

RIVM rapport 263610 007

**Economische waardering van
milieugerelateerde gezondheidseffecten**

Een verkenning

A. Dusseldorp, E.E.M.M. van Kempen,
A.E.M. Franssen

Augustus 2001

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Welzijn,
Volksgezondheid en Sport, Inspectie Gezondheidsbescherming, in het kader van project
263610, Schatting Populatie Attributieve Risico's Contaminanten (SPARC).

Voorwoord

Dit rapport is opgesteld in het kader van project 263610 'Schatting Populatie Attributieve Risico's Contaminanten (SPARC)'. De aanleiding was het toenemend aantal vragen over de gezondheidskosten en -baten die met bepaalde maatregelen samenhangen. In dit rapport wordt op basis van een literatuurstudie beschreven wat de stand van zaken op dit terrein is, hetgeen de discussie over de wenselijkheid en het nut van economische waardering van milieugerelateerde gezondheidseffecten kan voeden.

Het rapport werd van commentaar voorzien door Brigit Staatsen, Sonja Kruitwagen en Erik Lebret. Bij het zoeken naar relevante literatuur zijn Jan van Dam (LLO, RIVM) en Cees Dorland (IVM) behulpzaam geweest. De auteurs zijn de genoemde personen zeer erkentelijk voor hun inzet.

Inhoud

Verklarende woordenlijst	4
Abstract	5
Samenvatting	6
1. Inleiding	9
1.1 Aanleiding en doel	9
1.2 Gezondheidseffecten van milieuverontreiniging	10
1.3 Activiteiten op het gebied van economische waardering	11
1.4 Werkwijze	12
1.5 Inhoud rapport	12
2. Economische waarderingsmethoden	13
2.1 Willingnes To Pay	13
2.2 Het waarderen van gezondheidseffecten van milieuverontreiniging	15
3. Effecten van luchtverontreiniging	17
3.1 Economische waardering van mortaliteit door luchtverontreiniging	17
3.2 Economische waardering van morbiditeit door luchtverontreiniging	19
3.3 Stationary Office – Department of Health – London: ‘Economic appraisal of the health effects of air pollution’	20
3.4 WHO-studie: ‘Health costs due to road traffic related air pollution: economic evaluation’	23
4. Geluid	27
4.1 De Contingent Valuation methode en hinder	27
4.2 Hedonic Pricing en effecten van geluid	29
4.3 Andere effecten van geluid uitgedrukt in geld	32
5. Discussie	33
Literatuur	36
Bijlage 1 Verzendlijst	41
Bijlage 2 Gangbare methoden om de WTP voor milieu-gerelateerde gezondheidseffecten te bepalen	43
Bijlage 3 Studies naar economische waardering van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging en geluid	46

Verklarende woordenlijst

Betalingsbereidheid	Het hoogste bedrag dat iemand (vrijwillig) bereid is te betalen voor een goed/dienst (zie WTP).
Collectieve goederen	Goederen die door meerdere personen kunnen worden geconsumeerd. Individuen kunnen niet van consumptie worden uitgesloten en men kan zich ook niet aan consumptie onttrekken. Er is geen markt voor en dus ook geen prijsvorming.
Consumenten Surplus	Het nut dat het betreffende goed heeft boven de marktwaarde voor de gebruiker. Bepaalt samen met de marktwaarde de gebruikswaarde van een goed.
Contingent Valuation (CV)	Methode die de betalingsbereidheid (WTP) bepaalt voor een hypothetische verandering in milieukwaliteit.
Directe kosten	Kosten die direct in geld zijn uit te drukken (bijvoorbeeld voor medicijnen, ziekenhuisopname).
Expressed Preference	Bereidheid van mensen om te betalen voor (het voorkómen van) een milieuverandering op basis van enquêtegegevens.
Externe kosten	Kosten die samenhangen met een activiteit, die niet (volledig) voor rekening komt van de uitvoerders van die activiteit.
Gebruikswaarde	Waarde van een goed die wordt bepaald door de mensen die er daadwerkelijk gebruik van maken.
Hedonic Pricing (HP)	Methode om de betalingsbereidheid voor milieukwaliteit te bepalen op basis van koppeling aan het gebruik van marktgoederen of het leveren van arbeid.
Indirecte kosten	Kosten die niet direct in geld zijn uit te drukken (bijvoorbeeld kosten van pijn, verminderde activiteit).
Individuele goederen	Goederen die slechts door 1 persoon kunnen worden geconsumeerd. Men kan van consumptie worden uitgesloten (bijvoorbeeld als een consument niet betaalt) en men kan zich aan consumptie onttrekken. Individuele goederen hebben een marktwaarde.
Milieugoederen	Omgevingskenmerken zoals schone lucht, bodem en water (zijn collectieve goederen).
Niet-gebruikswaarde	Waarde die ontstaat als mensen een goed in stand willen houden, ook al maken ze er op dat moment geen gebruik van.
Revealed Preference	Bereidheid van mensen om te betalen voor (het voorkomen van) een milieuverandering op basis van marktgegevens.
Value of statistic life (VOSL)	Waarde van een leven van een niet aan te wijzen persoon wiens leven is gespaard door het risico in een populatie te verlagen.
Value of life year (lost) (VOLY)	Waarde voor een (verloren) levensjaar.
Willingness To Accept (WTA)	Het minimale bedrag ter compensatie voor het accepteren van een situatie/risico.
Willingness To Pay (WTP)	Betalingsbereidheid: Het hoogste bedrag dat iemand (vrijwillig) bereid is te betalen voor een goed/dienst.

Abstract

A literature study was conducted to get an overview of activities concerning the monetary valuation of environmental health effects. The report focuses on the applicability of economic valuation methods for health effects of environmental pollution (air pollution and noise). Advantages and disadvantages of the economic valuation methods are briefly described.

Several studies were conducted to determine the Willingness to Pay (WTP) to avoid environmental risks. In these studies, Contingent Valuation and Hedonic Pricing are frequently used economic valuation methods. The WTP values are used to calculate the health costs or benefits of certain measures or an existing situation. Usually in environmental noise studies, only annoyance is addressed. In air pollution studies various health effects are included. Recently some large projects have been set up in which costs and benefits for (intended) measures were calculated based on existing WTP-values. Two of these projects regarding air pollution are described in this report.

The overview shows that the application of economic valuation of environmental health effects is still under debate. Important topics are the limited availability of data (health endpoints, risk estimates, estimations of their monetary value) and methodological problems (expression of mortality in statistical life year or life year gained, benefit transfer). Due to assumptions in monetary valuations, as well as uncertainties in the underlying health risk assessments, the resulting estimations of health related costs and benefits vary substantially.

Despite these uncertainties, it is still useful to have insight into the costs and benefits of (environmental) measures. Several studies show that health benefits contribute substantially to total benefits of measures and sometimes exceed the costs of the measure concerned. The health related costs and benefits could therefore add another dimension to discussions on measures to be taken. If estimations will be made in the Netherlands, it is recommended to determine specific WTP values for the Dutch situation. This will also be helpful for the discussion on methodology and the understanding of the monetary valuation of health, which may improve the (decision on the) use of monetary valuation in the future.

Samenvatting

Om een beeld te krijgen van de activiteiten op het gebied van het economisch waarderen van milieugerelateerde gezondheidseffecten, is een literatuurstudie uitgevoerd. Deze rapportage richt zich vooral op de toepasbaarheid van economische methoden voor dit doel, hetgeen de discussie over de wenselijkheid en het nut van dit concept kan voeden. Daartoe zijn verschillende studies naar economische waardering van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging en geluid bekeken en beschreven. Voor- en nadelen en theoretische aspecten van de economische methoden zelf komen slechts beperkt aan bod.

Er zijn verschillende studies verricht naar de betalingsbereidheid (Willingness To Pay; WTP) van mensen om een bepaald milieurisico te vermijden. De economische waarderingsmethoden die hierbij het meest worden gebruikt zijn Contingent Valuation en Hedonic Pricing. De waarden voor de betalingsbereidheid worden gekoppeld aan de te verwachten gezondheidseffecten van een maatregel, of gebruikt om de kosten te berekenen van de huidige situatie. Voor geluid wordt vrijwel altijd alleen hinder bekeken, voor luchtverontreiniging betreft het een breed scala aan effecten. De laatste jaren is in een aantal grote projecten getracht om, op basis van bestaande en/of afgeleide waarden voor de betalingsbereidheid, kosten en baten van maatregelen te bepalen. Twee van deze projecten op het gebied van luchtverontreiniging worden in dit rapport beschreven.

Uit het overzicht blijkt dat het economisch waarderen van milieugerelateerde gezondheidseffecten op onderdelen nog veel onzekerheden bevat. Deze hebben vooral betrekking op de beperkte beschikbaarheid van data (de juiste gezondheidseindpunten, risicoschattingen, schattingen van de daarmee samenhangende bedragen) en methodologische problemen (uitdrukken van mortaliteit in waarde van een statistisch leven of waarde voor een gewonnen levensjaar, het overzetten van waarden uit een andere context zoals gebied of type risico). Omdat voorafgaand aan de geldelijke schattingen ook onzekerheden zitten in het schatten van de te verwachten gezondheidseffecten, ontstaan grote marges in de geschatte 'eindbedragen'.

Ondanks de onzekerheden is het nuttig om naast de bekende kosten ook inzicht te hebben in de (vaak onbekende) baten van bepaalde maatregelen. Uit de verschillende studies blijkt namelijk dat de gezondheidsbaten vaak een groot aandeel hebben in de totale baten van een maatregel en ook groter kunnen zijn dan de kosten. Derhalve lijkt het nuttig de gezondheidsbaten in discussies over maatregelen te kunnen betrekken. Inzicht in de baten zou het stellen van prioriteiten bij beleidsbeslissingen kunnen vergemakkelijken. Het nieuwe beleidskader in het NMP4, gericht op integraal beleid, zal de behoefte aan maatschappelijke kosten-baten afwegingen alleen maar doen toenemen.

Wanneer in Nederland dergelijke schattingen gemaakt worden, is het raadzaam de betalingsbereidheid specifiek voor de Nederlandse situatie te bepalen, bijvoorbeeld door middel van een enquête. Een bijkomend voordeel hiervan is dat de discussie over methodieken en het begrip van het waarderen van gezondheid in geld, zullen toenemen, hetgeen de (beslissing over de) toepassing ervan in de toekomst ten goede kan komen.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

Het milieubeleid is erop gericht om ongewenste milieu-effecten te voorkomen. Steeds vaker spelen kostenoverwegingen een rol bij de afweging welke milieumaatregelen worden ingezet of haalbaar zijn. De kosten van maatregelen zijn vaak wel bekend, de baten die ertegenover staan zijn moeilijker in geld uit te drukken, waardoor ze niet goed kunnen worden meegenomen in een 'eerlijke' afweging tussen de kosten en de baten. Dit terwijl verbeteringen van de gezondheid van de mens worden beschouwd als de belangrijkste baten van luchtkwaliteit-, drinkwater- en afvalreguleringen, en ook bij programma's gericht op bestrijdingsmiddelen en toxische stoffen in consumentenproducten spelen ze een belangrijke rol (London Stationary Office, 1999; Cropper, 2000). Bovendien zijn de baten van maatregelen om te voldoen aan de luchtkwaliteitsnormen waarschijnlijk hoger dan de kosten van deze maatregelen (Olsthoorn *et al.*, 1999). Voor beleidsmakers is het nuttig om inzicht te hebben in deze baten, zodat (makkelijker) prioriteiten kunnen worden gesteld omdat inzichtelijk is gemaakt waar de meeste 'winst' te behalen is voor het te besteden bedrag. Dergelijke informatie wordt dan ook steeds vaker gevraagd voor produkten van het RIVM. Ook uit de verschillende activiteiten buiten en binnen het RIVM op het gebied van economische waardering (zie paragraaf 1.3) blijkt dat het onderwerp in de belangstelling staat. Het nieuwe beleidskader in het NMP4, gericht op integraal beleid, zal de behoefte aan maatschappelijke kosten-baten afwegingen alleen maar doen toenemen. Vanuit deze achtergrond is een verkenning uitgevoerd naar de economische waardering van milieugerelateerde gezondheidseffecten met als doel de discussie over de wenselijkheid en het nut van dit concept te voeden.

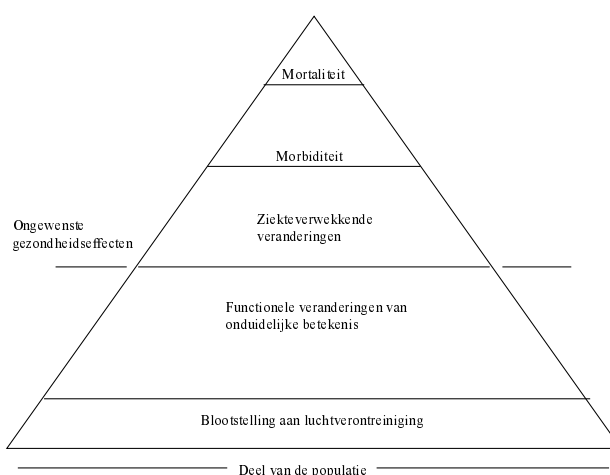
Het identificeren, schatten en waarderen van de kosten en opbrengsten van een programma, project of maatregel wordt ook wel economische evaluatie genoemd. Het uitdrukken van gezondheidseffecten van milieuverontreiniging in geld is een vorm van economische waardering. Bij economische waardering is een gedeelte van het traject in de keten van het bepalen van de blootstelling aan milieuverontreiniging tot het schatten van het uiteindelijke (gezondheids)effect, niet verschillend van reeds jarenlang in gebruik zijnde methoden voor risicoschatting. Het gaat er vooral om hoe op basis van verschillende dosis-responsrelaties, uiteenlopende gezondheidseffecten (variërend van hinder tot mortaliteit) kunnen worden geaggregeerd en met elkaar vergeleken. Dit kan op verschillende manieren gebeuren. Eerder werden door De Hollander *et al.* (1999) de gezondheidseffecten van milieuverontreiniging geaggregeerd op basis van het verlies aan gezonde levensjaren (DALY). Hierdoor kunnen verschillende maatregelen worden vergeleken in termen van te winnen levensjaren, afgezet tegen de kosten van de maatregel. Het afzetten van de kosten tegen de baten van een maatregel of het vergelijken met andersoortige kosten en baten, vereist echter dat de aggregatie resulteert in een geldwaarde als eenheid. Indien gezondheidseffecten van

milieuverontreiniging geaggregeerd worden op basis van ‘geld’ hangen daar specifieke keuzen, aannamen en problemen mee samen.

Dit rapport geeft een overzicht van de meest gebruikte economische waarderingsmethoden en van reeds uitgevoerde studies op het gebied van milieu en gezondheid waarin deze methoden worden toegepast. Uit deze verkenning komen aandachtspunten naar voren voor het uitvoeren van dergelijke evaluaties. De nadruk ligt vooral op de toepasbaarheid van de methoden; het is nadrukkelijk niet de bedoeling een volledig overzicht te geven van alle mogelijke waarderingsmethoden en hun theoretische achtergrond. Keuzes, problemen en onzekerheden in het voorliggende traject om tot een schatting van de omvang van de gezondheidseffecten (aantal mensen met een bepaald effect) te komen worden eveneens buiten beschouwing gelaten.

1.2 Gezondheidseffecten van milieuverontreiniging

Gezondheid is meer dan de afwezigheid van ziekte; ze wordt door een groot aantal factoren bepaald: ‘Gezondheid is het resultaat van een ingewikkeld en dynamisch samenspel tussen erfelijke en verworven individuele eigenschappen enerzijds, en omgevingsfactoren als leefstijl, sociale omgeving en fysieke omgeving anderzijds’ (Ruwaard en Kramers, 1994). Centraal bij het begrip gezondheid staat de capaciteit die iemand heeft om zowel fysiek, mentaal als sociaal te kunnen functioneren (Goerd *et al.*, 1996; Froberg en Kane, 1989); ofwel ‘the ability to cope with demands of everyday life’ (CMCC, 1991).



Figuur 1 Aandeel van de bevolking dat gezondheidseffecten van milieuverontreiniging ondervindt

Tegenwoordig denkt men dat gezondheid (naast erfelijke aanleg) vooral wordt bepaald door leefstijl (roken, drinken, mate van lichaamsbeweging) en sociaal-economische status (opleiding, inkomen en beroep). De rol van milieuverontreiniging in dit geheel is naar men veronderstelt bescheiden; blootstelling aan milieufactoren kan de kans op bepaalde aandoeningen verhogen. Vanwege de dominante rol van sociaal-economische status en leefstijl is zo'n verhoging moeilijk aan te tonen. De vraag in welke mate milieufactoren onze gezondheid aantasten, is dan ook niet eenvoudig te beantwoorden (De Hollander en Le Bret, 1994). Daarnaast kunnen effecten van milieufactoren op de gezondheid vele vormen aannemen van sterk uiteenlopende gezondheidskundige betekenis (figuur 1). Het gaat bij deze effecten niet persé om sterfte of ziekte, maar vaak ook om een geringe, veelal herstelbare aantasting van lichaamsfuncties, hinder, slaapverstoring en belevingsaspecten (RIVM, 1996; De Hollander *et al.*, 1999; De Hollander *et al.*, 1998).

1.3 Activiteiten op het gebied van economische waardering

De laatste 25 jaar is veel gewerkt aan methoden om een geldelijke waarde te geven aan milieuverbeteringen. De toepassing ervan heeft een minder hoge vlucht genomen. Dit komt gedeeltelijk doordat relevante eindpunten vaak moeilijk te definiëren zijn. Daarnaast is het lastig om een prijskaartje aan risicovermindering te hangen, doordat verschillen in risico's moeilijk te bevatten zijn en mensen niet gewend zijn hierover vervolgens in termen van geld te onderhandelen (Cropper, 2000). Toch is er vanuit het milieubeleid de laatste jaren in toenemende mate belangstelling om zowel de kosten als de baten van bepaalde (milieu)maatregelen of grote infrastructurele werken (bijvoorbeeld de uitbreiding van Schiphol) in kaart te brengen. In de 'Clean Air Act' (Verenigde Staten) wordt reeds geëist dat kosten-batenafwegingen worden meegenomen bij het implementeren van maatregelen.

In Europa neemt eveneens de belangstelling voor kosten-batenafwegingen toe. Zo wordt in het Europese onderzoeksproject ExternE, dat in 1991 is opgestart, een systematische benadering ontwikkeld om de externe kosten van verschillende manieren van energieproductie in kaart te brengen. Het doel is te komen tot een eenduidige methodologie om de milieu-effecten en sociale kosten te kwantificeren die samenhangen met energieproductie en -consumptie, en deze toe te passen in de Europese Unie. Hierbij worden knelpunten in de methodologie en onderzoeksvragen geïdentificeerd. Het onderzoek is uitgevoerd voor DGXII door een groot aantal partners (EC, 1998). Op nationale schaal heeft het Ministerie van EZ door EFTEC (Economics for the Environment Consultancy) onderzoek laten uitvoeren naar de rol van kosten-batenanalyse in het milieubeleid. In dit onderzoek zijn de baten van milieubeleid op gebied van klimaatverandering, verzuring, geluid, bodemverontreiniging, fijn stof, vermesting en ozon in Nederland in kaart gebracht (EFTEC, 2000). Het Department Of Health van de Stationary Office in Londen heeft de gezondheidsbaten geschat van de reductie van een aantal luchtverontreinigende stoffen. Verder heeft de WHO in 1999 een rapport uitgebracht waarin door drie landen (Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland) de externe

gezondheidskosten zijn bepaald die samenhangen met luchtverontreiniging veroorzaakt door verkeer. Ook hier was een belangrijk doel te komen tot een uniforme methodologie. De twee laatstgenoemde studies worden in paragraaf 3.3 en 3.4 in meer detail beschreven ter illustratie van de stappen en keuzen die onderdeel uitmaken van het economisch waarderen van milieugerelateerde gezondheidseffecten.

Ook op het RIVM wordt sinds enige tijd in verschillende projecten aandacht besteed aan economische waardering van milieu-effecten. Zo is in het kader van het project Verstoring in opdracht van het Ministerie van VROM een kosten-baten studie verricht van een pakket geluidmaatregelen gericht op het verminderen van de geluidemissie van vlieg-, weg- en railverkeer (Nijland *et al.*, 2000). Bij het Laboratorium voor Luchtonderzoek (LLO) worden voor het model KOBALT (Kosten Baten Luchtbeleid) methoden ontwikkeld om de schade te waarderen die luchtverontreiniging veroorzaakt aan gewassen, mensen, ecosystemen en gebouwen. KOBALT is thans opgenomen als model binnen het project Ketenmodel Verzuring. Het Bureau voor Milieu- en Natuurverkenning (MNV) heeft recent, in samenwerking met het Economics for the Environment Consultancy (EFTEC) in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken, een studie uitgevoerd met als doel het stellen van mogelijke prioriteiten voor het Nederlandse milieubeleid (EFTEC, 2000). Als onderdeel van deze studie is een schatting gemaakt van de schade voor zeven milieuproblemen. Deze schattingen geven een indicatie voor de potentiële baten van milieumaatregelen. De toegepaste methode komt grotendeels overeen met de methode die gevolgd is in de studie 'European Environmental Priorities: an integrated economic and environmental assessment' (RIVM *et al.*, 2000).

1.4 Werkwijze

De informatie in dit rapport is gebaseerd op een aantal bronnen. In de eerste plaats is gezocht naar relevante literatuur op het gebied van economische waardering van milieu- en gezondheidseffecten. Daarbij is vooral gezocht naar review-artikelen via Medline, referenties in artikelen en op internet. De volgende trefwoorden zijn daarbij onder meer gebruikt: cost-effectiveness, economic evaluation, resource allocation, policy analysis, intervention, disease, value of life, cost-benefit, decision making, pollution, (public) health. Omdat voornamelijk studies uitgevoerd blijken te zijn op het gebied van geluid en luchtverontreiniging, hebben we ons beperkt tot deze twee onderwerpen.

1.5 Inhoud rapport

Om de lezer inzicht te geven in de verschillende methoden, wordt in hoofdstuk 2 eerst kort ingegaan op de economische waarderingsmethoden die worden gebruikt in onderzoek naar externe kosten van milieuveranderingen. Vervolgens worden in hoofdstuk 3 en 4 enkele studies beschreven waarin de kosten en baten (economisch waarderen) van gezondheidseffecten gerelateerd aan luchtverontreiniging en geluid geschat zijn.

2. Economische waarderingsmethoden

De waardering voor milieu en natuur als collectieve goederen kan niet direct in marktprijzen worden uitgedrukt. Er zijn daarom verschillende economische waarderingsmethoden ontwikkeld om toch veranderingen in (of het instandhouden van) milieukwaliteit uit te kunnen drukken in een geldeenheid. In het waarderen van gezondheidseffecten heeft in de loop der jaren de Willingness to Pay (WTP) steeds meer terrein gewonnen. In dit hoofdstuk wordt een korte beschrijving gegeven van methoden die worden gebruikt om de WTP te bepalen.

2.1 Willingness To Pay

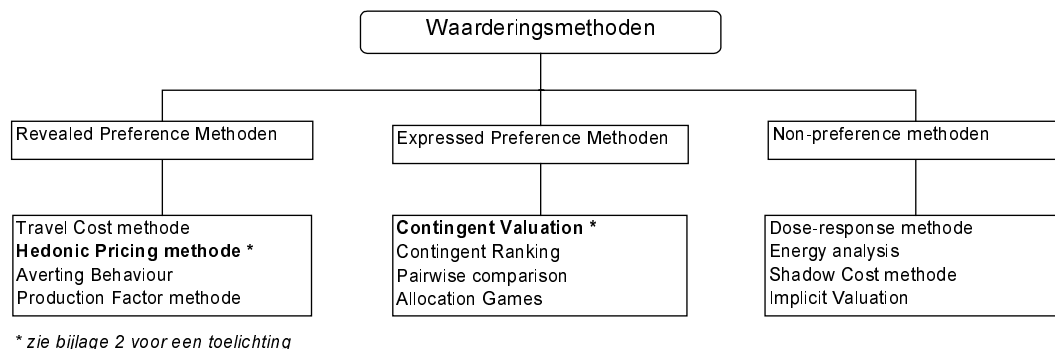
Willingness to Pay (WTP) is het allerhoogste bedrag dat iemand (vrijwillig) bereid is te betalen voor een goed of dienst (Hoevenagel en Opschoor, 1990). De WTP is gebaseerd op voorkeuren van mensen; bij het schatten van de kosten van gezondheidseffecten als gevolg van milieuverontreinigingen geeft het een beeld van de betalingsbereidheid van mensen of de maatschappij voor een milieuverandering en het daarmee geassocieerde gezondheidseffect.

Ter bepaling van de WTP zijn een groot aantal waarderingsmethoden beschikbaar. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen 'Expressed (Stated) Preference', 'Revealed Preference' en 'Non-Preference' methoden (zie figuur 2). Bij 'Expressed Preference' methoden wordt de WTP direct gemeten door individuen te vragen naar voorkeuren voor collectieve goederen (zie tabel 1). Er wordt uitgegaan van een hypothetische situatie. Bij 'Revealed Preference' methoden wordt de WTP indirect bepaald op basis van vertoond gedrag en is gebaseerd op een relatie die bestaat tussen een markt- en een milieugoed. Individuele uitgaven aan marktgoederen worden gekoppeld aan een vermeden risico of verkregen voordeel (bijvoorbeeld: de kosten van een airbag worden gekoppeld aan de risicoverlaging die daarmee samenhangt). Hierbij wordt dus uitgegaan van een bestaande situatie. 'Non-preference' methoden daarentegen, hangen een prijskaartje aan milieugoederen, zonder daarbij na te gaan wat de voorkeuren van mensen voor deze goederen zijn.

Tabel 1 Voorbeeld vragen ter bepaling van WTP (Bron: Lambert et al., 1998)

- | |
|---|
| <ul style="list-style-type: none">- Hoeveel zou u per maand willen betalen om er zeker van te zijn dat u niet langer meer wordt gehinderd door verkeerslawaaï ?- Hoeveel zou u elke maand willen betalen om in een rustige omgeving te wonen ?- Hoeveel extra rente zou u willen betalen om er zeker van te zijn dat de helft van het verkeer van deze weg wordt verwijderd ? |
|---|

Voor het waarderen van milieugerelateerde gezondheidseffecten worden voornamelijk Expressed Preference (onder andere Hedonic Pricing; HP) en Revealed Preference methoden (bijvoorbeeld Contingent Valuation; CV) gebruikt (zie figuur 2). In bijlage 2 wordt een korte beschrijving gegeven van de methoden waarvan in de gevonden literatuur veel gebruik werd gemaakt (HP en CV). De overige methoden worden in dit rapport buiten beschouwing gelaten.



Figuur 2 Schematisch overzicht van beschikbare waarderingmethoden voor schatting van de WTP (Bron: Hoevenagel, 1994)

Met Contingent Valuation kan naast de WTP ook de *Willingness to Accept* (WTA) achterhaald worden. Dit is de minimale hoeveelheid geld die iemand nodig heeft ter compensatie voor een bepaald risico (Van Beukering *et al.*, 1998); met andere woorden ‘voor welk bedrag accepteert men een gegeven risico’. Theoretisch gezien zouden WTA en WTP bedragen slechts minimaal van elkaar moeten verschillen. Uit onderzoek komt echter naar voren dat de WTA waarden in het algemeen een factor 4 tot 16 hoger zijn dan WTP waarden. Hoevenagel geeft een overzicht van de mogelijke redenen hiervoor. Respondenten kunnen bijvoorbeeld de vraagstelling om de WTA te achterhalen, verwerpen omdat ze vinden dat je een milieuverslechtering in geen geval moet accepteren, en derhalve hele hoge bedragen noemen. Als voorlopige oplossing suggereert Hoevenagel om uit te gaan van WTP bedragen, onder andere omdat respondenten de vraagstelling als minder bedreigend ervaren (Hoevenagel, 1994). In de literatuur die voor dit rapport is bestudeerd, werd in de meeste gevallen ook de WTP geschat. De WTA wordt daarom in dit rapport verder buiten beschouwing gelaten.

2.2 Het waarderen van gezondheidseffecten van milieuverontreiniging

Bij het bepalen van kosten van milieugerelateerde gezondheidseffecten worden verschillende invalshoeken gekozen; sommige studies proberen inzicht te krijgen in de kosten van een bepaald type verontreiniging of de baten van maatregelen om deze terug te dringen (Krupnick, 1996; Cannon, 1990; London Stationary Office, 1999). Andere studies gaan uit van een bepaalde activiteit en proberen de kosten van de daarmee samenhangende gezondheidseffecten te schatten (Aunan, 1998; EC, 1998; Small, 1995). Ook andere effecten (schade aan gewassen en gebouwen) worden hier soms in betrokken, maar deze vallen buiten het kader van dit rapport.

Bij het waarderen van gezondheidseffecten van milieuverontreiniging in termen van geld, spelen zowel directe als indirecte kosten een rol. Directe kosten zijn bijvoorbeeld de kosten van een ziekenhuisopname, het gebruik van medicatie en verloren inkomen door ziekte. Deze kosten worden aangeduid met COI (Cost of Illness). Bij een totale economische waardering dienen echter ook indirecte kosten te worden meegenomen, die moeilijker te bepalen zijn. Te denken valt aan effecten op welzijn (pijn, verminderde activiteit). Om deze kosten te bepalen moeten WTP schattingen worden gedaan (zie paragraaf 2.1). Bijlage 3 geeft een overzicht van de studies naar gezondheidseffecten van milieuverontreiniging die in het kader van dit rapport bestudeerd zijn. Daarbij is onderscheid gemaakt naar studies op het gebied van luchtverontreiniging en geluid (zie hoofdstuk 3 en 4). Studies naar kosten van overige milieuverontreinigingen zijn schaars.

Voor de waardering van de gezondheidseffecten van luchtverontreiniging wordt meestal een mix van waarderingmethoden gekozen. De reden hiervoor is dat de effecten van luchtverontreiniging zeer uiteenlopen (van bijvoorbeeld een dag met astmaklachten tot mortaliteit), en er niet voor alle relevante eindpunten schattingen van de WTP voorhanden zijn. Tijd en geld ontbreekt meestal om deze schattingen voor alle eindpunten in de studie zelf te genereren. Soms worden derhalve directe kosten (COI) als basis gebruikt om WTP waarden af te leiden (voornamelijk bij morbiditeit). Meestal worden WTP waarden echter overgenomen uit een andere context (ander risico of ander land) (zie hoofdstuk 3).

Bij het bepalen en waarderen van gezondheidseffecten van geluid wordt vaak alleen hinder als effect meegenomen. In tegenstelling tot luchtverontreinigingsstudies kan men daarom in geluidsstudies makkelijker volstaan met één waarderingmethode om tot een totale schatting van de baten van een maatregel te komen. Contingent valuation en Hedonic Pricing worden daarbij het meest gebruikt. Een enkele studie neemt ook effecten zoals gehoorverlies en hart- en vaatziekten mee (zie hoofdstuk 4).

3. Effecten van luchtverontreiniging

In dit hoofdstuk worden waarderingsmethoden voor gezondheidseffecten van luchtverontreiniging beschreven, onderverdeeld naar sterfte en morbiditeit. Daarnaast worden twee projecten beschreven, om te illustreren welke methoden en keuzen aan de orde komen bij het schatten van de kosten en/of baten van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging. Het betreft de eerder genoemde studies van de Department of Health in Londen (paragraaf 3.3) en de WHO (paragraaf 3.4.). Zoals in de inleiding gemeld wordt, zal het voortraject van het in kaart brengen van de effecten en het schatten van de blootstelling van de populatie hier buiten beschouwing worden gelaten.

3.1 Economische waardering van mortaliteit door luchtverontreiniging

Omdat vaak geen WTP schattingen voor een verlaging van sterfterisico's door luchtverontreiniging voorhanden zijn, wordt de WTP dikwijls bepaald met 'revealed preference' methoden; zo kunnen ze bijvoorbeeld zijn afgeleid van risico's die samenhangen met arbeid en het daarbij behorende loon ('wage differential' methode, zie bijlage 2). Een ander uitgangspunt is het bepalen van de WTP op basis van de uitgaven die worden gedaan aan goederen die risico's verlagen, bijvoorbeeld veiligheidsvoorzieningen aan de auto. Via deze verschillende methoden wordt dan een geldwaarde aan een leven toegekend; de value of a statistical life (VOSL): dit is de waarde van een leven van een niet aan te wijzen persoon wiens leven is gespaard door het sterfterisico in een populatie te verlagen. Tabel 2 geeft een overzicht van de waarde van de VOSL, geschat met verschillende methoden. Het is opvallend dat de waarde in de USA gemiddeld lager uitkomt, terwijl het gemiddelde inkomen wat hoger ligt. Volgens de auteurs van de publicatie waaruit dit overzicht afkomstig is, zijn vooral twee CV studies uit Europa, die hoge waarden opleverden, hier de oorzaak van. Op basis van deze schattingen concludeert men in het ExternE project dat de beste schatting van de waarde van een statistisch leven in de EU gemiddeld 3,1 miljoen ECU bedraagt. Hierbij wordt aangenomen dat deze waarde voor de verschillende landen binnen de EU ongeveer gelijk is.

Tabel 2 Value of statistical life (in miljoen ECU) (Bron: EC, 1998)

Waarderingsmethode	Europa	USA
Risico bij arbeid	3,4 - 4,3	4,2 - 6,6
Contingent Valuation	4,7 - 8,3	1,7 - 3,0
Marktprijzen	1,0 - 3,5	1,2 - 1,3
Gemiddeld	2,5 - 4,4	2,4 - 3,6

Schattingen uit andere context; soort risico

Wanneer WTP-waarden voor mortaliteit worden gebaseerd op waarden die verkregen zijn in een andere context, zoals verkeer of arbeid, moeten over een aantal aspecten aannamen worden gedaan. Het type risico is immers verschillend; bij luchtverontreiniging speelt bijvoorbeeld dat de blootstelling niet vrijwillig is, men geen gevoel van controle heeft, en men geen persoonlijke voordelen heeft bij nemen van het risico. Over het algemeen wordt aangenomen dat de WTP voor het verlagen van een risico door deze factoren 1,5 tot 2 maal hoger is voor luchtverontreiniging dan voor het risico van verkeersongevallen (WHO, 1999).

Een ander mogelijk verschil in de WTP van verkeersongevallen en arbeidssituaties ten opzichte van luchtverontreiniging komt voort uit de leeftijdsopbouw van de slachtoffers; 'slachtoffers' van luchtverontreiniging zijn ouder (gemiddelde leeftijd tussen 75-85 jaar). Mensen in de leeftijd van 30-45 jaar lijken in het algemeen de hoogste WTP te vertonen (WHO, 1999). De WTP voor het verlagen van een risico zal bij oudere mensen dus waarschijnlijk lager liggen dan bij de gemiddelde werknemer of het gemiddelde verkeersslachtoffer, hetgeen extra aannamen vereist om tot een juiste WTP waarde te komen.

Schattingen uit andere context; gebied/land

Vaak worden schattingen van de WTP voor sterfte door luchtverontreiniging overgenomen uit een studie afkomstig uit een ander land ('benefit transfer'). De toepasbaarheid van de waarden voor de eigen situatie is vaak onduidelijk. Ten eerste kan de perceptie van risico's verschillen tussen populaties en culturen, waardoor de WTP schattingen uiteen zullen lopen. Voor verschillen tussen de situaties zou gecorrigeerd kunnen worden wanneer enig inzicht zou bestaan in de onderliggende variabelen. De bestaande waarderingstudies bevatten hierover echter weinig gegevens, waardoor dit niet mogelijk is (EC, 1998). Daarnaast is WTP inkomensafhankelijk en tijdsafhankelijk; de waarden moeten dus aangepast worden voor inkomensverschillen en inflatie. Dit brengt weer nieuwe discussies met zich mee, bijvoorbeeld of de WTP proportioneel met inkomen verandert (d.w.z. de inkomenselasticiteit is gelijk aan 1) (Krupnick, 1996). Alberini *et al.* (1997) hebben WTP-waarden voor het vermijden van een episode van respiratoire ziekte, verkregen in Taiwan, vergeleken met waarden die op 3 verschillende manieren waren overgezet uit de USA (o.a. met verschillende aannamen over inkomenselasticiteit). Geen van deze methoden leverde eenduidige resultaten voor alle WTP waarden; voor elke methode gold dat een aantal overgezette waarden wel, en andere niet overeenkwamen met de in Taiwan verkregen waarden. Er wordt dan ook geconcludeerd dat meer originele waarderingstudies in verschillende landen nodig zijn als input voor toekomstige benefit transfer analyses (Alberini *et al.*, 1997). In het algemeen bestaat overigens de indruk dat WTP waarden in de USA hoger liggen dan in Europa, waardoor de kosten wellicht te hoog worden ingeschat wanneer waarden uit de USA worden gebruikt voor Europese schattingen (WHO, 1999).

VOSL of VOLY?

Er is een discussie gaande of de VOSL wel de juiste maat is om een geldwaarde toe te kennen aan vroegtijdige sterfte door luchtverontreiniging. Een andere maat om dit te doen is de

VOLY (Value of a life year (lost)), die de WTP uitdrukt voor een (verloren) levensjaar. Momenteel lijkt de VOLY terrein te winnen in de literatuur. De reden hiervoor is dat de VOLY meer recht doet aan de context van risico's gerelateerd aan (bijvoorbeeld) luchtverontreiniging; vooral waar het vroegtijdige sterfte betreft. De waarde van deze verloren tijd lijkt belangrijker dan het geld dat men ervoor over zou hebben om het risico te verlagen (EFTEC, 2000; Krewitt, 1999). Het concept VOLY is echter empirisch nog weinig onderbouwd en robuuste schattingen hiervan zijn in Europa niet voorhanden (Krewitt, 1999). Over het algemeen geeft de VOLY lagere waarden. Volgens Krewitt verlaagt het gebruik van de VOLY de gezondheidsgerelateerde kosten met een factor 3. Het dominerende aandeel van gezondheidsaspecten in batenschattingen vermindert hierdoor aanzienlijk (EFTEC, 2000).

3.2 Economische waardering van morbiditeit door luchtverontreiniging

Het bepalen van de kosten van morbiditeit is (nog) minder eenduidig dan het bepalen van de kosten van mortaliteit. De kosten van een aandoening kunnen weliswaar relatief eenvoudig worden uitgedrukt in de kosten van de ziekte (medicijnen, bezoek aan het ziekenhuis), maar daarnaast is het de vraag in hoeverre en op welke manier ook kosten van productieverlies (doordat mensen niet kunnen werken) en kosten van pijn en lijden worden meegenomen. Deze laatste aspecten zitten wel in een WTP waarde, waardoor deze hoger ligt dan de COI. Ostro (1994) gaat in zijn studie uit van COI waarden en verhoogt deze met een factor 2 om een WTP waarde te verkrijgen. De factor 2 kiest hij op basis van studies naar de ratio tussen COI en WTP. Hierbij wordt opgemerkt dat het een soort noodoplossing is, immers per gezondheidseffect zal deze ratio verschillen. Ook wordt in twijfel getrokken of een factor als deze wel plausibel is, aangezien sommige ernstige ziekten onbehandelbaar zijn. De COI zal dan laag zijn, terwijl de WTP om het risico op een dergelijke ziekte te verlagen waarschijnlijk hoog zal liggen (London Stationary Office, 1999). Een extra probleem bij het overnemen uit een ander land van WTP waarden om morbiditeit te vermijden, is dat deze waarde afhankelijk is van de mate waarin de slachtoffers zelf moeten betalen voor bijvoorbeeld medische kosten en verminderd salaris. De hoogte van de WTP zal verschillen tussen landen waarvan de verzekeringssystemen op een andere manier in elkaar zitten (WHO, 1999).

Een algemene beschrijving van het in kaart brengen van kosten van morbiditeit is dus moeilijk te geven; elke studie pakt dit op zijn eigen manier aan. Ter illustratie wordt de lezer verwezen naar paragraaf 3.3. en 3.4 waar, voor de beschreven studies, is aangegeven hoe men de kosten van morbiditeit heeft geschat. Tabel 3 geeft een overzicht van de kosten en baten van verschillende gezondheidseffecten en maatregelen op het gebied van luchtverontreiniging uit de bestudeerde studies. Deze tabel is een illustratie van het soort schattingen dat gemaakt wordt en op welke marges men uitkomt, en dient niet als basis voor vergelijking tussen de studies.

Tabel 3 *Baten en kosten van eventuele maatregelen uit enkele studies*

Maatregel/activiteit	Bedrag	Bron
Geschatte jaarlijkse gezondheidsbaten als PM ₁₀ -concentraties worden gereduceerd tot 15 µg/m ³	\$ 32.111.1 (14.395.5-55.468.7) ¹	Ostro, 1994
Geschatte jaarlijkse gezondheidsbaten als PM ₁₀ -concentraties worden gereduceerd tot 20 µg/m ³	\$ 4.846.2 (2.125.9-8.312.6) ¹	Ostro, 1994
Geschatte jaarlijkse gezondheidsbaten als PM ₁₀ -concentraties worden gereduceerd tot 12 µg/m ³	\$ 70.294.0 (31.311.9 – 122.109.9) ¹	Ostro, 1994
Totale baten per jaar bij verlagen concentratie per eenheid (µg/m ³) voor stedelijke populatie		
• PM ₁₀	0,93- 540 miljoen Engelse pond	LSO ² , 1999
• SO ₂	0,45- 440 miljoen Engelse pond	LSO, 1999
• Ozon (per zomer)	0,31-315 miljoen Engelse pond	LSO, 1999
Baten van de implementatie van een energiebesparingsprogramma in Hongarije	\$ 395 (1.563 –7.556)	Aunan, 1998
Gezondheidskosten door elektriciteitsopwekking uit fossiele brandstoffen in 15 Europese landen		Krewitt <i>et al.</i> , 1999
• Mortaliteit	\$ 50.800	
• Morbiditeit	\$ 15.000	
Baten van emissiereductie in Europa van		Olsthoorn <i>et al.</i> , 1999
• PM ₁₀ (50%)	5.007-51.246 m ECU/jaar	
• NO _x (8%)	408-5.900 m ECU/jaar	
• SO ₂ (10%)	85-3.784 m ECU/jaar	

1 in miljoen dollars (1995)

2 London Stationary Office

3.3 Stationary Office – Department of Health – London: ‘Economic appraisal of the health effects of air pollution’

De Department of Health in Londen heeft een studie uitgevoerd naar de gezondheidsbaten van de concentratieverlaging van een aantal luchtverontreinigende stoffen die onder de ‘UK National Air Quality Strategy’ vallen. Het gaat om PM₁₀, SO₂ en ozon. Voor vervroegde sterfte en respiratoire ziekenhuisopnamen werd de relatie met deze stoffen voldoende robuust geacht; overige gezondheidseffecten zijn in het kader van deze studie niet meegenomen. Het doel was vooral om te overwegen of economische waardering van gezondheidseffecten toepasbaar is in de context van luchtverontreiniging, en om een aantal methodologische aspecten te adresseren. Waar mogelijk werden schattingen van de kosten gemaakt.

WTP-schattingen mortaliteit

De basis van de schatting is de WTP voor de VOSL door een verkeersongeluk (0,8 miljoen Pond), zoals die in gebruik is bij de Department of the Environment, Transport and the Regions. Vanwege het verschil in vrijwilligheid bij het lopen van het risico, wordt, op basis van empirische bevindingen, verondersteld dat de WTP een factor 2 tot 3 hoger ligt voor luchtverontreinigingsrisico's. Op basis van dit gegeven en informatie over de gemiddelde VOSL voor mensen van gemiddelde leeftijd in verschillende situaties, kiest men voor de studie een waarde van 2 miljoen Pond als basis VOSL. Vervolgens worden aannamen gedaan over de aanpassing van deze waarde om tot een schatting van de kosten van luchtverontreiniging te komen (zie figuur 3). Voor leeftijd neemt men aan dat de WTP van mensen boven de 65 ongeveer 70 % lager is dan voor de leeftijdsgroep die voor

verkeersongelukken voornamelijk van belang is. Verdere aanpassingen worden onzekerder geacht, en derhalve worden daarvoor verschillende scenario's doorgerekend.

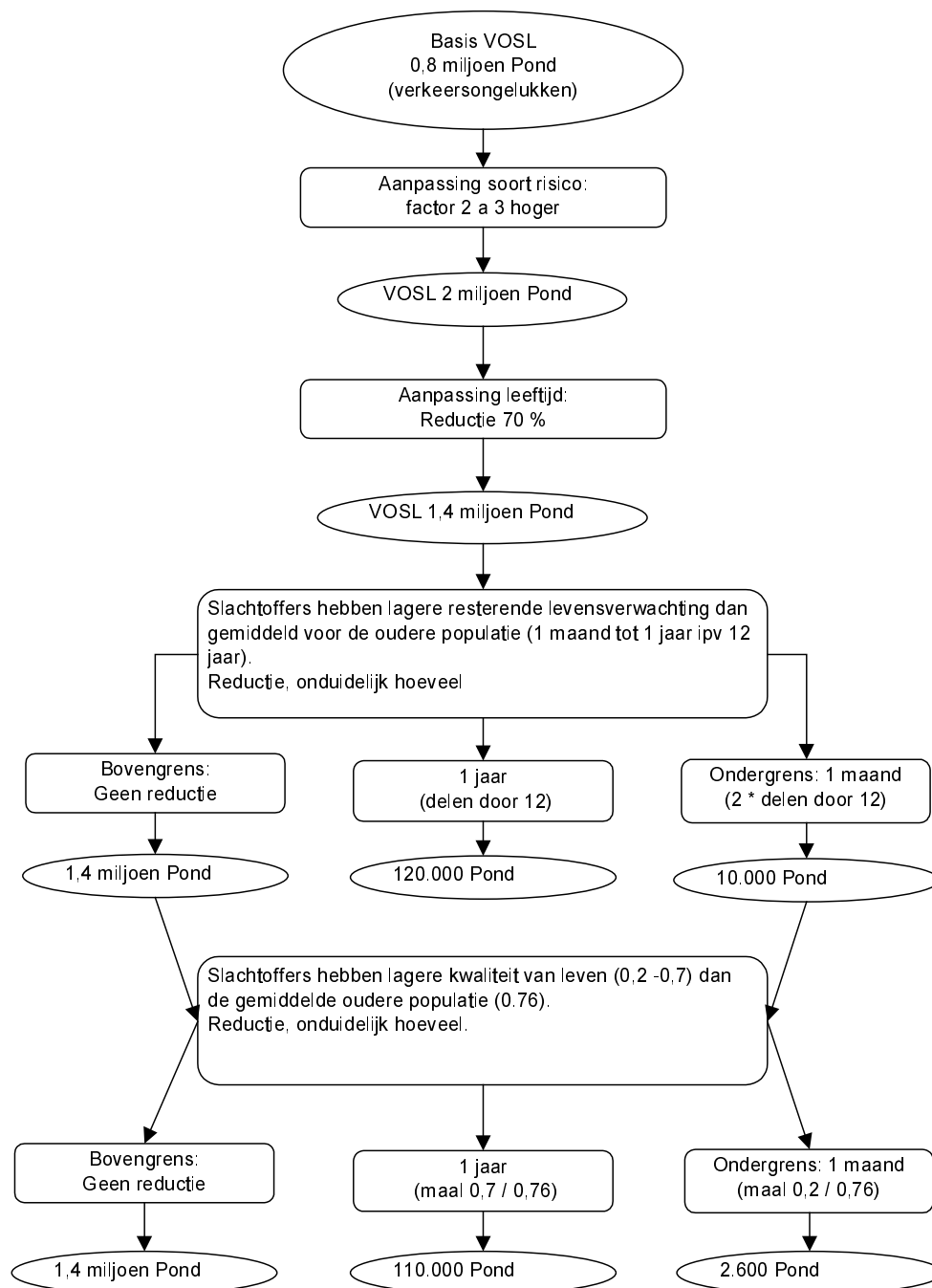
Ten eerste wordt gecorrigeerd voor het feit dat diegenen die kwetsbaar zijn voor luchtverontreiniging een lagere resterende levensverwachting hebben dan andere personen van boven de 65, hetgeen de WTP verder zou kunnen verlagen. Voor zover hier iets over bekend is, lijkt de WTP niet verder te dalen dan proportioneel met de levensverwachting: Daarom wordt de WTP aangepast voor 1 maand tot 1 jaar resterende levensverwachting in verhouding tot het gemiddelde voor die leeftijdsgroep (12 jaar). Deze proportionele reductie wordt ook toegepast voor de lagere kwaliteit van leven van de kwetsbare groep (0,2-0,7 voor COPD patiënten). Het gemiddelde voor deze leeftijdsgroep is 0,76. Bewijs om deze aanpak te ondersteunen, is niet voorhanden.

WTP-schattingen morbiditeit

De kosten die samenhangen met morbiditeit worden verdeeld in kosten van de gezondheidszorg, welzijnskosten, privé kosten (bijvoorbeeld het ritje naar de dokter) en verlies aan arbeidsproductie. De laatste 2 categorieën worden niet in de schatting betrokken; de privé-uitgaven zijn slechts klein of onbekend, en de verloren productie wordt niet van toepassing geacht op ouderen.

De kosten van gezondheidszorg zijn redelijk recht toe recht aan te schatten (COI). Toch worden alleen ziekenhuisopnamen in de studie betrokken vanwege beperkte informatie over andere gezondheidszorgkosten. De uiteindelijke kosten zijn dus waarschijnlijk onderschat. Gemiddeld kost een respiratoire ziekenhuisopname 1.400 Pond; voor ouderen ligt het bedrag waarschijnlijk hoger (2.500 Pond) omdat de gemiddelde opnameduur langer is. Welzijnskosten worden in deze studie gebaseerd op scores voor kwaliteit van leven verkregen bij COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease) patiënten. Hieraan wordt vervolgens een WTP waarde toegekend op basis van een vergelijking die een WTP voorspelt bij een verandering in kwaliteit van leven. De onzekerheden hierin zijn erg groot, onder andere door het geringe aantal data over kwaliteit van leven en het feit dat de data afkomstig zijn van relatief milde aandoeningen.

Aan het verlengen van leven zijn nieuwe kosten voor de gezondheidszorg verbonden. Het gaat daarbij om ongeveer 200 (1 maand) tot 2.500 Pond (1 jaar). Deze worden voor de totale schatting van de baten afgetrokken (zie tabel 4).



Figuur 3 Mogelijke aanpassingen van WTP waarden. (Bron: rapport London Stationary Office)

Batenschattingen

Uit de schattingen blijkt dat van de beschouwde stoffen, de reductie van deeltjesvormige luchtverontreiniging (PM₁₀) waarschijnlijk de grootste baten oplevert. Vervroegde sterfte levert voor alle stoffen de grootste bijdrage aan de baten, maar daarbij moet worden opgemerkt dat de baten van morbiditeit slechts gedeeltelijk in kaart zijn gebracht, doordat alleen naar ziekenhuisopnamen is gekeken. De batenschatting van morbiditeit kan dus nog

een stuk hoger uitvallen wanneer ook minder ernstige effecten worden meegenomen, temeer omdat deze waarschijnlijk optreden bij een groot aantal mensen.

Tabel 4 *Baten per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reductie in verontreiniging per jaar, in miljoen Pond*

	PM₁₀ (per jaar)	SO₂ (per jaar)	Ozon (per zomer)
Mortaliteit (WTP)	0,7 – 540	0,58 – 440	0,18 – 315
Besparing gezondheidszorg	0,25 – 0,98	-0,07 – 0,8	0,13 – 0,61
Morbiditeit (WTP)	0,03 – 0,29	0,01 – 0,24	0,01 – 0,18
Totale baten	0,98 – 540	0,5 – 440	0,32 – 315
Nieuwe kosten gezondheidszorg	0,05 – 0,96	0,05 – 0,79	0,01 – 0,56
Netto baten	0,93 – 540	0,45 – 440	0,31 – 315

Er wordt geconcludeerd dat economische waardering de beste manier is om te onderzoeken of de baten groter zijn dan de kosten. Voor vergelijking met andere interventies is het echter nuttiger om de baten uit te drukken in winst aan kwaliteit van leven en/of levensverwachting.

3.4 WHO-studie: ‘Health costs due to road traffic related air pollution: economic evaluation’

In deze studie worden voor een drietal landen (Frankrijk, Oostenrijk en Zwitserland) de gezondheidskosten bepaald die samenhangen met luchtverontreiniging, veroorzaakt door verkeer. Hiertoe wordt de economische waarde geschat voor mortaliteit, ziekenhuisopname voor respiratoire en cardiovasculaire aandoeningen, chronische bronchitis, bronchitis, astmatische aanvallen (bij astma patiënten) en dagen met beperkte activiteit. In de gehele studie zijn de aannamen zo gekozen, dat de schattingen aan de conservatieve kant zitten en de uiteindelijke kosten in principe weergeven welk bedrag minstens toe te schrijven is aan luchtverontreiniging.

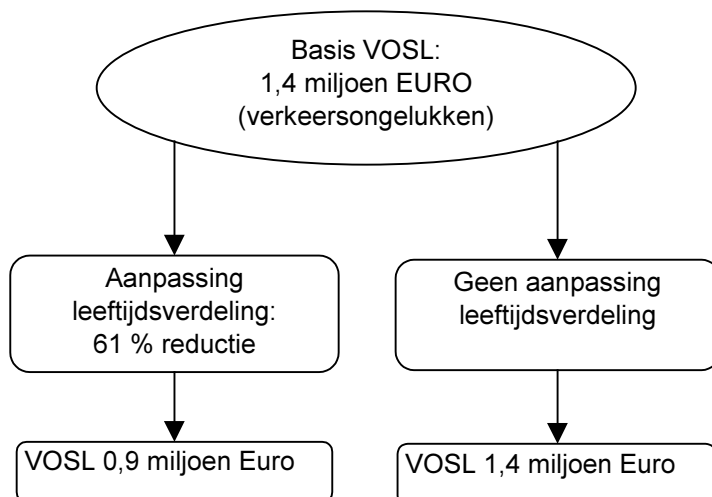
Mortaliteit

Bij het bepalen van de kosten van mortaliteit gaat men uit van een waarde voor het voorkomen van een statistische fataliteit gerelateerd aan verkeersongelukken. De reden daarvoor is een pragmatische; er bestaat (nog) geen studie naar de WTP voor een verlaging in het sterfterisico gerelateerd aan luchtverontreiniging en het uitvoeren van een eigen studie was in kader van dit project niet mogelijk. De basiswaarde voor het voorkomen van een statistische fataliteit ligt, gebaseerd op studies in de jaren 90, tussen de 0,7 en 6,1 miljoen Euro. Op basis van een aantal recente studies kiest men voor een waarde van 1,4 miljoen Euro. Hiervoor worden onder meer de volgende argumenten gebruikt: (i) de recente onderzoeken zijn van een gedegen kwaliteit; (ii) in de U.K. heeft een soortgelijke exercitie een overeenkomstige waarde (1,2 miljoen Euro) gebruikt en (iii) het getal bevindt zich aan de lage kant van de empirische bevindingen, hetgeen past in de strategie van de eerder genoemde conservatieve schatting.

Door verschillende perceptie en acceptatie van risico's, gerelateerd aan vervuiling ten opzichte van verkeersongelukken, (zie paragraaf 3.1) wordt aangenomen dat de WTP 1,5 tot 2 maal hoger is voor luchtverontreiniging. Dit wordt echter niet bewezen geacht; derhalve is er in deze studie gekozen hiervoor niet te corrigeren. Hierbij speelt een rol dat een conservatieve schatting wordt geprefereerd. Wel heeft men gecorrigeerd voor de hogere leeftijd van de populatie die risico's loopt door luchtverontreiniging. Op basis van een aan de literatuur ontleende (U-vormige) relatie tussen WTP en leeftijd is een reductie van 61% van de oorspronkelijke waarden aangenomen. Zo komt men uiteindelijk uit op 2 scenario's waarvoor de kosten worden doorgerekend voor de drie landen (zie figuur 4).

In tegenstelling tot de in de vorige paragraaf beschreven studie wordt hier niet gecorrigeerd voor een lage resterende levensverwachting en kwaliteit van leven van de groep die effecten van luchtverontreiniging ondervindt. Dit wordt niet correct geacht bij het evalueren van lange termijn effecten van luchtverontreiniging. Ten eerste, omdat zonder luchtverontreiniging deze groep waarschijnlijk dezelfde levensverwachting en kwaliteit van leven (en daarom WTP) zou hebben gehad als leeftijdsgenoten. Daarnaast is het niet ondenkbaar dat aspecten van kwaliteit van leven automatisch verdisconteerd zijn bij het aanpassen van de WTP voor leeftijd.

Oostenrijk en Zwitserland hebben naast de WTP methode ook gebruik gemaakt van de 'gross production loss' benadering. De kosten van vroegtijdige sterfte worden hierbij bepaald door uit te gaan van verloren toekomstig inkomen en productie; alleen materiële kosten zijn hier dus in betrokken. Frankrijk heeft als deelstudie een 'consumption loss' benadering toegepast. De kosten die met deze methoden worden berekend liggen een factor 3 tot 9 lager dan de kosten gebaseerd op de WTP benadering.



Figuur 4 Totstandkoming van de WTP waarden in de WHO studie (Bron: WHO, 1999)

WTP-schattingen voor morbiditeit

De kosten van morbiditeit zijn zowel via COI als WTP vastgesteld. De WTP benadering wordt hierbij als een meer complete schatting gezien omdat pijn en lijden erin zijn verdisconteerd. Wel wordt opgemerkt dat ook een gedeeltelijke onderschatting zou kunnen optreden omdat alleen individuele kosten worden bepaald; een individu houdt in de betalingsbereidheid geen rekening met sociale kosten (algemene middelen, bepaald door verzekeringsstelsel). Een combinatie van beide methoden past men niet toe om dubbelstellingen te vermijden. WTP waarden zijn ontleend aan andere studies. Tabel 5 geeft de gebruikte waarden aan.

Tabel 5 WTP voor het vermijden van een gezondheidseffect gerelateerd aan luchtverontreiniging (Bron: WHO, 1999)

Gezondheidseffect	WTP waarde (Euro)
Respiratoire ziekenhuisopname	7.870 per opname
Cardiovasculaire ziekenhuisopname	7.870 per opname
Chronische bronchitis	209.000 per geval
Bronchitis	131 per geval
Dag met beperkte activiteit	94 per dag
Astma-aanval	31 per aanval

Kostenschattingen

Uiteindelijk komt men voor de 3 landen op een bedrag van 49.700 Euro¹ voor alle gezondheidseffecten gerelateerd aan luchtverontreiniging, waarvan 26.700 Euro toe te schrijven is aan luchtverontreiniging door verkeer (details zijn weergegeven in tabel 6). Mortaliteit maakt 70-75% van de kosten uit. De totale bedragen vormen ongeveer 1-5% van het BNP van deze landen. Per hoofd van de bevolking bedragen volgens deze schattingen de aan luchtverontreiniging gerelateerde gezondheidskosten 589 Euro (Zwitserland), 667 Euro (Frankrijk) en 830 Euro (Oostenrijk) (marge: 297-1250). De schattingen voor alleen de gezondheidskosten gerelateerd aan wegverkeer zijn respectievelijk 313, 371 en 359 Euro (marge 158-588) per hoofd van de bevolking.

¹ 1 Euro= fl 2,20

*Tabel 6 Kosten van gezondheidseffecten gerelateerd aan luchtverontreiniging, 1996
(Bron: WHO, 1999)*

	Oostenrijk		Frankrijk	
	<i>Totale kosten met aandeel wegverkeer</i>	<i>Kosten toe te schrijven aan wegverkeer</i>	<i>Totale kosten met aandeel wegverkeer</i>	<i>Kosten toe te schrijven aan wegverkeer</i>
Mortaliteit (miljoen EUR)	5.019 (3.033- 7.031)	2.170 (1.311-3.041)	28.523 (17.282- 39.932)	2.983 (1.781-4.186)
Morbiditeit (miljoen EUR)	1.669 (396-3.044)	722 (171-1.316)	10.335 (2760-18.537)	5.749 (1.535-10.311)
	Zwitserland		Totaal	
Mortaliteit (miljoen EUR)	1.586 (950-2.225)	15.866 (9.613- 22.212)	36.524 (22.102- 51.149)	19.622 (11.875- 27.477)
Morbiditeit (miljoen EUR)	1.188 (314-2.134)	630 (167-1.132)	13.191 (3.470- 23.714)	7.100 (1.873-12.759)

4. Geluid

In dit hoofdstuk worden studies beschreven die de kosten en/of baten schatten voor gezondheidseffecten van geluid. Zoals in paragraaf 2.2. is aangegeven, zijn Contingent Valuation en Hedonic Pricing hierbij de meest gebruikte waarderingmethoden. In de meeste studies wordt alleen naar hinder als effect van geluid gekeken. Een enkele studie neemt ook effecten zoals gehoorverlies en hart- en vaatziekten mee. In dit rapport wordt alleen een overzicht gegeven van de geschatte kosten van een aantal maatregelen uit de bestudeerde studies. Voor een schatting van de baten van een aantal maatregelen gericht op het verminderen van het aantal gehinderden die is uitgevoerd is het kader van het vierde Nationale Milieubeleidsplan wordt verwezen naar Van Kempen (2001).

4.1 De Contingent Valuation methode en hinder

De meeste CV studies zijn buiten Nederland verricht (zie tabel 7 voor een overzicht). Soguel (1994a) heeft de WTP geschat die inwoners van Neuchâtel (Zwitserland) wilden betalen voor de halvering van het verkeerslawaaï. Het gemiddelde, maandelijkse bedrag dat men daarvoor wilde betalen, was 70 Zwitserse francs. Al eerder werd in Duitsland (Dogs *et al.*, 1991) een vergelijkbare studie uitgevoerd. Uiteindelijk werd daar de geaggregeerde WTP bepaald die men wilde betalen voor de vermindering van geluid veroorzaakt door verkeer. De WTP vormde ongeveer 0,52% van het BNP in Duitsland. In een andere studie in Duitsland (Weinberger, 1992) werd een landelijk onderzoek verricht onder ongeveer 7000 mensen, waarbij men de WTP voor ‘stilte’ probeerde te schatten. Aan iedereen werd de volgende vraag voorgelegd:

‘Stellen Sie sich bitte vor, Sie hätten die Möglichkeit, in einer ruhigen Nachbarstraße Ihrer Wohngegend zu leben, ohne daß sich sonst etwas an Ihrer Wohnsituation ändert. Um wieviel dürften die monatlichen Wohnkosten maximal steigen, damit Sie diese ruhige Wohnung Ihrer jetzigen gerade noch vorziehen,
 a) wenn dort nahezu kein Lärm zu hören ist?
 b) wenn dort wenig Lärm zu hören ist?’

Met behulp van de resultaten van dit onderzoek werd een zogenaamde ‘betalingsbereidheid-functie’ opgesteld. Voor het wonen in een rustig gebied ziet deze functie er als volgt uit:

$$(a) WTP(inDM) = 1,67L_{Aeq} - 71,7$$

Deze functie is geldig vanaf 45 dB(A). Voor mensen die in een ‘stil gebied’ wonen geldt de volgende functie:

$$(b) WTP(inDM) = 1,97L_{Aeq} - 82,6$$

Uit functie (a) en (b) is af te leiden dat mensen die in een straat wonen met een hoog geluidniveau bereid zijn om meer te betalen voor rust.

In 1994 bepaalden Saelesminde en Hammer dat de gemiddelde jaarlijkse WTP voor geluidverbetering van 1 dB(A) tussen de 25 en 56 ECU moet liggen (citaat uit ECMT, 1998, voor berekeningen zie Tinch, 1995). Uit een aantal Duitse studies blijkt dat een persoon gemiddeld 10 ECU wil betalen voor een verbetering in het geluidniveau van 1 dB(A) per jaar per persoon, wanneer het geluidniveau boven de 43 dB(A) ligt (Club de Bruxelles, 1997).

In Nederland is door Jansen en Opschoor (1973) de waardering bepaald van de invloed van vliegtuiglawaai op het woongebied rond de potentiële locaties van een tweede nationale luchthaven. Aan 600 huiseigenaren in drie Nederlandse steden werd een interview afgenomen om de sociale kosten van vliegtuiglawaai te schatten. Aan de huiseigenaren werd gevraagd welk geldbedrag ze zouden willen ontvangen ter compensatie van de geluidshinder. De berekende gemiddelde waardering van de geluidshinder per woning in het gebied rond de potentiële vestigingsplaatsen met meer dan 30 Ke², varieert tussen 2395 en 9919 gulden, afhankelijk van de gebruikte methode.

Tabel 7 *Prijzen voor geluidshinder bepaald met behulp van de Contingent Valuation methode*

Auteur	Land	Jaar	Omschrijving WTP	Geluidbron	Geluid-niveau	Bedrag
Jansen en Opschoor	Nederland	1973	Berekende gemiddelde waardering voor geluidshinder	Luchtvaart	> 30 Ke	2395-9919 gulden
Soguel	Zwitserland	1994	Bedrag dat men gemiddeld per maand wil betalen voor de halvering van verkeerslawaai	Wegverkeer	Niet bekend	70 Zwitserse Francs
Geciteerd in Club des Bruxelles	Duitsland	?	Gemiddelde bedrag dat een persoon per jaar wil betalen voor een vermindering van het lawaai met 1 dB(A)	Wegverkeer	43 dB(A)	10 ECU
Saelesminde en Hammer	?	1994	Gemiddelde jaarlijkse WTP voor geluidverbetering van 1 dB(A)		Niet bekend	25-56 ECU
Weinberger	Duitsland	1992	WTP voor vermindering van geluid	Wegverkeer	Niet bekend	WTP=1,67 L _{Aeq} -71,7
Navrud	Noorwegen	2000	WTP voor een maatregelenpakket ter reductie van geluid binnen- en buitenshuis	Wegverkeer, treinverkeer, vliegverkeer	> 60 dB(A)	WTP=120 Euro per jaar per huishouden
Faburel en Luchini	Frankrijk	2000	WTP voor de eliminatie van hinder veroorzaakt door vliegverkeer	Vliegverkeer	L _{max} >80 dB(A) L _{max} 75-80 dB(A) L _{max} 70-75 dB(A)	WTP=547 FF pp/pj WTP=203 FF pp/pj WTP=70 FF pp/pj
Barreiro <i>et al.</i>	Spanje	2000	WTP voor een reductie van stadslawaai (overdag en 's nachts)	Wegverkeer		WTP= 38,6 Euro

² Ke: Kosteneenheid. Dit is een eenheid voor geluidbelasting door luchtvaart, waarbij rekening wordt gehouden met piekbelastingen tijdens starts en landingen (uitsluitend toegepast in Nederland).

In recent gepresenteerd Europees onderzoek (Navrud, 2000; Faburel en Luchini, 2000; Barreiro *et al.*, 2000) werd aan de onderzoekspopulaties een (pakket) maatregel(en) voorgelegd om het geluidniveau en/of hinderniveau te reduceren: bijvoorbeeld een maatregelenpakket dat het omgevingsgeluid zou reduceren (de hinder buitenshuis zou met 50% worden gereduceerd en binnenshuis met 100%). Vervolgens werd middels interviews achterhaald wat men ervoor over had. Aan de hand van de resultaten van de interviews is de WTP geschat.

4.2 Hedonic Pricing en effecten van geluid

Op het gebied van geluid is een groot aantal HP-studies verricht. Men maakt onderscheid tussen studies die uitgaan van de huisprijs en studies die uitgaan van de huur (zie tabel 9).

Wegverkeer

Een Zwitserse studie (Soguel, 1994b) toonde aan dat wegverkeersgeluid een significante invloed heeft op huurprijzen. Men vond een gemiddelde huurddaling van 0,91% bij een stijging van het geluidniveau van 1 dB(A). In deze studie werd als geluidmaat een $L_{Aeq,16h}$ gehanteerd. Onderzoek van Pommerehne (1988) leverde vergelijkbare resultaten: bij een stijging van 30 dB(A) werd een daling van 1 % gerapporteerd; deze liep bij 70 dB(A) op tot 1,4%. Daarbij maakte men gebruik van een $L_{Aeq,6-22h}$ in dB(A) als geluidsindex.

Lambert *et al.* (1998) presenteert de resultaten van 20 studies naar wegverkeerslawaaai. Recent heeft Bertrand (1997) op 9 van de 20 studies een meta-analyse verricht. Dit resulteerde in een formule waarmee met behulp van het geluidsniveau en het jaarlijkse inkomen (in US \$), de toename in WTP kan worden berekend per eenheid van inkomen (de marginale WTP).

$$MWTP = e^{(2,3148+0,509 \times 10^{-5} m + 0,497 \times 10^{-1} N)}$$

Waarin:

N	=	geluidniveau (L_{Aeq})
m	=	jaarlijks inkomen (US \$)
MWTP	=	Marginale WTP

Wanneer fictieve jaarinkomens en L_{Aeq} waarden worden ingevuld, worden waarden verkregen voor de MWTP zoals weergegeven in tabel 8. Iemand met een hoger inkomen is bereid meer te betalen voor een reductie van het geluid. Ook neemt de bereidheid om te betalen voor reductie toe bij hogere geluidbelasting. Verder blijkt uit deze studie dat de relatie tussen de WTP en geluid niet lineair is. De WTP voor geluid is 32 Euro per dB(A).

Tabel 8 Marginale WTP voor wegverkeerreductie bij jaarinkomen van US\$ 25.000 en US \$ 50.000

Jaarinkomen (U.S. \$)	L_{Aeq}	MWTP	Vershil in MWTP t.o.v. L_{Aeq} 55 dB(A)
25.000	55	176,9	
	60	226,8	49,9
	65	290,8	64
50.000	55	200,9	
	60	257,6	56,7
	65	330,2	72,6

De resultaten van HP-studies worden vaak samengevat door middel van een Noise Depreciation Sensitivity Index (NDSI).³ Het is een ratio van de prijs van een stil huis t.o.v. een gemiddeld huis: Een NDSI van 0,4% betekent dat een huis met een geluidsexpositie (L_{eq}) van 75 dB(A) gemiddeld 8% minder waard is dan hetzelfde huis met een geluidsexpositie van 55 dB(A). In kosten baten-studies wordt tegenwoordig nog vaak gebruik gemaakt van de NDSI van 0,4%, gebaseerd op 9 studies uit Canada en de Verenigde Staten (Nelson, 1982).

Gamble *et al.* (1974) vinden afnamen van de waarde van onroerend goed tussen 0,20 en 0,42% per dB(A). Voor deze studie werd gebruik gemaakt van huizenprijzen uit de periode 1969-1971, voor een 4-tal Amerikaanse gemeenten.

Levinson en Gillen (1997) hebben een gemiddelde NDSI voor alle geluidsstudies sinds 1967 bepaald. Ze vonden een waarde van 0,62 %. Anderson en Wise (1977) voerden een vergelijkbare studie uit over de periode 1965-1971. De NDSI varieerde in deze studie volgens Nelson (1982) van 0,14- 0,54 %. Een probleem in de studie was dat de meeste huizen in een gebied lagen waar het geluidniveau lager was dan het achtergrondniveau. Wat later verscheen een studie van Hall en Welland (1987). Zij onderzochten hoe het geluid van wegverkeer van invloed was op de huisprijs en hoe dit wordt beïnvloed door wegschermen. Daartoe werden voor drie gebieden in Canada huizenprijzen verzameld. Deze data werden aangevuld met huiskennissen en verkoopdata. Er werd een gepoolde schatting gedaan waarbij een afname in huizenprijzen van \$778 per dB(A) werd gevonden (uitgedrukt in prijzen van 1981).

In 1998 probeerden Lake *et al.* (1998) een prijskaartje te hangen aan de negatieve effecten van wegverkeer. Ze hebben daarbij naar het effect op de huisprijs gekeken. Er werd een NDSI van 1,07 (0,63-1,51) % gevonden. Taylor *et al.* (1982) gebruikten data over 2277 individuele huisverkopen op 51 plekken in Zuid-Ontario (Canada). Voor deze plekken werden gedetailleerde gegevens over wegverkeerslawaai verzameld. Door gelijkwaardige behuizing op verschillende afstanden van de weg te vergelijken, werd geluid gewaardeerd op \$ 250-300 per dB(A) (uitgedrukt in dollars van 1977). Voor een gemiddelde huisprijs van \$ 60.000 betekent dit dat de huisprijs met 0,5 % per dB(A) zakt.

In 1996 schatten Maddison en collega's (1996) de kosten van wegverkeerslawaai op ongeveer 4 biljoen Euro. Met een NDSI van 0,0067 en een gemiddelde huisprijs van 73.000

³ Een NDSI wordt als volgt berekend: $NDSI = (D/waarde \text{ van onroerend goed}) \times 100\%$. Hierbij is D= (verschil in waarde onroerend goed)/(verschil in geluidsexpositie).

Euro is de WTP voor de vermindering van 1 dB(A) berekend. Hierbij werd verondersteld dat wegverkeer 191 miljoen extra dB(A) veroorzaakt. De WTP werd op 21 Euro per persoon per jaar per dB(A) geschat. In datzelfde jaar is geschat dat de jaarlijkse wegverkeerskosten in Zweden ongeveer 325 miljoen Euro bedroegen (Johansson, 1996). Dit is gebaseerd op HP-studies uit de jaren '70.

Tabel 9 Kosten voor geluidhinder door wegverkeer bepaald met de Hedonic Pricing methode

Auteur	Jaar	Land	Omschrijving	Geluidmaat /niveau	Waarde Vermindering
Taylor <i>et al.</i>	1982	Canada	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	L_{eq}	0,5%
Anderson en Wise	1971	USA	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	L_{eq}	0,31%
Soguel	1989	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling bij een stijging van 1 dB(A)	$L_{Aeq, 16 h}$	0,91 %
Gamble <i>et al.</i>	1974	USA	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	L_{eq}	0,26-0,54 %
Iten	1990	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A)	$L_{eq, 6-22 h}$	0,9 %
Pommerehne	1988	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A)	Geldig tussen 30-70 dB(A); $L_{Aeq, 6-22 h}$	1 % (bij 30 dB(A)) 1,4 % (bij 70 dB(A))
Nelson	1978	USA	Waardevermindering van ontroerend goed bij 1 dB(A) stijging	LDN	0,88 %
Nelson	1982	Canada en VS	NDSI, gebaseerd op 9 studies		0,4 %
Levinson en Gillen	1997	?	Gemiddelde NSDI voor alle geluidsstudies sinds 1967		0,62 %
Lake	1998	?	NSDI		1,07 (0,63-1,51)%
Pommerehne	1986b	Zwitserland	Procentuele daling huurprijs t.o.v. referentieniveau 50 dB(A)		7 % (55 dB(A)) 15 % (60 dB(A)) 23 % (65 dB(A)) 32 % (70 dB(A))
Lambert <i>et al.</i>	1998	?	Marginale WTP om geluid te reduceren	L_{Aeq}	

NDSI: Noise Depreciation Index

Verhoef (1996) heeft de kosten van weg- en railverkeer voor Nederland op ongeveer 329 miljoen Euro geschat. Dit komt neer op 21 Euro per persoon per jaar per dB(A) bij een populatie van 15,9 miljoen mensen.

Vliegverkeer

Recent is door Schipper (1998) een meta-analyse verricht van 30 schattingen, afkomstig van 19 luchtvaartstudies (alle HP-studies). Het ging voornamelijk om Noord-Amerikaanse studies en een paar Engelse studies. Gemiddeld werd een NDSI van 0,83 (SD = 0,72%) gevonden; de NDSI varieerde van 0,10 % tot 3,57 %. De NSDI bleek in deze studie naast de huisprijs af te hangen van het gemiddelde inkomen.

In Nederland is door Baarsma en Kok (2000) geluidhinder door vliegverkeer van Schiphol uitgedrukt in geld met de 'welzijnswaarderingmethode'. De onderzoekers geven aan dat deze methodologie nog in de kinderschoenen staat en de studie vooral verkennend is. Ze zijn ervan

uitgegaan dat een huishouden door geluidhinder een lager woongenot en algeheel gevoel van welzijn heeft, en hebben een bedrag afgeleid om daarvoor te compenseren. Respondenten werd gevraagd een waardering aan te geven voor hun situatie (slechtste tot beste leven op een 10-puntschaal). Deze waardering werd gekoppeld aan persoonlijke- en omgevingskenmerken (onder andere geluidhinder en inkomen). Op basis daarvan is afgeleid dat een huishouden met een netto inkomen van Fl. 3000,- per maand, dat leeft bij een geluidbelasting van 40 Ke, een maandelijks bedrag van Fl. 222,- dient te ontvangen om op hetzelfde niveau van welbevinden te komen als een identiek huishouden bij een geluidniveau van 30 Ke (zonder geluidisolatie). Op deze manier is het ook mogelijk de totale kosten van een compensatieprogramma te bepalen. Wanneer rond Schiphol alle huishoudens met een geluidbelasting boven 35 Ke gecompenseerd zouden worden, is (uitgaande van de gemiddelde staat van isolatie) een bedrag nodig van Fl. 28,74 miljoen per jaar (Baarsma en Kok, 2000).

4.3 Andere effecten van geluid uitgedrukt in geld

Hinder is vrijwel het enige effect van geluid waarvoor schattingen van de kosten of baten voorhanden zijn. Schattingen voor andere effecten (slaapverstoring, gebruik van slaapmiddelen) hebben we niet in de literatuur gevonden. Uitzondering hierop is een Duitse studie (Weinberger, 1992) waarin naast hinder, naar gehoorschade en hart- en vaatziekten is gekeken. Per geluidbron zijn de kosten die ermee samenhangen geschat (zie tabel 10). Men maakte daarbij onderscheid tussen de behandelingskosten en de kosten van hulpmiddelen. Onder de behandelingskosten vielen de ambulante en vaste behandelingskosten en de kosten van medicijnen. De andere genoemde kosten werden weer onderverdeeld in mortaliteit en morbiditeit, waarbij naar arbeidsongeschiktheid werd gekeken.

Tabel 10 *Aan geluid gerelateerde kosten in Duitsland (Bron: Weinberger, 1992)*

Bron	Effect	Bedrag (in DM, 1989)
Verkeerslawaai	Hartvaatziekten	0,9 – 3,6 miljard
Vliegtuiglawaai	Hartvaatziekten	0,2 miljard
Arbeidsplek	Gehoorschade	0,3 miljard
Arbeidsplek	Hartvaatziekten	1,5 – 2,5 miljard

5. Discussie

Hoewel vanuit het milieugezondheidsbeleid de belangstelling voor het in geld waarderen van milieugerelateerde gezondheidseffecten toeneemt, en door economen in de afgelopen 25 jaar een groot aantal methoden is ontwikkeld om dit te doen, zitten er aan de toepassing nog grote haken en ogen. Wat opvalt is dat de verschillende studies of verscheidene aannamen binnen de studies grote marges opleveren in het uiteindelijke eindbedrag per maatregel of bestudeerde situatie. Aangezien bij het kiezen voor beleidsmaatregelen economische motieven vaak een grote rol spelen, blijft het ondanks alle onzekerheden, toch interessant om naast de (vaak volledig bekende) kosten van maatregelen ook inzicht te hebben in de (deels onbekende) baten die hiertegenover staan. Het nieuwe beleidskader in het NMP4, gericht op integraal beleid, zal de behoefte aan maatschappelijke kosten-baten afwegingen alleen maar doen toenemen.

De laatste jaren zijn verschillende studies verschenen waarin deze economische waardering wordt uitgevoerd, hetgeen de discussie over de wenselijkheid en het nut van het concept kan voeden. Bovendien komen hierin de aandachtspunten voor het waarderen van (milieugerelateerde) gezondheidseffecten aan het licht. Bij het bestuderen van uitgevoerde economische waarderingsop het gebied van luchtverontreiniging en geluid ontstond het beeld dat veel publicaties afkomstig zijn uit het buitenland. Verder kwam naar voren dat er voor geluidhinder meer schattingen voorhanden zijn dan voor de uiteenlopende gezondheidseffecten die met luchtverontreiniging samen kunnen hangen. In de studies is de betalingsbereidheid (WTP) van mensen voor het verlagen van gezondheidsrisico's door milieufactoren meestal gebaseerd op de Contingent Valuation (CV)- of Hedonic Pricing (HP)- methode. De HP-methode wordt voornamelijk gebruikt om kosten of baten van geluidmaatregelen te schatten. Beide methoden hebben hun voor- en nadelen en de toepasbaarheid en nauwkeurigheid staan nog geregeld ter discussie.

Bij de HP-methode, die uitgaat van een bestaande prijs op de markt, geldt bijvoorbeeld dat wordt aangenomen dat mensen op de hoogte zijn van de effecten van geluid (hinder, slaapverstoring en eventueel hartvaatziekten) en daar in hun beslissing (bijvoorbeeld om een huis te kopen) rekening mee houden, zodat dit in de prijs tot uitdrukking komt. Het is de vraag of dit realistisch is. De CV-methode legt hypothetische situaties voor aan de respondenten, waardoor alle aspecten in elk geval duidelijk omschreven kunnen worden en in principe elke situatie aan respondenten kan worden voorgelegd. Verschillende vormen van vertekening kunnen de resultaten echter beïnvloeden, zoals bijvoorbeeld vertekening doordat mensen strategische of sociaal wenselijke antwoorden geven. Volgens Hoevenagel (1994) zijn de geschatte WTP-waarden echter nog vrij onnauwkeurig; overheidsbeslissingen baseren op de resultaten noemt hij derhalve nog te vroeg.

Overigens blijkt dat in de bestudeerde studies met betrekking tot luchtverontreiniging zelden originele WTP schattingen worden gemaakt. Vaak ontbreekt hiervoor tijd en geld. Daarom worden WTP waarden vaak benaderd door uit te gaan van andere risico's (zoals risico's in het verkeer of in de arbeidssituatie), of de waarden zijn ontleend aan een andere studie en dus ook vaak afkomstig van een andere geografische situatie. De eerste vraag die hierbij gesteld moet worden, is of, door bijvoorbeeld culturele verschillen, de perceptie en acceptatie van risico's wel in die mate vergelijkbaar zijn dat WTP waarden kunnen worden overgenomen. Daarnaast zijn de gezondheidseindpunten vaak niet eenduidig gedefinieerd. Als WTP waarden uit een andere situatie in principe bruikbaar worden geacht, dan nog vergt elke transitie van waarden vele aannamen om te corrigeren voor verschillen tussen de context waaruit de waarde is ontleend en de context waarop de waarde wordt toegepast. Zo moet bij het overnemen van waarden uit een andere risico-context worden nagedacht over mogelijke verschillen tussen WTP voor een vrijwillig of onvrijwillig gelopen risico, zoals blootstelling aan een milieufactor, en de leeftijdsopbouw van de populaties die het risico lopen. Wanneer een studie gebaseerd wordt op een waarde die in een ander geografisch gebied is bepaald, moet in elk geval voor inkomensverschillen worden gecorrigeerd. Bij het bepalen van een WTP voor morbiditeit moet rekening worden gehouden met de manier waarop verzekeringssystemen van landen zijn georganiseerd. De mate waarin mensen zelf voor medische kosten moeten opdraaien verschilt per systeem en dit heeft invloed op de WTP.

Daarnaast loopt momenteel een discussie over de te gebruiken maat om mortaliteit te waarderen; op basis van de waarde van een statistisch leven (VOSL) of op basis van de waarde van een verloren levensjaar (VOLY). De VOLY wint de laatste jaren terrein. De reden hiervoor is dat de VOLY meer recht doet aan de context van risico's gerelateerd aan (bijvoorbeeld) luchtverontreiniging; vooral waar het vroegtijdige sterfte betreft. De waarde van deze verloren tijd lijkt belangrijker dan het geld dat men ervoor over zou hebben om het risico te verlagen. De VOLY is lager in waarde dan de VOSL. Het algemene beeld dat gezondheidskosten of -baten behoorlijk hoger zijn dan overige kosten of baten van maatregelen en dat gezondheidsbaten over het algemeen de kosten van maatregelen overtreffen, zou hierdoor wel eens afgezwakt kunnen worden.

De luchtverontreinigingsstudies die voor dit rapport zijn bestudeerd voeren vaak een volledige economische evaluatie uit. Daarbij wordt gebruik gemaakt van prijskaartjes die door anderen aan de verwachte gezondheidseffecten zijn gehangen, of van prijzen die zijn afgeleid uit een andere risicocontext. De bestudeerde geluidsstudies beperken zich vaak tot een economische waardering; er wordt een prijskaartje gehangen aan geluidhinder. Dit levert uitkomsten in termen van 'voor een geluidverbetering van 1 dB(A) wil men 15 Euro betalen'. Voor geluidhinder zijn meer originele schattingen van de WTP voorhanden dan voor de afzonderlijke effecten van luchtverontreiniging. Deze waarden worden wel als input gebruikt voor kosten-batenstudies zoals de studie die recent door het RIVM is uitgevoerd in het kader van het NMP4 (Nijland *et al.*, 2000). Het valt op dat in de geluidsstudies vrijwel altijd alleen hinder wordt onderzocht, terwijl ook andere gezondheidseffecten kunnen bijdragen aan de kosten en baten. Waarschijnlijk heerst bij economen het idee dat alle gezondheidseffecten die

optreden als gevolg van blootstelling aan geluid via hinder lopen. Hierdoor gaat men ervan uit dat door het bepalen van de geldelijke waarde van hinder, voor geluid het totaalplaatje van kosten en baten is verkregen.

Onzekerheden over de geldelijke waarde die aan een gezondheidseffect moet worden toegekend, komen boven op onzekerheden die al bestaan in de schattingen van de omvang van effecten ten gevolge van milieufactoren (bijvoorbeeld causaliteit, omvang van relatieve risico's, vorm van de dosis-responsrelatie of het aantal blootgestelden). Deze discussie is in dit rapport buiten beschouwing gelaten. Echter, voordat men gezondheidseffecten economisch wil waarderen voor een kosten baten studie, moet men zich afvragen of er voldoende betrouwbare effectschattingen zijn, of gemaakt kunnen worden. Het stapelen van alle onzekerheden leidt zoals eerder gezegd tot grote marges in de bedragen die worden toegekend aan bepaalde gezondheidseffecten. Mede daarom wordt bijvoorbeeld in een studie van de Department of Health in Londen geconcludeerd dat economische waardering wel een goede manier is om te onderzoeken of de baten groter zijn dan de kosten, maar niet om nauwkeurige absolute kosten en/of baten te bepalen. Voor vergelijking met andere interventies is het echter nuttiger om de baten uit te drukken in winst aan kwaliteit van leven en/of levensverwachting. Het is dus raadzaam om naast economische waardering van gezondheidseffecten ook andere methoden verder te ontwikkelen (bijvoorbeeld verloren levensjaren, DALY of QALY).

Gezien de behoefte aan integrale afweging van maatschappelijke kosten en baten, zoals ondermeer geformuleerd in het NMP4, zullen methodes verder ontwikkeld moeten worden. Daarbij lijkt het verstandig om WTP studies voor de gewenste eindpunten uit te voeren voor de Nederlandse situatie. Hoewel dit een grote investering is, voorkomt het dat er een waarde wordt gegenereerd die puur theoretisch is en afhankelijk van vele aannamen die komen kijken bij het overnemen van waarden uit een andere context. Het uitvoeren van een dergelijke studie vergt een interdisciplinair team waarin minstens economen, sociale wetenschappers en epidemiologen vertegenwoordigd zijn. Daarnaast is het interessant inzicht te verwerven in het verschil van de uitkomsten in WTP met andere Europese en niet Europese landen (voor zover de eindpunten daadwerkelijk vergelijkbaar zijn). Verder is het aan te bevelen om verschillende scenario's door te rekenen (bijvoorbeeld voor de onderliggende dosis-respons relaties en de aannamen in de aanpassing van WTP naar leeftijd of soort risico), zodat een beeld wordt verkregen van de bandbreedte van de gevonden waarden.

Literatuur

Alberini A, Cropper M, Fu T, Krupnick A, Liu J, Shaw D, Harrington W. (1997). Valuing health effects of air pollution in developing countries: The case of Taiwan. *Journal of Environmental Economics and Management* 34: 107-26.

Anderson RJ, Wise DE. The effects of highway noise and accessibility on residential property values. Report DOT-FH-11-8841. U.S. Department of Transportation, 1977.

Aunan K, Patzay G, Aaheim HA, Seip HM (1998). Health and environmental benefits from air pollution reductions in Hungary (1998). *The Science of the Total Environment* 212: 245-68.

Baarsma B, Kok ML. Een prijskaartje aan geluidhinder door vliegtuigen rond Schiphol Amsterdam. Stichting voor Economisch Onderzoek der Universiteit van Amsterdam. (2000). Onderzoek in opdracht van de Rijksluchtvaartdienst.

Barreiro J, Sanchez M, Viladrich-Grau M (2000). How much people are willing to pay for silence? A one and one-half-bound DC CV estimate. In: *Proceedings of the 29th International Congress on Noise Control Engineering*. Nice, France, 2000, August 27-31.

Beukering P van, Drunen M van, Dorland K, Jansen H, Ozdemiroglu E, Pearce D. External economic benefits and costs in water and solid waste investments. Methodology, guidelines and case studies. (1998). Institute for Environmental Studies (IVM). Economics for the Environment Consultancy Ltd (EFCTEC). Report number R98/11.

Bertrand NF (1997). Meta-analysis of studies into willingness to pay to reduce traffic noise. CSERGE, University College of London, London.

Cannon J (1990). The health costs of air pollution. A survey of studies published 1984-1989. Prepared for the American Lung association (pre-publication edition).

Club de Bruxelles. European community noise policy. For the conference organised by the Club de Bruxelles on 7 March 1997 in Brussels.

Committee on Medical Cure and Care (CMCC). Report on choices in medical cure and care. The Hague: Ministry of Welfare, Health and Culture, 1991.

Cropper ML. (2000). Has Economic Research Answered the Needs of Environmental Policy? *Journal of Environmental Economics and Management* 39: 328-50.

Dogs E, Ellwanger G, Platz H. Externe Kosten des Verkehrs. Die Bundesbahn. 1991; No 1.

Economics for the Environment Consultancy (EFCTEC). Valuing the benefits of environmental policy: the Netherlands. and: Cost benefit analysis: its role in efficient decision-making. Report to the Ministry of Economic Affairs: The Netherlands. February 15th 2000. Interim Report.

EMCT (1998). Efficient Transport for Europe: policies for internalisation of external costs. Report of the ECMT Task Force on the Social Costs of Transport. (Pre-Publication copy - 10 april 1998), Paris.

European Commission (1998) ExternE. Externalities of Energy. Volume 7: Methodology 1998 update. DGXII. Science, Research and development.

Faburel G, Luchini S (2000). The social costs of aircraft noise: the contingent valuation method applied to Paris-Orly airport. In: Proceedings of the 29th International Congress on Noise Control Engineering. Nice, France, 2000, August 27-31

Froberg DG, Kane RL (1989). Methodology for measuring health state preferences I-IV. *Journal of Clinical Epidemiology* 42: 345-354, 459-471, 585-592, and 675-685.

Gamble HB, et al. The influence of highway environmental effects on residential property values. Research Publication 78. Institute for Research on Land and Water Resources, University Park, Pa. 1974.

Goerdt A, Koplan JP, Robine JM, Thuriaux MC, Ginneken JK, van. Non-fatal health outcomes: concepts, instruments and indicators. In: Murray CL, Lopez AD (eds). The global burden of disease; a comprehensive assessment of mortality and disability from disease, injury, and risk factors in 1990 and projected to 2020. Global Burden of Disease and Injury series, Volume I. Harvard University Press, 1996.

Hall FL, Welland JD (1987). The effect of noise barriers on the market value of adjacent residential properties. *Transport Research Record* 1143: 1-11.

Hoevenagel R, Opschoor JB (1990). Economische waardering van milieuveranderingen: mogelijkheden en beperkingen. *Milieu* 3: 65-73.

Hoevenagel R. The contingent valuation method: scope and validity. Proefschrift, 1994. VU, Amsterdam.

Hollander AEM de, Lebret E (1994). Definitierapport graadmeters volksgezondheid in de Milieubalans/Milieuverkenning (1e versie). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Bilthoven. RIVM Rapport 482516003.

Hollander AEM de, Melse JM, Van Kempen EEMM, Lebret E, Kramers PGN. Een geaggregeerde maat om de invloed van milieufactoren op de gezondheid te meten, te vergelijken en te beoordelen. V+W/NVAG-congres 1998. TSG. 1998; 76(1): 18-19.

Hollander AEM de, Melse JM, Lebret E, Kramers PGN (1999). An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures. *Epidemiology* 10: 606-17.

Jansen HMA, Opschoor JB. (1973). Waardering van de invloed van het vliegtuiglawaai op woongebieden rond potentiële locaties van de Tweede Nationale Luchthaven, delen I en II en appendices. Amsterdam, Instituut voor Milieuvraagstukken, VU.

Johansson O. (1996). The external costs of road transport in Sweden, in: Maddison D, *et al.* (1996). *Blueprint 5: The true costs of road transport*. Earthscan, London.

Kempen EEMM van. Een schatting van de baten van geluidmaatregelen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. 2001. Rapportnr 715120004.

Krewitt W, Heck T, Trukenmüller A, Friedrich R (1999). Environmental damage costs from fossil electricity generation in Germany and Europe. *Energy Policy* 27: 173-83.

Krupnick A, Harrison K, Nickell E and Toman M (1996). The value of health benefits from ambient air quality improvements in Central and Eastern Europe: an exercise in benefits transfer. *Environmental and Resource Economics* 7: 307-32.

Lake IR, Lovett AA, Bateman IJ, Langford IH (1998). Modelling environmental influences on property prices in an urban environment. *Comput. Environ. And Urban Systems* 22(2): 121-136.

Lambert J, Kail JM, Quinet E. Transportation noise annoyance: an economic issue. In: Carter N, Soames Job RF (eds). *Noise effects '98 Congress proceedings of the 7th international congress on noise as a public health problem. Sydney Australia, 22-26 November 1998. Volume III.*

Levinson DM, Gillen D. (1997). The full cost of intercity highway transportation.

London Stationary Office. Department of health. Ad hoc group on the economic appraisal of the health effects of air pollution (1999). *Economic Appraisal of the health effects of air pollution.* ISBN 0 11 322272 6.

Maddison D, Pearce DW, Johansson O, Calthrop E, Litman T, Verhoef E. (1996). *Blueprint 5: The true costs of road transport.* Earthscan London.

Navrud S. Economic benefits of a programme to reduce transportation and community noise. A contingent valuation survey. In: *Internoise 2000.*

Nelson JP. *Economic analysis of transportation noise abatement.* Ballinger, Cambridge, Mass. 1978.

Nelson JP (1982). Highway noise and property values. A survey of recent evidence. *Journal of Transport Economics and Policy* 117-138.

Nijland HA, Van Kempen EEMM, Jabben J, Annema JA. *Geluidmaatregelen: kosten en baten (2000).* Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. RIVM rapport 715120005.

Olsthoorn X., Amann M., Bartonova A., Clench Aas J., Cofala J., Dorland K., Guerreiro C., Henriksen J.F., Jansen H., Larssen S (1999). Cost benefit analysis of European Air Quality Targets for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide and Fine and Suspended Particulate Matter in Cities. *Environmental and Resource Economics* 14: 333-51.

Ostro B and Chestnut L (1998). Assessing the benefits of reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States. *Environmental research* 76; 94-106.

- Passchier-Vermeer W. (1997). Aantasting van de gezondheid door geluid. In: Volksgezondheid Toekomst Verkenningen 1997. IV. Effecten van preventie. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; Elsevier/De Tijdstroom, Maarssen.
- Passchier-Vermeer W. (1996). Ontwikkelingen in effecten van geluid en preventie door wet- en regelgeving. Achtergrondrapport bij een publikatie in Volksgezondheid Toekomst Verkenning 1997. TNO Preventie en Gezondheid, Divisie Collectieve Preventie. TNO-rapport 96.030.
- Pommerehne. (1988). Measuring environmental benefits: comparison of a hedonic technique and CVM. In: Bos D, Rose M, and Seidl C (eds). Welfare and efficiency in public economy. Berlin.
- RIVM. (1996). Achtergronden bij: milieubalans '96. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Samson HD Tjeenk Willink bv, Alphen a/d Rijn.
- RIVM. Nationale Milieuverkenning 4, 1997-2020. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Samson HD Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, 1997.
- RIVM (1998). Ontwikkelingen en implementatie kennisfunctie verstoring RIVM. Plan van aanpak. 2e concept.
- RIVM, EFTEC, NTUA, IIASA (2000), European Environmental Priorities: an Environmental and Economic Assessment. Report to DGXI of the European Commission (under completion).
- Ruwaard D, Kramers PGN. Volksgezondheid Toekomst Verkenningen. De gezondheidstoestand van de Nederlandse bevolking over de periode 1950-2010. Den Haag: SDU Uitgeverij Plantijnstraat, 1994.
- Schipper Y (1998). Why do aircraft noise value estimates differ ? A meta-analysis. Journal of Air Transport Management 4: 117-124.
- Small KA, Kazimi C (jan 1995). On the costs of air pollution from motor vehicles. Journal of Transport Economics and Policy.
- Soguel N. (1994a). Costing the Traffic Barrier Effect: A Contingent Valuation Survey. Working paper no. 9402, Université de Neuchatel.
- Soguel, N. (1994b). Evaluation Monetaire des Atteintes a l'Environnement: une Etude Hedoniste et Contingente sur l'Impact des Transports. Emperie de l'Evole SA, Neuchatel.
- Taylor SM, Breston BE, Hall FL (1982). The effect of road traffic noise on house prices. Journal of Sound and Vibration. 80: 523-541.
- Tinch R (1995). The valuation of environmental externalities, Report to the UK Department of Transport, London.
- Verhoef E (1994). External effects and social costs of road transport. Transportation Research. Part A. Policy and Practice 28(4): 273-287.

Verhoef E, (1996). The external costs of road transport in The Netherlands, in: Maddison D, *et al.* (1996). *Blueprint 5: The true costs of road transport*. Earthscan, London.

Verkoijen F. 1994. Hoofdstuk 4 'waarderingsmethoden' in *Basisboek Milieu-economie*. Dietz F, Hafkamp W, Straaten J van der. Amsterdam, 1994. Boom ISBN 90-5352-049-x.

Weinberger M (1992). Gesamtwirtschaftliche Kosten des Larms in der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Larmbekämpfung* 39: 91-99.

WHO. (1999). Health costs due to road traffic-related air pollution, An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Prepared for the WHO ministerial Conference on environment and health. London June 1999. Ordernumber 801.633e.

Bijlage 1 Verzendlijst

1. Drs. N.C. Oudendijk (wnd), Directeur-generaal Volksgezondheid, VWS
2. Prof. Dr. J.H. Kingma, Inspectie voor de Gezondheidszorg, VWS
3. Drs. A.A.W. Kalis, Directie Gezondheidsbeleid, VWS
4. S.M.C. Potting, VWS
5. Drs. H. van Dijk, VWS
6. Dr. J. van Zorge, VROM/DGM
7. Dr. K. Krijgsheld, VROM/DGM
8. Drs. J.A. Verspoor, VROM/DGM
9. Ir. M van den Berg, VROM/DGM
10. Dr. D.W.G. Jung, VROM/DGM
11. Dr. W.F. Passchier, Gezondheidsraad, Den Haag
12. Drs. C. Dorland, IVM, Amsterdam
- 13-22 Medisch Milieukundigen
23. Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
24. Directie RIVM
25. Dr. ir. G. de Mik, SB3-4
26. Ir. F. Langeweg, SB5
27. Ir. R.A.W. Albers, LLO
28. Drs. J.A. Annema, LAE
29. Ir. R. van den Berg, LBG
30. Dr. L. van Bree, LEO
31. Ir. A.H.M. Bresser, LWD
32. Ir. C.J. Brink, LAE
33. Ir. J.D. van Dam, LLO
34. Drs. H.C. Eerens, MNV
35. Ir. R.F.J.M. Engelen, LAE
36. Dr. T.L. Feenstra, CZO
37. Ir. M.L.L. van Genugten, CZO
38. Drs. O.J. van Gerwen, MNV
39. Drs. A.W. van der Giessen, CIM
40. Drs. A.H. Hanemaaijer, LAE
41. Dr. J.A. Hoekstra, LAE
42. Drs. A.E.M. den Hollander, MNV
43. Dr. ir. A.M. Idenburg, LAE
44. Ir. J. Jabben, LLO
45. Dr. J.C. Jager, CZO
46. Ir. G.J. Kommer, VTV
47. Dr. P.G.N. Kramers, VTV
48. Dr. ir. E. Lebret, LBM

49. Dr. ir. D. van Lith, LLO
50. Drs. R.J.M. Maas, MNV
51. Dr. ir. D. van der Meent, ECO
52. Drs. A.P.G. de Moor, MNV
53. Drs. H.A. Nijland, LAE
54. Drs. B.A.M. Staatsen, LBM
55. Dr. J. Struijs, ECO
56. Drs. R.A. Welte, CZO
57. Ir. K. Wieringa, MNV
58. Ing. A. de Wit, RGD
59. Auteur(s)
60. SBD/Voorlichting en Public Relations
61. Bureau Rapportenregistratie
62. Bibliotheek RIVM
- 63-72 Bureau Rapportenbeheer
- 73-110 Reserve exemplaren

Bijlage 2 Gangbare methoden om de WTP voor milieugerelateerde gezondheidseffecten te bepalen

Contingent Valuation

Bij Contingent Valuation (CV) wordt door middel van vragenlijsten de betalingsbereidheid van mensen achterhaald. Er wordt een hypothetische situatie gecreëerd waarop de respondenten hun waardering voor iets, bijvoorbeeld een verbetering in de milieukwaliteit, direct kunnen laten blijken middels het beantwoorden van een serie vragen over deze hypothetische situatie. Over het algemeen wordt de methode vooral van toepassing geacht op milieuveranderingen op regionale schaal en op korte termijn. Hoevenagel (1994) verwacht vooral goede resultaten voor kleine, kortlopende en omkeerbare milieuveranderingen. Als mogelijke toepassingsgebieden in Nederland noemt hij geluid en stankhinder, vergezichten, recreatie, ruimtelijke ingrepen, waterkwaliteit en natuur.

Voor- en nadelen van Contingent Valuation

Een groot voordeel van deze methode is dat in principe elk milieuprobleem aan de respondenten kan worden voorgelegd; de WTP kan dus ook worden bepaald voor een nog niet opgetreden situatie of verandering. Een tweede voordeel is dat het met de CV-methode mogelijk is om, naast de gebruikswaarde (de WTP van diegene die direct met de situatie te maken heeft), ook de niet-gebruikswaarde (de WTP van 'buitenstaanders') van een milieugoed te meten. Deze niet-gebruikswaarde is bij het bepalen van de waarde van een milieugoed vaak wel van belang. Men kan het bijvoorbeeld belangrijk vinden dat een natuurgebied behouden blijft, ook als men er zelf nooit gebruik van maakt of verwacht te maken. Andere waarderingmethoden kunnen niet-gebruikswaarden niet meten en leiden daardoor mogelijk tot een onderschatting van de economische waarde van milieugoederen. Tenslotte is deze methode relatief makkelijk toe te passen doordat onderzoekers onafhankelijk zijn van gegevens van derden.

Het feit dat de methode uitgaat van hypothetische situaties heeft als nadeel dat een gedragsintentie wordt gemeten en dus niet met zekerheid kan worden nagegaan of mensen die intentie behouden als de situatie werkelijkheid zou zijn. Respondenten kunnen strategische of sociaal-wenselijke antwoorden geven. Als iemand bijvoorbeeld belang hecht aan een bepaald milieugoed, kan deze persoon om de score van dat milieugoed te verhogen, een hoog bedrag noemen, in de wetenschap dat het genoemde bedrag toch niet zelf betaald zal gaan worden. Daarnaast kan men, om goed over te komen, geneigd zijn een hoger bedrag in te vullen dan men in werkelijkheid wil betalen. Naar deze vorm van vertekening wordt meestal verwezen met de term 'strategic bias'.

Uit onderzoek is verder bekend dat respondenten zich laten beïnvloeden door aspecten van de vragenlijst die in principe irrelevant zijn voor de uiteindelijke WTP ('instrument bias'). Zo is

bijvoorbeeld gebleken dat het eerstgenoemde bedrag van invloed is op de uitkomst ('starting point bias'). Ook de manier waarop men presenteert hoe het gevraagde bedrag betaald moet worden, lijkt in een aantal onderzoeken invloed hebben op de WTP (Verkoijen, 1994). Als men een aversie heeft tegen de betaalwijze, bijvoorbeeld een belastingverhoging, valt de WTP wellicht lager uit. Tot slot kan er 'information bias' optreden wanneer de hypothetische situatie en de daarbij behorende marktcondities niet duidelijk omschreven zijn; respondenten waarderen dan wellicht een andere situatie dan de onderzoeker voor ogen had.

Er zijn critici die zich afvragen of respondenten wel in staat zijn om op dit soort onbekende en moeilijke vragen een verstandig antwoord te geven. Om dit te bewerkstelligen, is het van belang dat de hypothetische situatie plausibel is en betrekking heeft op de situatie. Verder moet het betalingsmechanisme realistisch en neutraal zijn. Bovendien moet de informatie over de effecten van de maatregelen duidelijk en compleet zijn. Wanneer aan deze voorwaarden wordt voldaan en 2 situaties duidelijk van elkaar verschillen zal de CV methode dit ook meten in een verschillende WTP. De nauwkeurigheid laat echter te wensen over; overheidsbeslissingen baseren op de resultaten is derhalve nog te vroeg (Hoevenagel, 1994).

Hedonic Pricing

Hedonic Pricing (HP) is gebaseerd op waarneembaar gedrag in de markt; prijsverschillen die tussen goederen bestaan worden toegewezen aan kenmerken van die goederen. Daardoor kan de WTP voor die kenmerken (bijvoorbeeld milieukwaliteit) worden geschat. Er bestaan 2 vormen van de HP-methode: de 'wage differential' en de 'property value' methode.

De 'property value methode' baseert zich op de huizenmarkt en de aanname dat de waarde van onroerende goederen wordt beïnvloed door de omgeving. Deze methode wordt gebruikt voor het waarderen van de milieu- en omgevingskwaliteit, bijvoorbeeld de waarde van een stille omgeving, lucht- en waterkwaliteit of groen in de omgeving. Dit gebeurt door een regressiemodel te bepalen waarin de huisprijs afhankelijk is van een aantal factoren. Naast milieukwaliteit, kan het hier gaan om kenmerken zoals het aantal kamers, toegang tot een park, mogelijkheden voor basisonderwijs en criminaliteit in de buurt. Hieruit kan men de WTP voor een verbetering van milieukwaliteit afleiden. De 'wage differential methode' kent dezelfde werkwijze, maar schrijft een verschil in salaris tussen 2 functies toe aan een verschil in risico dat men op de werkvloer loopt. Uiteraard wordt hierbij dan ook gecorrigeerd voor andere factoren die de hoogte van het salaris beïnvloeden.

Voor- en nadelen van de HP-methode

Het grote voordeel van de HP-methode is dat men uitgaat van bestaande gegevens; er worden marktprijzen geanalyseerd dus men hoeft geen aannamen te doen over gedragsintentie of het optreden van vertekening van vragenlijstgegevens. De HP-methode kan daardoor wel slechts de WTP schatten van reeds voltooide milieuveranderingen, die zijn te kwantificeren in fysieke eenheden en duidelijk waarneembaar zijn, bijvoorbeeld de invloed van een nieuw aangelegde weg op de prijs van huizen.

Een nadeel is de grote databehoeftte van de methode en de ingewikkelde analyses. Er zijn gegevens nodig van diverse bronnen bijvoorbeeld over huizenprijzen of salarissen, het risico zelf, en alle omringende factoren die ook van invloed kunnen zijn op verschil in prijs of salaris. Vervolgens moeten de effecten op prijs en salaris van al deze verschillende factoren ontrafeld worden. Een ander nadeel is dat alleen de gebruikswaarde kan worden geschat. Dit betekent dat er bijvoorbeeld géén rekening gehouden wordt met het feit dat ook mensen die buiten een bepaald gebied wonen gebruik maken van een park.

Een belangrijke basis van de HP-methode is, dat mensen zich bewust moeten zijn van een risico of verschil in milieukwaliteit voordat dit in de prijsvorming tot uiting zal komen. Dit is waarschijnlijk niet altijd het geval. Daarnaast moet vrije prijsvorming op de markt hebben plaatsgevonden om tot zuivere WTP schattingen te kunnen komen. Aan deze voorwaarde wordt in de praktijk vaak niet voldaan; de overheid oefent bijvoorbeeld invloed uit op de huizenmarkt. Ook in arbeidssituaties is niet iedereen vrij te kiezen met betrekking tot risico en daarmee samenhangend loon. Krapte op de arbeidsmarkt staat dit onder andere in de weg.

Bijlage 3 Studies naar economische waardering van gezondheidseffecten van luchtverontreiniging en geluid

Auteur	Land	Jaartal	Milieufactor	Gezondheidseffect	Waarderingsmethode
Alberini	Taiwan	1997	PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂ , ozon, CO	Episode met luchtwegaandoening	WTP waarden via CV bepaald van respondenten die onlangs een episode hebben doorgemaakt
Aunan	Hongarije	1998	Luchtverontreiniging: SO ₂ , NO _x , totaal zwevend stof en 'dust fallout'	Sterfte longkanker, acute en chronische luchtwegsymptomen	WTP waarden uit studie Canada, USA (EPA en Krupnick) aangepast voor Hongarije mbv loon-ratio's. Voor niet beschikbare eindpunten extra aannamen gedaan
London Stationary Office	U.K.	1999	Luchtverontreiniging: PM ₁₀ , SO ₂ en ozon	Mortaliteit en ziekenhuisopnamen door respiratoire aandoening	WTP, gebaseerd op waarden in de context van verkeer. Aannames om deze te vertalen naar luchtverontreinigingssituatie. Voor ziekenhuisopnamen ook directe kosten voor de gezondheidszorg meegenomen.
EC	Europa	1998	Emissiekrachtcentrales	Mortaliteit, dagen met beperkte activiteit, ziekenhuisopnamen, astma aanvallen, dagen met symptomen, chronische bronchitis, kanker, astma, arbeidsongelukken (o.a.)	Waarde voor VOSL gebaseerd op waarden in verschillende publicaties. Enkele waarden omgerekend naar VOLY
Krewitt	Duitsland, Europa	1999	Emissiekrachtcentrales (SO ₂ , NO _x , PM)	Mortaliteit, ziekenhuisopnamen door respiratoire en cardiovasculaire aandoening, dagen met beperkte activiteit, gebruik van medicijnen voor de luchtwegen, chronische bronchitis, chronische hoest (kinderen), hoest bij astmatici, symptomen van de lage luchtwegen, astma-aanvallen	Waarde voor VOSL geadopteerd uit ExternE, vervolgens omgerekend naar VOLY
Krupnick	Hongarije, Oekraïne, Bulgarije, Polen	1996	Luchtverontreiniging: TSP, SO ₂ en lood	Mortaliteit, ziekenhuisopnamen door respiratoire aandoening, bezoek aan emergency room, dag met beperkte activiteit, astma-aanval, bronchitis bij kinderen, coronaire hartziekten, hoge bloeddruk, chronische hoest, dagen met respiratoire symptomen, IQ punten	WTP, gebaseerd op waarden uit US. Oorspronkelijke waarden zijn gebaseerd op CV en medische kosten
Olsthoff	Europa	1999	Luchtverontreiniging: PM ₁₀ , NO ₂ , SO ₂	Mortaliteit, emergency van de hoge en lage luchtwegen, symptomen met beperkte activiteit, respiratoire symptomen	Kosten en baten van het voldoen aan luchtkwaliteitsdoelen doorgerekend, zowel effect van acute als chronische blootstelling meegenomen. VOSL overgenomen van ExternE

Auteur	Land	Jaartal	Milieufactor	Gezondheidseffect	Waarderingsmethode
Ostro	U.S.A.	1997	Deeltjesvormige luchtverontreiniging	Mortaliteit, chronische bronchitis, ziekenhuisopnamen tgv respiratoire en cardiovasculaire aandoening, bezoek aan emergency room, dagen met astmasymptomen, beperkte activiteit, of acute respiratoire symptomen, bronchitis bij kinderen	WTP waarden uit literatuur . Indien niet beschikbaar; COI gebruikt om WTP te schatten.
Anderson en Wise Geciteerd in Club des Bruxelles	U.S.A. Duitsland	1971 ?	Wegverkeer Wegverkeer	Hinder Hinder	HP: Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A) CV: Gemiddelde bedrag dat een persoon per jaar wil betalen voor een vermindering van het lawaai met 1 dB(A)
Gamble <i>et al.</i> Iten Jansen en Opschoor Lake Lambert <i>et al.</i> Levinson en Gillen	U.S.A. Zwitserland Nederland ? ? ?	1974 1990 1973 1998 1998 1997	Wegverkeer Wegverkeer Luchtvaart Wegverkeer Wegverkeer	Hinder Hinder Hinder Hinder Hinder Hinder	HP: Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A) HP: Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A) CV: Berekende gemiddelde waardering voor geluidhinder HP: NSDI ¹ HP: Marginale WTP om geluid te reduceren HP: Gemiddelde NDSI ¹ voor alle geluidsstudies sinds 1967
Pommerehne Pommerehne	Zwitserland Zwitserland	1986-a 1986-b	Wegverkeer ?	Hinder Hinder	HP: Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A) HP: Percentuele daling huurprijs t.o.v. referenties 50 dB(A)
Saelesminde en Hammer Nelson	? U.S.A.	1994 1978	? Wegverkeer	Hinder Hinder	CV: Gemiddelde jaarlijkse WTP voor geluidverbetering van 1 dB(A) HP: Waardevermindering van ontroerend goed bij 1 dB(A) stijging
Nelson Soguel Soguel	U.S.A. en Canada Zwitserland Zwitserland	1982 1989 1994	Wegverkeer Wegverkeer Wegverkeer	Hinder Hinder Hinder	HP: NDSI ¹ gebaseerd op 9 studies HP: Gemiddelde rentedaling bij een stijging van 1 dB(A) CV: Bedrag dat men gemiddeld per maand wil betalen voor de halvering van verkeerslawaai
Weinberger 1 Weinberger 2 Taylor <i>et al.</i>	Duitsland Duitsland Canada	1992 1992 1982	Wegverkeer Wegverkeer Wegverkeer	Hinder Hart- en vaatziekten Hinder	CV: WTP voor vermijding van geluid Kosten van behandeling en hulpmiddelen HP: Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)

1 NDSI/NDA: Noise Depreciation Sensitivity Index. Ratio van de prijs van een stil huis t.o.v. een gemiddeld huis