

RIVM rapport 715120 004

**Een schatting van de baten van
geluidmaatregelen**

E.E.M.M. van Kempen

februari 2001

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van DGM, in het kader van het project Verstoring (715120).

Abstract

A cost-benefit analysis was carried out in the framework of the Netherlands Fourth National Environmental Policy Plan to set priorities and evaluate several noise policy measures. Benefits are defined as the number of annoyed persons expressed in monetary terms. An important question then is what price an annoyed person will pay for noise prevention. Several of the noise prevention measures are assessed here. In order to assign a monetary value to goods and services, the economist makes use of the Willingness To Pay (WTP): the maximum amount a person is willing to pay to obtain a good or service. Among the various valuation methods available to estimating the WTP of effects such as annoyance, the Contingent Valuation (CV) and Hedonic Pricing (HP) methods are most commonly used. The Contingent Valuation method estimates the WTP for a change in the quantity and/or quality of an environmental good such as noise, by using survey techniques. Applying the Hedonic Pricing method yields a price for annoyance derived from the difference in house prices.

An attempt was made using both methods to estimate the benefits of various sets of noise control measures. To this end, data such as the number of households, exposure distributions, house prices and bank rates were employed. Noise control measures for road traffic were found to yield the highest benefits; the noise control measures for air traffic yielded the lowest benefits. Sensitivity analysis showed the choice of threshold value to have great influence on the benefit estimations. Although the results are indicative, they can be of help in decision-making.

Voorwoord

Dit rapport dient op de eerste plaats als achtergronddocument bij het RIVM-rapport “Geluidmaatregelen: kosten en baten” (Nijland et al, 2000). In het kader van het vierde Nationale Milieubeleidsplan (NMP4) zijn i.v.m. de Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid (MIG) een aantal doelstellingen geformuleerd voor geluid. Om een eerste indruk te krijgen van de effectiviteit van mogelijke maatregelen om deze doelstellingen te realiseren zijn een aantal verkennende berekeningen gemaakt voor de zichtjaren 2010 en 2030. Daarnaast kan dit rapport ook apart worden gelezen om zo een beeld te vormen van de voor- en nadelen die kleven aan het waarden in geld van gezondheidseffecten veroorzaakt door de blootstelling aan geluid. Delen van dit rapport zullen tevens worden opgenomen in een RIVM-rapport waarin o.m. een inventarisatie wordt gedaan van verschillende waarderingsmethoden voor gezondheidseffecten ten gevolge van milieu-expositie. Dit ook ter ondersteuning van de discussie omtrent vragen als: “Kunnen we gezondheidseffecten veroorzaakt door milieu in geld uitdrukken?”, “wat zijn mogelijkheden en onmogelijkheden van het uitdrukken van milieugezondheidseffecten in geld?”.

Tot slot wil ik mijn dank uitspreken aan iedereen die meegholpen heeft bij de totstandkoming van dit rapport. In het bijzonder wil ik Jan-Anne Annema (LAE), Marc Streefkerk (MNV), Jan Jabben (LLO), Hans Nijland (LAE) en Brigit Staatsen (LBM) bedanken voor hun kritische inbreng en steun.

Inhoud

SAMENVATTING	5
1. INLEIDING	6
2. ECONOMISCHE WAARDERINGSMETHODEN	8
2.1 WILLINGNESS TO PAY	8
2.2 WAARDERINGSMETHODEN	8
3. CONTINGENT VALUATION	10
3.1 ACHTERGROND.....	10
3.2 VOOR- EN NADELEN VAN DE CONTINGENT VALUATION METHODE	10
3.3 DE CONTINGENT VALUATION METHODE EN HINDER	11
4. HEDONIC PRICING METHODE	14
4.1 ACHTERGROND.....	14
4.2 VOOR- EN NADELEN VAN HEDONIC PRICING	14
4.3 HEDONIC PRICING EN EFFECTEN VAN GELUID.....	15
5. AVERTING BEHAVIOUR METHODE EN AVOIDANCE COSTS	19
5.1 ACHTERGROND.....	19
5.2 AVERTING BEHAVIOUR EN AVOIDANCE COSTS EN GELUID	19
6. ANDERE EFFECTEN VAN GELUID UITGEDRUKT IN GELD	20
7. EEN SCHATTING VAN DE BATEN VAN GELUIDMAATREGELEN	21
7.1 BATEN-SCHATTING OP BASIS VAN CONTINGENT VALUATION METHODE	21
7.2 BATEN-SCHATTING OP BASIS VAN DE HEDONIC PRICING METHODE	23
7.3 RESULTATEN BATEN-SCHATTINGEN	25
7.4 GEVOELIGHEIDSANALYSE	26
8. DISCUSSIE	31
LITERATUUR	34
BIJLAGE 1. VERZENDLIJST	38
BIJLAGE 2. PRIJSLIJST	40

Samenvatting

Om prioriteiten te kunnen stellen en verschillende beleidsopties te kunnen beoordelen, is voor geluid in het kader van het Vierde Nationale Milieubeleidsplan (NMP4), een kosten-batenanalyse uitgevoerd. In dit rapport zijn de baten van verschillende geluidsreducerende maatregelenpakketten geschat. De baten zijn gedefinieerd als het aantal vermeden gehinderden, uitgedrukt in guldens. Een belangrijke vraag hierbij is: “wat is de prijs van één gehinderde?”

Om een monetaire waarde aan goederen of diensten toe te kennen, wordt in de economie vaak gebruik gemaakt van de Willingness To Pay (WTP): het hoogste bedrag dat men bereid is te betalen voor een goed of dienst. Voor de waardering van effecten zoals geluidhinder zijn verschillende methodes beschikbaar. De meest gebruikte zijn de Contingent Valuation (CV) methode en de Hedonic Pricing (HP) methode. Met de Contingent Valuation methode wordt geprobeerd om de individuele preferenties te achterhalen door te vragen naar de betalingsbereidheid voor een verbetering in de beschikbaarheid of de kwaliteit van een bepaald goed. Bij de Hedonic Pricing methode wordt uit het verschil van huizenprijzen op verschillende plaatsen een prijs voor geluidhinder afgeleid.

Met behulp van beide methodes is een schatting gemaakt van de baten van de verschillende maatregelenpakketten. Hierbij waren o.m. gegevens nodig over het aantal huishoudens, blootstellingsverdelingen, huizenprijzen en het disconto. Het bleek dat de maatregelenpakketten voor wegverkeer de meeste baten opleverden; het maatregelenpakket voor vliegverkeer leverde de minste baten op. Uit een gevoeligheidsanalyse kwam naar voren dat met name de keuze van de drempelwaarde van invloed is op de hoogte van de geschatte baten. De resultaten moeten dan ook als indicatief worden beschouwd. Desalniettemin kunnen ze een nuttig hulpmiddel vormen bij de besluitvorming over te nemen maatregelen.

1. Inleiding

Geluid, hinder en gezondheid

De blootstelling aan geluid vormt in Nederland een belangrijk probleem voor de volksgezondheid. Zo werden in 1995, volgens schattingen in de Volksgezondheid Toekomst Verkenningen, zo'n 2,7 miljoen volwassenen gehinderd en werden 1,4 miljoen volwassenen tijdens hun slaap gestoord (RIVM, VTV, 1996). Daarnaast draagt geluidblootstelling bij aan het optreden van hart- en vaatziekten. Geluidblootstelling kan zowel via hinder als direct tot gezondheidseffecten leiden (Passchier-Vermeer, 2000). Hoe het nu precies zit, is echter niet eenvoudig aan te geven. De blootstelling aan geluid, het verwerken daarvan en het optreden van effecten zijn afhankelijk van o.m. leefstijl en sociaal-economische en maatschappelijke factoren. Verder wordt het waarnemen en verwerken van geluid beïnvloed door genetische en verworven kenmerken van de betreffende persoon (Passchier-Vermeer, 2000).

Alhoewel door de Nederlandse overheid diverse maatregelen zijn getroffen om de geluidsoverlast te beperken, zal de geluidsproblematiek de komende jaren alleen maar toenemen (NMP3, 1998). Getuige ook modelberekeningen van de geluidsniveaus voor 2010 en 2030, waarbij is gebleken dat steeds meer mensen aan hoge geluidsniveaus zullen worden blootgesteld (RIVM, 2000).

Effecten uitgedrukt in geld

In de huidige maatschappij komt steeds meer informatie beschikbaar over negatieve effecten van milieufactoren en wil men er uiteraard alles aan doen om deze te voorkomen. Steeds vaker moeten hierbij keuzes worden gemaakt voor bepaalde maatregelen omdat eenvoudigweg het geld en de middelen ontbreken om zonder meer alle maatregelen door te voeren. Om prioriteiten te kunnen stellen en verschillende beleidsopties te kunnen beoordelen, is het interessant inzicht te hebben in de kosten en baten van maatregelen. Daarom is in het kader van het Vierde Nationale Milieubeleidsplan (NMP4) een kosten-batenanalyse uitgevoerd. Deze bestaat uit een aantal stappen: Allereerst is vastgesteld welke maatregelen mogelijk zijn (bijvoorbeeld het plaatsen van wegschermen) en wat ze kosten (Nijland et al., 2000). Vervolgens is met behulp van het geluidmodel Landelijk Beeld Verstoring (LBV) berekend hoe deze maatregelen van invloed zijn op de geluidbelasting (en het aantal gehinderden) in Nederland (Nijland et al., 2000). Om te kunnen berekenen wat het aantal vermeden gehinderden opleverde in guldens, moest worden achterhaald wat de prijs is van 1 gehinderde. In dit rapport wordt nader ingegaan op deze laatstgenoemde stap. Eerst komen de economische waarderingsmethodes aan de orde die voor kostenbaten-studies op het gebied van geluid worden gebruikt. Daarbij wordt in de paragrafen 3.3, 4.3 en hoofdstuk 5 en 6 een overzicht gegeven van monetariseringsstudies die op geluidgebied zijn verricht. De resultaten van deze studies worden samengevat in bijlage II. Alhoewel dit overzicht niet compleet is, geeft het een algemeen beeld van de waarderingsmethodes die worden toegepast, de keuzes die daarbij moeten worden gemaakt, de knelpunten en wat de prijs van een gehinderde zou kunnen zijn. Aan het einde van het rapport wordt een schatting gemaakt van de baten van geluid.

Delen van dit rapport zijn ook terug te vinden in een RIVM-rapport in het kader van het project SPARC (nr. 263610) waarin een inventarisatie van verschillende waarderingsmethoden van gezondheidseffecten t.g.v. milieubelasting, plaatsvindt.

2. Economische waarderingsmethoden

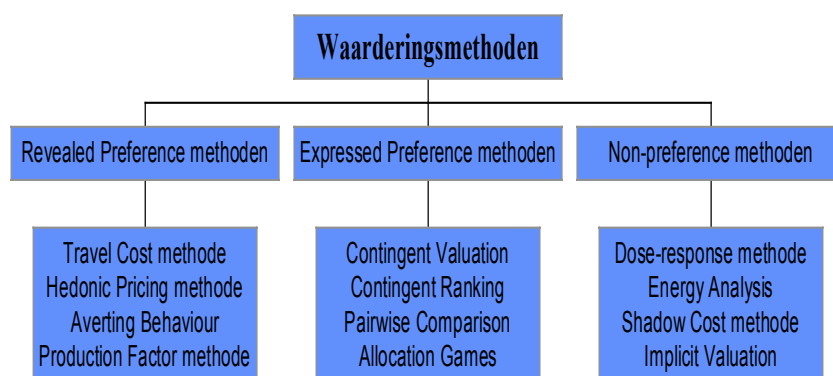
De waardering voor milieu en natuur als collectieve goederen kan niet direct in marktprijzen worden uitgedrukt. Er zijn echter verschillende economische waarderingsmethoden ontwikkeld om veranderingen in milieukwaliteit en de daarmee samenhangende gezondheidseffecten uit te kunnen drukken in een geldeenheid. In dit hoofdstuk wordt een globale indruk gegeven van methoden die worden gebruikt in het waarderen van gezondheid in geld.

2.1 Willingness to Pay

In de economie wordt de Willingness to Pay (WTP) vaak als maat gebruikt om een monetaire waarde aan goederen of diensten toe te kennen. De WTP is het hoogste bedrag dat men (vrijwillig) bereid is te betalen voor een goed/dienst (Hoevenagel et al., 1990). Deze maat is gebaseerd op preferenties; bij het schatten van de kosten van gezondheidseffecten als gevolg van de blootstelling aan milieuverontreiniging, geeft het een beeld van de betalingsbereidheid van mensen of de maatschappij voor een milieuverandering en het daarmee geassocieerde gezondheidseffect. Een alternatieve maat is de Willingness to Accept (WTA). Dit is de minimale hoeveelheid geld die iemand nodig heeft als compensatie voor een bepaald risico; met andere woorden 'voor welk bedrag accepteert men een gegeven risico' (Van Beukering et al., 1998). In de meeste gevallen wordt echter de WTP geschat. Hier zal nader worden ingegaan op de WTP. De WTA zal verder buiten beschouwing worden gelaten.

2.2 Waarderingsmethoden

Ter bepaling van de WTP zijn een groot aantal waarderingsmethoden beschikbaar. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen Expressed (Stated) Preference methoden en Revealed Preference methoden. Daarnaast zijn er nog de zgn. Non-preference methoden (Van Beukering et al., 1998) (Hoevenagel, 1994).



Figuur 1. Schematisch overzicht van beschikbare waarderingsmethoden voor schatting van de WTP (Hoevenagel, 1994).

Bij Stated Preference methoden wordt direct de WTP gemeten door te vragen naar iemands voorkeuren voor milieugoederen. Er wordt uitgegaan van een hypothetische situatie. Bij Revealed Preference methoden wordt de WTP indirect bepaald op basis van gedrag dat is vertoond: de individuele aankopen van marktgoederen worden gemeten en de uitgaven gekoppeld aan een vermeden risico of verkregen voordeel. Hierbij wordt dus uitgegaan van de bestaande situatie. Non-preference methoden daarentegen hangen een prijskaartje aan milieugoederen, zonder daarbij na te gaan wat de voorkeuren van mensen voor deze goederen nu zijn (Hoevenagel, 1994).

Voor de waardering van de gezondheidseffecten van geluid worden vooral waarderingsmethoden als Contingent Valuation, Hedonic Pricing en Avoidance Cost methode gebruikt (zie ook bijlage II). Vaak wordt alleen naar hinder als effect van geluid gekeken. Een enkele studie neemt ook effecten zoals gehoorverlies en hart- en vaatziekten mee (Weinberger, 1992).

3. Contingent Valuation

3.1 Achtergrond

Bij de Contingent Valuation (CV) methode wordt door middel van vragenlijsten de betalingsbereidheid van mensen achterhaald. Er wordt een hypothetische situatie gecreëerd waarop de respondenten hun waardering voor bijvoorbeeld een verbetering in de milieukwaliteit, direct kunnen laten blijken middels het beantwoorden van een serie vragen over de hypothetische situatie. Elk milieuprobleem kan dus in principe worden voorgelegd aan de respondenten. Echter, over het algemeen wordt de methode met name van toepassing geacht op milieuveranderingen die plaatsvinden op regionale schaal en op korte termijn. Het is 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 (Hoevenagel, 1994).

3.2 Voor- en nadelen van de Contingent Valuation methode

De CV-methode heeft een aantal voordelen. In vergelijking met andere economische waarderingmethoden is het met de CV methode mogelijk om veel meer milieugoederen te waarderen. Zoals eerder opgemerkt kan in principe elk milieuprobleem worden voorgelegd en dus kan, in tegenstelling tot bijvoorbeeld bij Hedonic Pricing (zie hoofdstuk 4), ook voor een situatie of verandering die zich nog niet heeft voorgedaan, de WTP worden bepaald.

Verder is het met deze methode mogelijk om naast de gebruikerswaarde¹ ook de niet-gebruikerswaarde² van een milieugoed te meten. Andere waarderingmethoden kunnen de niet-gebruikerswaarde niet meten en kunnen daardoor tot een onderschatting van de economische waarde van milieugoederen leiden.

Een ander voordeel is dat m.b.v. experimenteel onderzoek, de validiteit van de gegeven bedragen bepaald kan worden (Hoevenagel, 1994). Bij de Revealed Preference methoden kan dit niet; men moet hierbij maar aannemen dat de data die men gebruikt valide zijn. Tenslotte is de CV-methode relatief makkelijk toe te passen omdat ze haar eigen dataset creëert.

Het feit dat de CV-methode gebaseerd is op hypothetische situaties heeft meteen tot nadeel dat eigenlijk een gedragsintentie wordt gemeten en dus niet met zekerheid kan worden

¹ De gebruikerswaarde is de WTP van diegene die direct met de situatie te maken heeft.

² De niet-gebruikerswaarde is de WTP van 'buitenstaanders'. Deze personen hebben niet direct met de situatie te maken of ze maken niet direct gebruik van het 'goed'.

nagegaan of mensen die intentie behouden als de situatie werkelijkheid zou zijn. Respondenten vertonen mogelijk strategisch gedrag (ofwel het zogenaamde ‘free riders’ gedrag). Zo kunnen ze sociaal wenselijke antwoorden geven: respondenten zijn geneigd een hoger bedrag in te vullen dan dat ze in werkelijkheid willen betalen om zo goed over te komen. Beleidsmakers zijn in het algemeen daarom huiverig om de uitkomsten van een CV-studie te gebruiken. Inderdaad moet bij de interpretatie van de vragenlijsten, en dus het gebruik van de antwoorden, met een aantal zaken rekening worden gehouden. Ten eerste kan de CV-methode onderhevig zijn aan vele vormen van bias (Hoevenagel, 1994). Uit onderzoek is bekend dat respondenten zich laten beïnvloeden door irrelevante aspecten van de vragenlijst. Zo is gebleken dat men zich bij het bepalen van het maximale bedrag laat beïnvloeden door het eerstgenoemde bedrag (starting point bias).

Tenslotte zijn er critici die zich afvragen of alle respondenten wel in staat zijn om op dit soort onbekende en moeilijke vragen een antwoord te geven (Hoevenagel, 1994).

3.3 De Contingent Valuation methode en hinder

De meeste CV-studies zijn buiten Nederland verricht. Echter, in 1973 is door Jansen en Opschoor een studie in Nederland verricht naar de waardering van de invloed van het vliegtuiglawaai op het woongebied rond de potentiële lokaties van de tweede nationale luchthaven (Jansen et al., 1973). 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, ter compensatie van de geluidshinder, zouden willen ontvangen. De berekende gemiddelde waardering van geluidshinder per woning in het gebied rond de potentiële vestingplaatsen met meer dan 30 Ke bleek, afhankelijk van de gebruikte methode, te variëren tussen de 2395 en 9919 gulden.

Voorbeeld vragen ter bepaling van WTP

<p>Hoeveel zou u elke maand willen betalen om in een rustige omgeving te wonen ?</p> <p>Hoeveel extra rente zou u willen betalen om er zeker van te zijn dat de helft van het verkeer van deze weg wordt verwijderd ?</p> <p>Hoeveel zou u per maand willen betalen om er zeker van te zijn dat u niet langer meer wordt gehinderd door verkeerslawaai ?</p>
--

Bron: Lambert et al., 1998

Soguel heeft de WTP geschat die inwoners van Neuchatel wilden betalen voor de halvering van het verkeerslawaai (Soguel, 1994a). Het gemiddelde, maandelijkse bedrag dat men daarvoor wilde betalen was 70 Zwitserse francs. Al eerder werd in Duitsland een vergelijkbare studie uitgevoerd (Dogs et al., 1991). 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 uit Duitsland werd een landelijk onderzoek verricht onder ongeveer 7000 mensen, waarbij men de WTP voor 'stille' probeerde te schatten (Weinberger, 1992). 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?'

Bron: Weinberger, 1992

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:

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

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

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

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 een geluidverbetering van 1 dB(A) tussen de 25 en 56 ECU moet liggen (Citaat uit (ECMT, 1998); voor berekeningen zie (Tinch, 1995)).

Tenslotte zijn er nog een aantal studies uitgevoerd waarin de WTP voor een beter 'geluidniveau' is bepaald (citaat uit (Club de Bruxelles, 1997)). Men zou bereid zijn om per jaar gemiddeld 10 ECU te betalen, wanneer de geluidniveaus boven de 43 dB(A) komen.

Uit bovenstaande blijkt dat men veronderstelt dat de relatie tussen het geluidniveau en de WTP lineair verloopt. Echter, volgens een rapport van EFTEC/RIVM, waarin een literatuur overzicht wordt gepresenteerd, is dit nog maar zeer de vraag (Pearce, 2000). De WTP zou niet alleen samenhangen met het geluidniveau, maar ook met het inkomen. Wanneer toch werd aangenomen dat de relatie tussen geluidniveau en WTP lineair is, dan zou een WTP met een waarde van 15-20 Euro (ongeveer 33 tot 44 gulden) per persoon per jaar per dB(A) een waarde zijn, waarover consensus bestaat (Pearce, 2000).

Tenslotte dient te worden opgemerkt dat de waarden voor de WTP uit de verschillende studies niet zomaar met elkaar mogen worden vergeleken; geluid is immers een lokaal probleem. De situatie kan erg verschillen per land. Niet alleen op het gebied van bebouwing

en verkeersintensiteit e.d., maar ook de inkomens en preferenties tussen landen kunnen verschillen. Verder spelen zaken als inflatie nog een rol.

4. Hedonic Pricing methode

4.1 Achtergrond

De Hedonic Pricing (HP) methode kent 2 vormen: methodes waarmee men de WTP voor de reductie van risico bepaalt en de methodes waarmee men de WTP bepaald a.d.h.v. prijsveranderingen in onroerende goederen.

Een voorbeeld van de eerste methode is de ‘Wage Differential method’; bij deze methode wordt voor arbeidssituaties bekeken hoe het extra risico samenhangt met een verhoging in loon. De methode wordt vooral gebruikt m.b.t. de WTP voor sterfte (bv bij luchtverontreiniging). Dit is hier echter niet aan de orde, en wordt daarom buiten beschouwing gelaten.

Voor milieu/omgevingskwaliteit wordt voornamelijk gebruik gemaakt van de tweede methode (ook wel ‘Property Value method’ genoemd). Deze is oorspronkelijk ontwikkeld om het verschil in waarde van onroerende goederen te bepalen. Men neemt hierbij aan dat de waarde van onroerende goederen wordt beïnvloed door de omgeving. Deze methode wordt gebruikt voor het schatten van bijvoorbeeld de waarde van een stille omgeving, lucht- en waterkwaliteit of groen in de omgeving. Dit gebeurt in een tweetal stappen: allereerst wordt een regressiemodel bepaald waarbij 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, criminaliteit in de buurt, etc. Van deze functie wordt de afgeleide voor de milieukwaliteit (bv luchtverontreiniging of geluid) berekend. Op deze manier kan informatie worden verkregen over de hoeveelheid geld die men bereid is te betalen voor een marginale verbetering van de milieukwaliteit; men spreekt in dit geval ook wel over de ‘impliciete prijs’. Met behulp van deze gegevens wordt de vraagcurve geconstrueerd (Hoevenagel, 1994).

4.2 Voor- en nadelen van Hedonic Pricing

De HP-methode mag alleen worden toegepast als er een vrije prijsvorming op de markt van onroerende goederen heeft plaatsgevonden. Immers, als er geen vrije keus was om bepaalde bedragen al dan niet uit te geven, kan geen zuivere schatting worden gemaakt van de WTP. Als voorbeeld kan worden genoemd een krappe arbeidsmarkt: Als iemands belangrijkste eis is het hebben van werk, zal diegene niet vrij kunnen kiezen met betrekking tot het risico en het daarmee samenhangende loon. Ook bij de Property Value variant bestaat niet altijd een situatie van vrije prijsvorming, doordat o.a. de overheid invloed uitoefent op de huizenmarkt. Verder is de HP-methode alleen toepasbaar op milieuveranderingen die duidelijk waarneembaar zijn, en kwantificeerbaar in fysieke eenheden. Dit brengt ons meteen bij een

nadeel van de HP-methode, nl het feit dat men voor deze methode veel gegevens nodig heeft (grote databehoefte) (Hoevenagel, 1994).

Met behulp van de HP-methode wordt de gebruikswaarde geschat. Er wordt geen rekening gehouden met het feit dat ook mensen die buiten een bepaald gebied wonen gebruik maken van bijvoorbeeld een park. De HP-methode kan alleen de WTP schatten van reeds voltooide milieuveranderingen.

4.3 Hedonic Pricing en effecten van geluid

Op het gebied van geluid zijn een groot aantal HP-studies verricht. Zo worden er in het rapport van de CSERGE/EFTEC (1994) een aantal gepresenteerd. Men maakt onderscheid tussen studies die uitgaan van de huisprijs en huurniveaus.

De resultaten van een Zwitserse studie toonden aan dat wegverkeergeluid een significante invloed had op de huurniveaus (Soguel, 1994b). Men vond een gemiddelde huurdaling van 0,91 % bij een stijging van het geluidniveau van 1 dB(A). Hierbij maakt men gebruik van een $L_{\text{aeq}, 16\text{h}}$, uitgedrukt in dB(A).

Naast deze studie zijn er in Zwitserland nog een tweetal studies verricht, waarbij vergelijkbare resultaten werden gevonden. Een studie in Zurich vond een huurdaling van 0,9% bij een stijging van 1 dB(A) (Iten, 1991). Een andere studie rapporteerde bij 30 dB(A) een daling van 1 %; deze liep bij 70 dB(A) op tot 1,4%. Daar maakte men gebruik van een $L_{\text{aeq}, 6-22\text{h}}$, in dB(A), als geluidsindex (Pommerehne, 1988).

In een ander overzicht worden de resultaten van 20 studies gepresenteerd (Lambert et al., 1998). Het gaat in alle gevallen om wegverkeerslawaai. 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 marginale WTP kan worden berekend:

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

Hierbij is:

N: geluidsniveau (L_{aeq})

m: Jaarlijks inkomen (in US \$).

Tabel 1 kan worden geconstrueerd door voor een tweetal (willekeurig gekozen) inkomens L_{Aeq} -waarden in te vullen en het uiteindelijke verschil in de marginale WTP te berekenen.

Tabel 1. Marginale WTP voor wegverkeerreductie bij jaarinkomen van 25.000 en 50.000 US\$.

Jaarinkomen (US \$)	L_{Aeq} (dB(A))	MWTP	Vershil in MWTP
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

Uit tabel 1 blijkt dat iemand met een hoger inkomen bereid is meer te betalen voor een reductie van het lawaai. Verder blijkt uit deze studie dat de relatie tussen de WTP en geluid niet lineair is (Bertrand, 1997).

De resultaten van HP-studies worden vaak ook samengevat door middel van een Noise Depreciation Sensitivity Index (NDSI).³ 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). Het is een ratio van de prijs van een stil huis t.o.v. een gemiddeld huis.

De NDSI die Nelson (1982) in zijn artikel presenteert (0,4%) wordt tegenwoordig nog vaak gebruikt als basis voor kosten-baten studies, en is gebaseerd op een 9-tal studies die verricht zijn in Canada en de Verenigde Staten. In een eerder onderzoek rapporteert hij een stijging van de waarde van onroerende goederen van 0,8 % (onder gelijkblijving van de rest) bij een stijging van 1 dB(A) (L_{dn} -waarde) (Nelson, 1978). Hierbij werd gebruik gemaakt van de resultaten van volkstellingen voor 456 gebieden uit 1970. Echter, helaas werden er geen geluiddata en individuele verkoopprijzen verzameld. In plaats daarvan werd gebruik gemaakt van tellingen van gemiddelde verkoopprijzen en de kenmerken van gemiddelde huizen. De geluidniveaus werden geschat op basis van populatie-dichtheden.

Gamble et al. (1974) vinden afnames van de waardes van onroerend goed tussen 0,20 en 0,42 % per dB(A). Voor deze studie werd gebruik gemaakt van 'individual real estate records' uit de periode 1969-1971, voor een 4-tal Amerikaanse gemeenten. Levinson & 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 waardedaling varieerde behoorlijk.

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 effect kan worden gewijzigd door wegschermen. Daartoe werden voor drie gebieden in Canada huizenprijzen

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

verzameld. Deze data werden aangevuld met huiskenmerken en verkoopdata. Er werd een gepoolde schatting gedaan waarbij een afname 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) verzamelden data over 2277 individuele huisverkoop op 51 plekken in Zuid-Ontario. Voor deze plekken werden gedetailleerde gegevens over wegverkeerslawaaï 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 \$ 60000 betekent dit dat de huisprijs met 0,5 % per dB(A) zakt.

Recent is door Schipper (1998) een meta-analyse verricht onder 19 luchtvaartstudies (alle HP-studies). Hieruit werden 30 schattingen gehaald. 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 %. Naast de huisprijs, bleek de NDSI in deze studie ook af te hangen van het gemiddelde inkomen.

Maddison et al. (1996) schatten de kosten van wegverkeerslawaaï op ongeveer 4 miljard Euro. Met behulp van een NDSI van 0,0067 en een gemiddelde huisprijs van 73000 Euro is de WTP voor de vermijding 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.

Iets later is geschat dat de jaarlijkse wegverkeerskosten voor geluid in Zweden ongeveer 325 miljoen Euro bedroegen (Johansson, 1996). Dit is gebaseerd op HP-studies uit de jaren '70.

Ook voor Nederland is een en ander berekend: Verhoeff (1996) heeft de kosten van weg- en railverkeer voor geluid 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.

Over het algemeen maken HP-studies gebruik van een dwarsdoorsnede of een gepoolde dwarsdoorsnede van residentiële onroerend goed waarden, samen met informatie over kenmerken van de huisvesting, en een of meerdere geluidsexpositiematen. Maar welke geluidmaat kiest men? Er is namelijk geen enkele maat die voor elke situatie geschikt is. Zo is de L_{aeq} meer geschikt in situaties waar men te maken heeft met 'freely flowing traffic'; in andere gevallen zijn andere geluidsmaten weer beter. Indicatoren die veel gebruikt worden zijn: NPL, L_{eq} , LDN en afstand tot de weg.

Lawaai is een lokale vorm van vervuiling. Daarom gebruiken de meeste onderzoekers kleine gebieden als basis voor de dataverzameling. Ze proberen hun steekproefgrootte op een aantal manieren te vergroten: door pooling van data van verschillende jaren (met correctie

voor inflatie) of door de data van twee vergelijkbare gebieden te poolen. Helaas wordt niet altijd even veel aandacht besteed aan de homogeniteit van de resterende empirische relaties (bijvoorbeeld drempelwaarde, dosis-effect-relatie geluid en hinder). Een probleem dat hieraan is gerelateerd, is de tendens dat de steekproeven vaak veel huizen met hoge achtergrond geluidsniveaus bevatten.

Geluidsgegevens kunnen zowel met behulp van veldstudies worden verkregen als met behulp van data over populatiedichtheid. Bij de eerstgenoemde methode doet zich het probleem voor dat de data slechts een korte tijdsperiode (van enkele dagen tot enkele minuten) bestrijken. Men kan zich dan ook afvragen in hoeverre deze data representatief zijn voor de situatie. Verder is het vaak zo dat de data worden verzameld aan het einde van de studieperiode, waardoor ze niet altijd representatief zijn voor voorgaande jaren.

Bij studies die gebruik maken van data over de populatiedichtheid, vallen bovengenoemde problemen weg. Echter, er doen zich wel interpretatieproblemen voor op het moment dat de resulterende indices gecorreleerd zijn met andere urbane ongenoegens zoals industrielawaai, luchtvervuiling e.d.

Een ander probleem is de keuze van de drempelwaarde: beneden welk geluidsniveau treedt er geen hinder meer op? Hierover is nog geen consensus bereikt. Echter, meestal neemt men een niveau dat ergens ligt tussen de 50 en 60 dB(A).

5. Averting Behaviour methode en Avoidance Costs

5.1 Achtergrond

Met de Averting Behaviour (AB) methode wordt de milieukwaliteit gewaardeerd op basis van de kosten en uitgaves die gemaakt worden om de negatieve effecten van vervuiling te voorkomen en tegen te gaan. Hierbij wordt verondersteld dat veranderingen van milieufactoren en welzijn worden waargenomen en dat men zich bewust is dat er substitutie goederen zijn die de effecten van de vervuiling kunnen reduceren.

De AB-methode lijkt veel op de in verstoringshoek gebruikte Avoidance Cost methode. Dit is een simpele techniek die de vrijwillig opgelopen kosten van het geluiddichtmaken van huizen om de geluidniveaus te reduceren bekijkt. Deze kosten zijn een maat voor de invloed van geluidhinder op het welzijn (Maddison et al., 1996). Echter, het probleem dat bij deze methode o.a. optreedt, is de vraag of de uitvoering van een bepaalde maatregel puur kan worden toegeschreven aan de wens om het geluidsniveau te reduceren. Men kan bijvoorbeeld ook zijn/haar huis isoleren tegen de tocht (vasthouden warmte). Bovendien zijn de uitgaven voor preventieve maatregelen door individuen een onderschatting van het werkelijke probleem.

5.2 Averting Behaviour en Avoidance Costs en geluid

Een probleem dat hierboven al werd geschetst is de vraag of de uitvoering van een bepaalde maatregel puur kan worden toegeschreven aan de wens om het geluidsniveau te reduceren. Naast de kosten van werkelijk uitgevoerde (preventieve) maatregelen kan er ook worden gekeken naar de kosten van potentiële lawaaibestrijdingsmaatregelen of preventieve maatregelen. Gebruik van voorgenoemde methodes leidt vaak tot een onderschatting van de bruto externe kosten (Verhoef, 1994).

6. Andere effecten van geluid uitgedrukt in geld

In enkele monetariseringsstudies wordt ook gekeken naar andere gezondheidseffecten van geluid dan hinder. Zo is er een Duitse studie die naast hinder, naar gehoorschade en hart- en vaatziekten heeft gekeken (Weinberger, 1992). 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 2. Resultaten van aan lawaai gerelateerde kosten in Duitsland naar geluidbron (met betrekking op 1989) (Bron: Weinberger, 1992).

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

Uit tabel 2 blijkt dat de kosten voor hartvaatziekten gerelateerd aan geluid, nog behoorlijk hoog zijn. Voor hinder (uitgedrukt dmv ‘Zahlungsbereitschaft’) werden bedragen van 0,3 12,8 miljard DM gevonden (Weinberger, 1992).

7. Een schatting van de baten van geluidmaatregelen

Met betrekking tot geluid kunnen een aantal baten worden onderscheiden zoals gezondheidseffecten als vermeden gehinderden, vrijkomende kwalitatief goede natuur/stilte gebieden en vrijkomende bouwgrond. Hier zal alleen iets gezegd worden over (de vermeden) gehinderden. Voor de andere baten zijn (gezien ook het korte tijdsbestek waarin een en ander moet worden berekend) geen betrouwbare methodes beschikbaar.

Om meer inzicht te krijgen van het effect op de schattingen van de diverse methodes is op basis van zowel de Hedonic Pricing methode als de Contingent Valuation methode, een schatting gemaakt. Voor de Averting Behaviour methode waren helaas geen gegevens beschikbaar om ook een batenschatting te maken.

7.1 Baten-schatting op basis van Contingent Valuation methode

Met behulp van de CV-methode worden zowel de gebruikers-waarde als de niet-gebruikerswaarde geschat. Met behulp van de HP-methode wordt alleen naar de gebruikers-waarde gekeken. Verwacht wordt dan ook dat het gebruik van de CV-methode tot hogere schattingen van baten zal leiden (bij dezelfde 'randvoorwaarden').

Omdat momenteel niet duidelijk is hoe de relatie tussen WTP en geluid loopt, zijn in deze studie twee mogelijkheden doorgerekend: Wanneer wordt aangenomen dat de relatie lineair loopt, zal worden gerekend met een WTP van 15-20 Euro per persoon, per jaar, per dB(A); dit is omgerekend zo'n 33-44 gulden. Over deze waarde zou immers consensus bestaan (Pearce, 2000). Wanneer wordt aangenomen dat de relatie tussen het geluidniveau en de WTP niet lineair verloopt, wordt gebruik gemaakt van de vergelijking van Bertrand (1997), waarin de WTP een functie is van het inkomen en het geluidniveau. Voor een inkomen van 20300 Euro (in prijzen van 2000) (omgerekend zo'n 44660 gulden) geldt de volgende vergelijking:

$$WTP = e^{(0.0497)dB(A)}$$

Zo kan voor een aantal geluidniveaus een WTP worden berekend.

Om de uitkomst van schatting verricht met de CV-methode, te kunnen vergelijken met de baten, geschat m.b.v. de HP-methode, moet de WTP worden omgerekend naar een waarde van een huis. Hierbij wordt, analoog aan het EFTEC/RIVM-rapport aangenomen dat de economische levensduur van een huis ongeveer 35 jaar bedraagt (Pearce, 2000).

Met behulp van het geluidmodel Landelijk Beeld Verstoring zijn een aantal maatregelpakketten doorerekend voor wegverkeer, railverkeer en luchtvaart voor 2030. Per bron wordt de referentie situatie (vastgesteld beleid) vergeleken met een maatregelenpakket. Hoe deze maatregelen zijn opgebouwd, wordt in het RIVM-rapport “Geluidmaatregelen: kosten en baten” beschreven. Als onderdeel van een kosten-effectiviteits analyse wordt ook gepresenteerd hoe deze maatregelen van invloed zijn op de geluidbelasting en het aantal gehinderden (Nijland et al., 2000). Hier worden steeds de totale kosten berekend.

Verdere aannames

- Er wordt een drempelwaarde van 55 dB(A) verondersteld. Dit is conform de meeste andere economische studies. Waarschijnlijk is dit aan de hoge kant, maar op die manier worden conservatieve schattingen verkregen.
- Er wordt gekozen voor de Netto Contante Waarde methode (NCW-methode) (Annema, 2000).
- De baten worden gelijkmatig in de periode 2015-2030 behaald.
- Er wordt uitgegaan van een bevolkingsgrootte van 18,3 miljoen in 2030. Verder wordt aangenomen dat er in de periode 2000-2030 niks zal veranderen aan de preferenties van mensen voor geluid.
- In het kader van de vijfde Milieuverkenningen is voor verschillende scenario's de grootte van de huishoudens geschat (RIVM, 2000). In onderstaande tabel (tabel 3) staan de resultaten voor het EC-scenario. Voor de berekening van de baten wordt de grootte van het huishouden op 2,2 personen gesteld.
- 1 Euro is gelijk aan 2,2037 Gulden.

Tabel 3. Grootte van huishoudens, geschat volgens EC-scenario voor de vijfde Milieuverkenningen.

Jaar	Grootte huishouden (personen)
1995	2,34
2000	2,29
2010	2,27
2030	2,17-2,22

Om de baten te berekenen, moet eerst de totale WTP worden berekend (zie ook tabel 4).

Tabel 4. Berekening totale WTP voor railverkeer, voor vastgesteld beleid 2030, met behulp van de CV-methode voor een WTP van 15 Euro per persoon per jaar per dB(A).

Geluidklasse (dB(A))	Gemiddelde overschrijding ²⁾	X	Aantal Huishoudens	X	Present Value (WTP) ¹⁾	=	Totale WTP
< 40	0	X	4.846.184	X	1357	=	0
41-45	0	X	1.026.491	X	1357	=	0
46-50	0	X	1.006.374	X	1357	=	0
51-55	0	X	762.238	X	1357	=	0
56-60	3	X	387.129	X	1357	=	1.576.002.159
61-65	8	X	174.027	X	1357	=	1.889.237.112
66-70	13	X	73.336	X	1357	=	1.293.720.376
71-75	18	X	29.529	X	1357	=	721.275.354
76-80	23	X	10.313	X	1357	=	321.879.043
>80	28	X	2.562	X	1357	=	97.345.752
Totale WTP						=	5.899.459.796

1) Dit is de WTP waarde omgerekend naar de waarde voor een huis; de WTP per huishouden = Fl. 72,72 per jaar per dB(A)

2) T.o.v.55 dB(A).

In tabel 4 wordt weergegeven hoe de totale WTP voor geluid door railverkeer is geschat. De 'Present Value' is berekend met behulp van een WTP die gelijk is aan 15 Euro per persoon per dB(A) per jaar.

De gecumuleerde baten zijn vervolgens berekend door eerst de totale WTP van de betreffende bron tgv het maximale maatregelenpakket af te trekken van de totale WTP bij vastgesteld beleid, en vervolgens te delen door 15 (de periode waarover de baten worden behaald). Tenslotte is er gecorrigeerd voor het feit dat de uitgave pas in de periode 2015-2030 zal plaatsvinden.

7.2 Baten-schatting op basis van de Hedonic Pricing methode

Met de Hedonic Pricing methode worden de baten die het aantal vermeden gehinderden opleveren geschat. De HP-methode maakt gebruik van werkelijke gegevens waardoor de betrouwbaarheid, in vergelijking met andere waarderingmethoden, groot is. Omdat met behulp van deze methode alleen de gebruikerswaarde wordt geschat, zal dit leiden tot een conservatieve schatting.

Het resultaat van een HP-studie wordt uitgedrukt in een NDSI. Hier zal voor een waarde van 0,40% worden gekozen, analoog aan een andere baten-studie, uitgevoerd door het RIVM (2000). Deze keuze is gebaseerd op een overzicht van CSERGE/EFTEC (1994a), waarin een meta-analyse is gedaan onder een aantal hedonic-pricing studies.

Een NDSI van 0,40 % betekent dat een huis met een geluidexpositie van 75 dB(A) gemiddeld 8 % minder waard is dan hetzelfde huis met een geluidexpositie van 55 dB(A). De gebruikte NDSI is een gemiddelde voor railverkeer, luchtvaart en wegverkeer.

Verdere aannames

- Voor de eenvoud wordt aangenomen dat de waarde van de NDSI constant blijft over de verschillende geluidniveaus en gelijk is voor de verschillende bronnen.
- Ook hier wordt een drempelwaarde van 55 dB(A) verondersteld.
- Er wordt uitgegaan van een huisprijs van Fl. 347000,=. Dit is de gemiddelde waarde van een bestaande koopwoning uit 1999 (NVM, 1999). Hierbij wordt aangenomen dat de huizenprijzen (los van inflatie) niet in waarde zullen stijgen, en dat de waardes in 2030 gelijk zullen zijn aan die van nu.
- Er wordt gekozen voor de Netto Contante Waarde methode (NCW-methode) (Annema, 2000).
- De baten worden gelijkmatig in de periode 2015-2030 behaald.
- Er wordt uitgegaan van een bevolkingsgrootte van 18,3 miljoen in 2030. Hierbij wordt aangenomen dat er in de periode 2000-2030 niks zal veranderen aan de preferenties van mensen voor geluid.
- Voor de berekening van de baten wordt de grootte van het huishouden op 2,2 personen gesteld.

Om de baten te berekenen moet eerst de totale WTP worden berekend. Tabel 5 geeft aan hoe de totale WTP wordt berekend met behulp van de HP-methode. Alleen mensen die zijn blootgesteld aan 55 dB(A) of meer doen mee. Met behulp van het aantal mensen en de grootte van 1 huishouden is berekend om hoeveel huishoudens het gaat.

Tabel 5. Berekening totale WTP railverkeer, vastgesteld beleid 2030, m.b.v. hedonic pricing.

Geluidklasse (dB(A))	Gemiddelde overschrijding ¹⁾	Aantal huishoudens	x	NDSI	X	Huisprijs (FL)	=	Totale WTP
< 40	0	4.846.184	X	0,0040	X	347000	=	0
41-45	0	1.026.491	X	0,0040	X	347000	=	0
46-50	0	1.006.374	X	0,0040	X	347000	=	0
51-55	0	762.238	X	0,0040	X	347000	=	0
56-60	3	387.129	X	0,0040	X	347000	=	1.612.005.156
61-65	8	174.027	X	0,0040	X	347000	=	1.932.395.808
66-70	13	73.336	X	0,0040	X	347000	=	1.323.274.784
71-75	18	29.529	X	0,0040	X	347000	=	737.752.536
76-80	23	10.313	X	0,0040	X	347000	=	329.232.212
>80	28	2.562	X	0,0040	X	347000	=	99.569.568
Totale WTP								6.034.230.064

1) T.o.v. 55 dB(A)

Er wordt hier gesproken over de baten van geluid, maar in feite wordt daarmee de waarde stijging van de huizen tgv het doorvoeren van een maatregelenpakket bedoeld.

Net als bij de CV-methode, zijn de gecumuleerde NCW-baten berekend door eerst de totale WTP van de betreffende bron tgv het maximale maatregelenpakket af te trekken van de totale WTP berekend voor een maatregelenpakket voor vastgesteld beleid, en vervolgens te delen door 15 (de periode waarover de baten worden behaald). Tenslotte is er gecorrigeerd voor het feit dat de uitgave pas in de periode 2015-2030 zal plaatsvinden.

7.3 Resultaten baten-schattingen

In onderstaande tabellen worden de eindresultaten van de bovengenoemde berekeningen gegeven (zie tabel 6 en 7).

Tabel 6. Resultaten baten berekening geluidmaatregelen voor 2030 met behulp van de CV-methode

Bron	Gecumuleerde baten, te wijten aan maatregelenpakket (in miljarden)			
	WTP = 15 Euro	WTP = 20 Euro	WTP = 40 Euro	WTP vlg. Bertrand (1997)
Gecumuleerd, pakket ¹⁾	12,53	16,71	33,42	33,99
Gecumuleerd, max-pakket ²⁾	13,39	17,86	35,71	35,81
Gecumuleerd, tegenvaller ³⁾	10,43	13,91	27,82	25,81
Wegverkeer, totaal	9,61	12,82	25,64	25,05
Wegverkeer, snelwegen	2,10	2,80	5,60	5,41
Wegverkeer, provinciale wegen	2,52	3,37	6,73	7,08
Wegverkeer, binnenstedelijk	4,31	5,75	11,50	10,78
Railverkeer	2,15	2,86	5,73	6,42
Vliegverkeer	0,58	0,77	1,54	1,30

1) Maatregelenpakket voor alle bronnen samen (zie ook Nijland et al, 2000)

2) Geïntensiveerd, gecumuleerd pakket (zie ook Nijland et al, 2000)

3) Maatregelenpakket waarbij de aangenomen reducties niet worden gerealiseerd (zie ook Nijland et al, 2000)

Tabel 7. Resultaten baten berekening geluidmaatregelen voor 2030 met behulp van de HP-methode

Bron	Gecumuleerde baten, te wijten aan maatregelenpakket (in miljarden) ¹⁾		
	NDSI = 0,40%	NDSI = 0,30 %	NDSI = 0,80%
Gecumuleerd, pakket ²⁾	12,82	9,61	25,63
Gecumuleerd, max.pakket ³⁾	13,69	10,27	27,39
Gecumuleerd, tegenvaller ⁴⁾	10,67	8,00	21,33
Wegverkeer, totaal	9,83	7,37	19,66
Wegverkeer, snelwegen	2,15	1,61	4,29
Wegverkeer, provinciale wegen	2,58	1,94	5,16
Wegverkeer, binnenstedelijk	4,41	3,31	8,82
Railverkeer	2,20	1,65	4,39
Vliegverkeer	0,59	0,44	1,18

1) Eigenlijk wordt hier bedoeld de gecumuleerde toename van de huizenprijzen die te wijten is aan het doorvoeren van het maatregelen pakket.

2) Maatregelenpakket voor alle bronnen samen (zie ook Nijland et al, 2000)

3) Geïntensiveerd, gecumuleerd pakket (zie ook Nijland et al, 2000)

4) Maatregelenpakket waarbij de aangenomen reducties niet worden gerealiseerd (zie ook Nijland et al, 2000)

Uit tabel 6 en 7 blijkt dat de maatregelenpakketten voor wegverkeer steeds de meeste baten opleveren: 9,83 miljard gulden en 9,61 miljard gulden wanneer respectievelijk de HP -en CV-methode zijn gebruikt. Let wel, dit zijn baten die gedurende een periode van 15 jaar vrijkomen. Het maatregelenpakket voor vliegverkeer levert de minste baten op: 0.58 miljard bij de CV-methode en 0,59 miljard bij de HP-methode. Pas na vergelijking met de kosten, zal blijken welk maatregelpakket het meest kosten effectief is. Tabel 6 laat verder zien dat bij een oplopende WTP de baten toenemen.

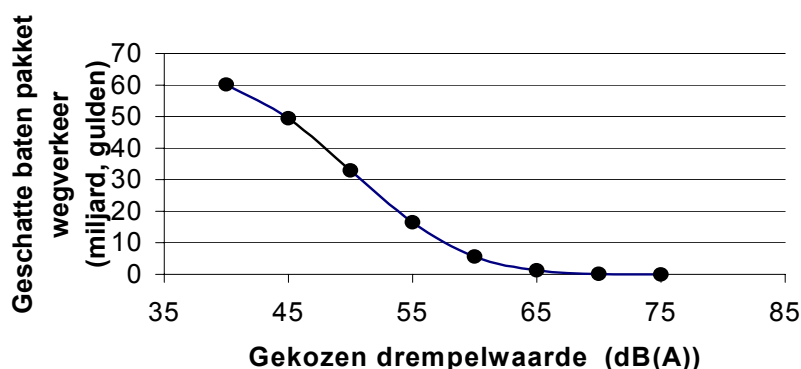
7.4 Gevoeligheidsanalyse

Om tot een schatting van de baten te komen, moeten nogal wat aannames en veronderstellingen worden gedaan (zie ook vorige paragraaf). Om enig gevoel te krijgen voor de invloed van de verschillende aannames op de batenschatting is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Hierbij werd steeds 1 aanname getest, onder gelijkblijven (*ceteris paribus*) van de rest.

Keuze van de drempelwaarde

Voor de batenschatting is bij zowel de HP –als de CV-methode gekozen voor een drempelwaarde van 55 dB(A). Dit wordt in veel WTP-studies gedaan. Echter, men is er nog niet uit wat de werkelijke drempelwaarde nu zou moeten zijn. Uit de literatuur komt naar voren dat de drempelwaarde onder de 55 dB(A) zou moeten liggen (Passchier-Vermeer et al., 2000). Naast 55 dB(A) zijn ook voor een aantal andere waarden (40-75 dB(A)) batenschattingen gemaakt. Wanneer de drempelwaardes worden uitgezet tegen de baten (ongeacht de gebruikte methode), blijkt dat er een negatief non-lineair verband is (figuur 2). Een verklaring voor de afname is dat bij een hogere drempelwaarde minder mensen

gehinderd zijn. Aangezien de meeste mensen in de blootstellingklasse 40-65 dB(A) zitten, is de daling van de baten hier het grootst.



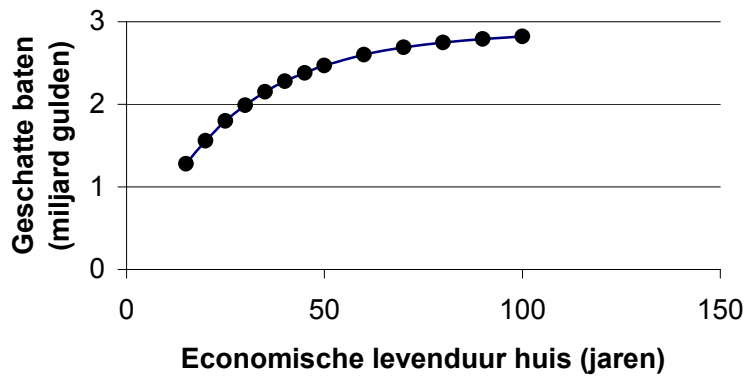
Figuur 2. De invloed van de drempelwaarde op de batenschatting

NDSI en WTP

Zoals in tabel 7 al is te zien, zijn de baten bepaald voor verschillende NDSI-waardes. Uit tabel 7 en de gevoeligheidsanalyse is gebleken dat de NDSI positief samenhangt met de baten: Als de NDSI met x% toeneemt, zullen de baten ook met x% toenemen. Ook voor de WTP geldt dat deze positief samenhangt met de baten. Als de WTP met x% toeneemt, zullen de baten ook x% stijgen (tabel 6).

Huisprijs en economische levensduur van

In onderhavige studie is de gemiddelde huisprijs van 1999 (347.000,=) aangehouden. Beter was het geweest om de prijs van 2030 te nemen. Echter, het is moeilijk om hierover een voorspelling te doen. Zeer waarschijnlijk zal de prijs alleen maar toenemen. Daarom is voor verschillende waardes een schatting gemaakt. Uit de analyse blijkt dat een hogere huisprijs de baten evenredig zal doen toenemen.



Figuur 3. Invloed van de economische levensduur op de batenschatting

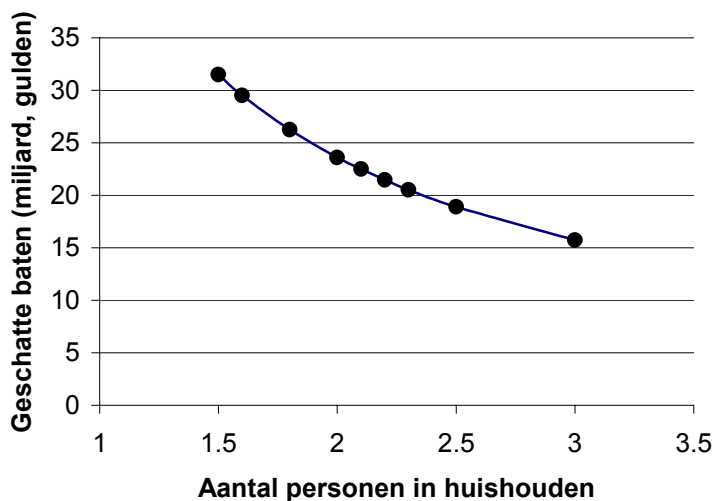
Uit figuur 3 blijkt dat ook de economische levensduur van een huis positief is geassocieerd is met de baten: een langere levensduur geeft hogere baten.

Bevolkingsomvang en grootte huishouden

Deze twee parameters bepalen het aantal huizen dat mee mag doen. Hoe groter de bevolkingsomvang hoe meer huizen meedoen. Dit blijkt ook uit de analyse: bij een bevolkingsomvang van 17,4 miljoen mensen, zijn de baten, geschat m.b.v. de HP-methode, van het maatregelenpakket voor wegverkeer 9,35 miljard; wanneer 18,3 miljoen mensen meedoen, bedragen de baten voor dit pakket 9,83 miljard. Er is een positief, lineair verband. Hetzelfde geldt bij gebruik van de CV-methode.

Wanneer minder mensen in 1 huis wonen (kleine huishoudens), neemt het aantal huizen toe. Dit is ook weer van invloed op het resultaat van de batenschatting (m.b.v. de HP-methode): als wordt aangenomen dat in 2030 2,17 mensen in een huis wonen zullen de baten van het pakket voor wegverkeer 9,97 miljard gulden bedragen. Bij een huishoudgrootte van 2,2 personen bedragen de baten iets minder: 9,83 miljard gulden. Er is een negatief verband. Dit is echter niet lineair (figuur 4).

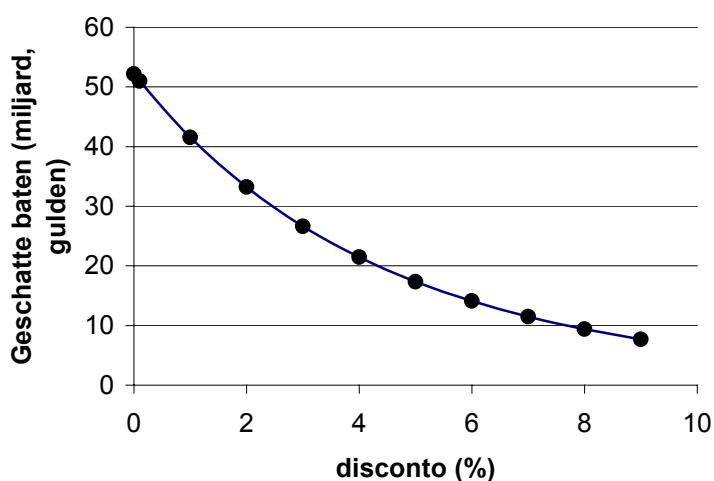
Bij gebruik van de CV-methode is de grootte van het huishouden niet van invloed op de uiteindelijke baten.



Figuur 4. *Samenhang tussen de grootte van de huishoudens en de baten, geschat m.b.v. de HP-methode*

Disconto

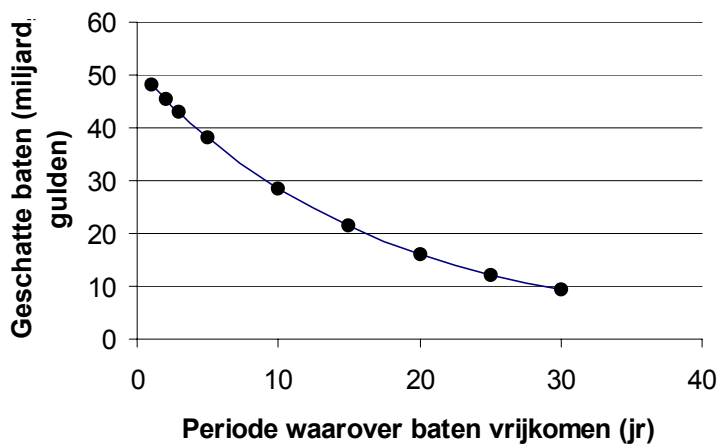
Ook het disconto is van invloed. Hier is gekozen voor een percentage van 4%. Dit betekent dat de baten van maatregelenpakket voor railverkeer 2,20 miljard gulden bedragen. Wanneer het disconto respectievelijk 1 % daalt en stijgt veranderen de baten: bij 5 % bedragen de baten 1,78 miljard gulden, en 2,72 miljard gulden bij 3 %. Er is een negatief, non-lineair verband (zie figuur 5).



Figuur 5. *Samenhang tussen geschatte baten en de discontovoet*

Periode waarover de baten vrijkomen

Tenslotte is nagegaan in hoeverre het tijdstip waarop de baten vrijkomen van invloed is. Het bleek dat naarmate de periode langer is, de baten lager worden. Echter, de baten nemen niet evenredig af met het toenemen van de periode. Een en ander heeft te maken met het disconto. Dit staat vast voor een bepaalde tijd. Stel: iemand kan Fl. 1000,- krijgen. De betreffende persoon heeft dit bedrag het liefst zo snel mogelijk op zijn rekening gestort, en niet pas over 30 jaar. De waardering voor die Fl. 1000,- is nu dus hoger dan over 30 jaar. Voor kosten is het net andersom. Die maken mensen het liefst zo laat mogelijk.



Figuur 6. Samenhang tussen geschatte baten (lees waardering voor baten) en de periode waarover deze baten vrijkomen

8. Discussie

In dit rapport is een schatting gemaakt van de baten van verschillende maatregelenpakketten om geluidsniveaus te reduceren. Hierbij zijn de baten gedefinieerd als het aantal vermeden gehinderden, uitgedrukt in guldens. Bij de batenschatting is gebruik gemaakt van de volgende twee methodes: de Contingent Valuation (CV) – methode en de Hedonic Pricing (HP) – methode. Tabel 6 en 7 tonen de resultaten van berekeningen die zijn verricht met behulp van deze methodes. Hieruit blijkt dat het maatregelen pakket voor wegverkeer de meeste baten opleverde (in de orde grootte van 7 tot 25 miljard); het pakket voor vliegverkeer leverde de minste baten op. Afhankelijk van de gekozen WTP (per persoon per dB(A)) en NDSI (%) kunnen de baten berekend met behulp van de CV-methode verschillen van de baten berekend met de HP-methode. Bij een WTP van 15 Euro en een NDSI van 0,40% zijn de baten berekend met de CV-methode lager dan de baten berekend met de HP-methode. Kijkend naar tabel 6 en 7 lijkt het erop dat na een bepaalde WTP, de baten geschat met de CV-methode, hoger zijn dan de baten geschat met behulp van de HP-methode. Dit is theoretisch gezien ook wat men zou verwachten, aangezien met behulp van de HP-methode alleen de gebruikerswaarde wordt geschat. Echter, omdat de HP-methode gebruik maakt van werkelijke gegevens, zal de betrouwbaarheid daarentegen groot zijn in vergelijking met de CV-methode.

Op het eerste gezicht lijken de geschatte baten relatief hoog; echter in vergelijking met de baten geschat voor andere milieu-factoren valt dit nog wel mee (Pearce, 2000). Daar scoort geluid relatief laag. Dit zou deels kunnen worden verklaard door het feit dat alleen iets gezegd wordt over hinder. Maar de blootstelling aan geluid kan ook tot andere gezondheidseffecten leiden, zoals gehoorverlies en (bij hogere geluidsniveaus) slaapverstoring. Daarnaast zijn er aanwijzingen dat de blootstelling aan geluid de kans op het krijgen van hartvaatziekte verhoogd. Bovendien worden andere baten zoals effecten op natuur en vrijkomende bouwgrond, hier buiten beschouwing gelaten.

Een algemeen knelpunt dat hier nog even wordt aangestipt, is het feit dat er op het gebied van de monetarisering van milieugezondheidseffecten weinig studies zijn gepubliceerd in tijdschriften. Het gaat vaak om zgn. grijze literatuur (rapporten ed.) die moeilijk te verkrijgen en te achterhalen is.

Aannames

Bij het uitdrukken van gezondheidseffecten van geluid in geld (monetarisering) wordt vaak alleen maar naar hinder als effect van geluid gekeken. Slechts een enkele studie neemt apart effecten zoals gehoorverlies en hartvaatziekten mee (Weinberger, 1992). Op zich is dit niet zo vreemd. Immers, een effect als geluidhinder kan direct worden gerelateerd aan een bron. Voor gehoorverlies en hartvaatziekten is dit veel moeilijker. Een andere mogelijke oorzaak is dat het biologisch mechanisme nog niet duidelijk is. Geluid kan op verschillende manieren tot gezondheidseffecten leiden. In de economische literatuur wordt vaak verondersteld dat

gezondheidseffecten tgv geluidblootstelling, het gevolg zijn van hinder (Pearce, 2000). Dit geldt echter lang niet altijd; andere mechanismen zijn ook mogelijk. Geluid kan namelijk ook tot fysiologische reacties leiden (Passchier-Vermeer et al. 2000). Mensen zijn zich lang niet altijd bewust van deze reacties. Ten derde heeft het iets te maken met de aannames die in de economie met betrekking tot kennis, worden gedaan. Zo wordt bij de HP-methode verondersteld dat mensen niet alleen weten dat ze door geluid gehinderd kunnen worden en in hun slaap kunnen worden gestoord, maar ook dat ze een verhoogd risico op hartvaatziekte lopen. Echter, bij het laatste deel van de aanname kan men zich afvragen of het realistisch is.

Door middel van een gevoeligheidsanalyse is voor zowel de CV- als de HP-methode, nagegaan hoe de verschillende aannames samenhangen met de uiteindelijke baten schatting. Het bleek dat de huisprijs, de bevolkingsomvang, de waarde van de NDSI en de WTP lineair samenhangen met de baten. De drempelwaarde, de discontovoet, de tijdperiode waarover de baten vrijkomen, de economische levensduur van een huis en de huishoudgrootte hangen op een niet-lineaire manier samen met de baten. Met name de keuze van de drempelwaarde (gebied tussen 45-65 dB(A)) lijkt erg van invloed te zijn op de hoogte van de baten. Hier is bij de berekeningen aangenomen dat de drempelwaarde voor elke bron 55 dB(A) was. Maar of dit werkelijk zo is, is maar de vraag. Vanaf 42 dB(A) kunnen mensen al ernstig gehinderd zijn (RIVM, 1999).

Onzekerheden

Zoals reeds eerder vermeld, is de NDSI een samenvatting van de resultaten van een aantal HP-studies. Omdat het grotendeels Amerikaanse studies betreft, kan men zich afvragen of de hier gekozen waarde wel toepasbaar is voor de Nederlandse situatie en voor alle bronnen. Het kan immers mogelijk zijn dat Nederlanders eerder zijn gehinderd dan Amerikanen. Een zelfde soort redentatie is geldig voor de WTP voor Contingent Valuation studies. Naast het feit dat deze studies onderhevig zijn aan allerlei vormen van bias (sociaal wenselijke antwoorden e.d.), kan men zich ook hier afvragen in hoeverre de resultaten toepasbaar zijn op de Nederlandse situatie. Geluid is immers een lokaal probleem. In de economie spreekt men ook wel over 'benefit transfer'.

Omdat mensen hun baten nu hoger waarderen dan in de toekomst, wordt er gediscoteerd. Het probleem met verdisconteren, ongeacht de gebruikte waarderingmethode, is de vraag welke discontoratio wordt gekozen en over welke periode en hoe snel de baten vrijkomen.

Verder zijn er ook onzekerheden omtrent de gebruikte bevolkingsomvang en huishoudgroottes. Deze zijn tot stand gekomen uit schattingen gedaan door het CPB, gebaseerd op scenario's.

Conclusie en aanbevelingen

De vraag of de gezondheidseffecten veroorzaakt door milieuverontreiniging wel in geld moeten worden uitgedrukt, is in dit rapport buiten beschouwing gelaten. Echter, bij het uitdrukken van gezondheidseffecten in geld moet men zich realiseren dat dit tot ethische bezwaren kan leiden. Immers, wat is het leven van een mensenleven waard? De resultaten van deze batenschatting moeten dan ook niet op zichzelf beoordeeld worden; het moet meer

worden gezien als een hulpmiddel dat van nut kan zijn bij belangrijke (beleid)beslissingen (zoals de uitbreiding van infrastructurele werken), waarbij verschillende zaken tegen elkaar moeten worden afgewogen.

Wil men verder met het in geld uitdrukken van hinder, dan lijkt het raadzaam om in Nederland meer HP en CV-studies uit te voeren, zodat een beter beeld ontstaat over wat Nederlanders over hebben met betrekking tot geluid. Daarnaast dient te worden bekeken of het mogelijk is om andere aan geluid gerelateerde gezondheidseffecten ook in geld uit te drukken. Recent is daartoe reeds een poging gedaan (Weinberger, 1992). Verder probeert men op het gebied van luchtverontreiniging, effecten als ziekenhuisopnames voor hartvaatziekten, sterfte e.d., al in geld uit te drukken. De toepasbaarheid wordt nader geëvalueerd in een literatuurstudie van het RIVM in het kader van project SPARC (nr 26310, in voorbereiding).

Literatuur

- 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.
- Bertrand NF (1997). Meta-analysis of studies into willingness to pay to reduce traffic noise. CSERGE, University College of London, London (September 1997).
- Van Beukering P, Van Drunen M, 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.
- Club de Bruxelles. European community noise policy. For the conference organised by the Club de Bruxelles on 7 March 1997 in Brussels.
- Dogs E, Ellwanger G, Platz H. Externe Kosten des Verkehrs. Die Bundesbahn. 1991; No 1.
- Economics for the Environment Consultancy (EFTEC). 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.
- 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.
- Hall FL, Welland JD. The effect of noise barriers on the market value of adjacent residential properties. Transport Research Record. 1987; 1143: 1-11.
- Hoevenagel R, Opschoor JB. Economische waardering van milieuveranderingen: mogelijkheden en beperkingen. Milieu. 1990; 3: 65-73.
- Hoevenagel R. The contingent valuation method: scope and validity. Proefschrift, 1994.VU, Amsterdam.

Iten, 1991

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.

Lake IR, Lovett AA, Bateman IJ, Langford IH. Modelling environmental influences on property prices in an urban environment. *Comput. Environ. And Urban Systems*. 1998; 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. The full cost of intercity highway transportation (1997).

Van der Maas PJ, Kramers PGN. Volksgezondheid Toekomst Verkenning 1997. III. Gezondheid en levensverwachting gewogen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; Elsevier/De Tijdstroom, Maarssen, 1997.

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

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

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

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Ministerie van Economische Zaken, Ministerie van Landbouw Natuurbeheer en Visserij, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Financiën, Ministerie van Buitenlandse Zaken. Nationaal Milieubeleidsplan 3. 1998

Nijland HA, Van Kempen E, Jabben J, Annema JA. Geluidmaatregelen: kosten en baten (In press, 2000). RIVM-rapport 715120-005. RIVM, Bilthoven.

NVM-wonen 1999. <http://www.nvm.nl/wonen/mo99jwonen.htm>. Datum: 29 februari 2000.

- Passchier-Vermeer W. 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 (1996). TNO-rapport 96.030.
- Passchier-Vermeer W. Aantasting van de gezondheid door geluid. In: Volksgezondheid Toekomst Verkenningen 1997. IV. Effecten van preventie. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven; Elsevier/De Tijdstroom, Maarsse, 1997.
- Passchier-Vermeer W, Passchier WF. Noise exposure and public health. Environmental Health Perspectives. 2000; 108(S1): 123-131.
- Pearce D. Valuing the benefits of environmental policy: the Netherlands. Report to the Ministry of Economic Affairs: The Netherlands. May 1st 2000. Final report. Economics for the Environment Consultancy (EFTEC) and Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).
- Persoonlijke mededeling JA Annema (RIVM). Bilthoven, 2 maart 2000.
- 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.
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Nationale Milieuverkenning 4, 1997-2020. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven. Samson HD Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, 1997.
- RIVM. Ontwikkelingen en implementatie kennisfunctie verstoring RIVM. Plan van aanpak. 2e concept, 1998
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Centraal Bureau voor de Statistiek. Milieucompendium 1999. Het milieu in cijfers. Samson b.v. Alphen a.d. Rijn.
- Schipper Y. Why do aircraft noise value estimates differ ? A meta-analysis. Journal of Air Transport Management. 1998; 4: 117-124.
- 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'Évole SA, Neuchatel.

Taylor SM, Breston BE, Hall FL. The effect of road traffic noise on house prices. *Journal of Sound and Vibration*. 1982; 80: 523-541.

Tinch R. (1995). The valuation of environmental externalities, Report to the UK Department of Transport, London.

Verhoef E. External effects and social costs of road transport. *Transportation research*. Part A. Policy and Practice. 1994; 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.

Weinberger M. Gesamtwirtschaftliche Kosten des Lärms in der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*. 1992; 39: 91-99.

Bijlage 1 Verzendlijst

1. Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Geluid en Verkeer Dr. C.M. Plug
2. Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer Dr. Ir. B.C.J. Zoeteman
3. Inspectie Milieuhygiëne, hoofdinspecteur Milieuhygiëne mr. G.J.R. Wolters
4. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
5. Drs. J.A. Verspoor - DGM
6. Drs. J. Swager- DGM
7. Ir. M. van den Berg- DGM
8. Mw. Dr. P.I. Loeff- DGM
9. Ir. D. de Gruijter- DGM
10. Ir. A.W. Bezemer- DGM
11. Mr. R. Parqui- DGM
12. Ir. B.J.F. Kortbeek- DGM
13. Drs. T.C Welkers- DGM
14. Dhr. J.J.L. Pieters-IGB
15. C. Dorland –IVM
16. Ir. P. Polak – AVV
17. Drs. P. Potter – AVV
18. Ir. C. Padmus – DWW
19. Dhr. B.M.S. van Praag – Stichting Economisch Onderzoek
20. Dr. H.M.E. Miedema -TNO-PG
21. Directie RIVM
22. Ir. F. Langeweg
23. Dr. Ir. G. de Mik
24. Dr. Ir. E. Lebret
25. Dr. Ir. D. Van Lith
26. Mw. Dr. J.A. Hoekstra
27. Drs. R.J.M. Maas
28. Drs. A. van der Giessen
29. Ir. K. Wieringa
30. Dr. ir. D. van de Meent
31. Ir.. R. van den Berg
32. Ir. A.H.M. Bresser
33. Dr.B.J. M. Ale
34. Ir. W. van Duijvenbouden
35. Mw. Drs. B.A.M. Staatsen
36. Ir. R.A.W. Albers
37. Mw. S. Kruitwagen
38. Prof. Dr. G.P. Van Wee
39. Ir. R.F.J.M. Engelen
40. Drs. J.A. Annema
41. Ir. J. Jabben

42. Ir. A.G.M. Dassen
43. Drs. W. Hoffmans
44. Drs. H. Nijland
45. Mw. Ir. H. Kruize
46. Dr. H.F.P.M. van Poll
47. Mw. Drs. C.M.A.G. van Wiechen
48. Mw. Dr. I. Van Kamp
49. Mw. Drs. A.E.M. Franssen
50. Mw. Ir. A. Dusseldorp
51. Mw. N.A.R. Hamminga
52. Drs. A.E.M. de Hollander
53. Drs. A.A. Bouwman
54. Drs. A.H. Hanemaaijer
55. Ir. J.D. van Dam
56. Mw. Dr. ir. A. M. Idenburg
57. Dr. L van Bree
58. Drs. O.J. van Gerwen
59. Ir. B. Strengers
60. M. Streefkerk
61. SBD/Voorlichting & Public Relations
59. Bibliotheek RIVM
- 60-69. Bureau Rapportenbeheer
- 70-79. Reserve exemplaren

Bijlage 2 Prijslijst

Tabel 1. Prijzen voor geluidhinder bepaald met behulp van de Contingent Valuation Methode.

Auteur	Land	Jaar	Omschrijving WTP	Geluidbron	Geluidniveau	Bedrag
Jansen & Opschoor	NL	1973	Berekende gemiddelde waardering voor geluidhinder	Luchtvaart	> 30 KE	2395 – 9919 gulden
Soguel	Zwitserland	1994	Bedrag dat men gemiddeld per maand wil betalen voor de halvering van verkeerslawaai	Wegverkeer		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 & Hammer		1994	Gemiddelde jaarlijkse WTP voor geluidverbetering van 1 dB(A)			25-56 ECU
Weinberger	Duitsland	1992	WTP voor vermindering van geluid	Wegverkeer		WTP=1,67 $L_{Aeq}-71,7$

Tabel 2. Prijzen voor geluidhinder bepaald met behulp van Hedonic Pricing methode

Auteur	Jaar	Land	Omschrijving	Bron	Geluidmaat /niveau	Waarde Vermindering
Taylor et al	1982	Canada	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	Wegverkeer	L _{eq}	0,5%
Anderson & Wise	1971	USA	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	Wegverkeer	L _{eq}	0,31%
Soguel	1989	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling bij een stijging van 1 dB(A)	Wegverkeer	L _{Aeq, 16 h}	0,91 %
Gamble et al	1974	USA	Waardedaling van huisprijs per 1 dB(A)	Wegverkeer	L _{eq}	0,26-0,54 %
Iten	1990	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A)	Wegverkeer	L _{eq, 6-22 h}	0,9 %
Pommerehne	1986a	Zwitserland	Gemiddelde rentedaling per 1 dB(A)	Wegverkeer	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	Wegverkeer	LDN	0,88 %
Nelson	1982	Canada & VS	NDSI, gebaseerd op 9 studies	Wegverkeer		0,4 %
Levinson & Gillen	1997		Gemiddelde NSDI voor alle geluidsstudies sinds 1967			0,62 %
Lake	1998		NSDI	Wegverkeer		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 et al	1998		Marginale WTP om geluid te reduceren	Wegverkeer	L _{Aeq}	

NDSI: Noise Depreciation Index

Tabel 3. Prijzen van maatregelen (avoidance costs en/of averting behaviour)

Auteur	Jaar	Land	Maatregel ¹⁾	Prijs
IRT	1983	Frankrijk	De isolatiekosten buitenshuis voor 50-40 dB(A) norm	12-91 biljoen Fr.Francis
UIC	1987	NL	Overheidsuitgaven lawaaibestrijding	77 miljoen gulden
Sharp et al	1976	Groot-Brittannië	Reductie verkeerslawaai met 10 dB(A)	14,2 biljoen Engelse pond
Van der Meijs-a	1983	NL	Potentieel isolatieprogramma	100-300 miljoen gulden
Van der Meijs-b	1983	NL	Lawaai bestrijding bij de bron	450-900 miljoen gulden

1) Het kan gaan om maatregelen die daadwerkelijk zijn uitgevoerd of om maatregelen die men zou willen uitvoeren