

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

RIVM rapport 650010 012

**Wintersmog en verkeersmaatregelen, effecten op
luchtkwaliteit en gezondheid.**

P.J.A. Rombout, H.J.Th. Bloemen, L. van Bree, E.
Buringh, H.C. Eerens, P.H. Fischer, M. Marra

maart 1999

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijk Ordening en Milieubeheer in het kader van het project Luchtverontreiniging en Gezondheid, projectnummer 650010.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71

VERZENDLIJST

- 1-3 Plv. Directeuren Generaal, Directoraat Generaal Milieubeheer, Ministerie van VROM
- 4 Ir A.J. Baayen, Directeur Lucht en Energie, DGM, VROM
- 5 Ing. M.M.J. Allessie, DLE, DGM
- 6 Ir A.P.M. Blom, DLE, DGM
- 7 Dr K.R. Krijgsheld, DLE, DGM
- 8 Ir J.A. Herremans, DLE, DGM
- 9 Directeur Geluid en Verkeer, DGM, VROM
- 10 Drs H.C.G.M. Brouwer, Plv. directeur Geluid en Verkeer, DGM, VROM
- 11 Dr C. van den Bogaard, HIM, VROM
- 12 J.J.L. Pieters, arts, HIGB, Ministerie van VWS
- 13 Drs F. Cliné, Directie Gezondheidsbeleid, Ministerie van VWS
- 14 Drs G.E.H. Houben, Directie Gezondheidsbeleid, Ministerie van VWS
- 15 Drs. R.C.J. Smit, Ministerie van Verkeer en Waterstaat
- 16 Ir P.C.M. Polak, Adviesdienst Verkeer en Vervoer
- 17 Drs. L. Lacroix, Ministerie van Verkeer en Waterstaat
- 18 Drs E.H. Rademaker, DG Economische Structuur, Milieu en Ruimtelijke Ordening
- 19 Gezondheidsraad, Den Haag, Dr W.F. Passchier (secretaris)
- 20 Gezondheidsraad, commissie 'Gezondheidseffecten door luchtverontreiniging, Drs E. J. Schooten, secretaris
- 21 Commissie Onderzoek Luchtverontreiniging, secretaris Dr. J. van Ham
- 22 IPO, Wergroep Lucht, Ir E.J.M. van der Werf (vz.)
- 23 Dr R. van Aalst, EEA, ETC-AQ, Bilthoven
- 24 Dr F.X.R. van Leeuwen, WHO-ECEH, Bilthoven
- 25 Dr. J. Pauwels, VITO, Mol (B)
- 26 Dr J.H. van Wijnen, GG&GD, Amsterdam
- 27 Dr B.G. Arends, Provincie Zuid Holland, Den Haag
- 28 Ir A. Wijbenga, Provincie Zuid Holland, Den Haag
- 29 R. van de Werff, Provincie Zuid Holland, Den Haag
- 30 Prof. dr P. Sterk, Academisch Ziekenhuis Leiden
- 31 Dr H.M. ten Brink, ECN, Petten
- 32 Dr F. Römer, KEMA, Arnhem
- 33 Dr R. Bos, KU Nijmegen
- 34 Dr ir P. Scheepers, KU Nijmegen
- 35 Prof. dr ir B. Brunekreef, LU Wageningen
- 36 Dr ir H. Harssema, LU Wageningen
- 37 Dr ir G. Hoek, LU Wageningen
- 38 Ir S. van der Zee, LU Wageningen
- 39 Prof. Dr D. Postma, RU Groningen
- 40 Dr B. Rijcken, RU Groningen
- 41 Drs J.P. Schouten, RU Groningen
- 42 Mw.Drs.J.M. Vonk, RU Groningen
- 43 Dr J. Marijnissen, TU Delft
- 44 Dr H.P. Baars, TNO-MEP, Apeldoorn

- 45 Dr J. Berdowski, TNO-MEP, Apeldoorn
- 46 Prof. dr P. Bultjes, TNO-MEP, Apeldoorn
- 47 Dr D. van den Hout, TNO-MEP, Apeldoorn
- 48 Dr M. Keuken, TNO-MEP, Apeldoorn
- 49 Ir. J. Arts, TNO-Voeding, Zeist
- 50 Astmafonds, Leusden, secretaris Wetenschappelijk onderzoek, M.M. Dirksen
- 51 NWO, werkgemeenschap "Milieu en Gezondheid", secretaris Dr. L. van Bree
- 52 Vereniging voor Milieukundigen, Ir J.K. Mak (vz.)
- 53 Depot voor Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 54 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 55 Dr ir G. de Mik, Sector Stoffen en Risico's
- 56 Dr A. Opperhuizen, LEO
- 57 Prof. dr ir D. Kromhout, Sector Volksgezondheidsonderzoek
- 58 Ir A. Dusseldorp, LBM
- 59 Ir H. Kruize, LBM
- 60 Drs A.E.M. de Hollander, CCE
- 61 Ir D.J.M. Houthuys, LBM
- 62 Dr W.H. Könemann, CS R
- 63 Dr Ir E. Lebret, LBM
- 64 Dr J.I. Freijer, LBM
- 65 A.J.F. Boere, LEO
- 66 P.Fokkens, LEO
- 67 J.Bos, LEO
- 68 Dr F.R. Cassee, LEO
- 69 Dr ir E.H.J.M. Jansen, LEO
- 70 Dr C.F. van Kreyl, LEO
- 71 Dr M.J.M. Pruppers, LSO
- 72 Ir F. Langeweg, Sector Milieuonderzoek
- 73 Ir R. van den Brink, LAE
- 74 Drs E.M. Paardekooper, LAE
- 75 Drs J.P.M. Ros, LAE
- 76 Ir W.L.M. Smeets, LAE
- 77 Dr R. Thomas, LAE
- 78 Dr.G.P. v. Wee, LAE
- 79 Ir L.G. Wesselink, LAE
- 80 Drs H.C. Eerens, LLO
- 81 Drs P.R. den Hartog, LLO
- 82 Dr L.H.J.M. Janssen, LLO
- 83 Dr ir D. van Lith, LLO
- 84 Drs.H.Diederens, LLO
- 85 Dr A. van der Meulen, LLO
- 86 Dr D. Onderlinden, MNV
- 87 Drs.K.Wieringa, MNV
- 88 P. Swaan, LLO
- 89 Drs K. van Velze, LLO
- 90 Prof.dr.J.Vos, LPI

91	Dr.L.Braat, CIM
92	Drs.H.van den Heiligenberg, CIM
93	Drs R.J.M. Maas, MNV
94	SBD/Voorlichting en Public Relations RIVM
95	Bibliotheek RIVM
97-112	Bureau Rapportenbeheer RIVM
113	Bureau Rapportenregistratie
114-120	Auteurs
121-176	DGM, VROM
177-226	Reserve-exemplaren

Inhoud

Samenvatting	6
Summary	8
1. Inleiding	10
1.1. Aanleiding.....	10
1.2. Opzet rapport.....	11
2. Verkeer en wintersmog	12
2.1. Wintersmogepisoden.....	12
2.2. Indicatoren van deeltjesvormige luchtverontreiniging	13
2.3. Extreme concentraties	13
2.4. Voorspellen van wintersmog episoden.....	15
3. Verkeer en wintersmog	16
3.1. Bijdrage verkeer.....	16
3.2. Vertraging in doorwerking van emissie reducerende maatregelen	19
4 Gezondheidseffecten van wintersmog	20
5. Effect van verkeersmaatregelen in de stad tijdens een wintersmogepisode ...	28
6. Overige opmerkingen	29
6.1. PM ₁₀ als indicator.....	29
6.2. Bruikbaarheid smogklassen.....	29
6.3. Voorlichting aan de bevolking	30
7. Conclusies	31
Bijlage A Beknopte samenvatting studies project “Wintersmog en Verkeer” . ..	33
Literatuur	39
Lijst met afkortingen	42

Samenvatting

De concentraties van deeltjesvormige luchtverontreiniging en van de gassen SO_2 en NO_2 blijken tijdens wintersmogepisodes tegenwoordig lager te zijn dan wat gemeten werd in de episodes van eind jaren tachtig. De huidige berekening van een eens in de tien jaar verwachte extreme SO_2 concentratie in de stad komt uit op $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemiddeld over één dag. De momenteel eens in de tien jaar te verwachten extreme daggemiddelde concentraties aan PM_{10} (fijn stof) zijn $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de regio en $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de stad en de straat. Voor NO_2 zijn de verwachte extremen eens in de tien jaar 110, 140 en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor respectievelijk de regio, stad en straat. In de volgorde van regio, via stad naar straat neemt ook de verkeersbelasting toe. Door de verbeterde rekenmethode zijn de huidige getallen met betrekking tot luchtkwaliteit niet zonder meer te vergelijken met de eerdere schattingen uit 1989. Dit laat echter onverlet dat ook de huidige schattingen nog met grote onzekerheden omgeven zijn.

De jaargemiddelde bijdrage van het Nederlandse en Europese wegverkeer aan de urbane concentraties van PM_{10} , SO_2 , BS en NO_2 is bepaald niet verwaarloosbaar en is, afhankelijk van de component, in de orde van 10 tot 40%. De jaargemiddelde wegverkeersbijdrage aan de urbane Nederlandse PM_{10} concentraties bedraagt bijvoorbeeld ongeveer 20%. De directe bijdrage van de lokale verkeersemissies tijdens een extreme episode aan PM_{10} is daarentegen marginaal, in de orde van 1-10%. Voor de eerder genoemde gassen en voor BS is de lokale bijdrage van het wegverkeer tijdens extreme episodes marginaal tot gering (10-20%).

Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat respiratoire klachten, longfunctiedaling, verhoogd medicijngebruik, ziekenhuisopnamen en mortaliteit geassocieerd zijn met blootstelling aan deeltjes- en gasvormige luchtverontreiniging. Verkeer draagt substantieel bij aan deze luchtverontreiniging. Voor PM_{10} wordt een lineair verband aangenomen tussen concentraties en gezondheidseffecten, tevens wordt ervan uitgegaan dat er geen drempelwaarde is waaronder geen effecten optreden. Uitgaande van deze vooronderstellingen kan geconcludeerd worden dat blootstelling van de gehele Nederlandse bevolking aan luchtverontreiniging gekarakteriseerd door een daggemiddelde PM_{10} concentratie van $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geassocieerd is met een toename van de sterfte met 16 personen (5%) ten opzichte van de totale sterfte van gemiddeld ruim 300 personen. In een dergelijke extreme situatie leidt het tevens tot een bijna drievoudige toename van het aantal astmatische kinderen dat medicijnen gebruikt. Met de huidige kennis en gebaseerd op de bovengenoemde veronderstellingen kan worden ingeschat dat structurele maatregelen resulteren in permanente verlaging van de niveaus van luchtverontreinigende componenten als PM_{10} , BS, NO_2 en SO_2 meer effect op de gezondheid hebben dan het eenmalig stilleggen van het lokale verkeer tijdens zo'n extreme dag.

Het volledig stilleggen van alle wegverkeer in een stad tijdens een extreme dag eens in de tien jaar zal, voor de stad als geheel, leiden tot een marginaal effect op de SO_2 en PM_{10} concentraties en tot een geringe vermindering van de BS en NO_2 concentraties. Uitgaande van de juistheid van alle vooronderstellingen, wordt geschat dat een marginaal gedeelte van de ernstige acute gezondheidseffecten tijdens een extreme dag eens in de tien jaar, op het conto van de directe lokale verkeersemissies geschreven kan worden. Ongeveer één procent van de totale dagelijkse sterfte en de

ziekenhuisopnamen voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen in Nederland tijdens (of na) zo'n extreme dag, zou door lokale verkeersbeperkende maatregelen te beïnvloeden zijn.

Er zijn weliswaar aanwijzingen dat ook blootstelling aan gassen als SO₂ en NO₂ (en 's zomers O₃) geassocieerd is met een toename van de morbiditeit en mortaliteit in de bevolking, maar dit houdt nog niet in dat er op dit moment voldoende argumenten zijn om een andere dan de huidige indicator voor wintersmog aan te bevelen. Zowel in Europa als Noord-Amerika wordt onderzoek verricht naar de causaliteit van de in epidemiologisch onderzoek waargenomen associaties tussen blootstelling aan het mengsel van gas- en deeltjesvormige luchtverontreiniging en gezondheidseffecten. De resultaten van deze onderzoeken zullen mogelijk in de toekomst tot een andere indicator van wintersmog leiden.

Summary

Current extreme concentrations of air pollution during episodes of winter-type smog are lower than in the late eighties. The maximal urban concentration of SO_2 , which are statistically expected once in ten years, is $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ as a 24 hour average. Current extreme concentrations of PM_{10} are expected to be $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in rural areas and $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in cities and streets. For NO_2 the expected extremes are 110, 140 and $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for regional, urban and street concentrations. The contribution of traffic increases from rural areas, by way of cities to busy streets. The present air quality data cannot be compared with the previous data of 1989 because of the improved calculation method used for these estimates. However, even these new estimates are surrounded with a wide range of uncertainty.

The total yearly average contribution by Dutch and European road transport to the urban concentrations in the Netherlands of PM_{10} , SO_2 , BS and NO_2 is by no means negligible and amounts to some 10 to 40%, depending on the component. For instance the yearly average traffic contribution to urban PM_{10} levels in the Netherlands is approximately 20%. However, the direct contribution of local traffic to the urban extremes of PM_{10} during winter-type smog episodes is marginal (1-10%). Also the contribution to the urban extremes of the mentioned gases and directly emitted by local traffic is marginal to small (10-20%).

There are indications from epidemiological research that respiratory symptoms decreases in lung function, increased use of medication, increases in hospital admissions and increased mortality are associated with exposure to particulate and gaseous air pollution during episodes of winter type smog. Traffic contributes substantially to this air pollution. As an example an estimate has been made of the expected daily health effects in the Netherlands associated with an extreme 24 h concentration of $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . The health impact varies for different endpoints, of which high and low values will be presented. During such an extreme episode mortality is expected to rise with 16 persons (5%) compared to the average daily mortality of more than 300 people. The other extreme is medication use by asthmatic children, this is expected to rise threefold. Other health endpoints have increases lying in between these two. The current knowledge indicates that structural measures leading to a permanent decrease in concentrations of air pollutants as PM_{10} , BS, NO_2 and SO_2 have a larger positive effect on health risks than stopping local traffic emissions in the Netherlands during such an extreme episode. A more permanent policy of curbing air pollution is therefore more effective in decreasing risk to public health than stopping all urban traffic in the Netherlands during an extreme episode.

Stopping all road traffic in cities during an extreme day of winter type smog will have a marginal effect on the urban SO_2 and PM_{10} levels and only a slight effect on the BS and NO_2 levels. Presuming the various assumptions to be valid, marginal part of the serious acute health effects could be attributed to the local traffic during these extreme episodes. Approximately one percent of the total daily mortality and hospital admissions for respiratory causes could possibly be influenced by the curtailment of local urban traffic during such an extreme day according to current knowledge.

Recent epidemiological research indicates that exposure to ambient gases as SO₂ and NO₂ (and also O₃ during summer) are associated with health effects. However, this does not indicate that there are sufficient arguments to recommend an other indicator than PM₁₀ as the present day indicator for the seriousness of wintertype smog. Research is being performed in Europe and North America on the causality of the associations between exposure to a mixture of gases and particles and health effects. The results of this research might in due course lead to a reconsideration of the present indicator of winter type smog.

1. Inleiding

1.1. Aanleiding

In 1991 discussieerde de Tweede Kamer met de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer over de herziening van de wintersmogwaarschuwingsregeling en over het risico voor de gezondheid van stadsbewoners tijdens wintersmogepisoden als gevolg van de bijdrage van de uitlaatemissies van verkeer in de stad. Vanwege de potentiële ernst van het risico en de onzekerheden over de bijdrage van verkeer aan het risico, deed de minister de toezegging onderzoek in deze te laten verrichten.

De startnotitie "Hoofdpijnen van onderzoek naar acute effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid" (Brunekreef, 1991) beschrijft drie hoofdrichtingen van onderzoek om de gestelde beleidsvragen te kunnen beantwoorden.

De eerste hoofdlijn betreft epidemiologisch bevolkingsonderzoek naar de relatie tussen wintersmog en acute gezondheidseffecten onder vier groepen uit de bevolking (zogenaamde panels), te weten volwassenen en kinderen met of zonder ziekte van de ademhalingswegen. Het onderzoek is simultaan uitgevoerd in een grote stad en een landelijk gebied. Verondersteld is dat eventueel verschil in luchtkwaliteit vooral door het verkeer in de stad zou worden veroorzaakt. Het doel is de ernst van **acute** gezondheidseffecten tijdens wintersmog in Nederland kwantitatief aan te geven en tevens aan te geven wat bij benadering de bijdrage van het stadsverkeer aan de effecten is (Van der Zee et al., 1997). De opzet van het onderzoek is zodanig dat het kwantitatieve informatie op kan leveren over de relatie tussen kortdurende blootstelling aan wintersmog en de eventueel daarmee geassocieerde effecten.

De tweede hoofdlijn betreft het vaststellen van de blootstelling van de stadsbevolking aan wintersmog en het nader karakteriseren van de bijdragen van diverse broncategorieën (industrie, huisverwarming, verkeer, enz.) aan de verontreiniging van stadslucht.

De derde hoofdlijn in het wintersmog en verkeer programma is het toxicologisch onderzoek van deeltjesvormige luchtverontreiniging ter onderbouwing van de causaliteit van de blootstelling-effect associaties, zoals die uit de epidemiologische studies naar voren komen.

In opdracht van Directie Lucht en Energie/Directoraat Generaal Milieubeheer is op basis van de startnotitie onderzoek uitgevoerd door de Landbouwniversiteit Wageningen (LUW) en de Rijksuniversiteit Groningen (RUG), en door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Aan onderdelen is meegewerkt door lokale GG en GD'en, TNO-Voeding in Zeist en de Katholieke Universiteit Nijmegen. De onderdelen "karakterisering van de individuele blootstelling", de "kwantificering van de bijdrage van bronnen" en het toxicologisch onderzoek zijn beperkter uitgevoerd dan in de startnotitie beschreven was. Halverwege het project is er een interimrapportage van het epidemiologische onderzoek verschenen (Van der Zee et al., 1993). De eindrapportage van het epidemiologische onderzoek is vorig jaar afgerond, Van der Zee et al., (1997). Van de verschillende onderdelen zijn inmiddels voortgangs- of eindrapportages verschenen die alle in de literatuurlijst vermeld zijn.

1.2. Opzet rapport

Eerst zal worden ingegaan op de vraag wat wintersmog is en hoe vaak dergelijke episoden in Nederland voorkomen. Voorzover nodig zullen de gepresenteerde bevindingen meteen worden bediscussieerd. Daarna komt de bijdrage van verkeer aan de niveaus van wintersmog aan de orde. Als basisjaar voor concentratieberekeningen en de bijdragen van verschillende bronnen is uitgegaan van 1993, om daarbij aan te sluiten bij de situatie tijdens het epidemiologisch onderzoeksproject. Vervolgens wordt ingegaan op de gezondheidseffecten van wintersmog. In het daarop volgende hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de bijdrage van het stadsverkeer aan het niveau van wintersmog en van de daarmee geassocieerde acute gezondheidseffecten. Aangegeven wordt in hoeverre verkeersbeperkende maatregelen in een stad gezondheidseffecten in die stad kunnen verminderen. Het rapport sluit af met de belangrijkste conclusies.

Als bijlage A is bij dit rapport een overzicht opgenomen van de rapportages die uitgebracht zijn in het kader van het onderzoeksprogramma “wintersmog en verkeer”. Daarbij is kort de opzet van het onderzoek beschreven en wordt de samenvatting van de resultaten gepresenteerd zoals gerapporteerd door de auteurs van de deelrapporten.

2. Verkeer en wintersmog

2.1. Wintersmogepisodes

Onder een wintersmogepidode wordt een periode in de tijd verstaan waarbij de concentratie van diverse in de lucht voorkomende componenten onder invloed van bepaalde (winterse) meteorologische omstandigheden duidelijk hoger zijn dan gebruikelijk. Zo'n periode kan enkele dagen aanhouden. De keuze van de component die als indicator dient voor de ernst, in gezondheidstermen, van de episode heeft in de tijd een ontwikkeling doorgemaakt.

“Klassieke” wintersmogepisodes kunnen in Nederland voorkomen tijdens het winterhalfjaar indien er sprake is van een krachtig hogedruk gebied boven centraal Europa. De vaak extreme koude leidt tot verhoogde emissies door een grotere inzet van brandstoffen in (Oost-)Europese brongebieden. Elders geaccumuleerde verontreiniging wordt met een zwakke oostelijke wind naar Nederland getransporteerd. Dit resulteert dan in sterk verhoogde concentraties zwaveldioxide (SO_2) en deeltjesvormige luchtverontreiniging (aerosolen). De Nederlandse bijdrage aan de voorkomende concentraties is onder deze omstandigheden nog gering. Bij een verder stagnerende verspreiding, waarbij de windsnelheid afneemt, neemt de Nederlandse bijdrage aan de SO_2 en aerosol concentratie toe. Ook het stikstofdioxide (NO_2) niveau stijgt dan mede door de Nederlandse bijdragen.

Extreem ongunstige meteorologische omstandigheden, zoals deze statistisch beschouwd eens in de tien jaar voorkomen, worden gekenmerkt door hoge daggemiddelde niveaus van SO_2 , NO_2 , en deeltjesvormige luchtverontreiniging. Episodes met een dergelijke ernst kwamen voor in 1985 en 1987. Middels statistische methoden werden de extreme niveaus van deze stoffen geschat door Rombout et al. (1990). De toendertijd gehanteerde methode is inmiddels verbeterd en de resultaten van deze analyse kunnen daarom niet vergeleken worden met de in dit rapport gehanteerde waarden.

Ten gevolge van het gevoerde milieubeleid van overheid en bedrijfsleven is door de structurele vermindering van de emissies van SO_2 en deeltjes zowel in Nederland als elders in Europa, de kans op episodes met dergelijke hoge concentraties sterk afgenomen.

Op grond van de eind jaren tachtig beschikbare kennis is destijds een wintersmogeregeling tot stand gekomen met interventiewaarden die gebaseerd waren op een combinatie van de SO_2 en aerosol concentraties gemiddeld over 24 uur. (Gezondheidsraad, 1990)

De Gezondheidsraad oordeelde in 1990 dat de van overheidswege voorgestelde smogfasen goed spoorden met de ernst van het te verwachten gezondheidsrisico. Smogfase 1 ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2 + 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fijn stof) correspondeerde volgens de Gezondheidsraad met een milde tot matige respons. Smogfase 2 ($250 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2 + 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fijn stof) zou overeenkomen met een matige respons en smogfase 3 ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2 + 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fijn stof) met een ernstige respons. In het Modeldraaiboek Smog (DGM, 1991) worden enigszins andere definities van de verschillende smogfasen gehanteerd. Er is sprake van smogfase 1 als de somparameter van SO_2 en

fijn stof tussen de 450 en 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zit en van smogfase 2 bij een somparameter groter dan 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In een recent advies heeft de Gezondheidsraad (1995) de bruikbaarheid van de somparameter in twijfel getrokken enerzijds omdat de gezondheidseffecten van fijn stof zich grotendeels onafhankelijk van gassen leken voor te doen en anderzijds omdat de gezondheidseffecten van fijn stof ernstiger en omvangrijker leken te zijn dan in 1990 verondersteld werd. In haar advies heeft de Gezondheidsraad (1995) derhalve aanbevolen voortaan de fijn stof niveaus als indicator voor wintersmog te gebruiken. Bij welke niveaus van de indicator sprake was van wintersmog is echter niet vastgelegd.

2.2. Indicatoren van deeltjesvormige luchtverontreiniging

De verschillende fracties van deeltjesvormige luchtverontreiniging kunnen worden beschreven met behulp van indicatoren. De voor het begrip van dit rapport noodzakelijke indicatoren worden kort besproken. In het huidige onderzoek en beleid worden concentraties deeltjesvormige luchtverontreiniging of aerosolen doorgaans gekwantificeerd als PM_{10} , de totale massa van deeltjes met een diameter kleiner dan 10 micrometer (μm^1). Een andere alleen in Nederland gehanteerde term voor PM_{10} is "fijn stof". De PM_{10} fractie is een deel van het totaal aan zwevend stof (TSP: "Total Suspended Particulate matter"). Deze laatste maat voor aerosolen is veelal in eerdere onderzoeken in de zestiger tot tachtiger jaren gehanteerd en omvat al het in de lucht zwevende stof tot circa 100 μm diameter. Een andere, aan PM_{10} gerelateerde maat, die eveneens in een deel van de onderzoeken wordt gehanteerd, is zwarte rook. Zwarte rook is beter bekend onder de Engelse afkorting BS, die staat voor "Black Smoke". BS beschrijft de aanwezigheid van roetvormige deeltjes. Doordat deze maat van BS gebaseerd is op reflectiemetingen uit de vijftiger jaren kan deze niet zonder meer worden vergeleken met de massaconcentratie van fijn stof, zelfs al wordt die uitgedrukt in dezelfde eenheden.

2.3. Extreme concentraties

Gebaseerd op metingen in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit (LML) in de periode 1992 tot 1996 is een schatting gemaakt van de maximale concentraties die eens per 3 en, na extrapolatie van de gegevens in de tijd, eens per 10 jaar verwacht worden in verschillende ruimtelijke schalen in Nederland: regionaal (ruraal), urbaan en straat (extreem analyse).

¹ Fijn stof deeltjes met een diameter van 10 μm worden nog voor 50% tot de PM_{10} fractie gerekend. Grotere deeltjes voor een kleiner percentage. Dit impliceert dat er een bepaalde kans bestaat dat ook grotere deeltjes dan 10 μm onder deze fractie worden geclassificeerd.

Tabel 1: Geschatte daggemiddelde niveaus ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) van luchtverontreiniging die naar verwacht wordt eens in de drie jaar en eens in de tien jaar optreden in Nederland (extreem analyse).

	<i>maxima eens in de 3 jaar</i>			<i>maxima eens in de 10 jaar</i>		
	regionaal	urbaan	straat	regionaal 1	urbaan	straat
SO ₂	70	130**	120	90	150**	140
NO ₂	100	125	160	110	140	180
NO	200	500	780	250	650	900
BS	130	90*	220	170	100*	250
PM ₁₀	180	190	190	220	230	230

* Slechts metingen op 1 locatie. ** Locatie mede industrieel belast.

De berekende maximale concentraties treden niet per definitie gelijktijdig op. Gezien de aannames noodzakelijk om gegevens over een periode veelal korter dan waarvoor de verwachting wordt geschat (3 en 10 jaar) te extrapoleren in de tijd, en de aard van deze waarden (extremen) moet rekening worden gehouden met een substantiële onzekerheid.

Metingen gedurende een beperkte periode waarin geen extreme episode voorkwam door Van der Zee et al., (1997) geven aan dat voor PM₁₀ en de aerosolcomponenten BS, sulfaat en nitraat, de verschillen tussen achtergrondlocaties in stad (urbaan) en landelijk gebied (regionaal) gemiddeld niet meer dan 20% bedragen. Concentraties SO₂ en NO₂ waren gemiddeld ongeveer twee maal hoger in de stad. De concentratie van de primaire verkeerscomponent stikstofmonoxide (NO) was gemiddeld 7 maal hoger in de stad. Voor PM₁₀, SO₂, NO₂ en NO komen deze bevindingen overeen met de extreem analyse, met de aantekening dat de verhoudingen urbaan/regionaal bij de laatste enigszins lager zijn. Voor BS kan deze vergelijking niet worden gemaakt vanwege de grote onzekerheid in de extreem analyse.

In het onderzoek van Van der Zee et al., (1997) waarin een wintersmog episode werd gedefinieerd op grond van het niveau van 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀ en een duur van minimaal drie dagen, werden in de drie onderzochte winters vier wintersmog episoden vastgesteld. Hierbij varieerde episodegemiddelde concentratie van PM₁₀ gedurende de periodes van 6 tot 9 dagen tussen 82 en 101 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor de stad en 62 en 103 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor het platteland. De maximale daggemiddelde PM₁₀ concentraties waren voor de stad 146 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en voor het platteland 133 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, een verschil vergelijkbaar met de resultaten van de extreemanalyse bij duidelijk lage niveaus. De maximale daggemiddelde concentraties van SO₂ en NO₂ waren tijdens de drie winters van het onderzoek respectievelijk 59 en 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in de stad en 37 en 79 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ voor het controlegebied. Ook voor SO₂ en NO₂ geldt dat de niveaus lager zijn dan in de extreem analyse en de verschillen tussen urbaan en regionaal vergelijkbaar zijn.

2.4. Voorspellen van wintersmog episoden.

De recent ontwikkelde statistische methodieken voor het voorspellen van wintersmog episoden een dag van te voren blijken van jaar tot jaar tot wisselende uitkomsten te leiden. Uit een evaluatie van de laatste winters blijkt dat zowel het begin als het einde van de episode vaak gemist worden en dat de maximale concentratie die tijdens de episode optreedt wordt onderschat. De ontwikkeling van de methodieken kan duidelijk als nog niet beëindigd worden beschouwd. Adequaaf voorspellen van wintersmog episoden lijkt daarom voorlopig nog niet mogelijk.

3. Verkeer en wintersmog

3.1. Bijdrage verkeer

Door de vermindering van de emissie van SO₂ en deeltjes in Centraal Europa in het recente verleden wordt de luchtverontreiniging in Nederland, zowel tijdens episoden als gemiddeld over het jaar, in mindere mate bepaald door buitenlandse bijdragen en in toenemende mate door binnenlandse bijdragen, waaronder die van verkeer. Hierdoor kan het relatieve rendement van mogelijke verkeersbeperkende maatregelen tijdens episode belangrijker zijn dan in het verleden.

Voor het schatten van de bijdragen van verkeer aan de luchtverontreinigingsniveaus tijdens episoden ontbreekt de kennis en informatie om een directe benadering te kunnen volgen. De hier gevolgde indirecte benadering omvat het schatten van de jaargemiddelde verkeersbijdrage op grond van modelberekeningen in combinatie met de evaluatie van de resultaten van de extreem-analyse waarbij een reeks noodzakelijke aannames wordt gehanteerd. Ten gevolge van deze indirecte benadering zijn de verkregen resultaten behept met substantiële onzekerheden. Zij kunnen daardoor slechts als indicatief worden beschouwd.

In deze paragraaf worden een aantal algemene aspecten van verkeersemissies besproken. Daarna worden de modelresultaten gepresenteerd van de jaargemiddelde bijdragen van verkeer in twee typische Nederlandse steden, waarna een schatting volgt van de verkeersbijdragen tijdens episoden. Tenslotte wordt de vertraging in de doorwerking van de effecten van verkeersmaatregelen op de luchtkwaliteit besproken.

Verkeer is een belangrijke bron van emissies van luchtverontreiniging in Nederland. Voor verschillende luchtverontreinigende componenten draagt de broncategorie verkeer en vervoer 18 tot 63% bij aan de nationale emissies van de betreffende componenten. Verkeer en vervoer draagt jaargemiddeld 18% bij aan de totale Nederlandse emissies van 164 kiloton SO₂ (Aben, 1994). Van de 55 kiloton PM₁₀ emissie in Nederland wordt 31% door het wegverkeer veroorzaakt. Van de 411 kiloton vluchtige organische koolwaterstoffen wordt 39% door het verkeer geëmitteerd. Voor NO_x is de jaargemiddelde verkeersemissie 57% van 545 kiloton. Verkeer en vervoer veroorzaakt 63% van de 899 kiloton CO emissies in Nederland. Verkeersemissies in het buitenland zijn redelijk vergelijkbaar met die in Nederland. In het Verenigd Koninkrijk wordt geschat (QUARG (1993)) dat verkeer in 1990 2% van de SO₂ emissies, 41% van de vluchtige koolwaterstoffen, 46% van de BS, 51% van de NO_x en 90% van de CO emissies veroorzaakte.

Daarnaast draagt verkeer bij aan de emissie van andere toxische stoffen als Zwavelwaterstof, aldehyden en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's).

De jaargemiddelde urbane verkeersemissies vormen geen vaste fractie van de nationale verkeersemissies. Per component verschilt het aandeel van de stedelijke emissies, aangezien deze voor ieder component op een andere wijze mede door rijstijl, motorbelasting, motortemperatuur en snelheid worden bepaald. Door Aben (1994) wordt voor de wegverkeersemissies (niet geheel gelijk aan verkeersemissies) in Nederlandse steden in 1993 de volgende schattingen gepresenteerd: ongeveer 20% van de 547 kiloton jaarlijkse CO emissie door het Nederlandse wegverkeer vindt in

steden plaats. Voor stikstofoxiden is dit 28% van 259 kiloton, voor vluchtige organische koolwaterstoffen 18% van 157 kiloton en voor PM₁₀ 29% van 16 kiloton.

Bij het beschouwen van de bijdrage van het verkeer aan de deeltjesvormige luchtverontreiniging dienen ook de dynamische ontstaans- en verdwijningsprocessen van aerosolen betrokken te worden. De (primaire) PM₁₀ emissies uit de uitlaten van voertuigen bestaan voor het grootste gedeelte uit (ultra)fijne deeltjes met diameters van enige honderdsten tot enkele tienden van micrometers (Van de Brink, 1996). Dergelijke ultrafijne deeltjes bepalen het grootste deel van de aantallen deeltjes in de atmosfeer. Na verloop van enige tijd nemen door atmosferische processen de diameters van de deeltjes toe tot ongeveer een kwart à één micrometer. Dit aerosol kan enige dagen in de atmosfeer verblijven en bevindt zich in de zogenaamde “accumulatie mode”. Dergelijke deeltjes bepalen het grootste deel van het totale deeltjesoppervlak in de atmosfeer. Banden- en wegdekslijtage en opwervelen van bodemstof (en ‘s winters met name strooizout) zorgen ook voor een verkeersbijdrage aan de PM₁₀ niveaus. Dit deel van het PM₁₀ is veelal groter dan een micrometer en daarmee relatief grof te noemen. De gemiddelde atmosferische verblijftijd van dergelijke grove deeltjes is aanzienlijk geringer dan die van de net genoemde kleinere deeltjes.

Een deel van het door verkeeremissies veroorzaakte bijdrage aan PM₁₀ bestaat uit anorganisch secundair aerosol. Dit secundaire aerosol ontstaat door omzetting van gassen in deeltjes. Verkeer draagt voornamelijk bij aan anorganisch secundair aerosol door de emissie van NO_x en in mindere mate door SO₂. Verkeer draagt tevens bij aan organisch secundair PM₁₀ door emissie van organische stoffen.

Op grond van modelberekeningen van de jaargemiddelde bijdragen van verkeer in de urbane omgeving (Bloemen et al, 1998) wordt geconstateerd dat de bijdrage aan het primaire aerosol vergelijkbaar is met die aan het secundaire anorganische aerosol. Echter, de verkeersbijdrage aan het secundaire aerosol is vooral afkomstig uit het buitenland terwijl deze voor het primaire aerosol vooral van Nederlandse origine is. De omzetting van precursor gassen naar het secundaire aerosol verloopt dusdanig traag dat de secundaire bijdrage van urbaan verkeer eerst na enige tijd en op enige afstand van de stad merkbaar zal zijn. Om deze redenen wordt het primaire aerosol apart in de beschouwing van de urbane luchtverontreiniging opgenomen. De bijdrage aan het secundaire aerosol wordt derhalve verondersteld niet te worden beïnvloed door tijdelijke lokale maatregelen. Voor het jaargemiddelde wordt op grond van metingen een verkeersbijdrage van het secundaire aerosol in de urbane omgeving aan PM₁₀ op 40% gesteld, waarvan 60% uit het buitenland afkomstig is (Bloemen et al., 1998). Voor de schatting van deze bijdragen tijdens episoden is geen informatie beschikbaar.

De jaargemiddelde bijdrage van het verkeer aan verschillende luchtverontreinigende componenten is berekend voor een grote (Rotterdam) en een middelgrote stad (Tilburg). In tabel 2 wordt het jaargemiddelde aandeel van emissies in verschillende ruimtelijke gebieden en lokaal verkeer aan de concentraties in Rotterdam en Tilburg gegeven. De marges geven de range aan van de bijdragen in beide steden.

Tabel 2: De berekende procentuele bijdrage van verschillende brongebieden en van lokaal verkeer aan de jaargemiddelde niveaus van luchtverontreiniging in Rotterdam en Tilburg.

<i>Bijdrage aan totale urbane concentratie (%)</i>	<i>NO_x</i>	<i>NO₂</i>	<i>PM₁₀*</i>	<i>BS</i>	<i>SO₂</i>
Buitenland	5-20	10-25	10-30	20-40	20-70
Rest van Nederland	35-65	35-40	15-20	25-35	20-35
Rotterdam en Tilburg (totaal, inclusief lokaal verkeer)	45-75	40-55	20-40	30-60	10-50
Rotterdam en Tilburg (alleen lokaal verkeer)	40-65	30-40	10-20	15-30	5-35

** Bij PM₁₀ is alleen de bijdrage aan het primaire deel berekend, vandaar dat de percentages niet optellen tot circa 100% maar tot circa 60%.*

De bijdrage van verkeer aan de niveaus in de stad tijdens wintersmog episoden is met de huidige modellen niet te bepalen. De schattingen van de extreme concentraties (Tabel 1) zijn gedaan aan de hand van metingen in de stedelijke en rurale omgeving. Het verschil tussen de regionale en de urbane concentraties geven een indruk van de bijdragen van de bronnen in de stad, waaronder verkeer. Wat opvalt is dat voor alle componenten de relatieve stadsbijdrage aan de extreme concentraties lager is dan de stadsbijdrage aan de jaargemiddelde concentraties (Tabel 2). Mogelijk is onder episode omstandigheden de bijdrage aan bronnen op afstand groter dan onder gemiddelde omstandigheden.

Omdat emissie door lokaal verkeer maar een deel van de totale stadsemissie vormt, (voor PM₁₀, BS en SO₂ ca 50% en voor NO₂ ca. 75%) lijkt de bijdrage ervan nog verder beperkt. De grootste onzekerheid wordt verondersteld veroorzaakt te zijn door de extreem-analyse (eens per tien jaar) zelf en versterkt door de substantiële onzekerheid waarmee het verschil urbaan-regionaal kan worden geschat. Bij elke component worden hieronder nog specifieke oorzaken van deze onzekerheid aan gegeven.

De SO₂ bijdrage is onzeker door de gradient over Nederland ten gevolge van de substantiële bijdrage van het buitenland en de observatie dat SO₂ concentraties in combinatie met aerosol concentraties een ander gedrag vertonen in de Rijnmond dan in de rest van Nederland. De voor Rotterdam gevonden bijdrage kan dan ook niet representatief worden geacht voor de gemiddelde urbane omgeving in Nederland.

Op grond van metingen van PM₁₀ werd het geringe verschil tussen urbane en regionale omgevingen van 5 a 10% reeds eerder geconstateerd (Van der Wal en Janssen, 1996; Bloemen et al., 1998). Voor PM₁₀ geldt dat een vermoede deficiëntie van de meetmethodiek kan leiden tot een onderschatting van de niveaus in de stad. Ondanks een algemene correctiefactor kan een onderschatting blijven bestaan in het geval deze deficiëntie locatie specifiek is. Recent onderzoek wijst op een onderschatting op met name verkeersbelaste locaties (Fugita et al., 1998; D.J. Eatough et al. 1998; Bloemen et al, 1998b). Daarnaast is de jaargemiddelde bijdrage berekend met verkeersemissiefactoren die momenteel slechts met aanzienlijke onzekerheden bekend zijn.

Voor BS concentraties in de stedelijke omgeving geldt dat de jaargemiddelde bijdrage van verkeer in Nederland en het buitenland weliswaar bevestigd wordt door

bevindingen van Bloemen et al. (1998) (ca. 20%). De resultaten, echter, zijn verkregen met metingen op een zeer beperkt aantal lokaties en dienen dan ook met nog meer omzichtigheid te worden gehanteerd dan al voor de andere componenten geldt.

In tabel 3 worden de verkregen indicaties van de bijdragen van lokaal wegverkeer en daarmee het effect van het stilleggen van verkeer samengevat. In kwalitatieve termen is de bijdrage aan NO_x substantieel, aan NO₂ en BS gering en aan PM₁₀ en SO₂ marginaal. Deze schattingen gelden voor de stedelijke achtergrond, in de straat zal het effect van stilleggen van verkeer groter zijn maar dit kan op grond van de beschikbare informatie niet gekwantificeerd worden.

Tabel 3. Geschatte bijdragen (in procenten) van lokaal verkeer in de stad aan maximale concentraties (in ppb of µg/m³) die eens per 10 jaar verwacht worden.

	NO _x (ppb)	NO ₂ (µg/m ³)	BS (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	SO ₂ (µg/m ³)
extreme concentratie eens per 10 jaar	650	140	100	230	150
lokale bijdragen stadsverkeer	(25-50%) substantieel	(10-20%) gering	(5-20%) gering	(1-10%) marginaal	(1-5%) marginaal

3.2. Vertraging in doorwerking van emissie reducerende maatregelen

De vertraging in de doorwerking van emissie reducerende verkeersmaatregelen op de niveaus van luchtverontreinigende componenten, is afhankelijk van de ruimtelijke schaal. Zo zullen emissiereducties in de straat binnen een uur merkbaar zijn op de concentraties in die straat en zullen de concentraties de waarden hebben aangenomen van de stadsachtergrond. Binnen enkele uren zal de vermindering van de concentraties in de stad worden gemerkt indien de maatregelen voor het gehele urbane gebied worden doorgevoerd. Worden landelijke maatregelen doorgevoerd dan zal dit merkbaar zijn na een dag. Maatregelen in het buitenland zullen enkele dagen nodig hebben om hun impact volledig merkbaar te laten worden.

4 Gezondheidseffecten van wintersmog.

Effecten van “klassieke” wintersmogepisoden werden in epidemiologisch onderzoek tot begin jaren negentig dikwijls gecorreleerd met daggemiddelde niveaus van de combinatie van SO₂ en aerosol (tegenwoordig gekarakteriseerd als PM₁₀). Hoewel een causaal verband tussen effect en blootstelling aan deze componenten nooit eenduidig is aangetoond, werden zij als belangrijk beschouwd voor het ontstaan van gezondheidseffecten en golden zij als indicatoren van de potentie van het winterepisodemengsel in termen van risico voor de volksgezondheid. Andere simultaan voorkomende luchtverontreinigende stoffen als NO₂ en CO, en factoren als extreem lage relatieve vochtigheid of lage temperatuur, kunnen eveneens gezondheidseffecten veroorzaken. Aangezien de tegenwoordig optredende niveaus van SO₂ aanmerkelijk lager zijn dan in de zeventiger en tachtiger jaren gebruikelijk was en er tevens gezondheidseffecten in populaties zijn aangetoond bij aerosol niveaus waarvan vroeger gedacht werd dat ze niet geassocieerd zouden zijn met effecten, worden de aerosol niveaus dus zonder SO₂, momenteel als de meest bruikbare indicator voor gezondheidseffecten beschouwd (Gezondheidsraad, 1995).

In dit rapport wordt, zij het uiterst beknopt, de huidige stand van zaken beschreven van het nationale en internationale onderzoek naar de relatie tussen deeltjesvormige en gasvormige luchtverontreiniging en het optreden van gezondheidseffecten (zie Bijlage A). Het is momenteel nog onbekend of het (de) biologische werkingsmechanisme(n) van geïnhalede deeltjes afhangt van de massa dan wel van de chemische samenstelling van de deeltjes, van het oppervlak van de deeltjes of juist van de aantallen deeltjes. Er zijn nog weinig toxicologische gegevens omtrent de gezondheidseffecten en het werkingsmechanisme van deeltjesvormige luchtverontreiniging beschikbaar die in verband gebracht kunnen worden met de waargenomen gezondheidseffecten.

Rombout et al., (1990) gaven aan dat blootstelling gedurende enkele dagen aan het “klassieke” winterepisodemengsel met gelijktijdig voorkomende daggemiddelde SO₂ en deeltjes concentraties in het traject van respectievelijk 250-500 en 200-400 µg/m³ de volgende gezondheidseffecten kon veroorzaken:

- Toename van luchtwegklachten en symptomen bij personen met hart- en vaatziekten of longziekten. Deze kunnen dermate ernstig worden, dat een arts wordt geraadpleegd en opname in een ziekenhuis noodzakelijk kan worden;
- Longfunctiedaling bij gezonde kinderen en volwassenen welke enkele weken kan aanhouden
- Mogelijk een geringe toename van de mortaliteit, vooral bij personen met ernstige hart- en vaatziekten en longziekten, en bij personen die in een zeer slechte lichamelijke conditie verkeren.

De toename in morbiditeit en mortaliteit kan samenhangen met een toegenomen depositie van het fijn stof in de luchtwegen en met een toegenomen intrinsieke gevoeligheid van de blootgestelde persoon voor het winterepisodemengsel. De risicogroep bestond uit ouderen en personen met reeds bestaande aandoeningen van hart en bloedvaten, of longen. Te denken valt aan hartpatiënten of personen met een chronische obstructieve longziekte of een anderszins verminderde reserve capaciteit.

Doordat de concentraties SO_2 en fijn stof tegenwoordig lager zijn dan vroeger en de ernst van de vroegere episoden niet meer benaderd wordt, zou de verwachting gerechtvaardigd lijken dat met deze vroegere episoden geassocieerde longfunctiedalingen en luchtwegklachten minder vaak voor zullen komen dan eind jaren tachtig. Uit de recente epidemiologische literatuur blijkt echter dat blootstelling aan de huidige niveaus PM_{10} geassocieerd is met een toename van de dagelijkse sterfte, met ziekenhuisopnamen voor ademhalingsklachten, met een toename van medicijngebruik bij astmatici en met longfunctieverslechtering. Er lijkt daarnaast geen drempelwaarde voor dergelijke associaties te bestaan waar beneden effecten op mortaliteit en morbiditeit niet meer voorkomen. (Bloemen et al. 1998)

Marra en Fischer (1998) geven een beschrijving van de bestaande kennisbasis van gerapporteerde milieuepidemiologische studies waarin specifiek naar verkeer gekeken is. Hieruit blijkt dat in een aantal van deze studies de prevalentie van bronchitis, astma en respiratoire allergieën geassocieerd is met de aanwezigheid van verkeerswegen. Zo bleek de aanwezigheid van ernstige ademhalingsstoornissen bij erg jonge kinderen geassocieerd te zijn met de nabijheid van drukke verkeerswegen. Ook bleek de longfunctieverslechtering van de kinderen geassocieerd met de intensiteit van wegverkeer. Veel studies laten een associatie zien tussen gerapporteerde luchtwegklachten en de nabijheid van een verkeersweg. Sommige van de in de literatuur gerapporteerde resultaten zijn echter inconsistent, deze betreffen met name associaties met gemodelleerde concentraties. Marra en Fischer wijzen er op dat niet is uit te sluiten dat de resultaten vertekend zijn ten gevolge van "informatie bias", hetgeen inhoudt dat de gerapporteerde effecten beïnvloed kunnen zijn doordat de respondenten weten dat het onderzoek zich richt op het inventariseren van klachten ten gevolge van verkeer. Desalniettemin wijzen gevonden associaties met longfuncties en ziekenhuisopnamen, die minder door dit soort bias vertekend kunnen worden er op, dat de gevonden associaties van gezondheidseffecten met verkeer ernstig genomen moeten worden.

Een opmerking bij de studies die door Marra en Fischer (1998) beoordeeld zijn, is dat dit met name chronische effecten van verkeersgerelateerde blootstellingen betrof. In hoeverre een langdurige blootstelling aan lagere concentraties of juist pieken voor de gevonden verbanden verantwoordelijk zijn, is daarbij niet te achterhalen. Voor het beantwoorden van de vraag wat de omvang van de mogelijke gezondheidsbaten (vermindering van de gezondheidsverliezen) ten gevolge van tijdelijke verkeersbeperkende maatregelen zou zijn tijdens een wintersmogepisode zijn met name de acute gezondheidseffecten van belang, daarom moet daarvoor worden teruggегреpen op onderzoek dat gericht is op acute effecten, zoals het Nederlandse onderzoek naar de acute gezondheidseffecten van wintersmog.

Gedurende drie winters werd in Nederland een grootschalig epidemiologisch onderzoek verricht. Hierbij werd de relatie onderzocht tussen acute gezondheidseffecten van de ademhalingswegen en de dagelijkse variatie in luchverontreiniging bij gezonde personen en personen met gevoelige luchtwegen. Uit de studie kwam naar voren dat bij gevoelige personen de dagelijkse variatie van de niveaus PM_{10} , BS en NO_2 geassocieerd waren met symptomen van de lagere luchtwegen ("Lower Respiratory Symptoms", LRS) (Van der Zee, 1997). Bij atopische personen werd een toename van het voorkomen van LRS van circa 20% bij een toename van de PM_{10} concentratie (24h) van $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gevonden. De resultaten

van het onderzoek zijn redelijk in overeenstemming met eerder onderzoek, waarin effecten van PM_{10} van een vergelijkbare omvang op LRS vooral in kinderen met chronische luchtwegklachten optraden. In dit onderzoek is ook specifiek onderzocht of effecten in stedelijke onderzoekspopulaties sterker waren dan de gezondheidseffecten in onderzoekspopulaties in landelijke gebieden. Het onderzoek heeft echter geen aanwijzingen opgeleverd voor een verschil in gezondheidseffecten in steden of in controle gebieden op het platteland. Er zijn tijdens dit “wintersmog en verkeer” project geen aanwijzingen gevonden dat de gezondheidseffecten geassocieerd met het niveau van met name PM_{10} (de indicator voor wintersmog) in de stad sterker waren dan in de landelijke gebieden.

Gecombineerd met de bevinding dat bij de dagelijkse variaties in indicatoren voor primaire verkeersemisies nauwelijks fluctuaties in effecten zijn gevonden, lijken er gebaseerd op deze enkele studie geen aanwijzingen te zijn dat het wintersmogmengsel in de stad tot méér acute effecten op de gezondheid aanleiding geeft dan het luchtverontreinigingsmengsel in landelijke gebieden. Een met het “wintersmog en verkeer”-project vergelijkbaar Europees epidemiologisch onderzoek dat recent is afgesloten levert een vergelijkbaar beeld op. (PEACE, 1998).

Sinds Bloemen et al. (1998) zijn voor Nederland twee belangrijke epidemiologische studies gerapporteerd. Het betreft een studie naar de relatie tussen de niveaus van luchtverontreiniging en dagelijkse sterfte in de gehele Nederlandse populatie (samenwerkingsverband tussen LU Wageningen, GG&GD Amsterdam en RIVM) (Hoek et al., 1997) en een studie naar de relatie tussen luchtverontreiniging en dagelijkse ziekenhuisopname voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen (RU Groningen) (Vonk en Schouten, 1998).

In de studie van Hoek et al., (1997), waarin de sterftestatistieken van geheel Nederland van enkele jaren zijn gerelateerd aan de dagelijkse gemiddelde niveaus van luchtverontreiniging, blijkt dat korte termijn fluctuaties van de dagelijkse sterfte geassocieerd zijn met fluctuaties in deeltjesvormige en in gasvormige luchtverontreiniging. De meest consistente associaties werden gevonden met totale sterfte, sterfte ten gevolge van hart- en vaatziekten, COPD (“Chronic Obstructive Pulmonary Disease”) en longontsteking. De relatieve risico's werden gedurende de zomermaanden aanmerkelijk hoger ingeschat dan in de winter. Bij geen van de verontreinigingen is er een drempel gevonden in de concentratie-responsrelaties. Statistisch significante verbanden werden vooral bij ouderen (>65 jaar) gevonden. In de studie van de RU Groningen (Vonk en Schouten, 1998) is voor geheel Nederland en voor enkele jaren de relatie tussen dagelijkse ziekenhuisopnamen en luchtverontreiniging onderzocht. Er werden ook in deze studie associaties gevonden tussen deeltjesvormige en gasvormige luchtverontreiniging en dagelijkse ziekenhuisopnames. Net zoals door Hoek et al., (1997) gerapporteerd, vonden ook zij geen drempelwaarden voor de afzonderlijke luchtverontreinigingscomponenten, behalve voor de component ozon (niet van belang voor wintersmog).

Om een indruk te geven van de omvang van de gezondheidseffecten die geassocieerd zijn met PM_{10} , is voor het gemiddelde PM_{10} -niveau² (ca. $40 \mu g/m^3$) en voor de niveaus die voorkomen tijdens een eens per 3 respectievelijk 10 jaar optredende ernstige wintersmogdag (respectievelijk 190 en $230 \mu g/m^3$) een berekening gemaakt van de extra gevallen die worden toegeschreven aan blootstelling aan PM_{10} . Hiervoor zijn uit de gerapporteerde relatieve risico's van een aantal epidemiologische studies de

² Het PM_{10} niveau van ca. $40 \mu g/m^3$ is het jaargemiddelde over Nederland van alle 24h- PM_{10} concentraties.

attributieve risico's behorend bij het gemiddelde niveau van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ afgeleid, i.e. het percentage van het gemiddelde dagelijkse aantal gevallen dat toegeschreven wordt aan PM_{10} . De resultaten staan vermeld in tabel 4. De gegevens voor sterfte en ziekenhuisopnamen zijn geheel gebaseerd op de twee recente Nederlandse studies. De voor deze gezondheidseffecten afgeleide attributieve risico's zijn lager dan die in een eerdere rapportage over fijn stof zijn gehanteerd (Bloemen et al., 1998). Hierin werden de attributieve risico's afgeleid uit de resultaten van een groot aantal studies die in de Verenigde Staten en in Europa zijn verricht. Deze zijn over het algemeen groter dan die uit de recente Nederlandse studies zijn afgeleid. Naar de redenen van deze verschillen wordt onderzoek verricht. De gemiddelde extra gezondheidseffecten geassocieerd met het jaargemiddelde van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ varieert van 1-2 % voor dagelijkse sterfte en ziekenhuisopnamen voor respiratoire of cardiovasculaire aandoeningen tot 10-20 % voor respiratoire symptomen en verergering van astma bij kinderen.

De attributieve risico's uit tabel 4 dienden als basis om de verwachte dagelijkse gezondheidseffecten te schatten in een hypothetische stad met 1 miljoen inwoners op een wintersmogdag met een daggemiddelde PM_{10} concentratie van 190 respectievelijk $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bij voorbeeld hebben in een dergelijke stad gemiddeld 8700 kinderen last van respiratoire symptomen van de bovenste luchtwegen, waarvan gemiddeld 8% ofwel 700 gevallen toeschreven worden aan PM_{10} . Tijdens een extreme smogepisode zullen op een dag met een PM_{10} -concentratie van $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 4800 extra kinderen last hebben van dergelijke symptomen. Het aantal kinderen dat een longfunctiedaling (FEV_1) groter dan 10% ondervindt bedraagt 12.000. Het aantal ziekenhuisopnames voor respiratoire oorzaken zal op zo'n dag met 1-2 verhoogd zijn, evenals het aantal sterfgevallen.

De in tabel 4 geschatte aantallen dagelijks optredende gezondheidseffecten in een hypothetische stad met 1 miljoen inwoners en de extra gevallen tijdens een periode met concentraties van 190 en $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aan PM_{10} geven een indicatie van het effect van het totale niveau aan PM_{10} . Het geeft echter nog geen indicatie van de verwachte gezondheidseffecten veroorzaakt door het verkeer, c.q. wat de mogelijke vermindering aan effecten zou kunnen zijn als het lokale wegverkeer zou worden stilgelegd. Daartoe is het nodig te inventariseren wat er bekend is over de associaties tussen gezondheidseffecten en verkeer en de bijdragen van het verkeer aan de betreffende luchtkwaliteitsindicatoren.

Alhoewel de aandacht de afgelopen jaren vooral uitgegaan is naar PM_{10} en andere parameters van deeltjesvormige luchtverontreiniging, worden in de laatste jaren in epidemiologische studies ook de associaties met gasvormige componenten geanalyseerd. In de recent gepubliceerde Europese studies (APHEA; 1996) en de Nederlandse studies van Hoek et al., (1997) en Vonk en Schouten, (1998) zijn de associaties van de gasvormige componenten met de gezondheidseffecten van dezelfde orde van grootte als die van de deeltjes.

Tabel 4: Geschatte dagelijkse extra gezondheidseffecten in een stedelijk gebied met één miljoen inwoners gedurende een dag geassocieerd met een concentratie van 40, 190 en 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aan PM_{10}

Bevolkingsgroep (aantal)	Gezondheidseffect	Gemiddeld dagelijks aantal gevallen	Attributief risico bij 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (%)	Gemiddeld extra aantal bij 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gemiddeld extra aantal bij 190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Gemiddeld extra aantal bij 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Kinderen 7-12 jaar (58.000)	Respiratoire symptomen					
	bovenste luchtwegen	8 700	8	700	3 600	4 800
	onderste luchtwegen	1 200	15	170	1 100	1 400
	Longfunctiedaling > 10 % Daling in FEV_1	0	-	100	7 300	12 000
	Verergering van astma					
	astma-aanvallen	230	17	40	260	340
	gebruik van bronchodilatoren	580	20	120	800	1 100
Ouderen > 65 jaar (140.000)	Ziekenhuisopnamen					
	cardiovasculaire aandoeningen	11	1.4	0.2	1	1
	respiratoire aandoeningen	3	2.5	0.1	0.4	0.5
Totale bevolking (1.000.000)	Ziekenhuisopnamen					
	cardiovasculaire aandoeningen	17	1.0	0.2	1	1
	respiratoire aandoeningen	8	1.3	0.1	0.5	0.6
	Sterfte					
	alle oorzaken	21	0.8	0.2	1	1
	cardiovasculaire oorzaken	9	0.7	0.1	0.3	0.4
	respiratoire oorzaken	2	3.0	0.1	0.3	0.3

In tabel 5 wordt een overzicht gegeven van het attributief risico voor dagelijkse sterfte en ziekenhuisopnamen voor de indicatoren NO_2 , SO_2 , BS en PM_{10} op basis van de resultaten van beide Nederlandse studies. De resultaten moeten zo geïnterpreteerd worden dat de afzonderlijke luchtverontreinigingscomponenten indicatief zijn voor het gehele mengsel aan luchtverontreiniging. Omdat de componenten onderling sterk gecorreleerd zijn (m.a.w. als de ene component stijgt in niveau, zal de andere component dat ook doen) zal in een statistische analyse voor de afzonderlijke componenten een soortgelijk resultaat gezien worden. Dit verschijnsel treedt ook op wanneer de onderzochte componenten gecorreleerd zijn met het onbekende, niet gemeten, causale agens in het mengsel van luchtverontreiniging. De gemeten componenten zullen ook dan statistisch geassocieerd zijn met het effect, terwijl de werkelijke effect veroorzakende component niet gemeten is. Dit is ook de reden waarom momenteel in toxicologisch onderzoek gekeken wordt naar de toxische eigenschappen van de fijn stof fracties c.q. naar de samenstelling van het stof. Ook in epidemiologisch onderzoek wordt steeds meer de afzonderlijke fracties en de samenstelling van het mengsel in de data-analyse betrokken.

Tabel 5. Attributieve risico's (centrale schatting en 95 % betrouwbaarheids-interval) voor totale sterfte en ziekenhuisopnamen voor respiratoire aandoeningen geassocieerd met de optredende gemiddelde concentraties over het jaar van vier indicatoren voor de luchtkwaliteit (Ontleend aan: Hoek et al., 1997 en Vonk en Schouten, 1998)

Luchtkwaliteits-indicator	Gemiddelde concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Extra totale sterfte (%)	Ziekenhuisopnamen (respiratoire aandoening) (%)
NO ₂	34	1.9 (1.2-2.5)	1.4 (0.3-2.4)
SO ₂	12	0.6 (0.3-0.8)	0.6 (0.2-1.1)
BS	13	0.5 (0.3-0.8)	0.8 (0.4-1.3)
PM ₁₀	41	0.8 (0.2-1.5)	1.3 (0.3-2.3)

De in tabel 4 geschatte aantallen dagelijks optredende gezondheidseffecten in Nederland en de extra gevallen tijdens een periode met concentraties van 190 en 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aan PM₁₀ geven een indicatie van het effect van het totale niveau aan PM₁₀. Het geeft echter nog geen indicatie van de verwachte gezondheidseffecten veroorzaakt door het verkeer, c.q. wat de mogelijke vermindering aan effecten zou kunnen zijn als het verkeer zou worden stilgelegd. Echter de acute gezondheidseffecten van door verkeer geëmitteerde deeltjes en gassen zijn niet bekend. Voor de schatting van het effect van lokale verkeersmaatregelen op de vermindering van het gezondheidsrisico van stadsbewoners tijdens een extreme wintersmogepisode wordt verondersteld dat het attributieve risico geassocieerd met blootstelling aan stadslucht gelijk is aan het attributieve risico geassocieerd met deeltjes en gassen van verkeer. De attributieve risico's uit tabel 5 kunnen dan worden gebruikt om het effect te schatten van het stilleggen van het verkeer ten tijde van een episode zoals die eens in de 10 jaar kan optreden. Ten behoeve van deze berekeningen zijn de voor de verschillende componenten gevonden associaties met de gezondheidseffecten geaggregeerd tot een 'overall' effect voor dagelijkse sterfte en voor ziekenhuisopnamen. Door het gemiddelde van de afzonderlijke componenten te nemen in plaats van het effect van een specifieke component, wordt voorkomen dat de uitkomst van de berekening sterk beïnvloed wordt door een van de componenten. Er is aangenomen dat de schatter van het attributieve risico van elke afzonderlijke component even valide is, en op een juiste wijze het mengsel representeert. Bij de berekening is tevens gebruik gemaakt van de gegevens over de bijdrage van het verkeer aan het mengsel (hoofdstuk 3, tabel 3). Het resultaat van de berekening van de te behalen reductie van het aantal overlijdens staat vermeld in tabel 6. Tevens is in de tabel het resultaat weergegeven van een dergelijke berekening op basis van de waargenomen associaties in de Europese APHEA studies (Katsouynani et al., 1996) en van gecombineerde schattingen van Europees en Amerikaans onderzoek (Hoek et al., 1997). De berekeningen tonen aan, dat maximaal 15% van de sterfte toegeschreven aan de tijdens een extreme episodetijd optredende luchtverontreiniging kan worden vermeden indien al het verkeer in het stedelijk gebied wordt stilgelegd, dat wil zeggen minder dan 1 sterfgeval. De ranges die tussen haakjes staan vermeld zijn opgebouwd uit de onzekerheid in de attributieve risico's en de onzekerheid in de bijdrage van het verkeer aan de luchtkwaliteit. De te behalen reductie in het dagelijks aantal ziekenhuisopnamen voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen is analoog aan die voor totale sterfte berekend (tabel 7). Deze berekeningen zijn gemaakt op basis van de in het onderzoek van Vonk en Schouten (1998) waargenomen associaties. De overall schattingen van de verschillende onderzoeken liggen ook hier dicht bij elkaar en bedragen eveneens

maximaal ca. 10 % van het attributief aantal ziekenhuisopnamen op een extreme episodedag.

Tabel 6. Overall schatting van de reductie in dagelijkse sterfte (absolute aantallen met 95% betrouwbaarheidsinterval) door het stilleggen van het lokale wegverkeer tijdens een extreme smogepisode (eens per 10 jaar). De resultaten betreffen een stedelijk gebied met 1 miljoen inwoners.

	Nederlandse studie	APHEA studies	Gecombineerde schatting
Gemiddelde dagelijkse sterfte in Nederland (per miljoen)	21 (17-26)		
Gemiddelde attributieve sterfte geassocieerd met de luchtkwaliteit	0.20 (0.11-0.30)	0.22 (0.15-0.30)	0.21 (0.17-0.25)
Attributieve sterfte geassocieerd met de luchtkwaliteit tijdens een extreme episodedag	1.2 (0.6-1.8)	1.4 (1.0-1.9)	1.20 (1.0-1.5)
Reductie door het stilleggen van het verkeer	0.12 (0.04-0.24)	0.10 (0.03-0.23)	0.09 (0.02-0.18)
Procentuele reductie door het stilleggen van het verkeer	5-14 %	3-13 %	2-12 %

Tabel 7. Overall schatting van de reductie in ziekenhuisopnamen voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen (absolute aantallen met 95% betrouwbaarheidsinterval) door het stilleggen van het lokale wegverkeer tijdens een extreme smogepisode (eens per 10 jaar). De resultaten betreffen een stedelijk gebied met 1 miljoen inwoners.

	Nederlandse studie	Gecombineerde schatting
Gemiddeld aantal ziekenhuisopnamen in Nederland (per miljoen)	25 (14-36)	
Gemiddelde attributief aantal opnamen geassocieerd met de luchtkwaliteit	0.3 (0.1-0.5)	0.3 (0.03-0.7)
Attributief aantal geassocieerd met de luchtkwaliteit tijdens een extreme episodedag	1.7 (0.7-2.5)	2.2 (0.04-3.9)
Reductie door het stilleggen van het verkeer	0.2 (0.05-0.4)	0.2 (0-0.6)
Procentuele afname door het stilleggen van het verkeer	7-15 %	0-15 %

Een opmerking met betrekking tot de berekende extra sterfte en ziekenhuisopnamen in uitzonderlijke situaties eens in de 10 jaar (tabel 4), is dat de cijfers weliswaar niet verwaarloosbaar zijn en op zich serieus genomen moeten worden, maar dat de cijfers gezien dienen te worden in het licht van het relatieve voorkomen van dergelijke uitzonderlijke situaties ten opzichte van de berekende gezondheidseffecten die geassocieerd zijn met luchtverontreiniging onder normale omstandigheden. De berekening geeft aan dat er tijdens zo'n eens in de 10 jaar voorkomende situatie (230

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}) 1 extra sterfgeval en 2 extra ziekenhuisopname ten opzichte van het totale dagelijkse gemiddelde van 21 sterfgevallen respectievelijk 25 ziekenhuisopnamen in een stad met een miljoen inwoners. Stilleggen van alle wegverkeer in de stad resulteert in een reductie van het aantal sterfgevallen en ziekenhuisopnamen van minder dan 1. Voor het gemiddelde niveau van luchtverontreiniging van $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} bedraagt de extra sterfte per jaar ca. 75 en het extra aantal per jaar ca. 110 per miljoen inwoners. Het structureel verminderen van de emissies, zodat de gemiddelde PM_{10} concentraties met bijvoorbeeld $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ daalt, leidt over een periode van tien jaar tot een veel grotere reductie van ca. 40 sterfgevallen en ca. 55 ziekenhuisopnamen, uiteraard uitgaande van de in deze evaluatie gebruikte vooronderstellingen over causaliteit en een lineaire relatie zonder drempelwaarden tussen concentratie en gezondheidseffect.

Dit voorbeeld geeft aan dat het reduceren van de algemene luchtverontreiniging meer gezondheidswinst op zou kunnen leveren dan het stilleggen van het wegverkeer gedurende zo'n uitzonderlijke periode. Voor de andere verontreinigingen uit tabel 1 of voor de eens per drie jaar optredende maxima, zijn vergelijkbare berekeningen te maken. De extra sterfte en ziekenhuisopnamen tijdens een eens in de 3 jaar verwachte episode zal door de iets lagere concentraties ongeveer 90% bedragen van die tijdens een eens in de tien jaar verwachte episode. Doordat deze minder ernstige episode ongeveer driemaal vaker voor komt, zijn - over een periode van 10 jaar - de verwachte extra gezondheidseffecten van dergelijke minder ernstige episoden ongeveer driemaal zo groot als van een eens in de tien jaar optredende episode. Door de overheersende bijdrage van het gemiddelde niveau aan de met PM_{10} geassocieerde sterfte en ziekenhuisopnamen verandert echter de redenering niet wezenlijk. Ook van het eens per drie jaar stilleggen van alle urbane wegverkeer wordt verwacht dat het gezondheidsrendement veel kleiner is dan van het structureel reduceren van de PM_{10} niveaus.

Concluderend kan gesteld worden dat er aanwijzingen zijn dat respiratoire klachten, longfunctiedalingen, verhoogd medicijngebruik, ziekenhuisopnamen en sterfte geassocieerd zijn met blootstelling aan deeltjes- en gasvormige luchtverontreiniging. Verkeer draagt mede bij aan deze luchtverontreiniging. Voor deeltjes en gassen wordt een lineair verband aangenomen tussen concentraties en gezondheidseffecten en er wordt van uitgegaan dat er geen drempelwaarde is waaronder geen effecten optreden. Verder wordt bij ontbreken van kennis verondersteld dat de relatieve potentie van het totale mengsel gelijk is aan de relatieve potentie van het mengsel geëmitteerd door verkeer. Gegeven deze vooronderstellingen wordt geconcludeerd dat de extra dagelijkse gezondheidseffecten in een populatie van 1 miljoen door een extreme dag met een concentratie van $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} varieert van een ca. 1 extra sterfgeval ten opzichte van de ruim 20 personen die gemiddelde per dag overlijden (4%), tot meer dan een verdubbeling van het medicijngebruik bij astmatische kinderen. Andere gezondheidseffecten vertonen een toename die procentueel tussen deze beide in zit. De extra dagelijkse gezondheidseffecten bij een extreme concentratie van $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} variëren van een toename van de sterfte met ongeveer 5% ten opzichte van het gemiddelde tot een bijna drievoudige toename van het medicijngebruik bij astmatische kinderen. Met de huidige kennis wordt geschat dat het structureel verlagen van de jaargemiddelde concentraties een beduidend groter positief effect op de gezondheidsrisico's heeft dan het stilleggen van het stedelijke verkeer tijdens zo'n extreme dag.

5. Effect van verkeersmaatregelen in de stad tijdens een wintersmogepisode

De schatting van de vermijdbare gezondheidsrisico's door tijdens een zeer ernstige episode van verhoogde luchtverontreiniging in de winter het verkeer volledig stil te leggen, is sterk afhankelijk van de gekozen uitgangspunten. In tabel 3 staan de schattingen van de maximale concentraties die tijdens maxima eens in de 10 jaar in steden kunnen voorkomen, alsmede de bijdragen van het verkeer daaraan. Aangezien de schattingen van de effectparameters aan de niveaus van de onderscheiden componenten verschillen (tabel 5), zullen de schattingen van de vermijdbare gezondheidsrisico's afhangen van de keuze van de indicator van het mengsel aan luchtverontreiniging, tenzij uitgegaan wordt van een overall schatter, zoals in dit rapport gebeurd is.

Door de geringe tot marginale bijdrage van het wegverkeer aan de extreme episodische concentraties is echter de absolute reductie van de gezondheidsrisico's (tabel 4) door het stilleggen van het lokale wegverkeer tijdens een eens in de 3 of 10 tien jaar verwachte extreme episode gering (tabellen 6 en 7).

Bij het schatten van de invloed op de gezondheidsrisico's van verkeersbeperkende maatregelen zijn naast inzicht in het mogelijk maximaal te behalen effect ook organisatorische aspecten van belang. Het stilleggen van het verkeer in een stad is niet iets wat met een druk op de knop kan gebeuren. De vraag in hoeverre en op welke termijn dergelijke extreme daggemiddelde concentraties aan luchtverontreiniging vooraf zijn te voorspellen en de tijdschaal waarop de maatregelen hun effect gaan sorteren zijn aspecten die bij het eventueel toepassen van verkeersbeperkende maatregelen mede in de overwegingen betrokken dienen te worden. De voorspelbaarheid van wintersmogepisodes is reeds gepresenteerd in 2.4. Daaruit blijkt dat er slechts een beperkte tijdhorizon is, waarin vooraf eventueel zou zijn aan te geven dat zo'n maximaal mogelijke concentratie op zal treden. Men dient ook rekening te houden met het feit dat er een aantal foute voorspellingen zal worden gegeven, om een mogelijke episode niet te missen.

Concluderend kan gesteld worden dat het volledig stilleggen van alle wegverkeer in een stad tijdens een extreme dag eens in de tien jaar voor de stad als geheel zal leiden tot een marginaal effect op de SO_2 en PM_{10} concentraties en tot een geringe vermindering van de BS en NO_2 concentraties. De effecten voor BS zijn overigens nog onzekerder dan van de overige componenten. Uitgaande van de juistheid van alle vooronderstellingen wordt geschat dat een marginaal gedeelte van de ernstige acute gezondheidseffecten tijdens een extreme dag eens in de 3 of 10 jaar, op het conto van de directe lokale verkeersemmissies geschreven kan worden. In het stedelijk gebied waarin ca. 40% van de totale Nederlandse bevolking woont, worden door het stilleggen van alle wegverkeer op zo'n extreme dag in dit gebied maximaal 1-2 sterfgevallen en 1-3 ziekenhuisopnamen voor respiratoire of cardiovasculaire aandoeningen voorkomen.

De jaargemiddelde bijdrage van verkeer in Nederland en Europa afhankelijk van de indicator componenten is zeker niet te verwaarlozen, evenals het daarmee geassocieerde risico voor de gezondheid. Derhalve zullen permanente maatregelen ter vermindering van de totale uitstoot van verkeer een substantieel effect op risicoreductie kunnen hebben.

6. Overige opmerkingen

Een aantal aspecten dat samenhangt met verkeersmaatregelen tijdens wintersmog episoden wordt in het onderhavige hoofdstuk behandeld. Dit betreft de vragen of PM_{10} een goede indicator is voor wintersmog, of de vroeger gehanteerde smogklassen nog bruikbaar zijn en in hoeverre de voorlichting aan de bevolking momenteel aanpassing behoeft.

6.1. PM_{10} als indicator.

Beleidsmatig is een keuze voor ofwel PM_{10} ofwel $PM_{2.5}$ als indicator voor wintersmog uitermate relevant omdat de verdeling van emissies over broncategorieën en doelgroepen voor beide deeltjesgrootteklassen verschillend is. Ook de bijdrage van het buitenland is anders voor PM_{10} dan voor $PM_{2.5}$. Dit zou tevens, bij gebleken causaliteit, kunnen impliceren dat een keuze voor de een of de andere categorie PM tot andere prioriteiten in een bestrijdingsbeleid aanleiding zal geven. Ook een mogelijke keuze voor één of meerdere gassen als indicator voor wintersmog zal, bij gebleken causaliteit, kunnen leiden tot een ander bestrijdingsbeleid. Een dergelijke keuze verdient het, mede vanwege de financiële en maatschappelijke consequenties, om gemotiveerd en weloverwogen tot stand te komen.

Momenteel zijn er te weinig studies uitgevoerd om een wetenschappelijk verantwoorde keuze te kunnen maken voor een andere dan de bestaande indicator voor wintersmog. Ook in de EU is recent gekozen voor PM_{10} als stuurparameter, daarbij is afgesproken de keuze begin volgende eeuw (2003) heroverwogen wordt. In de VS is naast de bestaande PM_{10} -norm ook een $PM_{2.5}$ -norm aangekondigd die in 2007 van kracht wordt. Voordat de invloed van deze laatste norm in de VS in de praktijk ook concreet merkbaar wordt, zal er eerst een uitgebreid onderzoekprogramma zijn afgerond.

Er zijn weliswaar aanwijzingen dat ook blootstelling aan gassen als SO_2 en NO_2 (en 's zomers O_3) geassocieerd is met een toename van de morbiditeit en mortaliteit in de bevolking, maar dit houdt nog niet in dat er voldoende argumenten zijn om een andere dan de huidige indicator voor wintersmog aan te bevelen. Zowel in Europa als Noord-Amerika wordt toxicologisch onderzoek verricht naar de causaliteit van de in epidemiologisch onderzoek waargenomen associaties tussen blootstelling aan het mengsel van gas- en deeltjesvormige luchtverontreiniging en gezondheidseffecten. De resultaten van deze onderzoeken zullen mogelijk te gelegener tijd tot een heroverweging van de indicator van wintersmog nopen.

6.2. Bruikbaarheid smogklassen

Het tweede aspect betreft de bruikbaarheid van de in het verleden gehanteerde smogklassen. De Gezondheidsraad (1995) trok de bruikbaarheid van de somparameter van de daggemiddelde concentraties van zwaveldioxyde (SO_2) en fijn stof in twijfel. Zij had daarvoor twee redenen. Ten eerste leken de gezondheidseffecten van fijn stof zich grotendeels onafhankelijk van gasvormige luchtverontreinigingscomponenten voor te doen, met name ook bij - voor de huidige en te voorzien omstandigheden karakteristieke - lage SO_2 -concentraties. Ten tweede

bleken die effecten ernstiger en omvangrijker te zijn dan in 1990 bekend was. Een consequentie van een en ander is dat de eerder genoemde smogfasen bij afnemende SO_2 -concentraties met hogere fijn stof concentraties geassocieerd zullen zijn en dus vermoedelijk minder bescherming zullen bieden dan beoogd. Op grond van die overwegingen achtte de Gezondheidsraad het beter om de daggemiddelde fijn stofconcentratie als indicator voor de ernst van smogepisoden te gebruiken, overigens op voorwaarde dat de SO_2 -concentratie niet boven het maximum van de huidige daggemiddelde concentraties uit zou stijgen. Aan deze laatste voorwaarde lijkt gezien tabel 1 voldaan te kunnen worden bij de huidige luchtverontreinigingsniveaus. Bij de in het advies uit 1990 beschreven gradaties van respons ging de Gezondheidsraad uit van drempelwaarden voor de diverse effecten van fijn stof; vanaf een zeker concentratieniveau zouden de gezondheidseffecten geleidelijk in ernst dan wel frequentie toenemen. Volgens de huidige inzichten manifesteren zich echter alle effecten simultaan en zonder aantoonbare drempel in de bevolking, zij het dat hun frequentie lager is naarmate hun ernst toeneemt; frequentie en ernst stijgen met de concentratie. De Gezondheidsraad (1995) was daarom van mening dat het onderscheiden van de bedoelde kwalitatieve gradaties van respons bij de nu beschikbare continue concentratie-effect relaties niet langer wetenschappelijk valt te onderbouwen.

Door het Gezondheidsraad advies van 1995 zijn de voorheen gehanteerde smogklassen inmiddels vervangen door ozon als indicator voor zomersmog en PM_{10} als indicator voor wintersmog.

6.3. Voorlichting aan de bevolking

Het derde aspect betreft de voorlichting aan de bevolking. De Gezondheidsraad (1995) heeft voorgesteld om de smogbrochure op twee punten aan te passen. Ten eerste omdat het zinvol was om de nieuwe gegevens over de gezondheidseffecten van blootstelling aan fijn stof in de brochure op te nemen. Ten tweede was de Gezondheidsraad van oordeel dat gedragsadviezen aan mensen met gezondheidsklachten tijdens smog-episoden het best door deskundigen, zoals huisartsen en GGD-artsen, kunnen worden gegeven. Actieve voorlichting door de overheid lijkt minder opportuun te zijn: het is namelijk denkbaar dat mensen hun activiteitenpatroon nodeloos gaan wijzigen. Het Gezondheidsraad advies van 1995 heeft inmiddels geleid tot een aanpassing van de voorlichting aan de bevolking.

7. Conclusies

Op basis van extreem-analyse blijken de concentraties van deeltjesvormige luchtverontreiniging en van de gassen SO_2 en NO_2 tijdens wintersmogepisoden tegenwoordig lager te zijn dan wat gemeten werd in de ernstige wintersmogepisoden van eind jaren tachtig. De resultaten van deze analyse kennen een substantiële onzekerheid. De momenteel eens in de tien jaar te verwachten extreme daggemiddelde concentraties aan PM_{10} zijn $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de regio en $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de stad en straat. Voor een dagmaximum dat eens in de drie jaar voorkomt, worden de maximale PM_{10} concentraties geschat op $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de regio en $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in stad en straat. Voor SO_2 zijn de huidige extremen die eens in de tien jaar verwacht worden $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de regio en $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de stad. Voor de extreme concentraties NO en NO_2 zijn er met de verkeersdichtheid geassocieerde verschillen te zien, niet alleen tussen stad en regio maar ook in de stad. Voor NO zijn de verwachte extremen eens in de tien jaar 250, 650 en $900 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor de regio, stad en straat. Voor NO_2 is dit respectievelijk 110, 140 en $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In de volgorde van regio, via stad naar straat neemt ook de verkeersbelasting toe. Door de verbeterde rekenmethode zijn de huidige luchtkwaliteits maten niet zonder meer te vergelijken met de eerdere schattingen uit. (Rombout et al 1990).

De jaargemiddelde de bijdrage van het Nederlandse en Europese wegverkeer aan de urbane concentraties van PM_{10} , SO_2 , BS en NO_2 is bepaald niet verwaarloosbaar en is afhankelijk van de component in de orde van 10 tot 40%. De jaargemiddelde wegverkeersbijdrage aan de urbane Nederlandse PM_{10} concentraties bedraagt bijvoorbeeld ongeveer 20%. Een vrij groot gedeelte daarvan is secundair aerosol dat pas na verloop van tijd uit de precursorgassen SO_2 en NO_x gevormd wordt, dat over grote afstanden getransporteerd wordt en waarvoor de Europese bijdrage de Nederlandse overstijgt. De directe bijdrage van de lokale verkeersemissies (primair aerosol) tijdens een extreme episode aan PM_{10} is daarentegen marginaal, in de orde van 1-10%. Voor de eerder genoemde gassen en BS is de lokale bijdrage van het wegverkeer tijdens extreme episoden marginaal tot gering.

Er zijn aanwijzingen dat respiratoire aandoeningen, longfunctiedalingen, medicijngebruik, ziekenhuisopnamen en mortaliteit geassocieerd zijn met blootstelling aan deeltjes- en gasvormige luchtverontreiniging. Verkeer draagt mede bij aan deze luchtverontreiniging. Voor PM_{10} wordt een lineair verband aangenomen tussen concentraties en gezondheidseffecten, tevens wordt ervan uit gegaan dat er geen drempelwaarde is waaronder geen effecten optreden. Uitgaande van deze vooronderstellingen kan geconcludeerd worden dat de extra dagelijkse gezondheidseffecten van een extreme dag met een concentratie van $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} variëren van een toename van de totale dagelijkse sterfte met ongeveer 4% ten opzichte van het gemiddelde tot meer dan een verdubbeling van medicijngebruik onder astmatische kinderen. Andere gezondheidseffecten vertonen een toename die procentueel tussen deze beide in zit. De extra dagelijkse gezondheidseffecten bij een extreme concentratie van $230 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} variëren van een toename van de sterfte met ongeveer 5% ten opzichte van het gemiddelde tot een bijna drievoudige toename van medicijngebruik onder astmatische kinderen. Met de huidige kennis kan worden ingeschat dat het verlagen van de jaargemiddelde concentraties luchtverontreiniging

een groter positief effect op de gezondheid heeft dan het stilleggen van het lokale verkeer tijdens zo'n extreme dag.

Het volledig stilleggen van alle wegverkeer in een stad tijdens een extreme dag eens in de tien jaar zal voor de stad als geheel leiden tot een marginaal effect op de SO_2 en PM_{10} concentraties en tot een geringe vermindering van de BS en NO_2 concentraties. De effecten voor BS zijn overigens nog onzekerder dan van de overige componenten. Uitgaande van de juistheid van alle vooronderstellingen wordt geschat dat een marginaal gedeelte van de ernstige acute gezondheidseffecten tijdens een extreme dag eens in de tien jaar, op het conto van de directe lokale verkeersemmissies geschreven kan worden. Ongeveer één procent van de totale dagelijkse sterfte en de ziekenhuisopnamen voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen tijdens (of na) zo'n extreme dag zou volgens de huidige inzichten door lokale verkeersbeperkende maatregelen te beïnvloeden zijn.

Er zijn weliswaar aanwijzingen dat ook blootstelling aan gassen als SO_2 en NO_2 (en 's zomers O_3) geassocieerd is met een toename van de morbiditeit en mortaliteit in de bevolking, maar dit houdt nog niet in dat er voldoende argumenten zijn om een andere dan de huidige indicator voor wintersmog aan te bevelen. Zowel in Europa als Noord-Amerika wordt onderzoek verricht naar de causaliteit van de in epidemiologisch onderzoek waargenomen associaties tussen blootstelling aan het mengsel van gas- en deeltjesvormige luchtverontreiniging en gezondheidseffecten. De resultaten van deze onderzoeken zullen mogelijk te gelegener tijd tot een heroverweging van de indicator van wintersmog nopen.

Bijlage A Beknopte samenvatting studies project “Wintersmog en Verkeer”.

Korte bespreking van de opzet en samenvatting van de respectievelijke individuele studies van het Wintersmog en verkeer project.

Blootstelling aan en effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid in stedelijke gebieden in Nederland, een panelstudie.

In oktober 1992 werd door het Ministerie van VROM opdracht verleend tot het uitvoeren van een epidemiologisch onderzoek om antwoord te geven op de vraag of bewoners van grote steden gedurende wintersmog episoden gezondheidschade ondervinden, en zo ja, in welke mate luchtverontreiniging afkomstig van het gemotoriseerde verkeer hiervoor verantwoordelijk kan worden gesteld. Daartoe is een panelstudie uitgevoerd waarbij nagegaan is of dagelijkse variatie in buitenluchtverontreiniging samenhangt met dagelijkse variatie in respiratoire gezondheid. De studie werd tegelijk uitgevoerd in een grote stad en een landelijke lokatie om een uitspraak over een eventuele bijdrage van het gemotoriseerde verkeer aan effecten op de gezondheid te kunnen doen. De deelnemers aan het onderzoek werden geselecteerd met een korte vragenlijst naar de aanwezigheid van chronische luchtwegsymptomen. Er zijn kinderen (7-12 jaar) met en zonder CARA en ook oudere volwassenen (50 - 70 jaar) met en zonder CARA in het onderzoek betrokken. De deelnemers aan het onderzoek werden uitgebreid medisch gekarakteriseerd (bronchiale reactiviteit, atopie, longfunctie) om na te gaan of er risicogroepen ten aanzien van effecten van luchtverontreiniging bestaan. Effecten op de luchtwegen werden gekarakteriseerd met behulp van dagelijkse metingen van de piekstroom en dagelijkse registratie van acute luchtwegklachten en medicijngebruik in een dagboek. Het onderzoek is uitgevoerd in grote steden (Rotterdam in de winter van 1992/1993, Amsterdam in de winters van 1993/1994 en 1994/1995), en tegelijk in kleinere plaatsen gelegen in landelijke gebieden (Bodegraven en Reeuwijk, 1992/1993, Meppel en omstreken, 1993/1994, Nunspeet en omstreken, 1994/1995). De dagelijkse expositie aan luchtverontreiniging werd vastgesteld door metingen op vaste meetpunten van een aantal componenten in de buitenlucht, waaronder fijn stof (PM_{10} , $PM_{2.5}$, sulfaat, nitraat) en enkele gasvormige componenten zoals stikstofdioxide (NO_2) en zwaveldioxide (SO_2). Ter validatie van deze blootstellingsindicator is een studie uitgevoerd waarin is nagegaan hoe groot de correlatie in de tijd is tussen op een centraal punt gemeten concentraties fijn stof en persoonlijke blootstelling aan fijn stof. De eindrapportage van de activiteiten van de LUW en RUG is beschreven in: Eindrapportage “Blootstelling aan en effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid in stedelijke gebieden in Nederland, een panelstudie” Van der Zee et al., (1997).

Van der Zee et al., (1997) geven aan dat PM_{10} concentraties in de buitenlucht boven $100 \mu g/m^3$ met name voor kwamen tijdens episodes in februari, maart en november 1993 en februari 1994. Ook de concentraties van verschillende componenten van zwevend stof (roet, sulfaat en nitraat) en enkele gasvormige componenten zoals SO_2 en NO_2 waren verhoogd tijdens deze episodes. Daggemiddelde SO_2 concentraties

waren tijdens episoden nooit hoger dan $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De concentraties zuur aërosol waren ook tijdens episodes laag ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Voor alle aerosolcomponenten (PM_{10} , zwarte rook, sulfaat en nitraat) blijken de verschillen tussen achtergrondlocaties in stad en landelijk gebied gemiddeld niet meer dan 20% te bedragen. Concentraties SO_2 en NO_2 waren gemiddeld ongeveer twee maal hoger in de stad. De concentratie van de primaire verkeerscomponent NO was gemiddeld zelfs 7 maal hoger in de stad. Dit geeft aan dat het luchtverontreinigingsmengsel duidelijk verschilde tussen stad en landelijk gebied.

Variaties in de tijd van de buitenluchtconcentratie van PM_{10} en vooral respirabel stof ($\text{PM}_{2.5}$) bleken redelijk hoog te correleren met variaties in persoonlijke blootstelling. Dit betekent dat met metingen op een vast meetpunt in de buitenlucht een redelijk nauwkeurige blootstellingsschatting mogelijk is. Variaties in de tijd van de PM_{10} buitenluchtconcentratie correleerden ook hoog met PM_{10} concentraties in woningen. Met de toegepaste statistische rekenmodellen zijn zowel statistisch significante verbanden tussen luchtverontreiniging en gezondheidsparementers in de verwachte richting als de niet-verwachte richting gevonden. Het aantal verbanden in de verwachte richting was aanzienlijk hoger. Verbanden in de verwachte richting zijn vooral gevonden voor de componenten PM_{10} , zwarte rook en NO_2 met symptomen van de lagere luchtwegen (LRS) in gevoelige subpopulaties. Dit bleken vooral atopische personen te zijn. Bij atopische personen werd een toename van het voorkomen van LRS van circa 20% bij een toename van de PM_{10} concentratie van $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gevonden. De resultaten van het huidige onderzoek zijn redelijk in overeenstemming met eerder onderzoek, waarin effecten van PM_{10} van een vergelijkbare omvang op LRS vooral in kinderen met chronische luchtwegklachten optraden. In Nederland zullen circa 30-40% van de 7-12 jarige kinderen en 20% van 50-70 jarige volwassenen tot deze subgroep van mensen met atopie behoren.

Er zijn geen aanwijzingen gevonden dat de gezondheidseffecten van met name PM_{10} in de stad sterker waren dan in de landelijke gebieden. Gecombineerd met de bevinding dat voor indicatoren voor primaire verkeersemissies nauwelijks effecten zijn gevonden, lijken er in deze studie geen aanwijzingen te zijn dat het wintersmogmengsel in de stad sterker geassocieerd is met gezondheidseffecten dan het wintersmogmengsel op het platteland.

Acute effecten van stedelijke luchtverontreiniging bij een panel poliklinische astma-patiëntjes in Amsterdam/Rotterdam en Hogeveen

Fischer et al (1996) onderzochten de acute effecten van luchtverontreiniging bij parcellen van "poliklinische" astma-patiëntjes (7-12 jaar) in Amsterdam, Rotterdam en Hogeveen. Zij komen tot de conclusie dat er over het algemeen geen consistente associaties gevonden zijn tussen de piekstroom en de afzonderlijke componenten van luchtverontreiniging voor het panel van poliklinische astmapatiëntjes van 7 tot 12 jaar in steden en landelijke gebieden. Er zijn zowel significant negatieve, als significant positieve associaties gevonden. De analyses duiden erop dat, als er al sprake is van een statistisch significante associatie, de omvang van deze associatie gering is (ca. 1 a 3% verandering per $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ toename in de luchtverontreiniging). Er is een consistente associatie gevonden tussen de deeltjesvormige luchtverontreiniging (PM_{10} en ZWR) en hoesten in de stedelijke populatie. In landelijke gebieden leek PM geassocieerd te zijn met meer klachten met betrekking tot de onderste luchtwegen (lower respiratory symptoms) LRS en slijm. Ook werd een positieve associatie gevonden in de stad tussen CO en hoesten. De andere associaties waren minder

consistent. In z'n algemeenheid kan gekonkludeerd worden dat in landelijke gebieden onderhoudsmedicatie gerelateerd was aan verhoogde niveaus van luchtverontreiniging, voor bronchodilatorgebruik werden inversie relaties gevonden; vervangend gebruik kan hierbij niet worden uitgesloten. In de stad werden geen algemene associaties tussen luchtverontreiniging en medicijngebruik aangetoond.

Characterization of Episodic Air Pollution in Cities (CHEAP)

Gedurende de winters 93/94 en 94/95 heeft er een luchtkwaliteitsmonitoring project (CHEAP = Characterization of Episodical Air Pollution) plaats gevonden. Analyses van de eerste serie metingen zijn uitgevoerd en gerapporteerd Bloemen et al., (1995). Een van de resultaten is dat tijdens een episode de concentratie submicrone deeltjes (met een diameter kleiner dan $1\mu\text{m}$) absoluut en procentueel toeneemt t.o.v. de PM_{10} -niveaus.

Bloemen et al., (1995) komen op grond van metingen tijdens het CHEAP project tot de conclusie dat tijdens wintersmog de bijdrage van PM_1 aan PM_{10} verdubbelt van circa 10 tot 20%. Het secundaire aerosol vormt de dominante factor met een bijdrage aan PM_{10} van meer dan 70%, de bijdrage van roet blijft beperkt. Met betrekking tot PM_1 is er voorsnog geen nieuwe informatie die deze bevinding kan bevestigen of ontkennen. De in hetzelfde rapport ook ingeschatte $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ verhouding wordt tegenwoordig in het algemeen wat hoger wordt ingeschat (Bloemen et al., 1998). Het zou kunnen dat dit ook gevolgen zou moeten hebben voor de bijdrage van PM_1 aan PM_{10} . Een bijdrage van secundair aerosol van meer dan 70% tijdens een episode aan PM_{10} kon met modellen voor een episode in 1993 niet worden bevestigd. Bloemen et al., (1997b) komen op een procentuele bijdrage van secundair aerosol tijdens een gemodelleerde wintersmog episode in 1993 die niet sterk verschilt van de jaargemiddelde bijdrage buiten de episode. Ook de metingen van de LUW tijdens de drie meetjaren van het onderzoek bevestigen dit gemodelleerde beeld van een ongeveer constante procentuele bijdrage van secundair aerosol aan PM_{10} .

Contribution of mobile source emissions to wintertype smog health effects

De universiteit van Californië (USA) in Irvine heeft een literatuurstudie verricht naar mogelijke gezondheidseffecten als gevolg van blootstelling aan uitlaatgassen van diesel- benzine- en LPG motoren tijdens wintersmogepisodes. In dit eindrapport is een samenvatting opgenomen van de belangrijkste resultaten van deze studie, afzonderlijk gerapporteerd door Menzel et al., (1997).

De door Menzel et al., (1997) op grond van voornamelijk Amerikaans onderzoek gesuggereerde mogelijke bijdrage door het zure aerosol aan de gezondheidseffecten van wintersmog episodes is voor Nederland minder relevant omdat er hier vrijwel geen zuur aerosol aanwezig is. De oorzaak hiervan is gelegen in de snelle neutralisatie van eventueel gevormd zuur aerosol ten gevolge van ammoniakgas vrijkomend door de hoge bevolkingsdichtheid en de bioindustrie in Nederland. Menzel et al., (1997) komen op grond van een literatuurstudie tot de conclusie dat het waarschijnlijker is dat de met wintersmog episodes geassocieerde gezondheidseffecten aan deeltjes zijn toe te schrijven dan aan gasvormige verontreinigingen, met een mogelijke uitzondering voor NO. Genoemde auteurs dringen aan op een heranalyse van de toxiciteit van NO gebaseerd op recente aanwijzingen voor longbeschadigingen ten gevolge van herhaalde blootstelling aan lage concentraties NO. Menzel et al., (1997)

geven aan dat een aanvaardbare kwantitatieve risicoschatting van de gezondheidseffecten tijdens wintersmog episoden momenteel vanwege een gebrek aan gegevens niet uitvoerbaar is. De daarvoor benodigde kwantitatieve informatie in de vorm van concentratie-respons relaties met name ten gevolge van mobiele bronnen ontbreken vooralsnog.

Acute effecten van luchtverontreinigingsepisoden

De RUG heeft een analyse uitgevoerd naar de relatie tussen ziekenhuisopnamen en luchtverontreiniging in Nederland in 1977-1989. Dit is afzonderlijk gerapporteerd door Schouten et al., (1995). In hun onderzoek, dat niet echt specifiek op wintersmog situaties was gericht, zijn de relaties tussen een tijdelijke verhoging van de concentratie van SO₂, NO₂, O₃, BS en TSP en het aantal spoedziekenhuisopnamen ten gevolge van aandoeningen van de luchtwegen, het hartvaatstelsel en longkanker gedurende de periode van 1 april 1977 tot en met 30 september 1989 in Nederland beschreven. Hierbij is veel aandacht besteed aan het controleren voor mogelijke versturende variabelen zoals seizoens- en andere tijdgebonden variabelen, meteorologische factoren en influenza-epidemieën. Ook is er rekening gehouden met de autocorrelatie die in dit soort reeksen optreedt. De analyses zijn verricht voor de twee grootste steden in Nederland: Amsterdam en Rotterdam, en voor heel Nederland. Momenteel loopt er vervolg analyse voor meer recente jaren, deze is nu in uitvoering bij de RUG. Bij het interpreteren van de resultaten van Schouten et al.(1995) dient bedacht te worden dat hun analyse het gehele jaar omvatte, inclusief de zomerperiode. Voor deze laatste periode is met name ozon een kenmerkende indicator voor de mate van luchtverontreiniging (smog), in de winter zijn de ozon concentraties laag vandaar dat er in het kader van "wintersmog en verkeer " geen aandacht aan hun conclusies m.b.t. ozon dient te worden gegeven.

Schouten et al., (1995) rapporteren, in hun onderzoek dat de luchtverontreiniging gedurende het gehele jaar betreft en niet specifiek op wintersmog en verkeer gericht is, dat in Amsterdam en Rotterdam de effecten van O₃ meestal niet significant zijn, maar dat O₃ consistent een positief effect heeft op de ziekenhuisopnamen en het grootst is in de oudste leeftijdsklasse en voor personen met obstructieve longziekten en astma. De relaties van de andere luchtverontreinigingscomponenten met de respiratoire gezondheid op de relatief lage niveaus van deze componenten in beide steden zijn niet altijd in overeenstemming met de gerapporteerde resultaten in de literatuur. SO₂ toont geen duidelijk effect; in Amsterdam wordt zelfs een significant negatief effect op de ziekenhuisspoedopnamen voor astma gevonden. Datzelfde geldt voor NO₂ in Amsterdam; in Rotterdam worden significante positieve effecten van NO₂ gevonden. Black Smoke toont geen duidelijke effecten in Amsterdam; in Rotterdam is BS positief maar niet significant geassocieerd met ziekenhuisspoedopnamen. Dat de resultaten voor de steden niet altijd in overeenstemming zijn met de literatuur, zou veroorzaakt kunnen zijn door de lage niveaus van de luchtverontreinigingscomponenten.

De relatieve risico's in heel Nederland van een toename van 100 µg/m³ van luchtverontreinigingscomponenten op ziekenhuisopnamen voor respiratoire aandoeningen zijn significant in het seizoen waarin ze het hoogste niveau hebben, O₃ in het warme seizoen en de andere componenten in het koude seizoen, en hebben

dezelfde richting als gevonden wordt in de literatuur. De relatieve risico's en de 95% betrouwbaarheidsintervallen (BI) van een toename van $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ van het cumulatief "gelagde" maximale 8-uursgemiddelde van O_3 en de 24-uursgemiddelden van SO_2 , NO_2 , BS en TSP zijn respectievelijk 1,036 (95% BI = 1,007-1,066); 1,031 (95% BI = 1,012-1,051); 1,102 (95% BI = 1,059-1,148); 1,143 (95% BI = 1,050-1,245) en 1,1 (95% BI = 1,05-1,151). De auteurs menen een drempel-effect te zien bij $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de relatie O_3 en ziekenhuisopnamen voor respiratoire aandoeningen.

Analyses waarbij meer dan één luchtverontreinigingscomponent in de modellen is opgenomen geven aanwijzingen dat alleen de effecten van O_3 en de "deeltjesvormige" luchtverontreinigingscomponenten BS en TSP onafhankelijk zijn. Dit geldt voor alle drie diagnose-categorieën: respiratoire aandoeningen, ziekten van het hartvaatstelsel en longkanker. Deze bevinding is in overeenstemming met de literatuur, waarin de effecten van SO_2 en NO_2 niet consistent zijn. Wanneer er een vaste verhouding tussen Black Smoke, TSP en PM_{10} wordt verondersteld, zullen de schattingen van extra ziekenhuisspoedopnamen als gevolg van kortdurende blootstelling aan BS en TSP tevens een schatting zijn voor de extra opnamen ten gevolge van PM_{10} -blootstelling. Het totaal van extra ziekenhuisspoedopnamen voor ziekten van de ademhalingswegen, ziekten van het hartvaatstelsel en longkanker veroorzaakt door kortstondige perioden van verhoogde luchtverontreiniging is gemiddeld ongeveer 16 opnamen per dag. De gezondheidseffecten in zijn totaliteit zijn nog groter omdat ziekenhuisopnamen samen met sterfte late en ernstige effecten op de gezondheid van de mens zijn en er dus andere gezondheidseffecten hiervoor plaats gehad moeten hebben.

Daily mortality and air pollution in the Netherlands, 1986-1994

De LUW, GG en GD in Amsterdam en RIVM hebben gezamenlijk een analyse uitgevoerd van de relaties tussen de dagelijkse variaties in sterfte en luchtverontreiniging in Nederland gedurende het tijdvak 1986-1994 (Hoek et al., 1997).

Zij komen tot de conclusie dat korte termijn fluctuaties van de dagelijkse sterfte in Nederland geassocieerd zijn met fluctuaties in gas- en deeltjesvormige luchtverontreiniging. De auteurs concluderen dat deze associaties waarschijnlijk causaal zijn. De meest consistente associaties werden gevonden met sterfte in het algemeen, sterfte ten gevolge van hart- en vaatziekten, COPD en longontsteking. De relatieve risico's waren gedurende de zomermaanden hoger dan in de winter. De meest consistente relaties worden gevonden voor ozon. De associaties voor ozon zijn onafhankelijk van die van andere luchtverontreiniging en komen alleen voor in de zomer. Bij analyse van het gehele jaar kunnen de effecten van deeltjes en gassen niet onderscheiden worden. In de zomer was sterfte meer geassocieerd met deeltjesvormige luchtverontreiniging dan met de gassen. Een relatief sterfterisico van 2% per $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} toename is lager dan dat wat in Amerika gevonden wordt, maar komt overeen met recente West-Europese studies. (Dit is ongeveer een factor 3 lager dan waarmee in het recente rapport van Bloemen et al., (1998) gerekend is.) Bij geen van de verontreinigingen was er een drempel te vinden in de concentratie-responsrelaties. Sterfgevallen in ziekenhuizen waren niet minder gecorreleerd met luchtverontreiniging dan sterfgevallen buiten ziekenhuizen. Statistisch significante verbanden werden vooral bij ouderen (>65 jaar) gevonden. Er bleek geen consistent verschil in relatief risico voor luchtverontreiniging tussen de vier grote steden en de minder weststedelijke gebieden in Nederland.

Toxiciteit van Fijn Stof 1996-1997

In 1996 is het toxicologisch onderzoeksprogramma fijn stof van start gegaan. De 1^e fase van dit programma is uitgevoerd door RIVM, TNO-Toxicologie Zeist en KUN-Vakgroep Toxicologie en heeft zich gericht op 1) directe toxiciteit van het fijn stof buitenluchtmengsel, 2) verschil in toxiciteit tussen primair en secundair aerosol, gekoppeld aan onderscheiden deeltjesgrootte, 3) plausibiliteit door het gebruik van diermodellen voor humane cardiorespiratoire aandoeningen, en 4) depositiemodellen voor inzicht in blootstelling van risicogroepen en extrapolatie van proefdiergegevens naar de mens. Het programma is opgezet conform de versimpelde strategie voor risicoschatting van fijn stof, het zogenaamde "Pentagon-model", waarbij mogelijk kritische (chemische) componenten en deeltjesgroottes worden onderscheiden, PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{0.1}, primair aerosol, en secundair aerosol. (Arts et al. 1997, v.Bree et al. 1998, Kimmel et al. 1997)

RIVM/TNO verrichtten inhalatie studies (100-1000 µg/m³; 10⁴-10⁶ deeltjes/cm³) in het proefdiermodel de muis naar pulmonaire effecten van kortdurende blootstelling aan fijn (0.5 µm) en ultrafijn (0.05µm) roet, ammoniumbisulfaat en ammoniumijzersulfaat, als model aerosolen voor de primaire en secundaire fracties in fijn stof. In deze studies werd tevens steeds het effect vergeleken tussen gezonde muizen en muizen met respiratoire allergie als model voor humaan astma. De uitkomsten van deze studies, afgemeten aan de mate van ontstekingsreactie in de luchtwegen, de luchtwegreactiviteit en de longpathologie, geven aan dat roet en sulfaat aerosolen onder deze condities slechts marginale effecten veroorzaken in alle gebruikte diermodellen en deeltjesgroottes. Waargenomen is dat de effecten van fijn roet nog het sterkst zijn. Inmiddels is ook ammoniumnitraat aerosol in het allergie model onderzocht. Daar blijkt dat de marginale effecten van nitraat iets sterker zijn dan die van sulfaat.

KUN/RIVM verrichtten pilotstudies naar de *in vitro* en *in vivo* toxiciteit van uit de buitenlucht verzameld PM₁₀ en PM_{2.5} op een viertal locaties in Nederland met contrast in diverse bronnen. Ter vergelijking is ook verzameld dieselroet en fijn roet onderzocht. De verzamelcampagne voor PM_{2.5} is door technisch problemen niet correct geschied. Voor PM₁₀ is gebleken dat er verschillen bestaan tussen monsters van de verschillende lokaties voor wat betreft het gehalte aan (reactieve) overgangsmetalen en oxy- en nitro-PAKs, waarbij monsters uit de sterk door (diesel)verkeer belaste situaties de hoogste waarden hebben. Het bleek dat juist deze laatste monsters ook de hoogste toxiciteit hebben. Met het verzameld dieselroet werden soortgelijke bevindingen gedaan. (Kimmel et al. 1997)

Literatuur

- Aben J (ed.) (1994). Luchtkwaliteit Jaaroverzicht 1993. RIVM-rapportnr. 7221010 014.
- ACGIH (1995) Threshold limit values (TLVs) for Chemical substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices (BEIs) Cincinnati
- Annema JA, et al. (1994). Basisdocument Fijn stof. RIVM rapportnr. 710401 029.
- APHEA (1996). The APHEA project. Short term effects of air pollution on health: a European approach using time series data. Journal of Epidemiology & Community Health 52 -S 80.
- Arts JHE, Spoor SM (1997). Toxicity of ambient particulate matter - a 3 day inhalation toxicity study with ultrafine and fine carbonaceous particles. Model compounds for primary aerosol. TNO-report V97.202.
- Bloemen, HJTh, Mennen M, Meulen A van der (1995). Characterization of episodic air pollution in cities (CHEAP). RIVM rapportnr. 723301 003.
- Bloemen, HJTh, Putten EM van (1997a). Characterization of ambient particulate matter in the Netherlands. RIVM rapportnr. 650010 008 (in bewerking).
- Bloemen HJTh, Bree L van, Buringh E, Fischer PH, Loos S de, Marra M, Rombout PJA, (1998a) Fijn stof in Nederland, een tussenbalans. RIVM rapportnr. 650010 006
- Bloemen HJTH, Putten EM van, Meulen A van der (1998b). Monitoring Particulate Matter in the Dutch National Air Quality Monitoring Network. J. Aerosol Sci. vol. 29, suppl. 1 p161, 1998.
- Bree L van, Cassee FR, Rombout PJA (1999). Acute Toxicity of Ambient Particulate Matter. I. Responsible particle components, mechanisms, and research directions. RIVM report 650010 010 (in bewerking).
- Brink R. M. M., van den, (1996) Deeltjesemissie van wegverkeer, emissiefactoren, deeltjesgrootteverdeling en chemische samenstelling. RIVM rapport 7730002 008
- Brunekreef B, (1991). Hoofdpijnen van onderzoek naar acute effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid. Landbouwwuniversiteit Wageningen
- DGM (1991). Modeldraaiboek Smog.
- Eatough DJ, Obeidi F, Pang Y (1998). Semivolatile species in PM_{2.5}: A recommended indicator for PM_{2.5} research for exposure monitoring. J. Aerosol Sci. vol 29, suppl. 1 p153, 1998.
- EPA (1996). Air Quality Criteria for Particulate Matter. Document EPA/600/P-95/001aF. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC, USA.
- Fischer PH, Ameling CB, Willighagen J (1996). Acute effecten van stedelijke luchtverontreiniging bij een panel poliklinische astma patientjes in Amsterdam/Rotterdam en Hoogeveen. (voortgangsrapport).
- Freijer JI, Cassee FR, Bree L van (1997). Modelling of particulate matter deposition in the human airways. RIVM rapportnr. 624029 001.

- Fuijta EM, McDonald JD, Hayes TL, Zielinska B, Sagebiel JC, Chow JC, Watson JG (1998). Nothern Front Range Air Quality Study: Apportionment of Carbonaceous Particles. Proceeding of 91st Air & Waste Management Association Meeting & Exhibition, San Diego, CA. Juni 1998.
- Gezondheidsraad (1990). Commissie Gezondheidseffecten van Luchtverontreiniging. Episoden van verhoogde luchtverontreiniging. Den Haag: Gezondheidsraad, 1990, publicatienr. 1990/22.
- Gezondheidsraad (1995). Commissie Gezondheidseffecten van Luchtverontreiniging. Deeltjesvormige luchtverontreiniging. Den Haag: Gezondheidsraad, 1995, publicatienr. 1995/14.
- Hartog PR den, Swaan P (1998). Analyse van extreme concentraties luchtverontreiniging. RIVM rapportnr. 650010 009.
- Hoek G, Verhoeff AP, Fischer PH (1997) Daily mortality and air pollution in the Netherlands 1986-1994. Landbouwniversiteit Wageningen, Gezondheidsleer rapport 1997-481
- HMSO (1997). The United Kingdom national air quality strategy. Department of the Environment and the Scottish Office (UK).
- Katsonyanni et al (1997). Short term effects of ambient sulfuroxide and particulate matter on mortality in 12 European cities. Brit. Med. J. (1997) - 314, 1658-1663
- Kimmel JPF, Peters JGP, Scheepers PTJ (1997). Determination of the contribution of various dust fractions to the health risk of fine dust - Physicochemical and toxicological characterization of fine dust. KUN report.
- Marra M, Fischer PH (1998). Environmental epidemiological studies of the associations between exposure to traffic-related air pollution and respiratory health. RIVM rapportnr. 263510 002. (in druk)
- Menzel DB, Kleinman MT, Mautz WJ. (1997) Contributions of mobile source emissions to wintertype smog health effects. Department of community and environmental medicine, University of California, Irvine
- National Research Council (1998). Research Priorities for airborne Particulate matter. I. Immediate Priorities and a Long-Range Research Portfolio.
- PEACE (Pollution Effects on Asthmatic Children in Europe), (1998), Eur. Resp. Rev. Vol. 8, no 52
- QUARG (1993) Urban Air Quality in the United Kingdom, HMSO, London
- Rombout PJA, Eerens H, Marra M (1990) Schatting van het gezondheidsrisico van stadsbewoners door blootstelling aan luchtverontreiniging tijdens winterepisoden en het effect van verkeersbeperkende maatregelen. RIVM rapportnr. 768902 002
- Schouten JP, Graaf A de, Vonk JM (1995) Acute effecten van luchtverontreinigingsepisoden., een onderzoek naar de gevolgen van acute toename in luchtverontreiniging op ziekenhuisopnamen ten gevolge van ziekten van ademhalingswegen, van het hartvaatstelsel en longkanker in Nederland 1977-1989. Rijksuniversiteit Groningen, project nummer 64.19.10.01
- Vonk JM, Schouten JP (1998) Daily emergency hospital admissions and air pollution in the Netherlands 1982 - 1996 and 1986 - 1995. Rijksuniversiteit Groningen (VROM reg.nr. 96.140072).

- Wal JT van der, Janssen LHJM (1996). Description and analysis of ambient fine particle concentrations in the Netherlands. RIVM rapportnr. 723301 007.
- Zee S van der, Brunekreef B, Hoek G (1993). Interimrapportage "Blootstelling aan en effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid in stedelijke gebieden in Nederland, een panelstudie". Landbouwniversiteit Wageningen.
- Zee S van der, Hoek G, Roemer W, Janssen N, Harssema H, Brunekreef B, Boezen M, Kerkhof M, Schouten J, Rijcken B, Postma D, Gerritsen J, Wijnen JH van. (1997). Eindrapportage "Blootstelling aan en effecten van wintersmog op de menselijke gezondheid in stedelijke gebieden in Nederland, een panelstudie". Landbouwniversiteit Wageningen, Rapportnr. 64199201 / 260408.

Lijst met afkortingen

APHEA	short term effects of Air Pollution on Health: a European Approach
BI	betrouwbaarheids interval
BS	black smoke
CAR	calculation of air pollution from road traffic
CARA	chronische aspecifiek respiratoire aandoening
CHEAP	CHaracterization of Episodical Air Pollution
CO	koolmonoxide
COPD	chronic obstructive pulmonary disease
DGM	Directoraat Generaal voor Milieubeheer
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Europese Unie
FEV ₁	Forced Expiratory Volume in 1 second
GG en GD	Gemeentelijke Geneeskundige en Gezondheidsdienst
H ₂ S	zwavelwaterstof
LML	landelijk meetnet luchtkwaliteit
LRS	lower respiratory symptoms
LUW	Landbouw Universiteit Wageningen
NH ₃	ammoniakgas
NL	Nederland
NO	stikstofmonoxide
NO ₂	stikstofdioxide
NO _x	stikstofoxiden
OPS	operationeel model prioritaire stoffen
O ₃	ozon
PAK	polycyclische aromatische koolwaterstoffen
PEACE	pollution effects on asthmatic children in Europe
PM _{2.5}	deeltjesvormige luchtverontreiniging kleiner dan ongeveer 2.5 µm
PM ₁₀	deeltjesvormige luchtverontreiniging kleiner dan ongeveer 10 µm
QUARG	quality of urban air review group
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RUG	Rijksuniversiteit Groningen
SO ₂	zwaveldioxide
TNO	organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
TSP	total suspended particulate matter
USA	United States of America
VK	Verenigd Koninkrijk
VROM	Ministerie voor Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer
VS	Verenigde Staten van Amerika
ZWR	zwarte rook