

CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

De effecten van verkeersuitstoot en -geluid op de volksgezondheid

een beknopt overzicht
en opties voor beleid

Rapport

Delft, december 2002

Opgesteld door: Jos Dings
Jupijn Haffmans



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

Jos Dings, Jupijn Haffmans
De effecten van verkeersuitstoot en -geluid op de volksgezondheid
een beknopt overzicht en opties voor beleid

Delft, CE, 2002

Verkeer / Vervoer / Emissie / Geluid / Lucht / Gezondheid / Effecten / Be-
leidsplanning /

Publicatienummer: 02.4406.22

Verspreiding van CE-publicaties gebeurt door:
CE, Oplossingen voor milieu, economie en technologie
Oude Delft 180
NL - 2611 HH Delft
tel. 015-2150150
fax 015-2150151
E-mail publicatie@ce.nl

Opdrachtgever: Stichting Natuur en Milieu
Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij Jos Dings

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

CE is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.

CE is onderverdeeld in vijf secties die zich richten op de volgende werkteerijnen:

- economie
- energie
- industrie
- materialen
- verkeer & vervoer

Van elk van deze secties is een publicatielijst beschikbaar. Geïnteresseerden kunnen deze opvragen bij CE tel: 015-2150150. De meest actuele informatie van CE is te vinden op de website: www.ce.nl

Voorwoord

Hoe schadelijk is het verkeer voor onze gezondheid? Hoe belangrijk is de vervuiling door verkeer, naast andere vervuilers? Hoe erg is de geluidsbelasting door het verkeer? Welke effecten zijn er allemaal en wat kan de overheid doen om de gezondheid van haar burgers te beschermen?

Dit soort vragen krijgt Stichting Natuur en Milieu regelmatig voorgelegd. Daarom heeft Stichting Natuur en Milieu aan CE de opdracht gegeven een totaaloverzicht te maken van de nieuwste wetenschappelijke kennis over de relatie tussen verkeer en gezondheid en een opsomming te geven van de meest voor de hand liggende oplossingsrichtingen.

In de afgelopen jaren is er vanuit wetenschappelijke kring een groeiende aandacht voor de relatie tussen verkeer en de volksgezondheid. Nieuwe - vaak omvangrijke - epidemiologische studies bevestigen dat verkeersemis-sies en -geluidhinder oorzaak zijn van vervroegde sterfte als gevolg van hart- en longziekten, astmatische en allergische klachten verergert en mogelijk deze klachten ook mede veroorzaakt.

De wetenschappelijke bewijslast was tot op heden erg versnipperd. Daardoor was het moeilijk algemener conclusies te trekken over de problematiek en de noodzakelijk te nemen maatregelen.

Met het voor u liggende rapport is CE er in geslaagd om een leesbaar, helder en bondig overzicht te geven van het probleemveld en de daaraan verbonden maatschappelijke kosten. Bovendien formuleert CE een scala aan oplossingsrichtingen, die niet alleen noodzakelijk, maar ook realiseerbaar zijn en die ook nog eens gunstig kunnen uitpakken voor CO₂-reductie en verkeersveiligheid.

Uit het onderzoek blijkt dat het gaat om een belangrijk probleem: het effect van verkeersuitstoot en -geluid op vervroegde sterfte en verlaagde levenskwaliteit is van dezelfde ordegrrootte als dat van verkeersongevallen. Daarom moet in het beleid net zoveel tijd, geld en aandacht aan verkeer en gezondheid worden geschonken als aan verkeersveiligheid.

Wij bevelen dit rapport van harte aan bij beleidsbeslissers over mobiliteit en gezondheid, op alle lagen van de overheid en roepen hen op snel maatregelen te nemen om de gezondheid van burgers te beschermen.

Ten slotte willen we graag een woord van dank uitspreken aan alle externe deskundigen die belangeloos hun expertise ter beschikking hebben gesteld om de kwaliteit van dit overzicht te verbeteren, hetzij door deel te nemen aan de workshop over de voorlopige resultaten, hetzij door te reageren op conceptstukken. Ook zijn we dankbaar voor de financiële ondersteuning van Novem b.v. uit het EBIT-programma, die het ons mogelijk maakte deze opdracht aan CE te verstrekken.

A.J.M. van den Biggelaar
Algemeen directeur
Stichting Natuur en Milieu

Inhoud

Samenvatting	1
1 Inleiding	5
1.1 Achtergrond	5
1.2 Doel van het project	6
2 Effecten van luchtvervuiling	7
2.1 Epidemiologisch onderzoek: sterktes en zwaktes	7
2.2 Een korte geschiedenis van onderzoek	7
2.3 Sterfte door langdurige blootstelling	9
2.4 Acute sterfte (mortaliteit)	10
2.5 Ziekte (morbiditeit)	10
2.6 Effecten per stof	11
2.7 Overzicht van effecten	12
3 Gezondheidseffecten van geluid	15
3.1 Van decibellen naar hinder	15
3.2 Slaapverstoring	15
3.3 Verhoogde bloeddruk	16
3.4 Functionele effecten	17
4 Totale effecten en maatschappelijke kosten	19
4.1 Inleiding	19
4.2 Methodologische opmerkingen over optelling en waardering	19
4.3 Totaaleffecten en -kosten van luchtvervuiling	20
4.4 Geluid	21
4.5 Samenvattend	23
5 Aangrijpingspunten voor beleid	25
5.1 Inleiding	25
5.2 Waar komt blootstelling aan luchtvervuiling precies vandaan?	25
5.3 Waar komt geluidhinder precies vandaan?	26
5.4 Technische maatregelen voor nieuwe en bestaande voertuigen	26
5.5 Prikkel voor een schonere vloot	27
5.6 Brandstofmix: diesels uit de stad?	27
5.7 Lagere snelheden	28
5.8 Volumebeleid en verschuiving naar andere vervoermiddelen	28
5.9 Normen voor luchtkwaliteit: PM _{2,5} introduceren ?	28
5.10 Handhaving luchtkwaliteitsnormen: lessen van de VS	29
5.11 In de onderzoekssfeer	29
Literatuur	31

Samenvatting

Dat luchtverontreiniging een flinke invloed kan hebben op de volksgezondheid is niets nieuws. Al sinds de jaren dertig, met de ernstige verontreiniging door de industrie in het Maasdal bij Luik, en meer nog de Londense wintersmogepisode van 1952, staat het onderwerp op de onderzoeks- en beleidsagenda.

Het accent van de discussie is echter voortdurend verschoven. Na het op grote schaal verbeteren van industriële brandstoffen, verbrandingsprocessen en schoorsteenreiniging nam het verkeer in de jaren 70 geleidelijk de plaats van de industrie in als belangrijkste veroorzaker van gezondheidsschade door luchtvervuiling. Vijfentwintig jaar geleden waren het vooral lood, 'kolendamp' (koolmonoxide), en enkele kankerverwekkende koolwaterstoffen zoals benzeen onderwerp van onderzoek naar gezondheidsschade.

Na de jaren 70 is een paradoxale ontwikkeling op gang gekomen. Enerzijds werd een indrukwekkend scala aan - vooral technische - maatregelen uitgevaardigd om de bovengenoemde emissies van het verkeer te reduceren. Anderzijds nam, en neemt, de hoeveelheid aanwijzingen en bewijs voor gezondheidsschade van verkeersuitstoot ook in snel tempo toe. Ook verkeersgeluid is toegevoegd aan de gezondheidsschadelijke effecten van het verkeer.

In deze notitie proberen we aan te geven:

- waar de huidige kennis over gezondheidsschade van verkeersuitstoot en -geluid op dit moment begint en ophoudt;
- wat per saldo de beste schatting is voor de totale gezondheidsschade door verkeersuitstoot en -geluid;
- welke opties voor beleid kunnen worden gedefinieerd waarmee de gezondheidsschade door verkeer het best kan worden verminderd.

Kort samengevat luiden de bevindingen in deze notitie als volgt.

Huidige kennis over effecten

Sinds de publicatie van twee Amerikaanse studies in 1993 en 1995 is er één onderwerp dat de gemoederen meer dan de andere bij elkaar bezig houdt: vervroegde sterfte door langdurige blootstelling aan zeer kleine of ultrakleine stofdeeltjes. Dit niet alleen bij hoge concentraties, maar ook bij concentraties die in Nederland heel gewoon zijn. De sterfte wordt veroorzaakt door luchtweg- en hartgerelateerde effecten, zoals longkanker en hartaanvallen.

Dit soort lange-termijnonderzoek kost veel geld en vereist bovendien lange reeksen concentratiegegevens. Daarom is het niet mogelijk om in korte termijn veel meer van dit soort onderzoek te doen. Een van beide Amerikaanse studies loopt nog steeds en levert daarom steeds nieuwe resultaten. Ook loopt nu in Nederland een soortgelijke grote studie om na te gaan of de relaties ook onder Europese omstandigheden gelden. De eerste resultaten hiervan lijken de Amerikaanse trends te ondersteunen.

Dit betekent overigens niet dat andere effecten van luchtvervuiling en de gezondheidseffecten van geluid verwaarloosbaar zijn. Zo is er bijvoorbeeld veel bewijs dat mensen met astma en bronchitis meer last hebben bij hogere concentraties vervuiling. Ook mensen met pollenallergie hebben dan meer

klachten. Er zijn bovendien aanwijzingen dat bronchitis bij kinderen ook *veroorzaakt* kan worden door uitstoot van verkeer; het bewijs voor astma is zwakker.

Het is moeilijk om de precieze veroorzakers (individuele stoffen) van deze gezondheidseffecten aan te wijzen. Met name op het gebied van langetermijneffecten is er nog veel onzekerheid over de precieze achterliggende oorzaken. Maar vooral zeer kleine tot ultrakleine stofdeeltjes staan in de belangstelling. De kennis over de precieze werkingsmechanismen is nog beperkt, maar onderzoek uit de afgelopen jaren suggereert dat:

- ultrakleine deeltjes kunnen (tijdelijk) leiden tot dikker bloed;
- kleine deeltjes kunnen leiden tot een (tijdelijk) hogere hartslag en vaatvernauwing;
- binnen de kleine deeltjes zijn sulfaten, de aan de deeltjes gehechte metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en roet verdacht zijn van gezondheidseffecten.

Op deze zeer kleine tot ultrakleine deeltjes is vooralsnog geen specifiek reductiebeleid geformuleerd op Europees of Nederlands niveau.

Gezondheidseffecten van *geluid* worden bewezen geacht bij hoge geluidniveaus. Het gaat hierbij om niveaus waaraan ca. 2% van de Nederlanders is blootgesteld. De effecten zijn vooral hoge bloeddruk en hieraan gerelateerde hartklachten.

Ook geluid op bescheidener niveaus kan effecten hebben, zoals slaapverstoring bij nachtelijk geluid. Er is echter nog geen consensus over de uiteindelijke gezondheidseffecten. Bij een gelijk geluidniveau wordt overigens luchtverkeer als het meest vervelend ervaren, daarna wegverkeer, en ten slotte railverkeer. Binnen het wegverkeer veroorzaakt de bromfiets de meeste hinder, daarna vrachtauto's en motorfietsen.

Totale effecten

Het is mogelijk om al deze gezondheidseffecten bij elkaar op te tellen¹. Dan blijkt - in een middenschatting op basis van de huidige kennis - dat de totale gezondheidsschade als gevolg van verkeersgerelateerde luchtvervuiling en geluid ruim de helft is van de schade door verkeersongevallen. Verreweg het grootste deel van de schade bestaat uit de eerder gememoreerde vroegge sterfte door langdurige blootstelling aan zeer kleine stofdeeltjes. Er sterven jaarlijks meer mensen aan verkeersuitstoot en -geluid dan aan verkeersongevallen (in de orde van 4.500 tegen 1.100), maar het aantal verloren levensjaren ligt per verkeersslachtoffer hoger. Als we het gezondheidsverlies maatschappelijk waarderen betekent dit een verlies aan welbevinden van de Nederlanders in de orde van € 4-5 mrd per jaar. In andere woorden: de maatschappelijke baten van maatregelen om de gezondheidseffecten van verkeer te verminderen kunnen oplopen tot € 5 mrd per jaar.

Opties voor beleid

Omdat de potentiële maatschappelijke baten van gezondheidsbevorderende maatregelen zo groot zijn hebben we in deze notitie tevens in kort bestek een aantal opties voor beleid de revue laten passeren. Op basis van de huidige kennis rond gezondheidseffecten zijn de in potentie meest effectieve maatregelen:

- op Europees niveau verder aanscherpen van de eisen voor de uitstoot van nieuwe voertuigen, niet alleen voor personen- en vrachtauto's, maar ook voor tweewielers en motoren van binnenschepen en vliegtuigen;

¹ In deze notitie is dit gebeurd met de DALY, de 'Disability-Adjusted Life Year', waarin ernst en duur van het gezondheidseffect worden meegenomen.



- het invoeren van zulke eisen voor motoren van zeeschepen en dieseltreinen;
- het definiëren van een of meerdere nieuwe uitstooteisen voor nieuwe voertuigen die beter in verband staan met gezondheidseffecten, bijvoorbeeld voor zeer kleine en eventueel ultrakleine stofdeeltjes;
- het invoeren van een luchtkwaliteitseis voor zeer fijne stofdeeltjes, bijvoorbeeld bij de herziening van het huidige stelsel van eisen die voor 2003 op de rol staat;
- verscherpen en handhaven van geluideisen voor met name tweewielers, vrachtauto's en vliegtuigen;
- het beter handhaven van uitstoot van oudere dieselveertuigen zoals vrachtauto's en bussen;
- het sneller laten instromen van nieuwe technologie en sneller uitfasen van oude technologie, bijvoorbeeld met fiscale stimulering resp. ontmoediging;
- het stimuleren van het gebruik van voertuigen op elektrische tractie, bijvoorbeeld elektrisch collectief vervoer, elektrische auto's en brandstofcelauto's;
- het stimuleren van fietsgebruik. Dit is een tweesnijdend zwaard omdat dit de negatieve effecten van auto's, bussen en brommers en vermindert en daarnaast een positief gezondheidseffect heeft;
- het verlagen en homogeniseren van snelheden op punten waar de ernstigste gezondheidseffecten te verwachten zijn. Naast de bekende gunstige effecten van dit soort maatregelen op de verkeersuitstoot en -geluid suggereert recent onderzoek dat de invloed van snelheid op de uitstoot van zeer kleine stofdeeltjes nog veel groter is.

Het stimuleren van nieuwe technologie, fietsgebruik en het verlagen van snelheden heeft naast positieve gezondheidseffecten ook voordelen op het gebied van CO₂-uitstoot en verkeersveiligheid.



1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Al sinds de jaren zeventig zijn de effecten van het verkeer op de gezondheid onderwerp van wetenschappelijke, beleidsmatige en politieke discussie. Vijfentwintig jaar geleden waren het vooral lood, 'kolendamp' (koolmonoxide), en enkele kankerverwekkende koolwaterstoffen zoals benzeen onderwerp van onderzoek.

Mede naar aanleiding van de gezondheidseffecten is vervolgens een indrukwekkend scala aan - vooral technische - maatregelen uitgevaardigd om emissies van het verkeer te reduceren. En met succes: ondanks de snelle groei van het verkeersvolume dalen alle gezondheidsschadelijke emissies sinds een jaar of vijf. Extreme piekwaarden en daarmee grootschalige acute gezondheidsproblemen komen dan ook niet meer voor.

Tegelijkertijd is in het afgelopen decennium steeds meer bekend geworden over vooral de chronische gezondheidseffecten van het verkeer en de stoffen en mechanismen die verantwoordelijk zijn voor deze effecten. Het gaat hier om complexe studies die weliswaar ernstige symptomen signaleren, maar tegelijkertijd weinig aanwijzingen geven over de precieze oorzaken van de problematiek en daarmee oplossingsrichtingen. De zich ophopende kennis over gezondheidseffecten heeft in het Japanse Nagoya-district en in Tokyo al geleid tot rechtbankuitspraken over compensatiebetalingen wegens nalatigheid van de overheid aan omwonenden van een snelweg.

Op het gebied van geluid is het beeld letterlijk wat diffuser. Ook hier lijken lokale piekwaarden wat af te nemen als gevolg van allerlei maatregelen, maar vooral door de uitbreiding van het infrastructuurnetwerk worden 'gaten in de geluidsdeken' langzaam gevuld.

De toenemende aandacht voor de gezondheidsproblematiek heeft ervoor gezorgd dat, naast het Ministerie van VROM, ook het Ministerie van Verkeer en Waterstaat dit probleem wil adresseren. Daartoe heeft zij onlangs IRAS een rapport laten opstellen dat haar op de hoogte moet brengen van de causale verbanden tussen verkeersuitstoot en de gezondheid (Janssen, 2002).

Stichting Natuur en Milieu vindt de communicatie over de gezondheidseffecten niet transparant genoeg en de beleidsaandacht en -maatregelen tot nu toe onvoldoende. In eerste instantie omdat de kwaliteit van leven in de zin van nachtrust en (long)conditie waarschijnlijk in grote mate beïnvloed wordt door verkeerseffecten. Zeker nu er aanwijzingen zijn dat het aantal slachtoffers door het verkeer als gevolg van gezondheidseffecten wel eens groter zou kunnen zijn dan die ten gevolge van verkeersongevallen. Zij wil daarom dat de problematiek hoger op de beleidsagenda komt en dat er meer middelen worden uitgetrokken om deze aan te pakken. Een helder geschreven overzicht van de problematiek met daarbij een aantal oplossingsrichtingen kan haar argumenten kracht bij zetten.

1.2 Doel van het project

Het doel van het project is tweeledig:

- 1 Het geven van een overzicht van de relatie tussen verkeersuitstoot en -geluid enerzijds en de volksgezondheid anderzijds op een wetenschappelijk verantwoorde en heldere en begrijpelijk wijze.
- 2 Het geven van oplossingsrichtingen voor de aanpak van de geschetste problematiek.

In dit onderzoek behandelen we dus niet alle gezondheidseffecten van verkeer. Zaken als stress als gevolg van verkeer en beweging in relatie tot fietsen maken dus geen onderdeel uit van deze notitie.



2 Effecten van luchtvervuiling

In dit hoofdstuk geven we een beknopt overzicht van de conclusies van de meest recente literatuur over de gezondheidseffecten van luchtvervuiling als gevolg van het verkeer. We beperken ons daarbij in hoofdzaak tot resultaten van epidemiologische studies.

2.1 Epidemiologisch onderzoek: sterktes en zwaktes

In dit hoofdstuk geven we met name een overzicht van *epidemiologische* studies. Dit zijn studies waarin statistische verbanden worden onderzocht tussen luchtvervuiling aan de ene kant en gezondheidseffecten aan de andere kant.

Daarnaast is er nogal wat gedaan aan *toxicologisch* onderzoek: proefpersonen of -dieren worden onder gecontroleerde omstandigheden blootgesteld aan een bepaalde stof waarna de effecten worden vastgesteld.

Beide typen onderzoek vullen elkaar in de praktijk aan, omdat ze elk hun specifieke voor- en nadelen hebben.

Voordelen van epidemiologisch onderzoek boven toxicologisch onderzoek zijn:

- er wordt gewerkt met grote aantallen mensen, waarmee recht wordt gedaan aan de sterk uiteenlopende reacties van verschillende mensen;
- het is mogelijk om lange-termijnonderzoek te doen met praktijkdoses op mensen; resultaten van toxicologisch onderzoek moeten altijd worden vertaald van korte naar lange termijn, van hoge naar lage dosis, of van proefdier naar mens.

De nadelen zijn echter:

- het blijft statistisch onderzoek, waarbij eeuwig de vraag blijft of het gevonden verband ook *oorzakelijk* is. Komen de gezondheidsklachten nu door de luchtvervuiling of is er toch iets anders aan de hand? Dit komt doordat het in de praktijk niet mogelijk is om alle relevante invloedsfactoren op gezondheid perfect weg te filteren waardoor alleen luchtkwaliteit als verklarende variabele over zou blijven. Wel nemen de betere onderzoeken zaken als roken, drinken, dieet, 'body mass index' en inkomen mee;
- er ontstaat weliswaar inzicht in de symptomen (ziekte, sterfte) maar niet precies over de werkingsmechanismen van de verschillende stoffen. Dit maakt het destilleren van goede beleidsaanbevelingen ook moeilijk.

2.2 Een korte geschiedenis van onderzoek

In de eerste helft van de vorige eeuw was er maar weinig belangstelling voor gezondheidseffecten van luchtvervuiling. Industriële ontwikkeling stond voorop en ook de oorlogen deden prioriteiten anders liggen. Maar het is wel duidelijk dat de effecten in die tijd fors moeten zijn geweest: de luchtkwaliteit was, zeker in steden, bar en boos, veel slechter dan nu.

In 1952 kreeg Londen te maken met een dramatische episode van wintersmog: een cocktail van roet en zwaveloxiden met concentraties van enkele duizenden microgrammen per m³ die als een deken over de stad lag. In de

week van de episode steeg de sterfte van de normale 2.050 naar 4.700, en ook in de weken erna vielen veel extra slachtoffers.

De laatste 15 jaar zijn ruwweg 150 studies uitgevoerd naar zulke *acute* (korte-termijn)effecten van luchtverontreiniging. Dit komt doordat het onderzoek om dit soort effecten aan te tonen in essentie niet al te complex en tijdrovend is. Het naast elkaar leggen van tijdseries van concentraties aan de ene kant en symptomen (sterfte, ziekenhuisopnamen, klachten) aan de andere kant levert vaak al overtuigende verbanden op. Het belangrijkste Europese voorbeeld is het APHEA project (Air Pollution and Health: a European Approach). Dit is een grootschalige studie in 29 grote Europese steden.

Dergelijke korte-termijnstudies leveren in het algemeen ook drempelwaarden: waarden waaronder geen noemenswaardige acute effecten meer optreden. Dit soort waarden is vaak uitgangspunt geweest voor allerlei luchtkwaliteitseisen, en daaruit volgend emissie-eisen voor allerlei vaste en mobiele bronnen.

Onderzoek naar *lange-termijn*relaties tussen luchtvervuiling en sterfte is begonnen in de jaren 70, maar de eerste echt kwalitatief overtuigende studie verscheen pas in 1993.

In vroegere studies werd een groepsgemiddelde sterfte vergeleken met een gemiddeld jaarlijkse luchtvervuiling. De studies maakten geen gebruik van gegevens over individuen, waardoor het bijvoorbeeld niet mogelijk is om na te gaan of de meest blootgestelde personen ook diegenen zijn die een verhoogde kans op overlijden hebben. Ook correcties voor bijvoorbeeld roken zijn moeilijk op zo'n hoog schaalniveau. Hoewel er veel is aan te merken op dit soort studies, gaven ze al in het begin van de jaren 80 aan dat er een verband kon zijn tussen sterfte en luchtverontreiniging.

Begin jaren 90 verschijnen dan twee Amerikaanse studies die aan de basis staan van de verhoogde aandacht voor het verband tussen een langdurige blootstelling aan luchtvervuiling en vervroegde sterfte. Dockery e.a. (1993) volgden in hun zogenoemde 'six cities study' een groep (cohort) van 8000 volwassenen in zes steden van de VS, met verschillende luchtkwaliteiten van 1974-1991. Pope e.a. (1995) voerden een studie uit voor de *American Cancer Society* (ACS), vanaf 1980, waarbij ongeveer een half miljoen personen in 151 steden gevolgd werden. Beide studies geven significante en belangrijke associaties tussen sterfte en langdurige blootstelling aan $PM_{2,5}$, sulfaatdeeltjes, SO_2 en PM_{10} aan. En dit bij concentraties die lager waren dan de wettelijke grenswaarden die acute effecten als uitgangspunt hadden. De Amerikaanse EPA gebruikte deze studies voor de introductie voor een federale luchtkwaliteitsnorm voor $PM_{2,5}$ in 1997. Na felle controverse werden de twee studies opnieuw grondig bekeken door het Health Effects Institute (HEI) in Boston. Het HEI is een samenwerkingsverband tussen overheid en auto-industrie dat speciaal is opgericht om controverses rond gezondheidswetenschap te verminderen. De heranalyse van het HEI bevestigde de oorspronkelijke resultaten en toonde hun robuustheid aan voor een aantal toegevoegde invloedsfactoren. Een recent vervolg op de ACS-studie (Pope, 2002) maakte bovendien duidelijk dat ook longkanker in verband kan worden gebracht met langdurige blootstelling aan $PM_{2,5}$.

Buiten de VS zijn dergelijke omvangrijke lange-termijnstudies nog niet verschenen. In Nederland werkt men aan een cohort met 120.000 tamelijk willekeurig over Nederland verspreide mensen, waarvan definitieve resultaten over ca. 3 jaar worden verwacht. Recentelijk zijn opmerkelijke resultaten voor een groep van 5.000 mensen gerapporteerd, zie verderop. De veel geciteerde WHO-studie (WHO, 1999) met case studies van Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland, is vooral vernieuwend door de financiële waardering van de effecten. De dosis-effectrelatie voor PM_{10} is overgenomen uit de herana-



lyse-studie van het HEI, zoals trouwens ook in bijvoorbeeld het grote ExternE-project dat financiële waardering van emissies tot doel heeft.

2.3 Sterfte door langdurige blootstelling

Zoals we hebben gezien is onderzoek naar lange-termijneffecten van blootstelling aan gemiddelde doses van luchtvervuiling ingewikkeld en duur, en daarom schaars. De twee genoemde Amerikaanse studies zijn wetenschappelijk boven iedere twijfel verheven en hebben daarom nog steeds een zeer grote invloed op dosis-effectrelaties die wereldwijd voor chronische blootstelling aan luchtvervuiling worden gebruikt.

Door alle oorzaken

De 'zes steden-studie' vond een 14% hogere sterfte per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hogere $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie, in combinatie met een 4% hogere sulfaatconcentratie. De eerste ACS-studie vond een 7% hogere sterfte per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hogere $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie en een 8% hogere sterfte per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hogere sulfaatconcentratie. In de heranalyse door het Health Effects Institute werden zwaveloxiden als mogelijke verklarende variabele toegevoegd.

Sterfte was ook, maar in mindere mate, afhankelijk van concentraties *grover* stof (geen $\text{PM}_{2,5}$ maar PM_{10}). Een verhoging van 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} -concentratie hing volgens de heranalyse samen met 4,3% hogere sterfte bij volwassenen boven de 30.

De meest recente ACS-studie (Pope, 2002) vond een waarde van 4% per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ hogere $\text{PM}_{2,5}$ -concentratie. De correlatie met grotere deeltjes (PM_{10}) was veel minder sterk.

De WHO-studie (WHO, 1999) laat zien dat per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toenemende concentraties van PM_{10} in Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland ruwweg 350 extra doden per miljoen mensen per jaar vallen.

Door longkanker

Uit recent Amerikaans onderzoek blijkt dat stedelijke luchtvervuiling tot ongeveer hetzelfde risico op longkanker leidt als dat van partners van rokers.²

In een Zweedse studie zijn mensen met longkanker vergeleken met controlepersonen; het bleek dat bij de mensen met longkanker de blootstelling aan vooral het verkeersgerelateerde NO_2 was verhoogd.

Deense bus- en taxichauffeurs blijken 1,3 resp. 1,6 maal vaker longkanker te krijgen dan personen die aan vergelijkbare luchtvervuiling zijn blootgesteld (Hansen, 1998). Dit ligt waarschijnlijk aan de hogere concentraties in de voertuigen.

Door hart- en longaandoeningen ('cardiopulmonair')

De Amerikaanse 'zes steden-studie' vond een 20% hogere sterfte aan long- en hartaandoeningen bij een 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ verhoogde concentratie aan $\text{PM}_{2,5}$. De omvangrijkere recente ACS-studie (Pope, 2002) vond een waarde van 6%. Ook zwaveloxiden spelen een rol; grotere deeltjes veel minder.

In Nederland zijn de afgelopen vijf jaar twee zogenoemde 'Luchtweg'-studies uitgevoerd naar verband tussen verkeer en longfunctie en allergieën bij schoolgaande kinderen. De onderzoeken lieten zien dat klachten van astmatische of allergische kinderen sterk verergerden naarmate zij meer aan emissies van het vrachtverkeer waren blootgesteld.

² De omvangrijkere recente ACS-studie (Pope, 2002) vond een waarde van 8% per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De oudere en beperktere Amerikaanse 'zes steden-studie' vond in 1993 een 20% hogere sterfte aan longkanker bij een 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ verhoogde concentratie van $\text{PM}_{2,5}$.

Hoek et al (2002) vond voor Nederland een ruwweg tweemaal verhoogd risico voor vroegtijdig overlijden aan hart- en longziekten voor mensen die dichter dan 100m van een snelweg of dichter dan 50m van een drukke stadsweg wonen. Ook is verhoogd risico berekend die samenhangt met berekende achtergrondconcentraties van NO₂ en zwarte rook, met een minder sterk verband als gevolg: 34% verhoogd risico.

Redenen voor hartklachten als gevolg van luchtvervuiling kunnen zijn:

- in een experiment met proefpersonen bleek luchtvervuiling met ozon en deeltjes de bloedvaten enkele procenten samen te trekken, wellicht als gevolg van reacties van het immuunsysteem (Lancet, maart 2002);
- ultrafijn stof is in verband gebracht met meer risico op bloedklontering (Janssen, 2002).

2.4 Acute sterfte (mortaliteit)

Zoals gezegd is de hoeveelheid onderzoek die korte-termijnverbanden legt tussen luchtvervuiling en sterfte veel groter dan de hoeveelheid onderzoek naar chronische effecten. Daardoor is er een overtuigende bewijslast ontstaan voor deze acute effecten.

Een recent voorbeeld is een studie die de gevolgen onderzocht van het verbod op kolen in Dublin, wat leidde tot 70% lagere concentratie van zwarte rook. Gevolg was 15% en 10% minder sterfte aan long- resp. hart- en vaatziekten (Lancet, 19 oktober 2002). Naast zwarte rook zijn verbanden gelegd met PM₁₀, PM_{2,5} en PM_{0,1}.

Er wordt ook een verband gelegd met sterfte van pasgeborenen (Janssen, 2002, Torfs 2002).

2.5 Ziekte (morbiditeit)

Ten slotte worden in talloze studies verschillende ziekteverschijnselen, klachten, symptomen en medische interventies in verband gebracht met luchtvervuiling. Vooral ouderen en mensen met astma en allergieën hebben er last van. Zij lopen een verhoogd risico voor ziekenhuisopnamen voor problemen met de luchtwegen en hart- en vaataandoeningen in relatie tot luchtvervuiling. Allergische reacties, met name pollenallergie, kunnen worden versterkt.

Kinderen vormen een speciale risicogroep. Astma komt bij hen relatief veel voor ze hebben een veel hogere opname van buitenlucht dan volwassenen. Ze zijn meer buiten, sporten meer en hebben überhaupt een hogere 'doorzet' van lucht.

Er is flinke discussie over de vraag of luchtvervuiling ook astma, bronchitis en allergieën kan *veroorzaken* (dus niet alleen verergeren). Recentelijk verscheen bijvoorbeeld een studie die liet zien dat kinderen die (zeer) veel sporten in een ozonrijke omgeving meer kans op astma hebben dan kinderen die evenveel sporten in een schonere omgeving (McConnell 2002.) In het algemeen wordt geoordeeld dat er redelijk bewijs is dat luchtvervuiling bronchitis bij kinderen kan veroorzaken, maar onvoldoende bewijs dat het astma en allergieën veroorzaakt (Donaldson 2000, Gezondheidsraad 1999).



Nu we de gezondheidseffecten van verkeeremissies globaal in kaart hebben gebracht richten we kort de aandacht op de rol van individuele stoffen en cocktails van stoffen in de effecten.

Het is moeilijk om gezondheidseffecten uiteen te rafelen voor verschillende individuele stoffen. Dit komt doordat in de praktijk altijd een cocktail van stoffen in de lucht aanwezig is en er zelden gedetailleerde meetseries voor veel individuele stoffen beschikbaar zijn.

In de volgende paragrafen geven we een kort overzicht van de bestaande kennis.

Kleine tot ultrakleine stofdeeltjes

Kleine of zeer kleine stofdeeltjes, ofwel fijn tot zeer fijn stof, is de afgelopen jaren verreweg het meest geassocieerd met gezondheidseffecten. PM_{10} is fijn stof met een diameter kleiner dan $10\ \mu\text{m}$. $PM_{2,5}$ is zeer fijn stof ofwel met een diameter kleiner dan $2,5\ \mu\text{m}$.

Het onderscheid tussen PM_{10} en $PM_{2,5}$ is belangrijk omdat uitlaatgasdeeltjes allemaal kleiner zijn dan $2,5\ \mu\text{m}$. Deeltjes tussen de $2,5$ en $10\ \mu\text{m}$ zijn grotendeels van natuurlijke oorsprong. In Amerika, met zijn strenge handhaving van luchtkwaliteitswetgeving, konden sommige staten aan de PM_{10} -eisen voldoen door landwegen in droge tijden vochtig te houden. Met de komst van $PM_{2,5}$ -luchtkwaliteitseisen enkele jaren geleden behoorden deze praktijken tot het verleden omdat zeer fijn stof zich niet door water uit de lucht laat verwijderen.

Als gevolg van de emissienormstelling die in grammen is gesteld hebben fabrikanten hun inspanningen vooral gericht op het verminderen van de zwaarste stofdeeltjes: het zichtbare roet. Als gevolg hiervan zijn uitlaatgasdeeltjes tegenwoordig vrijwel allemaal kleiner dan $0,1\ \mu\text{m}$; ze vallen daarmee onder de ultrakleine stofdeeltjes ofwel ultrafijn stof. Ultrafijn stof wordt nog niet systematisch gemeten in de buitenlucht; er is zelfs nog geen gestandaardiseerde meetmethode. Daarom zijn er al helemaal geen epidemiologische studies beschikbaar naar de effecten van ultrafijn stof. Maar experimenteel onderzoek geeft wel eerste aanwijzingen voor potentieel ernstige effecten. Er is verhoogde bloedklontering vastgesteld, mogelijk een verklaring voor tot dusverre moeilijk te verklaren verhoogde sterfte aan harten vaatziekten door luchtvervuiling (Janssen, 2002). Verder is een verband vastgesteld met verhoogde hartslag (Pope, 1999) en met vaatvernauwing (Brook, 2002).

De filters die vanaf 2005 massaal op nieuwe dieselmotoren zullen worden toegepast zullen ook nog eens de grootste stofdeeltjes het eerst aanpakken. Kortom: de deeltjesproblematiek van de toekomst is die van ultrafijn stof.

Het is dus de vraag of PM_{10} de meest krachtige indicator is voor gezondheidsschade:

- ten eerste kunnen alleen stofdeeltjes kleiner dan ruwweg $4\ \mu\text{m}$ tot in de diepste delen van de longen doordringen;
- ten tweede blijkt uit de grote Amerikaanse lange-termijnstudies dat chronische effecten veel sterker worden geassocieerd met zeer fijn stof dan met fijn stof, reden voor de EPA om de stofnorm te veranderen naar zeer fijn stof;

- ten derde blijkt *lokale fijn* stof-concentratie slechts zeer beperkt beïnvloed te worden door verkeer, (Janssen et al, 2002)³. Tegelijkertijd worden belangrijke gezondheidseffecten gevonden voor mensen die dicht bij wegen wonen (Hoek et al., 2002). Er moeten dus andere factoren in het spel zijn;
- ten vierde heeft ook de samenstelling van de deeltjes een grote invloed op de toxische effecten. Koolstof (roet), sulfaat en zware metalen kunnen volgens toxicologische studies allemaal een grote rol spelen in de gezondheidseffecten van deeltjes.

NO₂

NO₂ is in diverse studies in verband gebracht met luchtwegaandoeningen, verminderde longfunctie en versterkte reactie op allergenen. Effecten treden op bij zowel volwassenen als bij kinderen. Verder is gevonden dat het verband tussen fijn stof en sterfte sterker was naarmate de concentratie van NO₂ hoger was.

Ozon

Ozon is een reactieproduct van met name koolwaterstoffen (HC) en NO₂. Ozon leidt tot luchtwegklachten (ontstekingsreacties) en vermindering van de longfunctie. Ozon vermindert verder de longcapaciteit bij astmatici en verhoogt hun medicijngebruik. Verder is er een verband met dagelijkse sterfte.

Ozon is met name vaak in verband gebracht met de ontwikkeling van astma bij kinderen. Recentelijk verscheen een Amerikaanse studie die aangaf dat ozon niet alleen astmatische klachten *verergert*, maar ook kan *veroorzaken*. Het bleek dat in gebieden met hoge ozonconcentraties het bedrijven van sport het astmarisico bij kinderen flink verhoogt (McConnel et al., 2002). Dit is in tegenspraak met de opvatting van de Britse COMEAP, die nogal relativerend spreekt over ozon en stelt dat ozon geen onomkeerbare effecten met zich meebrengt.

Benzeen, SO₂ en CO

Benzeen, SO₂ en CO zijn ook van oudsher in verband gebracht met gezondheidseffecten. De reden waarom we er hier niet verder op ingaan is dat de verkeersemisies van deze stoffen als gevolg van reeds ingezet beleid zo snel dalen dat de totale gezondheidseffecten, zeker in de toekomst, gering zijn.

2.7 Overzicht van effecten

De gezondheidseffecten van luchtvervuiling zijn in Tabel 1 samengevat naar bewijs, ernst en omvang van de getroffen groep.

³ Maar de *lokale ultrafijn* stof-concentratie blijkt juist in hoge mate afhankelijk van de afstand tot de weg.



Tabel 1 Overzicht van effecten van luchtvervuiling op menselijke gezondheid, inclusief sterkte van het bewijs, de ernst van het effect en de omvang van de getroffen groep (Gezondheidsraad 1999)

	bewijs	ernst	getroffen groep
acute blootstelling			
voortijdige sterfte	***	***	*
ziekenhuisopname voor luchtwegen of hart/ vaatziekten	***	***	*
verminderde longfunctie	***	*	?
toename luchtwegklachten	**	**	
verergering astma	**	***	
chronische blootstelling			
voortijdige sterfte	***	***	*
afname longfunctie	***	**	**
ontstaan chronische luchtwegklachten bij kinderen	**	***	
toename chronische luchtwegklachten volwassenen	***	**	**
toename astma en allergische klachten	*	**	

Bewijs: * = niet adequaat / inconsistent, ** = beperkt, *** = voldoende voor causaal verband

Ernst van de klacht: * = licht, ** = matig, *** = ernstig

Getroffen groep (alleen ingevuld bij voldoende bewijs) * = gevoeligen, ** = speciale groepen, *** = aanzienlijk deel blootgestelden.



3 Gezondheidseffecten van geluid

Geluid wordt geluidsoverlast als het als hinderlijk wordt ervaren. Verkeersgeluid is het belangrijkste als hinderlijk ervaren geluid, hinderlijker dan burengerucht, de nummer 2.

In dit rapport maken we onderscheid tussen hinder en gezondheidsschade. Grootchalig onderzoek naar wanneer precies gezondheidsschade optreedt, en wat de acute en chronische gezondheidseffecten dan zijn, is wat later op gang gekomen dan het onderzoek naar de effecten van luchtvervuiling. Dit is niet onlogisch; in de jaren 70 was de luchtvervuiling erger dan nu maar was de geluidhinder lager. Voor luchtvervuiling is effectief beleid geformuleerd, voor geluidhinder minder. En ten slotte: met de toenemende welvaart wordt geluidhinder steeds minder acceptabel gevonden.

3.1 Van decibellen naar hinder

Bij omgevingsgeluid, het onderwerp van dit hoofdstuk, is het omzetten van een dosis naar een effect niet eenvoudig, nog minder eenvoudig dan dit bij luchtvervuiling is. Daarom besteden we er een aparte paragraaf aan.

Ten eerste wordt geluid in het algemeen aan de buitengevel gemeten, terwijl mensen in het algemeen binnenshuis wonen en in het algemeen aan de minst geluidbelaste kant van het huis slapen. Men kan dus, anders dan met luchtvervuiling, gedeeltelijk 'ontsnappen' aan geluid en dit bemoeilijkt epidemiologisch onderzoek naar met name slaapverstoring ernstig. In sommige onderzoeken, bijvoorbeeld Maschke (2001) wordt voor dit effect gecorrigeerd door mensen te vragen of ze met het raam open slapen. Niettemin is experimenteel onderzoek een belangrijke pijler voor de gezondheidseffecten van geluid.

Ten tweede zijn de effecten niet alleen afhankelijk van de sterkte van het geluid (in dB), maar eventueel aan het geluid gekoppelde angstgevoelens. Er is langzamerhand overtuigend bewijs dat vliegtuiggeluid meer (1-2 dB(A)) verstorend wordt ervaren dan wegverkeer, dat op zijn beurt weer (2-3 dB(A)) meer verstorend is dan spoorverkeer (TNO, 2001). Veel mensen associëren vliegtuigen met angst, maar slechts weinigen hebben hier bij spoorweggeluid last van.

Ten derde speelt gevoeligheid van personen een grote rol. Geslacht speelt geen rol; leeftijd een kleine: de jeugd en 60-plussers zijn wat minder gevoelig (Miedema, 2001).

3.2 Slaapverstoring

Experimenteel onderzoek laat zien dat de voornaamste effecten van geluid op slaap zijn: later in slaap vallen, wakker worden, en veranderingen in tijd of diepte van slaaphoofden, in het bijzonder REM-slaap. Na een nacht van slechtere slaap door geluid kan vermoeidheid of geringere prestaties optreden. (WHO 1999b). Voor alle effecten zijn dosis-responsrelaties weer anders, en ook de waarden waar vanaf geen effect zou optreden. Verder is vastgesteld dat deels gewenning optreedt: het aantal keren (half)ontwaken neemt niet lineair toe het aantal geluidmomenten.

De laatste jaren vindt ook steeds meer epidemiologisch onderzoek plaats, waarbij dan zo goed mogelijk wordt gecorrigeerd voor alle valkuilen die in par. 3.1 zijn genoemd. Ook hier worden correlaties aangetroffen.

De WHO concludeert dat voor een goede nachtrust 30 dB(A) achtergrondgeluid en pieken tot 45 dB(A) acceptabel zijn. De Gezondheidsraad (1999) komt tot andersoortige maar gelijkwaardige achtergrondwaarden. TNO (2001) geeft aan dat voor vliegtuiggeluid deze drempels voor achtergrondgeluid lager liggen dan voor weg- en spoorgeluid.

Tabel 2 Schatting van de percentages van mensen ernstig en tenminste gehinderd door slaapverstoring (TNO 2001)

	weg	lucht	rail	industrie	buren
ernstig gehinderd	1.100	550	60	180	900
tenminste gehinderd	1.800	1.100	120	240	1.600

De cijfers zijn afgeleid op basis van 12 miljoen volwassenen.

Binnen het wegverkeer zijn de bromfiets, vrachtauto en motorfiets de grootste bronnen van hinder.

Recentelijk heeft TNO een onderzoek naar de slaapverstoring rond Schiphol gepubliceerd (TNO 2002). De resultaten van dit onderzoek zijn consistent met de bevindingen hierboven: de motorische onrust tijdens een vliegtuigpassage begint gemiddeld toe te nemen als in de slaapkamer het maximumgeluidniveau 32 dB(A) of meer is. Deze 32 dB(A) in de slaapkamer komt overeen met ongeveer 53 dB(A) buiten.

3.3 Verhoogde bloeddruk

Een recente meta-analyse neemt zestien studies van de laatste 25 jaar onder de loep die het verband tussen verkeersgeluid en verhoogde bloeddruk hebben onderzocht⁴. Twaalf studies gingen over wegverkeer, vier over luchtvaart. Alleen studies naar volwassenen zijn meegenomen. De meta-analyse laat zien dat de er nog weinig bewijs is voor verhoogde bloeddruk bij wegverkeer maar wel bij luchtvaart.

Een andere meta-studie (Babisch, 1998) geeft ook aan dat het materiaal tot op heden methodologisch nog onvoldoende overtuigend is omdat verstoringen factoren onvoldoende uit de resultaten zijn gefilterd.

Een recente studie van Maschke (2001) onder 1.718 inwoners van Berlijn laat echter weer een vrij sterk verband zien (relatief risico 1,6 bij 55 dB(A) buitengeluid) tussen nachtelijke blootstelling aan geluid en behandeling voor verhoogde bloeddruk. Het risico wordt hoger met hogere geluidniveaus, met het langer op een geluidbelaste plek wonen (risico 2), en vooral met het slapen met open raam (risico 6), wat al snel 15 dB(A) scheelt in geluidbelasting binnen. Maschke stelt dat dit resultaat dermate overtuigend is dat de conclusies van Babisch (1998) bijgesteld zouden moeten worden.

WHO (1999) stelt dat de eindconclusie is dat effecten op het hart meetbaar optreden bij een lange-termijnblootstelling aan Laeq-waarden van 65-70 of meer. In Nederland zijn enkele honderdduizenden mensen, ruwweg 2-3% van de bevolking, aan een dergelijk geluid blootgesteld.

Ten slotte rapporteert de Gezondheidsraad met voorzichtigheid de schattingen in Tabel 3.

⁴ Daarnaast zijn ook nog 27 studies naar geluid op het werk bestudeerd.



Tabel 3 Inschatting van gezondheidseffecten van geluidhinder. Bron: Gezondheidsraad (1994)⁵

Effect	Situatie	Hoeveelheid mensen	Waarde in dB (A)
Hoge bloeddruk	Woonomgeving: weg- en luchtverkeer	1.000 – 10.000 individuele gevallen	70
Ischemische hartaandoeningen	Woonomgeving: weg- en luchtverkeer	100 – 1.000 individuele gevallen	70
Ernstige psychosociale hinder	Woonomgeving: verkeer	Meer dan 1.000.000 individuele gevallen	Vanaf 42

3.4 Functionele effecten

Onder functionele effecten wordt verstaan de vermindering van cognitieve prestaties tijdens de blootstelling aan geluid. Deze effecten zijn vastgesteld bij kinderen die tijdens schooltijd aan hoge geluidniveaus waren blootgesteld. Kinderen met een minder goed ontwikkeld gehoor en kinderen van wie de onderwijstaal niet de moedertaal is hebben er het meest last van. Er zijn voor zover bekend geen studies gedaan naar de omvang van dit effect voor Nederland.

⁵ Opvallend is dat deze schattingen een ordegrrootte lager zijn dan de schattingen in Paschier-Vermeer (1996). Contact met de auteur leverde op dat de in de tabel vermelde schattingen van de Gezondheidsraad - overigens afkomstig van dezelfde auteur - correct zijn.



4 Totale effecten en maatschappelijke kosten

4.1 Inleiding

Er is maar weinig onderzoek beschikbaar dat een poging doet om alle verschillende gezondheidskundige effecten van luchtvervuiling of geluid onder één noemer te vatten. Dit betekent niet dat het integreren van gezondheidseffecten een onderontwikkelde tak van wetenschap is; het betekent wel dat het een *aparte* tak van wetenschap is.

Over de stap hierna, de financiële *waardering* van gezondheidsschade door verkeer, is nog minder onderzoek beschikbaar. De twee meest ambitieuze voorbeelden zijn het ExternE-project (Europese Commissie, 1995-1999) en de WHO-studie naar de waardering van gezondheidsschade door luchtvervuiling in Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland (WHO 1999).

In dit hoofdstuk vatten we het schaarse beschikbare materiaal samen.

4.2 Methodologische opmerkingen over optelling en waardering

Waardering van gezondheidsschade is een complexe exercitie waarvan de onzekerheidsmarges. De onzekerheidsmarges bestaan immers uit onzekerheden in *effectschattingen* die in de vorige hoofdstukken aan de orde is geweest vermenigvuldigd met onzekerheden in de *waardering* van die schattingen.

Om eerst een misverstand uit de weg te ruimen: financiële waardering van gezondheidsschade is *geen* koudbloedige berekening van de vermindering van de economische bijdrage van ziekte of gestorven personen. Er is al geruime tijd wetenschappelijke consensus over dat een dergelijke benadering ernstig tekort schiet.

Hoe gebeurt het dan wel? Simpel gezegd: door zo goed mogelijk vast te stellen hoe 'erg' de hele maatschappij de verschillende effecten vindt.

Waardering van sterfte

Bij sterfte lijkt dit haast onmogelijk: wat is er nu erger dan een sterfgeval? De vraagstelling wordt al minder gevoelig als we niet een concreet verloren leven beschouwen, maar risico op verlies van een statistisch leven. In ons leven maken we talloze keuzes die invloed hebben op ons overlijdensrisico en dat van anderen. Ook beleidsmatig zijn dergelijke keuzes aan de orde van de dag: in welke veiligheidsbevorderende maatregelen investeren we en in welke niet? Aan de hand van vragenlijsten, gevoerd beleid en feitelijk gedrag is een vrij goed beeld te destilleren over de maatschappelijke waardering van overlijdensrisico's.

Sterfte of bespaarde levensjaren?

Bij de waardering van sterfte als gevolg van luchtvervuiling treedt nog een tweede complicatie op. Vaak betreft de vervroegde sterfte mensen die nog maar een lage levensverwachting hebben. Concreet: het maakt nogal wat uit of iemand een week eerder overlijdt als gevolg van luchtvervuiling of als iemand op z'n dertigste een fataal ongeluk krijgt.

Op individueel niveau, van medicus en patiënt, raken we hier aan een zeer gevoelige discussie: als twee mensen aan dezelfde ziekte lijden, is het dan

te verantwoorden om degene bij wie de ingreep de meeste levensjaren winst oplevert het eerst te opereren? De morele drempel is hier zeer hoog. Maar vanuit het oogpunt van volksgezondheidsbeleid is het verhogen van de gemiddelde levensverwachting van de bevolking - ofwel het minimaliseren van het aantal verloren levensjaren per hoofd van de bevolking - veel minder omstrede. Zo kiest het recente World Health Report (WHO, 2002) de 'Disability-Adjusted Life Years' (DALY) als centrale indicator voor prioriteitstelling van internationaal volksgezondheidsbeleid.

In de twee grote studies naar waardering van gezondheidseffecten van luchtvervuiling, ExternE (Europese Commissie, 1995-1999) en WHO (1999) is dan ook een benadering gekozen die zo goed mogelijk recht doet aan het aantal bespaarde levensjaren en de verminderde gezondheid.

4.3 Totaaleffecten en -kosten van luchtvervuiling

Sterfte aan chronische blootstelling

In Oostenrijk, Frankrijk en Zwitserland sterven jaarlijks ca. 35 mensen per miljoen inwoners per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toename van PM_{10} -concentratie (WHO 1999). Er vanuit gaande dat de bijdrage van het verkeer aan de PM_{10} -concentraties in Nederland gelijk is aan die in de drie landen (ca. $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) zal de Nederlandse sterfte aan chronische verkeersgerelateerde luchtvervuiling in de orde-grootte van 4.500 liggen.

De WHO-studie redeneert dat sterfte als gevolg van luchtvervuiling vooral te maken heeft met longkanker en hart- en vaatziekten, en dus vooral in de groep 75- tot 85-jaren ligt. Op basis hiervan schat zij dat elke $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} -concentratie de levensverwachting met ca twee weken vermindert. De Britse adviescommissie COMEAP concludeerde op basis van dezelfde Amerikaanse bronnen dat een volgehouden vermindering van de jaargemiddelde concentraties aan $\text{PM}_{2,5}$ met $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ leidt tot een toename in levensverwachting tussen de 2 dagen en een maand per persoon (COMEAP 2001).

Op basis van deze cijfers is te verwachten dat Nederlanders ruwweg een tot acht maanden eerder overlijden als gevolg van luchtvervuiling door het verkeer, met 3 à 4 maanden als redelijke middenschatting.

Uiteindelijk leidt dit in een middenschatting tot ruim 40.000 mensjaren vroegde sterfte per jaar als gevolg van chronische blootstelling aan verkeersuitstoot in Nederland, met een bandbreedte van ruwweg 10.000 tot 100.000⁶. De middenschatting is iets meer dan de helft van de ca. 75.000 DALYS dat jaarlijks verloren gaat door verkeersongevallen (Hollander, 1999).

Met een waardering van € 80.000⁷ per DALY volgt een maatschappelijke schadepost van ruwweg € 3,5 mrd. Met de voor levensjaren gecorrigeerde WHO-waardering van € 0,9 per sterfgeval komen we op een vergelijkbaar bedrag - ruwweg € 4 mrd aan schade per jaar.

⁶ De ExternE transportstudie (Bickel et al, 1997) stelt op basis van analyse van Pope (1995) dat ieder sterfgeval door chronische blootstelling aan luchtvervuiling leidt tot 11 jaar verkorting van het betreffende leven. 4.500 Sterfgevallen vermenigvuldigd met 11 jaar geeft 50.000 verloren mensjaren per jaar, goed in de buurt van onze schatting op basis van WHO (1999).

⁷ Schatting op basis van ExternE-waarden op basis van 'Willingness to Pay', inclusief inflatie en met de Nederlandse discontovoet van 4%. Uit een Amerikaans onderzoek (Tengs et al., 1995) blijkt dat 500 geëvalueerde levensbesparende maatregelen gemiddeld \$ 42.000 per DALY kosten en dat de duurste maatregelen \$ 10 mln per DALY kosten.



Acute effecten en ziekte

Alle beschikbare materiaal⁸ wijst in dezelfde richting: vervroegde sterfte als gevolg van chronische blootstelling aan zeer fijn stof is vanuit volksgezondheidsperspectief verreweg het belangrijkste effect van luchtverontreiniging door het verkeer. Weliswaar is het gemiddelde effect per persoon vrij beperkt, enkele maanden, maar omdat het de gehele bevolking betreft komen we uit op indrukwekkende totaalbedragen.

Binnen het cluster van morbiditeitseffecten zijn vooral chronische bronchitis en andere ademhalingsmoeilijkheden, ook als gevolg van ozon, voor de volksgezondheid van belang, en de dagen van verminderde activiteit die hiermee gepaard gaan. De WHO-studie schat de maatschappelijke schade door deze ziekte-effecten voor alledrie de landen op ongeveer eenderde deel van de maatschappelijke schade van de vervroegde sterfgevallen. Voor Nederland zou dit neerkomen op een bedrag van € 1 tot € 1,5 mrd per jaar.

4.4 Geluid

Er zijn nauwelijks rapporten met berekeningen die inzicht geven in de kosten voor de samenleving als gevolg van nadelige gezondheidseffecten van geluid van het verkeer. Op basis van twee bronnen, INFRAS/IWW (2000) en Hollander (1999) kunnen we wat richtinggevende uitspraken doen.

Hollander (1999) komt in een eerste benadering uit op ruwweg 18.000 DALYs als gevolg van ernstige hinder, 11.000 als gevolg van slaapverstoring, en een verwaarloosbaar aantal van 50 als gevolg van ziekenhuisopname en 10 aan sterfte. De psychosociale effecten dubbelen voor het overgrote deel met bestaande studies naar (niet noodzakelijkerwijs gezondheids-)kosten van geluidhinder, bijvoorbeeld waardedalingen van geluidbelaste woningen. Wanneer we slaapverstoring wel als zuiver gezondheidseffect meenemen komen we - met wederom een waardering van € 80.000 per DALY betekent aan ruwweg € 0,9 mrd aan maatschappelijke kosten. Nogmaals waarschuwen we dat dit bedrag niet zomaar worden opgeteld bij bestaande schattingen van schade als gevolg van geluidhinder.

Een andere ruwe benadering kan worden gevonden aan de hand van een studie van INFRAS/IWW naar de externe kosten van het verkeer in Europa. In deze studie wordt gesteld dat de totale externe kosten van geluid door verkeer voor 40% bestaan uit een financiële waardering van het vervroegde overlijden als gevolg van hartaanvallen veroorzaakt door geluid. De sterftecijfers zijn gebaseerd op een conclusie van twee oudere studies van Babisch. Zie Tabel 4.

Tabel 4 Verhoogd risico op hartinfarcten als gevolg van verkeersgeluid, volgens 2 empirische studies (INFRAS/IWW 2000)

Bron	Locatie	65 – 70 dB(A)	70 – 75 dB(A)	75 – 80 dB(A)
Babisch et al. (1993)	Caerphilly, Speedwell	+ 20%	-	-
Babisch et al. (1994)	Berlin	-	+20%	+70%
waarde gebruikt in INFRAS/IWW		+20%	+30%	

⁸ ExternE transport study (Bickel et al., 1997), WHO (1999), Hollander et al. (1999) Janssen et al. (2002).

Volgens INFRAS/IWW is hieruit geconcludeerd dat als het geluidsniveau naar 65 dB(A) overdag en 55 dB(A) 's nachts verlaagd wordt, de aantallen dodelijke hartaanvallen in Duitsland zal dalen met 3%⁹.

De INFRAS/IWW-studie gaat uit van een bedrag van € 1,5 miljoen voor een vroegtijdige sterfte. Hierbij moet aangetekend worden dat niet is gecompenseerd of gedifferentieerd voor het verloren aantal jaren (alle doden worden gelijk gewaardeerd). In andere studies (w.o. WHO, 1999) wordt gerekend met 60% van deze kosten (€ 0,9 mln per vroegtijdige sterfte) om te corrigeren voor het relatief geringe aantal verloren levensjaren dat als gevolg van deze sterfgevallen optreedt.

Met deze aannames en de sommatie van de WTP-methode en de schadekostenmethode zoals hierboven beschreven, kunnen de kosten genoemd worden zoals te vinden in Tabel 5. Drievijfde van de kosten komen voort uit de WTP-methode, de resterende tweevijfde van de kosten zijn gerelateerd aan de kosten van vroegtijdige sterfte (schadekosten). Alleen bij rail is het aandeel gezondheidsschade volgens INFRAS/IWW 'lager' dan tweevijfde deel. In onderstaande tabel is het aandeel van de gezondheidsschade (dus exclusief de WTP) en de indicatieve correctie voor verloren jaren (waardering vroegtijdige sterfte € 0,9 mln) ook opgenomen.

Tabel 5 Indicatie van maatschappelijke waardering van gezondheidsschade als gevolg van geluid door weg- en railverkeer in Nederland in 1995 op basis van [INFRAS/IWW, 2000]

Kosten 1995 in Nederland in miljoenen euro per jaar	auto	motor	bus	Personenvervoer totaal	bestelauto's	vrachtauto's	Goederenvervoer totaal	Totaal wegverkeer	personen-trein	vracht-trein	Totaal trein
Totaal	462	15	7	484	1	322	323	807	34	9	43
Deel gezondheidsschade	185	6,0	3	194	0,4	129	129	323	<13	<3	<17
Correctie verloren jaren i.p.v. vroegtijdige sterfte	111	3,6	2	116	0,2	77	78	194	<8	<2	<10

Voor treinverkeer zijn de kosten die voortkomen uit gezondheidsschade voorzien van een 'lager dan' (<) teken omdat veel groter deel van de totale kosten van geluid van treinverkeer komt van de WTP.

Op basis van INFRAS/IWW (2000) schatten we daarmee de totale kosten van gezondheidsschade als gevolg van hartinfarcten door geluidhinder in Nederland op ruwweg € 200 mln per jaar. Indicatief stijgen deze kosten volgens dezelfde studie met 30% tot 2010, tot een kleine € 300 mln. Dit is dus ongeveer driemaal zo laag als de eerste ruwe schatting die we gaven op basis van Hollander (1999).

⁹ INFRAS/IW haalt [Ising, 1998] als bron aan maar vermeldt de precieze referentie niet in de literatuurlijst.



4.5

Samenvattend

De totale gezondheidsschade als gevolg van het verkeer in Nederland loopt in de miljarden €'s, wellicht zelfs in de orde van € 5 mrd per jaar. De effecten worden gedomineerd door luchtvervuiling, en in het bijzonder de sterfte als gevolg van langdurige blootstelling aan alledaagse concentraties (ruwweg tweederde deel in een middenschatting).

De schattingen bevatten aanzienlijke onzekerheden, bijvoorbeeld het 'nulniveau' van luchtvervuiling, de waardering van een 'DALY' (verloren levensjaar). Ten slotte is de schatting van gezondheidskosten van *geluid* niet meer dan een allereerste inschatting van bandbreedten.



5 Aangrijpingspunten voor beleid

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk geven we enkele beleidsoverwegingen mee. We beginnen met een korte inschatting van de grootste veroorzakers.

5.2 Waar komt blootstelling aan luchtvervuiling precies vandaan?

Om op een zinvolle manier beleidsopties te kunnen identificeren is het allereerst nodig precies te weten waar nu en in te toekomst de voornaamste blootstellingen vandaan komen.

Oorsprong Nederland / buitenland / natuurlijk

Ruim tweederde deel van de PM₁₀-emissie is beleidsmatig beïnvloedbaar, gelijk verdeeld over EU-beleid en Nederlands beleid (RIVM 2001c).

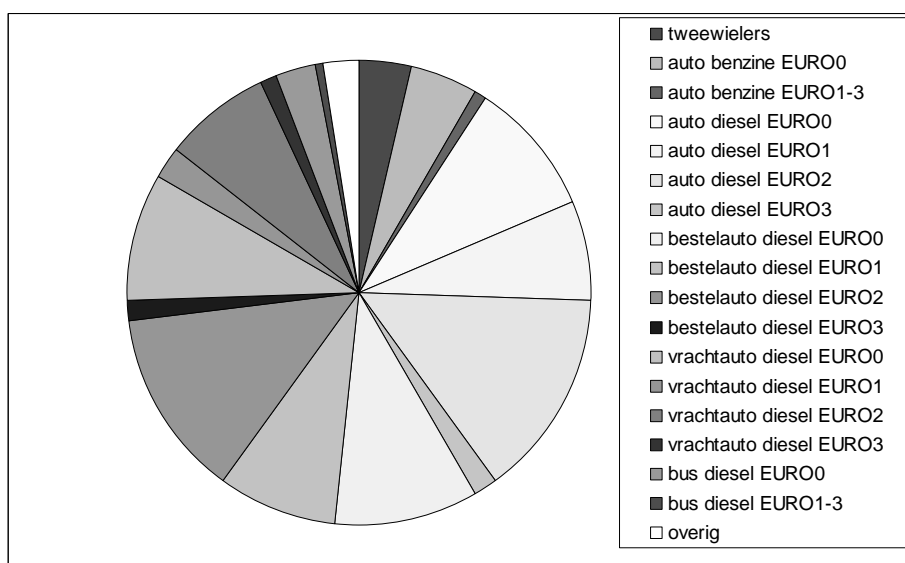
Voor NO₂ is ons geen waarde bekend, maar de mogelijkheid voor beïnvloeding is hier naar alle waarschijnlijkheid groter. NO₂ is vooral in piekconcentratie, bijvoorbeeld langs snelwegen, een probleem.

Aandeel van voertuigen in verkeersemisseries

Het aandeel van het verkeer in de emissies van fijn stof is ruwweg een kwart tot eenderde en in de emissie van NO_x ruwweg 40% (WHO 1999, RIVM 2001c). De verkeersemisseries van SO₂, CO, HC en benzeen dalen snel en hebben weinig gezondheidseffecten meer.

Om meer inzicht te krijgen in de afkomst van de verkeersemisseries hebben we de landelijke en stedelijke verkeersuitstoot van deeltjes uitgesplitst naar voertuigsoort en naar milieuklasse.

Figuur 1 Verdeling van uitstoot van PM₁₀ door het wegverkeer in Nederland in 2001 over voertuig- en milieuklassen in 2001. Bron: CBS, bewerking CE



Uit de grafiek blijkt dat vooral voertuigen op diesel bijdragen in de emissies van kleine stofdeeltjes. Ook de oudere 'Euro0' dieservoertuigen, van vóór 1993, hebben nog een flink aandeel in de emissies van kleine stofdeeltjes. Verder is het aandeel van de bestelauto verrassend hoog, vergelijkbaar met dat van personen- en vrachtauto's. Ten slotte moet bij de interpretatie van deze grafiek rekening gehouden worden met het aandeel dat alle voertuigen in stedelijke omgeving afleggen. Voor bussen is dit aandeel relatief hoog, voor vrachtauto's relatief laag.

Verkeersaandeel in gezondheidseffecten van luchtvervuiling

Het aandeel dat de verkeersuitstoot uitmaakt in de *gezondheidseffecten* van luchtvervuiling is veel hoger dan het aandeel in de schadelijke uitstoot (25-40%) doet vermoeden.

Ten eerste ligt bij het verkeer, anders dan bij bijvoorbeeld industrie, uitstoot en blootstelling dicht bij elkaar. Op basis van ruimtelijke modellering komt WHO (1999) erop uit dat verkeer ruwweg 50% van de gezondheidseffecten van luchtvervuiling voor zijn rekening neemt.

Ten tweede is er toenemend bewijs dat binnen het spectrum van PM_{2,5} en PM₁₀ juist de heel fijne deeltjes die het verkeer uitstoot voor de belangrijkste gezondheidseffecten zorgen. Dit effect is echter nog niet kwantitatief gemodelleerd.

Samenvattend lijkt een aandeel van 50% van het verkeer in totale gezondheidseffecten van luchtvervuiling een conservatieve schatting.

5.3 Waar komt geluidhinder precies vandaan?

Uit de Milieubalans 1999 blijkt dat bromfietsen de grootste afzonderlijke hinder veroorzakende groep voertuigen is. Daarna volgen motorfietsen en vrachtauto's, daarna militaire vliegtuigen, personenauto's en taxi's, passagiers- en vrachtvliegtuigen, personenauto's en bussen.

5.4 Technische maatregelen voor nieuwe en bestaande voertuigen

Een eerste voor de hand liggende maatregel is het door blijven gaan met het aanscherpen van **emissie-eisen** voor vervoermiddelen. We kunnen hierbij de volgende prioriteiten aanwijzen:

- Invoeren van regels voor de PM_{2,5}-emissie van nieuwe en/of bestaande schepen en treinen;
- Uitzoeken welke soort emissie-eis het meest effectief en haalbaar is om de gezondheidseffecten te verminderen. Wellicht komt dan ook een eis voor zeer kleine stofdeeltjes, bijvoorbeeld PM₁ of PM_{0,1} in zicht, maar hiervoor is nog geen goede maat en meetprocedure beschikbaar;
- Wellicht ook eisen stellen aan de emissie van zeer fijne stofdeeltjes, waarbij dan ook benzinevoertuigen zouden moeten worden gereguleerd. Voor binnenschepen is recentelijk wetgeving voor NO_x ingevoerd; het verdient aanbeveling ook eisen voor diesellocomotieven en zeeschepen in te voeren;
- Voor geluidemissie is vooral aanscherping van eisen voor brommers, motorfietsen en vliegtuigen effectief. Verder is een verdere aanscherping en differentiatie van de in 2001 vastgestelde EU-richtlijn over band/wegcontact van belang.

Ten tweede is het gezien het grote aandeel van oude voertuigen in de emissies interessant om te bezien of de **handhaving** van emissies in de praktijk voor met name dieselauto's, vrachtauto's en tweewielers effectiever kan worden vormgegeven.



Met name de aandacht voor deeltjesemissies van vrachtauto's en bussen is erg gering vergeleken met het effect dat ze blijkens dit hoofdstuk veroorzaken. Aangrijpingspunten zijn verbetering c.q. invoering van de jaarlijkse keuring en invoering van emissiecontroles op de weg.

Een betere handhaving van geluid zal met name voor brommers en motorfietsen soelaas kunnen bieden. Het achteraf monteren van extra geluid producerende uitlaatsystemen zal hiervoor aan banden moeten worden gelegd.

5.5 Prikkels voor een schonere vloot

Naast meer technische maatregelen kunnen ook economische maatregelen worden ingezet om het voertuigpark minder gezondheidseffecten te laten veroorzaken.

Daarbij zal een economisch instrument meer zoden aan de gezondheidsdijk zetten naarmate het rechtstreeks is gekoppeld aan de gezondheidsschade van een specifiek voertuig. Hierbij kunnen we bijvoorbeeld denken aan:

- Differentiatie van de houderschapsbelasting naar Euro(emissie-)klasse, in het bijzonder voor dieselauto's. Hiermee wordt de verversing van de vloot versneld. Duitsland heeft een dergelijk systeem met succes ingevoerd;
- Differentiatie van de brandstofaccijnzen naar milieukwaliteit van de brandstof. Bij diesel is dit reeds gebeurd, bij benzine kan dit nog worden gedaan. Ook een verhoging van accijnzen werkt richting minder emissies;
- Selectieve toegang tot binnensteden alleen voor voertuigen die aan bepaalde milieu-eisen voldoen. Amsterdam stelt bijvoorbeeld uitstoot- ('Euro2')- en beladingsgraadeisen aan de distributievoertuigen die de binnenstad mogen bevoorraden.
- Selectieve toelating van alleen voertuigen die aan bepaalde milieu-eisen voldoen in tijden van slechte luchtkwaliteit, zoals bijvoorbeeld Mexico City doet;
- Het weghouden van auto's uit de stad met gericht parkeerbeleid.

5.6 Brandstofmix: diesels uit de stad?

Een andere, op het eerste gezicht voor de hand liggende, maatregel om de gezondheidseffecten van het verkeer te verminderen zou zijn het zorgen voor een verschuiving in de brandstofmix van diesel naar benzine, of bijvoorbeeld het weren van diesels uit de stad. Voor het al dan niet implementeren van een dergelijke maatregel speelt een aantal overwegingen een rol.

Ten eerste groeien diesel en benzine wat betreft deeltjesemissies snel naar elkaar toe. Nieuwe diesels zullen vanaf 2005 zijn voorzien van deeltjesfilters in verband met de Brusselse 'Euro4'-wetgeving. Bij benzine-auto's zal tegen die tijd juist de grootschalige invoering van 'directe injectie'(DI)-motoren op gang komen. Recente metingen op enkele bestaande DI-benzinemotoren (Färnlund et al., 2001) laten zien dat deze qua deeltjesemissies eerder hoger dan lager zitten dan schone diesels, zeker als die met filters zijn uitgerust. Het gaat bij zowel de gefilterde dieseluitstoot als de DI-benzineuitstoot vooral om ultrakleine stofdeeltjes. Niettemin zullen dieselvoertuigen zeker de komende 15 jaar nog dominant blijven in de uitstoot van zeer kleine deeltjes en zal een gelijkshakeling van emissie-eisen tussen benzine- en dieselauto's nodig zijn om te garanderen dat de verschillen in emissies tussen voertuigen op verschillende brandstoffen daadwerkelijk verdwijnen.

Ten tweede leidt een dergelijk beleid juist tot meer CO₂-uitstoot en is een zorgvuldige afweging van voors en tegens daarmee op zijn plaats.

5.7 Lagere snelheden

Een van de bekendste maatregelen die zijn getroffen om de stedelijke luchtkwaliteit te verbeteren is het verlagen van de toegestane snelheid op de A13 bij Overschie van 100 naar 80 km/u. Achtergrond van de maatregel was de - alleszins gerechtvaardigde - veronderstelling dat de NO_x-emissie afneemt met lagere snelheid. Daarnaast was ook minder geluidhinder een aanvullende reden. Momenteel wordt deze maatregel geëvalueerd op effectiviteit.

Blijkens twee recente studies (Färnlund 2001, AQM 2000) kunnen lagere snelheden de uitstoot van ultrakleine stofdeeltjes veel meer verminderen dan de uitstoot van andere stoffen. Met name benzine-auto's stoten bij hogere snelheden veel (tot wel een factor tien) meer ultrafijne deeltjes uit dan bij lager snelheden.

Niet alleen snelheidsverlaging maar ook homogenisering van snelheden is belangrijk om emissies terug te dringen. 'Stop-and-go'-verkeer leidt immers tot een relatief hoge uitstoot.

Bij geluid is het verband tussen snelheid en emissie veel eenvoudiger: harder rijden levert meer geluid op. Snelheidsbeperkingen kunnen dan ook flink soelaas bieden.

5.8 Volumebeleid en verschuiving naar andere vervoermiddelen

Ook van het verminderen van verkeersvolume en het verschuiven van verkeersvraag naar andere vervoerwijzen kan een verbetering van de gezondheidssituatie worden verwacht. Meer specifiek:

- Het verminderen van het gebruik van motor- en bromfietsen biedt zowel op het gebied van geluid als emissies flink soelaas. Ook bijvoorbeeld het verhogen van de leeftijd waarop het rijbewijs kan worden gehaald, en eerder genoemde maatregelen als invoering van een APK voor deze voertuigen en betere handhaving op de weg kan indirect leiden tot minder gebruik van deze tweewielers. Aanvullend voordeel is een daling van het aantal verkeersongevallen, met name bij jonge mensen, wat in termen van DALYs zeer effectief is.
- Het verschuiven naar elektrische tractie (zowel elektrische auto als elektrische treinen) kan winst opleveren omdat a) elektriciteitscentrales veel minder zeer fijn of ultrafijn stof uitstoten dan voertuigen met een verbrandingsmotor b) de emissies in het algemeen ver van de bebouwing plaatsvinden en c) elektrische motoren minder geluid veroorzaken dan verbrandingsmotoren.

5.9 Normen voor luchtkwaliteit: PM_{2,5} introduceren ?

Momenteel zijn Europese luchtkwaliteitsnormen van kracht voor lood, NO₂, SO₂, benzeen en fijn stof (PM₁₀). In 2003 worden de bestaande normen herzien en is nadrukkelijk ruimte opengelaten om ze aan te passen aan nieuwe wetenschappelijke inzichten. Uit de review van hoofdstuk 2 komt naar voren dat met name zeer fijn stof (PM_{2,5} of nog kleiner) consistent in verband wordt gebracht met gezondheidseffecten, en PM₁₀ minder. Het is dan ook het overwegen waard om de set van stoffen uit te breiden met PM_{2,5}, of wellicht zelfs PM₁₀ te schrappen als aparte indicator. De fractie van 2,5 tot 10 µm komt immers niet het diepst in de longen en is weinig met gezondheidseffecten in verband gebracht.



Door een norm voor $PM_{2.5}$ te introduceren zou de EU het voorbeeld van de Amerikaanse EPA uit 1997 volgen.

5.10 Handhaving luchtkwaliteitsnormen: lessen van de VS

Luchtkwaliteitswetgeving in de EU en in Nederland heeft nog weinig historie in de sfeer van handhaving. Tot dusverre is het beleid vooral gericht geweest op generieke emissiereductie door het steeds verder aanscherpen van emissie- en brandstofeisen.

Nederland en de EU kennen, anders dan bij geluid, nog geen voorbeelden van ingrijpende maatregelen die werden afgedwongen door het lokaal niet halen van luchtkwaliteitsnormen. De 80 km/u bij Overschie is een van de eerste specifieke maatregelen.

Wat dit betreft kunnen er lessen worden getrokken van de handhaving in de VS. De verantwoordelijkheid voor het halen van luchtkwaliteitseisen is in handen van de staten. De federale overheid heeft een flink aantal instrumenten ter beschikking om handhaving af te dwingen. In het uiterste geval worden zelfs de federale gelden voor wegenbouw stopgezet. Dit dramatische scenario speelt zich natuurlijk niet vaak af, maar het is wel ettelijke keren gebeurd sinds de invoering van de 'Clean Air Act'. Het geeft aan hoeveel dieper in de VS het belang van een goede luchtkwaliteit voor de menselijke gezondheid is ingebed dan in Nederland.

Deze stringente handhaving verklaart ook de zeer heftige strijd die Congres, EPA en automobiellindustrie voerden toen de EPA in 1997 de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ norm voor $PM_{2.5}$ aannam. Deze strijd staat in schril contrast met de geruisloze aanname van Europese luchtkwaliteitsnormen. Dit terwijl de EU-norm voor PM_{10} voor 2010 ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) nog veel moeilijker haalbaar is dan de Amerikaanse van $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ voor $PM_{2.5}$.

5.11 In de onderzoekssfeer

Ten slotte kan het beleid zich erop richten om zo snel mogelijk nog een aantal onzekerheden rond de verkeers- en gezondheidsproblematiek te verkleinen:

- Het preciezer verklaren van de schadelijke werking van deeltjes: ligt het vooral aan enkele stoffen die aan de deeltjes hechten, of aan de grootte, of het aantal deeltjes?
- In het verlengde hiervan: onderzoek naar optimale emissienormstelling voor het verkeer;
- Het doorzetten en initiëren van lange-termijnstudies over gezondheidsschade door verkeersuitstoot;
- Het uitbreiden van metingen van verschillende soorten deeltjes;
- Het op reguliere basis bijhouden en communiceren van de meest recente ontwikkelingen op dit onderzoeksgebied.



Literatuur

Air Quality Management, *Real world petrol particle emissions worse than diesel*, April 2000

Babisch W. *Epidemiological studies of cardiovascular effects of traffic noise*. Noise effects '98. Vol. 1. In: Proceedings on the 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, 22–26 November 1998 (Carter N, Job RFS, eds). Sydney, Australia:PTY LTD, 1998;221–229

Belli S, Sani L, Scarficcia G, Sorrentiona R. *Arterial hypertension and noise: a cross-sectional study*. Am J Ind Med 6:59–65 (1984)

Boezen HM, van der Zee SC, Postma DS, Vonk JM, Gerritsen J, Hoek G et al. *Effects of ambient air pollution on upper and lower respiratory symptoms and peak expiratory flow in children*. Lancet 1999; 353(9156): 874-878

Brook, R., 2002. *Air Pollution causes healthy blood vessels to constrict*, BBC Newflash

Brunekreef B. *All but quiet on the particulate front* [editorial; comment]. Am J Respir Crit Care Med 1999; 159(2): 354-356

COMEAP 2001, Committee on the medical effects of air pollutants, *Statement on long-term effects of particles on mortality*

Dockery DW, Pope CA III, Xiping X, Spengler JD, Ware JH, Fay MA, Ferris BG Jr, Speizer FE. (1993), *An association between air pollution and mortality in six US cities*. N. Engl J Med, 329(24): 1753-1759

Donaldson 2000, *Asthma and PM₁₀*, Kenneth Donaldson, M. Ian Gilmour, and William MacNee, Respir Res 2000, 1:12-15

European Commission (1995&1999), *ExternE Externalities of energy*, Vols.1-11 en ExternE transport study, Bickel et al., 1997

European Federation for Transport and Environment, 1997, *Traffic and Health*

Färnlund, J. et al., *Effects of ultrafine particles from different types of light duty vehicles*, Swedish National Road Administration, januari 2001

Gezondheidsraad

- 2000, *Gezondheidsraadadviezen over de invloed van milieufactoren op gezondheid 1975-2000*, publicatienr 2000/23
- *Geluid en gezondheid*, 1994
- *Grote luchthavens en gezondheid*, september 1999

Hansen 1998, *Increased risk of lung cancer among different types of professional drivers in Denmark*, Hansen J., O. Raaschou-Nielsen, JH Olsen, Occup Environ Health, 1995, 50(3):207-213

Hollander, A.E.M. de et al., *An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures*, Epidemiology Resources, 1999

INFRAS/IWW, *External costs of transport*, Zürich/Karlsruhe, 2000

Janssen dr.ir. N.A.H. et al., *Verkeersgerelateerde luchtverontreiniging en gezondheid*, IRAS, 2002

Katsouyanni et al. (1995), *Short term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiologic time series data: the APHEA protocol*. Journal of Epidemiology and Community Health, 50(suppl1), S12-S18

Kempen, E.E.M.M. et al., *The Association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis*, RIVM, Environ Health Perspect 110 (3): 307-317 (2002)

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

Lancet, September 2000, *Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment*

Maschke, C. et al., *Epidemiological research on stress caused by road traffic noise and its effects on health - results for hypertension*, 2001

McConnell 2002, *Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study*, McConnell MD, R., K. Berhane PhD, F. Gilliland MD, T. Islam MS, W.J. Gauderman PhD, E. Avol MS, Prof. J.M. Peters MD (Dept. of Preventive Medicine, University of Southern California School of Medicine, Los Angeles, CA), S.J. London MD (National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, NC), and H.G. Margolis MS (California Air Resources Board, Sacramento, CA), Lancet 2002, 359:286-91

Miedema 2001a, HME, Oudshoorn CGM. *Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals*. Environ Health Perspect 109 (4):409-416

Miedema 2001b, Miedema, HME, *Noise and health: How does noise affect us ?* Paper presented at 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control and Engineering, Den Haag, 2001b

Nel 2001, *The role of particulate pollutants in pulmonary inflammation and asthma: evidence for the involvement of organic chemicals and oxidative stress*, Andre E. Nel, David Diaz Sanchez, Ning Li, Pulmonary Medicine 2001, 7:20-26

Pope CA III, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW Jr. (1995), *Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of US adults*. Am J Resp Crit Care Med, 151: 669-674

Pope CA III, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD. (2002), *Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution*. JAMA, 287(9):1132-1141



Pope, C.A. et al. 1999, *Oxygen saturation, pulse rate, and particulate air pollution: a daily time series panel study*, Am.J.Respir.Crit.Care Med. 158: 365-372

RIVM, Bilthoven

- 1999, *Milieubalans 1999*
- 2000, *Toxicity of ambient air PM₁₀*, mei 2000
- 2001a, *Milieubalans 2002: het Nederlands milieu verklaard*
- 2001b, *Grootschalige luchtverontreiniging; Kort en bondig*
- 2001c, *Composition and origin of airborne particulate matter in the Netherlands*
- 2001d, *Discussion document on health risks of particulate matter in ambient air (final draft)*, Netherlands Aerosol Programme (NAP)

Tengs 1995, *Five-Hundred Life-Saving Interventions and Their Cost-Effectiveness*, Tammy O. Tengs, Miriam E. Adams; Joseph S. Pliskin; Dana Gelb Safran; Joanna E. Siegel; Milton C. Weinstein; and John D. Graham, Risk Analysis, Volume 15, No. 3, 1995, p369-390

TNO 2001, *Milieu en gezondheid*, rapport PG/VGZ/2001.95

TNO 2002, *Slaapverstoring door vliegtuiggeluid*, november 2002

WHO, 1999a, *Health Costs due to road traffic-related air pollution, an impact assessment project of Austria, France and Switzerland*, prepared for the Third WHO Ministerial Conference of Environment & Health, London, World Health Organisation, 1999

- a Seethaler, R., *Synthesis report* prepared on behalf of the tri-lateral research team of Austria, France and Switzerland
- b Sommer H., Chanel O., Vergnaud JCh., Herry M., Sedlak N., Seethaler R., *Monetary valuation of road traffic-related air pollution: health costs due road traffic-related air pollution: an impact assessment of Austria, France and Switzerland.*
- c Künzli N., R. Kaiser, S. Medina, M. Studnicka, G. Oberfeld, F. Horak, *Air pollution attributable cases - technical report on epidemiology*; Technical report of the 'Health costs due to road traffic-related air pollution - an impact assessment project of Austria, France and Switzerland

WHO 1999b, *Guidelines for community noise*, Chapter 3: Adverse Health Effects of Noise