



rivm

Rapport 609330008/2008
S.C. van der Zee, I.C. Walda et al.

GGD-richtlijn medische milieukunde: luchtkwaliteit en gezondheid

RIVM rapport 609330008/2008

GGD-richtlijn medische milieukunde

Luchtkwaliteit en gezondheid

Penvoerders:	S.C. van der Zee I.C. Walda
Werkgroepleden:	M.B.A. Dijkema J. Kwekkeboom N.F. van Riet M. Zuurbier
Coördinator:	N.E. van Brederode

Contact: N.E. van Brederode
Centrum Inspectieonderzoek, Milieuongevallendienst en Drinkwater
e-mail: nelly.van.brederode@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van ministerie van VWS, in het kader van V/609330
'Ondersteuning aan GGD'en/ Richtlijnen'

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

GGD-richtlijn medische milieukunde

Luchtkwaliteit en gezondheid

Het RIVM en de GGD'en hebben de GGD-richtlijn 'Gezondheidsaspecten van het Besluit Luchtkwaliteit' uit 2005 geactualiseerd. De vernieuwde richtlijn biedt een overzicht van wetenschappelijke gezondheidsstudies, nieuwe wet- en regelgeving, meten en berekenen en de implicaties van dat alles voor de gezondheid. De nadruk ligt op verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.

De richtlijn is een hulpmiddel voor de GGD'en om gemeenten te adviseren en burgers te informeren. Het doel hierbij is de lokale luchtkwaliteit te verbeteren en zo veel mogelijk gezondheidswinst te behalen. GGD'en kunnen voorstellen doen om de luchtkwaliteit te verbeteren of over de ruimtelijke inrichting nabij drukke verkeerswegen. Gemeenten kunnen op basis hiervan aanvullend lokaal beleid formuleren om haar bevolking, en kwetsbare groepen in het bijzonder, te beschermen.

De GGD kan de gemeente adviseren om aanvullende maatregelen te nemen om de luchtkwaliteit verder te verbeteren of gezondheidsschade te beperken. Dit kan worden bereikt door drukke binnenstedelijke wegen te betrekken bij aanvullend beleid, de locatie van 'gevoelige bestemmingen' zoals scholen in de ruimtelijke ordening te toetsen op basis van de afstand tussen de bebouwing en drukkere wegen of op basis van de verkeersintensiteit. Daarnaast kunnen woningen tot de gevoelige bestemmingen worden gerekend en kan een scoresysteem worden gehanteerd om de gevoeligheid van ruimtelijke objecten te bepalen. De GGD kan er bovendien op wijzen dat goede communicatie tussen gemeenten en de bevolking over dit onderwerp belangrijk is en hierover praktische adviezen geven.

Trefwoorden: luchtkwaliteit, fijn stof, gezondheidsrisico's, milieubeleid, verkeersmaatregelen.

Abstract

Environmental Health guideline for Municipal Public Health Services

Air quality and health

The National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) and the Municipal Health Services (GGD) have revised the Health Aspects of the Dutch Air Quality Decree dating from 2005. The new guideline is an up-to-date summary of scientific studies on health, new legislation and regulatory requirements, measurements and calculations as well as the implications that all of the above may have on health. The emphasis has been put on air pollution from traffic.

The guideline is a tool used by the GGD to advise and inform local authorities and citizens. The aim of this process is to improve local air quality and achieve as many health gains as possible. The GGD departments are in a position to propose changes for the improvement of air quality and for spatial planning near busy roads. This then gives local authorities the chance to formulate additional policies so that the population, and in particular vulnerable groups, can be protected.

The GGD can offer advice to local authorities on which additional measures to take for the further improvement of air quality and/or in order to limit any damage to health. This can be done by involving busy city centre roads in the additional policy measures and evaluating the location of sensitive developments such as schools in spatial planning – based either on the distance between the buildings and busy roads or based on the intensity of traffic. In addition, houses can also be considered as part of the sensitive developments and a scoring system can be maintained in order to determine the sensitivity of spatial objects. Moreover, the GGD can emphasize that good communication between local authorities and the population on this subject is important as well as giving practical advice on this subject.

Key words: air quality, fine dust, health risks, environmental policy, traffic regulations.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Probleemomschrijving	9
1.1 Aanleiding	9
1.2 Afbakening	9
1.3 Leeswijzer	10
2 Blootstellingsgegevens	11
2.1 Luchtverontreinigende stoffen	11
2.2 Bijdrage van bronnen	12
2.3 Vaststellen van de luchtkwaliteit	16
2.4 Situatie in Nederland	18
3 Gezondheidseffecten	23
3.1 Afbakening	23
3.2 Stikstofdioxide	23
3.3 Fijn stof	23
3.4 Invloed van drukke wegen	28
3.5 Kwetsbare groepen	30
4 Toetsingskader	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Grenswaarden	33
4.3 Wet luchtkwaliteit en Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL)	36
4.4 Luchtkwaliteit en gevoelige bestemmingen	38
5 Advisering door GGD	41
5.1 Advisering gemeenten over gezondheidsrisico's	41
5.1.1 Toetsing op basis van afstand en verkeersintensiteit	42
5.1.2 Scoresysteem voor de gevoeligheid van ruimtelijke objecten	44
5.1.3 Lokale maatregelen en gezondheidswinst	45
5.2 Communicatie over luchtkwaliteit en gezondheid	46
5.3 Kwantificering van gezondheidseffecten	50
5.4 Aandachtspunten bij het nieuwe landelijke beleid	51

Literatuur	53
Websites	65
Definities	67
Afkorting	69
Geraadpleegde deskundigen	71
Samenstelling werkgroep	71
Bijlagen	73

Samenvatting

Binnen de problematiek rond luchtverontreiniging en gezondheid is de rol van de GGD vooral die van kennisoverdrager. Het gaat hierbij onder andere om het vertalen van wetenschappelijke kennis voor inwoners met vragen over gezondheidsrisico's. De rol van de GGD blijft echter niet beperkt tot risicocommunicatie naar de burger over dit onderwerp. Ook gemeentelijke diensten op het gebied van milieu, ruimtelijke ordening en stedenbouw hebben kennis nodig over de effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid. Daarmee kunnen zij hun activiteiten op een verantwoorde manier uitvoeren en een gezonde bebouwde omgeving creëren. De GGD kan helpen bij het maken van de vertaalslag van resultaten uit wetenschappelijk onderzoek naar bijvoorbeeld lokale beleidsmaatregelen en naar adviezen bij de ruimtelijke inrichting langs drukke wegen.

De GGD streeft ernaar bij deze activiteiten zoveel mogelijk gezondheidswinst te behalen. Dit kan via het aanraden van luchtkwaliteitmaatregelen die efficiënt zijn vanuit gezondheidsoogpunt of via het afraden van een ruimtelijke functie met veel blootgestelden langs een drukke verkeersweg.

Ter ondersteuning van de advisering biedt de geactualiseerde richtlijn:

- recente onderzoeksresultaten van studies naar gezondheidseffecten van luchtverontreiniging;
- informatie over wet- en regelgeving;
- informatie over de mogelijkheid van kwantificeren van gezondheidseffecten;
- een scoresysteem om de gevoeligheid van ruimtelijke objecten te beoordelen;
- een overzicht van lokale maatregelen waarmee de effectiviteit qua gezondheidswinst kan worden beoordeeld;
- advisering over afstand van gevoelige ruimtelijke objecten tot drukke wegen.

Kortom, de richtlijn biedt informatie en hulpmiddelen om op een efficiënte manier samen met andere gemeentelijke diensten te werken aan het verbeteren van de lokale luchtkwaliteit, vooral in relatie tot het wegverkeer.

1 Probleemomschrijving

1.1 Aanleiding

Al sinds de beruchte Londense Smog van 1952, waarbij in een week tijd ongeveer 12.000 doden vielen, worden de negatieve gevolgen van een slechte luchtkwaliteit serieus genomen. Vanaf die tijd wordt het probleem aangepakt en zijn er – vooral door de industrie – drastische maatregelen genomen om de uitstoot van vervuilende stoffen te verminderen. De luchtkwaliteit is daardoor in heel Europa tegenwoordig een stuk beter dan enkele decennia geleden. Toch behoort luchtverontreiniging niet tot het verleden. Niet van alle luchtverontreinigende componenten is de concentratie in de buitenlucht zover gedaald dat er geen gezondheidseffecten meer van worden verwacht. Bovendien is er steeds meer bekend over gezondheidseffecten door langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging: ook relatief lage concentraties blijken ernstige effecten te kunnen veroorzaken. Daarnaast worden in Nederland lang niet overal de nieuwe Europese luchtkwaliteitsnormen gehaald en er lijkt een kentering op te treden in de verbetering van de luchtkwaliteit. Sinds het jaar 2000 zijn de NO₂- en PM₁₀-concentraties in drukke straten niet meer gedaald (Wesseling en Beijl, 2008). Kortom, de luchtkwaliteit moet nog steeds worden verbeterd en daar wordt door overheid Rijk, provincies en gemeenten), bedrijfsleven en milieuorganisaties hard aan gewerkt. De rol van de GGD hierbij komt aan de orde in deze richtlijn.

De normoverschrijdingen voor stikstofdioxide (NO₂) en fijn stof hebben tot gevolg dat de overheid de actuele luchtverontreinigings situatie in kaart dient te brengen. Waar nodig moeten plannen worden ontwikkeld om bestaande situaties te verbeteren of nieuwe situaties met blootstelling aan concentraties boven de normen te voorkomen. Het is de taak van de GGD om hierbij te adviseren over:

- de gezondheidsrisico's;
- de optimalisatie van ruimtelijke ordening in relatie tot gezondheid;
- de gezondheidkundige effectiviteit van maatregelen;
- informatievoorziening van burgers over gezondheidsrisico's.

1.2 Afbakening

De geactualiseerde GGD-richtlijn Luchtkwaliteit en Gezondheid biedt informatie en adviezen over deze onderwerpen, variërend van recente onderzoeksresultaten over de gezondheidsrisico's van fijn stof en beleidsontwikkelingen tot mogelijkheden voor GGD-advisering bij ruimtelijke plannen. Bij dat laatste zal de nadruk liggen op de ruimtelijke planvorming in de nabijheid van drukke verkeerswegen, omdat juist daar sprake is van een hoge blootstelling aan schadelijke componenten.

De GGD-richtlijn Luchtkwaliteit en Gezondheid beperkt zich tot fijn stof en stikstofdioxide. Fijn stof lijkt de meest schadelijke component van het mengsel van luchtverontreiniging, waarbij nog onduidelijk is welke componenten van het fijn stof gezondheidsschade veroorzaken. Stikstofdioxide is vooral een indicator voor het complexe mengsel van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. Specifieke componenten die worden uitgestoten door bepaalde industriële processen zijn buiten beschouwing gelaten. Gezondheidseffecten van ozon komen niet aan de orde. Deze staan in de GGD-richtlijn Smog (Van Brederode, 2004).

Deze richtlijn gaat in op de vraagstelling voor de algemene bevolking en niet voor de beroepsbevolking/arbeidssituatie.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 gaat in op bronnen van luchtverontreiniging, het vaststellen van concentraties en de huidige en verwachte toekomstige luchtkwaliteit in Nederland. Een overzicht van gezondheidseffecten door blootstelling aan luchtverontreiniging volgt in hoofdstuk 3. Daarna, in hoofdstuk 4, komt de wet- en regelgeving aan bod. Hoofdstuk 5 biedt informatie over mogelijkheden van GGD'en om te adviseren over luchtkwaliteit en gezondheid. Dit hoofdstuk beschrijft een scoresysteem voor het bepalen van de gevoeligheid van ruimtelijke objecten, en gaat uitgebreid in op het beschermen van gevoelige groepen tegen de effecten van luchtverontreiniging. Ook wordt ingegaan op lokale maatregelen die efficiënt zijn vanuit gezondheidsoogpunt, er worden mogelijkheden gegeven om gezondheidseffecten te kwantificeren en er wordt uitgebreid ingegaan op communicatie met de bevolking. Dit kan een praktisch hulpmiddel zijn bij adviezen over ruimtelijke inrichting langs drukke wegen. Hierna volgen Literatuur, Websites, Afkortingen, Geraadpleegde deskundigen, Samenstelling werkgroep en Bijlagen.

2 Blootstellingsgegevens

2.1 Luchtverontreinigende stoffen

Componenten

Bij de huidige concentraties in de buitenlucht zijn vooral fijn stof (PM_{10}), ozon (O_3) en stikstofdioxide (NO_2) verantwoordelijk voor negatieve effecten op de gezondheid. Ondanks de afname in concentraties de laatste decennia blijven deze stoffen verantwoordelijk voor gezondheidseffecten. De uitstoot van zwaveldioxide (SO_2), lood en in mindere mate koolmonoxide (CO) is in de afgelopen jaren zo sterk gereduceerd dat van deze stoffen nagenoeg geen negatieve gezondheidseffecten meer worden verwacht. Dit geldt ook voor benzeen, al kan de benzeenconcentratie op specifieke locaties, bijvoorbeeld bij uitgangen van verkeerstunnels of parkeergarages, nog wel verhoogd zijn.

Zoals gezegd in hoofdstuk 1 beperkt de GGD-richtlijn Luchtkwaliteit en Gezondheid zich tot stikstofdioxide en fijn stof.

Stikstofdioxide

Stikstofoxiden (NO_x) ontstaan bij verbrandingsprocessen door oxidatie van stikstof uit de lucht. Het meeste NO_x komt in de vorm van stikstofmonoxide (NO) vrij, dat in de atmosfeer wordt omgezet in stikstofdioxide (NO_2). Een deel van het NO_x wordt rechtstreeks als NO_2 uitgestoten. Stikstofdioxide (NO_2) wordt vooral gebruikt als indicator voor het mengsel van schadelijke componenten uitgestoten door wegverkeer. In epidemiologische studies naar verkeer en gezondheid wordt veelal een verband gevonden met NO_2 . De WHO (2005) geeft echter aan dat dit effect ook kan worden toegeschreven aan andere verbrandingsproducten uit het verkeersgerelateerde mengsel, zoals (ultra) fijn stof. Recentelijk heeft de EPA (2008) hierover aangegeven dat de bewijslast is toegenomen maar nog niet voldoende krachtig is om een causaal effect van NO_2 bij de huidige buitenluchtniveaus te kunnen onderbouwen. Het aandeel direct uitgestoten NO_2 in het door wegverkeer uitgestoten NO_x -mengsel is de afgelopen jaren toegenomen van circa 5% in 2000 tot circa 15% in 2007 en zal nog verder toenemen (Wesseling en Beijl, 2008). Een van de oorzaken hiervoor is de toename in het aandeel motorvoertuigen met een dieselmotor; deze hebben een hogere directe emissie van NO_2 dan voertuigen met een benzinemotor. Ook omdat er steeds meer dieselmotoren met een oxidatiekatalysator worden uitgerust neemt het percentage direct uitgestoten NO_2 toe (Wesseling et al., 2007). Deze ontwikkeling bemoeilijkt het halen van de wettelijke Europese normen voor NO_2 (zie paragraaf 4.1), vooral langs drukke wegen.

Fijn stof

Fijn stof is een verzamelnaam voor in de lucht zwevende deeltjes, die sterk kunnen variëren in grootte, samenstelling en oorsprong. Meestal wordt fijn stof gekarakteriseerd als PM_{10} : stofdeeltjes ('Particulate Matter') met een diameter kleiner dan $10\ \mu m$ die bij inademing in de luchtwegen en longen terecht kunnen komen. Dit PM_{10} -stof bestaat uit een groot aantal deeltjes die sterk kunnen variëren in grootte, oorsprong en chemische samenstelling. De grovere fractie uit het PM_{10} -stof (tussen de $2,5$ en de $10\ \mu m$) bestaat vooral uit deeltjes die het gevolg zijn van mechanische processen en opwaaiend bodemstof. De fijnere fractie, deeltjes met een diameter kleiner dan $2,5\ \mu m$ ($PM_{2,5}$), kan bij inademing dieper in de luchtwegen en longen doordringen. Deze fractie bestaat vooral uit deeltjes die het gevolg zijn van verbrandingsprocessen, waaronder dieseloet. Ook bevat deze fractie zogenaamde secundaire aerosolen; deeltjes die in de lucht zijn gevormd uit gasvormige componenten waaronder NO_2 , NH_3 en SO_2 .

De precieze samenstelling van het PM₁₀ en PM_{2,5}-stof is afhankelijk van tijd, plaats en seizoen. In de praktijk wordt echter meestal niet gekeken naar de samenstelling van het PM₁₀-stof: de PM-concentratie wordt uitgedrukt op basis van het gewicht van het stof en uitgedrukt in µg/m³.

Behalve als PM₁₀ en PM_{2,5} kan fijn stof ook worden gedefinieerd als PM₁ (deeltjes met een diameter < 1 µm), als zwarte rook (een maat voor dieselroet) of als het aantal ultrafijne (< 0,1 µm) deeltjes per cm³ (voor ultrafijne deeltjes wordt het aantal deeltjes per m³ gebruikt, omdat ze maar weinig bijdragen aan de massaconcentratie).

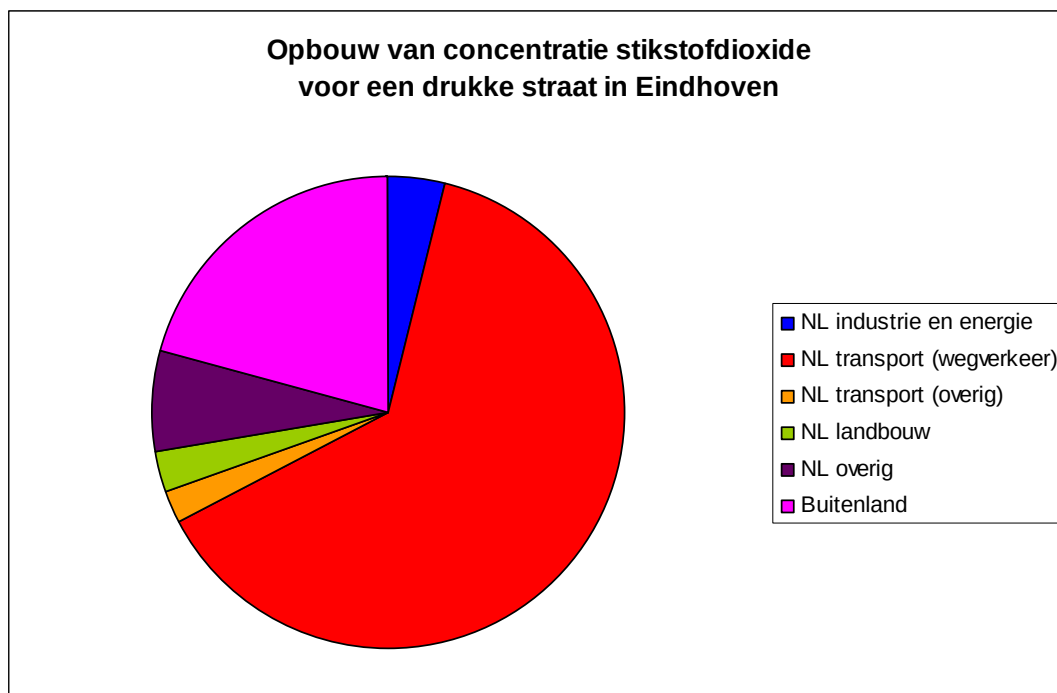
Op dit moment is in de Nederlandse wetgeving alleen een normstelling van kracht voor fijne stofdeeltjes met een diameter kleiner dan 10 µm (PM₁₀) (zie hoofdstuk 4). In juni 2008 is een nieuwe EU-richtlijn Luchtkwaliteit van kracht geworden, waarin ook normstelling voor PM_{2,5} is opgenomen (zie hoofdstuk 4). Deze normen zullen vanaf 2015 van kracht worden.

2.2 Bijdrage van bronnen

De concentratie fijn stof en NO₂ op een bepaalde locatie wordt bepaald door de bijdrage van lokale bronnen (zoals een drukke weg) en de zogenaamde achtergrondconcentratie. De concentraties worden namelijk mede bepaald door andere bronnen die verder weg kunnen liggen, zoals andere wegen, industrie en huishoudens. Ook bronnen in het buitenland dragen bij aan de concentraties NO₂ en PM₁₀.

Stikstofdioxide

Voor de concentratie NO₂ in Nederland zijn wegverkeer en het buitenland de belangrijkste bronnen. Gemiddeld genomen dragen deze bronnen beide ongeveer even veel bij aan de concentratie NO₂. De bijdrage van bronnen varieert uiteraard per regio. In lokale stedelijke situaties levert het wegverkeer verreweg het grootste aandeel aan de opbouw van de concentratie (zie Figuur 2.1).



Figuur 2.1 Opbouw concentratie NO₂ in 2002 voor een drukke straat in Eindhoven.

Overig = consumenten, bouw en handel, diensten en overheid. NL = Nederland. Bron: Nationaal Luchtkwaliteitsplan 2004 (VROM, 2005).

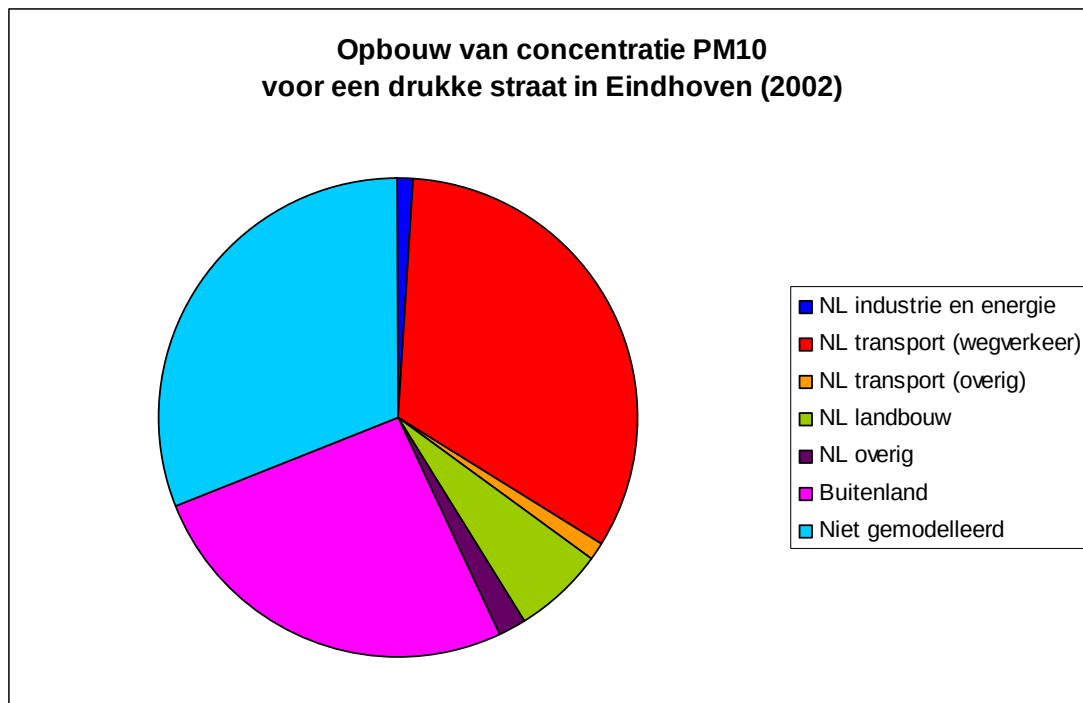
Recentere schattingen van de bijdrage van bronnen aan de NO₂-concentraties zijn ook beschikbaar, maar alleen voor wat betreft de achtergrondconcentraties. Deze zijn door het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) berekend voor Nederland en voor een aantal regio's (Velders et al., 2008).

Figuur 2.1 illustreert ook dat industrie en elektriciteitscentrales (NL industrie en energie) een betrekkelijk geringe invloed hebben op de NO₂-concentratie op lokaal leefniveau vanwege de uitstoot op grote hoogte. Deze hoge bronnen hebben natuurlijk wel invloed op de concentraties verder van de industriële activiteit. Op die manier hebben ook bronnen in het buitenland invloed op concentraties in Nederland. Dit geldt overigens zowel voor NO₂ als voor PM₁₀.

Fijn stof

Deeltjes in het fijn stof kunnen het gevolg zijn van menselijke activiteiten, bijvoorbeeld verkeer of industriële processen. Dit worden ook wel antropogene bronnen genoemd. Een ander deel van het fijn stof is van natuurlijke oorsprong, zoals opwaaiend bodemstof en zeezout. In een wetenschappelijke publicatie uit 2004 werd de bijdrage aan zeezout en bodemstof aan de gemiddelde achtergrondconcentratie PM₁₀ in Nederland geschat op 6 µg/m³ ofwel 27% van de totale concentratie (Querol et al., 2004). Daarbij leverde zeezout een bijdrage van 4 µg/m³ en bodemstof van 2 µg/m³. Tijdens een meetcampagne van het RIVM werd de bijdrage van bodemstof eveneens op ongeveer 2 µg/m³ geschat, terwijl de bijdrage van zeezout varieerde van 4 µg/m³ in het oosten van Nederland tot 7 µg/m³ nabij de kust (Visser et al., 2001). De bijdrage vanuit het buitenland aan de PM₁₀-concentraties is fors. De bijdrage van antropogene bronnen in Nederland is relatief klein voor de gemiddelde achtergrondconcentratie PM₁₀. In lokale situaties kan de bijdrage van lokale bronnen veel groter zijn en

loopt de totale Nederlandse bijdrage van wegverkeer op tot boven de 30%. Figuur 2.2 toont een voorbeeld van een lokale situatie langs een drukke straat in Eindhoven.



Figuur 2.2 Opbouw concentratie PM₁₀ in 2002 voor een drukke straat in Eindhoven.

Overig = consumenten, bouw en handel, diensten en overheid. Bron: Nationaal Luchtqualiteitsplan 2004 (VROM, 2005). Niet gemodelleerd = voor een groot deel PM₁₀-stof van natuurlijke oorsprong.

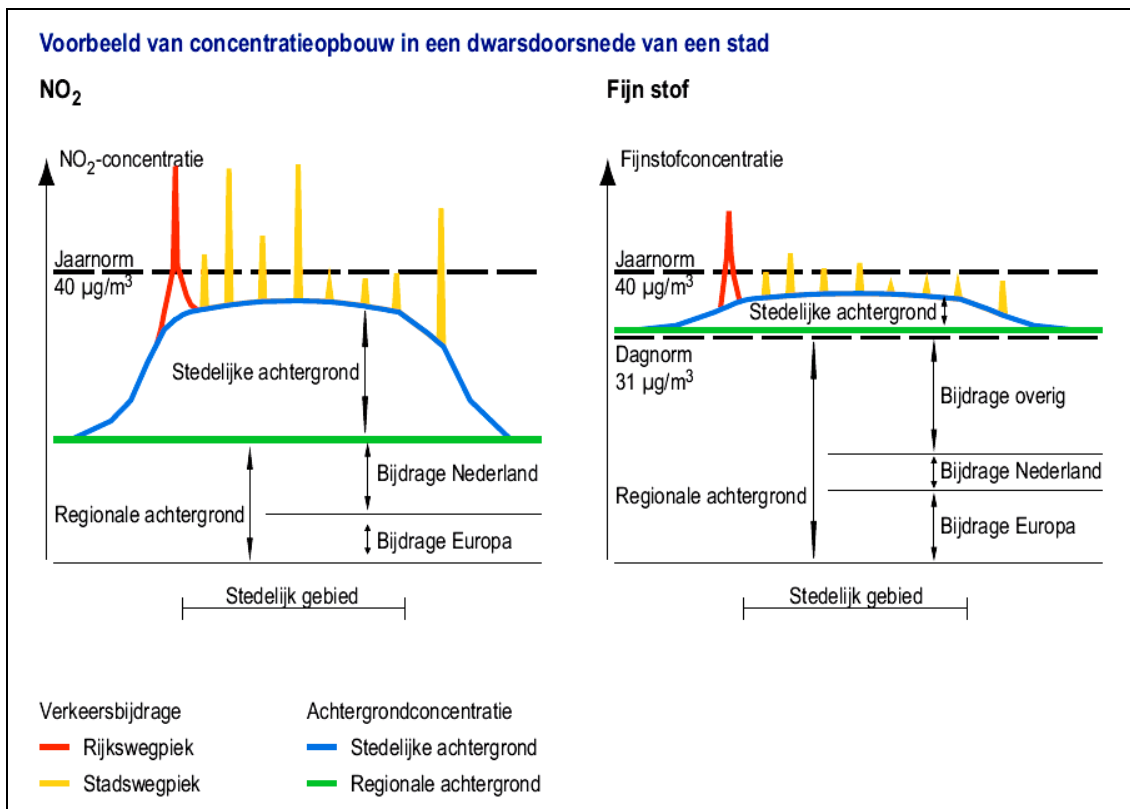
Recentere schattingen van de bijdrage van bronnen aan de fijnstofconcentraties zijn ook beschikbaar, maar alleen voor wat betreft de achtergrondconcentraties. Deze zijn door het Milieu- en Natuurplanbureau berekend voor Nederland en voor een aantal regio's (Velders et al., 2008). Inmiddels is duidelijk dat ook de scheepvaart beduidend bijdraagt aan de PM₁₀-concentraties in Nederland, volgens schattingen van het MNP ongeveer 9% gemiddeld voor heel Nederland (Velders et al., 2008). De bijdrage van natuurlijke bronnen aan de totale PM₁₀ (en PM_{2,5}) achtergrondconcentratie is uit de MNP-cijfers niet af te leiden omdat de niet gemodelleerde fractie is ondergebracht in de categorie 'bodemstof en overig'.

Volgens berekeningen van het MNP is de bijdrage van het buitenland aan de gemiddelde PM_{2,5}-achtergrondconcentratie in Nederland nog groter dan voor PM₁₀. De bijdrage van het wegverkeer is ongeveer even groot. De internationale scheepvaart draagt gemiddeld ongeveer 6% bij aan de PM_{2,5}-achtergrondconcentraties in Nederland. De bijdrage van natuurlijke bronnen (zeezout, bodemstof en overig, ofwel niet gemodelleerd) aan de PM_{2,5}-concentratie is beduidend kleiner dan voor PM₁₀. In een wetenschappelijke publicatie uit 2004 werd de bijdrage van zeezout en bodemstof aan de regionale achtergrondconcentratie PM₁₀ in Nederland geschat op 27%, de bijdrage aan de PM_{2,5}-concentratie werd geschat op 9% (Querol et al., 2004).

Bijdrage van het verkeer aan de NO₂- en fijnstofconcentraties

In verkeersbelaste gebieden is de bijdrage van het wegverkeer aan de NO₂ en fijnstofconcentraties uiteraard veel groter. De stedelijke achtergrondconcentratie ligt iets hoger dan de landelijke (of

regionale) achtergrondconcentratie. Daarbovenop levert een lokale weg een bijdrage aan de totale concentratie, waardoor er plaatselijk een verhoogde concentratie voorkomt. Langs drukke wegen kan de NO_2 -concentratie wel tot een factor 2 à 3 verhoogd zijn ten opzichte van de regionale achtergrondconcentratie, voor PM_{10} is dit contrast veel minder groot (zie Figuur 2.3). Metingen in Amsterdam hebben laten zien dat de PM_{10} - en $\text{PM}_{2,5}$ -concentraties in drukke straten circa 10-15% hoger respectievelijk circa 20% hoger waren dan in rustige straten (Fischer et al., 2000).

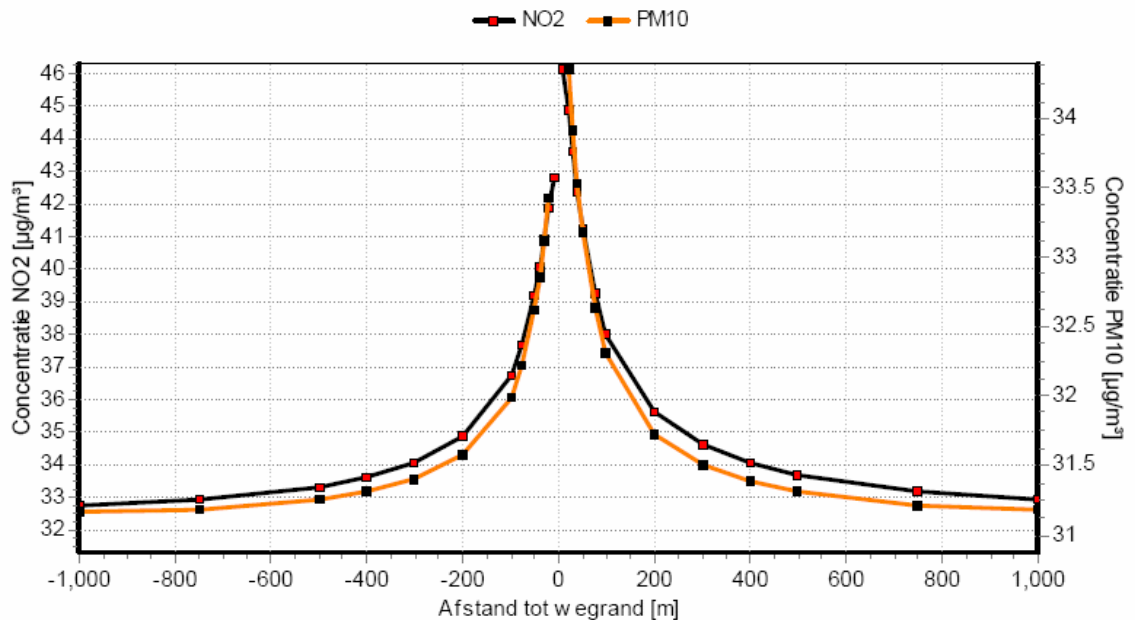


Figuur 2.3 Herkomst concentraties fijn stof en NO_2 in stedelijk gebied met een illustratie van de lokale invloed van verkeerswegen. Bron: RIVM, 2005.

In de buurt van snelwegen draagt het verkeer tot op vrij grote afstand bij aan verhoogde PM_{10} - en (vooral) NO_2 -concentraties. De eerste 100 meter is de bijdrage het sterkst, maar afhankelijk van de lokale situatie is de invloed tot op enkele honderden meters aantoonbaar (Fischer et al., 2007). Figuur 2.4 toont de gradiënt in berekende PM_{10} - en NO_2 -concentratie nabij de A13 bij Overschie. Ten opzichte van de achtergrondconcentratie draagt de snelweg in veel sterkere mate bij aan verhoging van de NO_2 -concentraties dan aan verhoging van de PM_{10} -concentraties.

Blk 2006. Jaargemiddelde concentratie. Weg: 13 hm: 17.1

*Aantal voertuigen 149701/etmaal; Fractie vracht: 9.8%
NO₂ achtergrond: 31.5 µg/m³ PM₁₀ achtergrond: 30.9 µg/m³*



Figuur 2.4 Door Rijkswaterstaat berekende concentratieniveaus voor Overschie in 2006.

Bron: Fischer et al., 2007.

2.3 Vaststellen van de luchtkwaliteit

De luchtkwaliteit in Nederland wordt vastgesteld met een combinatie van metingen en modelberekeningen.

Metingen

De luchtkwaliteit kan op twee manieren worden gemeten: via een actieve of een passieve meetmethode. Bij de actieve methode wordt er lucht aangezogen en de concentraties worden gemeten in een bepaalde hoeveelheid aangezogen lucht. Voor dit meetsysteem is dus een mechanisch pompsysteem nodig. Dit is niet het geval bij de passieve meetmethode. Daarbij wordt gebruikgemaakt van het natuurlijke diffusieproces, waarbij de te meten component wordt geabsorbeerd en zich hecht aan een reactieve stof. Echter niet voor alle componenten bestaat een passieve meetmethode. NO₂ is wel op deze wijze relatief eenvoudig te bepalen via zogenaamde Palmes-buisjes. Deze methode wordt door een aantal gemeenten in Nederland gebruikt om de jaargemiddelde concentratie te bepalen (Van der Zee en Van Wijnen, 2004). Een andere passieve meetmethode voor NO₂ is de Ogawa-badge (Ogawa, 1998) waarmee gelijktijdig met de NO₂-concentratie ook de NO-concentratie kan worden gemeten. Voor PM₁₀ bestaat op dit moment echter geen algemeen geaccepteerde passieve meetmethode.

Het meten van de Nederlandse luchtkwaliteit gebeurt in opdracht van VROM via het landelijk meetnet luchtkwaliteit (LML) van het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Het LML bestond in 2008 uit 58 meetlocaties verspreid over het land waar continu de luchtverontreinigende componenten gemeten worden (<http://www.rivm.nl/milieuportaal/onderwerpen/lucht/metingen>).

In de Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007 staat beschreven aan welke eisen het landelijk meetnet moet voldoen (VROM, 19 juli 2008). Buiten de steden zijn 25 meetpunten geplaatst om de algemene luchtkwaliteit te bepalen, de zogenaamde regionale achtergrondstations. In de steden zijn 18 meetpunten geplaatst op locaties die sterk beïnvloed worden door het verkeer (straatstations) en 6 die representatief zijn voor een groot deel van de stedelijke omgeving (achtergrondstations). Ook zijn er 9 zogenaamde voorstedelijke stations.

Daarnaast is er een aantal regionale meetnetten, onder andere in de regio Rijnmond

(<http://www.dcmr.nl/nl/cijfers/luchtmetingen>) en Amsterdam

(<http://www.luchtmetingenamsterdam.nl>). Deze worden beheerd door lagere overheden.

Daarnaast kunnen diverse instanties op verzoek metingen van de luchtkwaliteit uitvoeren. Wie dit overweegt, moet zich vooraf goed afvragen wat het doel is. Drie veel voorkomende mogelijkheden zijn:

- 1) toetsing aan de Europese grenswaarden in het kader van ruimtelijke planvorming;
- 2) toetsing aan de Europese grenswaarden in het kader van de gemeentelijke rapportage luchtkwaliteit;
- 3) monitoring van de effectiviteit van maatregelen.

Wanneer 1) het doel is, moet de meting voldoen aan de EU-eisen zoals vastgelegd in de Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007(zie paragraaf 4.3). Het RIVM is door de minister aangewezen als de instelling die beoordeelt of een meting aan de Europese norm voldoet of niet. Er moet dan onder andere gedurende minimaal een kalenderjaar worden gemeten .

Wanneer er geen juridische toetsing plaatsvindt, zoals bij 2) of 3), kunnen in principe ook meetmethoden worden gebruikt die niet voldoen aan de EU-eisen, al verdient het natuurlijk aanbeveling om wel volgens de eisen van de Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit te meten. In alle gevallen moet rekening worden gehouden met de invloed van het weer op de gemeten concentraties.

Modellen

Het vaststellen van de lokale luchtkwaliteit gebeurt in Nederland meestal met modelberekeningen. Daarbij wordt de bijdrage van een lokale bron (verkeer, industrie) opgeteld bij de plaatselijke achtergrondconcentratie:

Totale concentratie = achtergrondconcentratie + lokale bijdrage

De achtergrondconcentraties worden door het MNP geschat op basis van meetgegevens uit het LML in combinatie met emissiegegevens van alle bekende bronnen van luchtverontreiniging en een verspreidingsmodel. Daarbij wordt de concentratie geschat op 1 x 1 km² basis. De achtergrondconcentraties worden na afloop van ieder kalenderjaar door het MNP vastgesteld mede op basis van de gegevens van het LML over het afgelopen jaar. Naast wisselende weersomstandigheden spelen ook veranderingen in emissies op landelijke schaal hierbij een rol. De achtergrondconcentraties worden weergegeven op Grootschalige Concentratiekaarten van Nederland, de zogenaamde GCN-kaarten. Uitgebreide informatie over de manier waarop de GCN-kaarten tot stand komen is te vinden op de themasite van het MNP (<http://www.mnp.nl/nl/themasites/gcn/index.html>).

Om de bijdrage van lokale bronnen aan de luchtkwaliteit te berekenen is informatie nodig over de emissie van de bron en de verspreiding. De bijdrage van een drukke verkeersweg bijvoorbeeld is afhankelijk van de verkeersintensiteit en -samenstelling, de doorstroming van het verkeer en de omgevingsfactoren die een rol spelen bij de verspreiding van luchtverontreiniging (bijvoorbeeld de

aanwezigheid van bomen of gebouwen langs de weg, de windsnelheid en windrichting en uiteraard de afstand).

In de Handreiking meten en rekenen, behorende bij de Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit (zie paragraaf 4.3) zijn gestandaardiseerde rekenmodellen beschreven om de NO₂- en PM₁₀-concentraties te berekenen nabij drie typen bronnen:

- lokale verkeerswegen;
- snelwegen;
- industriële bronnen.

De aannames en de manier waarop de concentraties worden berekend voor deze drie typen bronnen is uitgebreid beschreven in de Handreiking meten en rekenen (zie paragraaf 4.3).

Het gebruik van modellen in de praktijk

Modellen kunnen worden gebruikt om:

- 1) te toetsen of de luchtkwaliteit heeft voldaan aan de wettelijke grenswaarden (rapportage);
- 2) de toekomstige luchtkwaliteit als gevolg van ruimtelijke ontwikkelingen (bouwplannen, aanleg nieuwe wegen) te toetsen.

ad 1) Tot en met 2006 berekenden gemeenten en provincies zelf de luchtkwaliteit van gemeentelijke en provinciale wegen met behulp van (meestal) het CAR II-model. Uitgebreide informatie over het CAR II-model is te downloaden van de website van Infomil (www.infomil.nl). Het Rijk leverde tot en met 2007 aan gemeenten en provincie gegevens over de luchtkwaliteit langs snelwegen.

In 2008 is de rapportagetool (www.infomil.nl) beschikbaar gekomen. Dit is een internetapplicatie waarmee op landelijke schaal luchtkwaliteitgegevens van gemeentelijke, provinciale en rijkswegen worden verzameld. Deze gegevens dienen als input voor de nationale luchtkwaliteitsrapportage vanaf 2007 aan de Europese Commissie. Gemeenten en provincies berekenen de luchtkwaliteit dus niet meer zelf, maar leveren uitsluitend de invoergegevens voor de berekeningen aan (dat wil zeggen de verkeersintensiteiten en wegkenmerken). De rapportagetool maakt voor de berekeningen gebruik van de standaardrekenmethoden zoals vastgelegd in de Regeling beoordeling luchtkwaliteit.

ad 2) Om te toetsen of een project ‘in betekenende mate’ bijdraagt aan verslechtering van de luchtkwaliteit (zie paragraaf 4.3) moet een model worden gebruikt dat voldoet aan de eisen zoals die zijn gesteld in de Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit (zie paragraaf 4.3). Op de website van VROM (www.vrom.nl) staat een overzicht van de modellen die door de minister zijn goedgekeurd. Het CAR II-model is hier één van.

Toetsing van ‘in betekenende mate’ projecten vindt vervolgens plaats met behulp van de saneringstool. De saneringstool wordt gebruikt voor het Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) (zie paragraaf 4.3) om het saldo te berekenen van aan de ene kant maatregelen om de lucht schoner te maken en aan de andere kant projecten die leiden tot meer verkeer en luchtverontreiniging.

2.4 Situatie in Nederland

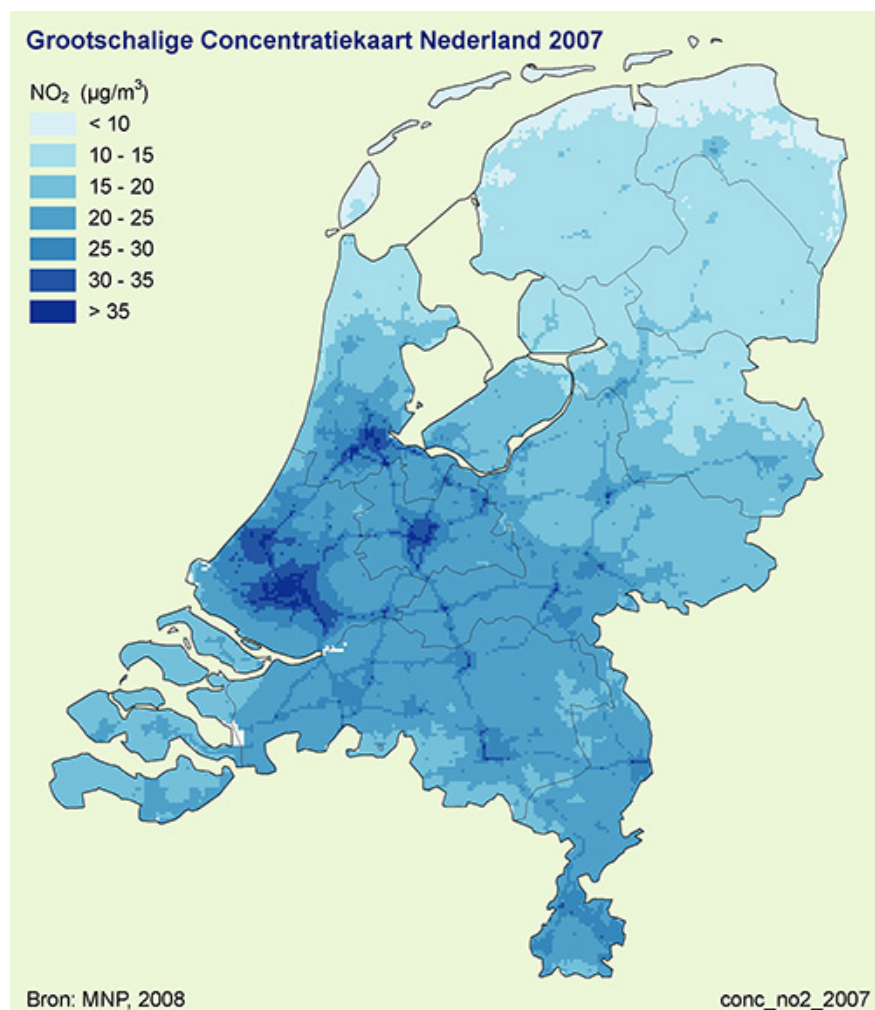
N.B. voor een goed begrip van deze paragraaf kan het nodig zijn om paragraaf 4.2 over grenswaarden eerst te lezen.

Huidige situatie

In het voorjaar van 2008 zijn de Grootschalige Concentratiekaarten (GCN-kaarten) 2007 naar buiten gebracht, met een voorspelling voor de periode 2010-2020 (Velders et al., 2008). De GCN-

concentraties 2007 zijn berekend met een hogere rekenresolutie dan in voorgaande jaren. Voorheen werden de concentraties op 5 x 5 km-basis geschat en vervolgens geïnterpoleerd naar 1 x 1 km-basis. De GCN-concentraties 2007 zijn geschat op 1 x 1 km-basis waardoor de effecten op de achtergrondconcentratie van grote bronnen, zoals havens en snelwegen, beter zichtbaar zijn dan voorheen.

Figuur 2.5 en 2.6 tonen respectievelijk de jaargemiddelde NO₂-en PM₁₀-achtergrondconcentratie in 2007.

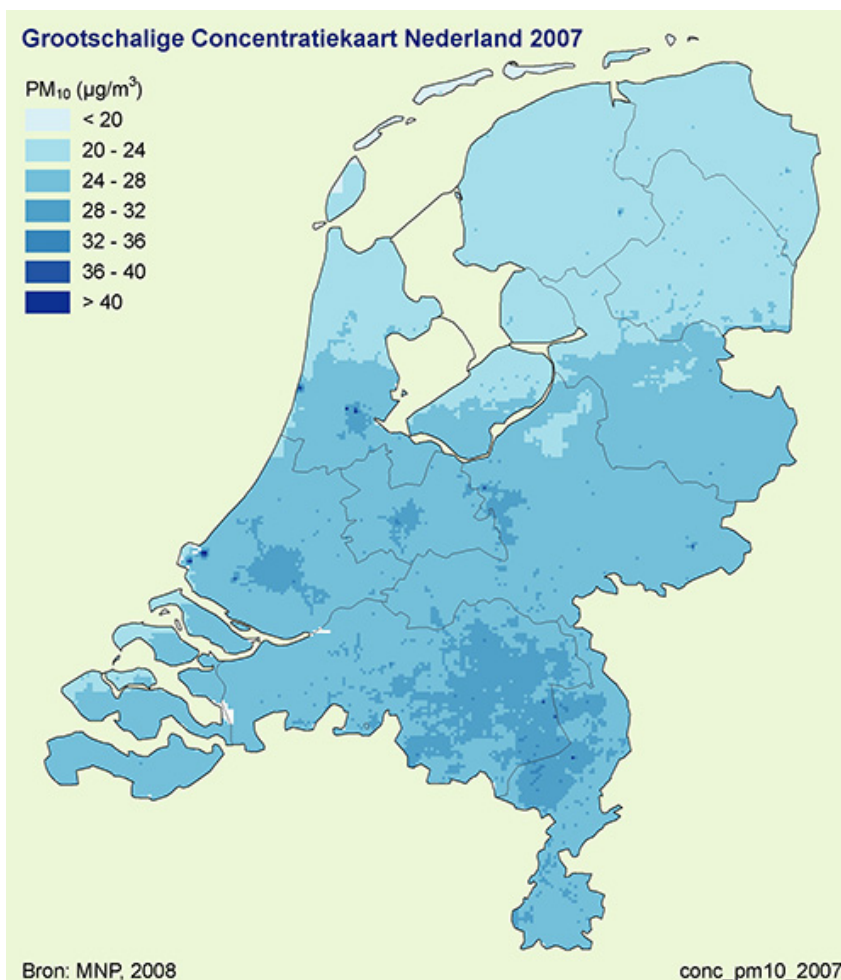


Figuur 2.5 NO₂-achtergrondconcentraties in Nederland in 2007. Bron: Velders et al., 2008.

Gemiddeld over heel Nederland was de achtergrondconcentratie NO₂ in 2007 18 µg/m³. De achtergrondconcentratie NO₂ is in 2007 bijna overal in Nederland lager dan de grenswaarde van 40 µg/m³ als jaargemiddelde. Uitzonderingen zijn enkele knooppunten van snelwegen rondom de grote steden en in de buurt van Schiphol, waar de achtergrondconcentratie NO₂ de grenswaarde overschrijdt, tot een maximum van 45 µg/m³ (Velders et al., 2008).

De grootschalige achtergrondconcentratie PM₁₀ was in 2007 gemiddeld over heel Nederland 25 µg/m³. Op enkele plaatsen werd de grenswaarde van 40 µg/m³ als jaargemiddelde overschreden, tot een maximum van 51 µg/m³. Daarnaast werd op iets meer plaatsen de grenswaarde voor het daggemiddelde van maximaal 35 dagen boven de 50 µg/m³ overschreden (Velders et al., 2008). Deze grenswaarde

komt overeen met een jaargemiddelde van $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MNP, 2005a). Dit is het geval bij de havens van Amsterdam, Rotterdam en IJmuiden en de daaraan gekoppelde op- en overslagactiviteiten van droge bulkgoederen, en in gebieden met intensieve veehouderij in voornamelijk Noord-Brabant, Limburg en Gelderland.



Figuur 2.6 PM₁₀-achtergrondconcentraties in Nederland in 2007. Bron: Velders et al., 2008.

Als gevolg van de lokale bijdrage van het verkeer worden vooral in de Randstad NO₂-grenswaarden op grote schaal overschreden (zie ook Figuur 2.3). Zo was in Amsterdam in 2005 de NO₂-concentratie op de helft van de in totaal 1358 met het CAR II-model berekende wegvakken hoger dan $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, terwijl op 5% van de wegvakken ook de plandrempel (zie paragraaf 4.2) van $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werd overschreden (Gemeente Amsterdam, 2006).

Overschrijdingen van de grenswaarden voor PM₁₀ vinden voornamelijk plaats in de stedelijke omgeving of in de buurt van snelwegen en plekken met hoge lokale emissies zoals industrieterreinen. Ook in gebieden met intensieve veehouderij worden de grenswaarden overschreden.

In Amsterdam werd in 2005 de grenswaarde voor daggemiddelde PM₁₀-concentraties op 41% van de wegvakken overschreden (Gemeente Amsterdam, 2006).

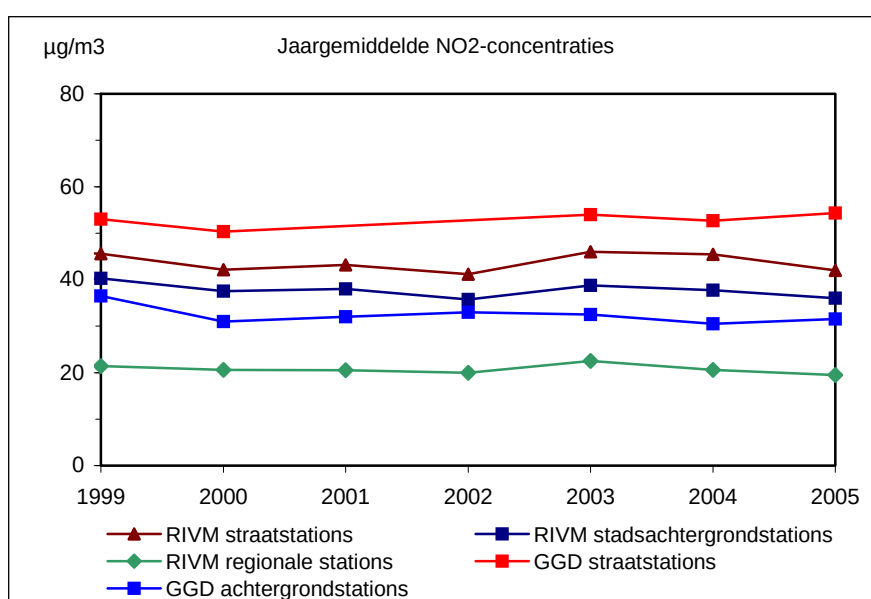
Ontwikkelingen in de toekomst

Er zijn diverse signalen die erop wijzen dat de dalende trend, die tot eind jaren '90 aanwezig was, gestopt is. Een analyse van de trend in luchtverontreiniging uitgevoerd door de GGD Amsterdam laat

zien dat sinds 1994 de NO₂-concentratie op meetstations van de GGD in Amsterdam en van het LML weliswaar zijn gedaald, maar dat de concentraties in de periode 1999 tot en met 2005 gelijk zijn gebleven (Van der Zee en Woudenberg, 2006).

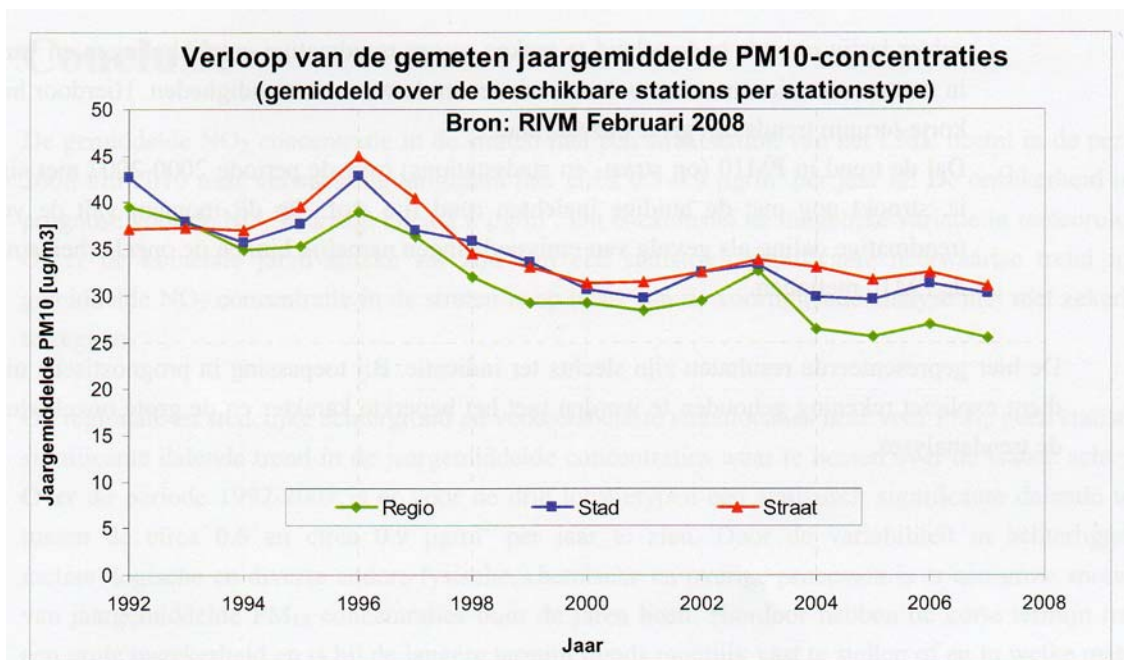
Ook in een recente analyse van de NO₂-concentraties in het LML over de periode 1992 t/m 2007 wordt geconcludeerd dat er rond het jaar 2000 een einde is gekomen aan de dalende NO₂-concentraties op straatstations. De toename in het aandeel direct uitgestoten NO₂ in het NO_x-mengsel wordt als verklaring gegeven. Dit aandeel is gestegen van circa 5% in 2000 tot circa 15% in 2007 (Wesseling en Beijck, 2008). Ook in andere West-Europese landen worden in stedelijk gebied geen duidelijke trends in NO₂-concentraties waargenomen (Frierens, 2008; Hueglin et al., 2006).

Overigens rapporteert het RIVM in de periode 2000 tot en met 2007 wel een daling in de NO₂-concentraties op stadsachtergrondstations en regionale achtergrondstations (Wesseling en Beijck, 2008).



Figuur 2.7 Jaargemiddelde NO₂-concentratie op GGD-stations in Amsterdam en stations uit het Landelijk Meetnet (RIVM) in de periode 1999-2005. Bron: Van der Zee en Woudenberg, 2006. Er zijn alleen RIVM-meetstations in de analyse betrokken die de gehele onderzochte periode in bedrijf waren.

Uit analyse van meetgegevens van de GGD Amsterdam blijkt dat ook de PM₁₀-concentraties in Amsterdam in de afgelopen jaren niet meer gedaald zijn (Van der Zee en Woudenberg, 2006). Eenzelfde conclusie trekt het RIVM op basis van een analyse van de meetgegevens uit het Landelijk Meetnet (Wesseling en Beijck, 2008). In Figuur 2.8 zijn de door het LML gemeten PM₁₀-concentraties in de periode 1992 tot en met 2007 weergegeven.



Figuur 2.8 Jaargemiddelde PM₁₀-concentraties (µg/m³) in de periode 1992-2007. Bron: Wesseling en Beijck, 2008.

In Figuur 2.8 is te zien dat de PM₁₀-concentraties op de meetstations van het LML tot eind jaren 90 duidelijk daalden. Sindsdien zijn de concentraties, zowel op regionale stations, stadachtergrond-, als straatstations niet verder gedaald (Wesseling en Beijck, 2008). Dit komt overeen met recente waarnemingen in andere West-Europese landen (Harrison et al., 2008; Fuller en Green, 2006; UBA 2008). Ook in een rapport van de European Environment Agency (EEA, 2007) wordt geconcludeerd dat de PM₁₀-concentraties in Europa sinds 1997 niet meer dalen.

Het ministerie van VROM gaat ervan uit dat de NO₂ en PM₁₀-concentraties in de toekomst sterk zullen dalen. Bij het voorspellen van de luchtkwaliteit voor de jaren 2010-2020 heeft de minister de keuze gemaakt dat deze voorspellingen zijn gebaseerd op vaststaande en voorgenomen nationale en internationale maatregelen, en op tijdige realisatie van de emissieplafonds voor 2010 en 2020 van alle EU-landen (Velders et al., 2008). De berekeningen met de saneringstool (zie paragraaf 4.3), een rekenmodel dat de lokale luchtkwaliteit in toekomstige jaren in beeld brengt, zijn ook op deze keuze gebaseerd. De voorspellingen zijn dus niet per definitie realistisch, maar in feite 'best haalbaar' (zie verder Bijlage 1).

Bij advisering door de GGD in relatie tot ruimtelijke planvorming of gemeentelijk beleid is het raadzaam rekening te houden met de bovengenoemde onzekerheidsmarges bij de voorspellingen van de toekomstige luchtkwaliteit. Om problemen in de toekomst te voorkomen is het beter om uit te gaan van realistische, en niet 'best haalbare' voorspellingen van de luchtkwaliteit.

3 Gezondheidseffecten

3.1 Afbakening

Bij de huidige concentraties in de Nederlandse buitenlucht spelen fijn stof, ozon en stikstofdioxide (NO₂) een rol bij het veroorzaken van gezondheidseffecten. Zoals al genoemd in hoofdstuk 1 wordt ozon behandeld in de GGD-richtlijn Smog (Van Brederode, 2004). Verder geldt dat de gezondheidseffecten die gerelateerd zijn aan NO₂ in de buitenlucht niet uitsluitend aan NO₂ worden toegeschreven. NO₂ is namelijk een indicator van het mengsel van luchtverontreiniging dat afkomstig is van uitlaatgassen van het verkeer. Dus niet NO₂ zelf is de belangrijkste veroorzaker van de gezondheidseffecten, maar de componenten die met NO₂ – en dus met wegverkeer – samenhangen. Dit zijn vooral roetdeeltjes en andere componenten uit het fijnstofmengsel. Daarom gaat dit hoofdstuk vooral over de gezondheidseffecten van fijn stof.

3.2 Stikstofdioxide

Alhoewel fijn stof de belangrijkste veroorzaker is van gezondheidseffecten, kan ook stikstofdioxide schadelijk voor de gezondheid zijn.

De oxiderende eigenschappen van NO₂ kunnen effecten in de luchtwegen en longen veroorzaken in de vorm van vermindering van de longfunctie en afname van de weerstand tegen infecties van het longweefsel. Dit kan luchtwegklachten veroorzaken (Belanger et al., 2006; Van Strien et al., 2004) en ziekenhuisopnames tot gevolg hebben. Ook is aangetoond dat blootstelling aan NO₂ kan leiden tot een versterkte reactie op allergenen (Barck, 2005; Pattenden et al., 2006; Svartengren et al., 2000; Tunnicliffe et al., 1994).

Deze effecten treden op bij blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging met NO₂-concentraties lager dan de wettelijke norm van 40 µg/m³ jaargemiddeld (zie hoofdstuk 4). Toch stelt de World Health Organisation (WHO) voor om deze grenswaarde aan te houden (WHO, 2004a). De WHO benadrukt echter dat deze grenswaarde is opgesteld om te beschermen tegen effecten van NO₂ zelf. Voor NO₂ als indicator voor stoffen die vrijkomen bij verbrandingsprocessen, zou een lagere grenswaarde gebruikt moeten worden (WHO, 2005).

3.3 Fijn stof

Grootte van de stofdeeltjes

De mate waarin stofdeeltjes kunnen doordringen in longen en luchtwegen is afhankelijk van de grootte van de deeltjes. Grove stofdeeltjes, die groter zijn dan 10 µm, worden grotendeels afgevangen in de neus-keelholte. De neus werkt dus als een soort filter, waardoor niet al deze stofdeeltjes de longen inkomen. Bij de grove fractie van PM₁₀ (met een diameter tussen de 2,5 en 10 µm) is dat anders: deze deeltjes zijn kleiner en bereiken via de luchtpijp de bronchiën. De nog fijnere deeltjes, gekarakteriseerd als PM_{2,5} (diameter kleiner dan 2,5 µm) of PM₁ (diameter kleiner dan 1 µm) dringen dieper in de longen door tot in de longblaasjes. Sinds enkele jaren is er ook aandacht voor zogenaamde ultrafijne deeltjes met een diameter kleiner dan 0,1 µm. Deze deeltjes kunnen tot in de bloedbaan doordringen.

Samenstelling van de stofdeeltjes

Niet alleen de grootte, maar ook de samenstelling van de stofdeeltjes kan sterk variëren en is van belang bij het veroorzaken van gezondheidseffecten. De grove fijnstofdeeltjes bestaan over het algemeen uit ander materiaal dan de fijnere deeltjes. De grovere fractie van PM_{10} (diameter tussen 2,5 en 10 μm) bestaat vooral uit deeltjes die het gevolg zijn van mechanische processen en opwaaiend bodemstof (ook zeezout valt grotendeels hieronder). De fijnere fractie van PM_{10} , deeltjes met een diameter kleiner dan 2,5 μm ($PM_{2,5}$) bestaat vooral uit deeltjes die het gevolg zijn van verbrandingsprocessen, bijvoorbeeld dieselroet. Ook $PM_{2,5}$ -deeltjes kunnen uit zeezout en andere natuurlijke materialen bestaan, maar dit aandeel is veel minder groot dan binnen de PM_{10} -fractie.

Het is tot nu toe niet duidelijk welke componenten uit het fijnstofmengsel de meeste gezondheidsschade veroorzaakt. Wel zijn er aanwijzingen dat de fijne fractie ($PM_{2,5}$) schadelijker is dan de grove fractie (Schwartz et al., 1996; Klemm et al., 2000; Pope et al., 2002). De grove fractie (met een diameter tussen 2,5 en 10 μm) is echter niet onschadelijk. Er bestaat een relatie tussen deze fractie en luchtwegaandoeningen, met ziekenhuisopnamen tot gevolg (Brunekreef en Forsberg, 2005a).

Wettelijke norm is geen gezondheidkundige norm

Fijn stof is niet alleen schadelijk bij blootstelling aan hoge concentraties. Ook bij lage concentraties fijn stof kan gezondheidsschade ontstaan. Voor fijn stof bestaat daarom geen gezondheidkundige grenswaarde waaronder geen gezondheidseffecten optreden. De WHO heeft om deze reden lange tijd geen enkele advieswaarde voor fijn stof willen noemen. In 2005 heeft de WHO wel gezondheidkundige advieswaarden opgesteld voor fijn stof. Deze liggen beduidend lager dan de huidige wettelijke grenswaarden die in hoge mate door economische en politieke drijfveren zijn bepaald (zie paragraaf 4.2).

Effecten na blootstelling aan fijn stof

Diverse gezondheidseffecten kunnen optreden door blootstelling aan fijn stof:

- vermindering van de longfunctie;
- toename van luchtwegklachten zoals piepen, hoesten en kortademigheid;
- verergering van astma (vooral bij kinderen);
- verergering van klachten gerelateerd aan hart- en vaatziekten zoals vaatvernauwing, verhoogde bloedstolling en verhoogde hartslag.

Dergelijke gezondheidsklachten kunnen leiden tot toename in medicijngebruik en zelfs tot ziekenhuisopnames of vervroegde sterfte. De ernst van de gezondheidseffecten hangt af van de hoogte en de duur van de blootstelling.

Blootstellingsduur

Er wordt onderscheid gemaakt tussen een korte blootstelling (hooguit een week) aan hoge concentraties fijn stof – ook wel piekconcentraties genoemd – en een jarenlange blootstelling aan relatief lage (gemiddelde) concentraties.

Binnen kortdurende blootstelling is ook nog een onderscheid te maken tussen een aantal uren blootgesteld zijn en een aantal dagen. Enkele studies laten zien dat hartinfarcten meer voorkomen na slechts enkele uren blootstelling in het verkeer (Peters et al., 2004; Pope et al., 2006). De meeste studies naar kortdurende blootstelling richten zich op een blootstellingsduur van dagen. Dit komt doordat er tot voor kort maar weinig betrouwbare fijnstofconcentraties op uurbasis beschikbaar waren, en bovendien de gezondheidseffecten zoals ziekenhuisopnames en sterfte doorgaans alleen op dagbasis bekend zijn. Daarom betekent kortdurend in deze richtlijn enkele dagen tot een week.

Relatief nieuw is het wetenschappelijke inzicht dat ook langdurige blootstelling aan relatief lage fijnstofconcentraties kan leiden tot ernstige nadelige effecten op de gezondheid. De effecten van beide typen blootstelling worden hieronder besproken.

Kortdurende blootstelling aan fijn stof

Gedurende de afgelopen decennia zijn honderden epidemiologische studies uitgevoerd naar effecten van kortdurende blootstelling aan fijn stof. Deze studies leveren bewijs dat dagelijkse variatie in fijnstofconcentraties samenhangen met dagelijkse variatie in gezondheidsklachten, medicijngebruik en ziekenhuisopnames (Pope en Dockery, 2006; Burnett et al., 1998; Brunekreef en Holgate, 2002; Roemer, 2001a; WHO, 2004b; Zanobetti et al., 2003). Bij de meeste personen verdwijnen de klachten zodra de luchtverontreiniging afneemt en keert de normale toestand terug. Ook kan er sprake zijn van een toename in de sterfte. Voor dit effect wordt de term ‘vroegtijdige sterfte’ gebruikt, omdat het gaat om het eerder sterven dan het geval zou zijn geweest wanneer er geen kortdurende hoge blootstelling was opgetreden. Vervroegd overlijden komt vrijwel niet voor bij gezonde mensen, maar meestal bij oudere mensen die al verzwakt zijn door een hart- of longziekte en daarnaast bij heel jonge kinderen met nog onvoldoende weerstand (Pope en Dockery, 2006).

Bij de eerste studieresultaten die een effect aantoonde tussen concentraties fijn stof en dagelijkse sterfte, dachten wetenschappers dat het slechts zou gaan om enkele dagen eerder sterven. Hiervoor wordt de term ‘harvesting’ gebruikt, het sterven van fragiele mensen die toch al op het punt stonden om te overlijden. Recente studies tonen echter aan dat vroegtijdige sterfte door kortdurende fijnstofblootstelling niet alleen het resultaat is van harvesting. Slachtoffers van kortdurende hoge blootstelling aan fijn stof overlijden ten minste enkele maanden eerder dan wanneer zij niet waren blootgesteld aan verhoogde concentraties fijn stof (Schwartz, 2001; Zanobetti et al., 2003; Zeger et al., 1999).

In Nederland wordt geschat dat door kortdurende blootstelling aan hoge fijnstofconcentraties jaarlijks ongeveer drieduizend mensen worden opgenomen met klachten aan hart of bloedvaten, ongeveer zevenhonderd personen met luchtwegklachten en dat er ongeveer drieduizend mensen vroegtijdig overlijden als gevolg van blootstelling aan fijn stof en ozon tezamen (Knol en Staatsen, 2005).

Langdurige blootstelling aan fijn stof

Het aantal studies naar de effecten van langdurige blootstelling aan fijn stof is kleiner dan het aantal studies naar de effecten van kortdurende blootstelling.

In tegenstelling tot studies naar kortdurende blootstelling aan luchtverontreiniging en dagelijkse sterfte vergen studies naar sterfte als gevolg van langdurige blootstelling een follow-upperiode van enkele tientallen jaren. Daarom zijn er pas sinds de jaren negentig onderzoeksresultaten bekend van deze zogenaamde cohortstudies.

Er zijn drie grote Amerikaanse cohortstudies uitgevoerd die aantonen dat langdurige blootstelling aan fijn stof samenhangt met verkorting van de levensduur, vooral door sterfte aan hart- en vaatziekten en luchtwegziekten (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995; Abbey et al., 1999).

De eerste twee zijn de zogenaamde Harvard Six Cities Study en de American Cancer Society Study. Beide zijn indrukwekkende studies, de laatste heeft een onderzoekspopulatie van maar liefst 550.000 mensen. Ze tonen een effect aan op sterfte door langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties PM_{2,5}. Beide studies zijn een paar jaar geleden grondig geheranalyseerd door een onafhankelijk team onderzoekers en de resultaten bleven ongewijzigd (Krewski et al., 2000). Ook is

van beide studies een follow-up uitgevoerd met een langere onderzoeksperiode en een groter aantal 'cases' (doden). Zowel de follow-up van de ACS-studie (Pope et al., 2002; Pope et al., 2004) als van de Six Cities Study (Laden et al., 2006) liet zien dat de eerder gevonden resultaten robuust zijn.

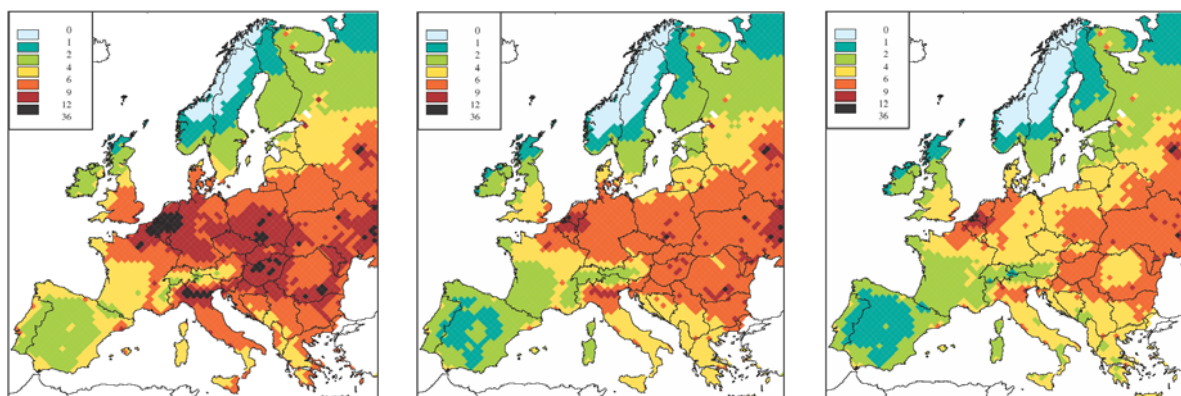
Eén studie, de zogenaamde veteranenstudie, toont geen relatie aan tussen langdurige blootstelling aan fijn stof en sterfte (Lipfert et al., 2000). Vanzelfsprekend wordt juist deze studie aangehaald door mensen die kritiek hebben op milieuepidemiologisch onderzoek met als argument dat niet alle studies worden meegenomen in overzichtstudies. De reden dat de studie van Lipfert et al. niet in overzichtstudies wordt meegenomen is echter gelegen in het feit dat er nogal wat onzekerheid is over de betrouwbaarheid van de resultaten van de veteranenstudie. De voorlopige resultaten zijn in 2000 gepubliceerd en de definitieve uitkomsten zijn nooit verschenen. Een grondige evaluatie van de Amerikaanse Environmental Protection Agency (EPA) beoordeelde de resultaten van de veteranenstudie als twijfelachtig en hechtte des te meer waarde aan de andere twee studies, die wel een duidelijk verband aantonen tussen fijn stof en sterfte (EPA, 2004).

Ook in Europa is een aantal cohortstudies uitgevoerd die resultaten van de Amerikaanse cohortstudies versterken (Hoek et al., 2002; Nafstad et al., 2003; Nafstad et al., 2004; Filleul et al., 2005; Gehring et al., 2006; Naess et al., 2007; Beelen et al., 2008). Europa kent, in tegenstelling tot de VS, geen lange historie in het meten van $PM_{2,5}$. In de meeste Europese cohortstudies is blootstelling aan fijn stof daarom op andere wijze gekarakteriseerd, zoals TSP (Total Suspended particles: een maat die in het verleden werd gebruikt voor alle in de lucht zwevende deeltjes en niet gedefinieerd was op basis van aerodynamische diameter) PM_{10} of zwarte rook. Ook in Europa is blootstelling aan fijn stof gerelateerd aan sterfte, vooral aan hart- en vaatziekten, luchtwegziekten en longkanker.

Daarnaast is een aantal geboortecohortstudies uitgevoerd, waarbij een verband werd gevonden tussen blootstelling aan verkeersgerelateerd fijn stof en de ontwikkeling van astma en allergie bij kinderen (Brauer et al., 2006; Brauer et al., 2007; Gehring et al., 2002). In vrijwel alle Europese cohortstudies werd ook NO_2 gebruikt als maat voor blootstelling aan verkeersgerelateerd fijn stof, waarbij NO_2 een goede voorspeller bleek voor het optreden van gezondheidseffecten.

Voor een overzicht van alle gepubliceerde Europese cohortstudies verwijzen we naar een review artikel van Brunekreef (2007a).

Door langdurige blootstelling aan fijn stof wordt in Nederland de verwachting van de levensduur met ongeveer 1 jaar verkort (Amann et al., 2004). Figuur 3.1 toont de gemiddelde verkorting van de levensduur door blootstelling aan $PM_{2,5}$, geschat voor alle Europeanen in 2000, 2010 en 2020. De plaatjes laten zien dat in Nederland, vooral in de Randstad en in het zuiden van Nederland, ook in de toekomst $PM_{2,5}$ -concentraties nog dusdanig hoge waarden hebben, dat dit een verkorting van de levensduur tot gevolg heeft.



Figuur 3.1 Geschat effect van antropogeen PM_{2.5} op reductie van de levensduurverwachting (maanden) in 2000, 2010 en 2020. Toekomstvoorspelling is uitgevoerd op basis van huidig beleid. Bron: Amann et al., 2004.

Naast de cohortstudies die een verband aantonen tussen langdurige blootstelling aan fijn stof en sterfte, is er ook een aantal dwarsdoorsnedeonderzoeken uitgevoerd waarin is gekeken naar de relatie tussen langdurige blootstelling aan fijn stof en ziekte. Langdurige blootstelling aan verhoogde concentraties fijn stof kan leiden tot een verlaging van de longfunctie (Ackermann et al., 1997; Gauderman et al., 2004) en chronische luchtwegklachten, vooral bronchitis (Dockery et al., 1996; Braun-Fahrlander et al., 1997; Künzli en Tager, 2005; Sunyer et al., 2006).

Steeds meer studies wijzen erop dat jarenlange blootstelling aan fijn stof ook longkanker kan veroorzaken. Een aantal studies suggereert dat er een verband bestaat tussen fijn stof dat vrijkomt bij verbrandingsprocessen en een toename in risico op longkanker (Cohen en Pope, 1995; Samet en Cohen, 1999; Nyberg et al., 2000; Pope et al., 2002; Nafstad et al., 2003; Beelen et al., 2008).

Zowel de International Agency for Research on Cancer (IARC) als de Environmental Protection Agency (EPA) classificeert emissie van dieselmotoren als waarschijnlijk carcinogeen voor mensen ([http:// monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php](http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php)).

Naast epidemiologische studies is er een beperkt aantal toxicologische studies gedaan naar de langdurige blootstelling aan fijn stof. Muizen blootgesteld aan relatief lage concentraties PM_{2.5} bleken vaker atherosclerose te ontwikkelen dan niet-blootgestelde muizen (Sun et al., 2005; Lemos et al., 2006).

Biologisch mechanisme

Er zijn verschillende hypothesen die verklaren waarom blootstelling aan fijn stof niet alleen kan leiden tot effecten op de luchtwegen, maar ook problemen kan geven met hart en bloedvaten. Deze spreken elkaar niet tegen, maar vullen elkaar aan.

De zogenaamde COPD-hypothese stelt dat langdurige blootstelling aan fijn stof resulteert in een snellere ontwikkeling en verslechtering van COPD (chronic obstructive pulmonary disease). Dit zorgt voor een lagere longfunctie en toename van symptomen als bijvoorbeeld chronisch hoesten, bronchitis en pijn op de borst, wat weer leidt tot een hoger risico op hart- en vaatziekten.

Een andere hypothese is de 'oxidatieve stress-hypothese'. Het inademen van stofdeeltjes kan leiden tot een verhoging van reactieve zuurstofradicalen, of een verlaging in de antioxiderende verdediging in de cel. Ten gevolge hiervan ontstaat er oxidatieve schade aan verschillende macromoleculen (eiwitten, lipiden en DNA). Dit kan leiden tot schade aan het longweefsel en atherosclerose (aderverkalking) (Kooter, 2004).

Daarnaast kunnen ultrafijne deeltjes, die via de longblaasjes tot de bloedbaan kunnen doordringen, in de bloedvaten rechtstreeks leiden tot bloedklontering (Delfino et al., 2005).

Een andere hypothese gaat ervan uit dat de blootstelling een negatief effect heeft op de hartslag, wat de autonome werking van het hart aantast (Pope en Dockery, 2006).

'Corona-ion'-hypothese bij hoogspanningslijnen

In 2007 is er op verschillende plaatsen in Nederland onrust ontstaan over de combinatie van hoogspanningslijnen en fijn stof. Ongeruste burgers bellen met vragen hierover met de GGD. Daarom is hierover enige informatie opgenomen.

Het sterke elektrische veld op zeer korte afstand van hoogspanningslijnen is in staat om lucht moleculen te ioniseren. Deze ionen kunnen zich vervolgens binden aan grotere lucht moleculen of fijnstofdeeltjes en een complex vormen dat een positieve of negatieve lading heeft. Dergelijke complexen kunnen onder invloed van het elektrische veld en de wind in een bepaalde richting gedreven worden, waardoor lokaal verhoogde concentraties ontstaan. Dit verschijnsel treedt onder meer op bij fijnstofdeeltjes (Fewes, 1999a; Fewes, 1999b) en is waarschijnlijk het sterkst op de kleinste stofdeeltjes (Oberdörster et al., 2005). Dichtbij hoogspanningslijnen kan de concentratie fijn stof dus verhoogd zijn en in theorie zouden de elektrisch geladen deeltjes kunnen leiden tot een extra kans op longkanker. Onderzoek naar de verhoging van fijnstofconcentraties bij hoogspanningslijnen laat echter zien dat het onwaarschijnlijk is dat dergelijke verschijnselen aanleiding kunnen zijn tot een meetbare toename in het aantal kankergevallen (Jeffers, 2005).

3.4 Invloed van drukke wegen

Verontreinigde lucht is een complex mengsel dat varieert in samenstelling en gehalte. In welke mate de diverse bestanddelen aan de veroorzaakte gezondheidsschade bijdragen, is niet goed bekend. In de voorgaande paragraaf zijn de effecten van langdurige blootstelling aan fijn stof beschreven. Bij de daar beschreven cohortstudies is niet specifiek gekeken naar de bijdrage van drukke wegen. Uit onderzoek blijkt de PM₁₀-concentratie langs drukke wegen geen goede maat te zijn voor blootstelling aan

verkeersgerelateerde luchtverontreiniging (Fischer et al., 2000; Roemer et al., 2001b; Fischer et al., 2007; Gezondheidsraad, 2008). Betere indicatoren zijn zwarte rook, benzeen, PAK's, NO, ultrafijn stof en, in mindere mate, NO₂. De bijdrage van deze componenten kan tot op honderden meters rondom snelwegen worden waargenomen (Fischer et al., 2007). Dit doet overigens niets af aan de waarde van de PM₁₀-concentratie als maat voor deeltjesvormige luchtverontreiniging in andere dan verkeersgerelateerde situaties (Gezondheidsraad, 2008).

In deze paragraaf wordt een aantal studies beschreven dat zich specifiek heeft gericht op de gezondheidseffecten van langdurige blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.

Gezondheidseffecten bij volwassenen

Zoals in paragraaf 3.3 werd aangehaald is er in Europa een aantal cohortstudies uitgevoerd (Hoek et al., 2002; Nafstad et al., 2003; Nafstad et al., 2004; Filleul et al., 2005; Gehring et al., 2006; Naess et al., 2007; Beelen et al., 2008) naar de effecten van langdurige blootstelling op sterfte aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. Hieruit blijkt dat langdurige blootstelling aan verkeersgerelateerde luchtverontreiniging het risico vergroot op het overlijden aan luchtwegaandoeningen en hartziekten. Een Nederlandse cohortstudie liet een verband zien tussen het wonen nabij drukke verkeerswegen en sterfte. Oudere volwassenen die op minder dan 100 meter van de snelweg of minder dan 50 meter van een drukke stadsweg woonden hadden een grotere kans op sterfte aan hart- en vaatziekten en longaandoeningen (Hoek et al., 2002; Beelen et al., 2008). Ook in Canada is voor personen die zo dicht bij een drukke weg wonen een verhoogd risico op sterfte aangetoond (Finkelstein et al., 2004). Een Engelse studie vindt een verband tussen wonen nabij een drukke weg en overlijden aan een beroerte (Maheswaran en Elliott, 2003).

In aansluiting op de in paragraaf 3.3 beschreven toxicologische bevindingen over de relatie tussen fijn stof en het ontstaan van aderverkalking hebben Duitse onderzoekers in een epidemiologische studie een verband aangetoond tussen wonen nabij een snelweg en de kans op aderverkalking van de kransslagaderen. In deze studie bleek dat voor bewoners die tussen 50 en 100 meter van de snelweg woonden de kans op aderverkalking 34% groter was ten opzichte van bewoners die meer dan 200 meter van de snelweg woonden. Binnen 50 meter van de snelweg zou dit risico zelfs 63% hoger zijn (Hoffmann et al., 2007).

Gezondheidseffecten bij kinderen

Na het uitvoeren van meerdere epidemiologische onderzoeken in Nederland is voldoende bewezen dat bij kinderen die dichtbij drukke wegen wonen vaker luchtwegklachten worden gerapporteerd (Brunekreef et al., 2005a).

Kinderen die in wijken dicht bij de snelweg wonen, hebben een lagere longfunctie en meer chronische luchtwegklachten naarmate er meer vrachtverkeer over de snelweg gaat. Het verband tussen de intensiteit van het vrachtverkeer en de longfunctie is sterker voor kinderen die minder dan 300 meter van de snelweg wonen. Kinderen die minder dan 100 meter van de snelweg wonen hebben meer chronische luchtwegklachten dan kinderen die verder van de snelweg wonen (Van Vliet et al., 1997; Brunekreef et al., 1997b; de Hartog et al., 1997).

Ook een andere Nederlandse studie toonde bij kinderen op scholen nabij snelwegen (minder dan 400 meter) een verband aan tussen de intensiteit aan vrachtverkeer en luchtwegklachten (Janssen et al., 2003).

In Groot-Brittannië heeft een onderzoek van Venn et al. (2001) tot op een afstand van 150 meter afstand de invloed van een drukke weg op het voorkomen van astma aangetoond. In de V.S. (Lin et al.,

2002) bleken kinderen woonachtig binnen 200 meter afstand van een drukke weg een groter risico op astma opnamen te hebben.

Een recente Amerikaanse studie toonde aan dat kinderen die binnen 500 meter van de snelweg wonen blijvend een lagere longfunctie hebben dan kinderen die verder van de weg wonen (Gauderman et al., 2007). Bij deze kinderen bleek blootstelling tussen hun 10^{de} en 18^{de} levensjaar, wanneer de longen groeien, minder goed ontwikkelde longen tot gevolg te hebben, ten opzichte van leeftijdsgenoten die in de groeiperiode verder dan 500 meter van de weg woonden. Dit bleek bij zowel astmatische als bij niet-astmatische kinderen het geval te zijn.

Afstand tot de weg

Onlangs heeft het RIVM in opdracht van het ministerie van VROM een *quick scan* gemaakt van studies naar de invloed van de afstand tot een drukke verkeersweg op de luchtkwaliteit en de gezondheid (Fischer et al., 2007). Hierin werd geconcludeerd dat er voldoende basis is om het wonen of schoolgaan nabij snelwegen als ongezonder te karakteriseren dan situaties waarbij de afstand groter is. De slechtere luchtkwaliteit lijkt hierin een rol te spelen. De auteurs concluderen dat er rondom snelwegen nog tot op 1000 meter een bijdrage van verkeersemmissies kan worden waargenomen. Er zijn nog geen studies bekend op basis waarvan een acceptabele afstand kan worden afgeleid. Ook werd aangegeven dat PM₁₀ een slechte indicator is voor het verkeersgerelateerde mengsel (Fischer et al., 2007).

Minister Cramer heeft in februari 2008, op verzoek van de Tweede Kamer, advies gevraagd aan de Gezondheidsraad inzake het ontwerp-AMvB (zie ook hoofdstuk 4) waarin nadere regels worden gesteld voor nieuwbouw en uitbreiding van zogeheten gevoelige bestemmingen (Gezondheidsraad, 2008). De Gezondheidsraad concludeerde ook dat er bij mensen die in de nabijheid van drukke wegen wonen of naar school gaan belangrijke nadelige effecten op de gezondheid zijn aangetoond, maar dat er geen precieze afstand is af te leiden waarbuiten geen betekenisvolle effecten op de gezondheid optreden. Daarnaast werd nog eens benadrukt dat PM₁₀ geen goede maat is voor gezondheidseffecten van lokale, verkeersgerelateerde luchtverontreiniging.

Regelgeving voor gevoelige bestemmingen in het buitenland

In het buitenland zijn wel voorbeelden van regelgeving voor gevoelige bestemmingen op basis van afstand, onafhankelijk van concentraties. In Californië mogen sinds 2003 geen scholen worden gebouwd binnen 150 meter van een snelweg met een intensiteit van > 50.000 mtv/etmaal in landelijk gebied en > 100.000 mtv/etmaal in stedelijk gebied (mtv = motorvoertuigen). Daarnaast mogen er binnen een straal van 400 meter geen andere relevante bronnen van luchtverontreiniging aanwezig zijn, waarbij ook landbouwinrichtingen en spoorwegemplacements als zodanig worden beschouwd (Senate Bill, 2003).

In British Columbia (Canada) heeft de overheid in 2006 *Best Management Practices* opgesteld om gezondheidseffecten van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging voor kwetsbare groepen te minimaliseren (Ministry of Environment, 2006). Daarin zijn regels gesteld voor het bouwen van woningen, scholen en andere gevoelige bestemmingen. Deze mogen niet worden gebouwd binnen 150 meter van een drukke weg (> 15.000 mtv/etmaal), langs *truck routes* of in *street canyons* (smalle tweezijdig bebouwde straten).

3.5 Kwetsbare groepen

Ook al loopt bij langdurige blootstelling aan fijn stof iedereen, dus ook gezonde volwassenen, een risico, toch geldt dat een aantal groepen extra kwetsbaar is voor blootstelling aan fijn stof (WHO, 2004a; Pope en Dockery, 2006):

- ouderen;
- kinderen;
- mensen met al bestaande luchtweg- of cardiovasculaire aandoeningen;
- diabetici.

Ten opzichte van volwassenen zijn kinderen om een aantal redenen extra gevoelig voor blootstelling aan luchtverontreiniging (WHO, 2004b), omdat kinderen:

- relatief veel lucht inademen (in verhouding tot hun lichaamsgewicht);
- kleinere longen en luchtwegen hebben;
- kwetsbare luchtwegen en longblaasjes hebben omdat ze nog in ontwikkeling zijn;
- meer tijd in de buitenlucht verblijven;
- meer bewegen in de buitenlucht door sport en spel;
- vaker astma hebben;
- vaker acute luchtweginfecties hebben.

Erg jonge kinderen kunnen extra gevoelig zijn voor luchtverontreiniging. Steeds meer studies laten zien dat blootstelling aan fijn stof kan leiden tot sterfte aan luchtweginfecties bij pasgeborenen (Pope en Dockery, 2006).

Over de vraag of blootstelling aan fijn stof ook effecten heeft op andere zwangerschapsuitkomsten als groei van de foetus, vroeggeboorten en geboorte afwijkingen bestaat nog onzekerheid (Pope en Dockery, 2006).

4 Toetsingskader

4.1 Inleiding

De wetgeving op het gebied van luchtkwaliteit is volop in beweging. In 2007 zijn de belangrijkste bepalingen met betrekking tot luchtkwaliteit opgenomen in de Wet milieubeheer, paragraaf 5.2. Hoewel formeel dus niet juist, spreekt men gewoonlijk over de Wet luchtkwaliteit. Deze wetgeving is gebaseerd op de Europese kaderrichtlijn luchtkwaliteit uit 1996 (EG, 1996). Op 11 juni 2008 is een nieuwe Europese richtlijn Lucht (EG, 2008) gepubliceerd, die in 2015 van kracht zal worden. Recente informatie over de wetgeving op het gebied van luchtkwaliteit is te vinden op de website van Infomil (www.infomil.nl).

De belangrijkste elementen uit de nieuwe Europese richtlijn zijn:

- Werkingssfeer. Toetsing aan de normstelling heeft niet langer betrekking op alle buitenlucht met uitsluiting van de werkplek, maar kent nu een toevoeging 'en waartoe leden van het publiek gewoonlijk geen toegang hebben'. Dit betekent dat op onder andere industrieterreinen en op bijvoorbeeld de middenberm van snelwegen niet aan de normen hoeft te worden getoetst.
- Bijdrage van natuurlijke bronnen. In de vorige richtlijn mocht stof van natuurlijke oorsprong alleen worden afgetrokken in geval van tijdelijk sterk verhoogde concentraties als gevolg van afwijkende natuurverschijnselen (onder andere vulkaanuitbarstingen, stofstormen). Zeezout werd hierbij niet genoemd. In de nieuwe Europese richtlijn is zeezout wel toegevoegd als stof van natuurlijke oorsprong en mag bovendien *alle* stof van natuurlijke oorsprong worden afgetrokken. Dit komt neer op versoepeling van de norm (Brunekreef, 2008).
- Het voornemen tot verlaging van de grenswaarden voor PM_{10} tot $20 \mu g/m^3$ als jaargemiddelde en maximaal 7 overschrijdingen van $50 \mu g/m^3$ als daggemiddelde, die in de vorige richtlijn werden genoemd, zijn verdwenen in de nieuwe richtlijn.
- Normstelling voor $PM_{2,5}$ (zie paragraaf 4.2).
- Mogelijkheid tot derogatie (uitstel) van de verplichting tot voldoen aan de grenswaarden tot 2011 voor PM_{10} en tot 2015 voor NO_2 .

4.2 Grenswaarden

N.B. Nederland heeft bij de Europese Unie om derogatie (uitstel) gevraagd voor het voldoen aan de grenswaarden voor PM_{10} en NO_2 (zie paragraaf 4.3). Deze zouden respectievelijk in 2005 en 2010 gehaald moeten worden, bij derogatie wordt dit uitgesteld naar respectievelijk 2011 en 2015. Hoewel de verwachting is dat Nederland derogatie krijgt, moet de Europese Commissie nog goedkeuring geven. Dit zal naar verwachting in 2009 gebeuren. In onderstaande tekst is voor NO_2 en PM_{10} uitgegaan van de oorspronkelijke planning (2005/2010).

Stikstofdioxide (NO_2)

Voor stikstofdioxide (NO_2) gelden vanaf 1 januari 2010 twee EU grenswaarden: een jaargemiddelde grenswaarde en een uurgemiddelde grenswaarde die niet vaker dan 18 uur per jaar mag worden overschreden. De grenswaarden zijn gebaseerd op gezondheidskundige normen. Ze zijn voor wat betreft NO_2 gelijk aan de gezondheidskundige advieswaarden van de WHO (WHO, 2005).

Tabel 4.1 EU grenswaarden en WHO-advieswaarden voor stikstofdioxide (NO₂).

	Jaargemiddelde	Uurgemiddelde
EU-grenswaarde (geldig vanaf 2010)	40 µg/m ³	200 µg/m ³ overschrijding is toegestaan mits < 18 uur per jaar
WHO-advieswaarde	40 µg/m ³	200 µg/m ³

Naast grenswaarden zijn er voor NO₂ plandrempels opgenomen in de Nederlandse wetgeving. Deze plandrempels liggen hoger dan de grenswaarden en worden jaarlijks aangescherpt totdat ze op hetzelfde niveau liggen als de grenswaarde. De jaargemiddelde plandrempeel voor 2008 ligt bijvoorbeeld op 44 µg/m³ en deze waarde daalt met 2 µg/m³ per jaar tot de grenswaarde van 40 µg/m³ in 2010. Impliciete aanname bij het systeem van plandrempels is dat de NO₂-concentratie jaarlijks met gemiddeld 2 µg/m³ zal dalen als gevolg van generieke emissiebeperkende maatregelen. Een analyse van de jaargemiddelde NO₂-concentraties sinds 2000 laat echter zien dat er, langs drukke wegen in de praktijk geen sprake is van een dalende trend (zie paragraaf 2.4).

PM₁₀

Voor PM₁₀ gelden sinds 1 januari 2005 EU-grenswaarden voor jaargemiddelde en daggemiddelde waarden. De jaargemiddelde grenswaarde bedraagt 40 µg/m³. Daarnaast mag de daggemiddelde grenswaarde van 50 µg/m³ niet meer dan 35 dagen per jaar worden overschreden.

In de praktijk vindt toetsing aan grenswaarden voor PM₁₀ vrijwel altijd plaats op basis van modelberekeningen. Omdat hiermee geen daggemiddelde concentraties kunnen worden berekend, is de dagnorm vertaald naar een jaargemiddelde. Het MNP heeft becijferd dat bij een jaargemiddelde PM₁₀-concentratie van 31 µg/m³ nog juist wordt voldaan aan de grenswaarde voor het daggemiddelde (MNP, 2005a). De daggemiddelde norm is lager en daarmee ‘strenger’ dan de jaargemiddelde norm van 40 µg/m³.

In de praktijk moet dus getoetst worden aan de van de dagnorm afgeleide jaargemiddelde PM₁₀-concentratie van 31 µg/m³. Hier is inmiddels uitgebreide jurisprudentie over (www.raadvanstate.nl).

Sinds de inwerkingtreding van het Besluit luchtkwaliteit 2005 is de ‘zeezoutaftrek’ van kracht. Dit is de Nederlandse uitwerking van een clausule in de EU-regelgeving, die toestaat dat fijn stof van natuurlijke oorsprong buiten beschouwing mag blijven bij de beoordeling van normoverschrijding.

Toepassing van de zeezoutaftrek komt in feite neer op een versoepeling van de normen. Het argument is dat zeezout onschadelijk zou zijn voor de gezondheid. Op dit argument valt echter wel wat af te dingen. De huidige normen voor PM₁₀ zijn namelijk gebaseerd op epidemiologische studies naar effecten van PM₁₀ inclusief zeezout. Als je de resultaten van deze studies zou bekijken met aftrek van zeezout, dan waren dezelfde effecten aangetoond bij veel lagere concentraties, en waren er daarom veel lagere advieswaarden voorgesteld door de WHO. Aftrek van ‘natuurlijk’ fijn stof leidt tot het accepteren van hogere concentraties, en dus van meer gezondheidsschade.

De zeezoutaftrek varieert per gemeente en is vastgelegd in de Regeling luchtkwaliteit 2007. De zeezoutaftrek voor het jaargemiddelde varieert van 7 µg/m³ langs de westkust tot 3 µg/m³ in het oostelijk deel van Nederland. Voor het daggemiddelde is de zeezoutaftrek voor heel Nederland gelijk aan 6 dagen: in plaats van 35 dagen met overschrijding van de dagnorm zijn in het hele land 41 dagen toegestaan.

Sinds het van kracht worden van de zeezoutaftrek is de van de dagnorm afgeleide jaargemiddelde PM₁₀-grenswaarde 32 µg/m³. Hieraan ten grondslag ligt de redenering zoals beschreven op pagina 36

in het MNP rapport, 2005 dat ‘elke microgram/m³ PM₁₀ meer als jaargemiddelde 5 dagen meer overschrijding van de dagnorm geeft’ (zie Tabel 4.2).

Tabel 4.2 EU-Grenswaarden en WHO-advieswaarden voor PM₁₀

	Jaargemiddelde	Daggemiddelde
EU-grenswaarde	40 µg/m ³	50 µg/m ³ overschrijding is toegestaan op maximaal 35 dagen per jaar ¹ .
Nederlandse implementatie van EU-grenswaarde	43-47 ² µg/m ³	50 µg/m ³ overschrijding is toegestaan op maximaal 41 dagen per jaar ³
WHO-advieswaarde	20 ⁴ µg/m ³	50 ⁴ µg/m ³ overschrijding is toegestaan mits het maximaal 3 dagen per jaar is

¹ Komt overeen met een jaargemiddelde van 31 µg/m³ (MNP, 2005a).

² Exacte concentratie verschilt per gemeente en varieert van 3-7 µg/m³. Het aantal dagoverschrijdingen dat mag worden afgetrokken is in alle gemeenten gelijk aan 6. De zeezoutaf trek per gemeente is vastgelegd in de Regeling luchtkwaliteit 2007 (VROM, 2008).

³ Komt overeen met een jaargemiddelde van 32 µg/m³ wanneer je de redenering volgt op pagina 36 in het MNP rapport dat ‘elke µg/m³ meer PM₁₀ als jaargemiddelde, 5 dagen meer overschrijding van de dagnorm geeft’ (MNP, 2005a).

⁴ Afgeleid van de advieswaarden van PM_{2,5} op basis van de in de V.S. geldende PM_{2,5}/PM₁₀-verhouding van 0,50. Omdat in Europa de verhouding circa 0,65 bedraagt (CAFE, 2004) gelden eigenlijk nog lagere advieswaarden, namelijk 15 µg/m³ als jaargemiddelde en 38 µg/m³ als daggemiddelde. Zie onderstaande tekst.

Zoals blijkt uit Tabel 4.2 is de WHO-advieswaarde voor de jaargemiddelde PM₁₀-concentratie met 20 µg/m³ beduidend lager dan de EU-grenswaarde. De WHO-advieswaarde voor de daggemiddelde concentratie is met 50 µg/m³ weliswaar gelijk aan de dagnorm van de EU, maar de WHO stelt deze eis aan het 99-percentiel dat wil zeggen dat slechts op maximaal 3 dagen deze norm overschreden mag worden.

Overigens heeft de WHO de advieswaarden voor PM₁₀ afgeleid van die voor PM_{2,5}, op basis van Amerikaanse studies met een PM_{2,5}/PM₁₀-verhouding van 0,50 (met andere woorden de helft van het PM₁₀-stof bestaat uit PM_{2,5}-stof). De advieswaarden voor PM_{2,5} (10 µg/m³ als jaargemiddelde en 25 µg/m³ als daggemiddelde, zie verder) zijn daarom met een factor 2 vermenigvuldigd. In Europa bedraagt de PM_{2,5}/PM₁₀-verhouding ongeveer 0,65 (CAFE, 2004), op basis van die verhouding vallen de WHO-advieswaarden voor PM₁₀ nog beduidend lager uit, namelijk 15 µg/m³ als jaargemiddelde en 38 µg/m³ als daggemiddelde (WHO, 2005).

PM_{2,5}

Voor PM_{2,5} is een WHO-advieswaarde voor het jaargemiddelde opgesteld van 10 µg/m³. Voor wat betreft het optreden van acute effecten is de advieswaarde gesteld op 25 µg/m³ als daggemiddelde concentratie, die maximaal 3 dagen per jaar overschreden mag worden.

In de nieuwe Europese richtlijn zijn normen voor PM_{2,5} vastgesteld (www.vrom.nl/Docs/milieu/200711_ToelichtingNieuwenormenfijnstof.pdf)

Er komen twee typen grenswaarden:

- een grenswaarde voor de jaargemiddelde PM_{2,5}-concentratie van 25 µg/m³, te behalen in 2015;
- een grenswaarde voor het gemiddelde van alle op stedelijke achtergrondstations gemeten concentratie van 20 µg/m³, te behalen in 2015 (de zogenaamde ECO-norm).

De EU normen voor PM_{2,5} zijn daarmee beduidend hoger dan de WHO-advieswaarden, en ook hoger dan de in de Verenigde Staten geldende grenswaarde van 15 µg/m³ (www.epa.gov/air/criteria.html). Nu al wordt (bijna) overal in Nederland aan de bovenstaande grenswaarden voldaan (Mathijssen en ten Brink, 2007). De nieuwe grenswaarden voor PM_{2,5} hebben daarmee weinig betekenis.

In de VS geldt ook een daggemiddelde norm die in 2007 aanmerkelijk is aangescherpt, van 65 naar 35 µg/m³ die niet meer dan 7 keer per jaar overschreden mag worden. De EU zal geen grenswaarde stellen aan de daggemiddelde PM_{2,5}-concentratie

Tabel 4.3 Grenswaarden en WHO-advieswaarden voor PM_{2,5}

	Jaargemiddelde	Te behalen in	Daggemiddelde
EU grenswaarde	25 µg/m ³	2015	-
ECO ¹ -norm	20 µg/m ³	2015	-
WHO-advieswaarde	10 µg/m ³		25 µg/m ³ overschrijding is toegestaan mits het maximaal 3 dagen per jaar is

¹ ECO: Exposure Concentration Obligation (= stedelijke achtergrondconcentratie). Dit is het gemiddelde van alle in een lidstaat aanwezige stadsachtergrondstations en wordt bepaald als driejaars voortschrijdend gemiddelde over de periode 2013-2015 (MNP, 2008). Deze norm is daarmee in feite minder streng dan de EU-grenswaarde van 25 µg/m³ (Brunekreef, 2008).

De Europese lidstaten mogen overigens strengere grenswaarden stellen dan de EU-grenswaarden.

4.3 Wet luchtkwaliteit en Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL)

Op 15 november 2007 is de Wet luchtkwaliteit in werking getreden. Kern van de Wet luchtkwaliteit is dat ruimtelijke plannen niet meer rechtstreeks hoeven te worden getoetst aan de luchtkwaliteitsnormen. In plaats daarvan is het zogenaamde Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL) opgesteld. Het NSL geldt voor een periode van vijf jaar en heeft betrekking op zeven gebieden waar normoverschrijding redelijkerwijze te verwachten is, te weten:

- Noordvleugel (een deel van Noord-Holland en Flevoland);
- Zuid-Holland;
- Utrecht;

- Overijssel;
- Gelderland;
- Noord-Brabant;
- Limburg.

Voor deze gebieden zijn regionale samenwerkingsprogramma's (RSL's) opgesteld. Alle plannen binnen zo'n gebied die 'in betekende mate' bijdragen aan verslechtering van de luchtkwaliteit moeten worden opgenomen in het RSL. Deze projecten moeten worden gecompenseerd door maatregelen gericht op de verbetering van de luchtkwaliteit. Het gaat daarbij om rijksmaatregelen en lokale maatregelen. De rijksmaatregelen zijn meestal generieke maatregelen, zoals het stimuleren van openbaar vervoer en de toepassing van roetfilters. Lokale maatregelen van gemeenten (actieplannen) mogen ook worden meegenomen zolang ze 'hard' zijn dat wil zeggen dat er goedkeuring van het lokale bestuur en financiering voor is. Het NSL is er op gericht te laten zien dat de combinatie van de in het NSL opgenomen plannen en maatregelen er toe leidt dat er na afloop van de derogatietermijn overal in Nederland aan de normen wordt voldaan. Zie voor meer informatie www.vrom.nl, dossier luchtkwaliteit, vraag en antwoord, NSL.

Het NSL treedt pas in werking treden als de EU derogatie (uitstel van de termijn om de luchtkwaliteitsnormen te halen) heeft verleend, waarschijnlijk in het voorjaar van 2009.

Een belangrijk rekeninstrument voor het NSL is de in opdracht van VROM ontwikkelde Saneringstool. Dit rekeninstrument moet de luchtkwaliteit in toekomstige jaren in beeld brengen rekening houdend met 'vervuilende' bronnen en maatregelen die de lucht schoner maken. De voorspelling van de toekomstige luchtkwaliteit is gebaseerd op vaststaande én voorgenomen nationale en internationale maatregelen en op tijdige realisatie van de emissieplafonds voor alle Europese lidstaten (Velders, 2008). De voorspellingen zijn dus niet per se realistisch, maar in feite 'best haalbaar' (zie ook Bijlage 1).

De uitvoeringsregels van de Wet luchtkwaliteit zijn vastgelegd in algemene maatregelen van bestuur (AMvB's) en Ministeriële Regelingen die tegelijk met de Wet luchtkwaliteit in werking treden (www.infomil.nl):

- AmvB en Ministeriële Regeling Niet in Betekende Mate (NIBM);
- Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit;
- Ministeriële Regeling projectsaldering luchtkwaliteit.

AMvB en Ministeriële Regeling Niet in Betekende Mate (NIBM)

Hierin is vastgelegd welke ruimtelijke plannen 'niet in betekende mate' (NIBM) bijdragen aan verslechtering van de luchtkwaliteit en dus zonder toetsing aan grenswaarden kunnen worden uitgevoerd.

Voor de periode tussen het in werking treden van de Wet luchtkwaliteit en het in werking treden van het NSL (dus tot het voorjaar van 2009) is het begrip 'niet in betekende mate' gedefinieerd als 1% van de grenswaarde voor NO₂ en PM₁₀. Dit komt overeen met 0,4 µg/m³ voor zowel PM₁₀ als NO₂. Wanneer het NSL in werking treedt, wordt de definitie van NIBM verschoven naar 3% van de grenswaarde ofwel 1,2 µg/m³ voor zowel PM₁₀ als NO₂. In de Ministeriële Regeling NIBM is een lijst met categorieën van gevallen opgenomen die 'niet in betekende mate' bijdragen aan de luchtverontreiniging. Het gaat daarbij om woningbouw- en kantoorlocaties, landbouwinrichtingen en spoorwegemplacements. Er zijn eisen gesteld aan de maximale omvang van nieuwe woningbouw- en kantoorlocaties, waarbij rekening wordt gehouden met het aantal ontsluitingswegen. Voor wat betreft landbouwinrichtingen zijn toegestane subcategorieën geformuleerd. Het al dan niet 'in betekende

mate' bijdragen van spoorwegemplacements is gerelateerd aan de toename van het aantal dieseltractie-uren. Het volledige overzicht wordt gegeven op de website van Infomil (www.infomil.nl).

Ministeriële Regeling beoordeling luchtkwaliteit

Hierin is vastgelegd aan welke eisen metingen en berekeningen van de luchtkwaliteit moeten voldoen. Deze eisen zijn nader uitgewerkt in de Handreiking meten en rekenen.

In de regeling zijn gestandaardiseerde rekenmethoden opgenomen waarmee concentraties van diverse luchtverontreinigende stoffen kunnen worden berekend. Deze gestandaardiseerde rekenmethoden geven resultaten die rechtsgeldig zijn.

Er zijn drie standaardrekenmethoden aangewezen. De eerste twee standaardmethoden hebben betrekking op het bepalen van de gevolgen voor de luchtkwaliteit bij wegen. De derde standaardmethode heeft betrekking op het bepalen van de luchtkwaliteit bij inrichtingen met behulp van het Nieuw Nationaal Model. Voor elke standaardrekenmethode is gedefinieerd in welke situaties de methode gebruikt kan worden.

Ook schrijft de regeling voor wanneer, waarover en hoe de gemeenten moeten rapporteren. Rapportage betreft de plaatsen in de gemeente waar de bevolking direct of indirect kan worden blootgesteld aan te hoge concentraties luchtverontreinigende stoffen. De gemeente maakt naar redelijke verwachting een inschatting van bedoelde situaties. Vervolgens bepaalt zij de concentratie van voorgeschreven stoffen en vergelijkt deze met de gestelde grenswaarden. Bij overschrijding moet de gemeente ieder jaar de ontwikkelingen rapporteren.

In de Handreiking meten en rekenen (te downloaden via www.vrom.nl) zijn ook de (nauwkeurigheids)eisen ten aanzien van metingen nader uitgewerkt. Deze zijn gebaseerd op de eisen van de Europese Unie. Hierin is vastgelegd aan welke eisen het landelijk meetnet moet voldoen, en zijn eisen gesteld aan de methoden voor analyse en monsterneming.

Ministeriële Regeling projectsaldering luchtkwaliteit

Hierin worden de regels voor saldering uitgewerkt. Dit maakt het mogelijk dat 'in betekenende mate' projecten bij een dreigende overschrijding van een Europese grenswaarde toch doorgang kunnen vinden. Voorwaarde hierbij is dat de verslechtering van de luchtkwaliteit door grote projecten op een andere locatie binnen het salderingsgebied gecompenseerd (gesaldeerd) worden.

De Ministeriële Regeling projectsaldering luchtkwaliteit is van belang totdat het NSL in werking treedt, naar verwachting in het voorjaar van 2009. Daarna is de regeling in de praktijk niet of nauwelijks meer van toepassing. Dit komt omdat de regeling alleen van toepassing is op IBM-projecten die niet zijn opgenomen in het NSL. De overige IBM-projecten kunnen al doorgang vinden, omdat de aanname is dat deze zijn opgenomen in de gebiedsgerichte uitwerking van het NSL (RSL's). In principe is het ook mogelijk dat er IBM-projecten zijn buiten de NSL-regio's.

4.4 Luchtkwaliteit en gevoelige bestemmingen

AMvB gevoelige bestemmingen

Met de invoering van de Wet luchtkwaliteit is het niet meer nodig om kleine projecten, zoals de bouw van scholen, kinderdagverblijven of kleine woonwijken, rechtstreeks te toetsen aan de EU-grenswaarden. Dit heeft tot gevolg dat dergelijke gevoelige bestemmingen kunnen worden gebouwd pal langs drukke (snel)wegen, terwijl op dergelijke locaties gezondheidseffecten te verwachten zijn. Om aan dit nadeel tegemoet te komen is naar aanleiding van een amendement van Van der Ham en Duijvendak (Tweede Kamer, 18-10-2006) een ontwerp-AMvB 'gevoelige bestemmingen

(luchtkwaliteitseisen)' opgesteld waarin is opgenomen dat scholen, kinderdagverblijven, bejaarden-, verzorgings- en verpleeghuizen als 'gevoelige bestemming' worden aangemerkt. Wanneer het plan bestaat om binnen 300 meter van een snelweg of binnen 50 meter van een provinciale weg een gevoelige bestemming te realiseren, moet onderzocht worden of er op de desbetreffende locatie sprake is van een (dreigende) overschrijding van de grenswaarden voor PM₁₀ of NO₂. Is dit het geval, dan mag de bestemming niet worden gerealiseerd.

De minister heeft bij de totstandkoming van de AMvB advies ingewonnen bij het RIVM en de Gezondheidsraad (Fischer et al., 2007; Gezondheidsraad, 2008). Beide instanties geven aan dat:

- ook langs drukke binnenstedelijke wegen gezondheidseffecten optreden;
- ook wanneer wordt voldaan aan wettelijke grenswaarden op door verkeersemmissies gedomineerde locaties gezondheidseffecten kunnen optreden;
- ook het wonen langs de (snel)weg is geassocieerd met gezondheidseffecten.

De Gezondheidsraad onderbouwt daarnaast ook dat het verkeersgerelateerde PM₁₀-stof per eenheid gewicht schadelijker is dan het PM₁₀-stof op niet verkeersbelaste locaties. Dit pleit ervoor om de gezondheidskundige risico's van verkeersbelaste situaties niet aan de hand van PM₁₀-normen te beoordelen (Gezondheidsraad, 2008). In de praktijk gebeurt dat meestal wel omdat de grenswaarden voor NO₂, dat een betere indicator is voor verkeersgerelateerde luchtverontreiniging, nog niet van kracht zijn.

Naar aanleiding van deze adviezen heeft de minister van VROM een brief aan de Tweede Kamer gestuurd (VROM, 10-06-2008) en heeft een algemeen overleg met de vaste kamercommissie van VROM plaatsgevonden (Tweede Kamer, 17-07-2008). Wat betreft het niet opnemen van woningen in de AMvB worden hierin de volgende argumenten gegeven:

- de AMvB gericht is op gebouwen die een specifieke bestemming hebben, gericht op de gevoelige groepen zoals kinderen en ouderen;
- de AMvB is alleen bedoeld om de meest nijpende situaties te voorkomen;
- maatregelen in de NSL gericht zijn om alle overschrijdingssituaties voor fijn stof en NO₂ zo snel mogelijk te saneren;
- het aan gemeenten is om in het kader van de goede ruimtelijke ordening in een concreet geval een afweging te maken of woningbouw plaats kan vinden. Het gezondheidsaspect zal daarbij een belangrijke rol spelen en eventueel door de rechter kunnen worden getoetst.

Bij afronding van deze richtlijn was de AMvB nog niet in werking. De minister van VROM geeft in haar brief aan de Tweede Kamer (7-10-2008) echter aan dat het advies van de Raad van State niet aan de principiële keuzes raakt die gemaakt zijn bij het opstellen van het ontwerpbesluit en dat zij de kamer adviseert om de AMvB op zo kort mogelijke termijn in werking te laten treden. De verwachting is daarom dat de AMvB nog voor het einde van 2008 (vrijwel) ongewijzigd in werking treedt.

NB: In de AMvB zijn binnenstedelijke wegen niet opgenomen, vindt toetsing plaats op grond van wettelijke grenswaarden in plaats van op grond van afstand en zijn woningen niet opgenomen als gevoelige bestemmingen. Hierop wordt in hoofdstuk 5 nader ingegaan.

Goede Ruimtelijke Ordening

Naast de Wet luchtkwaliteit biedt ook het Besluit op de Ruimtelijke Ordening handvatten om het bouwen van voorzieningen voor gevoelige groepen op plaatsen met slechte luchtkwaliteit tegen te gaan. Artikel 12 van het Besluit op de Ruimtelijke Ordening geeft immers aan dat een bestemmingsplan moet worden gemaakt met het oog op 'een goede ruimtelijke ordening'.

Dit betekent dat afgewogen moet worden of het aanvaardbaar is om een project op een bepaalde locatie te realiseren. Daarbij speelt de mate van blootstelling aan luchtverontreiniging een rol. Ook de aanwezigheid van gevoelige groepen moet daarbij worden afgewogen.

De Memorie van Toelichting bij de Wet luchtkwaliteit gaat expliciet in op de relatie tussen een goede ruimtelijke ordening en luchtkwaliteit. Ook de Toelichting bij het Besluit Niet in Betekenende Mate gaat in op het uitgangspunt van een goede ruimtelijke ordening. Concreet betekent dit dat een gemeente, bij het realiseren van voorzieningen voor gevoelige groepen, niet kan volstaan met simpelweg aangeven dat aan de normen wordt voldaan. Wanneer zo'n voorziening wordt gepland in de nabijheid van bijvoorbeeld een snelweg, moet een gemeente kunnen onderbouwen waarom deze locatie de beste is voor dit project. Dit geldt dus ook voor locaties waar de concentraties onder de grenswaarden blijven. Toetsing aan grenswaarden is hierbij namelijk niet aan de orde, omdat het altijd om NIBM-projecten gaat.

Een aardig uitgangspunt van een goede ruimtelijke ordening is 'de meest kwetsbare groep op de minst vervuilde plek'. Ook andersom kan de vraag aan de orde zijn: is het uit oogpunt van goede ruimtelijke ordening acceptabel om een nieuwe bron van luchtverontreiniging te realiseren (ook als dit wettelijk gezien mag), op een zodanige plek dat daardoor kwetsbare functies in de omgeving extra belast worden?

5 Advisering door GGD

Vanuit de Wet Collectieve Preventie Volksgezondheid (WCPV) heeft de medisch milieukundige zorg bij de GGD een aantal taken: signaleren van ongewenste situaties, het adviseren over milieugerelateerde gezondheidsrisico's aan gemeenten en burgers, in het bijzonder bij rampen of dreiging van rampen, het adviseren van gemeenten over een communicatieplan, het beantwoorden van vragen uit de bevolking, het geven van voorlichting en het doen van onderzoek.

Advisering door de GGD met betrekking tot luchtkwaliteit richt zich meestal op ruimtelijke planvorming of actieplannen luchtkwaliteit. Betrokkenheid van de GGD bij gemeentelijke beleidsvorming in het algemeen maakt het mogelijk op tijd en volledig inzicht te krijgen en een gedegen en relevant advies te geven. Binnen ruimtelijke planvorming spelen natuurlijk meerdere factoren een rol. Overweeg daarom of er meerdere milieufactoren of tegengestelde belangen (kunnen) spelen. Zie hiervoor ook Richtlijn Lokaal Gezondheidsbeleid (Van den Broek et al., 2007) en Gezondheidseffectscreening Stad & Milieu (GGD Nederland, 2006).

Een gemeente is verplicht aan 'goede ruimtelijke ordening' te doen, de GGD kan hier op inspelen. Ook kunnen gemeenten aanvullend lokaal beleid formuleren om gevoelige groepen beter te beschermen dan op basis van bijvoorbeeld de AMvB Gevoelige Bestemmingen mogelijk is (zie paragraaf 5.1.1).

5.1 Advisering gemeenten over gezondheidsrisico's

De advisering van de GGD is afhankelijk van de specifieke situatie. Iedere situatie vergt een gerichte behandeling en een passend gezondheidskundig advies. Er zijn verschillende manieren waarop de GGD advies kan geven over de gezondheidsaspecten van de luchtkwaliteit:

1. het opstellen van, of bijdragen aan, lokaal beleid ten aanzien van gevoelige bestemmingen;
2. het opstellen van, of bijdragen aan, een gemeentelijk luchtkwaliteitsplan (wanneer er grensoverschrijdingen zijn) of een gemeentelijk verkeer- en vervoersplan;
3. advisering bij ruimtelijke planvorming langs (snel)wegen;
4. informatieve advisering aan een gemeente waar geen grensoverschrijdingen voorkomen;
5. advisering over gezondheidswinst van (technische) maatregelen aan een nieuw of bestaand object langs (snel)wegen;
6. advisering bij meldingen over individuele gezondheidsklachten die te maken kunnen hebben met luchtkwaliteit van de woonplek;
7. advisering over gemeentelijk communicatieplan over luchtkwaliteit (zie paragraaf 5.2).

Vaak betreft de advisering van de GGD een situatie waarin het gaat om plannen voor ruimtelijke ordening (zoals in situatie 1 tot en met 3). De Agenda Lokaal Milieubeleid 2006-2010 geeft aan dat de gemeente de eerst aangewezen overheid is om samenhang en kwaliteit te leveren in ruimtelijke en milieuontwikkelingen (VNG, 2006). Eén van de speerpunten daarbij is luchtkwaliteit. Gemeenten hebben bij hun milieubeleid ruimte voor lokale keuzes en maatwerk als het gaat om beleid dat gericht is op het lokale leefmilieu.

Gemeenten kunnen, om gevoelige groepen beter te beschermen, aanvullend beleid vaststellen dat verder gaat dan de AMvB Gevoelige Bestemmingen. In de Nota Lokaal Gezondheidsbeleid kan bijvoorbeeld een paragraaf worden opgenomen over het beschermen van gevoelige groepen. De gemeente Amsterdam is bezig met het formuleren van aanvullend beleid voor gevoelige groepen. Het is de uitwerking van een paragraaf uit het in 2006 vastgestelde Actieplan Luchtkwaliteit getiteld 'Niet

bouwen op de verkeerde plekken' (Van Bergen, 2006). Bij het ter perse gaan van deze richtlijn was de precieze invulling van de Amsterdamse beleidslijn overigens nog niet bekend.

In andere gemeenten (onder meer Rotterdam en Den Haag) is de discussie over het formuleren van aanvullend beleid voor gevoelige bestemmingen ook gestart.

De GGD kan een belangrijke rol spelen bij het formuleren van aanvullend beleid. Aanvullend beleid is mogelijk omdat de AMvB onvoldoende bescherming biedt tegen het optreden van gezondheidseffecten doordat:

- binnenstedelijke wegen niet zijn opgenomen;
- toetsing plaatsvindt op grond van wettelijke grenswaarden in plaats van op grond van afstand;
- woningen niet zijn opgenomen als gevoelige bestemmingen.

De GGD kan extra aandacht vragen voor het gezondheidsaspect door te adviseren om:

- te toetsen op basis van afstand (snelweg) of verkeersintensiteit (binnenstedelijke weg), en niet op basis van concentratie;
- ook woningen tot de gevoelige bestemmingen te rekenen;
- een scoresysteem te hanteren voor de gevoeligheid van ruimtelijke objecten.

In onderstaande paragrafen worden deze aspecten uitgewerkt.

5.1.1 Toetsing op basis van afstand en verkeersintensiteit

Op grond van de gegevens uit voorgaande hoofdstukken en rapportages van onder andere de Gezondheidsraad en het RIVM (zie hiervoor onderstaande kaders met daarbij de argumentatie voor het GGD-advies) gebruikt de GGD bij haar advisering een aantal aandachtspunten:

Blootstelling

- Voor de locatie van gevoelige bestemmingen (zie paragraaf 5.3) is afstand tot de weg een betere maat dan concentraties NO₂ en PM₁₀, vanwege de grote impact van het mengsel van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging. Minstens 300 meter van de snelweg is het meest wenselijk en minder dan 100 meter van de snelweg wordt sterk afgeraden. Ook direct aan andere drukke wegen (meer dan 10.000 motorvoertuigen per etmaal) wordt het plaatsen van gevoelige functies afgeraden.
- De huidige rekenmodellen kennen een aantal zeer optimistische aannames omdat ze (mede) zijn bedoeld om aan te tonen dat Nederland op termijn aan de grenswaarden zal gaan voldoen. Het MNP (sinds mei 2008 Planbureau voor de leefomgeving (PBL)) omschrijft de Saneringstool als een geschikt instrument om verkenningen te doen, maar is bezorgd over het mogelijke 'absolute' gebruik van de uitkomsten van de Saneringstool (rapportagetool) in de beleidsuitvoering (Diederik, 2008). De GGD sluit zich daarbij aan (zie paragraaf 2.4).
- Bepaling van de grenswaardencontouren voor NO₂ en PM₁₀ gaat altijd gepaard met een zekere mate van onnauwkeurigheid. Het is daarom verstandig om een zekere marge aan de 'veilige' kant van de contour te hanteren.
- Naast wegen kunnen ook andere bronnen een effect hebben op de lokale luchtkwaliteit. Deze openstapelings van luchtverontreiniging dient te worden betrokken bij de beoordeling van de luchtkwaliteit.

Gezondheid

- Voor luchtverontreiniging geldt dat de contour die de grenswaarde aangeeft niet de grens is tussen ongezond en veilig gebied. De GGD vindt het om deze reden noodzakelijk ook kritisch te zijn over de inrichting van plaatsen waar net aan de grenswaarden wordt voldaan.
- Voor fijn stof bestaat geen drempelwaarde waaronder geen effecten optreden (zie paragraaf 3.1).
- Voor de bescherming van de gezondheid is het van belang de blootstelling te minimaliseren en niet slechts onder de norm te blijven.
- NO₂ wordt voornamelijk als indicator van verkeersgerelateerde luchtverontreiniging gebruikt. Maatregelen die zich beperken tot de reductie van alleen NO₂, zoals NO_x-absorberende tegels of klinkers, zijn minder efficiënt in termen van gezondheidswinst (zie paragraaf 5.3 en Bijlage 3). Door alleen de indicator aan te pakken, lijkt de luchtkwaliteit verbeterd, terwijl juist de overige (en meest schadelijke) verkeersgerelateerde componenten van het mengsel van luchtverontreiniging niet zijn afgenomen.
- Maatregelen die leiden tot verbetering van de situatie op knelpunten kunnen leiden tot verhoging van concentraties op andere plekken waar mensen worden blootgesteld. Dit moet voorkomen worden, ook als de grenswaarden daar niet worden overschreden.
- Bij de keuze van maatregelen om fijnstofconcentraties terug te dringen dient de prioriteit te liggen bij de fracties fijn stof die de gezondheid de meeste schade toebrengen (dat wil zeggen de kleinste deeltjes).
- Het bepalen van de gevoeligheidsscore van ruimtelijke objecten (zie paragraaf 5.1.2 en Bijlage 2) geeft inzicht in de mate waarin gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Communicatie

- Goede informatievoorziening en risicocommunicatie is noodzakelijk (zie paragraaf 5.2).
- Informeer burgers over de luchtkwaliteit in hun eigen buurt.
- Informeer burgers over maatregelen die de overheid neemt en die men zelf kan nemen.
- Informeer burgers over luchtkwaliteit in relatie tot gezondheid.
- Stem de communicatie af op de doelgroep.

Op grond van bovenstaande kan de GGD de gemeente adviseren om voorzieningen voor gevoelige groepen:

- niet binnen 300 meter van de snelweg te bouwen, onafhankelijk van de vraag of aan de grenswaarden wordt voldaan. Het realiseren van gevoelige bestemmingen op minder dan 100 meter wordt sterk afgeraden;
- niet te bouwen direct langs drukke wegen, waarbij ‘druk’ gedefinieerd is als een verkeersintensiteit van meer dan 10.000 mtv/etmaal.

Argumentatie 300 meter

Zowel de Gezondheidsraad als het RIVM geven aan dat de invloed van de snelweg op luchtkwaliteit en gezondheid tot op een afstand van minimaal 400 meter merkbaar is. Het is niet aan te geven wat een ‘veilige’ afstand is (GR, 2008; Fischer, 2007).

De AMvB gaat uit van een zone van 300 meter tot de snelweg waarbinnen getoetst moet worden aan luchtkwaliteit. Om praktische redenen sluiten we aan bij deze afstand en adviseren om voorzieningen voor gevoelige groepen bij voorkeur niet te bouwen binnen 300 meter van de snelweg (onafhankelijk van de concentratie).

Argumentatie 100 meter

De concentraties verkeersgerelateerde componenten nemen snel af met toenemende afstand tot de weg; de eerste 100 meter is de afname het sterkst (RIVM, 2007). Uit Nederlands onderzoek bij kinderen wonend nabij snelwegen bleek daarnaast dat kinderen die op minder dan 100 meter van de snelweg woonden, vaker chronische luchtwegklachten hebben dan kinderen die op meer dan 100 meter van de snelweg woonden (De Hartog et al., 1997; Van Vliet et al., 1997). Ander Nederlands onderzoek liet een verhoogde kans op vroegtijdige sterfte zien bij oudere volwassenen wonend op minder dan 100 meter van een snelweg of minder dan 50 meter van een drukke verkeersweg (Hoek et al., 2002; Beelen et al., 2008). Om bovengenoemde redenen raden wij het bouwen van gevoelige bestemmingen op minder dan 100 meter van de snelweg sterk af.

Argumentatie verkeersintensiteit

Een ‘drukke verkeersweg’ was in de Nederlandse studies van Hoek et al. (2002) en Beelen et al. (2008) gedefinieerd als een weg met verkeersintensiteit van meer dan 10.000 mtv/etmaal. Daarom sluiten we aan bij deze definitie van een drukke weg. Bij binnenstedelijke wegen hanteren we geen afstandscriterium van 50 meter maar ontraden we alleen het bouwen van gevoelige bestemmingen direct (in de eerstelijnsbebouwing) langs een drukke weg. Om praktische redenen hanteren we bij binnenstedelijke wegen geen afstandscriterium van 50 meter maar ontraden we alleen het bouwen van gevoelige bestemmingen direct (in de eerstelijnsbebouwing) langs een drukke weg.

Argumentatie achterwege laten van toetsing

De AMvB Gevoelige Bestemmingen (zie paragraaf 4.4) verplicht gemeenten ertoe om, bij het realiseren van gevoelige bestemmingen binnen 300 meter van de snelweg of 50 meter van een provinciale weg, te toetsen of er sprake is van een (dreigende) grenswaardeoverschrijding. Als dat het geval is mag de bestemming niet gerealiseerd worden. In de praktijk zal dit maar weinig voorkomen. De door Rijkswaterstaat berekende concentraties in 2006 langs de A13 in Overschie bijvoorbeeld, voldeden al op 20 meter afstand van de snelweg aan de voor dat jaar geldende wettelijke normen (zie Figuur 2.2 in paragraaf 2.3). Dit betekent dat in de praktijk gevoelige bestemmingen gerealiseerd kunnen worden op locaties zeer dicht bij de snelweg.

Bovendien is in de AMvB geen toetsingsverplichting opgenomen voor gevoelige bestemmingen langs drukke binnenstedelijke wegen. Zolang de afstand tot de snelweg/provinciale weg maar groter is dan respectievelijk 300 en 50 meter, kan een gevoelige bestemming langs een drukke stadsweg gebouwd worden, ook wanneer daar de grenswaarden worden overschreden.

Ook worden woningen in de AMvB niet tot de gevoelige bestemmingen gerekend, terwijl mensen die tot gevoelige groepen behoren (kinderen, ouderen en mensen met een zwakke gezondheid) juist in en om hun woning langdurig blootgesteld zijn.

5.1.2 Scoresysteem voor de gevoeligheid van ruimtelijke objecten

De gevoeligheidsscore geeft een indicatie van de mate van gezondheidseffecten die bij de gebruikers van het object zijn te verwachten (zie Bijlage 2). Dit scoresysteem heeft geen wettelijke basis. Wel geeft het de mogelijkheid om gefundeerde argumenten in te brengen tijdens de discussie over wat wel of niet kan in een gebied met een matige luchtkwaliteit.

Om tot een gevoeligheidsscore te komen worden de onderstaande vier criteria gehanteerd:

- de verblijfsduur van mensen op de locatie;
- de aanwezigheid van mensen die gevoelig zijn voor luchtverontreiniging (zie paragraaf 3.5 over kwetsbare groepen);
- het verrichten van lichamelijke inspanning door aanwezigen;

- de aanwezigheid van technische aanpassingen waardoor de binnenlucht relatief schoner is dan de buitenlucht.

Per criterium wordt een score toegekend. Na optelling geeft dit de totaalscore van het object. In Bijlage 2 is deze exercitie voor een aantal ruimtelijke objecten uitgevoerd. Afhankelijk van de hoogte van de totaalscore wordt een object als rood, oranje of groen beoordeeld. De adviezen die erbij horen zijn:

Rood	Het object is gevoelig. Dit object dient te worden geplaatst in een zone met goede luchtkwaliteit om gezondheidsproblemen te voorkomen.
Oranje	Het object verdient extra aandacht. Dit object dient bij voorkeur te worden geplaatst in een zone met goede luchtkwaliteit, maar als dit niet gebeurt levert het minder gezondheidsproblemen op dan bij de 'rode' objecten. In sommige gevallen kan het aanvaardbaar zijn.
Groen	Het object is niet gevoelig. Plaatsen van dit object in een omgeving met een ongunstige luchtkwaliteit levert weinig tot geen gezondheidsproblemen op.

In de score wordt het aantal gebruikers niet meegenomen. Een groot aantal gebruikers kan wel een extra argument zijn bij de advisering over de bestemming van een dergelijke ruimtelijke functie.

De uitkomst kan gebruikt worden als extra onderbouwing van adviezen en helpen bij het stellen van prioriteiten.

5.1.3 Lokale maatregelen en gezondheidswinst

Bij advisering bij het opstellen van een gemeentelijk luchtkwaliteitsplan benadrukt de GGD dat niet alle lokale maatregelen een even grote gezondheidswinst opleveren. Naast de algemene aandachtspunten (paragraaf 5.1) geldt:

- Bronmaatregelen (bijvoorbeeld schonere auto's) verdienen de voorkeur boven overdrachtsmaatregelen (bijvoorbeeld afscherming door geluidsscherm).
- Maatregelen die zich beperken tot de reductie van NO₂, zoals absorberende tegels of klinkers, zijn minder efficiënt in termen van gezondheidswinst. Wanneer een dergelijke maatregel op zichzelf staat, kan juist een vertekend beeld ontstaan van de luchtkwaliteit. Door alleen de indicator aan te pakken, lijkt de luchtverontreiniging opgelost, terwijl juist de overige verkeersgerelateerde componenten van het mengsel van luchtverontreiniging uit het oog worden verloren.
- Maatregelen gericht op de uitstoot van dieselroet door vrachtverkeer en andere voertuigen leveren grote gezondheidswinst op.
- Maatregelen die een effect hebben op verlaging van de blootstelling van kwetsbare groepen verdienen de voorkeur.
- Bij toepassing van technische voorzieningen zoals ventilatie- en filtersystemen als maatregel is het noodzakelijk te toetsen of de toepassing een blijvend positief effect heeft op de kwaliteit van de binnenlucht. Dit vanwege het innovatieve stadium waarin deze systemen zich nog bevinden.

Ter ondersteuning van de advisering bij het opstellen van een gemeentelijk luchtkwaliteitsplan is in Bijlage 3 voor een aantal lokale maatregelen aangegeven hoe groot de relevantie is vanuit het oogpunt van gezondheidswinst. Als uitgangspunt zijn hiervoor de maatregelen gebruikt zoals die worden genoemd in de handreiking 'L39 Maatregelen voor schone lucht; praktische informatie voor provincies en gemeenten' van Infomil (www.infomil.nl). Ook is de informatie over effecten van maatregelen

gebruikt uit het rapport ‘Top tien voor een betere luchtkwaliteit’ van adviesbureau CE (Vermeulen en Den Boer, 2005). Meer, en actuele informatie is ook te vinden via het CROW (publicatiereeks Luchtkwaliteit en Verkeer). De bijlage geeft niet alleen een beeld van het effect van maatregelen op de blootstelling aan luchtverontreiniging, maar ook van het eventuele bijkomstige effect op de geluidbelasting.

Enkele populaire en vernieuwende maatregelen die gebruikt kunnen worden om de luchtkwaliteit te verbeteren, worden wat uitgebreider besproken in Bijlage 3: roetfilters, nat sproeien wegdek en het aanplanten van groen. In alle drie gevallen gaat het om zogenaamde ‘end-of-the-pipe’-maatregelen.

5.2 Communicatie over luchtkwaliteit en gezondheid

Uit verschillende enquêtes is gebleken dat burgers geïnformeerd willen worden over de luchtkwaliteit, ook in relatie tot gezondheid (Matthijssen, 2006; Gemeente Breda, 2006; Gemeente Nijmegen, 2006; Motivaction International, 2006; Provincie Zuid-Holland, 2006; Regionaal Platform Luchtkwaliteit Eindhoven, 2006). Bovendien vinden burgers dat dit nog te weinig gebeurt. Daarnaast geven gemeenten aan dat ze vooral communicatie over luchtkwaliteit en gezondheid lastig vinden (Tobben, 2007). Hierin is dan ook een rol weggelegd voor de GGD.

Deze paragraaf richt zich kort op de theoretische achtergrond van (risico)communicatie in relatie tot luchtkwaliteit. Daarnaast wordt besproken welke informatie in de communicatie over luchtkwaliteit nodig is. Voor algemene informatie en tips rondom risicocommunicatie wordt verwezen naar de GGD-richtlijn Risicocommunicatie (Elsman-Domburg et al., 2006).

Voor een effectieve risicocommunicatie is het onder meer van belang inzicht te hebben in de wijze waarop burgers risico's beoordelen, de zogenoemde risicoperceptie. Hiermee kan in de manier van communiceren rekening worden gehouden. De aspecten die van invloed zijn op de risicoperceptie kunnen verschillen in de mate waarin ze door communicatie (positief) te beïnvloeden zijn. De factor beheersbaarheid kan bijvoorbeeld positief beïnvloed worden door het bieden van een handelingsperspectief waardoor betrokkenen meer greep kunnen krijgen op de situatie (Elsman-Domburg et al., 2006; Gezondheidsraad, 2001; Jonkers, 2006). In Tabel 5.1 worden deze factoren toegelicht voor het onderwerp luchtkwaliteit.

Tabel 5.1 Belangrijke factoren die de risicoperceptie beïnvloeden, met betrekking tot luchtkwaliteit en communicatie (Elsman-Domburg et al., 2006; Gezondheidsraad, 2001; Jonkers, 2006; Tobben, 2007).

Factor	Toelichting met betrekking tot luchtkwaliteit	Beïnvloedbaar door communicatie
<u><i>Ernst van de gevolgen</i></u> Mensen schatten de risico's van verontreinigingen veelal hoger in naarmate de gevolgen ernstiger of levensbedreigender zijn.	Luchtvervuiling veroorzaakt vroegtijdige sterfte van duizenden Nederlanders per jaar.	Communicatie richten op gezondheidseffecten van luchtkwaliteit. Vergelijking maken met andere risico's (met dezelfde kenmerken als blootstelling aan luchtverontreiniging) zoals passief roken.
<u><i>Catastrofaal karakter</i></u> Mensen zijn minder bang voor activiteiten die geleidelijk slachtoffers maken dan voor activiteiten die in één keer veel slachtoffers tot gevolg hebben.	Sterfgevallen door langdurige blootstelling aan luchtverontreiniging treden verspreid in het jaar op. Er is dus geen sprake van een catastrofaal karakter.	Moeilijk beïnvloedbaar door communicatie.
<u><i>Zichtbaarheid en bekendheid (van de gevaren)</i></u> In het algemeen geldt dat hoe onbekender en onzichtbaarder de gevaarlijke activiteit is, des te hoger mensen het risico inschatten. ¹	Luchtvervuiling is letterlijk onzichtbaar. Bij bepaalde groepen bewoners wordt deze steeds zichtbaarder door hinder van stank en/of roet (Jonkers, 2006). Ook berichten in de media vergroten de zichtbaarheid. Deze toenemende aandacht en dus zichtbaarheid kan leiden tot onrust waardoor de negatieve perceptie wordt versterkt.	Risico's zichtbaar maken door communicatie over concentraties in de eigen woonomgeving (op postcodeniveau) of het publiceren van meetgegevens of gemodelleerde gegevens. Belangrijk is hierbij wel een handelingsperspectief te bieden.
<u><i>Vrijwilligheid</i></u> Mensen zijn minder bang voor de risico's van activiteiten die ze vrijwillig ondernemen.	Blootstelling aan luchtvervuiling gebeurt vaak niet vrijwillig als het gaat om bestaande bewoners van een drukke straat. Dit geldt wel voor nieuwe bewoners. Verkeersdeelnemers (automobilisten maar ook fietsers en voetgangers) hebben wel een keuze ten aanzien van hun eigen gedrag.	Bestaande bewoners kunnen gewezen worden op hun eigen mogelijkheden ten aanzien van ventilatie. Communicatie richting nieuwe bewoners kan worden gericht op informatie over aanwezige risico's in de leefomgeving. Men kan dan, geïnformeerd, een keuze maken. Naar verkeersdeelnemers vooral de nadruk leggen op eigen keuze ten aanzien van auto- versus OV-gebruik en fiets/wandelroutes met betere luchtkwaliteit.
<u><i>Beheersbaarheid</i></u> Mensen zijn minder bang voor de risico's van activiteiten die ze zelf in de hand hebben.	Mensen hebben wel invloed op hun eigen bijdrage aan de luchtkwaliteit maar kunnen de luchtkwaliteit in hun buurt niet beheersen.	Verschaffen van handelingsadviezen die de blootstelling aan milieuverontreiniging beperken. Participatie bewerkstelligen

		zoals betrekken van burgers bij opstellen bestemmingsplannen, instellen 30 km-zones. Eveneens de eigen keuze benadrukken (zie vrijwilligheid).
<u>Voordelen</u> Mensen zijn minder bang voor de risico's van activiteiten die persoonlijk voordeel opleveren en zijn eerder geneigd om deze te accepteren.	De gezondheidsrisico's van uitlaatgassen van de auto worden lager ingeschat dan de risico's van uitstoot van een fabriek, omdat de auto veel persoonlijke voordelen biedt.	Andere vervoersmiddelen stimuleren en benadrukken welke voordelen deze bieden zoals gezondheidswinst, tijdswinst of financiële besparing.
<u>Vertrouwen in verantwoordelijke instanties</u> Mensen zijn minder bang naarmate ze meer vertrouwen in de verantwoordelijke instantie hebben. Het vertrouwen hangt nauw samen met het handelen van die instantie	Bij luchtkwaliteit zullen burgers zich vooral richten op de gemeentelijke overheid.	Streven naar adequaat, zorgzaam en niet-bagatelliserend overheidshandelen. Ook communiceren over luchtverontreiniging wanneer dat (net) onder de norm ligt. Altijd inzetten voor zo laag mogelijke blootstelling.

¹ Hierop zijn uitzonderingen: de zichtbaarheid van bijvoorbeeld zendmasten in de leefomgeving zorgt er juist voor dat omwonenden de risico's hoger inschatten

Communicatieplan gericht op wat burgers willen weten

Een communicatieplan is een eerste stap in de richting van een effectieve, gestructureerde communicatie. In de GGD-richtlijn Risicocommunicatie wordt een aantal stappen besproken om te komen tot een communicatieplan. Hieronder worden deze specifiek voor het onderwerp luchtkwaliteit uitgewerkt, voor zover uit onderzoeken specifieke informatie over een betreffende stap is gevonden. Voor meer info wordt verwezen naar de GGD-richtlijn Risicocommunicatie (Elsman-Domburg et al., 2006).

Stap 1: Communicatiedoelstellingen

Het is belangrijk om te bepalen wat het doel van de communicatie is. Gaat het om het vergroten van kennis over luchtkwaliteit en gezondheid, het beïnvloeden van de houding of mening van doelgroepen (bijvoorbeeld over maatregelen die worden genomen) of om het beïnvloeden van het gedrag van doelgroepen?

Uit enquêtes is gebleken dat burgers vooral voor de lokale en nationale overheid een rol zien weggelegd om de luchtkwaliteit te verbeteren. Desalniettemin zien veel burgers ook een rol voor zich zelf weggelegd (meer fietsen, geen open haard meer gebruiken, nieuwe rijden aanleren) en is de bereidwilligheid hiertoe relatief groot.

Stap 2: Doelgroep

Verschillende doelgroepen vereisen een verschillende aanpak. Door vooraf een doelgroepenanalyse uit te voeren kan de informatie beter op de doelgroep worden afgestemd. Vragen als 'welke informatie wil de doelgroep, van wie moet die komen, hoe willen ze de informatie ontvangen en hoe vaak?' komen hierbij aan bod. Voorbeelden van doelgroepen zijn jongeren, automobilisten, omwonenden van luchtkwaliteitsknelpunten, ondernemers en bewonersorganisaties.

Stap 3: Boodschap

Tijdens deze stap dienen de doelen omgezet te worden naar heldere boodschappen voor de burgers. Belangrijk hierbij is het goed uitleg geven over de bestaande risico's en het vermijden van jargon. Het gebruik van visuele of grafische middelen kan helpen om de risico's inzichtelijk te maken of risico-informatie samen te vatten.

Uit verschillende lokale en landelijke enquêtes is gebleken dat burgers vooral informatie willen over:

- de luchtkwaliteit in hun eigen buurt (de omvang van het risico);
- gevolgen van slechte lucht voor de gezondheid;
- normen voor luchtkwaliteit;
- (gemeentelijke) maatregelen;
- maatregelen die ze zelf kunnen nemen (Tobben, 2007).

Burgers zijn vooral geïnteresseerd in deze informatie op het moment van een verhuizing, bij gezondheidsklachten en bij nieuwe bestemmingsplannen. Overigens willen de meeste mensen deze informatie in ieder geval ontvangen en denkt men hier één tot drie keer per jaar gebruik van te maken (Motivaction International, 2006).

Er is gebleken dat gemeenten het vaak moeilijk vinden om duidelijke en begrijpelijke informatie te verstrekken en om de risico's voor de gezondheid door luchtkwaliteit goed te omschrijven. Wil de GGD hier goed bij kunnen ondersteunen, dan is het belangrijk inzicht te krijgen in de gemeentelijke luchtkwaliteitsgegevens.

Stap 4: Communicatiemiddelen

De communicatiemiddelen zijn afhankelijk van de boodschap en de doelgroep. In enquêtes hebben burgers aangegeven, dat ze milieu-informatie bij voorkeur ontvangen via een persoonlijk geadresseerde brief, internet, folders, huis-aan-huisbladen en dagbladen. Een mix van communicatiemiddelen verdient de voorkeur. Alleen via een website informeren is niet toereikend. Bij de communicatie kan gebruik worden gemaakt van reeds bestaande middelen, zoals het antwoord op veelgestelde vragen die door de werkgroep luchtkwaliteit van GGD Nederland en Infomil is opgesteld (www.infomil.nl) of de Toolkit Luchtkwaliteit van VROM (www.vrom.nl/schonerelucht). Hierin zijn standaard communicatiemiddelen te vinden zoals affiches en presentaties over bijvoorbeeld roetfilters en milieuzones.

Stap 5: Organisatie van de communicatie

De GGD kan zelf de communicatie over luchtkwaliteit en gezondheid verzorgen. Samenwerking met interne afdelingen als gezondheidsbevordering en/of communicatie verdient daarbij de voorkeur. Daarnaast is samenwerking met andere gemeentelijke diensten veelal wenselijk. Andere partijen waarmee samengewerkt kan worden, zijn instanties die burgers (makkelijk) kunnen informeren, zoals bewoners- of milieugroepen of het Astmafonds. Belangrijk is om goed vast te leggen wie waarvoor verantwoordelijk is.

Stap 6: Evaluatie van de risicocommunicatie

Om te kunnen bepalen of de communicatie over luchtkwaliteit effect heeft gehad, is een evaluatie essentieel. In veel gevallen wordt deze stap overgeslagen.

Het effect van communicatie kan bijvoorbeeld ook vastgesteld worden door periodiek burgerenquêtes te houden met daarin vragen over de kennis, houding, gedrag en beleving (ten aanzien) van luchtkwaliteit.

5.3 Kwantificering van gezondheidseffecten

Het kwantificeren van de effecten van luchtverontreiniging op de gezondheid van bewoners kan het onderwerp luchtkwaliteit inzichtelijker maken voor bestuurders en beleidsmakers. De onzekerheden die onlosmakelijk aan dit soort berekeningen verbonden zijn, zijn vaak lastig te communiceren. Ook blijkt dat de omvang van de berekende gezondheidseffecten beleidsmakers vaak meevalt en het onderwerp haast diskwalificeren.

Er zijn verschillende methoden voor kwantificering, in deze richtlijn behandelen we er twee:

- Attributieve Cases (AC)-methode voor de berekening van effecten van kortdurende blootstelling (ziekenhuisopnames, luchtwegklachten, ziekteverzuim).
- Uitdrukken van langdurige blootstelling in termen van levensverwachting.

In deze paragraaf volgt een beknopte beschrijving van deze drie methoden. In Bijlage 4 en 5 worden de methoden uitgebreid toegelicht. Ook de specifieke voor- en nadelen van beide methoden komen hierin aan bod.

Attributieve Cases-methode

Künzli en collega's hebben voor de WHO de zogenoemde Attributieve Cases-methode toegepast, die gebruikt is voor gezondheidseffectschatting en een economische evaluatie van de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging (Künzli et al., 2000; WHO, 1999).

De methode is gebaseerd op de gecombineerde relatieve risico's voor ziekte door luchtverontreiniging uit verschillende epidemiologische studies. Vervolgens is per land (Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland) berekend hoeveel ziektegevallen er per één miljoen inwoners optreden, per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ toename PM_{10} . Hierbij is uitgegaan van de nationale incidentie van de bestudeerde aandoeningen en de plaatselijke gemiddelde blootstelling.

In tegenstelling tot vele andere studies, gaan Künzli et al. er van uit dat de PM_{10} -concentratie nooit $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kan zijn. Zij rekenen daarom ten opzichte van een altijd aanwezige concentratie van $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .

Omdat de incidenties in Nederland niet heel erg verschillen van de incidenties in bovengenoemde landen, en ook de concentratie PM_{10} redelijk overeenkomt, is het mogelijk de getallen uit deze studie te gebruiken voor een ruwe schatting in de Nederlandse situatie (zie Bijlage 5).

Voor een meer nauwkeurige schatting zijn gegevens nodig van de incidentie en blootstelling in het gebied waarvoor de berekening gemaakt wordt. De dan te gebruiken methode staat beschreven in het WHO-rapport (WHO, 1999).

Levensverwachting methode

Een rekenmethode om de extra kans op sterfte door langdurige blootstelling aan $\text{PM}_{2,5}$ te vertalen naar verloren levensjaren is beschreven door Brunekreef (1997a). In Bijlage 5 wordt deze methode beschreven.

5.4 Aandachtspunten bij het nieuwe landelijke beleid

De afgelopen jaren is hard gewerkt aan nieuwe regelgeving met betrekking tot luchtkwaliteit en aan maatregelen die de luchtkwaliteit beogen te verbeteren. Hieruit is de verwachting ontstaan dat het risico voor de gezondheid lager zal worden. Er zijn echter aanwijzingen dat dit mogelijk in de nabije toekomst nog niet haalbaar is, of te optimistisch wordt ingeschat. In de richtlijn wordt hier vooral in hoofdstuk 4 en Bijlage 1 op ingegaan. Ook wordt er op verschillende plekken in de richtlijn (vooral hoofdstuk 3) ingegaan op de beperkte gezondheidsbescherming van de momenteel geldende normen. Het is van belang dat GGD'en bij hun advisering aan gemeenten hiermee rekening houden en gemeenten hierover informeren.

Literatuur

Abbey, D.E., N. Nishino, W.F. McDonnell et al. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers, American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine; 159: 373-382, 1999.

Ackermann-Lieblich, U. et al. Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Disease in Adults (SAPALDIA) Team. Am J Respir Crit Care Med; 155: 122-9, 1997.

AEA Technology. Baseline Scenarios for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. European Commission DG Environment. ENV.C.1/SER/2003/0027, 2005.

Amann, M., R. Cabala, J. Cofala et al. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) CAFE Scenario Analysis Report Nr. 2 The 'Current Legislation' and the 'Maximum Technically Feasible Reduction' cases for the CAFE baseline emission projections., November 10, 2004.
http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/CAFE-MFR3.pdf

Apheis, Air Pollution and Health: a European Information System. Health impact assessment of air pollution and communication strategy, juni 2005. www.apheis.net

Barck, C., J. Lundahl, G. Hallden, et al. Brief exposures to NO₂ augment the allergic inflammation in asthmatics. Environ Research Jan;97(1): 58-66, 2005.

Beelen, R., G. Hoek, P.A. van den Brandt et al. Long-term effects of traffic related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). Environmental Health Perspectives 116:196-202, 2008.

Beijk, R. PM₁₀: Kalibratie en validatie van fijn stof metingen 2006. RIVM, Bilthoven, 2006.
www.rivm.nl

Belanger, K., J.F. Gent, E.W. Triche, et al. Association of indoor nitrogen dioxide exposure with respiratory symptoms in children with asthma. American Journal of Respiratory Critical Care Medicine 173 (3): 297-303, 2006.

Bergen, H. van et al. Actieplan Luchtkwaliteit Amsterdam. De Amsterdamse aanpak van de luchtverontreiniging. Gemeente Amsterdam, 20 april 2006.

Blom, W.F. Beoordeling Saneringstool versie 2.1. MNP, rapportnummer 500154001, 2008.

Bonneux, L. Het raadsel van de verdwenen lijken. Medisch Contact 61 (4): 156, 2006.
http://medischcontact.artsennet.nl/uri/?uri=AMGATE_6059_138_TICH_R167097678685931

Brauer, M., Gehring U., Brunekreef B., et al. Traffic-related air pollution and otitis media. Environ Health Perspect 114(9): 1414-1418, 2006.

Brauer, M., G. Hoek., P. van Vliet., K. Meliefste. et al. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med* 166(8): 1092–1098, 2002.

Brauer M, Hoek G, Smit HA, de Jongste JC, Gerritsen J, Postma DS, Kerkhof M, Brunekreef B. Air pollution and development of asthma, allergy and infections in a birth cohort. *Eur Respir J*. 2007 May;29(5):879-88. Epub 24 Jan 2007.

Braun-Fahrlander, C. et al. Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss school children. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1042-9, 1997.

Broek, I. van den et al. GGD richtlijn Medische Milieukunde: lokaal gezondheidsbeleid. RIVM rapport 609330002, Bilthoven, 2007. www.milieuportaal.nl/richtlijnen

Brederode, N.E. van. GGD-richtlijn Smog. Landelijk Centrum Medische Milieukunde, GGD Nederland, Utrecht, 2004.

Brunekreef, B. Air pollution and life expectancy: is there a relation? *Occupational and Environmental Medicine*; 54:781-4, 1997a.

Brunekreef, B. en B. Forsberg. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26: 309-318, 2005a.

Brunekreef, B., N.A.H. Janssen, J. de Hartog, et al. Air pollution from truck traffic and lung function in children living near motorways. *Epidemiology* 8:298-303, 1997b.

Brunekreef, B. en S.T. Holgate. Air pollution and health; Review. *The Lancet*, vol. 360, 1233-1242, 2002.

Brunekreef, B. Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid, Arena, jaargang 11 februari 2005, p. 2-6, 2005b.

Brunekreef, B. Relativering fijn stof norm vormt bedreiging volksgezondheid; rookgordijnen rond fijn stof, *Milieu* 12 (3): 17-20, 2006.

Brunekreef, B. Health effects of air pollution observed in cohort studies in Europe. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17, S61–S65, 2007a.

Brunekreef, B. EU-normen voor fijn stof: de lange adem. *Milieu Dossier* nummer 2, p 17-21, 2008.

Buijsman, E. Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2002. RIVM rapport 500037004, Bilthoven, 2004. www.rivm.nl

Burnett, R.T., S. Cakmak J.R. Brook. The effects of urban ambient air pollution mix on daily mortality rates in 11 Canadian cities. *Canadese Journal of Public Health*; 89:152-156, 1998.

Buringh, E. en A. Opperhuizen. On health risks of ambient PM in the Netherlands. Executive summary. RIVM, report 650010032, Bilthoven, 2002 www.rivm.nl

CAFE working group on particulate matter. Second position paper on particulate matter, 20 december 2004 www.europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/pdf/working_groups/2nd_position_paper_pm.pdf

Cohen, A.J. en C.A. Pope. Lung cancer and air pollution. Environmental Health Perspective 103: 219-224, 1995.

Cohen, A.J. Air pollution and lung cancer: what more do we need to know? Thorax 58: 1010-1012, 2003.

Delfino, R.J., C. Sioutas, S. Malik. Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health. Environmental Health Perspectives. 113, 934-946, 2005.

Diederer, H.S.M.A en R.B.A. Koelemeijer. Onzekerheden en complexiteit van de Nederlandse regelgeving voor luchtkwaliteit. Een discussienotitie. RIVM rapportnummer 500144001, Bilthoven, 2008.

Dockery, D.W., C.A. Pope, X. Xu et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. New England Journal of Medicine; 329: 1753-59, 1993.

Dockery, D.W. et al. Health effects of acid aerosols on North-American children: respiratory symptoms. Env Health Perspect; 104: 500-5, 1996.

Dubowksy, S.D., H. Suh, J. Schwartz et al. Diabetes, obesity and hypertension may enhance associations between air pollution and markers of systemic inflammation. Environmental Health Perspectives 7(114): 992-998, 2006.

EEA. European Environmental Agency. Air Pollution in Europe 1990-2004. EEA Report No 2/2007 http://reports.eea.europa.eu/eea_report_2007_2/en

EG, Europees Parlement en Raad van de Europese Unie. EG-kaderrichtlijn luchtkwaliteit. Richtlijn 1996/62/EG, PB L296, 21-11-1996.

EG, Raad van de Europese Unie. EG-richtlijn grenswaarden zwaveldioxide, stikstofdioxide en stikstofoxiden, zwevende deeltjes en lood in de lucht. Richtlijn 1999/30/EG, PB L163/41, 29-6-1999.

EG, Europees Parlement en Raad van de Europese Unie. Richtlijn 2008/50/EG betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa. 20 mei 2008. <http://eur-lex.europa.eu/nl/index.htm>

Elsman-Domburg, M.G. et al. GGD-Richtlijn Risicocommunicatie; Risk taking is a joy of life. Landelijk Centrum Medische Milieukunde, GGD Nederland, Utrecht, 2006. www.milieuportaal.nl/richtlijnen

EPA. Particulate Matter [PM] Criteria Document, June 2004. <http://cfpub.epa.gov>

EPA. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria (Final Report), Juli 2008. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recorddisplay.cfm?deid=194645>

Fews, A.P., D.L. Henshaw, P.A. Keitch, et al. Increased exposure to pollutant aerosols under high voltage power lines. *International Journal Radiation Biology* 75 (12): 1505-1521, 1999a.

Fews, A.P., D.L. Henshaw, R.J. Wilding et al. Corona ions from powerlines and increased exposure to pollutant aerosols. *International Journal Radiation Biology* 75 (12): 1523-1531, 1999b.

Filleul, L. , V. Rondeau, S. Vandentorren et al. Twenty five year mortality and air pollution: results from the PAARC survey. *Occupational Environmental Medicine* 62:453-460, 2005.

Finkelstein, M.M., M. Jerrett and M.R. Sears. Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *American Journal of Epidemiology*, 160 (2): 173-177, 2004.

Fischer, P., G. Hoek, H. van Reeuwijk, et al. Traffic-related differences in outdoor and indoor concentrations of particles and volatile organic compounds in Amsterdam. *Atmosf. Environ.* 34: 3713-3722, 2000.

Fischer, P., C.B. Ameling M. Marra. Air pollution and daily mortality in the Netherlands over the periods 1992-2002. RIVM, report 630400002. Bilthoven, 2005. www.rivm.nl

Fischer P.H., M. Marra , J. Wesseling F.R. Cassee. Invloed van de afstand tot een drukke verkeersweg op de lokale luchtkwaliteit en de gezondheid: een quick scan. RIVM, Briefrapport 863001005, Bilthoven, 2007.

www.rivm.nl/milieuportaai/images/rapport%20invloed%20afstand%20tot%20drukke%20weg%20op%20gezondheid.pdf

Frierens, F., IRCEL-VMM, april 2008, zie http://www.irceline.be/~celinair/documents/documents/no2_emissies_concentraties_final.pdf

Fuller, G.W. en D. Green. Evidence for increasing concentrations of primary PM10 in London. *Atmospheric Environment* 40:6134-45, 2006.

Gauderman, W.J. et al. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Eng J Med* 351:1057-67, 2004.

Gauderman, W.J., H. Vora, R. McConnell et al. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet*, 369(9561):571-577, 2007.

Gehring, U., J. Cyrys., G. Sedlmeir et al. Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life. *Eur Respir J* 9(4): 690–698, 2002.

Gehring, U., J. Heinrich, U. Kraemer et al. Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women. *Epidemiology* 17:5;1-7, 2006.

Gemeente Amsterdam. Dienst Infrastructuur Verkeer en Vervoer. Rapport Luchtkwaliteit 2005. 28 september 2006. www.gezondelucht.amsterdam.nl/main.php?obj_id=291340170

Gemeente Breda. Burgerenquête 2005, Integrale versie, Gemeente Breda, Bestuursdienst, Afdeling Onderzoek en Informatie, Projectnummer 998, Publicatienummer 1349, 2006.

Gemeente Nijmegen. Nijmegenaren en hun milieu, Milieugedrag en milieubeleving in 2000 en 2005, Gemeente Nijmegen, Afdeling Onderzoek en Statistiek, mei 2006.

Geller, M.D., L. Ntziachristos, A. Marnakos, et al. Physicochemical and redox characteristics of particulate matter (PM) emitted from gasoline and diesel passenger cars. *Atmospheric Environment* 40: 6988-7004, 2006.

Gezondheidsraad. Ongerustheid over lokale milieufactoren; risicocommunicatie, blootstellingsbeoordeling en clusteronderzoek. Den Haag: Gezondheidsraad, 2001; publicatie nr 2001/010, 2001. www.gr.nl

Gezondheidsraad. Advies aan de minister over Gevoelige Bestemmingen luchtkwaliteit. Publikatienummer 2008/09, 24 april 2008. www.gr.nl/pdf.php?ID=1707&p=1

GGD Nederland. Gezondheidseffectscreening Stad & Milieu 2006. Handboek voor een gezonde inrichting van de woonomgeving. GGD Nederland, Utrecht, 2006.

Harrison, R.M., J. Stedman, D. Derwent, New Directions: Why are PM10 concentrations in Europe not falling?, *Atmospheric Environment* 42, 603–606, 2008.

Hartog, J. de, P. van Vliet, B. Brunekreef, M. Knafe et al. Samenhang tussen luchtverontreiniging door verkeer, vermindering van longfunctie en luchtwegsymptomen bij kinderen. *Nederlands Tijdschrift Geneeskunde* 141: 1814-1818, 1997.

Hoek, G. et al. The association between air pollution and heart failure, arrhythmia, embolism, thrombosis, and other cardiovascular causes of death in a time series study. *Epidemiology*: 12; 355-7, 2001.

Hoek, G., B. Brunekreef, S. Goldbohm, P. Fischer, P.A. van den Brandt. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet*; 360(9341):1203-1209, 2002.

Hoffmann, B., S. Moebus, S. Möhlenkamp et al. Residential exposure to traffic is associated with coronary atherosclerosis. *Circulation* 107 American Heart Association, p. 1-8, July, 2007.

Hueglin, Ch., B. Buchmann, R.O. Weber. Long-term observation of real-world traffic emission factors on a motorway in Switzerland. *Atmospheric Environment* 200640;3696-3709, 2006.

Infomil. L39 Lucht. Maatregelen voor schone lucht; praktische informatie voor provincies en gemeenten. 2004. www.infomil.nl

IPL. Innovatie Platform Luchtkwaliteit, IPL Pilot Nat Reinigen Energieweg Nijmegen; een maatregel voor de luchtkwaliteit langs wegen, Rapportnummer RAP-07.0005, 2006. http://www.ipluchtkwaliteit.nl/data/eindrapport_reinigen_Energieweg.pdf.

Janssen, N.A.H., D.F.M. van Mansom, K. van der Jagt et al. Mass concentration and elemental composition of airborne particulate matter at street and background locations. *Atmospheric Environment* 31: 1185-1193, 1997.

Janssen, N.A.H., B. Brunekreef, G. Hoek. Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid – een kennisoverzicht. Institute for Risk Assessment Sciences (IRAS), Utrecht, 2002.

Janssen, N.A.H., B. Brunekreef, P. van Vliet et al. The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyperresponsiveness and respiratory symptoms in children. *Env. Health Perspectives*, 111: 1512-1518, 2003.

D. E. Jeffers. Relative magnitudes of the effects of electrostatic image and thermophoretic forces on particles in the respiratory tract. *Radiation Protection Dosimetry* 113(2):189-194, 2005.

Jonkers, I. Risicocommunicatie over lokale luchtkwaliteit; literatuuronderzoek over het presenteren van risico-informatie aan burgers. Wetenschapswinkel Biologie, Universiteit Utrecht, 2006.

Kempen, I. van et al. De potentiële ziektenlast toe te schrijven aan de geluidbelasting in Nederland. RIVM, rapport 408129021, Bilthoven, 2001. www.rivm.nl

Klemm, R.J., R.M. Mason Jr, C.M. Heilig et al. Is daily mortality associated specifically with fine particles? Data reconstruction and replication of analyses. *J Air Waste Manag Assoc* 50: 1215–1222, 2000.

Knol, A.B. en B.A.M. Staatsen. Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands, 1980-2020. RIVM, rapportnr. 500029001, Bilthoven, 2005. www.rivm.nl

Kooter, I. Inventory of biomarkers for oxidative stress. RIVM rapportnr. 630111001, Bilthoven, 2004. www.rivm.nl

Krewski, D., R. Burnett, M.S. Goldberg, K. Hoover, J. Siemiatycki, M. Jerrett, M. Abrahamowicz, W.H. White. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute Special Report, July 2000. Boston: Health Effects Institute, 2000.

Künzli, N., R. Kaiser, S. Medina et al. Public health impact of traffic related air pollution: a European assessment. *Lancet*: 356: 795-801, 2000.

Künzli, N., S. Medina, R. Kaiser, P. et al. Assessment of deaths attributable to air pollution: should we use risk estimates based on time series or on cohort studies? *Am J Epidemiol.*, 2001: 153 (11): 1050-1055.

Künzli, N. en I.B. Tager. Air pollution: from lung to heart. *Swiss Medicine Weekly* 135 (47-48): 697-702, 2005.

Laden, F., J. Schwartz., F.E. Speizer., D.W. Dockery. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med* 173(6): 667–672, 2006.

Lebret, E. en A. Knol. Reactie RIVM op WHO rapport Preventing disease through healthy environments, 2007. www.rivm.nl/milieuStoffen/milieugezondheid/milieu_en_gezondheid/reactiewhogegezondheidseffectenmilieu.jsp

Lemos, M., S.V. Mohallen, M. Macchione et al., Chronic exposure to urban air pollution exposure induces structural alterations in murine pulmonary and coronary arteries. *Inhal. Toxicology* 18: p. 247-253, 2006.

Lin, S, J.P. Munsie, S.A. Hwang, E. Fitzgerald, M.R. Cayo. Childhood asthma hospitalization and residential exposure to state route traffic. *Environ Res*, 88 (2): 73-81, 2002.

Lipfert, F.W., H.M. Perry, J.P. Miller, et al. The Washington University-EPRI veterans' cohort study: preliminary results. *Inhal. Toxicology* 12 (suppl. 4): 41-73, 2000.

LML, Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit, 2005. www.lml.rivm.nl

Maheswaran, R. en P. Elliott. Stroke mortality associated with living near main roads in England and Wales, a geographical study. *Stroke*, p. 2776-2780, december 2003.

Matthijssen, J en H.M. ten Brink. PM_{2,5} in the Netherlands. Consequences of the new European air quality standards. MNP, Rapportnr. 500099001, 2007.

Matthijssen, M. Beleving luchtkwaliteit onder Rotterdammers. Centrum voor Onderzoek en Statistiek (COS) 2006 .

Medina, S. Health impact assessment on the benefits of reducing PM_{2,5} in 26 European cities. APHEIS, 2006.

Ministry of Environment, British Columbia. Environmental Best Management Practices for Urban and Rural Land Development in British Columbia: Air Quality BMPs and Supporting Information. 16/02/2006. http://www.env.gov.bc.ca/air/airquality/pdfs/aqbmps_feb16_06.pdf

MNP. Fijn stof nader bekeken; de stand van zaken in het dossier fijn stof. Milieu- en natuurplanbureau in samenwerking met het RIVM. Bilthoven, 2005. Rapportnummer 500037008, 2005 (n.b zie p36 voor omrekening dagnorm naar jaarnorm).

MNP . De fijnere fractie van fijn stof (PM_{2.5}): normen en haalbaarheid, 17 januari 2008
http://www.rivm.nl/bibliotheek/digitaaldepot/normen_nieuwe_richtlijn_lucht.pdf

Motivaction International B.V..Burgers voor de Risico Informatiekaart , Kwantitatief onderzoek voor het project Pastis, Ministerie van VROM, Den Haag, 2006.

Naess, O., P. Nafstad ., G. Aamodt, B. Claussen., P. Rosland. Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *Am J Epidemiol* 165(4): 435–443, 2007.

Nafstad, P., L.L. Håheim, B. Oftedal, et al. Lung cancer and air pollution: a 27 year follow-up of 16.209 Norwegian men. *Thorax* 58, P. 1071-1076, 2003.

Nafstad, P., L.L. Håheim, T. Wisløff, et al. Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environmental Health Perspectives* Vol. 112, Number 5, 2004.

Nyberg, F., P. Gustavsson., L. Jarup., T. Bellander, N. Berglind., R. Jakobsson G. Pershagen. Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology* 11(5): 487–495, 2000.

Oberdörster, G., E. Oberdörster, J. Oberdörster. Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 113: p. 823-839, 2005.

Ogawa, C. NO, NO₂, NO_x and SO₂ sampling protocol using the Ogawa sampler. 1998.
www.ogawausa.com

Oosterlee, A. en R.H. Keuken. Gezondheidseffecten van luchtverontreiniging door fijn stof in de IJmond. GGD Kennemerland, Haarlem, 2004.

Pattenden, S. G. Hoek, C. Braun-Fahrlander et al. NO₂ and children's respiratory symptoms in the PATY study. *Occupational Environmental Medicine* 63(12): 828-835, 2006.

Peters, A., S. von Klot, M.P.H. Heier et al. Exposure to Traffic and the Onset of Myocardial Infarction. *New England Journal of Medicine*, Volume 351 Number 17:1721-1730, 2004.

Peutz. Actualisatie literatuuronderzoek 'Beplanting en luchtkwaliteit'. Peutz rapport FL-17485-1, 2006

Pope, C.A., M.J. Thun, M.M. Namboodiri et al. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *American Journal of Critical Care Medicine*; 151: 669-674, 1995.

Pope, C.A., R.T. Burnett, M.J. Thun et al. Long cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution, *JAMA*; 287 (9): 1132-1141, 2002.

Pope, C.A., R.T. Burnett, G.D. Thurston et al. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*; 109: 71-77, 2004.

Pope, C.A. en D.W. Dockery. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect – Critical Review. *Journal of Air & Waste Management Association*; Vol. 56: 709-742, 2006.

Pope, C.A., J.B. Muhlestein, H.T. May et al. Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution. *Circulation*; 114: 2443-2448, 2006.

Pope, C.A. R.T. Burnett, M.J. Thun, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287: 1132–1141, 2002.

Provincie Zuid-Holland, 2006. Onderzoek Milieubeleving Zuid-Holland 2005, Onderzoek naar de milieubeoordeling door de bevolking mei -juni 2005, Project 7404, Provincie Zuid-Holland, Directie Groen, Water en Milieu, afdeling Milieu.

Querol, X., A. Alastuey, C.R. Ruiz et al. Speciation and origin of PM₁₀ and PM_{2.5} in selected European cities. *Atmospheric Environment* 38:6547-55, 2004.

Regionaal Platform Luchtkwaliteit Eindhoven e.o., enquête, 2006. www.gezondelucht.nu

RIVM, Milieubalans 2005, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, 2005.
www.mnp.nl/nl/publicaties/2005/Milieubalans_2005.html

- Roemer, W.H. et al. Effect of wintertime air pollution on respiratory health of children with chronic respiratory symptoms. *Am Rev Respir Dis*; 147: 118-24, 1993.
- Roemer, W.H. en J.H. van Wijnen. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. *Epidemiology*, Vol. 12, no. 6, 649-653, 2001a.
- Roemer W.H. et al. Differences among black smoke, PM10 and PM1 levels at urban measurement sites. *Environ Health Perspect* 109: 151-154, 2001b.
- Samet, J.M. en A.J. Cohen. Air pollution and lung cancer. In: *Air pollution and health*. S.T. Holgate, J.M. Samet, H.S. Koren and R.L. Maynard. Academic Press. Londen. 841-864, 1999.
- Schwartz, J. Total suspended particulate matter and daily mortality in Cincinnati, Ohio. *Environ Health Persp*;102:186-9, 1994.
- Schwarz, J. Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology*, Vol. 12, nr. 1, 55-61, 2001.
- Schwartz, J., D.W. Dockery, L.M. Neas. Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc* 46: 927-939, 1996.
- Senate Bill No. 352, 352, State of California, 2003. <http://www.cde.ca.gov/ls/fa/sf/sb352.asp>
- Slob, R. en I. Walda. Luchtkwaliteit en gezondheid Rijnmond. Berekening van gezondheidseffecten bij de bevolking. GGD Rotterdam e.o., Rotterdam, 2003.
- Sram, R.J., B. Binkova, J. Dejmek et al. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature. *Environ Health Perspec* 113:375-82, 2005.
- Strien, R.T. van., J.F. Gent, K. Belanger et al. Exposure to NO₂ and nitrous acid and respiratory symptoms in the first year of life. *Epidemiology* 15(4): 471-478, 2004.
- Sun, Q., A. Wang, X. Jin et al. Longterm air pollution exposure and acceleration of atherosclerosis and vascular inflammation in an animal model. *Jama* 294: p. 3003-3010, 2005.
- Sunyer, J., D. Jarvis, T. Gotschi et al. Chronic bronchitis and urban air pollution in an international study. *Occupation Environmental Medicine* 63 (12): 836-843, 2006.
- Svartengren, M., V. Strand, G. Bylin, et al. Short-term exposure to air pollution in a road tunnel enhances the asthmatic response to allergen. *Eur Respir Journal* Apr;15(4): 716-724, 2000.
- Teeuwisse, S. Handleiding bij software pakket CAR II versie 3.0. TNO-rapport, 2004.
- TNO. Effecten van groenelementen op NO₂ en PM10 concentraties in de buitenlucht. TNO rapport R 2004/383, 2004.

Tobben, L. Stagerapport 'Hoe slecht is de luchtkwaliteit in mijn straat voor mijn gezondheid? Communiceren over lokale luchtkwaliteit en gezondheid'. Bureau Gezondheid, Milieu & Veiligheid GGD'en Brabant/Zeeland, Tilburg, 2007.

Tunnicliffe, W.S, P.S. Burge, J.G. Ayres. Effect of domestic concentrations of nitrogen dioxide on airway responses to inhaled allergen in asthmatic patients. *Lancet*, 344(8939-8940):1733-6, 1994.

Tweede Kamer. Vergaderjaar 2006-2007, 30489, nr. 33. Wijziging van de Wet Milieubeheer (luchtkwaliteitseisen). Nader gewijzigd amendement over het stellen van regels bij amvb ten aanzien van de locatie van gevoelige bestemmingen in overschrijdingssituaties, 18 oktober 2006 www.overheid.nl

Tweede Kamer. Besluit luchtkwaliteit 2005; Verslag van een algemeen overleg van de vaste commissie van VROM d.d. 12 juni 2008. VROM, Den Haag, kamerstuk 30 175, nr 57, 17 juli 2008.

UBA, <http://www.umweltbundesamt.de/luft/schadstoffe/luftbelastung.htm>, (maart 2008).

Velders, G.J.M. et al. Milieu- en Natuur Planbureau. Concentratiekaarten voor grootschalige luchtverontreiniging in Nederland. MNP, rapportnr. 500088002, 2008.
(n.b. zie bijlage G voor getalswaarden)

Venn, A.J., S.A. Lewis, M. Cooper, R. Hubbard, J. Britton. Living near a main road and the risk of wheezing illness in children. *Am J Respir Crit Care Med*, 164(12): 2177–2180, 2001.

Verhoeff, A. et al. Air pollution and daily mortality in Amsterdam. *Epidemiology*; 7; 225-30, 1996.

Vermeulen, J. en L. den Boer. Top tien voor een betere luchtkwaliteit; indicatie van effecten. CE oplossingen voor milieu, economie en technologie. Delft, 2005.

Verbeek, R., R.J. Vermeulen, C.A.M. Kurl, I.M. Kooter, M.M.G. Houtzager. Onderzoek naar het effect van retrofit roetfilters op de emissies van personenwagens met een dieselmotor. TNO rapport MON-RPT-033-DTS-2007-02842, 2007.

Visser, H., E. Buringh, P.B. van Breugel. Composition and Origin of Airborne Particulate Matter in the Netherlands RIVM Rapport 650010029, 2001.

Vliet, P. van, M. Knape, J. de Hartog et al. Motor vehicle and chronic respiratory symptoms in children living near freeways. *Env. Research* 74: 122-132, 1997.

VNG. Agenda lokaal milieubeleid 2006-2010. VNG, Den Haag 2006. www.vng.nl

VROM. Meetregeling luchtkwaliteit 2005. Staatscourant 26, nr. 142, p. 11, Den Haag, 2005a. www.vrom.nl

VROM. Nationaal Luchtkwaliteitsplan 2004, Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Den Haag, februari 2005b. www.vrom.nl

VROM. Meet- en Rekenvoorschrift bevoegdheden luchtkwaliteit. Staatscourant 215: p. 203, november 2006. www.vrom.nl

VROM. Besluit luchtkwaliteit 2005; Brief van de minister van VROM aan de Tweede kamer. VROM, Den Haag, kamerstuk 30 175, nr 48, 10 juni 2008. www.vrom.nl

VROM. Besluit luchtkwaliteit 2005; Brief van de minister van VROM aan de Tweede kamer. Advisering door Raad van State over ontwerpbesluit 'gevoelige bestemmingen (luchtkwaliteitseisen)'. VROM, Den Haag, 7 oktober 2008. www.vrom.nl

VROM. Regeling beoordeling luchtkwaliteit 2007. VROM, Den Haag, 19 juli 2008.

VROM. Notitie Inhoud en systematiek ontwerpbesluit niet in betekenende mate bijdragen (luchtkwaliteitseisen). Kamerstuk, 15 juni 2007. www.vrom.nl

Wesseling, J. en R. Beijk. Korte termijn trend in NO₂ en PM₁₀ concentraties op straatstations van het LML. RIVM briefrapport 680705007, 2008.

Wesseling, J., R. Beijk en N. van Kuijeren, Effecten van groen op de luchtkwaliteit. Status 2008. RIVM, Bilthoven, 2008.
<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680705012.html>

Wesseling, J., D. Mooibroek, A. van Pul. Trends in jaargemiddelde stikstofdioxide – het effect van de directe uitstoot van NO₂. Milieu Dossier 3, p 28-30, 2007.

World Health Organization (WHO). Air Quality Guidelines for Europe. WHO European series no. 91, ISBN 92 890 13583, Kopenhagen, 2000. www.euro.who.nl

World Health Organization (WHO). Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Report on a WHO working group. WHO, Bonn, 2003.
www.euro.who.int/document/e79097.pdf

WHO-rapport: Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Air Pollution Attributable Cases; Technical Report on Epidemiology. Künzli N., R. Kaiser, S. Medina et al, 1999. www.euro.who.int/document/trt/cases.pdf

World Health Organization (WHO). 2004a. Health aspects of air pollution. Answers to follow-up questions from CAFE. Report on a WHO working group meeting. Bonn, Germany, 15-16 January 2004. www.euro.who.int/document/e82790.pdf

World Health Organization (WHO). Health aspects of air pollution. Results from the WHO project 'Systematic review of health aspects of air pollution in Europe'. 2004b.
www.euro.who.int/document/e83080.pdf

World Health Organization (WHO). Air Quality Guidelines. Global Update 2005.
www.euro.who.int/document/e90038.pdf

World Health Organization (WHO), Preventing disease through healthy environments: towards an estimate of the environmental burden of disease, 2007.
www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease/en/index.html

Zanobetti, A. et al. The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environmental Health Perspectives*, Vol.111, no. 9, 1188-1193, 2003.

Zee, S.C. van der en J.H. van Wijnen. Met meten toch meer weten: vergelijking tussen modelresultaten en metingen van concentraties stikstofdioxide. *Arena* 11, 21-24, 2004.

Zee, S.C. van der en F. Woudenberg. Stadslucht niet schoner geworden. *Tijdschrift Lucht*, nummer 5, oktober 2006.

Zeger, S.L., F. Dominici, J. Samet. Harvesting- resistant estimates of air pollution on mortality. *Epidemiology*; 10 (2) : 171-175, 1999.

Websites

www.astmafonds.nl

Informatie over astma en COPD en invloed van luchtkwaliteit daarop.

www.crow.nl/luchtkwaliteit

Informatie over luchtkwaliteit in relatie tot infrastructuur, verkeer, vervoer en openbare ruimte.

www.dcmr.nl

Onder Luchtkwaliteit informatie over meetnet DCMR Milieudienst Rijnmond.

www.epa.gov

Gebiedsdekkend beeld van actuele NO₂-concentraties in Rijnmond:

www.dcmr.nl/luchtactueel.

US Environmental Protection Agency met National Ambient Air Quality Standards.

www.euro.who.nl

Richtlijnen luchtkwaliteit staan op:

www.euro.who.int/Document/E90038.pdf

www.gezondelucht.amsterdam.nl

[Informatie over maatregelen om de luchtkwaliteit te verbeteren, metingen en modelberekeningen in Amsterdam.](#)

www.gezondelucht.nu

Regionaal Platform Luchtkwaliteit Eindhoven.

www.infomil.nl

Informatie over luchtkwaliteit en beleid in Nederland.

www.gezond.amsterdam.nl

Frequently Asked Questions (FAQ's) en ander informatie over luchtverontreiniging en gezondheid.

www.iras.uu.nl

Informatie over onderzoekseffecten: airnet.iras.uu.nl.

www.ipluchtkwaliteit.nl

Informatie over overdrachtsmaatregelen (zoals groen, sproeien) langs rijkswegen.

www.lml.rivm.nl

Info over Landelijk Meetnet luchtkwaliteit van het RIVM en actuele regionale meetgegevens. Actuele concentratie in Nederland:

www.lml.rivm.nl/data/smog/index.html.

Actuele luchtkwaliteit langs snelwegen rond Rotterdam.

www.luchtkwaliteit.rotterdam.nl

www.luchtkwaliteitsplan.nl

Uitwisselingsplatform m.b.t. lokale en regionale luchtkwaliteitsplannen.

www.luchtmetingenamsterdam.nl

Actuele informatie over het meetnet van de GGD Amsterdam.

www.meermetluchtenverkeer.nl

Informatie over verkeersmaatregelen gericht op het verbeteren van de luchtkwaliteit. Doel is om gemeenten te ondersteunen bij de implementatie van deze maatregelen.

www.rivm.nl/milieuportaal/onderwerpen/lucht

Informatie over luchtkwaliteit en gezondheid.

www.milieuportaal.nl

RIVM-site met richtlijnen over gezondheid en milieu.

www.milieurecht.nl

Vereniging voor milieurecht. Informatie over jurisprudentie.

www.mnp.nl

Milieu en Natuur Planbureau, onder andere Milieubalans 2005:

www.mnp.nl/nl/publicaties/2005/Milieubalans_2005.html.

www.natuurenmilieu.nl

Veelgestelde vragen over verkeer en vervoer:

www.mnp.nl/nl/dossiers/Verkeer_en_vervoer/veelgestelde_vragen/index.html

Informatie over maatregelen voor schone lucht en Nederlands en

www.notamobiliteit.nl
www.overheid.nl
www.rivm.nl

Europees luchtkwaliteitsbeleid.
Ministerie Verkeer & Waterstaat.
Overheidspublicaties, wetgeving, etc.
Algemene website RIVM met links:

- naar natuur- en milieucompendium, dossier luchtkwaliteit →
effecten op de volksgezondheid → gezondheidseffecten van fijn stof
en ozon.

- naar nationaal milieukompas → determinanten → fysieke omgeving
→ chemische factoren → grootschalige luchtverontreiniging →
ozon, stikstofdioxide, fijn stof.

www.senternovem.nl/

Informatie over duurzame mobiliteit onder:
[energietransitie/duurzame mobiliteit/Aandachtsgebieden/Schone en
efficiënte voertuigen.asp](http://www.senternovem.nl/energietransitie/duurzame_mobiliteit/Aandachtsgebieden/Schone_en_efficiente_voertuigen.asp)

www.vito.be

Belgische folder over milieuvriendelijk rijden:
www.vito.be/energie/pdf/veilig%20rijden.pdf

www.vrom.nl

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu.
Link naar thema energie, klimaat, lucht. Dossiers luchtkwaliteit.

Definities

Alarmdrempel	Kwaliteitsniveau van de buitenlucht dat bij kortstondige overschrijding risico's voor de gezondheid van de mens oplevert.
Grenswaarde	Kwaliteitsniveau van de buitenlucht dat op een bepaald tijdstip bereikt moet zijn.
Kortdurende blootstelling	Blootstelling gedurende enkele uren tot een week
Langdurige blootstelling	Blootstelling van enkele jaren tot tientallen jaren
Plاندrempel	Kwaliteitsniveau van de buitenlucht waarnaar gestreefd wordt voor het invoeren van een grenswaarde. De plاندrempels nemen per jaar af tot het niveau van de grenswaarde bereikt is.
Ultrafijn stof	Fractie fijn stof met een diameter kleiner dan 0,1 μm .

Afkortingen

AMvB	Algemene Maatregel van Bestuur
GCN-kaart	Grootschalige Concentratiekaart
GGD	Gemeentelijke/Gemeenschappelijke Gezondheidsdienst
GR	Gezondheidsraad
LML	Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit
MNP	Milieu en Natuurplanbureau (sinds mei 2008 gewijzigd in PBL)
NIBM	Niet in Betekenende Mate
NO _x	Mengsel van stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO ₂)
NSL	Nationaal Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit
Mrv	Meet- en rekenvoorschrift
mtv	Motorvoertuigen
PBL	Planbureau voor de leefomgeving (voorheen MNP)
PM ₁₀	Fractie fijn stof met een diameter kleiner dan 10 µm
PM _{2,5}	Fractie fijn stof met een diameter kleiner dan 2,5 µm
TSP	Total Suspended Particles
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Geraadpleegde deskundigen

Drs. H.E. van Bergen, Dienst Milieu en Bouwtoezicht, Gemeente Amsterdam
Mw. K. Blaauw, Team Ruimte en Mobiliteit, Stichting Natuur en Milieu, Utrecht
Ir. A.W. Bezemer, Directie Klimaat en Lucht, VROM, Den Haag.
Prof. dr. ir. B. Brunekreef, IRAS, Utrecht
Ir. P.H. Fischer, RIVM, Bilthoven
Drs. Mr. M. Jongeneel, Infomil, Den Haag
Drs. N.M. van Kuijeren, RIVM, Bilthoven
Ir. J.W.T. Voerman, DCMR, Bureau Lucht, Schiedam
Mw. Drs. K. Seinhorst, GGD-Plus, Tilburg.

Samenstelling werkgroep

Penvoerders

Dr. Ir. S.C. van der Zee, adviseur Milieu en Gezondheid, GGD Amsterdam
Ir. I.C. Walda, Medisch Milieukundig adviseur, GGD Rotterdam-Rijnmond

Werkgroepleden

Ir. M.B.A. Dijkema, adviseur Milieu en Gezondheid, GGD Amsterdam
Ir. J. M.I. Kwekkeboom-Zuidgeest, projectleider Gezondheid en Milieu, GGD Hollands Midden, Leiden
Drs. N.F. van Riet, Milieugezondheidskundige, Bureau Gezondheid, Milieu en Veiligheid GGD'en Brabant/Zeeland, Tilburg
Ir. M. Zuurbier, Onderzoeker Luchtkwaliteit en Gezondheid, Hulpverlening Gelderland Midden, GGD Arnhem

Coördinator

Drs. N.E. van Brederode, arts Maatschappij en Gezondheid, medisch milieukundige. RIVM, Bilthoven

Bijlagen

Bijlage 1	NSL: komt het inderdaad allemaal goed?
Bijlage 2	Scoresysteem voor gevoeligheid van een ruimtelijk object
Bijlage 3	Effectiviteit van lokale maatregelen
Bijlage 4	Attributieve Cases-methode
Bijlage 5	Berekenen gezondheidseffecten van langdurige blootstelling: PM ₁₀ -concentraties uitgedrukt in levensverwachting

NSL: KOMT HET INDERDAAD ALLEMAAL GOED?

Het NSL voorspelt dat de lucht schoon is over een aantal jaren. Dat is onwaarschijnlijk. Alleen drastische ingrepen kunnen hiervoor zorgen.

MARIEKE DIJKEMA, SASKIA VAN DER ZEE EN FRED WOUTENBERG*

Inleiding

Het luchtkwaliteitsbeleid is in 2008 vernieuwd, er is een nieuwe Wet luchtkwaliteit en alle maatregelen die Europees, nationaal en lokaal worden genomen om de luchtkwaliteit te verbeteren zijn samengevoegd in het Nationale Samenwerkingsprogramma Luchtkwaliteit (NSL). Het NSL is door het ministerie van VROM in het leven geroepen om drie doelen te dienen:

- 1 een goede luchtkwaliteit is van belang voor de gezondheid;
- 2 ruimtelijke projecten moeten weer door kunnen gaan;
- 3 Nederland moet voldoen aan de Europese normen.

Bij de presentatie van het NSL benadrukte de minister trots dat het pakket maatregelen er volgens de berekeningen voor zorgt dat Nederland in 2011 en 2015 aan de Europese normen voldoet, en de lucht dan dus schoon is. Nederland moet aan de Europese normen voldoen. Er is derogatie (uitstel) nodig omdat het halen van de normen in 2005 en 2010 niet gelukt is of gaat lukken. Om derogatie te verkrijgen, moet Nederland laten zien dat de luchtkwaliteit in de derogatietermijn wel aan de normen gaat voldoen. Het is daarom begrijpelijk de prognoseberekeningen zo positief mogelijk te maken.

Of Nederland in de komende jaren ook werkelijk aan de normen voldoet, blijft de vraag. Zeker is dat, zelfs als de normen gehaald worden, de luchtkwaliteit

Nieuw Europees beleid
Europese ontwikkelingen roetfilters personenauto's 2005-2008
Euro 5-normen voor personen- en bestelauto's vanaf 1-7-2008/1-1-2010
Euro 6-normen voor personen- en bestelauto's vanaf 2014 (EU-besluit december 2007)
Nederlands beleid
Stimulering roetfilters nieuwe dieselpersonenauto's 2005-2008
Retrofit roetfilters op bestaande voertuigen
Subsidie roetfilters nieuwe bestelauto's en taxi's
Stimuleren schoon lokaal vervoer zoals bussen en vuilniswagens
Stimulering Euro IV/V zware voertuigen 2005-2009
Zwavelvrije diesel wegverkeer
Beperking BPM (Belasting Personenauto's en Motorrijwielen) en MRB (Motor Rijtuigen Belasting); voordeel grijs kenteken
Subsidiëring retrofit binnenvaart SCR de-NO _x -katalysatoren
Afspraken elektriciteitsproducenten met betrekking tot plafond voor SO ₂ (13,5 miljoen kg in 2015, 15 miljoen kg in 2020)
Afspraken met raffinaderijen met betrekking tot plafond voor SO ₂
BPM-differentiatie dieselauto's naar vervuilende uitstoot (bonus-malusregeling)
Verhoging dieselaccijns met 3 eurocent per liter in 2008
Introductie vliegticketbelasting
Luchtwatersstallen intensieve veehouderij (algemene subsidie)
Subsidiëring roetfilters mobiele machines

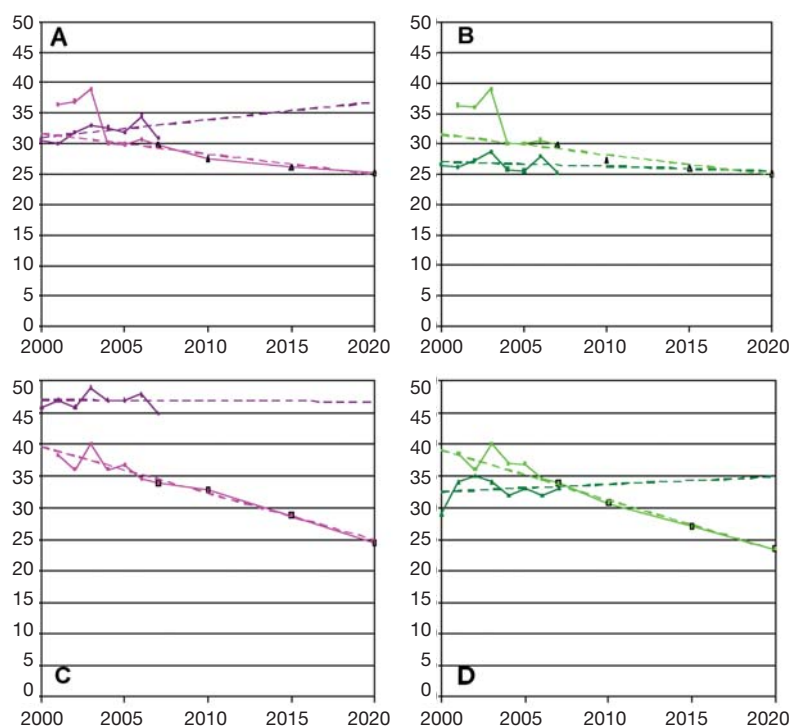
Figuur 1

Vaststaande beleidsmaatregelen meegenomen in GCN-toekomstverwachtingen. Onder: de voorgenoemde beleidsmaatregelen (ontleend aan MNP, GCN 2008).

Kilometerbeprijzing wegverkeer vanaf 2011/2012
Invoering Euro VI-normen (zwaar verkeer) vanaf 2013/2014
Verlaging zwavelgehalte rode diesel mobiele werktuigen
Verlaging zwavelgehalte rode diesel mobiele binnenvaart en visserij (10 ppm vanaf 2010)
Taakstelling fijnstofindustrie (1,2 miljoen kg in 2010, 2020 ten opzichte van 2005)
Aanscherping SO ₂ -emissieplafond raffinaderijen (14,5 miljoen kg in 2020)
Handhaving SO ₂ -emissieplafond energiesector op 13,5 miljoen kg na 2010

op veel plekken nog niet 'gezond' is. De optimistische schattingen brengen bovendien het risico met zich mee dat er een houding ontstaat dat ook zonder

lokale inspanningen de lucht wel schoon genoeg wordt. Dit wordt in Zuid-Afrika uitgedrukt met het spreekwoord 'alles sal reg kom'.



Figuur 2: Vergelijking gemeten en GCN-concentraties op de locaties van twee meetpunten (drukke straat en stadsachtergrond) in Amsterdam. (Donker: gemeten; helder: GCN; stippellijnen: trend.)

A: PM_{10} , drukke straat
B: PM_{10} , stadsachtergrond
C: NO_2 , drukke straat
D: NO_2 , stadsachtergrond

In dit artikel wordt besproken op welke wijze de berekeningen en prognoses tot stand komen en waarom er risico's kleven aan de optimistische prognoses. Daarvoor kijken we terug naar de voorspellingen uit het verleden en maken we een vergelijking tussen de voorspellingen en een trendanalyse op basis van metingen.

Rekenen aan luchtkwaliteit

Het inzichtelijk maken van de lokale luchtkwaliteit gebeurt in Nederland over het algemeen met berekeningen. Tot voor kort gebruikten vrijwel alle lokale overheden hiervoor het pro-

gramma CAR II. Dit programma berekent op basis van locatie, omgevingskenmerken en verkeerskenmerken de lokale bijdrage bovenop een achtergrondconcentratie. Die achtergrondconcentratie wordt verkregen uit de Grootschalige Concentratiekaart Nederland (GCN) die jaarlijks door het Milieu- en Natuurplanbureau (MNP) wordt opgesteld.

In het kader van NSL is er een landelijk rekenmodel opgesteld: de Saneringstool. Deze rekenmethode is het rekeninstrument achter het NSL. De Saneringstool wordt gebruikt om het saldo te berekenen van aan de ene

kant maatregelen om de lucht schonter te maken en aan de andere kant bouwplannen die leiden tot meer verkeer en luchtverontreiniging.

Achtergrondconcentraties: GCN

Jaarlijks produceert het MNP de GCN-kaarten voor PM_{10} en NO_2 voor Nederland.¹ Deze kaarten zijn gebaseerd op een combinatie van modelberekeningen, uitgaande van onder andere emissieregistraties, en metingen van het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit. De GCN-kaarten zijn bedoeld voor het geven van een grootschalig beeld van de luchtkwaliteit in Nederland zowel voor voorgaande jaren als in de toekomst. In de GCN-prognoses gaat het MNP uit van autonome ontwikkeling en van beleid dat invloed heeft op de luchtkwaliteit. In de GCN-prognoses uit 2007 is uitgegaan van het vastgestelde internationale en nationale beleid, voorgenomen nationale en internationale maatregelen en afgesproken Europese beleidsdoelstellingen, zoals weergegeven in figuur 1. Het voorgenomen Europese beleid gaat er onder meer van uit dat de EU-landen hun National Emissions Ceilings (NEC) voor 2010 en de emissies volgens de ambitie van de Thematische Strategie voor luchtverontreiniging (TSAP) van de Europese Commissie voor 2020 realiseren.

De GCN-toekomstprognoses zijn, met het uitgangspunt dat al dit beleid ook volledig wordt uitgevoerd en volledig tot de verwachte effecten leidt, een best haalbare prognose. Ook wat betreft de autonome ontwikkeling gaat het MNP al jaren uit van een daling.

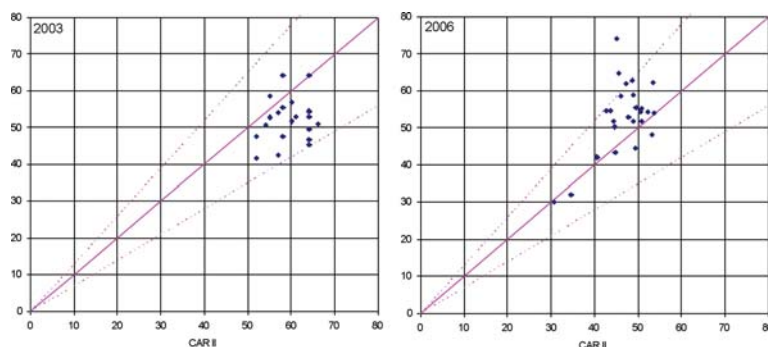
Achtergrondconcentraties: prognoses uit het verleden

Voor de locaties van twee meetpunten van het Amsterdamse meetnet zijn eerdere toekomstverwachtingen vergele-

	NO ₂		PM ₁₀	
	verandering in µg/m ³ per jaar	p-waarde verandering	verandering in µg/m ³ per jaar	p-waarde verandering
Haarlemmerweg[s]	1,38*	0,02	-	-
Einsteinweg (A10-west)[s]	0,87*	0,04	-0,42	0,08
Stadhouderskade[s]	-0,01	0,96	0,20	0,29
Nieuwendammerdijk[a]	-0,61*	<0,01	-	-
Westerpark[a]	-	-	-0,09	0,56
Overtoom (Vondelpark)[a]	-0,33	0,37	-0,09	0,44

- deze component wordt op deze locatie niet gemeten
- [s] straatstation
- [a] achtergrondstation
- * statistisch significant

Figuur 3: Trends in concentratie NO₂ en PM₁₀ 1999-2007 voor zes Amsterdamse meetstations.



Figuur 4: Vergelijking jaargemiddelde gemeten concentratie (Palme) en volgens modelberekening (CAR II), in 2003 (CAR II, v 1.0) en 2006 (CAR II, v 5.0).

ken met de huidige. In 2001 gaf de toenmalige GCN aan dat de NO₂-concentraties tot 2010 op deze meetpunten met 0,41 respectievelijk 0,52 µg/m³ per jaar zouden dalen. De GCN-prognoses van 2007 verwachten tot 2015 een daling van 0,64 respectievelijk 0,75 µg/m³ per jaar. Voor PM₁₀ zijn deze prognoses nog meer uiteenlopend: werd in 2001 tot 2010 een verbetering van 0,10 respectievelijk 0,20 µg/m³/jaar verwacht, in 2007 werd tot 2015 een verbetering verwacht van 0,48 respectievelijk 0,47 µg/m³/jaar.

Voor deze twee meetpunten is ook een vergelijking gemaakt tussen de GCN-concentratie en de werkelijk gemeten

concentratie. In figuur 2 is de gerapporteerde GCN-concentratie voor NO₂ en PM₁₀ weergegeven (2001-2007) en ook de toekomstverwachting voor 2010, 2015 en 2020. In een donkere kleur zijn de gemeten concentraties weergegeven. De gemeten en gemodelleerde concentraties zijn niet gelijk; dit is te verklaren door de lokale bijdrage die in de GCN-kaarten niet is meegenomen en doordat zowel meten en modelleren met een zekere onzekerheid omgeven zijn. In de figuur zijn twee trendlijnen getekend: de donkere stippellijn geeft de extrapolatie aan van de trend op basis van metingen, de heldere stippellijn geeft de ontwikkeling volgens de GCN-prognose van 2007. Van belang is de

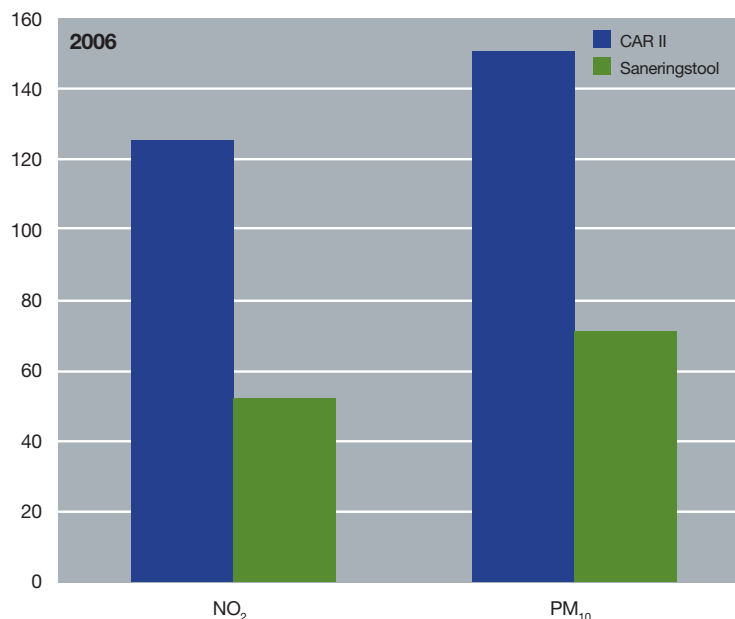
richting van deze beide lijnen: de trend in GCN is zeer sterk dalend, op basis van metingen wordt een meer constante situatie of zelfs een stijging verwacht.

De autonome daling die het MNP verwacht, blijkt in de praktijk niet op te treden. Zes meetstations uit het Amsterdamse meetnet meten sinds 1999 op gelijke wijze PM₁₀ en/of NO₂. Voor deze stations is een statistische trendanalyse uitgevoerd (figuur 3). Hieruit blijkt dat de concentraties fijn stof gelijk blijven. De concentraties stikstofdioxide op straatlocaties blijven gelijk of nemen toe, en op achtergrondlocaties blijven ze gelijk of dalen ze. Tot eind jaren negentig werden overigens wel dalingen gezien. De stagnering van de dalende trends is geen Amsterdams fenomeen. In veel stedelijke gebieden in Europa worden deze trends sinds ongeveer 2000 waargenomen.²⁻⁵

Lokale bijdrage: CAR II

De bijdrage van lokale bronnen, bij uitstek het lokale verkeer, wordt berekend door middel van modellen. Sinds 2001 wordt voor de rapportage over de lokale luchtkwaliteit veelal gebruikgemaakt van het rekenmodel CAR II. Op basis van verkeersintensiteit, -samenstelling en wegkarakteristieken wordt de lokale bijdrage bovenop de achtergrondconcentratie (volgend uit de GCN-kaarten) berekend.

Voor het kalenderjaar 2003 is een vergelijking uitgevoerd tussen de gemeten concentratie stikstofdioxide op 27 locaties langs drukke wegen in Amsterdam en de met CAR II berekende concentratie (figuur 4). Uit deze vergelijking bleek dat CAR II de NO₂-concentratie gemiddeld 13% overschatte, terwijl voor individuele meetpunten de verschillen uiteenliepen tussen 31% onder- en 37% overschatting.⁶



Figuur 5: Aantal wegkilometers in Amsterdam met overschrijding van de normen voor NO₂ en PM₁₀ in 2006, na berekening met CAR II respectievelijk de Saneringstool.

Deze exercitie is in 2006 voor 21 van de oorspronkelijke 27 locaties in Amsterdam herhaald (figuur 4). Dit keer bleek dat de met CAR II berekende concentratie gemiddeld 12% lager uitkwam dan de gemeten concentratie. Dit liep uiteen van 39% onderschatting tot 10% overschatting voor individuele meetpunten.

Waar CAR II, mede op basis van de Amsterdamse vergelijking uit 2003, altijd bekend heeft gestaan als een model met conservatieve voorspellingen, en men ervan uit is gegaan dat als je volgens CAR II voldoet aan de norm er ook echt geen probleem kan zijn, blijkt uit de vergelijking van 2006 dat CAR II de lokale situatie juist gunstiger doet voorkomen dan in werkelijkheid.

| Lokale bijdrage: Rapportagetool

Per rapportagejaar 2007 wordt de Saneringstool, ontwikkeld ten behoeve van het NSL, ook gebruikt voor de gemeentelijke rapportage luchtkwaliteit. De Saneringstool wordt ten behoeve hiervan gevuld met de actuele GCN van het voorbije jaar, en omgedoopt tot de Rapportagetool. De gemeentelijke taak is hiermee verschoven van het (laten) uitrekenen van de lokale luchtverontreiniging naar het vullen, met gegevens over het lokale verkeer, van de nationale rekentool. Mogelijk wordt luchtkwaliteit hiermee voor een deel van de lokale overheden een steeds abstracter begrip.

In Amsterdam wordt volgens CAR II in

2006 langs 125 kilometer weg de norm voor NO₂ overschreden, en langs 151 km weg de norm voor PM₁₀. Met in gedachten de eerder besproken onderschatting van het CAR II-model, kan dit aantal kilometers in werkelijkheid nog best wat hoger zijn. Uit de berekeningen met de Saneringstool voor hetzelfde jaar volgt dat langs 53 kilometer weg de norm voor NO₂ wordt overschreden en langs 72 km voor PM₁₀. In vergelijking met de CAR II-berekeningen lijkt de lucht met de ingebruikname van een ander rekenmodel een stuk schoner te zijn geworden. De problemen met overschrijdingskilometers zijn gehalveerd. Vanaf najaar 2008 zal voor alle rapportageplichtige gemeenten de luchtkwaliteit met de Rapportagetool worden berekend. In veel gemeenten zal dan blijken dat het aantal overschrijdingskilometers lager is dan voorheen of wellicht zelfs helemaal verdwenen (figuur 5). Dit kan ertoe leiden dat de animo om iets aan de luchtkwaliteit te doen afneemt en dat het moeilijk wordt lokaal steun te vinden voor ingrijpende maatregelen.

| Lokale bijdrage: Saneringstool

De prognoses van lokale luchtverontreiniging worden sinds de inwerkingtreding van NSL berekend door middel van de Saneringstool. De Saneringstool biedt de mogelijkheid om naast de verwachte verkeers- en wegkenmerken ook andere veranderingen die invloed kunnen hebben op de luchtkwaliteit in

te voeren. Hierbij gaat het om grote bouwprojecten die kunnen leiden tot een toename van de luchtverontreiniging (zogenaamde IBM-projecten) en maatregelen die worden genomen om de luchtkwaliteit te verbeteren. De netto-uitkomst van deze balans moet in 2011 voor fijn stof en 2015 voor NO₂ voldoen aan de Europese normen. Berekeningen met de Saneringstool voldoen heel goed aan die eis, uit het NSL blijkt Nederland in de genoemde jaren vrijwel overal aan de normen te voldoen.

Behalve de mogelijke onderschatting van dit rekenmodel en de wel erg optimistische toekomstprognoses in de onderliggende GCN-kaarten, zoals hiervoor beschreven, is de Saneringstool een nationaal model, de aannames en resultaten zijn daarom meer grofmazig dan men op gemeentelijk niveau gewend was.

In de Saneringstool is een wegvak bijvoorbeeld minimaal honderd meter. Kleinere wegvakken met overschrijding, bijvoorbeeld een kruispunt, middelen zo uit en verdwijnen in het totaal. Ook detailsmerken, zoals typering van de weg (canyon, bomen) en doorstroming worden op groter schaalniveau geschat. Gemeenten kunnen dit corrigeren, maar dit wordt niet automatisch gelijkgesteld aan de kenmerken die in voorgaande jaren aan wegen zijn toegekend.

Ten slotte is de Saneringstool niet geheel dekkend. In eerste instantie is er een selectie van wegen gemaakt waarvoor lokale overheden gegevens moesten aanleveren. De selectie van deze wegen is gedaan voor NO₂ en het jaar 2004 op basis van een 'worstcasebepaling' van de wegkenmerken en verkeersintensiteiten. Wegen vallen daarbij buiten de selectie als lokaal voor het totaal van achtergrond en verkeersbijdrage geen overschrijding van de NO₂-norm (onduidelijk of dit de plandrem-

pel ($52 \mu\text{g}/\text{m}^3$) of grenswaarde ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) betreft wordt berekend voor het jaar 2004.^{7,8} Later konden gemeenten andere wegen ook invoeren, dit is echter geen verplichting. Mogelijk zijn zo dus wegen die in 2004 niet relevant waren, maar dit door ruimtelijke ontwikkeling wel zijn geworden, niet opgenomen in de Saneringstool. In een eerdere editie van *Tijdschrift Lucht*, liet Peter Glerum al zien dat er in Tilburg grote verschillen optreden tussen prognoseberekeringen met Urbis en de Saneringstool.⁹ Ook daar was de Saneringstool beduidend optimistischer dan Urbis.

| Saneringstool maakt lokaal beleid ineffectief

Het NSL is mede afhankelijk van de uitvoering van lokaal beleid om de luchtverontreiniging terug te dringen. De uitkomsten van berekeningen met de Saneringstool maken het toepassen van lokale maatregelen echter steeds moeilijker. Lokaal beleid richt zich in het algemeen op parkeerbeleid, stimulering van schonere voertuigen (bijvoorbeeld door middel van milieuzonerings, slooppremies, schone concessies OV) en stimuleren van OV- en fietsgebruik.

Veel van deze maatregelen zijn echter al opgenomen in de GCN-kaarten. De winst van bijvoorbeeld schonere auto's wordt zo grotendeels toebedeeld aan landelijke maatregelen. Daarnaast geldt dat de toekomstige emissies rekening houden met een flink schoner wagenpark. Vermindering van de hoeveelheid verkeer of stimulering van schonere voertuigen heeft in absolute getallen dan steeds minder effect. De winst die op lokaal niveau zichtbaar blijft, wordt op deze manier vaak zo klein (minder dan $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dat het moeilijk wordt daar politieke steun voor te krijgen.

Alhoewel het NSL dus mede afhankelijk is van de uitvoering van lokaal beleid, leiden de optimistische voorspellingen

van de bijbehorende rekentool ertoe dat het gemeentelijk draagvlak voor lokale maatregelen afneemt.

| ... as ons almal ons plig doen

Het MNP vindt de Saneringstool een geschikt instrument om verkenningen te doen, maar '(...) is bezorgd over het mogelijke 'absolute' gebruik van de uitkomsten van de Saneringstool in de beleidsuitvoering (...)'.

Daarom adviseert het MNP deze tool vooral in te zetten als verkennend en inventariserend instrument en de uitkomsten ervan niet als enig en doorslaggevend criterium te gebruiken om te bepalen waar en welke maatregelen getroffen moeten worden. De praktijk lijkt te worden dat gemeenten de Rapportage-/Saneringstool als enig instrument gebruiken voor het vaststellen van knelpunten. In de praktijk worden de uitkomsten als absolute waarheid beschouwd en vervolgens wordt geredeneerd dat lokale maatregelen niet meer nodig zijn. Dat wordt versterkt doordat in de berekeningen lokale maatregelen nauwelijks effect hebben. Het risico is groot dat effectief lokaal beleid in de ijskast gaat en dat de lucht in de steden ook de komende jaren niet schoner zal worden.

Het eerdergenoemde Zuid-Afrikaanse spreekwoord luidt compleet: 'Alles sal reg kom as ons almal ons plig doen.' De lucht kun je niet schoon rekenen. Alleen forse lokale, nationale en internationale inspanningen kunnen dat voor elkaar krijgen.

Noten

- 1 MNP: Velders, G.J.M., Aben, J.M.M., Blom, W.F., Dam, J.D. van, Elzenga, H.E., Geilenkirchen, G.P., Hammingh, P., Hoen, A., Jimmink, B.A., Koelemeijer, R.B.A., Matthijsen, J., Peek, C.J., Schilderman, C.B.W., Sluis, O.C. van der, Vries, W.J. de. (2008). Concentratiekaarten voor groot-schalige luchtverontreiniging in Nederland. Rapportage 2008. Rapportnr. 500088002.
 - 2 Van der Zee, S. en Woudenberg, F. (2006). Stadslucht niet schoner geworden. In: *Tijdschrift Lucht* 2006:5;11-17.
 - 3 RIVM: Beijik, R., Mooibroek, D., Hoogerbrugge, R. (2007). Jaaroverzicht Luchtkwaliteit 2003-2006. Rapportnr. 680704002.
 - 4 Harrison, R.M., Stedman, J. en Derwent, D. (2008). New Directions: Why are PM₁₀ concentrations in Europe not falling? In: *Atmospheric Environment* 2008:42;603-606.
 - 5 European Environment Agency (2007). Air Pollution in Europe 1990-2004. (http://reports.eea.europa.eu/eea_report_2007_2/en/Air_pollution_in_Europe_1990_2004.pdf).
 - 6 Zee, S. van der en Wijnen, J. van (2005). Vergelijking tussen modelresultaten en metingen van concentraties stikstofdioxide: met meten toch meer weten. In: *Arena* 2005:11;21-24.
 - 7 MNP: Blom, W.F., Folkert, R.J.M., Geilenkirchen, G.P., Koelemeijer, R.B.A., Velzen, K. van, Diederer, H.S.M.A., Lagas, P. (2007). Review Saneringstool versie 1.2. Rapportnr. 500133003.
 - 8 MNP: Blom, W.F., Diederer, H.S.M.A., Geilenkirchen, G.P., Hollander, A.E.M. de, Koelemeijer, R.B.A., Velze, K. van (2008). Beoordeling Saneringstool versie 2.1. Rapportnr. 500154001.
 - 9 Glerum, P. (2008). Tilburg: Luchtkwaliteitsbeleid en Monitoring. In: *Tijdschrift Lucht* 2008:3;10-14.
- * Marieke Dijkema, Saskia van der Zee en Fred Woudenberg zijn werkzaam bij GGD Amsterdam, Cluster Leefomgeving, Afdeling Milieu en Gezondheid.

BIJLAGE 2 Scoresysteem voor gevoeligheid van een ruimtelijk object

Criterion 1	Langdurige en/of frequente blootstelling (door aanwezigheid in/bij object) ¹	Score
	• niet langdurig (minder dan 1 dagdeel) noch frequent (minder dan 1 keer per week)	1
	• langdurig (1 dagdeel of meer) of frequent (1 keer of vaker per week)	2
	• zowel langdurig als frequent (1 keer of vaker per week voor een periode van 1 dagdeel of meer)	3
	• permanente aanwezigheid (gemiddeld langer dan 12 uur per dag)	6
Criterion 2	Kwetsbare groep (zie hoofdstuk 3.5)	
	De gebruikerspopulatie van een object:	
	• bevat niet meer personen uit een kwetsbare groep dan de doorsnee bevolking van Nederland	1
	• bestaat bovengemiddeld uit personen van één of meer kwetsbare groepen	4
	• bestaat vrijwel uitsluitend uit leden van één of meer kwetsbare groepen	6
Criterion 3	Verrichten van lichamelijke inspanning door aanwezigen	
	• gemiddelde lichamelijke inspanning	1
	• bovengemiddelde lichamelijke inspanning	2
	• uitsluitend verrichten van lichamelijke inspanning	3
Criterion 4	Aanwezigheid van technische aanpassingen ²	
	• technische aanpassingen, waardoor de binnenlucht relatief schoner is dan de buitenlucht	-3
	• geen technische aanpassingen, waardoor de kwaliteit van de binnenlucht ongeveer gelijk is aan die van de buitenlucht.	0

¹ Duur en frequentie van de blootstelling is niet altijd makkelijk in te schatten. Niet alle gebruikers van een object zullen er even vaak en even lang zijn. In die gevallen kan een minimum en maximum score worden gehanteerd.

² Indien de functie van een object inhoudt dat gebruikers van het object zich een substantieel deel van de tijd in de buitenlucht begeven, adviseert de GGD geen technische aanpassingen aangezien de GGD dit niet als oplossing ziet voor terugdringen van gezondheidsrisico's.

Uitkomsten totaalscore		Totaalscore
Groen	Object is niet gevoelig	0-7
Oranje	Object verdient extra aandacht	8-9
Rood	Object is gevoelig	10-15

Toelichting op totaalscore

Het toepassen van dit scoresysteem levert een indicatie van de mate van gevoeligheid van een ruimtelijk object. Bij het geven van adviezen kan dit een handig hulpmiddel zijn om het verschil in gevoeligheid tussen ruimtelijke objecten aan te geven. Het scoresysteem heeft echter geen wettelijke basis. De toepassing van het scoresysteem beperkt zich tot het bieden van de mogelijkheid om gefundeerde argumenten in te brengen tijdens de discussie over wat wel of niet kan in een gebied met slechte luchtkwaliteit. Over de totaalscore van een aantal objecten valt zeker te discussiëren. De

daadwerkelijke gevoeligheid van het object is afhankelijk van de specifieke plaatselijke situatie. Bovendien kan het aantal gebruikers van het object een rol spelen in de discussie.

Tabel met scores van een aantal ruimtelijk objecten als voorbeeld (NB. De scores leveren alleen een indicatie en een argument in de discussie, los van de regelgeving.)

	Criterium 1	Criterium 2	Criterium 3	Criterium 4	Score	Beoordeling
Woningen	6	4 of 6 ¹	1	0	11-13	Rood
Verpleeg-, verzorgings- en bejaardentehuizen	6	4 of 6	1	0	11-13	Rood
Basisschool	3	6	2 ²	0	11	Rood
Voortgezet onderwijs	3	6	1	0	10	Rood
Kinderdagverblijf	3	6	2	0	11	Rood
Buitenschoolse opvang	2 of 3	6	1 of 2	0	9-11	Oranje-Rood
Peuterspeelzaal	2	6	1 of 2	0	9-10	Oranje-Rood
Ziekenhuis	2	6 ⁶	1	0	9	Oranje
Sporthal (Binnen)	1 of 2	4 ⁴	3	0	8-9	Oranje
Sportvelden (Buiten)	1 of 2	4 ⁴	3	0	8-9	Oranje
Gevangenis	6	1	1	0	8	Oranje
Scouting overnachtingsplek	1 of 2	4 of 6 ³	2	0	7-9	Groen-Oranje
Recreatieparken zoals de Efteling	1 of 2	1 of 4 ³	1 of 2	0	3-8	Groen-Oranje
Park	1 of 2	1 of 4 ³	2	0	4-8	Groen-Oranje
Fietspad	1 of 2	1 of 4 ⁵	3	0	5-9	Groen-Oranje
Volkstuinen	2 of 3	1 of 4	2	0	4-9	Groen-Oranje
Camping	2 of 3	1 of 4	2	0	5-8	Groen-Oranje
Kantoorpanden	3	1	1	0	5	Groen
Winkelcentra	1 of 2	1	1 of 2	0	3-5	Groen
Bioscoop	1	1	1	0	3	Groen
Recreatiecomplex binnen (carten, bowlen, klimmen, skiën)	1 of 2	1	2 of 3	0	4-6	Groen
Gevangenis met technische aanpassingen	6	1	1	-3	5	Groen
Hotel	2	1	1	0	4	Groen

¹ Minstens op 4 scoren omdat de risicogroepen als kinderen en ouderen relatief veel thuis verblijven.

² Basisschoolkinderen spelen vaak buiten op het schoolplein of in de omgeving van de school.

³ Afhankelijk van de doelgroep.

⁴ Relatief veel kinderen en jongeren.

⁵ Op 4 scoren wanneer er schoolgaande kinderen fietsen, dan scoort criterium 1 overigens 2.

⁶ Hierbij is rekening gehouden met de ernst van de aandoening van degenen die tot de voor luchtverontreiniging gevoelige groepen behoren (al geldt dat niet voor de volledige ziekenhuispopulatie).

BIJLAGE 3 Effectiviteit van lokale maatregelen

Indicatie van het effect van lokale maatregelen ¹ op de emissie van PM₁₀ en NO₂ en op de lokale geluidbelasting

1. Bronmaatregelen: lokale verkeerscirculatie, gebruik wegen, etc.	Effect op ² :			Opmerkingen
	PM ₁₀	NO ₂	geluid	
LARGAS – langzaam rijden gaat sneller – slimme inrichting wegstructuur.	++	++	+	Gelijkmatiger rijden zorgt ook voor geluidsreductie van 3-5 decibel.
Doseren voor een betere doorstroming: slimme afstelling verkeerslichten.	+	+	?	
Autodate: stimuleren tot bewust autobezit en -gebruik via bestellen auto	+	+	0	
Vervoersmanagement: bedrijven maken reisplannen voor werknemers.	+	+	0	
Park & Ride: parkeren op een groot terrein aan de rand van de stad, verder reizen met openbaar vervoer (Park & Ride) of fiets (Park & Bike).	++	++	+	
Stadsbox: logistiek systeem voor bevoorrading winkels en horeca.	+	+	?	
Tolheffing voor alle autoverkeer in de stad en verhogen parkeertarieven, vooral voor grote vervuilers.	+	+	?	Bijkomend voordeel: minder opstoppen.
Verlaging van de maximum snelheid tot 80 km/uur op snelwegen.	++	+	+	Gemeente kan hierbij aandringen op het rijk. Effecten zijn vooral te danken aan betere doorstroming. Gelijkmatiger rijden zorgt ook voor geluidsreductie.
2. Bronmaatregelen: bevorderen schone(re) bronnen in de stad				
Emissiearme zones: weren van (oude) bussen, vrachtwagens en zware bestelwagens.	++	++	+	Erg relevant voor gezondheid: reductie fijne deeltjes van PM ₁₀ .
Roetfilters (op bussen, vuilniswagens, vrachtwagens, taxi's en personenauto's).	+++	0	0	Erg relevant voor gezondheid: reductie fijne deeltjes van PM ₁₀ .
Aardgasbussen invoeren en auto's op gas stimuleren.	+++	+++	0	Het vervangen van diesel door aardgas levert de grootste winst op.
Elektrische voertuigen (lange termijn).	+++	+++	+++	Lokaal grote verbetering, maar elders wel winnen elektriciteit nodig.

Vervoersprestatie op locatie: in stedelijk planproces duurzame mobiliteit.	?	?	0	Maatregel bevordert bewustwording (efficiënt op lange termijn?).
Binnenstad autovrij.	++	++	+	Lokaal kan dit heel effectief zijn, buiten binnenstad geen effect.
Terugdringen emissies houtkachels en allesbranders.	++	0	0	
Actief fietsbeleid (onder andere aanleggen hoogwaardige fietsinfrastructuur).	+	+	0	Extra gezondheidswinst: dagelijks bewegen wordt gestimuleerd.
Schone scheepvaart stimuleren (onder andere via differentiëren van haventarieven).	+	+	0	Is aanvullend is op het nationale beleid.
3. Overdrachtsmaatregelen				
Afschermdende constructies (geluidsscherm of luifel).	0	0	++	Geen effect op emissie, wel op lokale concentratie.
D-NO _x -tegels of klinkers: absorptie stikstofoxiden.	0	++	0	Alleen effect op NO ₂ , slechts beperkte gezondheidswinst.
Groenvoorziening langs wegen stimuleren.	?	?	0	Bomen kunnen luchtverontreinigende stoffen opnemen, maar dit kan pas bij een behoorlijk park tot een daling van concentraties leiden. Een rij bomen langs een weg kan juist een averechtse werking hebben door de barrièrevorming waardoor luchtverontreiniging blijft hangen.

¹ Bronnen: 'L39 Lucht; Maatregelen voor schone lucht' (Infomil, 2004, www.infomil.nl), 'Top tien voor een betere lucht' (Vermeulen en Den Boer, 2005), aangevuld met een aantal andere maatregelen die door lokale overheden genomen kunnen worden. De plusjes geven een indicatie van het effect, deze zijn niet verbonden aan bewezen en gemeten effecten.

² +++=grote verbetering, ++= redelijke verbetering, += geringe verbetering, 0=geen verbetering, ? = onbekend of onduidelijk.

Toelichting bij drie 'end-of-the-pipe'-maatregelen

Roetfilters

Typen roetfilters

De uitstoot van fijn stof door dieselauto's kan verminderd worden door het toepassen van een roetfilter. Er bestaat onderscheid tussen roetfilters die ingebouwd worden in nieuwe dieselveertuigen, de zogenaamde 'af-fabriek'-filters, en roetfilters die op een later tijdstip worden ingebouwd, de 'retrofit'-filters. Voor personenauto's geldt dat voor af-fabriekmontage gesloten filters en voor retrofit halfopen filters worden gebruikt. Gesloten filters werken beter dan halfopen filters. In tegenstelling tot de mogelijkheden bij personenauto's, kan bij bussen wel achteraf een gesloten filter worden ingebouwd.

Effectiviteit

De effectiviteit van gesloten en halfopen filters verschilt aanzienlijk. Halfopen filters reduceren de hoeveelheid fijn stof met zo'n 30 tot 50%. De uitstoot van NO₂ wordt bij halfopen filters wat hoger.

Gesloten filters reduceren de hoeveelheid fijn stof met meer dan 95% en bij deze filters wordt de uitstoot van NO₂ niet verhoogd.

Effectiviteit filters voor gezondheid

De filters, vooral de halfopen filters, zijn effectiever in het verwijderen van grotere fijnstofdeeltjes dan van kleinere deeltjes. Aangezien de kleine fijnstofdeeltjes (diameter kleiner dan 2,5 µm) en ultrafijn stof (diameter kleiner dan 0,1 µm) schadelijker worden geacht voor de gezondheid dan de wat grotere deeltjes (diameter tussen 2,5 en 10 µm), is de reductie van gezondheidseffecten door halfopen filters dan ook lager dan 30 tot 50%. Een aantal toxicologische studies laten inderdaad een reductie zien in gezondheidseffecten bij gebruik van filters, maar zij tonen ook aan dat deze reductie lager is dan de reductie in fijn stof (Geller et al., 2006).

In april 2007 kwamen er berichten in de media dat de uitstoot van diesels met halfopen filters schadelijker zou zijn dan diesels zonder filter. TNO heeft hier in 2007 in opdracht van het ministerie van VROM een onderzoek naar gedaan (R. Verbeek et al., 2007). Uit dit onderzoek blijkt dat de uitstoot van fijn stof en verschillende componenten van fijn stof niet toeneemt en ook niet schadelijker is bij gebruik van een halfopen retrofit-roetfilter. De uitstoot van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) neemt iets af bij gebruik van een retrofit-filter. Toxiciteitstesten wijzen op een lichte afname van de toxiciteit van het uitgestoten fijnstofmengsel. Ook het totaal aantal deeltjes dat wordt uitgestoten is niet hoger bij gebruik van een retrofit-roetfilter. Verder bevestigt dit onderzoek de bevindingen van andere onderzoeken, dat vooral de grotere fijnstofdeeltjes goed worden afgevangen door het filter, de uitstoot van ultrafijne deeltjes wordt niet minder bij een retrofit-roetfilter.

Beleid

Sinds 1 juli 2006 is er een nationale subsidieregeling van kracht op retrofit-roetfilters. Eigenaren van personenauto's en lichte bestelauto's krijgen 500 euro subsidie op montage van een retrofit-roetfilter. Deze subsidie dekt zo'n 80% van de kosten. De provincie Overijssel betaalt haar inwoners hierboven op zelfs nog 200 euro, waardoor vrijwel de gehele kosten voor de montage worden vergoed.

De Nederlandse overheid heeft er naar gestreefd om per 1 januari 2007 nieuwe dieselauto's verplicht uit te laten rusten met af-fabriekfilters in Nederland. Dit plan is door de EU niet goedgekeurd, zij stellen roetfilters verplicht vanaf 2009.

Effectiviteit filters voor beleidsmakers

Omdat beide typen filters de uitstoot van PM₁₀ wel aanzienlijk verlagen, kan de toepassing van de filters tot een significante verlaging leiden van de PM₁₀-concentratie. De toepassing van roetfilters kan dus effectief zijn.

Conclusie

Het toepassen van gesloten filters (bij personenauto's alleen mogelijk bij af-fabriekfilters) is effectief. Toepassing van halfopen filters (retrofit) is minder effectief dan toepassing van gesloten filters, maar levert een kleine bijdrage aan de afname van fijnstofconcentraties, vooral PM₁₀.

Sproeien van wegdek

Een aanzienlijk gedeelte van PM₁₀ in de lucht bij wegen is opwervend stof (dit betreft vooral de grovere deeltjes binnen de PM₁₀-fractie, dus met een diameter tussen 2,5 en 10 µm). Dit opwervend stof bevat rubberdeeltjes van autobanden, deeltjes van remvoering van auto's, maar ook bodemstof en roetdeeltjes. Wanneer het regent, spoelen deze deeltjes uit de lucht en van de weg, waardoor de concentraties fijn stof lager worden. Hierdoor is het idee ontstaan om fijnstofconcentraties te verlagen door het wegdek nat te sproeien.

Onderzoek Nijmegen

In Nederland is er in 2006 een pilotstudy geweest in Nijmegen naar de effecten van nat reinigen van wegdek (IPL, 2006). In deze studie is naast het sproeien ook gekeken naar verschillende soorten asfalt, namelijk ZOAB (Zeer Open Asfalt Beton) en DAB (Dicht Asfalt Beton). De gemeten concentraties van fijn stof blijken bij gebruik van ZOAB lager te zijn dan bij DAB. Door het sproeien van DAB en door het gebruik van een ZOAB-cleaner (schoonmaakmachine) op ZOAB worden de concentraties fijn stof verlaagd. De reductie door sproeien van het wegdek is zo'n 4 µg/m³ op een afstand van 10 meter van de weg.

Onderzoek buitenland

Ook in buitenlandse studies worden reducties in fijnstofconcentraties van enkele microgrammen waargenomen bij het nat sproeien van wegdek. De reductie betreft vooral de grove fractie fijn stof (diameter tussen 2,5 en 10 µm) (IPL, 2006). In alle gevallen is de reductie zeer plaatselijk en slechts een fractie van de reductie van echte regen. Bij regen wordt namelijk ook de achtergrondconcentratie aanzienlijk verlaagd, wat bij nat sproeien van wegdek niet het geval is.

Nadelen

Nadelen van het nat sproeien zijn het aanzienlijke waterverbruik en de stagnatie van het verkeer wanneer het sproeivoertuig op de weg rijdt. Er wordt momenteel wel onderzoek gedaan naar een ZOAB-cleaner die met gewone snelheid over de (snel)weg rijdt tijdens het schoonmaken.

Conclusie

Geconcludeerd wordt dat in bepaalde knelpuntsituaties de maatregel effectief zou kunnen zijn. Over het algemeen zullen de nadelen van deze 'end-of-pipe'-maatregel echter meestal niet opwegen tegen de geringe reductie in fijn stof.

Groen

Groen wordt vaak genoemd als oplossing in overschrijdingssituaties. Het is een charmante oplossing en er is over het algemeen weinig tegenstand tegen een groenere leefomgeving. Groen zorgt voor een aantrekkelijke leefomgeving en heeft een positief effect op de gezondheid (meer bewegen, meer sociale contacten, reductie van stress, et cetera). Bovendien kan groen de lucht zuiveren door afvangen of door depositie. De huidmondjes, de vettige cuticula (bladhuid) of elektrisch geladen haartjes op het bladoppervlak kunnen kleine moleculen afvangen. Dit mechanisme werkt volgens chemische principes en heeft vooral invloed op NO_x en vluchtige organische stoffen als bijvoorbeeld benzeen.

Via fysische processen kunnen groenstructuren, door hun plaats, vorm en/of ruwheid, ook voor opstuwing en depositie van fijn stof zorgen. Stofdeeltjes kunnen over groenelementen, als een heg of bomenrij, worden heen gestuwd, waardoor een luwe zone achter het element ontstaat. Depositie, door stofdeeltjes die botsen met groen en vervolgens neerdalen, is vooral groot bij naaldbomen. Loofbomen zorgen, omdat zij een deel van het jaar geen blad hebben, voor een beperkte depositie. Voor de fysische processen is de structuur van het groenelement het belangrijkste, ook een obstakel als een geluidswal kan bijvoorbeeld net zo goed als een haag voor opstuwing zorgen (Peutz, 2006).

Als het gaat om verbetering van de luchtkwaliteit bij overschrijdingen kan groen vaak averechts werken. Groene elementen kunnen zorgen voor een lagere luchtsnelheid waardoor er minder verdunning optreedt, een dicht bladerdak van bomen in een smalle straat kan zorgen voor een zogenaamde 'groene tunnel'. Nabij snelwegen of knelpunten moet de afstand van bron tot groenelement daarom minimaal 100, maar liefst 200 meter zijn (TNO, 2004).

De effectiviteit van de inzet van groen is, naast de vorm, grootte en toegepaste soort, afhankelijk van vele factoren, zoals de inrichting van de locatie, kenmerken en ligging van de bron, bodemkenmerken en meteorologische aspecten. Er is onvoldoende concreet onderzoek uitgevoerd, het meten van de effectiviteit van groen is daarnaast methodologisch erg lastig. Er is sowieso weinig literatuur over dit onderwerp beschikbaar, veel is grijze literatuur, en het netto effect op immissie is nauwelijks beschreven. Een kwantificering van de effectiviteit is daarom niet te geven. Eind 2008 heeft het RIVM een overzicht gemaakt van de (weinige) momenteel beschikbare concrete gegevens ten aanzien van groen, bomen en planten, en luchtkwaliteit. Uit deze inventarisatie volgt dat de invloed van groen over het algemeen beperkt is en zowel positief als negatief kan uitpakken (Wesseling et al., 2008).

Conclusie

Het aanplanten van groen kan een positief effect hebben op de leefbaarheid, maar de invloed op luchtkwaliteit is over het algemeen beperkt en kan zowel positief als negatief uitpakken. Het optimisme waarmee groen vaak wordt aangeprezen als maatregel om knelpuntsituaties op te lossen kan op basis van de beschikbare gegevens niet worden onderbouwd.

Er lopen nog diverse studies die bedoeld zijn om meer (kwantitatief) inzicht te krijgen in de effecten van groen in de nabijheid van (snel)wegen.

Referenties

Zie voor referenties de literatuurlijst.

BIJLAGE 4 Attributieve Cases-methode

Deze methode is door Künzli en collega's ontwikkeld voor WHO Health Impact Assessment studies, en uitgevoerd voor Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland. Er is hiervoor gerekend met gecombineerde relatieve risico's (zie referenties voor meer informatie over de herkomst hiervan), nationale incidenties (meestal verkregen bij de nationale equivalent van het CBS of RIVM) en de gemiddelde nationale blootstelling (in dit geval 21,4 tot 26,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}). Vervolgens is per land het aantal attributieve cases per miljoen inwoners, per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toename PM_{10} , berekend.

Künzli et al. gaan er van uit dat de PM_{10} concentratie nooit 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kan zijn. Zij rekenen daarom ten opzichte van een altijd aanwezige concentratie van 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . Met de waargenomen incidentie, de bekende relatieve risico's en gemiddelde nationale blootstelling, is zo uitgerekend hoeveel cases er nog op zouden treden bij een blootstelling van 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . Zij bekijken zo eigenlijk het verschil tussen de huidige incidentie en de minimale incidentie (bij 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10}). Als je dit verschil deelt door het concentratieverschil (gemiddelde nationale blootstelling – 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), krijg je het aantal attributieve cases per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .

Omdat de incidenties in Nederland niet heel erg verschillen van de incidenties in deze studie, en ook de concentratie PM_{10} redelijk overeen komt, is het mogelijk de getallen uit deze studie te gebruiken voor een ruwe schatting in de Nederlandse situatie. Hiervoor kan onderstaande formule worden gebruikt. Als je ook een marge voor dit getal wilt geven, kun je de berekening herhalen met de lage en hoge schatting voor het aantal attributieve cases (tussen haakjes in de tabel, gebaseerd op het 95%-betrouwbaarheidsinterval van het relatieve risico).

Tabel B4.1 (Gebaseerd op: Künzli et al., 2000)

	AC		
	Per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM ₁₀ per miljoen inwoners	Uitgedrukt in (land: O = Oostenrijk Z = Zwitserland)	Gebaseerd op: RR (95%-CI)
Respiratoire ziekenhuisopnamen (alle leeftijden)	23 (2-43)	in aantal per jaar (O)	1.013 (1.001-1.025)
Cardiovasculaire ziekenhuisopnamen (alle leeftijden)	45 (23-67)	in aantal per jaar (O)	1.013 (1.007-1.019)
Chronische bronchitis (volwassenen ouder dan 25 jaar)	43 (4-86)	in aantal per jaar (Z)	1.098 (1.009-1.194)
Dagen met een beperkte activiteit (volwassenen ouder dan 20 jaar)	28100 (23650-32600)	in aantal personendagen per jaar (Z)	1.094 (1.079-1.502)
Astma aanvallen (volwassenen ouder dan 15 jaar)	637 (310-970)	in aantal personendagen per jaar (Z)	1.039 (1.019-1.059)
Bronchitis episoden (kinderen jonger dan 15 jaar)	462 (204-835)	in aantal per jaar (Z)	1.306 (1.135-1.502)
Astma aanvallen (kinderen jonger dan 15 jaar)	260 (160-362)	in aantal personendagen per jaar (O)	1.044 (1.027-1.062)

Aantal attributieve cases = $(C-7,5) * AC * (P/1.000.000)$

C= jaargemiddelde concentratie PM₁₀ in het gebied waarvoor je gaat rekenen

AC= attributieve cases per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀ per 1.000.000 inwoners (uit tabel)

P= populatiegrootte, van de populatie waar je voor rekt

(Let dus op: voor een RR geldend voor kinderen moet je ook het aantal kinderen in het gebied waarvoor je rekt weten!)

De in Tabel B4.1 weergegeven aantal attributieve cases zijn gekozen op basis van een worstcasebenadering, er is gekozen voor het land met het grootste aantal attributieve cases per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM₁₀. In de derde kolom is tussen haakjes aangegeven welk land als basis heeft gediend.

Deze methode kan ook gebruikt worden om het gezondheidseffect van maatregelen te tonen. In dat geval gebruik je de volgende formule:

Aantal cases meer of minder door maatregel = $(C) * AC * (P/1.000.000)$

C is dan de concentratieverandering door de maatregel.

Denk er bij het invullen van de populatiegrootte aan dat je niet alleen rekening houdt met de populatie waarvoor het relatieve risico geldt, maar ook aan de populatie die effect van de maatregel ondervindt (bedenk dat een concentratieverlaging op één weg niet betekent dat de hele stad een lagere blootstelling heeft).

De Attributieve Cases-methode biedt, door gebruik te maken van extrapolatie van de situatie in andere Europese landen, een snel inzicht. Besef echter dat het hier gaat om ruwe schattingen met alle beperkingen die daar bij horen.

Voor een meer nauwkeurige schatting zijn gegevens nodig van de incidentie en blootstelling in het gebied waarvoor de berekening gemaakt wordt. Het is dan mogelijk de voor dat gebied specifieke aantal attributieve cases per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} te geven. Deze methode staat beschreven in het WHO-rapport (WHO, 1999).

BIJLAGE 5 Berekenen gezondheidseffecten van langdurige blootstelling: PM₁₀-concentraties uitdrukken in levensverwachting

Deze bijlage bevat een samenvatting van een methode om de extra kans op vroegtijdige sterfte door langdurige blootstelling aan fijn stof te vertalen naar verloren levensjaren. Deze bijlage geeft informatie over de achtergrond van deze methode en de uitwerking ervan in de praktijk. Ook wordt er ingegaan op de aannames en onzekerheden die met de methode gepaard gaan.

Samenvatting

De rekenmethode om de extra kans op vroegtijdige sterfte door langdurige blootstelling aan fijn stof te vertalen naar verloren levensjaren is gebaseerd op een artikel van Brunekreef (1997). Hierbij werden de gegevens van de twee cohortstudies uit de VS gebruikt (Dockery et al., 1993 en Pope et al., 1995). Het door Brunekreef gehanteerde Relatieve Risico (1.10) is in deze richtlijn geactualiseerd (bijgesteld naar 1.06). Deze actualisering van het Relatieve Risico is gebaseerd op Pope (2002) en het rapport van CAFE (2004).

Fijn stof werd in de onderliggende studies gedefinieerd als PM_{2,5}. De sterfte die optrad tijdens de follow-up periode werd gekoppeld aan de gebiedsgemiddelde PM_{2,5} concentratie. Uit de studies volgde een extra kans op sterfte van 6% bij een hogere PM_{2,5} concentratie van 10 µg/m³ (Relatief Risico = 1.06).

In tegenstelling tot de VS is in de Nederlandse wetgeving uitgegaan van PM₁₀ als blootstellingsmaat voor fijn stof en wordt alleen deze stoffractie uitgebreid gemeten en gemodelleerd. Om toch een relatie te kunnen leggen met de in de VS uitgevoerde cohortstudies zal de in Nederland gemeten of berekende PM₁₀-concentratie worden omgerekend naar PM_{2,5} waarbij wordt uitgegaan van een PM_{2,5}/PM₁₀ verhouding van 0,65 (CAFE, 2004). Deze ratio volgt uit beschikbare Europese meetgegevens en lijkt vrij constant.

Uitgangspunt bij het uitdrukken van de fijnstofblootstelling in termen van levensverwachting is de overlevingstabel van een cohort van 100.000 pasgeborenen. Deze overlevingstafel is ontleend aan het CBS (www.cbs.nl). Brunekreef hanteerde in zijn artikel de overlevingstafel uit 1992. De in deze richtlijn gehanteerde overlevingstafel dateert van juni 2008.

De berekening

Voor de berekening is uitgegaan van een follow-up van 15 jaar en een bevolking die bij begin van deze periode tussen de 25 en de 75 jaar oud was. Met andere woorden: er is aangenomen dat de effecten pas gaan optreden na 15 jaar blootstelling. Personen die aan het begin een leeftijd tussen 25-30 hadden, kunnen effecten krijgen wanneer ze tussen 40-45 jaar oud zijn.

Met behulp van de overlevingstafel kan voor elke leeftijd en voor elke periode van 15 jaar worden berekend hoeveel personen er komen te overlijden in de eerstvolgende 15 jaar. Dit aantal wordt vergeleken met de hypothetische leefsituatie van een PM_{2,5}-concentratie die 10 µg/m³ lager is en een aantal sterfgevallen die een factor, gelijk aan RR, lager is. Doordat het aantal sterfgevallen lager is, is het aantal overlevenden 15 jaar later in de hypothetische overlevingstafel eenzelfde aantal hoger. Aldus kan een overlevingstafel worden geconstrueerd die zou gelden in een situatie met schonere lucht.

Vervolgens kan het aantal ‘geleefde jaren’ worden berekend in de reële en schonere situatie. Daartoe worden alle overlevenden in elke leeftijdsklasse bij elkaar opgeteld. In beide situaties kan de levensverwachting worden berekend door het totale aantal geleefde jaren van het cohort, te delen door het aantal levenden bij het begin. Het verschil in levensverwachting kan daarna worden uitgerekend. Tabel B5.1, ontleend aan het artikel van Brunekreef, geeft een voorbeeld.

Tabel B5.1 Schatting van de levensverwachting van Nederlandse mannen bij blootstelling aan fijn stof (Brunekreef, 1997)

Uitgangssituatie			Verwachting bij 'schone' lucht situatie (concentratie van 10 µg/m ³ lager)	
Leeftijd	Overlevenden	Aantal doden in 15 jaar	Aantal doden in 15 jaar	Overlevenden
25-29	98.839	1147	1082	98.839
30-34	98.554	1613	1522	98.554
35-39	98.201	2648	2498	98.201
40-44	97.692	4431	4180	97.757
45-49	96.941	7407	6988	97.032
50-54	95.553	11.906	11.232	95.703
55-59	93.261	18.551	17.501	93.512
60-64	89.534	28.415	26.807	89.953
65-69	83.647	40.757	38.450	84.321
70-74	74.710	51.597	48.676	75.760
75-79	61.119			62.727
80-84	42.890			45.197
85-90	23.113			26.034
	Totaal aantal levensjaren:	Levensverwachting tussen 25 en 90: 527.0270 / 98.839 = 53.32	Levensverwachting tussen 25 en 90: 531.7951 / 98.839 = 53.80	Totaal aantal levensjaren: 531.7951

Uitwerking in de praktijk

De bovenstaande methode is uitgewerkt in een spreadsheet in Excel (www.ggd Kennisnet.nl/33740). Hierin kan elk gewenst verschil in PM₁₀/concentratie worden ingevoerd waarna automatisch de bijbehorende PM_{2,5}-concentratie en het verschil in levensverwachting wordt berekend, gebaseerd op de bovenbeschreven methode.

Daarbij wordt eerst de extra PM₁₀-belasting die het gevolg is van het wonen nabij de snelweg geschat, bijvoorbeeld met behulp van het VLW-rekenmodel. Vervolgens wordt de PM_{2,5}-concentratie berekend, uitgaande van een verhouding PM_{2,5}/PM₁₀ van 0,65. De resulterende ‘verkeersgerelateerde’ PM_{2,5}bijdrage kan worden ingevoerd in de spreadsheet berekend, waarna automatisch het verschil in levensverwachting wordt berekend. Het kader presenteert een voorbeeldberekening.

Aannames en onzekerheden

Uiteraard zitten er allerlei aannames en onzekerheden aan deze methode. Zie hieronder voor een overzicht.

Lineariteit van de dosiseffectrelatie

De belangrijkste aanname bij de berekening van de gezondheidswinst is dat het verband tussen blootstelling en effect lineair is. Met andere woorden, het maakt voor de beoogde gezondheidswinst geen verschil of de concentratie daalt van 120 µg/m³ naar 110 µg/m³, of van 40 µg/m³ naar 30 µg/m³. Voor fijn stof lijkt dit verband, volgens de huidige stand van wetenschap inderdaad lineair te zijn: er

bestaat geen veilige drempelwaarde waaronder er geen effecten optreden, en er zijn ook geen aanwijzingen dat bij hogere concentraties de effecten uitgedrukt per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sterker zijn.

Berekening van de concentratie verkeersgerelateerd fijn stof

De Amerikaanse cohortstudies waarin het effect op levensduur is onderzocht gaan uit van $\text{PM}_{2,5}$ als blootstellingsmaat. In de enige beschikbare Nederlandse cohortstudie (Hoek et al., 2002) is de concentratie zwarte rook (dieselroet) als blootstellingsmaat gebruikt. De concentratie zwarte rook kan in drukke straten wel drie keer zo hoog zijn als in rustige straten terwijl dit contrast voor PM_{10} en $\text{PM}_{2,5}$ veel geringer is (Roemer et al., 2001b; Janssen et al., 1997). Resultaten van diverse studies suggereren dat vooral dieselroet verantwoordelijk zou zijn voor de nadelige effecten op de gezondheid. Het zou dus voor de hand liggen om bij het doorrekenen van verkeerssituaties uit te gaan van de zwarterookconcentratie. De in Nederland gebruikte rekenmodellen voor luchtverontreiniging kunnen echter alleen PM_{10} -concentraties berekenen. De concentratie $\text{PM}_{2,5}$ kan vervolgens worden geschat op basis van een gemiddelde verhouding $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ van 0,65. Voor zwarte rook is een dergelijke omrekening echter niet mogelijk. De zwarterookconcentratie nabij (snel)wegen kan daarom met de beschikbare rekenmodellen niet worden geschat.

Daarom wordt uitgegaan van de uit de PM_{10} -concentratie berekende $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie. Ook bij deze omrekening wordt uiteraard een bepaalde fout gemaakt, omdat de factor 0,65 een gemiddelde is en van plaats tot plaats kan variëren. Vooral in drukke straten zou het aandeel $\text{PM}_{2,5}$ in het PM_{10} -stof lager kunnen zijn dan 0,65 vanwege de relatief grote bijdrage van door het verkeer opgewerveld bodemstof in drukke straten. Daar staat echter tegenover dat het verkeersgerelateerde PM_{10} (of $\text{PM}_{2,5}$) per eenheid gewicht vrijwel zeker schadelijker is dan het PM_{10} ($\text{PM}_{2,5}$) stof dat als achtergrond in de lucht aanwezig is (Roemer et al., 2001b). Dat komt omdat het aandeel dieselroet in het verkeersgerelateerde stof relatief groot is terwijl dit maar weinig bijdraagt aan de massaconcentratie PM_{10} of $\text{PM}_{2,5}$. Berekening van het effect op de levensduur op basis van PM_{10} ($\text{PM}_{2,5}$) geeft dus naar alle waarschijnlijkheid een onderschatting van de werkelijkheid.

Berekening op basis van een standaardpopulatie

Bij de berekening van het effect op levensduur is uitgegaan van de overlevingstafel van een cohort van 100.000 pasgeborenen. Deze is door het CBS geconstrueerd op basis van sterftecijfers voor heel Nederland. Bij het berekenen het effect op de levensduur wordt dus geen rekening gehouden met eventuele regionale of lokale verschillen in sterftecijfers. Ook de bevolkingsopbouw wordt niet in de berekeningen meegenomen. Door de effecten alleen uit te drukken voor een fictief cohort van 100.000 pasgeborenen is de berekening eenvoudig toepasbaar.

Leeftijd waarop effecten optreden

De schatting van de afname in levensverwachting door hogere PM_{10} -concentratie wordt beïnvloed door de keuze van de leeftijdsgroepen waarbij effecten optreden. In dit systeem is uitgegaan van een populatie die aanvankelijk tussen de 25 en de 75 jaar oud was en waarbij pas na een periode van 15 jaar effecten optreden. De keuze voor deze leeftijdsrange en follow-upperiode is gemaakt omdat dat overeenkomt met de in de cohort studies onderzochte populatie. Het is echter niet onmogelijk dat het effect zich uitstrekt buiten deze leeftijdsgrenzen. Het effect op de levensverwachting zou dan nog groter kunnen zijn.

Effecten van maatregelen pas merkbaar op lange termijn

Ten slotte moet bij de interpretatie van de schattingen van gewonnen levensverwachting als gevolg van invoering van schonere voertuigen, worden bedacht dat dit effect pas na jarenlange lagere blootstelling aan PM_{10} optreedt.

Referenties

Zie voor referenties de literatuurlijst.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Centrum
Gezondheid en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl/milieuportaal