



*Academische Werkplaats*  
**MILIEU EN GEZONDHEID**

I

## INFORMATIEBLAD

### *Luchtverontreiniging in perspectief*

Saskia van der Zee, GGD Amsterdam

Paul Fischer, DMG, RIVM

Gerard Hoek, IRAS, Universiteit Utrecht



**Universiteit Utrecht**



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport

# Inhoudsopgave

1. Achtergrond en doel	1
2. Methode	2
2.1 Selectie van gezondheidseffecten	2
2.2 Blootstellings-respons relaties	3
2.3 Schatting van de blootstelling aan sigarettenrook	3
2.4 Wanneer gebruik je welke indicator?	4
3. Resultaten	8
3.1. Verbeterde doorstroming op de snelweg	8
3.2. Invloed van 50% afname wegverkeer Stille Veerkade (Den Haag)	9
3.3. Wonen langs de A10-West in Amsterdam	10
Referenties	12

## 1. Achtergrond en doel

Bestuurders en beleidsmakers hebben behoefte aan een methode om de gezondheidsschade door luchtverontreiniging in perspectief te zetten, bijvoorbeeld door het af te zetten tegen andere risicofactoren. Dit was ook één van de conclusies van het in 2012 uitgevoerde AW-MMK project 'Lokale bruikbaarheid van een roetindicator'.

Passief roken sluit in vergelijking met andere risicofactoren – zoals overgewicht of weinig bewegen – het meest aan bij luchtverontreiniging. Dat geldt zowel voor de blootstellingsroute (inhalatoir) als voor de gezondheidsrisico's die ermee geassocieerd zijn. Ook is de blootstelling in beide gevallen (grotendeels) onvrijwillig.

In dit project is een methode ontwikkeld waarmee de gezondheidsschade van luchtverontreiniging wordt afgezet tegen die van (mee)roken, uitgedrukt in aantal (mee)gerookte sigaretten per tijdseenheid. Hiermee kunnen lokale overheden ook de gezondheids*winst* door lokale verbetering van de luchtkwaliteit op die manier uitdrukken.

De methode is ontwikkeld door GGD Amsterdam, de universiteit van Utrecht (IRAS) en het RIVM in nauw overleg met de begeleidingscommissie met vertegenwoordigers vanuit gemeente Amsterdam (Programmabureau Luchtkwaliteit), gemeente Utrecht, Provinciale werkgroep Luchtkwaliteit en Gezondheid Noord-Brabant (bestaande uit de gemeenten Eindhoven, Tilburg, Breda, 's-Hertogenbosch, Helmond, Best, GGD, Regionale uitvoeringsdiensten en provincie N-Br), GGD regio Utrecht, GGD Kennemerland, Provincie Noord-Holland, Landelijke GGD werkgroep Lucht en het Longfonds.

Deze methode sluit aan bij de "Rekenmethode gezondheidseffectedschatting Lucht en Geluid: een handreiking voor GGD-en". Met de methode kan blootstelling aan fijn stof op populatieniveau in perspectief worden geplaatst, en meer lokaal de relatie tussen blootstelling aan luchtverontreiniging door verkeer. De methode is echter niet zonder meer geschikt voor toepassing bij specifieke bronnen zoals intensieve veehouderij (zie paragraaf 2.4).

De methode wordt uitgebreid beschreven in het artikel "Air pollution in perspective: Health risks of air pollution expressed in equivalent numbers of passively smoked cigarettes", van der Zee S.C., Fischer P.H., Hoek g. Environmental Research, 2016 Jul;148:475-83. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27136673>

## 2. Methode

### 2.1 Selectie van gezondheidseindpunten

We hebben ons beperkt tot gezondheidseindpunten waarvan zowel de relatie met passief roken (hierna ETS blootstelling genoemd; ETS = Environmental Tobacco Smoke) als luchtverontreiniging:

1. onomstotelijk vast staat én
2. gekwantificeerd is op basis van meta-analyses. Dit moet het geval zijn voor tenminste de componenten: fijn stof (PM2.5 of PM10), NO<sub>2</sub> en roet.

Dat ook de relatie met NO<sub>2</sub> en roet is gekwantificeerd is belangrijk omdat lokale overheden doorgaans meer invloed hebben op de concentratie NO<sub>2</sub> en roet dan op de concentratie PM2.5 of PM10.

Hiertoe is een literatuursearch uitgevoerd. Veel literatuur over ETS blootstelling en gezondheid is samengevat in een WHO publicatie uit 2010 (Öberg et al., 2010).

[http://www.who.int/quantifying\\_ehimpacts/publications/SHS.pdf](http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/SHS.pdf)

Voor vier eindpunten kon zowel de relatie met meeroken als met PM2.5, NO<sub>2</sub> en roet worden gekwantificeerd:

1. Laag Geboortegewicht bij zuigelingen. Dit is gedefinieerd als een geboortegewicht minder dan 2500 g bij à terme geboren zuigelingen.
2. Longfunctiedaling bij basisschoolkinderen. Dit is gedefinieerd op basis van de afname in Forced Expiratory Volume in 1 seconde (FEV1)
3. Cardiovasculaire sterfte
4. Longkanker

Voor elke component en elk eindpunt kan worden berekend wat de kans is op gezondheidsschade door een toename in concentratie van 1 µg/m<sup>3</sup>. Ook kan voor elk eindpunt worden berekend wat de kans is op gezondheidsschade door het meeroken van 1 sigaret. Door die twee kansen aan elkaar te koppelen (aan elkaar gelijk te stellen), kan voor elke verandering in concentratie worden berekend welk sigaretten-equivalent dezelfde kans geeft op gezondheidsschade.

## 2.2 Blootstellings-respons relaties

In epidemiologisch onderzoek is het moeilijk om na te gaan aan hoeveel meegerookte sigaretten per dag men is blootgesteld. Meestal is de blootstelling gedefinieerd als: één of meer ouders/huisgenoten roken in huis. Weliswaar wordt vaak ook nog een poging gedaan om het meeroken te kwantificeren (bv <10 sigaretten per dag, tussen de 10-30 en >30 sigaretten/dag) maar de manier waarop die klassen zijn ingedeeld verschilt weer per studie. In de meta-analyses wordt de analyse beperkt tot: blootstelling ja / nee waarbij overigens de definitie van blootstelling ook van eindpunt tot eindpunt varieert. Voor een overzicht van de Relatieve Risico's van meeroken en luchtverontreiniging verwijzen we naar het artikel in Environmental Research. Hier volstaan we met de opmerking dat alle risicoschattingen afkomstig zijn uit meta-analyses, die allen zijn gebaseerd op een groot aantal in de wetenschappelijk literatuur gepubliceerde studies.

## 2.3 Schatting van de blootstelling aan sigarettenrook

De risicoschattingen uit tabel 1 in het artikel zijn gebaseerd op dichotome blootstelling d.w.z. wel of niet blootgesteld aan omgevingstabaksrook. Om de gezondheidsschade van luchtverontreiniging uit te kunnen drukken in aantal in de woning meegerookte sigaretten zijn we uitgegaan van schattingen van de WHO. Deze geven aan dat rokers in West-Europa en Noord-Amerika gemiddeld 14 sigaretten per dag roken (Öberg et al., 2010)..

Het aantal per dag *in de woning* gerookte sigaretten is geschat op basis van de aanname dat een gemiddelde roker ongeveer de helft van zijn totale dagelijkse sigarettenconsumptie in de eigen woning rookt. Hierbij is uitgegaan van een gelijkmatige verdeling van het aantal dagelijkse sigaretten over de uren dat iemand wakker is. Mensen in Europa en de VS brengen gemiddeld 65% van hun tijd door in de eigen woning (Brasche and Bischof, 2005; Leech et al., 2002). Rekening houdend met 8 uur slaap per nacht, betekent dit dat mensen gemiddeld ongeveer de helft van het aantal uren dat ze wakker zijn in de eigen woning doorbrengen.

Het aantal sigaretten waaraan volwassenen in huis worden blootgesteld wordt dus geschat als:

$$N = 0.5 \times 14 = 7 \text{ sigaretten per dag}$$

Dit aantal wordt gebruikt in relatie tot

- sterfte aan hart- en vaatziekten
- longkanker en
- laag geboortegewicht (van kinderen van niet-rokende moeders)

Kinderen die worden blootgesteld aan ETS kunnen 1 of 2 rokende ouders hebben. In een Nederlands onderzoek is beschreven dat 32% van de kinderen waarbij in de woning gerookt wordt, twee rokende ouders hebben (Schuck et al., 2013).

Het aantal sigaretten waaraan kinderen in huis worden blootgesteld wordt daarom geschat als:

$$N = 0.5 \times 1,32 \times 14 = 9 \text{ sigaretten per dag}$$

Verder gaan we uit van een lineaire relatie tussen aantal sigaretten en effect. Op basis hiervan drukken we de gezondheidsschade (per eindpunt) uit per sigaret.

Vervolgens wordt per eindpunt en per component het aantal sigaretten berekend waarmee een bepaalde verandering in concentratie overeenkomt volgens de formule:

$$N_{\text{sigaretten}} = \Delta \text{concentratie} \times (\beta_{\text{luvo}} / \beta_{\text{meeroken}}).$$

Waarbij  $\beta_{\text{luvo}}$  de sterkte weergeeft van het verband met concentratie (per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en  $\beta_{\text{meeroken}}$  het verband met meeroken (per sigaret). Zie het artikel voor meer informatie.

## 2.4 Wanneer gebruik je welke indicator?

Voor verkeer gerelateerde luchtverontreiniging is op lokale schaal (straat, buurt, wijk, stadsdelen) zijn EC en  $\text{NO}_2$  geschikte indicatoren. Op regionale schaal (stad, stadsregio, provincie) zijn  $\text{PM}_{2,5}$  en  $\text{PM}_{10}$  geschikte indicatoren. Op nationale schaal is  $\text{PM}_{10}$  de meest geschikte indicator. In het algemeen geldt dat de component die door lokale bron (of maatregel) het meest wordt beïnvloed het meest geschikt.

### *Omrekeningsfactor $\text{PM}_{10}$ - $\text{PM}_{2,5}$*

Ten behoeve van de Luvo-in-perspectief tool zijn wel blootstelling-responsrelaties bekend voor  $\text{PM}_{2,5}$ , maar niet voor  $\text{PM}_{10}$ . De ruimtelijke correlatie tussen  $\text{PM}_{10}$  en  $\text{PM}_{2,5}$  is in Nederland echter hoog, waardoor we  $\text{PM}_{2,5}$  en  $\text{PM}_{10}$  in elkaar kunnen omrekenen. De ratio

tussen PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub> die hiervoor gebruikt kan worden is 0,66 (Cyrus et al. 2003; Eeftens et al. 2011).

#### *Fijn stof en veehouderij*

Als het gaat om verkeersimmissies in gebieden met veel veehouderijen zijn berekeningen op regionale schaal met PM<sub>2,5</sub> te prefereren boven PM<sub>10</sub>. Fijn stof afkomstig van veehouderijen betreft met name de grove fractie fijn stof (groter dan PM<sub>2,5</sub>). De gezondheidseffecten van PM<sub>2,5</sub> en PM<sub>10</sub> zijn afkomstig uit studies van met name verkeer gerelateerde PM. In gebieden met veel veehouderijen geven gezondheidsberekeningen aan verkeer gerelateerde PM op basis van PM<sub>2,5</sub> dus een beter beeld, omdat de gezondheidseffecten van het grove fijn stof van veehouderijen niet worden meegenomen. Het is in situaties met veel veehouderijen niet correct om PM<sub>10</sub> om te rekenen in PM<sub>2,5</sub> met de factor 0,66.

#### *Roet en wegverkeer*

Roet is de beste indicator voor lokale verkeer gerelateerde luchtverontreiniging, omdat het een sterke relatie heeft met gezondheidseffecten en voor een groot deel wordt beïnvloed door lokale emissies en niet door regionale/nationale achtergrondconcentraties zoals met name bij PM<sub>10</sub> het geval is, en in mindere mate ook bij PM<sub>2,5</sub> en NO<sub>2</sub> (Janssen et al. 2011). De modelberekeningen voor EC (elementair koolstof, een maat voor roet) zijn echter nog in ontwikkeling. RIVM en DCMR geven aan dat de onzekerheden in de emissiefactoren en de achtergrondconcentraties van EC-berekeningen groter zijn dan van berekeningen van NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> en PM<sub>2,5</sub>, maar dat deze wel gebruikt kunnen worden. De achtergrondkaarten voor EC (GCN kaarten) zijn bij gebrek aan voldoende meetgegevens niet erg betrouwbaar, de berekende concentraties zijn hoger dan de gemeten concentraties. Voor EC geldt daarom dat alleen in vergelijkende zin gerekend dient te worden, dus vergelijkingen van scenario's met dezelfde achtergrondconcentraties, waardoor de achtergrondconcentraties wegvallen. Wanneer scenario's van verschillende jaren vergeleken worden op het effect van de beoogde interventie, dient dezelfde achtergrondconcentratie voor de verschillende jaren gebruikt te worden. De GGD kan de gemeente of het adviesbureau vragen om deze aanpassing te maken in de berekeningen. In de gevallen waarin getwijfeld wordt over de betrouwbaarheid van EC modelberekeningen kan beter NO<sub>2</sub> als indicator worden gebruikt.

#### *Welke indicator van roet gebruik je?*

Naast elementair koolstof (EC) zijn er andere definities van roet. In de Nederlandse automatische meetnetten wordt tegenwoordig Black Carbon (BC) gemeten. Bij deze methode

wordt een telkens zwarter wordend filter “doorschijnen” met een of meer soorten (laser)licht, hier is de verzwakking van de lichtbundel (de lichtabsorptie) de maat voor het gehalte roet.

Elementair koolstof (EC) wordt op thermische wijze bepaald, kort gezegd door een filter dat is beladen met fijn stof te verhitten tot zeer hoge temperatuur. Vanaf een bepaalde temperatuur (als al het Organisch Koolstof (OC) er al afgestookt is) blijft het EC over.

EC en BC zijn weliswaar niet hetzelfde, maar kunnen beiden worden gebruikt in de rekenmethode. In de epidemiologische studies waaruit de relatie tussen roet en de gezondheidsparameters is afgeleid, zijn verschillende definities gebruikt van roet. De enige uitzondering is het historische “Black Smoke”, dit is een maat voor roet uit de jaren '60 en is niet representatief voor de huidige samenstelling van het roetdeeltje. Black Smoke metingen worden echter niet meer uitgevoerd. Desgewenst kunnen (historische) Black Smoke concentraties worden omgerekend in EC volgens de formule: waarbij  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Black Smoke overeenkomt met  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  EC (Janssen et al., 2012).

In tabel 1 wordt voor een aantal scenario's een indicatie gegeven met welke luchtverontreinigingscomponent de gezondheidseffecten het beste berekend kunnen worden.



Tabel 1. Welke luchtverontreinigingscomponent gebruiken in welke situatie?

Scenario	Meest geschikte component	Motivatie
Milieuzone personenverkeer (b.v. weren van oudere personenauto's)	EC <sup>1</sup>	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters kunnen leiden tot hogere NO <sub>2</sub> emissies van personenauto's (Keuken et al. 2012)
Milieuzone vrachtverkeer of OV-concessie (verschillende typen bussen)	EC <sup>1</sup> , daarna NO <sub>2</sub>	Roetfilters/strengere emissienormen vooral van invloed op EC. Roetfilters van vrachtwagens leiden niet tot hogere NO <sub>2</sub> emissies (Keuken et al. 2012)
Snelheidsverandering	EC <sup>1</sup> , daarna NO <sub>2</sub>	EC sterkste relatie met gezondheid
Verandering in verkeersintensiteit (bv aanleg rondweg, verbreding snelweg)	EC <sup>1</sup> , daarna NO <sub>2</sub>	EC sterkste relatie met gezondheid
Regionale/nationale berekeningen niet direct in relatie tot veranderingen in verkeer	PM <sub>10</sub> /PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>10</sub> en PM <sub>2,5</sub> geven op een groter schaalniveau een goed beeld van luchtverontreiniging
Afname PM concentratie in een stad	PM <sub>10</sub> / PM <sub>2,5</sub>	Blootstelling van toepassing op grote groep, individueel modelleren niet nodig
Uitbreiding veehouderij	Geen	Berekeningen gezondheidseffecten van PM zijn gebaseerd op relaties afkomstig van niet-veehouderijen en kunnen daar dus niet voor gebruikt worden

<sup>1</sup>Gebruik EC alleen bij vergelijking van scenario's

### 3. Resultaten

Hoe de methode in de praktijk uitpakt wordt hieronder aan de hand van een aantal voorbeelden toegelicht. Voor meer informatie verwijzen we naar het artikel.

#### 3.1. Wonen langs de A10-West in Amsterdam

Naast het effect van lokale verkeersmaatregelen kan ook het wonen in een verkeersbelaste omgeving ten opzichte van een willekeurige andere omgeving worden uitgedrukt in sigaret-equivalenten. In dit voorbeeld wordt het wonen pal langs de A10-West in Amsterdam vergeleken met het wonen in een (hypothetisch) schone omgeving, zonder bronnen van luchtverontreiniging. De vergelijking kan echter ook worden gemaakt ten opzichte van de schoonste gebieden in Nederland of Europa, in dat geval moeten de verschilconcentraties ten opzichte van die situaties worden ingevoerd in kolom U in de Excel sheet.

Op het GGD meetstation A10-West zijn in 2014 jaargemiddelde NO<sub>2</sub>, roet en PM<sub>2.5</sub> concentraties gemeten van respectievelijk 51,5 µg/m<sup>3</sup>, 2,6 µg/m<sup>3</sup> en 16,1 µg/m<sup>3</sup>. Omdat het verkeer op de snelweg het meest van invloed is op de NO<sub>2</sub> en roetconcentraties, en in veel mindere mate op de PM<sub>2.5</sub> concentratie, kan in dit geval het beste met deze twee indicatoren gerekend worden.

De metingen worden uitgevoerd pal langs de vangrail, 3 meter verder van de A10-West staat een flatgebouw. We gaan ervan uit dat de mensen in de flat zijn blootgesteld aan de concentraties die op het GGD meetstation worden gemeten (een lichte overschatting). We vergelijken de concentraties waaraan zij zijn blootgesteld met een hypothetische schone situatie, zonder bronnen van luchtverontreiniging. De aanname is dat in die situatie, een NO<sub>2</sub> en roetconcentratie wordt gemeten van respectievelijk 10 µg/m<sup>3</sup> en 0,2 µg/m<sup>3</sup>. Het verschil in blootstelling is dan respectievelijk 41,5 en 2,4 µg/m<sup>3</sup>. Tabel 2 laat zien met welk aantal sigaretten dit contrast in concentratie overeenkomt voor de 4 onderzochte gezondheidseindpunten, en de 3 onderzochte componenten.

Tabel 2. Effect van wonen langs de A10-West in Amsterdam ten opzichte van wonen in een (hypothetisch) schone omgeving, uitgedrukt in sigaret-equivalenten

	NO <sub>2</sub> Δ 41,5 μg/m <sup>3</sup>	roet Δ 2,4 μg/m <sup>3</sup>	Overall schatting
Laag geboortegewicht (<2500 g)	5,3	7,6	
Longfunctiedaling (%) bij kinderen (FEV1)	15,2	20,1	
Cardiovasculaire sterfte	14,9	7,3	
Longkanker	7,0	3,5	
Gemiddeld (overall: 10)	10,6	9,6	<b>10,1</b>

Gemiddeld over beide componenten is het wonen langs de A10-West vergelijkbaar met het dagelijks in huis meeroken van 10,1 sigaretten.

### 3.2. Invloed van 50% afname wegverkeer Stille Veerkade (Den Haag)

Als gevolg van het verkeerscirculatieplan in Den Haag is de verkeersintensiteit op de Stille Veerkade afgenomen van 17.000 naar 8.500 mtv/etmaal. Het IRAS (Boogaard et al., 2013) heeft het effect van deze maatregel op de luchtkwaliteit en de gezondheid van de bewoners van deze straat onderzocht. Luchtkwaliteit en gezondheid zijn gemeten in het jaar voor (2008) en het jaar na (2010) invoering van de maatregel.

Hieruit bleek dat (gecorrigeerd voor de generieke verbetering van de luchtkwaliteit) de lokale verkeersbijdrage was afgenomen met achtereenvolgens 1.4 μg/m<sup>3</sup> voor roet en 11.7 μg/m<sup>3</sup> voor NO<sub>2</sub>. Dit had overigens ook een meetbare verbetering van de longfunctie tot gevolg (FVC verbeterde met 6% en FEV1 met 3%). Het aantal sigaret-equivalenten waarmee deze maatregel overeenkomt is in tabel 3 weergegeven:

Tabel 3. Effect van verkeerscirculatieplan in Den Haag op concentraties Stille Veerkade, uitgedrukt in sigaret-equivalenten

	NO <sub>2</sub> Δ 11.7 μg/m <sup>3</sup>	roet Δ 1.4 μg/m <sup>3</sup>	Overall schatting
Laag geboortegewicht (<2500 g)	1,5	4,4	
Longfunctiedaling (%) bij kinderen (FEV1)	4,3	11,7	
Cardiovasculaire sterfte	4,2	4,3	
Longkanker	2,0	2,0	
Gemiddeld (overall: 4,5)	3,0	5,6	<b>4,3</b>

Uit tabel 3 blijkt dat de schattingen in dit voorbeeld uiteenlopen van 3,0 voor NO<sub>2</sub> en 5,6 voor roet. Gemiddeld over alle eindpunten is het effect van de maatregel vergelijkbaar met het *minder* binnenshuis roken van 4,3 sigaretten per dag.

In het artikel is nog een derde voorbeeld uitgewerkt (wonen in de buurt van een staalfabriek), waarbij PM2.5 de relevante component is om door te rekenen.

## Referenties

Boogaard, H., Fischer, P.H., Janssen, N.A.H., Kos, G.P.A., Weijers, E.P., Cassee, F.R., Van Der Zee, S.C., De Hartog, J.J., Meliefste, K., Wang, M., Brunekreef, B., Hoek, G.

Respiratory effects of a reduction in outdoor air pollution concentrations. *Epidemiology*, 2013; 24 (5), 753-761.

Brasche S. and Bischof W Daily time spent indoors in German homes - Baseline data for the assessment of indoor exposure of German occupants, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 2005: 208, 247– 253.

Cyrys J, Heinrich J, Hoek G, et al. Comparison between different traffic-related particle indicators: elemental carbon (EC), PM2.5 mass, and absorbance. *Journal of exposure analysis and environmental epidemiology* 13(2): 134-43, 2003.

Eeftens M, Beelen R, Fischer P, Brunekreef B, Meliefste K, Hoek G. Stability of measured and modelled spatial contrasts in NO<sub>2</sub> over time. *Occupational and environmental medicine* 2011; 68(10): 765-70.

Keuken, Menno, Peter Zandveld, Sef van den Elshout, Nicole A.H. Janssen and Gerard Hoek. 2011. Air quality and health impact of PM10 and EC in the city of Rotterdam, the Netherlands in 1985-2008. *Atmos. Env.* 45 (2011) 5294-5301.

Leech, J., Nelson, W., Burnett, R., Aaron, S. and Raizenne, M.E. (2002) It's about time: a comparison of Canadian and American time-activity patterns. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.*, 12, 427–432.

Öberg M et al. (2010). Second hand smoke, assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Geneva, World Health Organization.

[http://www.who.int/quantifying\\_ehimpacts/publications/SHS.pdf](http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/SHS.pdf)

Janssen et al. (2012). Health effects of Black Carbon. Geneva, World Health Organization [http://www.euro.who.int/\\_\\_data/assets/pdf\\_file/0004/162535/e96541.pdf](http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/162535/e96541.pdf)

Schuck, K., Kleinjan, M., Otten, R., Engels, R.C.M.E., Difranza, J.R., 2013. Responses to environmental smoking in never-smoking children: Can symptoms of nicotine addiction develop in response to environmental tobacco smoke exposure? *J. Psychopharmacology* 27, 533-540.

Zee SC van der, Fischer P, Hoek G. Air pollution in perspective: health risks of air pollution expressed in equivalent numbers if passively smoked cigarettes. *Environmental Research* 2016; 148:475-483.

Zuurbier M, Weerd R van de, Fischer P. Rekenmethode gezondheidseffectschatting luchtkwaliteit en geluid: een handreiking voor GGD'en. September 2014.

<https://cgm.healthandsafety.nl>