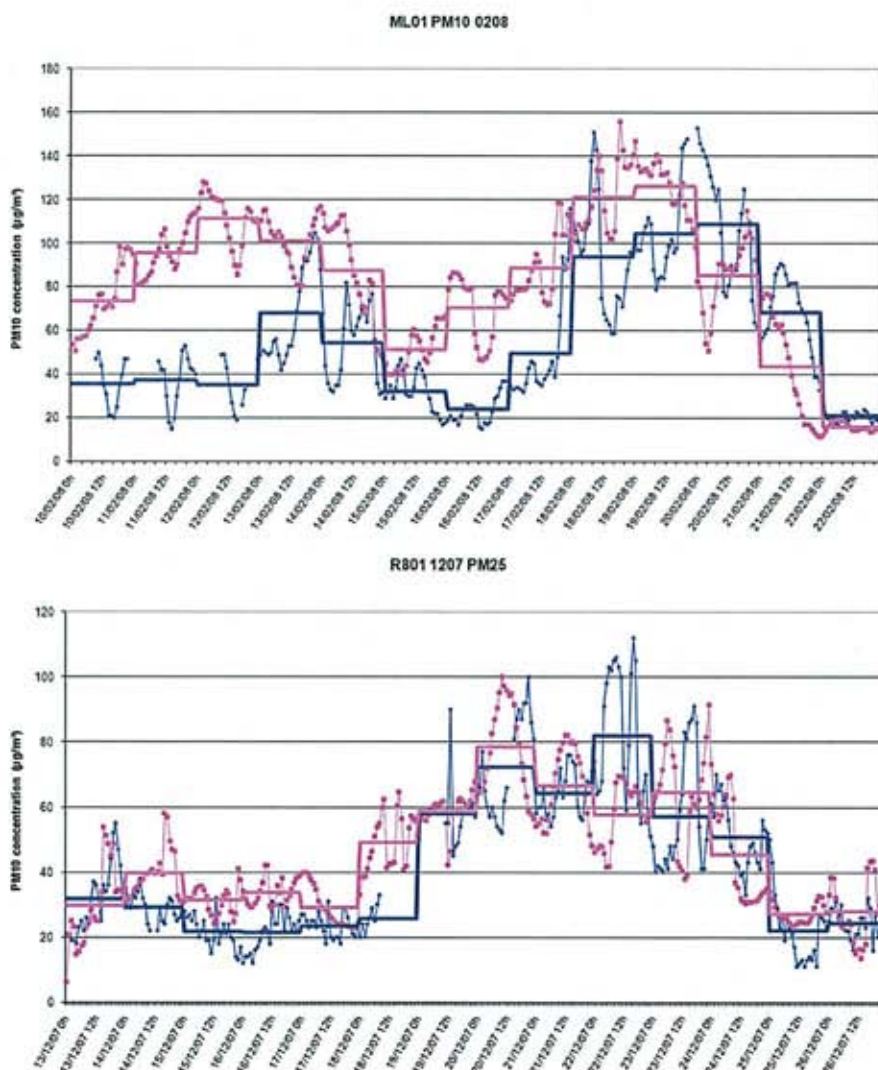
	Diesel	Petrol	Others	Total
CAR	47.2%	4.3%	0.2%	51.7%
LDV	18.1%	0.1%	0.1%	18.2%
HDV	27.1%	0.0%	0.0%	27.1%
Others	1.4%	1.5%	0.0%	3.0%
<b>Total</b>	<b>93.8%</b>	<b>5.9%</b>	<b>0.3%</b>	<b>100.0%</b>

sections of the Flemish highways (Fig. 1) traversing densely populated areas.

3. Scenario 2: a hypothetical scenario with the same speed limit simulated over the full length (Fig. 1) of all Flemish highways.

### 2.5.2. Avoid double counting of traffic emissions on the highways

In order to avoid double counting of the traffic emission sources, once by the BeEUROS model (regional background EC) and once by IFDM (EC from traffic emissions on the highways), the models have



**Fig. 7.** The measured (blue, thick line = daily mean) and the modeled (pink, thick line = daily mean) hourly  $\text{PM}_{10}$  concentrations at the station Mechelen (40ML01) for the February simulation period (upper part) and for the  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations at the station Bergerhout (42R801) for the December simulation period (lower part). (For interpretation of the references to color in figure legend, the reader is referred to the web version of this article).



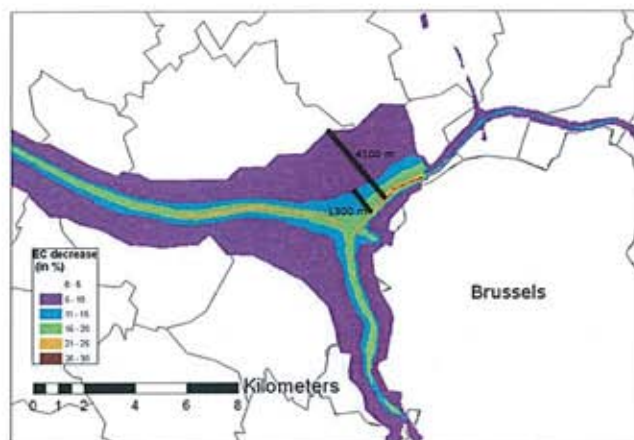


Fig. 8. Decrease in EC concentrations and indicative distances to the northwestern part of the Brussels ring highway when a speed limit reductions of  $90 \text{ km h}^{-1}$  is introduced (scenario 1).

been coupled by using a simple algorithm as discussed in Lefebvre et al. (2010).

In this scheme the concentration at any point ( $C$ ) can be formulated as:

$$C = \underbrace{C_B}_I - \underbrace{f \times \bar{C}_{I,R}}_{II} + \underbrace{f \times C_L}_{III}, \quad (1)$$

in which term I denotes the background concentration in the corresponding BeUROS grid cell. It was calculated using all emission sources, including the traffic emissions on the highways.

Term II subtracts the effect of highways emissions from the background concentration.  $\bar{C}_{I,R}$  denotes the averaged concentrations in the base-line run calculated by the IFDM model using highway traffic as only emission source, adhering to the regular grid and lying in the corresponding BeUROS grid cell.  $f$  is the factor as described in Chapter 2.3.

Term III reintroduces the contribution of local highways calculated by the IFDM model and which may now vary according to different speed limit scenarios.  $C_L$  is the modified local concentration.

Fig. 5 shows the different right-hand terms in equation (1) for the base-line scenario, averaged over the simulated period. The figures show that close to the highways term III becomes significant, while further away, term I is predominant. In neither case, term II is significant. Furthermore terms I and II show a checkered pattern, due to the coarse resolution of BeUROS. As a result, this pattern will also be visible in the results (Fig. 6).

Table 4

Number of people living in buffer zones at different distances from the concerned highway sections of scenario 1, the corresponding EC concentration for the base-line scenario (averaged over the dwellings in the buffer zones), the decrease in EC concentrations between the base-line scenario and scenario 1 ( $\pm 1$  standard deviation), the exposure decrease and the population density.

Buffer zones at different distances from the highway sections in scenario 1 (in meters)	Number of inhabitants	EC concentration (averaged over the dwellings per buffer zone) (base-line scenario) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	EC concentration decrease (base-line – scenario 1) ( $\pm 1$ standard deviation) ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Exposure decrease (scenario 1) ( $1000 \text{ inhabitants} \times \mu\text{g} \text{ m}^{-3}$ )	Population density in the buffer zones (inhabitants $\text{km}^{-2}$ )
0–50	818	5.61	$0.61 \pm 0.25$	0.5	29
50–100	7880	5.86	$0.58 \pm 0.31$	4.6	283
100–200	34,355	5.66	$0.45 \pm 0.37$	15.3	616
200–400	111,040	5.08	$0.29 \pm 0.21$	31.7	990
400–800	288,362	4.53	$0.21 \pm 0.13$	59.4	1272
800–1000	160,994	4.31	$0.15 \pm 0.09$	24.8	1404
1000–1500	422,622	4.03	$0.13 \pm 0.13$	53.2	1456
0–<1500	1,026,071	4.40	$0.18 \pm 0.16$	189.5	1200

### 3. Validation for the total mass PM-concentrations

Using an analogous methodology, PM-concentrations have been simulated over Flanders for the same period (December 2007) and for a similar later period (February 2008). The temporal variability of the  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations has been compared for two specifically chosen telemetric monitoring stations, one in Mechelen, which is a station lying in the centre of the model domain (station 40ML01) and one in Borgerhout (station 42R801), which is an urban station close to the centre of Antwerp. These stations were selected because they measure both  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  concentrations and are stations that are representative for the surrounding region. Both stations are also situated in the centre of the study area and are not influenced by local industrial emissions. Unfortunately there are no stations in the direct vicinity to the highways in Flanders. The statistical validation parameters can be found in Table 2. As the upper panel of Fig. 7 shows, the  $\text{PM}_{10}$  concentrations are mostly overestimated in the beginning of the episode, but they are better represented when the episode peaks. Furthermore, the end of the smog episode in the model comes slightly too early. However, regardless of the overestimation in the beginning of the simulation period, the  $\text{PM}_{10}$ -concentration profiles of both the observations and the model results are reasonable similar.

For the December period, a similar validation has been made. Unfortunately during this December episode there were large gaps in the measurements for the station in Mechelen. In Borgerhout, both  $\text{PM}_{10}$  and  $\text{PM}_{2.5}$  are well represented (Table 2 and Fig. 7), both with a similar amplitude and time profile. In order to be complete, we took a look at the Borgerhout station during the February episode. The results are quite close to the results shown for the Mechelen station (in general, a good representation despite the overestimated concentrations at the beginning of the study period).

### 4. Effects of a speed limit reduction

#### 4.1. Traffic emissions

Traffic emissions account for 33% of the total primary  $\text{PM}_{10}$  and 40% of the total primary  $\text{PM}_{2.5}$  emissions in Flanders. The traffic emissions include non-exhaust emissions and emissions due to re-suspension by cars. Taking a closer look (Table 3) at the traffic primary PM emissions reveals that 93.8% of all PM emissions in Flanders are caused by diesel vehicles, while 5.9% is caused by gasoline vehicles. Somewhat more than 50% is caused by cars, while heavy duty vehicles emit somewhat more than a quarter of the total traffic PM emissions.

Traffic speed reductions can significantly alter the traffic-related primary PM emissions. For scenario 1, decreases in the traffic

emissions up to about 30% (somewhat higher for PM<sub>2.5</sub>) can be found on the highways on which the speed reductions have been applied. However changes in the total traffic emissions in the Flemish Region are of course smaller. The speed limit reductions lead to a decrease of total primary traffic emissions of about 6% for PM<sub>10</sub> and 7% for PM<sub>2.5</sub> in scenario 1 and 13% for PM<sub>10</sub> and 14.5% for PM<sub>2.5</sub> in scenario 2.

#### 4.2. Effects on the EC concentrations

In scenario 1, where the speed limit reductions were activated on selected sections of the Flemish highways, the EC concentrations decrease up to 30% just next to the connection of the highway Ghent–Brussels and the ring road around Brussels (Fig. 6, upper part). The decreases show a strong gradient. However, Fig. 8 (zoom of Fig. 6, upper part, near the Brussels Capital region) shows that a decrease in EC of up to more than 5% can be achieved in certain regions that are located more than 4 km from the affected highways. In other locations, the band in which the EC-decrease is more than 5% is smaller.

Applying the speed limit reductions over the full length of all highways in the study area (scenario 2) increases the area where the concentration changes considerably, as can be seen in Fig. 6. However, the maximum decrease in EC-concentration is still around 30%, as the speed limit on the busiest highways is already reduced in scenario 1.

#### 4.3. Effects on exposure

The population in the study area exceeds 7 million people on a surface of somewhat more than 13,500 km<sup>2</sup> (Flanders and the Brussels Capital Region), resulting in a population density of more than 500 inhabitants km<sup>-2</sup>. In addition, many people are living closely near the highways on which the speed limit reductions are applied. Although the fact that many people spend a lot of time indoors (especially children), no indoor exposure was taken into account.

As can be seen in Table 4, more than 40,000 people live closer than 200 m to the affected highways, and more than one million people live closer than 1500 m to these selected highways (Fig. 1). Also notice that in total 1.76 million people in Flanders and the Brussels Capital region live closer than 1500 m from a highway. This is 25% of the total population (Table 5).

Considering scenario 1, it is seen that, in the regions closer than 1500 m to the affected highways the EC concentration decrease (averaged over the dwellings in this area) is 0.18 μg m<sup>-3</sup> (bottom line in Table 4). The average decrease in the distance band between 100 and 200 m is 0.45 μg m<sup>-3</sup>, whereas in the band closest to the

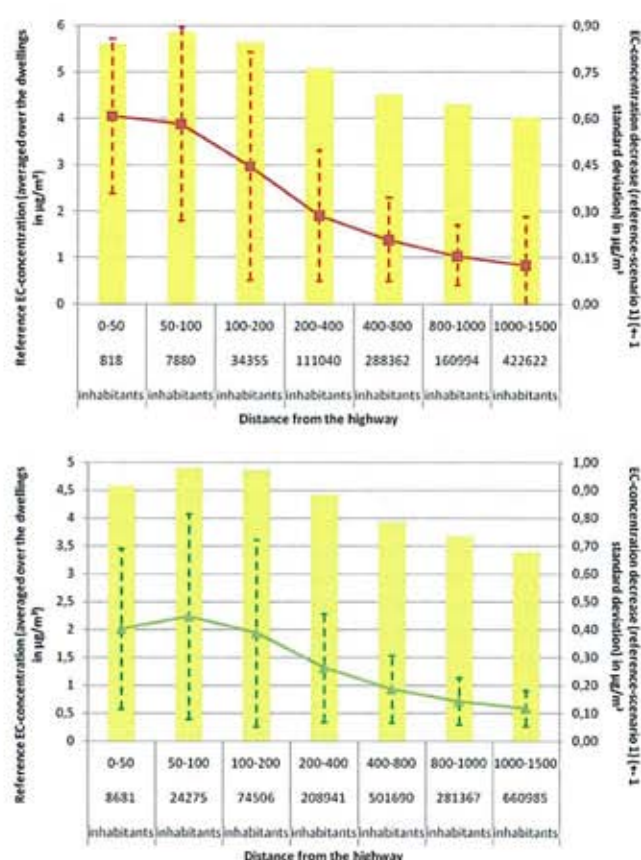


Fig. 9. Upper part: Number of people living in different buffer zones along the sections of highways where speed limit is imposed during smog episodes (scenario 1), the base-line EC concentration (averaged over the dwellings per buffer zone) (yellow bars, scalebar lefthandside) and the EC-exposure decrease (red dots ± 1 sigma, scalebar right-handside). Lower part: the same as the upper part but for scenario 2.

highway this increases up to 0.61 μg m<sup>-3</sup>. This absolute decrease in EC is comparable with the annual mean EC concentration of 0.47 μg m<sup>-3</sup> measured in a rural background station in Flanders (Vercauteren et al., 2011).

The mean traffic density on all the highways (scenario 2) is in general lower than the density on the selected highways of scenario 1. The buffer zones (except for the distance band 0–50 m) close to the highway sections of scenario 2 are also less densely populated than the buffer zones of scenario 1 (compare last column of Tables 4 and 5). This results in lower EC concentrations and also lower EC

Table 5

Number of people living in buffer zones at different distances from all highways in Flanders and Brussels (scenario 2), the corresponding EC concentration for the base-line scenario (averaged over dwellings in the buffer zones), the decrease in EC concentrations between the base-line scenario and scenario 2 (± 1 standard deviation), the exposure decrease and population density.

Buffer zones at different distances from the highway sections in scenario 1 (in meters)	Number of inhabitants	EC concentration (averaged over the dwellings per buffer zone) (base-line scenario) (μg m <sup>-3</sup> )	EC concentration decrease (base-line –scenario 1) (±1 standard deviation) (μg m <sup>-3</sup> )	Exposure decrease (scenario 1) (1000 inhabitants × μg m <sup>-3</sup> )	Population density in the buffer zones (inhabitants km <sup>-2</sup> )
0–50	8681	4.58	0.40 ± 0.24	3.5	73
50–100	24,275	4.89	0.45 ± 0.33	10.8	269
100–200	74,506	4.86	0.39 ± 0.32	28.9	415
200–400	208,941	4.41	0.26 ± 0.18	54.9	585
400–800	501,690	3.93	0.19 ± 0.11	93.7	707
800–1000	281,367	3.67	0.14 ± 0.08	40.2	800
1000–1500	660,985	3.38	0.12 ± 0.06	77.3	762
0–1500	1,760,445	3.75	0.17 ± 0.14	298.6	658

Table 6

Number of people, in thousands, affected by lower EC concentrations due to the speed limit reductions in both scenarios.

Decrease in EC (%)	Number of people (in thousands, scenario 1)	Number of people (in thousands, scenario 2)
>15%	7.7	11.7
10–15%	34.6	68.0
5–10%	264.9	559.0
>5%	307.1	638.6

concentration decreases (averaged over the dwellings in the buffer zones) for scenario 2 compared to scenario 1. Although the EC concentration decreases and the absolute EC concentrations (averaged over the dwellings in the buffer zones, Fig. 9) for scenario 1 are lower than for scenario 2, the EC exposure decrease of a speed limit reduction on all the Flemish highways (scenario 2) is a factor 1.58 higher compared to the exposure decrease in scenario 1. In scenario 2 the EC concentration decreases are lower, but this is compensated by the higher number of inhabitants that are exposed to less EC. The overall effect (=decrease multiplied by the number of concerned inhabitants) is that the exposure decrease is higher.

The slight increase of the effect and of the mean base-line EC-concentration between the 0–50 m and the 50–100 m band (Fig. 9) is probably due to the relative small number of dwellings in these bands and the non-homogeneity of the location of these dwellings.

Table 6 shows clearly that a significant number of people are exposed to less EC due to the speed limit reductions. More than 300,000 people will be exposed to at least 5% less EC, in scenario 1. In scenario 2 the number of inhabitants that are exposed to at least 5% less EC is more than doubled.

## 5. Discussion and conclusions

Despite the scarce effect of speed limit reduction measures on total mass PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations (up to maximum 5% for PM<sub>10</sub> and 8.5% for PM<sub>2.5</sub>; Janssen et al., 2010), it can be shown that the effect on EC is more important. The current EU-legislation (guideline 2008/50/EC) has only limit values for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. Our findings suggest that EC can be considered as a much more traffic-related air pollutant than total mass particulate matter, especially where diesel cars cause the majority of the traffic emissions. Since the adverse health effects of EC become more recognized, speed limit reduction on highways constitutes a higher health benefit than would be expected from the scarce decrease of total PM mass concentration. EC reduction figures could therefore be more appropriate when assessing reduction policies for traffic emissions.

A speed limit reduction from 120 to 90 km h<sup>-1</sup> during winter smog episodes on certain sections of the highways can lead to 30% decrease of the EC concentrations closely near these highways. Key findings are that the decrease in EC depends on the distance from the highways. Within a distance of 200 m, where 43,000 people live, the average decrease in the different distance bands of the EC-concentration varies between 0.45 µg m<sup>-3</sup> and 0.61 µg m<sup>-3</sup>. Within a distance of 1500 m of the concerned highways, the average decrease is 0.18 µg m<sup>-3</sup>. About 1 million people are living within 1500 m distance of these highways. The EC exposure of about 300,000 people decreases by at least 5% and 7500 people experience a decrease of 15% or more.

The study points out that EC is a more important traffic-related air pollutant indicator than total mass particulate matter. Our results are based on model calculations. A more frequent and continuous monitoring of EC nearby highways could further confirm these results.

## Acknowledgements

We would like to thank the Vlaams Verkeerscentrum for the data of their traffic models, which enabled this study.

## References

- Bultynck, H., Malet, L.M., 1972. Evaluation of atmospheric dilution factors for effluents diffused from an elevated continuous point source. *Tellus XXIV* (5), 465–471.
- Copert IV, 23 August 2007. Emission Inventory Guidebook, Chapter Road Transport, Activities 070100–070500, version 6.0. Aristotle University Thessaloniki, Greece.
- Delobbe, L., Mensink, C., Schayes, G., Brasseur, O., Passelecq, C., Passelecq, D., Dumont, G., Demuth, C., 2002. BELUROS: Implementation and Extension of the EUROS Model for Policy Support in Belgium, Global Change and Sustainable Development. Federal Science Policy Office, Brussels.
- Deutsch, F., Mensink, C., Vankerkom, J., Janssen, L., 2008a. Application and validation of a comprehensive model for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations in Belgium and Europe. *Applied Mathematical Modeling* 32, 1501–1510.
- Deutsch, F., Janssen, L., Vankerkom, J., Lefebvre, F., Mensink, C., Fierens, F., Dumont, G., Roekens, E., 2008b. Modeling changes of aerosol compositions over Belgium and Europe. *International Journal of Environment and Pollution* 32, 162–173.
- Deutsch, F., Viaene, P., Janssen, S., Maes, J., Vankerkom, J., Janssen, L., Vliegen, J., Peelaerts, W., Mensink, C., 2009. Validation of the Completely Renewed BELUROS Model. Final Report for Project By Order of the Flemish Environment Agency (in Dutch).
- Dijkema, M.B.A., van der Zee, S.C., Brunekreef, B., van Strien, R.T., 2008. Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. *Atmospheric Environment* 42, 9098–9105. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.039.
- Gauderman, W.J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Kunzli, N., Jerrett, M., Peters, J., 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369, 571–577.
- Geller, M.D., Sardar, S.B., Phuleria, H., Fine, P.M., Sioutas, C., 2005. Measurements of particle number and mass concentrations and size distributions in a tunnel environment. *Environmental Science and Technology* 39, 8653–8663.
- Gonçalves, M., Jiménez-Guerrero, P., López, E., Baldasano, J.M., 2008. Air quality models sensitivity to on-road traffic speed representation: effects on air quality of 80 km h<sup>-1</sup> speed limit in the Barcelona Metropolitan area. *Atmospheric Environment* 42, 8389–8402. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.08.022.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P.A., 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360, 1203–1209.
- Janssen, S., Lefebvre, W., Fierens, F., 1–4 June 2010. Can particulate matter be used to evaluate traffic related abatement measures? Conclusions of three recent case studies in the “hot spot” Flanders, Belgium. In: Albergel, Armand (Ed.), HARMO13, Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, ISBN 2-8681-5062-4 Paris, France. <http://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/Paris/downloadItem.asp?CID=H13-244>.
- Lefebvre, W., Janssen, S., Vankerkom, J., Deutsch, F., Veldeman, N., Fierens, F., Peelaerts, W., Van Looy, S., Claeys, N., Van Mierlo, T., Vliegen, J., 1–4 June 2010. Making high resolution air quality maps for Flanders, Belgium. In: Albergel, Armand (Ed.), HARMO13, Proceedings of the 13th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, ISBN 2-8681-5062-4 Paris, France. <http://www.harmo.org/Conferences/Proceedings/Paris/downloadItem.asp?CID=H13-225>.
- McCreanor, J., Cullinan, P., Nieuwenhuijsen, M.J., Stewart-Evens, J., Malliarou, E., Jarpu, L., Harrington, R., Svartengren, M., Han, I.-K., Ohman-Strickland, P., Chung, K.F., Zhang, J., 2007. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. *New England Journal of Medicine* 357 (23), 2348–2358.
- Mensink, C., De Vlioger, I., Nys, J., 2000. An urban transport emission model for the Antwerp area. *Atmospheric Environment* 34, 4595–4602.
- Mensink, C., Delobbe, L., Colles, A., 2002. A policy oriented model system for the assessment of long-term effects of emission reductions on ozone. In: Borrego, C., Schayes, G. (Eds.), *Air Pollution Modeling and its Applications XV*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, pp. 3–11.
- Mills, N.L., Törnqvist, H., Gonzalez, M.C., Vink, E., Robinson, S.D., Söderberg, S., Boon, N.A., Donaldson, K., Sandström, T., Blomberg, A., Newby, D.E., 2007. Ischemic and thrombotic effects of dilute diesel-exhaust inhalation in men with coronary heart disease. *New England Journal of Medicine* 357, 1075–1082.
- Morgenstern, V., Zutavern, A., Cyrys, J., Brockow, I., Koletzko, S., Krämer, U., Behrendt, H., Herbarth, O., von Berg, A., Bauer, C.P., Wichmann, H.-C., Heinrich, J., 2008. Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 177, 1331–1337.
- Naser, T.M., Kanda, I., Ohara, T., Sahamoto, K., Kobayashi, S., Nitta, H., Nataami, T., 2009. Analysis of traffic-related NO<sub>x</sub> and EC concentrations at various distances from major roads in Japan. *Atmospheric Environment* 41, 2379–2390. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.02.002.
- Patel, M.M., Chillrud, S.N., Correa, J.C., Feinberg, M., Hazi, Y., Deepti, K.C., Prakash, S., Ross, J.M., Levy, D., Kinney, P.L., 2009. Spatial and temporal variations in traffic-

- related particulate matter at New York City high schools. *Atmospheric Environment* 43, 4975–4981.
- Peters, A., Dockery, D.W., Muller, J.E., Mittleman, M.A., 2001. Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation* 103, 2810–2815.
- Schaap, M., Denier Van der Gon, H.A.C., Dentener, F.J., Visschedijk, A.J.H., Van Loon, M., ten Brink, H.M., Putaud, J.-P., Guillaume, B., Liousse, C., Builtjes, P.J.H., 2004. Anthropogenic black carbon and fine aerosol distributions over Europe. *Journal of Geophysical Research* 109, D18207. doi:10.1029/2003JD004330.
- Vankerkom, J., De Vlieger, I., Schrooten, L., Vliegen, J., Styns, K., 2009. Beleidsondersteunend onderzoek: Aanpassingen aan het emissiemodel voor wegtransport MIMOSA. Studie uitgevoerd in opdracht van VMM – MIRA, 2009/TEM/R/084.
- Venkatram, A., Horst, T.W., 2006. Approximating dispersion from a finite line source. *Atmospheric Environment* 40, 2401–2408.
- Vercauteren, J., Matheeuissen, C., Wauters, E., Roekens, E., van Grieken, R., Krata, A., Makarovska, Y., Maenhaut, W., Chi, X., Geypens, B., 2011. Chemkar PM10: An extensive look at the local differences in chemical composition of PM10 in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 45, 108–116.

# NAAR EEN ROETMAAT VOOR EEN GEZONDER LUCHTKWALITEITSBELEID

## ROET/EC BLIJKT GOEDE INDICATOR VOOR VERKEERSGERELATEERDE GEZONDHEIDSEFFECTEN

Op 5 oktober 2011 vond de nationale conferentie 'Naar een roetmaat voor een gezonder luchtkwaliteitsbeleid' in Schiedam plaats. Een verslag.

RINKJE MOLENAAR EN KLAAS KRIJGSHELD\*

In de afgelopen nummers van het *Tijdschrift Lucht* was er al het een en ander over roet/EC en de relatie met verkeer en gezondheid te lezen (nr. 3, 2011). Ook in dit nummer treft u nog een artikel aan (Janssen e.a.). De tijd was rijp om het onderwerp aan een breder publiek te presenteren. Onder de titel 'Naar een roetmaat voor een gezonder luchtkwaliteitsbeleid' werd op 5 oktober 2011 in Schiedam op initiatief van het ministerie van Infrastructuur & Milieu (I&M), DCMR Milieudienst Rijnmond, de GGD's van Rotterdam en van Amsterdam, het PBL, RIVM, TNO, de provincie Gelderland, gemeente Amsterdam en de Universiteit van Utrecht een nationale conferentie over dit onderwerp gehouden.

Verskillende invalshoeken van de relatie 'verkeersgerelateerde luchtvervuiling en gezondheid' werden besproken met een gevarieerd en actief participerend publiek, dat vragen stelde en suggesties en eigen ervaringen inbracht. Ook de vraag of er, naast de normen die er al zijn, behoefte is aan een extra indicator voor verkeersemissies en of die indicator misschien zelfs een norm zou moeten zijn, kwam aan de orde. Jan van den Heuvel, directeur van DCMR, opende de bijeenkomst. Hij refe-

reerde aan het 40-jarig bestaan van de DCMR en het feit dat er ook zolang al aandacht is voor de relatie tussen luchtkwaliteit en gezondheid. Hij wees daarbij op de enorme verbeteringen die in de afgelopen decennia zijn bereikt, maar vroeg ook aandacht voor de zorg van mensen over berichten dat een inwoner van Rotterdam gemiddeld minder lang leeft. Hij prikkelde de aanwezigen met de vraag: 'Doen wij wel alles wat in ons vermogen ligt om mensen in een gezonde omgeving te laten wonen, leven, recreëren en naar school te laten gaan, ook in een gebied als de Rijnmond?' Daarna gaf hij het stokje over aan dagvoorzitter Hans van der Vlist, ex-secretaris-generaal van het toenmalige ministerie van VROM, die vanuit zijn eerdere functie met gezag en affiniteit over het conferentiethema kon spreken.

De middag was verdeeld in drie deelaspecten, *de bestuurlijke werkelijkheid*, *de wetenschappelijke bijdrage* en *de praktijk*.

### | Bestuurlijke werkelijkheid

Onder dit thema kwamen twee vertegenwoordigers van de Rijksoverheid en een wethouder van Rotterdam aan het woord.

Kees Plug (ministerie van I&M) gaf aan dat het stringente luchtkwaliteitsbeleid eind jaren negentig is begonnen met de Europese Kaderrichtlijn. Dit leidde

ertoe, begin deze eeuw, dat het land 'op slot' dreigde te gaan. De positieve kant hiervan was dat deze druk (veel) geld genereerde voor het nemen van maatregelen. Normen helpen onmiskenbaar. Vervolgens is het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) in het leven geroepen om:

- 1 de gezondheidseffecten van schadelijke emissies te beperken; en
- 2 Nederland weer 'van het slot' te halen.

De vraag welk deel van het fijn stof nu het meest schadelijk is, werd relevant en het verbrandingsaerosol (roet) kwam als één van de belangrijkste boosdoeners bovendien. Dat was ook de reden om al vroeg in het nationale fijnstofbeleid hoge prioriteit te geven aan het verminderen van de uitstoot van fijn stof in de uitlaatgassen van dieselmotoren. Nieuwe inzichten over schadelijkheid leidden onder andere tot de 2e Kamernotie van Spies c.s. (februari 2009), waarin gevraagd werd naar onderzoek ter onderbouwing van andere/aanvullende normstelling. De staatssecretaris is daar in de discussie met de Kamer helder over geweest. De normstelling voor PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> staat niet ter discussie: bij fijn stof gaat het immers om méér dan verkeer en roet. Normstelling is een internationaal besluitvormingsproces, dat jaren kan duren. Daar moeten we niet op wachten. Met de huidige inzicht-

## LUCHTVERONTREINIGING IS NA ROKEN EN NOG VOOR OBESITAS DE BELANGRIJKSTE DOODSOORZAAK

ten kun je ook al je voordeel doen.

**Alexandra van Huffelen** (wethouder duurzaamheid, gemeente Rotterdam) betoogde dat het halen van de normen een must is, maar dat daarbij de politiek de gezondheidsaspecten zeker niet uit het oog verliest. Rotterdam richt zich met name op bronmaatregelen bij het wegverkeer en dient daarmee beide doelen, omdat hiermee ook de roet-emissies worden gereduceerd. Lokaal beleid kan zeker een positieve bijdrage leveren aan de roetreductie en de wethouder roept collega's uit andere gemeenten op om zich hier ook voor in te spannen. Daarnaast benadrukte zij ook dat het Rijk zijn rol moet spelen en zijn deel van de opgave moet invullen. Zo maakt ze zich zorgen over het feit dat door een versoepeling van het snelhedenbeleid op snelwegen de problemen en daarmee de druk op de gemeenten toenemen.

Of je nu voor- of tegenstander bent van een roetnorm, voorlopig is die er nog niet, want die moet uit Brussel komen en dat kan nog wel eens vijf of misschien wel tien jaar duren. Voor nu is het devies: houdt 'roet' in gedachten bij de afwegingen die je maakt voor nog te nemen maatregelen.

**Marianne Donker** (ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport) gaf aan dat er van oudsher een vanzelfsprekende verbinding is tussen milieu en volksgezondheid, die bijvoorbeeld zichtbaar is in een instituut als het RIVM. Luchtverontreiniging is na roken en nog voor obesitas de belangrijkste doodsoorzaak. Binnen het ministerie van VWS wordt door eenieder erkend dat het milieu een belangrijke risicofactor is, maar men benadert de andere partijen op dit gebied niet actief. Er is geen geld voor, de wetgeving ligt bij andere beleidsdomeinen en kennis en netwerken ontbreken. Zij gaat zich ervoor inzetten om hier verandering in te brengen.

| **Wetenschappelijk bijdrage**  
**Nicole Jansen** (RIVM) presenteerde een groot onderzoek waarin studies waarin de gezondheidseffecten van fijn stof ( $PM_{2.5}/PM_{2.5}$ ) en roet (uitgedrukt in de concentratie van elementair koolstof/EC) werden vergeleken (zie ook elders in dit nummer). De conclusie van het onderzoek is dat een belangrijk deel van de gezondheidseffecten van fijn stof aan het roetdeel van het fijn stof kunnen worden toegeschreven. Per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  roet blijken de gezondheidseffecten circa tienmaal hoger dan die per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ . Nu is  $PM_{10}$  vaak ook in veel grotere hoeveelheden aanwezig, dus per saldo komen de gezondheidseffecten van de heersende concentraties roet en  $PM_{10}$  niet met elkaar in tegenspraak. Door toch in te zoomen op roet, heb je echter een veel gevoeliger maat voor gezondheidseffecten van de fijnstof fractie afkomstig van verbrandingsprocessen zoals die bij verkeer. Dit geldt zowel voor kortdurende als chronische blootstelling.

Het gebruik van fijn stof voor het beoordelen van de gezondheidswinst van verkeersmaatregelen leidt tot een onderschatting. Immers, bij verkeersmaatregelen worden niet alle bestanddelen van fijn stof evenredig teruggebracht, met name het roetdeel in de fijne fractie daalt. Als alleen de roetfractie, en de verandering daarin door de maatregelen, met de geassocieerde gezondheidseffecten worden bekeken, zal gemiddeld een effect worden gevonden dat tien keer hoger is dan van  $PM_{10}$ . Dit laatste leidde tot een vraag uit de zaal of dit inzicht nu betekent dat wonen langs de snelweg nog ongezonder was dan we al dachten, maar dat is niet waar. Relaties die gevonden zijn tussen  $PM_{10}$ -concentraties en gezondheidseffecten blijven overeind. Het is wel zo dat als we met een verkeersmaatregel met name verbrandingsaerosol terugdringen, fijn stof een te

grove maat is om de gezondheidseffecten van zo'n maatregel te schatten. Met roet/EC als indicator gaat dit veel beter. Voor de onderbouwing van eventuele verkeersmaatregelen is dat een grote plus.

Over het precieze mechanisme van het ontstaan van de gezondheidsschade zijn nog veel onbeantwoorde vragen, maar het is waarschijnlijk dat reactieve organische componenten uit het verbrandingsaerosol, die zich aan de koolstofdeeltjes hechten, de schade veroorzaken. Het elementair koolstof (EC) dat gemeten wordt, is dus als zodanig waarschijnlijk niet de veroorzaker van de gezondheidseffecten, maar is (op dit moment) wel de beste indicator voor verkeersgerelateerde gezondheidsrelevante emissies.

**Menno Keuken** (TNO) schetste een historisch beeld voor Rotterdam, deels gebruikmakend van de inzichten uit de roet- & gezondheidsstudie (zie *Tijdschrift Lucht* nr. 3), waaruit bleek dat de fijnstofconcentratie in de periode 1985 tot 2008 enorm was gedaald. Dit ging hand in hand met een afname van de gezondheidsschade als gevolg van slechte luchtkwaliteit. Berekend is dat de levensverwachting van een inwoner van Rotterdam in deze periode gemiddeld met één jaar is toegenomen. Verreweg het grootste deel van de  $PM_{10}$ -afname (70%) was te danken aan het verzuringsbeleid (afname aan  $NH_3$ ,  $SO_2$  en  $NO_x$ ) wat een daling van het zogenoemde secundaire aerosol veroorzaakte. Het positieve gezondheidseffect wordt in belangrijke mate toegeschreven aan de afname van het roetdeel, dat slechts 10% van de totale  $PM_{10}$ -reductie voor zijn rekening nam. Verkeer als belangrijke bron van roet en gezondheidseffecten is met fijn stof ( $PM_{10}$ ) als indicator tegenwoordig nog maar beperkt waarneembaar. Waar een plaatje van de  $PM_{10}$ -concentratie binnen en rondom de ruit van Rotterdam

## HET GEBRUIK VAN FIJN STOF VOOR HET BEOORDELEN VAN DE GEZONDHEIDSWINST VAN VERKEERSMAATREGELEN LEIDT TOT EEN ONDERSCHATTING

in 1985 nog sterk verhoogde concentraties laat zien langs de (snel)wegen, is dit in hetzelfde plaatje van 2008 aanzienlijk minder zichtbaar. Dit is een positieve ontwikkeling als gevolg van jarenlang emissiebeperkend beleid, maar betekent tegelijkertijd dat  $PM_{10}$  als indicator voor verkeersemissies zijn beperkingen heeft. Als daarentegen voor 2008 een plaatje wordt gemaakt met de EC-concentraties, dan komen de wegen in veel meer contrast naar voren. Met roet of EC als indicator blijkt het verkeer zeer herkenbaar. Dit sterkere contrast, gevoegd bij de grotere gezondheidseffecten per  $\mu g/m^3$ , maakt roet/EC een scherpe indicator voor het beoordelen van de gezondheidseffecten van verkeer.

Naast de resultaten van de twee studies werd ook een vooruitblik gegeven op het meet- en rekeninstrumentarium dat bij deze nieuwe parameter behoort. Het ministerie van I&M wil brede toepassing van roet ter ondersteuning van het lokale luchtkwaliteitsbeleid graag mogelijk maken. Verwacht wordt dat, analoog aan  $NO_x$  en PM, voor roet/EC volgend jaar een GCN (Grootschalige Concentratiekaart Nederland) en emissiefactoren voor de verkeersmodellen



Figuur 1: Indicatieve GCN voor EC (RIVM/TNO).

beschikbaar zijn. De eerste rekenresultaten geven vertrouwen, gezien de goede overeenkomst tussen metingen en berekeningen. Zoals te verwachten was, springt het wegennet er duidelijker uit dan bij de kaarten voor  $PM_{10}$  en  $NO_2$  (zie de indicatieve GCN-kaart voor EC).

### Praktijkvoorbeelden

Vooruitlopend op het algemeen beschikbaar komen van rekeninstrumentarium om de (ruimtelijke) effecten van verkeer en verkeersmaatregelen beter te kunnen beoordelen, werden al een aantal voorbeelden getoond. Saskia van der Zee (GGD Amsterdam) analyseerde de milieuzone in Amsterdam, Sef van den Elshout (DCMR) een (theoretische) snelheidsbeperking van 80 km/uur op de ruit van Rotterdam en Marita Voogt (TNO) doorstromingsmaatregelen in Helmond en Arnhem. In alle drie de voorbeelden toonden de sprekers aan dat het procentuele effect van de bestudeerde maatregelen veel hoger is als dit wordt uitgedrukt in afname aan EC dan in afname aan  $PM_{10}$ . Ook de gezondheidswinst van de maatregelen werd met roet als indicator positiever beoordeeld dan eenzelfde berekening op basis van fijn stof zou laten zien. Naast de potentie van een roetindicator voor scenariosommen bleek uit de voorbeelden uit Rotterdam, Helmond en Arnhem ook dat de roet/EC-metingen in de praktijk goed uitvoerbaar zijn. De analyse van de doorstromingsmaatregelen waren met fijn stof als indicator zelfs niet mogelijk geweest, omdat die meting te weinig onderscheidend is voor de kleine veranderingen die hier aan de orde zijn in de verkeersbijdrage.

Leendert van Bree (Planbureau voor de Leefomgeving) vatte de middag samen. Over de vraag of er nu een roetnorm moet komen, heeft hij zijn twijfels. Een norm is zeer effectief, anders hadden we

de spectaculaire verbeteringen van de luchtkwaliteit van de afgelopen decennia niet bereikt. Anderzijds kan een norm een doel op zich worden en dit zou het 'verdergaan dan de norm' kunnen blokkeren, terwijl er voor de gezondheid geen veilige grens is.

Geconstateerd werd dat roet/EC goed op de kaart staat, ook internationaal. De vergelijkende studie van RIVM en IRAS naar de gezondheidseffecten van fijn stof en roet die vandaag gepresenteerd is, heeft ook internationaal lof geoogst. De WHO (World Health Organisation) zal EC al meenemen in een rapport over luchtkwaliteit en gezondheid. Een opmerkelijke 'come back': zo'n twintig jaar geleden, met de komst van de normen voor fijn stof, is wereldwijd overwogen om met de metingen van 'zwarte rook' te stoppen. Hoewel die metingen flink zijn afgebouwd, zijn ze gelukkig her en der in Europa gecontinueerd. Nu het weer een waardevolle gezondheidsindicator blijkt te zijn, zijn daardoor ook historische gegevens beschikbaar. Tot slot uitte Leendert van Bree de wens voor een strenger emissiebeleid op Europees niveau en dan toegespitst op verbrandingsaerosol. Hij onderstreepte het belang daarvan door een relatie met het klimaatbeleid te leggen. Roet is door zijn zwarte kleur namelijk een opwarmer.

Alle presentaties kunt u vinden op: <http://www.dcmr.nl/nl/adviesbeleid/lucht/nationaleconferentie/index.html>.

### Noot

1. Zwarte rook is een inmiddels wat verouderde maat voor roet.

\* Rinkje Molenaar is werkzaam bij de DCMR Milieudienst Rijnmond. Klaas Krijgheld is werkzaam bij het ministerie van Infrastructuur en Milieu.

## 4. Bijlage begrippenlijst van aan fijnstof gerelateerde luchtvervuiling

**TSP. Total suspended particulates, totaalstof.** Al het in de lucht zwevende stof. Tenzij TSP bepaald wordt in de directe (binnen 1 km) nabijheid van een grof stof bron is het verschil tussen totaal stof en fijnstof beperkt. De grotere deeltjes zakken immers snel uit en blijven niet lang in de lucht aanwezig. Het grovere deel van totaalstof veroorzaakt vooral hinder (zichtbaar stof). Eventuele gezondheidseffecten hangen vooral samen met de herkomst van het stof (bijv. bepaalde zware metalen). Dit grovere stof heeft vooral een mechanische herkomst: verwaaiend (bodem-) stof, stof van breken en zeven, slijtage van het wegdek, etc..

TSP wordt uitgedrukt in een massa maat ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Voor TSP zijn geen normen.

**Fijnstof.** Stof met een aerodynamische diameter kleiner dan  $10\ \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) of  $2,5\ \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ). De aerodynamische diameter wil zeggen dat het deeltje of druppeltje zich gedraagt alsof het een bolletje is met een diameter van  $10$  resp.  $2,5\ \mu\text{m}$ . Het onderscheid tussen  $\text{PM}_{2,5}$  en  $\text{PM}_{10}$  heeft te maken met de verwachte herkomst van de deeltjes (groter dan  $\text{PM}_{2,5}$  vooral mechanisch, kleiner dan  $\text{PM}_{2,5}$  vooral chemisch) en met de plaatsen in de longen tot waar het deeltje kan doordringen. Voor  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2,5}$  zijn normen. Van fijnstof zijn gezondheidseffecten uitgebreid beschreven. Volgens de huidige inzichten zijn sommige delen van fijnstof relevanter voor de gezondheid dan andere. Het grootste deel (gemeten in stofmassa) is volgens de laatste inzichten minder relevant voor de gezondheid. Dit zou bijv. gelden voor zeezout, water en secundair aerosol (zie daar). Fijnstof is daarom een grove, enigszins ongevoelige maat voor de gezondheidseffecten van deeltjes in de lucht.

Af en toe wordt ook  $\text{PM}_1$  of  $\text{PM}_{0,1}$  gemeten maar dit komt in Nederland weinig voor. Voor dit nog 'fijnere' fijnstof zijn geen normen. Fijnstof wordt uitgedrukt in een massa maat ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

**Ultra fine particles (UFP) of nanoparticles.** Zeer kleine deeltjes, kleiner dan  $0,1\ \mu\text{m}$  (oftewel  $100$  nanometer). Deze deeltjes ontstaan in zeer grote aantallen bij verbrandingsprocessen. Door hun kleine massa dragen ze amper bij aan de fijnstofconcentratie. De deeltjes veranderen kort na hun vorming. Ze groeien aan door samenklontering en condensatie en nemen daarbij in aantal af. Een aantal fijnstofmeetprincipes (de zogenoemde optische metingen) zijn in feite deeltjestellers maar tellen niet de allerkleinste deeltjes. Deeltjestellers die ook de kleinste fracties bepalen, worden vooralsnog vooral in onderzoekstoepassingen gevonden. De meting wordt uitgedrukt als aantal deeltjes per volume lucht. Voor UFP zijn nog geen normen. Er is sinds kort wel een norm voor de uitstoot van UFP door verbrandingsmotoren om te voorkomen dat fabrikanten de fijnstofmassa aanpakken maar tegelijk het aantal deeltjes vergroten. (Dit werd verwacht van bepaalde roetfilters). UFP veroorzaken gezondheidseffecten. Of dat komt door de chemische eigenschappen (toxiciteit van de verbindingen), de fysische eigenschappen (zeer veel deeltjes, met een groot reactief oppervlak), of een combinatie is nog onderwerp van onderzoek. Naar UFP vindt momenteel veel onderzoek plaats.

**Elementary Carbon/Black Carbon (EC/BC).** Roet in zijn meest pure vorm is een ongevaarlijke stof (norit). EC in de lucht is een goede indicator voor verbrandingsproducten die wel gezondheidsrelevant zijn. BC staat voor een bepaalde automatische meetmethode die een goede overeenkomst geeft met EC, een iets omslachtiger halfautomatische meetmethode. EC en BC worden uitgedrukt in een massamaat ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Naast EC wordt vaak in een analyse ook OC gemeten. OC staat voor de organische koolstofverbindingen.

**Zwarte Rook.** Traditionele luchtkwaliteitindicator uit de tijd dat er nog veel kolenstook plaat vond. Zwarte rook wordt gemeten met een empirische relatie tussen de zwarting op een filter en de gewichtconcentratie (zwart) stof in de lucht. Doordat de samenstelling van het



stof de afgelopen decennia sterk veranderd is, is de oorspronkelijke relatie niet goed bruikbaar meer. Als zwarte rook wordt vergeleken met EC of BC, blijkt zwarte rook tegenwoordig een goede indicator voor EC. Doordat er lange meetreeksen van zwarte rook zijn (> 40 jaar) is zwarte rook nog steeds een interessante parameter. Het is namelijk te vergelijken met het huidige EC. Vergelijkingen ver terug in de tijd zijn voor gezondheidsonderzoek enigszins twijfelachtig (de aard van het zwarte stof is sterk veranderd) voor klimaatonderzoek is dat geen probleem.

**Secundair (Inorganisch) Aerosol (SIA)** of secundair fijnstof. Stof dat niet wordt uitgestoten maar dat zich vormt door chemische reacties tussen gassen in de lucht. Het gaat dan vooral om ammoniumnitraat en -sulfaat verbindingen. Een groot deel van PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub> bestaat uit SIA. Op dagen met zeer hoge concentraties fijnstof ('piekdagen') wordt meestal ook veel SIA gevormd. SIA wordt als minder gezondheidsrelevant beschouwd. SIA wordt wel teruggedrongen door luchtbeleid (vermindering van de NOx en de ammoniak uitstoot). Sommigen hebben de vrees geuit dat het terugdringen van het SIA-deel van fijnstof de weg vrijmaakt (zodra aan de grenswaarden wordt voldaan) voor het vergroten van de uitstoot van gevaarlijker componenten van fijnstof.

**Oxidatieve stress** of oxidatieve stress potentieel. Oxidatieve stress is een toestand in cellen in het lichaam/de longen waarbij schade aan de cellen kan ontstaan door oxidatie (een teveel aan reactieve zuurstofverbindingen). Verschillende stoffen in de lucht kunnen in het lichaam oxidatieve stress veroorzaken o.a. gassen zoals ozon maar ook fijn stof. Het onderzoek naar oxidatieve stress richt zich op het bepalen van de mate van 'reactiviteit' van het stof in de lucht (het potentieel om oxidatieve stress te veroorzaken). Op dit moment zijn er nog geen eenduidige (afhankelijk van de methode krijg je nog andere resultaten) automatische (toepasbaar in reguliere meetnetten) meetmethoden. Naar oxidatieve stress vindt momenteel veel onderzoek plaats omdat verwacht wordt dat dit het onderliggende mechanisme is waarlangs veel verschillende vormen van luchtverontreiniging hun schade aanrichten.

**PAK (Poly Aromatische Koolwaterstoffen)**. Groep van stoffen die vrijkomen bij onvolledige verbrandingsprocessen. Verschillende PAK-s zijn gezondheidsrelevant. Voor een van de stoffen (Benzo(a)pyreen - BAP) is een grenswaarde opgenomen in de luchtkwaliteit wetgeving. PAK wordt op een enkele plaats nog gemonitord maar is (tegenwoordig) geen goede indicator voor verkeersgerelateerde luchtkwaliteit.