

CE Delft

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

Kostenmethodieken klimaatbeleid

Een analyse van verschillende
methoden voor de transportsector

Eindrapport

Delft, november 2007

Opgesteld door: M.D. (Marc) Davidson
M.H. (Marisa) Korteland
A. (Arno) Schroten
R.T.M. (Richard) Smokers
S.M. (Sander) de Bruijn



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

Marc Davidson, Marisa Korteland, Arno Schroten, Richard Smokers,
Sander de Bruijn
Kostenmethodieken klimaatbeleid
Een analyse van verschillende methoden voor de transportsector
Delft, CE, 2007

Klimaatverandering / Transport / Overheidsbeleid / Kosten / Rendement /
Economische factoren / Meetmethoden / Analyse

Publicatienummer: 07.7480.48

Alle CE-publicaties zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Opdrachtgever: Milieu en Natuurplanbureau
Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Marc Davidson

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

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

De meest actuele informatie van CE is te vinden op de website: www.ce.nl.

Dit rapport is gedrukt op 100% kringlooppapier

Inhoud

Samenvatting	1
1 Inleiding	5
2 Analyse kostenmethodieken	7
2.1 Inleiding	7
2.2 Verschillen in perspectief	8
2.2.1 De eindgebruiker	8
2.2.2 De maatschappij	9
2.2.3 De overheid	10
2.2.4 Bespreking	10
2.3 Verschillen in berekening directe bestedingen	11
2.3.1 Directe bestedingen	12
2.3.2 Fabriekskosten of eindgebruikerprijzen	13
2.3.3 Referentiescenario en referentietechniek	13
2.3.4 <i>Ex ante</i> of <i>ex post</i> kostenramingen	14
2.3.5 Bespreking	16
2.4 Directe bestedingen versus brede welvaartsanalyse	16
2.4.1 Directe effecten: welvaartsverlies/winst en gedragsverandering	17
2.4.2 Directe effecten: positionele goederen	20
2.4.3 Indirecte effecten	21
2.4.4 Monetarisering bijkomstige externe effecten	23
2.5 Een rekenvoorbeeld	26
3 Casestudie 1: snelheidsbegrenzer bestelauto's	29
3.1 Inleiding	29
3.2 Maatregel	30
3.3 Reductie van CO ₂ -emissies	30
3.4 Kosten	31
3.4.1 Directe bestedingen	31
3.4.2 Welvaartskosten	33
3.4.3 Bijkomstige externe kosten	33
3.4.4 Indirecte kosten	35
3.5 Kosteneffectiviteit	36
3.6 Gevoeligheidsanalyses	37
4 Casestudie 2: 'downsizing' wagenpark	39
4.1 Inleiding	39
4.2 Resultaten van beschikbare studies	41
4.2.1 TNO 2006	41
4.2.2 ZEW (2006), TML (2006) en EC (2007a) 60	43
4.3 Aspecten die de berekening van CO ₂ -vermijdingskosten beïnvloeden	45
4.3.1 Baseline	45

4.3.2	Technische maatregelen vs. Beleidsmaatregelen	45
4.3.3	Systeemafbakening	45
4.3.4	Tijdhorizon	46
4.3.5	Formules voor berekening van CO ₂ -vermijdingskosten	46
4.3.6	Van typekeuring naar 'real-world', 'well-to-wheel' en CO ₂ -equivalenten	48
4.3.7	Gevoeligheid voor variatie van inputgegevens	49
4.3.8	Vergelijking van data uit verschillende bronnen	50
4.4	Interactie tussen CO ₂ en overige emissies	50
4.5	Brede welvaartsanalyse	51
4.5.1	Directe bestedingen	53
4.5.2	Welvaartseffecten en gedragsverandering	53
4.5.3	Bijkomstige externe effecten	55
4.5.4	Totale kosten	56
5	Interviews	57
5.1	Geïnterviewden	57
5.2	Uitkomsten	57
6	Conclusies en aanbevelingen	59
6.1	Conclusies	59
6.2	Aanbevelingen	61
	Literatuurlijst	63

Samenvatting

In deze studie is geanalyseerd waarom verschillende studies naar de kosteneffectiviteit van klimaatmaatregelen in het verkeer zo een verschillende uitkomsten hebben. Voor dit doel zijn experts in Nederland geraadpleegd en is de nationale en internationale literatuur bestudeerd. In de analyse van de gebruikte kostenmethodieken zijn drie typen keuzen onderscheiden die in sterke mate de uitkomst bepalen. Ten eerste het *perspectief* van de methodiek. Worden de kosten beschouwd vanuit het oogpunt van de eindgebruiker, de maatschappij of de overheid? Ten tweede keuzen in de bepaling van de directe uitgaven, zoals de afschrijvingstermijn en de ex ante inschatting van investeringskosten. Ten derde de keuze of men alleen kijkt naar directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse uitvoert. Worden bijvoorbeeld de welvaartseffecten van gedragsveranderingen of bijkomstige externe effecten meegenomen?

Conclusies

- 1 Met name in de transportsector kan de kosteneffectiviteit zeer verschillen vanuit het perspectief van de eindgebruiker of de maatschappij als geheel. De eerste reden is dat maatregelen in het verkeer die de brandstofconsumptie beogen te reduceren ook een effect hebben op de accijns-overdrachten tussen gebruikers en overheid. In het verkeer maken accijnzen een substantieel deel uit van de vervoerskosten. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker worden besparingen op deze kosten wel meegenomen, terwijl zij niet meetellen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel. Ten tweede hebben verkeersmaatregelen die het aantal verreden kilometers verminderen ook een substantieel welvaartseffect in de vorm van gereduceerde andere externe effecten, hetgeen wel wordt meegenomen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel, maar niet vanuit de eindgebruiker.
Hoewel de keuze van perspectief in de transportsector zeer bepalend is voor de uitkomst, is de keuze niet *problematisch*. Over het algemeen onderscheiden onderzoekers en beleidsmakers duidelijk dat de twee perspectieven verschillende doelen dienen en daarom onvergelijkbaar zijn. Veel studies presenteren daarom uitkomsten voor zowel het perspectief van de eindgebruiker als de maatschappij als geheel.
- 2 Centraal in de berekeningen van kosteneffectiviteit, zowel vanuit het perspectief van de eindgebruiker als de maatschappij als geheel, staan de directe bestedingen voor het treffen van de maatregelen, dat wil zeggen kapitaal-kosten, operationele kosten en reguleringskosten. Onder de operationele kosten vallen ook veranderingen in brandstofgebruik. Op drie keuzen die de bepaling van de directe bestedingen bepalen, zijn wij nader ingegaan. Wordt uitgegaan van fabriekskosten of eindgebruikerprijzen? Welk referentiescenario wordt gebruikt, bijvoorbeeld ten aanzien van de brandstofprijsontwikkeling? Hoe wordt de kostprijsontwikkeling van nieuwe technologieën

ingeschat? Verschillende keuzen ten aanzien van deze vragen blijken de schattingen van directe bestedingen in sterke mate te beïnvloeden.

- 3 In de Methodiek Milieukosten uit 1994 en 1998 wordt aanbevolen kosteneffectiviteit van milieumaatregelen te bepalen op basis van directe uitgaven. Vele nationale en internationale studies volgen deze aanpak. Er verschijnen echter steeds meer rapporten, zowel vanuit het beleid als het onderzoek, waarin een brede welvaartsanalyse wordt aanbevolen. Vanuit een brede welvaartsanalyse worden niet alleen de directe uitgaven als kosten gezien, maar ook het welvaartsverlies dat gepaard kan gaan met gedwongen gedragsverandering, indirecte kosten en andere externe effecten dan de maatregel in eerste instantie beoogt te reduceren. Voor een aantal verkeersmaatregelen zijn dergelijke analyses uitgevoerd. Studies waarin vanuit een brede welvaartsanalyse de kosteneffectiviteit van een breed scala aan maatregelen wordt vergeleken zijn echter zeldzaam. Het Optiedocument Verkeersemissies is hierop een uitzondering. Over het algemeen worden studies, waarin verschillende verkeersmaatregelen met elkaar worden vergeleken, enkel op een analyse van directe uitgaven gebaseerd. Dit laatste kan twee redenen hebben. Ten eerste is een brede welvaartsanalyse complexer en daarmee tijdrovender dan een analyse van directe uitgaven. Dit is uiteraard een probleem wanneer een groot aantal maatregelen moet worden beoordeeld. Ten tweede volgen de kosten en eventuele baten die een brede welvaartsanalyse toevoegt aan een analyse van directe uitgaven uit afgeleide berekeningen en modellen. Deze kosten en baten zijn daarmee open voor meer discussie. Met name twee extra 'kostenposten' in een brede welvaartsanalyse zorgen voor sterk afwijkende resultaten van studies die geen brede welvaartsanalyse uitvoeren:
 - a Met name in het transport hebben klimaatmaatregelen ook op andere externe effecten een substantiële invloed. Maatregelen die het brandstofverbruik verminderen, verminderen niet alleen de uitstoot van CO₂, maar ook de uitstoot van bijvoorbeeld NO_x en fijn stof. Maatregelen die het aantal verreden kilometers verminderen, verminderen niet alleen de emissies, maar ook de geluidhinder, de congestie en het aantal verkeersslachtoffers. Omdat de meeste studies veronderstellen dat de meeste van de verschillende genoemde externe effecten in dezelfde orde van grootte liggen wat betreft maatschappelijk belang, heeft het wel of niet meetellen van de invloed op andere externe effecten een grote invloed op de bepaling van de kosteneffectiviteit van een maatregel.
 - b Maatregelen om het aantal verreden kilometers of het brandstofverbruik te verminderen betekenen vaak een gedwongen gedragsverandering. Zonder de maatregel zouden mensen meer kilometers hebben gemaakt of een ander type auto hebben aangeschaft. Wanneer enkel de directe uitgaven in beeld zouden worden gebracht, zouden dergelijke maatregelen alleen maar winst opleveren. Diegene die afziet van een autorit of een kleinere auto aanschaft, houdt immers geld op zak. Vanuit een brede welvaartsanalyse kunnen andere conclusies worden getrokken. Iets niet kunnen doen wat men eigenlijk had willen doen is een welvaartsverlies. Aan de hand van bijvoorbeeld de hoogte van de benodigde prijsprikkel is



dit effect in geld uit te drukken. Uit dergelijke studies blijkt dat vanwege de al relatief hoge belastingen op autobezit en gebruik extra reductie van transport hoge maatschappelijke kosten met zich meebrengt. Een alternatieve zienswijze is de bestaande hoge kosten op autobezit en gebruik al te beschouwen als een manier van beprijzen van de negatieve externe effecten van transport. In dat geval kunnen additionele voorschriften - voor zover de negatieve externe effecten van transport al beprijsd en geïnternaliseerd zijn - de welvaart niet meer verhogen en mogelijk zelfs verlagen.

Er zijn echter verschillende argumenten waarom het welvaartsverlies minder groot zou kunnen zijn dan op het eerste gezicht lijkt vanuit een brede welvaartsanalyse. Wel belangrijk is op te merken dat het hier om 'minderheidsstandpunten' gaat:

- Ten eerste is veel transportgedrag gewoontegedrag. Wat ex ante aan welvaartsverlies wordt ingeschat, blijkt ex post (zowel voor de consument als de onderzoeker) mee te vallen.
- Ten tweede heeft de aanschaf van onzuinige auto's met relatieve consumptie te maken. Men ontleent welvaart aan een grotere auto dan de buurman. Wanneer beleid het gehele wagenpark treft, heeft dit geen invloed op de relatieve consumptie. De welvaartseffecten zijn dan minder groot dan verwacht.
- Ten derde bestaat de principiële opvatting dat het niet kunnen uitvoeren van consumptief gedrag dat maatschappelijk als ongewenst wordt gezien niet als kosten van beleid moeten worden gezien.
- Ten vierde zouden de welvaartseffecten deels kunnen worden gecompenseerd door de opbrengsten van heffingen in het verkeer te gebruiken om andere versturende belastingen, zoals de inkomstenbelasting, te verlagen. Er is een groeiende literatuur die vanwege dit argument de kosteneffectiviteit van prijsmaatregelen in het verkeer als zeer gunstig ziet.

Aanbevelingen

Zoals hiervoor betoogd, zien wij het verschil in uitkomsten van kosteneffectiviteitanalyse door verschillen in perspectief (eindgebruiker of maatschappij als geheel) niet als problematisch. Over het algemeen onderscheiden onderzoekers en beleidsmakers duidelijk dat de twee perspectieven verschillende doelen dienen en daarom onvergelijkbaar zijn.

Ook ten aanzien van verschillen in uitkomsten van kosteneffectiviteitanalyse door verschillende keuzen ten aanzien van de bepaling van directe bestedingen hebben wij geen concrete aanbevelingen. Per kosteneffectiviteitanalyse zal moeten worden nagegaan of de keuzen en uitgangspunten voldoende en overtuigend worden onderbouwd. Wij zien hier in ieder geval in de Nederlandse context geen fundamenteel verschillende benaderingen tussen onderzoekers.

Ten aanzien van het onderscheid van kosteneffectiviteitanalyse op basis van een analyse van directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse hebben wij de volgende aanbevelingen toegespitst op de Nederlandse context.

In 1994 is de Methodiek Milieukosten opgesteld (update 1998), waarin expliciet wordt aanbevolen alleen directe bestedingen mee te nemen bij de bepaling van kosteneffectiviteit van milieumaatregelen. Dat wil zeggen dat in de Methodiek Milieukosten ten eerste wordt aanbevolen bijkomstige externe effecten ten gevolge van een maatregel niet te monetariseren. Ten tweede wordt aanbevolen welvaartseffecten ten gevolge van gedragsverandering niet mee te nemen. Inmiddels zijn echter vele nationale en internationale studies verschenen die een brede welvaartsanalyse aanbevelen waarin dergelijke effecten wel worden meegenomen. Met name in het licht van het verschijnen van de recente Leidraad Maatschappelijke Kosten-batenanalyse, die een brede welvaartsanalyse aanbeveelt, lijkt het voor de hand te liggen ook de Methodiek Milieukosten opnieuw te updaten. Een tweede reden voor een dergelijk update is dat ten tijde van de opstelling van de Methodiek Milieukosten het accent van het milieubeleid meer lag bij het voorschrijven van concrete technieken dan tegenwoordig. Het huidige milieubeleid, waarin economische instrumenten en prikkels tot gedragsverandering een belangrijke rol spelen, vraagt in sterkere mate om een brede welvaartsanalyse. Te denken valt aan de volgende wijzigingen:

- Het wijzigen van de aanbeveling welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering niet als kosten aan te merken en buiten de methodiek te houden. In plaats daarvan zou de aanbeveling kunnen luiden dergelijk welvaartsverlies wel te monetariseren, tenzij er redelijkerwijze geen noodzaak is voor een dergelijke analyse. Dit laatste zal bij vele voorschriften voor concrete energiebesparende technieken het geval zijn. Wel verdient het de aanbeveling om het opnemen van welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering in kostencijfers expliciet te vermelden. Bovendien moet de berekeningswijze voor de gebruiker van de cijfers helder en transparant worden toegelicht waarbij duidelijk is wat wel en wat niet is opgenomen en wat daarvan het effect op het eindresultaat is.
- De aanbeveling om bijkomstige externe effecten te monetariseren, in plaats van de huidige aanbeveling dat niet te doen en richtlijnen over te nemen (op basis van de Leidraad MKBA) hoe externe effecten dienen te worden gemonetariseerd.

Op dit moment achten verschillende instituten de financiële waarderingen van externe effecten al robuust genoeg om berekeningen op te baseren. Anderen achten de schattingen echter nog te onzeker. Voor de consistentie van het beleid en in het licht van de Leidraad Maatschappelijke Kosten-batenanalyse bevelen wij een discussie aan over de wenselijkheid en haalbaarheid van uitbreiding van de Leidraad met een lijst aanbevolen financiële waarderingen voor externe effecten, zowel voor maatschappelijke kosten-batenanalyse als voor kosten-effectiviteitanalyse.



1 Inleiding

De Nederlandse overheid heeft zich in nationaal en internationaal verband ambitieuze doelen gesteld met betrekking tot de reductie van gassen die bijdragen aan klimaatverandering. De doelen zijn ambitieus in de zin dat er met het behalen van de doelen substantiële maatschappelijke kosten zijn gemoeid. Het is daarom van belang de doelen tegen zo laag mogelijke kosten te behalen, mede met het oog op behoud van maatschappelijk draagvlak. Anders gezegd: het is zaak die maatregelen te treffen waarvan de kosten per vermeden emissie het laagst zijn.

Het berekenen van de kosten van verschillende maatregelen is echter geen eenduidige zaak. Er bestaan namelijk diverse kostenbegrippen die elk tot een andere beoordeling van reductieopties komen. Terwijl de ene methode tot de conclusie kan leiden dat een maatregel zeer duur is, kan met de andere methode worden geconcludeerd dat dezelfde maatregel juist meer oplevert dan kost. Met name in het transport blijken de verschillende benaderingen vaak tot geheel andere conclusies te leiden. In vele studies naar de kosteneffectiviteit van klimaatbeleid komt het transport vaak naar voren als de sector waar geld kan worden verdiend, terwijl in andere sectoren juist hoge kosten moeten worden gemaakt.

Om meer zicht te krijgen op de verschillende methoden en het effect ervan op de beoordeling van reductiemaatregelen, heeft het MNP aan CE Delft gevraagd om een systematische analyse te maken van nationaal en internationaal gehanteerde methodes voor het berekenen van kosteneffectiviteit.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 inventariseren en bespreken wij de belangrijkste keuzen die de verschillen in uitkomsten verklaren tussen de verschillende berekeningen van kosteneffectiviteit in de transportsector. In de analyse onderscheiden wij drie groepen van invloedrijke keuzen. Ten eerste het *perspectief* van de methodiek. Worden de kosten beschouwd vanuit het oogpunt van de eindgebruiker, de maatschappij of de overheid? Ten tweede keuzen in de bepaling van de directe uitgaven, zoals de afschrijvingstermijn en de ex ante inschatting van investeringskosten. Ten derde de keuze of men alleen kijkt naar directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse uitvoert. Worden bijvoorbeeld de welvaartseffecten van gedragsveranderingen of externe effecten meegenomen? In hoofdstuk 3 en 4 worden twee casestudies besproken die de invloed illustreren van verschillende keuzen op de kosteneffectiviteit van maatregelen. Hoofdstuk 3 bespreekt de snelheidsbegrenzer voor bestelauto's. Hoofdstuk 4 bespreekt Europees beleid om de CO₂-emissies van nieuwe personenauto's te reduceren naar 130 g/km in 2012. Hoofdstuk 5 geeft conclusies en aanbevelingen.

2 Analyse kostenmethodieken

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk inventariseren en bespreken wij de belangrijkste keuzen die de verschillen in uitkomsten verklaren tussen de verschillende berekeningen van kosteneffectiviteit in de transportsector. In dit hoofdstuk wordt echter geen systematisch stappenplan gegeven voor een volledige kosteneffectiviteitanalyse. Die aspecten die min of meer oncontroversieel zijn, bespreken wij slechts kort. Voor een volledig overzicht van een gangbare kosteneffectiviteitanalyse (KEA) verwijzen wij naar de Methodiek Milieukosten (VROM, 1994, 1998), het recente rapport 'Milieubeleidskosten, Begrippen en berekeningsmethoden' van de Vlaamse overheid (LNE, 2007 en achtergrondrapport VITO, 2003) en de Leidraad Kosten-batenanalyse (CE, 2007).

In de analyse van de kostenmethodieken onderscheiden wij drie groepen van invloedrijke keuzen. Ten eerste het *perspectief* van de methodiek. Worden de kosten beschouwd vanuit het oogpunt van de eindgebruiker, de maatschappij of de overheid? Dit onderwerp bespreken we in paragraaf 2.2. Ten tweede keuzen in de bepaling van de directe uitgaven, zoals de afschrijvingstermijn en de ex ante inschatting van investeringskosten. Degelijke keuzen komen aan de orde in paragraaf 2.3. Ten derde de keuze of men alleen kijkt naar directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse uitvoert. Worden bijvoorbeeld de welvaarts-effecten van gedragsveranderingen of externe effecten meegenomen? Deze vragen zijn het onderwerp van paragraaf 2.4.

Een belangrijk deel van deze keuzen wordt beïnvloed door de vraag of er technieken of beleid wordt onderworpen aan de kosteneffectiviteitsanalyse. Traditioneel is de KEA vooral opgezet om technieken te beoordelen op hun kosten in relatie tot de effecten. De KEA geeft daarmee informatie welke technieken goedkoper zijn om de gestelde doelen te halen, hetgeen een rol kan spelen in de beleidsvoorbereiding. Voor de totale kosten van het beleid is een KEA van technieken evenwel niet voldoende. Het beleid brengt zelf ook kosten met zich mee. Daarnaast is het onduidelijk of beleid wordt ingevuld met *technische* maatregelen of met *organisatorische* maatregelen. Een kilometerheffing gedifferentieerd naar voertuig kan bijvoorbeeld enerzijds tot kosten leiden van voertuigvervanging maar anderzijds ook resulteren in een verschuiving van de vraag naar mobiliteit. Voor beleid dient een KEA dus anders te worden opgezet dan voor een onderzoek naar de kosteneffectiviteit van diverse technische maatregelen.

Opgemerkt moet worden dat in deze studie met name keuzen zijn geïnventariseerd die de *kosten* van klimaatmaatregelen beïnvloeden. Kosteneffectiviteit wordt natuurlijk ook beïnvloed door de bepaling van de beoogde *baten*, dat wil zeggen de gereduceerde CO₂-emissies. Keuzen die de bepaling van de hoeveelheid gereduceerde CO₂-emissies beïnvloeden zijn grotendeels buiten beschouwing gelaten, zoals het wel of niet meenemen van het 'rebound effect',

de keuze van emissiescenario's en de correctie voor dubbeltelling van baten bij de combinatie van verschillende maatregelen.

2.2 Verschillen in perspectief

In de literatuur worden drie perspectieven op kosteneffectiviteit onderscheiden, van elkaar verschillend in degenen die de kosten dragen: degenen die de maatregelen treffen (de eindgebruiker), de maatschappij als geheel en de overheid. Wij bespreken de verschillende perspectieven en hun toepassing eerst afzonderlijk alvorens wij het belang van de keuze toelichten in paragraaf 2.2.4.

2.2.1 De eindgebruiker

Vanuit het perspectief van de eindgebruiker worden de kosten vastgesteld voor degenen die de milieumaatregelen treffen, dus vanuit het perspectief van bedrijven, instellingen of gezinnen. Dit perspectief geeft inzicht hoe de lasten van milieubeleid zijn verdeeld over de verschillende maatschappelijke actoren en daarmee ook het mogelijke draagvlak onder de actoren voor het beleid. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker:

- tellen externe effecten niet mee, aangezien deze per definitie bij anderen terechtkomen;
- tellen de gevolgen van heffingen en subsidies wel mee, hoewel deze vanuit maatschappelijk perspectief enkel herverdelingen inhouden;
- tellen uitvoeringskosten voor de overheid niet mee;
- is de afschrijvingstermijn of discontovoet voor investeringen over het algemeen hoger dan vanuit maatschappelijk perspectief.

Het eindgebruikerperspectief wordt in vele studies gehanteerd. Allereerst is dit perspectief gekozen in de Methodiek Milieukosten die het Ministerie van VROM hanteert als standaard voor het definiëren en berekenen van de kosten van milieubeheer (1994, 1998).¹ De Methodiek Milieukosten is gehanteerd in de Uitvoeringsnota Klimaatbeleid (VROM, 1999)², waarin de kosten van beleidsmaatregelen rondom zuiniger auto's, zuiniger rijgedrag en verlaging van mobiliteit op eindgebruikerniveau zijn gedefinieerd, en door het RIVM in een onderzoek naar de kosteneffectiviteit van milieumaatregelen (RIVM, 2000a). De Methodiek Milieukosten wordt sindsdien onder andere gebruikt voor het bepalen van de milieukosten per doelgroep in het Milieu- en Natuurcompendium, een gezamenlijke publicatie van het CBS en het Milieu- en Natuurplanbureau (zie ook RIVM, 2001). Recente handleidingen voor beleidsmakers, zoals VROM (2004), refereren aan deze methodiek.

¹ De notitie *Kosten en baten in het milieubeleid: definities en berekeningsmethoden* (VROM, 1998) stelt onder paragraaf 1.3 *Uitgangspunten en afbakening*: 'De methodiek stelt de kosten vast vanuit het perspectief van degenen die de milieumaatregelen treffen, dus vanuit het perspectief van bedrijven, instellingen of gezinnen.' Voor de berekening van de kosten en baten van energiebesparing werkt de notitie ook een maatschappelijk perspectief uit. Ook in de betreffende paragraaf 5.6 wordt dit maatschappelijk (of nationale) perspectief echter onderscheiden van de 'Methodiek Milieukosten', die is gedefinieerd als een eindgebruikerbenadering (p. 50).

² Naast de toepassing van de Methodiek Milieukosten worden in de Uitvoeringsnota ook de nationale kosten vermeld.

Het eindgebruikerperspectief wordt tevens gebruikt in verschillende internationale onderzoeksrapporten naar kosteneffectiviteit van bijvoorbeeld brandstofbesparende voertuigtechnieken. Zie bijvoorbeeld AEA (2001); Decicco & Ross (1996); IEEP et al. (2004); TNO (2006). Een voorbeeld van een studie naar de kosteneffectiviteit van biobrandstoffen waarin het eindgebruikerperspectief is gehanteerd is S&T Consultants (2003).

Ook buitenlandse beleidsmakers hanteren vaak een eindgebruikerperspectief. De Europese Commissie (EC, 2005) heeft een handboek voor impact assessment waarbij kosteneffectiviteit aan de orde komt. Hierin wordt expliciet naar de Methodiek Milieukosten verwezen. Het gaat hier om de kosten bij diverse partijen voor projecten om een bepaald einddoel te realiseren. De ECMT (2007) verwijst naar kosteneffectiviteit cijfers uit CE (2005b) waarin de (extra) uitgaven voor bedrijven om diverse emissiereducerende technologische maatregelen door te voeren wordt beschouwd. Deze methode kan als een beperkte eindgebruikerbenadering worden geïnterpreteerd.

2.2.2 De maatschappij

Vanuit maatschappelijk (nationaal) perspectief worden de kosten vastgesteld voor de maatschappij als geheel. Vaak wordt daarbij een nationale schaal gehanteerd, maar soms ook een internationale schaal, zoals bijvoorbeeld CONCAWE (2007) die een Europese schaal hanteren. Dit maatschappelijke perspectief is nuttig vanuit macro-economisch perspectief, wanneer men is geïnteresseerd in de invloed op de totale maatschappelijke welvaart los van verdelingseffecten. Vanuit het perspectief van Nederland als geheel:

- tellen externe (milieu)kosten in principe mee;
- tellen de gevolgen van heffingen en subsidies over het algemeen niet mee, voor zover deze enkel een herverdeling inhouden;
- tellen uitvoeringskosten voor de overheid wel mee, zoals de inzet van personeel, uitbestedingen aan informatiediensten, adviezen, monitoring etc.;
- is de afschrijvingstermijn voor investeringen over het algemeen langer (of discontovoet lager) dan vanuit het perspectief van de eindgebruiker.

Het maatschappelijk perspectief is het meest gehanteerde perspectief in de recente onderzoeken naar de kostenefficiëntie van klimaatmaatregelen in de transportsector. In de studies naar brandstofbesparende technieken voor voertuigen wordt dit perspectief onder meer gehanteerd door IPCC (2001), AEA (2001), ECMT (2006), IEEP et al. (2005), Johansson & Aahman (2002), Kleit (2004), T&E (2005) en TNO (2006). Ook het IEA (2006a) *Energy Technology Perspectives: Scenarios and Strategies to 2050* kiest een maatschappelijk perspectief, blijkend uit de correctie van brandstofbesparingen voor belastingen en de lage discontovoet voor de berekening van netto contante waarde. De IEA-studie staat centraal in IPCC (2007) en de Stern Review (2006). Daarnaast wordt in de onderzoeken naar de kostenefficiëntie van biobrandstoffen ook meestal gekozen voor een maatschappelijk perspectief (bijv. CONCAWE, 2007; CE, 2005). Tot slot wordt in het *Optiedocument Verkeersemisies (RIVM/CE, 2004)*,

waarin o.a. de CO₂-emissiereducties en kosten van verschillende beleidsmaatregelen worden onderzocht, ook uitgegaan van een maatschappelijk perspectief.

Overigens dient wel opgemerkt te worden dat niet alle studies die uitgaan van een maatschappelijk perspectief volledig zijn in de kosten die beschouwd worden. Vaak beperkt het maatschappelijk perspectief zich tot een correctie voor belastingen. Zo wordt bijvoorbeeld in verschillende studies naar de kosteneffectiviteit van brandstofbesparende voertuigtechnieken enkel rekening gehouden met de extra voertuigkosten en de (bespaarde) brandstofkosten (zie bijv. IEEP et al., 2005; T&E, 2005; TNO, 2006). Een reductie van andere externe effecten van transport dan CO₂-emissies (zoals luchtvervuilende emissies, geluidsoverlast, veiligheid) blijven buiten beeld. Paragraaf 2.4 gaat nader in op deze andere kostenposten bij de bepaling van de kostenefficiëntie van een maatregel.

In de Verenigde Staten (EPA, 2000; 2006), het Verenigd Koninkrijk (DfT, 2006) en Vlaanderen (LNE, 2007) bestaan officiële richtlijnen voor de analyse van kosteneffectiviteit van beleidsopties waarin een maatschappelijk perspectief is gekozen.

2.2.3 De overheid

Met het overheidspectief wordt hier bedoeld op de *overheidsuitgaven*. In principe zijn hier twee benaderingen te onderscheiden. Ten eerste de benadering waarin enkel wordt gekeken naar de uitvoeringskosten of 'apparaatskosten'. Apparaatskosten hebben betrekking op alle kosten die nodig zijn om een beleidsinstrument te laten functioneren. Het gaat hier met name om inzet van personeel - bijvoorbeeld voor handhaving van regulering, uitvoering van subsidieregelingen, opzet van een emissiehandelssysteem, beleidsvorming, etc. - maar ook om uitbestedingen aan informatiediensten, adviezen, monitoring, opleidingen, e.d. (ECN/RIVM, 2004). In de tweede benadering wordt niet alleen gekeken naar de apparaatskosten, maar ook de bestede subsidiegelden (CE, 2005; MNP, 2007). Hierbij gaat het om de zogenoemde *subsidie-effectiviteit*. Zie bijvoorbeeld: FEM (2007).

2.2.4 Bespreking

Verschillende studies beperken zich in hun analyses niet tot één perspectief, maar behandelen zowel een eindgebruikerbenadering als een maatschappelijke kostenbenadering, zoals in het *Optiedocument Verkeersemissies* (RIVM/CE, 2004) en het *Optiedocument energie en emissies 2010/2020* (ECN, 2006), vanuit de visie dat iedere kostenmethodiek zijn eigen informatiewaarde en toepassingsgebied heeft. Het is dan ook niet mogelijk om op theoretische gronden één van de perspectieven als superieur aan te wijzen. Afhankelijk van de beoogde informatiebehoefte dient het perspectief vastgesteld te worden. Onder onderzoekers die beide perspectieven bespreken bestaat dan ook weinig discussie over het 'juiste' perspectief (zie ook IPCC, 2007).

Er zijn twee redenen waarom met name in de transportsector het perspectief van de eindgebruiker en de maatschappij als geheel sterk kunnen verschillen. De eerste reden is dat maatregelen in het verkeer die de brandstofconsumptie beogen te reduceren ook een effect hebben op de accijnsoverdrachten tussen gebruikers en overheid. In het verkeer maken accijnzen een substantieel deel uit van de vervoerskosten. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker worden besparingen op deze kosten wel meegenomen, terwijl zij niet meetellen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel omdat het dan alleen overdrachten zijn van de eindgebruikers naar de overheid. Ten tweede hebben verkeersmaatregelen die het aantal verreden kilometers verminderen ook een substantieel welvaartseffect in de vorm van gereduceerde andere externe effecten, hetgeen in principe wel wordt meegenomen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel, maar niet vanuit de eindgebruiker.

Juist de al aanwezige hoge accijnzen op brandstoffen in het transport ten opzichte van de brandstofbelastingen in andere sectoren geven een van de verklaringen waarom verschillende studies concluderen dat maatregelen in het transport minder kosteneffectief zijn dan maatregelen in andere sectoren, zoals de energiesector (IEA, 2006a; Strachan *et al.*, 2007). Vanwege de hoge accijnzen levert verdere besparing op energiegebruik weliswaar besparing op vanuit het perspectief van de eindgebruiker, maar veel minder vanuit maatschappelijk perspectief. De overheid derft dan ook minder accijnsinkomsten (zie ook Van Herbruggen en Proost, 2002).

Vereenvoudigde illustratie: een zuinigere motor kost € 1.000 extra en bespaart over de levensduur van de auto € 1.500 aan brandstof en circa 3 ton CO₂. Van de € 1.500 aan brandstof is echter circa € 1.000 belastingen. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker is de kosteneffectiviteit dan $(1.000 - 1.500)/3 = \textit{minus} 167 \text{ €/ton CO}_2$: de maatregel levert geld op. Vanuit maatschappelijk oogpunt is de kosteneffectiviteit echter $(1.000 - 500)/3 = \textit{plus} 167 \text{ €/ton CO}_2$.

Hoewel het perspectief van de eindgebruiker en de maatschappij als geheel een duidelijk verschillend doel dienen, is in vele van de onderzochte studies en beleidsdocumenten onduidelijk welk perspectief is gekozen en is onduidelijk hoe de term kosteneffectiviteit wordt gehanteerd. Het gaat hierbij om studies uit Canada (AMG, 2002; GoC, 2002), Australië (Abare, 2006), US (CBO, 2003; EPA, 2003), UK (HMT, 2003) en Zweden (Regeringskansliet, 2005).³ In die gevallen bestaat het gevaar dat in één en dezelfde studie bij het vergelijken met resultaten uit andere studies verschillende perspectieven door elkaar heen worden gebruikt.

2.3 Verschillen in berekening directe bestedingen

Centraal in de berekeningen van kosteneffectiviteit, zowel vanuit het perspectief van de eindgebruiker als de maatschappij, staan de directe bestedingen voor het

³ Indirect valt wel vaak op te maken welke benadering is gekozen. Als bijvoorbeeld een hoge discontovoet wordt gebruikt of met marktprijzen wordt gerekend (bijv. CBO (2003)) is het aannemelijk dat het gaat om een eindgebruikerskostenbenadering. Bij HMT (2003) is het lastiger omdat wel met marktprijzen wordt gerekend, maar er ook een relatief lage discontovoet gebruikt wordt (3,5%).

treffen van de maatregelen. Voordat in paragraaf 2.4 andere kostenposten worden besproken, gaan wij in deze paragraaf eerst in op keuzen die de berekening van de directe bestedingen beïnvloeden. Paragraaf 2.3.1 behandelt eerst in algemene zin de directe bestedingen. Daarna worden achtereenvolgens behandeld: paragraaf 2.3.2 Fabriekskosten of eindgebruikerprijzen; paragraaf 2.3.3 Referentiescenario; paragraaf 2.3.4 *Ex ante* of *ex post* kostenramingen. In paragraaf 2.3.5 volgt een korte bespreking. NB! deze paragrafen dienen ter illustratie en zijn niet bedoeld als een volledig overzicht van de mogelijke keuzen die de berekening van de directe bestedingen beïnvloeden. Zo bespreken wij hier niet de invloedrijke keuze van de afschrijvingstermijn of de discontovoet. Zie voor een bespreking: VROM (1998) en CE (2007).

2.3.1 Directe bestedingen

De directe bestedingen van klimaatmaatregelen kunnen worden onderverdeeld in drie kostenposten (LNE, 2007):

- kapitaalkosten;
- operationele kosten;
- reguleringskosten.

De *kapitaalkosten* hebben betrekking op het totaal aan eenmalige kosten die een maatregel met zich meebrengt. Hierbij gaat het meestal om de aanschafprijs of de productiekosten van een investering, maar ook andere eenmalige kosten kunnen hiertoe gerekend worden, zoals de zogenaamde retrofitkosten (kosten van aanpassing) en eventuele scholingskosten. De *operationele kosten* zijn de lopende uitgaven die gemaakt worden om de klimaatmaatregel/techniek operationeel te maken en te houden. Het kan dan bijvoorbeeld gaan om de (extra) onderhoudskosten van een hybride auto. Sommige klimaatmaatregelen zorgen naast extra kosten ook voor besparingen of opbrengsten. Zo wordt er dankzij een zuinigere auto bespaard op de brandstofkosten. Met deze neveneffecten moet ook rekening worden gehouden bij de bepaling van de kosten van een klimaatmaatregel. Dit wordt gedaan door uit te gaan van de netto operationele kosten, d.w.z. de bruto operationele kosten min de besparingen en/of opbrengsten. De *reguleringskosten* hebben tenslotte betrekking op de kosten voor de regulerende overheid. Het gaat dan bijvoorbeeld om de kosten van beleidsvoorbereiding, implementatiekosten en handhavingkosten. Daarnaast behoren ook de extra kosten die ontstaan voor doelgroepen als gevolg van invoering van de klimaatmaatregel maar die niet rechtstreeks bijdragen tot het bereiken van de klimaatdoelstelling tot de reguleringskosten. Het gaat dan voornamelijk om administratieve kosten, zoals de kosten van informatie verzamelen, voortgangsrapportages bijhouden, *et cetera*.

Welke directe kosten onderdeel uitmaken van de kosten van een beleidsmaatregel is afhankelijk van de het perspectief dat is gekozen. Wanneer er wordt gewerkt vanuit een overheidsperspectief, zijn alleen de reguleringskosten, voor zover ze betrekking hebben op de overheid, van belang. Voor het eindgebruikersperspectief zijn juist de kapitaal- en operationele kosten van belang, terwijl vanuit het maatschappelijke perspectief alle kosten dienen te worden

meegenomen. Bij het eindgebruikersperspectief gaat het hierbij om de kosten inclusief belastingen, terwijl de belastingen bij het maatschappelijke perspectief juist worden uitgesloten.

De meeste studies hanteren in hun analyses dezelfde directe kosten. Zo kijken alle studies naar brandstofbesparende voertuigtechnieken naar de extra voertuigkosten en de brandstofbesparingen. Hiermee blijven echter ook directe kosten buiten beeld, zoals de verandering in onderhoudskosten ten opzichte van de referentie. Echter, doordat er meestal nog weinig ervaring is opgedaan met de verschillende technieken bestaat er veel onzekerheid over deze kostenpost en is zelfs niet duidelijk of de onderhoudskosten meer of minder zullen zijn. Dit is de belangrijkste overweging in studies om de onderhoudskosten op nul te zetten. Reguleringkosten worden zeer zelden meegenomen bij de bepaling van de kosteneffectiviteit.

2.3.2 Fabriekskosten of eindgebruikerprijzen

In de meeste studies worden de directe bestedingen bepaald op basis van verkoopprijzen. Indien er wordt gewerkt vanuit een maatschappelijk perspectief dan worden op deze prijzen de belastingen in mindering gebracht. In IEEP et al. (2005) worden daarnaast ook de producentenwinsten in mindering gebracht op de verkoopprijzen (zie ook CE, 2005b). Een zelfde benadering is gevolgd door het IIASA in het RAINS en GAINS-model (IIASA, 1998; IIASA, 2002; IIASA, 2005). TNO (2006) merkt daarover echter op dat producentenprijzen gezien kunnen worden als een vergoeding voor ondernemingsrisico en dus wel meegenomen dienen te worden als kosten. Dezelfde redenering wordt impliciet ook gevolgd door AEA (2001), die de kosten voor brandstofbesparende voertuigtechnieken bepalen door bovenop de productiekosten van deze technieken een mark-up van 20% voor de producenten en van 12% voor de dealers mee te nemen. Ook IEA (2006) gaat bij de bepaling van de kosten van brandstofbesparende technieken uit van de verkoopprijs inclusief de producentenwinsten, maar exclusief belastingen. CONCAWE (2007) maakt gebruik van verkoopprijzen bij de bepaling van de waarde van de aanpassingen aan voertuigen om ze geschikt te maken voor alternatieve brandstoffen. Tenslotte komt deze visie overeen met de wijze waarop winsten worden behandeld in de leidraad MKBA in milieubeleid (CE, 2007).

2.3.3 Referentiescenario en referentietechniek

In principe behandelt een kosteneffectiviteitanalyse (KEA) de meerkosten van een bepaalde techniek of beleidsoptie ten opzichte van een referentietechniek of -beleid. Dit impliceert dat er bij de KEA een keuze moet worden gemaakt voor die referentie. Het referentiescenario dat wordt gekozen om de kosten van CO₂-reducerende maatregelen te onderzoeken is dan ook cruciaal voor de bepaling van de meerkosten. Men dient immers inzicht te hebben hoe de kosten zich zouden ontwikkeld hebben zonder dat de techniek of het beleid zou worden toegepast. In de literatuur worden verschillende concepten onderscheiden (IPPC, 2007):

- Het efficiënte referentiescenario, waarbij wordt aangenomen dat alle bronnen op efficiënte wijze worden gebruikt.
- Het inefficiënte referentiescenario, waarbij wordt aangenomen dat er bepaalde verstoringen bestaan, bijvoorbeeld in de arbeids- en/of energiemarkt.
- Het 'business as usual'-scenario of (de) techniek, waarbij wordt aangenomen dat toekomstige ontwikkelingen dezelfde ontwikkelingen zullen volgen als in het verleden (autonome ontwikkeling) en dat er geen beleidsontwikkelingen plaatsvinden.

De kosten van klimaatbeleid zullen afhangen van de keuze van het referentiescenario of referentietechniek. Zo zullen de kosten hoger uitvallen wanneer er gekozen wordt voor een efficiënt referentiescenario i.p.v. een 'business as usual'-scenario, aangezien de kosten in laatstgenoemde situatie vaak in grotere mate gecompenseerd kunnen worden door energiebesparingen. Over het algemeen wordt in de studies naar klimaatmaatregelen in de transportsector gekozen voor een 'business as usual'-scenario.

Een belangrijk punt bij de beoordeling van klimaatmaatregelen in de transportsector is de ontwikkeling van de olieprijs in het referentiescenario. Deze variabele heeft allereerst een belangrijke invloed op de omvang van de baten van bespaarde hoeveelheid brandstof. Daarnaast bestaat er een negatieve relatie tussen de kosten van biobrandstoffen en de olieprijs: hoe hoger de olieprijs, des te goedkoper biobrandstoffen relatief gezien worden, en dus des te lager de additionele kosten van deze brandstoffen. Vanwege het grote belang dat olieprijsen hebben op de kosten van klimaatmaatregelen wordt in de meeste studies gerekend met een bandbreedte voor deze prijzen (zie bijvoorbeeld: CONCAWE, 2007; IEEP et al., 2005; TNO, 2006). Er zijn echter ook studies die rekenen met één olieprijs (bijvoorbeeld S&T Consultants, 2003).

2.3.4 **Ex ante of ex post kostenramingen**

De kosten van maatregelen kunnen vóór invoering (*ex ante*) of naderhand (*ex post*) worden bepaald. Voor het vaststellen van toekomstige beleid, bijvoorbeeld op basis van een optiedocument, zijn over het algemeen *ex ante* kostenramingen noodzakelijk, tenzij reeds eerder beproefde maatregelen opnieuw worden ingezet.

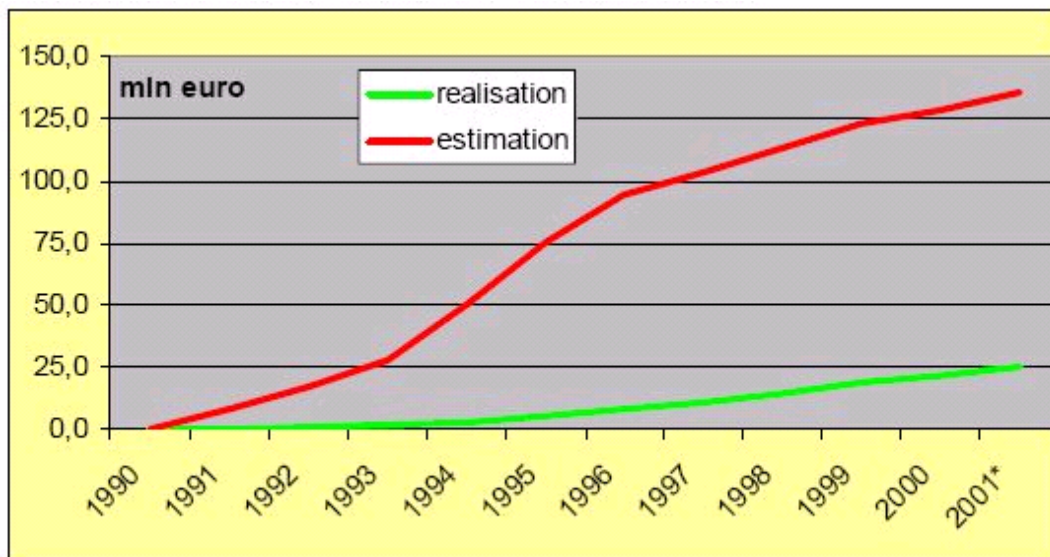
Voor *ex ante* ramingen dient men de meerkosten te bepalen aan de hand van toekomstscenario's van het beleid (zie de vorige paragraaf). Voor *ex post* ramingen dient men een inschatting te maken hoe de kosten en technieken zich zouden hebben ontwikkeld indien het beleid *niet* gevoerd was. In de praktijk blijkt het vaak lastig om dit precies te bepalen (zie CE, 2005a).

Uit *ex post* kostenramingen van in het verleden uitgevoerde maatregelen blijkt echter dat *ex ante* studies die voorafgaand aan dezelfde maatregelen waren uitgevoerd, de kosten over het algemeen te hoog inschatten (Burtraw, 1996; Stockholm Environmental Institute, 1999; Harrington, 2000; CE, 2006; IvM, 2006;

TME, 2006). Uit een studie van TME (2006) bleek dat de eerste kosten-schattingen (1985-1990) van de introductie van EU voertuigemissies en brandstofstandaards de kosten een factor twee overschatten. De verschillen komen met name voort uit onderschatting van schaalvoordelen of onvoorziene technologische ontwikkelingen (leereffecten) leidend tot goedkopere oplossingen (zie ook RIVM,2000). Ook merken studies op dat sommige kostenstudies vanuit strategische overwegingen worden uitgevoerd, bijvoorbeeld om strenger milieubeleid te verhinderen hetgeen een bovenwaartse bias op de kosten kan geven.

Figuur 1 geeft een voorbeeld uit TME (2006: 9-10) met betrekking tot de kosteninschatting van de invoering van een katalysator bij diesel personenauto's en andere kleinere voertuigen. Ex ante schattingen waren gebaseerd op investeringskosten van € 817 per personenauto plus extra brandstofverbruik, terwijl ex post investeringskosten bleken van € 130 - 240 per personenauto zonder extra brandstofverbruik.

Figuur 1 Comparison of ex ante and ex post annual cost assessments of engine modifications for diesel passenger cars and light duty vehicles, 1990 - 2001, price level 2002



source: (estimation) TME, 1993 and (realisation) CBS, 2005

Er valt geen concrete aanbeveling te maken hoe ex ante kosten dienen te worden ingeschat. Wel is het duidelijk dat verschillende benaderingen kunnen leiden tot zeer uiteenlopende schattingen van de kosteneffectiviteit van maatregelen ter bevordering van bijvoorbeeld zuiniger motoren.

2.3.5 Bespreking

Hierboven zijn drie keuzen besproken die (deels) verklaren waarom uit verschillende kosteneffectiviteitanalyses zeer verschillende resultaten kunnen volgen. Toch zien wij in dit type keuzen geen aanleiding voor een brede discussie onder onderzoekers in de Nederlandse context. In elke kosteneffectiviteitanalyse zullen keuzen en uitgangspunten goed moeten worden beargumenteerd. Hoe specifieke keuzen, zoals prognoses voor de kostenontwikkeling van technieken, worden gemaakt, valt echter niet van tevoren vast te leggen. Wij zien hier in ieder geval in de Nederlandse context geen fundamenteel verschillende benaderingen tussen onderzoekers. Wel kan worden opgemerkt dat vanwege de mogelijke verschillende uitgangspunten er dus een verantwoordelijkheid ligt bij de gebruikers van de informatie dat niet zomaar data uit verschillende bronnen naast elkaar worden gezet wanneer niet duidelijk is of ze volgens dezelfde methodiek zijn bepaald.

2.4 Directe bestedingen versus brede welvaartsanalyse

In een brede welvaartstheoretische benadering bestaan de kosten van een emissiereducerende maatregel uit het saldo van alle welvaartseffecten van de maatregel exclusief het beoogde klimaateffect zelf. Deze welvaartseffecten kunnen directe uitgaven betreffen (expliciete kosten, 'out-of-pocketkosten'), zoals de directe uitgaven aan kapitaalkosten en onderhoud ten gevolge van de maatregel, en besparingen op uitgaven aan brandstof. De welvaartseffecten kunnen echter ook indirect zijn of niet in financiële stromen tot uiting komen. Te denken valt aan bijkomstige milieueffecten, zoals verminderde fijn stof emissies, of de welvaartseffecten van gedragsverandering.

In een brede welvaartsanalyse wordt geprobeerd zoveel mogelijk welvaarts-effecten mee te nemen inclusief de indirecte of ongeprijsde effecten. Omdat de indirecte of ongeprijsde effecten worden gewaardeerd op basis van economische modellen en monetariseringstechnieken, bestaat over deze kosten en baten ook meer onzekerheid en controverse. In de Methodiek Milieukosten (1994, 1998) is dit één van de redenen geweest om zich te beperken tot het in beeld brengen van de primaire bestedingen en indirecte of ongeprijsde effecten niet mee te nemen. Een tweede reden was om aan te sluiten bij wat toentertijd gangbaar was bij CBS en CPB op andere toepassingsgebieden. Ten derde kan worden opgemerkt dat de Methodiek Milieukosten in de eerste plaats is ontwikkeld voor de toepassing op de inzet van concrete technieken, waarbij de indirecte en ongeprijsde effecten beperkt zijn. De benadering van de Methodiek Milieukosten is onder andere mede terug te vinden in de richtlijnen van het European Environmental Agency (EEA, 1999). Ook de Nederlandse Uitvoeringsnota Klimaatbeleid (VROM, 1999) en het Milieu- en Natuurcompendium, een gezamenlijke publicatie van het CBS en het Milieu- en Natuurplanbureau, beperken zich tot de directe bestedingen (zie ook RIVM, 2001).⁴ Inmiddels doet echter een brede welvaarts-

⁴ Ook IIASA, dat kosteneffectiviteitscurven opstelt voor verzurende stoffen, beperkt zich expliciet tot directe uitgaven (IIASA, 1998: 25). In een recente workshop (IVL, 2006) uitte IIASA echter dat hoewel niet-technische maatregelen, zoals gedragsveranderingen, steeds belangrijker beginnen te worden, het lastig is om de kosten van deze maatregelen in een model als RAINS op zodanige manier mee te nemen dat ze vergelijkbaar zijn met de kosten van technische maatregelen.

analyse meer opgeld resulterend in een grote groei van *Maatschappelijke Kosten Baten analyses (MKBA)* (zie bijvoorbeeld de OEI-leidraad: CPB, 2000a, EPA, 2003; CBO, 2003; VITO, 2003; Verhoef *et al.*, 2004; Proost *et al.*, 2006; LNE, 2007). Een MKBA waarin de externe baten van klimaatmaatregelen niet worden gewaardeerd is op te vatten als een uitgebreide kosteneffectiviteitanalyse. Hierin worden wel de diverse welvaartseffecten van klimaatmaatregelen onderzocht maar wordt geen poging gedaan om de reductie in broeikasgassen naar monetaire eenheden te vertalen.

Voor een uitgebreide beschrijving van alle welvaartseffecten van milieubeleid verwijzen we naar de Leidraad MKBA in het milieubeleid (CE, 2007). Hieronder bespreken we de meer controversiële effecten bij de bepaling van kosteneffectiviteit van maatregelen in de transportsector.

2.4.1 Directe effecten: welvaartsverlies/winst en gedragsverandering

Maatregelen leiden niet alleen tot enkel een verandering in directe uitgaven, maar kunnen ook gedragsveranderingen tot gevolg hebben. Er zullen immers mensen zijn die ervoor kiezen om af te zien van de milieuvervuilende activiteit in plaats van de extra kosten van de maatregel, zoals een duurdere auto, te dragen. Bij sommige maatregelen, zoals een kilometerheffing, is de gedragsaanpassing juist het beoogde effect. Een kilometerheffing beoogt immers een vermindering van het aantal verreden kilometers. Diegenen die door de kilometerheffing minder kilometers maken, verliezen daardoor echter welvaart. Zij kunnen iets niet doen wat zij wel hadden willen doen. Hoewel dit welvaartsverlies reëel is, gaat het niet gepaard met concrete geldstromen. Integendeel: wanneer men naar concrete geldstromen kijkt, zou men enkel waarnemen dat deze mensen minder uitgaven aan brandstof hebben. Hetzelfde geldt voor beleid gericht op 'downsizing' van het wagenpark. Uit de vraag naar grote auto's blijkt dat mensen daaraan welvaart onttelen. Een beperking van de keuzemogelijkheden gaat dan ten koste van de welvaart van mensen die anders een grotere auto hadden gekocht. Welvaart omvat dus meer dan louter de financiële stromen.

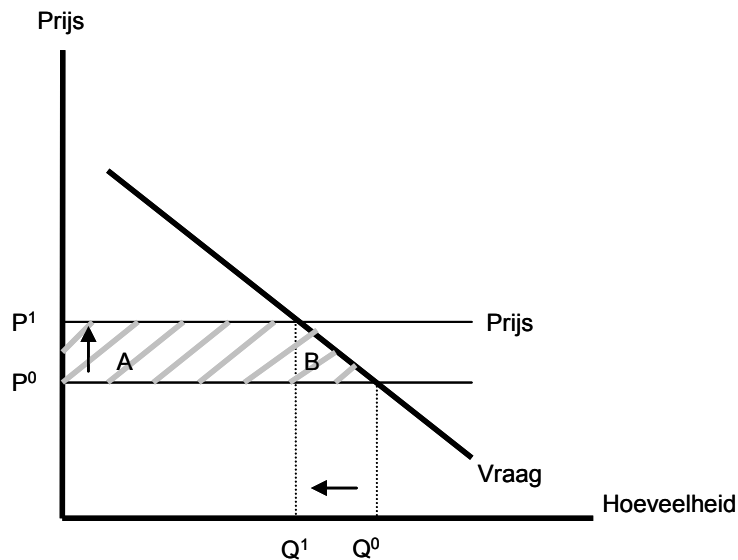
In een uitgebreid onderzoek naar de determinanten van de vervoermiddelkeuze van mensen stellen Slotegraaf *et al.* (1997) vast dat naast de reiskosten ook zaken als flexibiliteit, comfort, gevoel van controle, sociale normen, statusoverwegingen etc. een rol spelen. Deze bevindingen worden in verschillende studies bevestigd (zie bijvoorbeeld: Anable & Gattersleben, 2005; Ory & Moktherian, 2005; Steg, 2005; TRL, 1999). Steg *et al.* (AVV, 2001) vinden bij de verklaring voor de vervoermiddelkeuze in het spitsuur zelfs dat enkel de niet-financiële factoren van invloed zijn op de keuze van mensen.

In een brede welvaartsanalyse wordt dit welvaartsverlies in beeld gebracht. In Figuur 2 is het welvaartsverlies ten gevolge van een kilometerheffing geïllustreerd (beschrijving mede op basis van CE, 2007; CPB, 2000). In de figuur staat op de x-as de vraag naar automobiliteit en de prijs per kilometer op de y-as. Als we uitgaan van een situatie zonder heffingsverhoging, bedraagt bij marginale private kosten gelijk aan p^0 de gevraagde hoeveelheid automobiliteit Q^0 . De introductie van een kilometerheffing (verhoging van de prijs per kilometer van p^0 naar p^1) zal leiden tot een reductie van de automobiliteit van Q^0 kilometers tot Q^1

kilometers. De beperking van de mobiliteit komt op rekening van de 'afhakkers', die hun uitgaven zien dalen, maar als kosten een verlies van hun automobilititeit ervaren, waardoor per saldo voor deze weggebruikers een welvaartsverlies resteert gelijk aan de driehoek B. Deze gebruikers kiezen óf voor een andere vorm van mobiliteit, óf zien af van deze mobiliteit. Er is hier sprake van een welvaartsverlies omdat deze groep kiest voor een alternatief dat hen een lager nut oplevert. Wanneer we ervan uitgaan dat de vraagcurve min of meer lineair is tussen de prijsniveaus p^0 naar p^1 , dan kan het welvaartsverlies worden geschat als de *heft* van de kilometerheffing maal het aantal kilometers dan minder wordt verreden.

Daarnaast betalen alle andere gebruikers een hogere kilometerprijs. Hun welvaartsverlies wordt weergegeven door de rechthoek A.⁵ Het gaat hierbij echter om een verdelingseffect, namelijk de transfer van inkomsten van de gebruikers naar de overheid die de heffing int.

Figuur 2 Welvaartseffecten van een kostprijsverhoging (heffing)



Dergelijke welvaartsvermindering kan ook optreden ten gevolge van een kostprijsverhoging door investeringen die worden gedaan, bijvoorbeeld wanneer auto's duurder worden door voorgeschreven technische specificaties. In dat geval is de rechthoek A gelijk aan de investeringskosten en operationele kosten. Daarnaast ontstaan ook nog welvaartseffecten door de vraagvermindering equivalent aan driehoek B (zie ook bijvoorbeeld CBO, 2003).

Tenslotte treedt een dergelijk welvaartsverlies op bij normering van gedrag, zoals bijvoorbeeld een beperking van de maximum snelheid. In verschillende studies is

⁵ Er is hier geen rekening gehouden met eventuele welvaarts*winst* voor hen die blijven rijden, bijvoorbeeld in de vorm van een afgenomen reistijd (minder congestie) of toegenomen bewegingsvrijheid. Zie bijvoorbeeld CPB, 2000.

dit welvaartsverlies in beeld gebracht door de verloren reistijd financieel te waarderen (RIVM, 2004; CPB, 2004a).⁶

De berekening van het welvaartsverlies (verlies aan consumentensurplus) ten gevolge van gedwongen gedragsverandering is echter niet onomstreden. Zo bestaat ook de zienswijze dat een berekening op basis van de bestaande preferenties het welvaartsverlies overschat, omdat geen rekening wordt gehouden met gewinning en aanpassing aan de nieuwe, gereguleerde situatie; de gedragswijziging blijkt achteraf 'mee te vallen' ten opzichte van de inschatting vooraf of de kosten van gedragsaanpassing zijn lager dan verwacht. Daarbij kunnen preferenties in de nieuwe situatie veranderen. Na invoering van een prijsprikkel kan na enige tijd een lagere prijsprikkel voldoende zijn voor hetzelfde gedrag. Deze situatie is in zekere zin analoog aan de eerder besproken geobserveerde verschillen tussen *ex ante* en *ex post* schattingen van de kosten van technieken, zoals de driewegkatalysator, waarbij schattingen achteraf over het algemeen veel lagere waarden opleveren dan schattingen vooraf (paragraaf 2.3.4).

Ten tweede bestaat het argument dat welvaartsverlies door het niet kunnen uitvoeren van activiteiten die maatschappelijk als minder gewenst worden gezien, niet moeten worden geteld als kosten van klimaatbeleid. Een eenvoudig voorbeeld van deze redentatie wordt gegeven in de berekening door RIVM/CE (2004: 149) van de kosteneffectiviteit van een EU-verplichting voor snelheidsbegrenzers (100 km/uur) bij bestelauto's. In de berekening wordt rekening gehouden met de kosten voortkomend uit extra salariskosten door langere reistijden. Volgens RIVM/CE kan een deel van het totale reistijdverlies echter worden toegeschreven aan bestelwagens die de maximumsnelheid overschrijden: 'Aangezien de kilometers verreden boven de maximumsnelheid onrechtmatige tijds winst opleveren is dit deel van het reistijdverlies niet opgenomen in de kostenberekening.' In principe is dit type argumentatie uit te breiden tot gedrag dat niet wettelijk verboden is, maar maatschappelijk ongewenst vanuit klimaatoverwegingen. Vanuit een brede welvaartsbenadering is dit argument echter discutabel, omdat ervan wordt uitgegaan dat alle preferenties even zwaar tellen (consumenten-sovereiniteit), ook preferenties die collectief als minder wenselijk worden gezien.

Een derde aandachtspunt betreft de mogelijke compensatie van het welvaartsverlies bij terugsluizing van de opbrengsten van een heffing. Wanneer een andere belasting wordt verlaagd met de inkomsten van de prijsverhoging, wordt bij deze andere belasting het verlies aan consumentensurplus immers juist verminderd (zie paragraaf 2.4.3).

Directe welvaartseffecten worden in de meeste studies niet meegenomen (bijv. Decicco & Ross, 1996; IIASA, 1998, 2005; IEEP et al., 2005; Johansson & Aahman, 2002; TNO, 2006). Andere studies betrekken daarentegen wel (een deel van) de welvaartseffecten in hun analyses. Zo bepalen Standard & Poor's DRI

⁶ Opgemerkt dient te worden dat reistijdverlies niet enige welvaartskostenpost is; beperking van de vrijheid om zo hard te rijden als men zou willen is op zichzelf ook een kostenpost, al is de omvang moeilijk te bepalen.

and K.U. Leuven (EC, 1999) en ZEW (2006) de veranderingen in consumenten- en producentensurplus met behulp van het economische transportmodel REMOVE. RIVM/CE (2004) bepalen de welvaartseffecten daarentegen m.b.v. de 'rule of half': het welvaartseffect wordt geschat als de *helft* van de prijsverhoging maal de gereduceerde hoeveelheid.

2.4.2 Directe effecten: positionele goederen

Een apart aandachtspunt is de discussie rond zogenoemde positionele goederen. Verschillende auteurs betogen dat consumptie niet alleen plaatsvindt vanuit absolute, maar ook vanuit *relatieve* behoeften, dat wil zeggen behoeften om zichzelf van anderen te onderscheiden of juist met hen te identificeren (Mill, 1848; Veblen, 1898; Easterling, 1974; Hirsch, 1976; Mishan, 1981; Frank, 2005; Grinblatt et al., 2005). Met name zichtbare goederen lenen zich voor het onderscheiden van anderen en vele auteurs nemen autobezit daarbij als een typisch voorbeeld (zie bijvoorbeeld Verhoef en van Wee, 2000; Steg, 2005; Carlsson et al., 2006; VTPI, 2007). De keuze van een auto wordt vanuit dit perspectief in sterke mate bepaald door de keuze van anderen. Omgekeerd betekent dit echter ook dat de eigen keuze invloed heeft op de welvaart van anderen. Met name bij de behoefte om zichzelf te onderscheiden in positionele zin, gaat de status die de één ontleent aan de eigen nieuwe (grotere) auto ten koste van de status die anderen aan hun auto ontleen. In zekere zin gaat het hier dus om een *zero-sum game*. Er vindt slechts een herverdeling van welvaart plaats door de aankoop van een mooiere auto en geen extra welvaart vanuit maatschappelijk oogpunt. Omdat de koper van een luxe auto wel verhoging van de eigen status op het oog heeft, maar niet per se verlaging van andermans status, noemen Verhoef en van Wee (2000) de negatieve effecten van positionele consumptie negatieve *externe effecten*. Omdat in het geval van externe effecten er een vorm van marktfalen is, pleiten Verhoef en van Wee voor een 'exclusiviteitbelasting'. John Stuart Mill pleitte al eerder in zijn *Principles of Political Economy* (1848, Bk V, Ch. VI) voor een belasting op statusgoederen:

'A great portion of the expenses of the higher and middle classes in most countries, and the greatest in this, is not incurred for the sake of the pleasure afforded by the things on which the money is spent, but from regard to opinion, and an idea that certain expenses are expected from them, as an appendage of station; and I cannot but think that expenditure of this sort is a most desirable subject of taxation. If taxation discourages it some good is done, and if not, no harm; for, in so far as taxes are levied on things which are desired and possessed from motives of this description, nobody is the worse for them.'

Omdat positionele consumptie een *zero-sum game* betreft, is het welvaartsverlies beperkt van maatregelen waarmee het wagenpark in zijn geheel wordt gedown-sized. Dit geldt zowel wanneer het gemiddelde wagenpark zuiniger (en kleiner) wordt, als wanneer onzuinige grote auto's worden verboden. In het eerste geval blijven de mogelijkheden voor mensen om zich onderling te onderscheiden onveranderd, aangezien de status enkel wordt ontleend aan het verschil met de gemiddelde auto. Aangezien het gemiddelde omlaag gaat, zijn er ook minder grote auto's nodig om status aan te ontleen. Ook in het tweede geval zijn de



welvaartseffecten echter beperkt, omdat het bij positionele consumptie überhaupt om een *zero-sum game* gaat. Een soortgelijke gedachtegang is te volgen met betrekking tot het aspect van veiligheid. Temidden van een wagenpark van kleine auto's biedt een SUV door de relatief hogere wegligging beter overzicht en door zijn relatief hogere gewicht meer veiligheid. Ook hier geldt dat de voordelen van de één ten koste gaan van de andere weggebruiker.

Het valt echter natuurlijk niet te ontkennen dat een grote auto vaak ook in absolute zin meer comfort biedt dan een kleinere auto. Het is daarom moeilijk te bepalen in hoeverre de hogere betalingsbereidheid voor grotere auto's voortkomt uit relatieve dan wel absolute voordelen. Behalve Carlsson et al. (2006) zijn ons geen studies bekend waarin deze effecten zijn gekwantificeerd (zie ook IPCC, 2007). Voor de volledigheid vermelden wij de studie van Kooreman en Haan (2006) die in empirisch onderzoek vonden dat een nieuwe kentekenplaat de verkoopwaarde van een auto met 4% verhoogde zonder aanvullende intrinsieke waarde. Ook zijn ons noch onderzoeken naar de kosteneffectiviteit van klimaatmaatregelen bekend, noch beleidsdocumenten waarin over kosteneffectiviteit van klimaatbeleid wordt gerapporteerd, waarin het aspect van positionele consumptie wordt meegenomen. Hoewel het onbekend is in welke mate positionele preferenties de betalingsbereidheid voor auto's bepalen, is het belangrijk op te merken dat deze preferenties zich niet beperken tot het dure segment van de markt. Ook de beleving van auto's uit het goedkope of middensegment wordt bepaald door de aanwezigheid van duurdere modellen. Opvallend daarbij is dat mensen over het algemeen de eigen statusoverwegingen bij de aanschaf van een auto veel beperkter inschatten dan de statusoverwegingen van anderen (Johansson-Stenman en Martinsson, 2006).

2.4.3 Indirecte effecten

Indirecte effecten zijn de effecten van een beleidsinterventie op anderen dan de direct betrokkenen. Indirecte effecten bestaan veelal uit herverdeling van het directe welvaartseffect, maar ze kunnen ook een extra (positief dan wel negatief) welvaartseffect zijn. Indirecte effecten zijn alleen een welvaartseffect als:

- 1 Effecten van de beleidsinterventie (deels) neerslaan in het buitenland.
- 2 Er sprake is van verstoringen in aanpalende markten (zoals arbeidsmarkt of kapitaalmarkt) die door de techniek of het beleid worden beïnvloed.

Een bekend voorbeeld van een indirect effect zijn de (eventuele) werkgelegenheidseffecten van milieumaatregelen. Een ander indirect effect dat soms in de KEA wordt meegenomen zijn de keteneffecten. Meestal beïnvloeden de keteneffecten echter uitsluitend de noemer van de kosteneffectiviteitsratio en worden niet tot uitdrukking gebracht in de kosten.

Traditioneel worden in de KEA immers alleen primaire (directe) kosten in beeld gebracht, gedefinieerd als kosten die in eerste aanleg en direct worden gemaakt

door degenen die de milieumaatregelen treffen. Indirecte effecten (afgeleide milieukosten) worden niet meegenomen.⁷

Het is logisch dat in kosteneffectiviteitanalyse minder aandacht wordt besteed aan indirecte effecten dan in maatschappelijke kosten-batenanalyse. Kosten-effectiviteitanalyse wordt immers meestal uitgevoerd voor maatregelen die (veel) beperkter zijn in maatschappelijke impact, bijvoorbeeld op arbeids- en kapitaalmarkten, dan het type omvangrijke projecten waarvoor maatschappelijke kosten-batenanalyse wordt uitgevoerd. Zelfs in het geval van maatschappelijke kosten-batenanalyse stellen Oosterhaven et al. (VenW, 2004: 10-11) in hun aanvulling op de OEI Leidraad dat studie naar indirecte effecten doorgaans niet nodig zal zijn, tenzij substantiële indirecte effecten zijn te verwachten:

'Aangezien de directe effecten doorgaans (veel) groter zijn dan de additionele indirecte effecten, is een partiële KBA zonder indirecte effecten in veel gevallen voldoende om de belangrijkste baten op nationaal niveau in beeld te krijgen. Met name als er sprake is van een project waarbij de indirecte baten naar verwachting groot zijn, of als zij het teken van het kosten-baten saldo kunnen beïnvloeden, is er aanleiding voor het uitvoeren van een integrale KBA, inclusief een grondige analyse van de additionele indirecte effecten. Ook als de wens bestaat om de verdelingseffecten goed in beeld te krijgen, kan nader onderzoek naar indirecte effecten nodig zijn.'

De mogelijkheid dient echter wel altijd open te worden gehouden dat indirecte effecten optreden en een kritische evaluatie van de relevantie is dus ook op zijn plaats bij een kosteneffectiviteitanalyse.

Één indirect effect willen wij hier uitlichten, te weten de indirecte effecten van prijsmaatregelen op de verstoring van de werking van andere belastingen, zoals belastingen op arbeid. Belastingen zijn verstoring als zij de productie- en consumptiebeslissing beïnvloeden. Deze verstoring ontstaat doordat de prijs voor de consument niet correspondeert met (hoger is dan) de prijs die de aanbieder ontvangt. Het marktmechanisme kan vraag en aanbod dan niet zodanig bij elkaar brengen dat de marginale waardering van het goed gelijk is aan de marginale kosten. Het marktevenwicht bij belastingen ligt daarom lager dan het optimum, met als gevolg dat er verlies is van consumenten- en producentensurplus.

Klimaatmaatregelen kunnen deze verstoring van belastingen vergroten of verkleinen. Het eerste is het geval als voor milieubeleid meer belastingen nodig zijn, zoals voor subsidies. Als vanwege het subsidiëren van bijvoorbeeld zuinige auto's de belastingtarieven omhoog gaan, is er een extra welvaartsverlies. De verstoring van belastingen gaat echter omlaag als bijvoorbeeld de opbrengsten van een energieheffing worden gebruikt om de loon- en inkomstenbelastingtarieven te verlagen (zie ook IPCC, 2007). In de literatuur staat dit laatste effect als de 'relatieve Double Dividend', wat wil zeggen dat het terugsluizen van milieuheffingen via lagere belastingtarieven gunstiger is voor de economie

⁷ ECN/RIVM (2004) merkt op dat in de beoordeling van maatregelen tussen verschillende sectoren effecten van groot belang zijn op de groei en samenstelling van de binnenlandse productie, zoals een potentiële verslechtering van de internationale concurrentiepositie van bedrijven met als mogelijke gevolgen een vermindering van de binnenlandse productie en een verplaatsing van activiteiten naar het buitenland.

dan 'lump sum' terugsluizing omdat in dit laatste geval de versturende werking van de belasting niet vermindert.

In andere woorden, indien gedragsveranderingen worden afgedwongen via prijsmaatregelen kan het welvaartsverlies ten gevolge van de gedragsverandering deels of zelfs meer dan volledig worden gecompenseerd door de welvaarts-winst ten gevolge van het verminderen van andere versturende belastingen. De meningen hierover zijn echter verdeeld. Onder andere op basis van een studie van De Mooij (1999) concludeert het CPB (2005b: 15) dat van een 'tweesnijdend zwaard' door het beprijzen van het wegverkeer geen sprake is. Het CPB gaat in haar berekening echter ervan uit dat terugsluizing van heffingsopbrengsten geschiedt via verlaging van MRB en niet de inkomstenbelasting. De reden hiervoor is dat wordt verondersteld dat enkel een terugsluizing naar dezelfde groep die de heffing betaalt als rechtvaardig zal worden beschouwd. Omdat het CPB de prijselasticiteit van de MRB miniem veronderstelt, is de versturende werking van de MRB beperkt en treedt er nauwelijks welvaarts-winst op door terugsluizing via de MRB.

Toch betogen verschillende auteurs in recente publicaties dat het reduceren van andere versturende belastingen een substantieel welvaartseffect met zich meebrengt dat de kosten van klimaatbeleid in het transport substantieel vermindert. Zie bijvoorbeeld: Parry en Bento (2001), Parry et al. (2004), Parry (2006), Mayeres en Proost (2001), West en Williams (2004, 2005, 2007), Austin en Dinan (2005) en Kleit (2004). De effecten van klimaatmaatregelen op versturende belastingen wordt zowel door ZEW (2006) en Standard & Poor's DRI en K.U. Leuven (EC, 1999) meegenomen. Beide studies maken daarbij gebruik van REMOVE (Proost et al., 2006), waarbinnen rekening wordt gehouden met de verschillen in efficiëntie van verschillende belastingen. In de overige studies die zijn beschouwd in de literatuurstudie wordt geen of nauwelijks rekening gehouden met indirecte effecten.

2.4.4 Monetarisering bijkomstige externe effecten

Beleid gericht op het reduceren van klimaatschadelijke emissies door de transportsector is vaak ook van invloed op andere externe effecten van het verkeer. Externe effecten zijn effecten op de welvaart van anderen waarmee de veroorzaker geen rekening houdt. De effecten staan *buiten* (vandaar de term 'extern') het beslissingskader van de veroorzaker om de handeling wel of niet uit te voeren. Dit in tegenstelling tot interne effecten, die door markttransacties tot stand komen. Hoewel de welvaartseffecten voor anderen in dit geval evenzeer onbedoeld kunnen zijn, wordt er via prijsmechanismen wel rekening mee gehouden⁸. Typische voorbeelden van externe effecten van het verkeer zijn naast klimaatschadelijke emissies: geluidhinder, verkeersonveiligheid, en emissies van NO_x en fijn stof.

⁸ Het feit dat externe effecten op reële markten van invloed zijn, maakt de effecten nog niet tot intern. Zo uit de geluidhinder door Schiphol zich in lagere grondprijzen in de omgeving. Omwonenden worden daarmee in zekere mate financieel gecompenseerd voor de geluidhinder. Omdat Schiphol echter niet de eigenaar van de grond is, maar in vele gevallen de overheid, houdt Schiphol geen rekening met de waardedaling. Daardoor blijft de geluidhinder een extern effect.

Een maatregel in het verkeer waardoor bijvoorbeeld minder voertuigkilometers worden gemaakt zal niet alleen de CO₂-emissies verminderen, maar ook andere externe effecten reduceren. De vraag is dan ten eerste of deze neveneffecten met voldoende zekerheid in financiële termen zijn te vatten en ten tweede of deze effecten moeten worden verrekend in de kosten van de maatregel.

Met betrekking tot de monetarisering van externe effecten van het verkeer, zoals schadelijke emissies, geluid of verkeersslachtoffers, bestaat er een rijke literatuur. De recente Leidraad MKBA (CE, 2007) bespreekt de verschillende methoden in meer algemene zin. De leidraad stelt dat bij neveneffecten die impact hebben op bestaande beleidsterreinen waardering met preventiekosten de voorkeur verdient. Bij neveneffecten op terreinen waarvoor geen beleid is vastgesteld zou gerelateerd moeten worden aan de schade. In de OEI Leidraad voor kosten-batenanalyse van infrastructuurprojecten uit 2000 is een lijst opgenomen met waarderingen voor externe effecten, hoewel deze niet is bedoeld als concrete standaard (OEI, 2000: 219 op basis van ECMT (1998), blz. 73, Tabel 9).

In 1999 en 2004 zijn door CE Delft op basis van literatuurstudie voor verschillende effecten schattingen gegeven van de preventiekosten, die door sommige instituten als voldoende robuust worden beschouwd om berekeningen op te baseren. Zie bijvoorbeeld verschillende CPB-studies, zoals de 'Economische toets op de Nota Mobiliteit' (2004).

Internationaal worden er ook in toenemende mate kosten-batenanalyse of kosteneffectiviteitanalyse uitgevoerd waarin milieueffecten financieel worden gewaardeerd. In het Verenigd Koninkrijk bijvoorbeeld heeft het Department for Transport in haar *Guidance on Value for Money* aanbevolen waarden gepubliceerd voor de monetarisering van CO₂-, NO_x- en PM₁₀-emissies door het transport (DfT, 2006). De Europese Commissie startte in 2001 het Clean Air for Europe (CAFE) programma voor technische analyse en beleidsontwikkeling voor de onderbouwing van de *Thematic Strategy on Air Pollution under the Sixth Environmental Action Programme*. Ook in dit programma worden milieueffecten financieel gewaardeerd (AEA Technology Environment, 2005). Tenslotte kan het ExternE-project worden genoemd, dat in 1991 werd gestart door de Europese Commissie in samenwerking met het US Department of Energy, met als doel de externe kosten te evalueren die samenhangen met verschillende brandstofcycli. Dit project heeft een rijke literatuur opgeleverd met financiële waarderingen van milieuemissies (<http://www.externe.info/>).

Anderen achten de financiële waarderingen van externe effecten echter (nog) te onzeker om te verwerken in kosteneffectiviteitanalyse en geven er de voorkeur aan om de effecten *apart* en ongemonetariseerd te noemen bij de bespreking van maatregelen. Deze aanpak is gekozen in het *Optiedocument energie en emissies 2010/2020* (ECN, 2006), alhoewel hiervan wordt afgeweken in het *Optiedocument Verkeersemisies* (RIVM, 2004).

Decicco & Ross (1996) laten de bijkomstige (milieu)effecten van klimaatbeleid buiten beschouwing, omdat deze effecten naar hun mening in het niet vallen bij de directe effecten van klimaatbeleid. Ook in andere studies, zoals CE (2005), ECMT (2006), IEA (2006) en S&T Consultants (2003) blijven de bijkomende effecten van klimaatbeleid buiten beeld. In andere studies worden de bijkomende (milieu)effecten daarentegen wel meegenomen. Dit geldt bijvoorbeeld voor AEA (2001), Standard & Poor's DRI and K.U. Leuven (EC, 1999) en ZEW (2006). Het gaat dan meestal om de effecten op luchtvervuilende emissies.

De tweede vraag is - indien externe effecten kunnen worden gemonetariseerd - hoe deze mee te nemen. Er zijn ruwweg twee opties die verschillende uitkomsten kunnen opleveren. Dit illustreren we aan de hand van een voorbeeld: een maatregel van € 1.000 reduceert 10 ton CO₂ en 10 kilo NO_x. Stel dat de financiële waardering € 40 per ton CO₂ is en € 10 per kilo NO_x.

- 1 De eerste optie is om de bijkomstige externe kosten op te tellen bij (dan wel af te trekken van) de andere kosten van de maatregel. De kosteneffectiviteit wordt dan 10 ton CO₂ tegen € 900 (€ 1.000 minus € 100 NO_x-reductie) = € 90 per ton CO₂.
- 2 De tweede optie is om de bijkomstige externe kosten te zien als een beoogd effect vanuit een ander beleidsdoel en de kosten van de maatregel te splitsen over de verschillende effecten, bijvoorbeeld naar rato van het financieel gewaardeerde effect. In het voorbeeld worden de kosten van de maatregel dan opgesplitst over de twee effecten, naar rato van € 400 CO₂-reductie en € 100 NO_x-reductie. Daarmee wordt de kosteneffectiviteit van de maatregel *als CO₂-maatregel* 10 ton CO₂ tegen € 800 (€ 1.000 x 400/(400+100)) = € 80 per ton CO₂.

In een recente studie naar kosteneffectiviteitanalyse door de Vlaamse overheid lijkt gekozen voor de eerste optie wanneer voor de andere milieueffecten geen emissiereductiedoelstelling bestaat en voor de tweede optie wanneer zo een doel wel bestaat (VITO, 2003: 39). In het Optiedocument Verkeersemissies van het MNP en CE Delft (2004: 251-252) is gekozen voor de tweede optie. Ook TNO (2006) kiest voor de tweede optie.

Desondanks lijkt de eerste optie zinnigere resultaten op te leveren. Dit blijkt met name wanneer we een voorbeeld nemen van een klimaatmaatregel met *negatieve* neveneffecten: een maatregel van € 500 reduceert 10 ton CO₂, maar zorgt voor een extra emissie van 40 kilo NO_x. Stel dat de financiële waardering € 40 per ton CO₂ is en € 10 per kilo NO_x.

- 1 De eerste optie is om de bijkomstige externe kosten op te tellen bij (dan wel af te trekken van) de andere kosten van de maatregel. De kosteneffectiviteit wordt dan 10 ton CO₂ tegen € 900 (€ 500 plus € 400 extra NO_x) = € 90 per ton CO₂.
- 2 Volgens de tweede optie worden de kosten van de maatregel dan opgesplitst over de twee effecten, naar rato van € 400 CO₂-reductie en € 400 *extra* NO_x. Daarmee wordt de kosteneffectiviteit van de maatregel *als CO₂-maatregel* 10 ton CO₂ tegen € 250 (€ 500 x 400/(400+400)) = € 25 per ton CO₂.

In dit geval levert de tweede optie een kosteneffectiviteit op die lager ligt dan de financiële waardering van CO₂ en suggereert daarmee een verstandige maatregel. De maatregel is vanuit maatschappelijk perspectief echter onverstandig gezien de grote negatieve neveneffecten.

2.5 Een rekenvoorbeeld

Ter illustratie van het onderscheid tussen het eindgebruiker en maatschappelijk perspectief enerzijds en directe bestedingen en brede welvaartsanalyse anderzijds geven wij hier een vereenvoudigd rekenvoorbeeld. Wat is de kosteneffectiviteit van opname van het transport in het Europese handelssysteem voor broeikasgassen (EU-ETS) of een additionele klimaatheffing bovenop de bestaande accijns onder de volgende illustratieve veronderstellingen?

- 1 De kale brandstofprijs (d.w.z. exclusief belastingen) bedraagt 0,50 €/liter.
- 2 De belastingen bedragen 1,00 €/liter.
- 3 De klimaatheffing of EU-ETS handelsprijs bedraagt 0,01 €/liter (circa 4 €/tonCO₂).
- 4 Er zijn *geen* externe kosten ten gevolge van bijvoorbeeld fijn stof, verkeersslachtoffers of slijtage van het wegdek.

Onder deze veronderstellingen wordt de kosteneffectiviteit gegeven door Tabel 1.

Tabel 1 Kosteneffectiviteit

	Directe bestedingen	Brede welvaartsanalyse
Eindgebruiker	- 1,50 €/liter - 625 €/ton CO ₂	0,005 €/liter 2 €/ton CO ₂
Maatschappij	- 0,50 €/liter - 208 €/ton CO ₂	1,00 €/liter 417 €/ton CO ₂

Vanuit het perspectief van de **eindgebruiker** en een **brede welvaartsanalyse** resulteert wat men in eerste instantie zou verwachten: een marginale verhoging van de kosten wordt ook als een marginaal welvaartsverlies ervaren. Alleen die automobilisten die toch al weinig extra welvaart ontleenden aan hun benzineverbruik (private kosten en baten beide vrijwel gelijk aan 1,50 €/liter) laten deze nu achterwege. Hun welvaartsverlies is nagenoeg nul.

Vanuit het perspectief van de **maatschappij** en een **brede welvaartsanalyse** gaat er echter voor elke liter benzine die niet meer wordt verbruikt de volle belasting van 1,00 €/liter verloren. Immers, er worden nu een aantal liters benzine niet meer verbruikt die precies 1,50 €/liter aan welvaart opleverden (anders waren ze niet gekocht zonder kostprijsverhoging), maar waarvan de maatschappelijke kosten maar 0,50 €/liter (de kale prijs) bedroegen.

Vanuit het perspectief van de **eindgebruiker** en **directe bestedingen** bespaart de eindgebruiker de volle 1,50 €/liter. Het achterwege laten van de aankoop van een liter benzine levert alleen maar geld op. Het nut dat wordt ontleend aan het gebruik van de benzine blijft immers bij een analyse van directe bestedingen buiten beeld.



Vanuit het perspectief van de **maatschappij** en **directe bestedingen** bespaart de maatschappij 0,50 €/liter. De belastingen worden immers niet bespaard.

Nogmaals zij opgemerkt dat de bovenstaande getallen ter illustratie zijn en veranderen als de belastingen ook gelden als vergoeding voor externe kosten ten gevolge van bijvoorbeeld fijn stof, verkeersslachtoffers of slijtage van het wegdek.

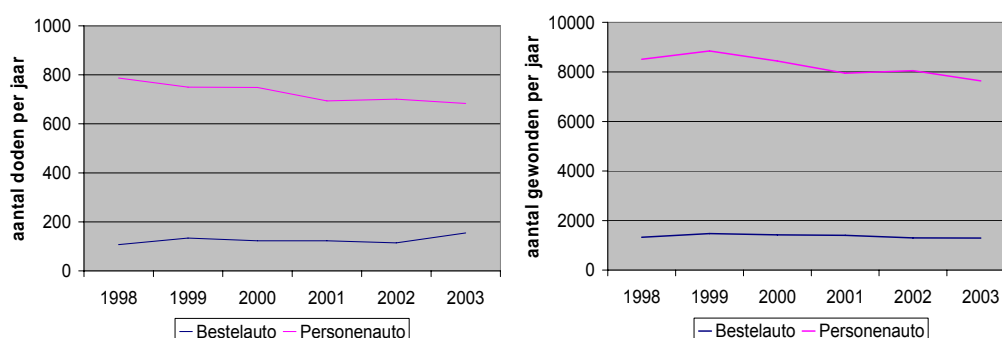
3 Casestudie 1: snelheidsbegrenzer bestelauto's

3.1 Inleiding

Een mogelijke maatregel om de CO₂-emissies van het verkeer te verminderen is een verplichting instellen voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. Bij een snelheid van gemiddeld 100 km/uur zijn de emissies van CO₂ immers ruim 15% lager dan bij 120 km/uur (CE, 1998). De mogelijke bijdrage van een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's aan de reductie van CO₂ is ook aanleiding geweest om deze optie op te nemen in het *Optiedocument Verkeersemissies* (RIVM/CE, 2004).

De eerste aanleiding voor de overheid om na te denken over een verplichting voor snelheidsbegrenzers was niet de mogelijke CO₂-reductie die deze maatregel zou kunnen bewerkstelligen, maar de bijdrage die deze maatregel zou kunnen leveren aan de verkeersveiligheid (zie bijv. AVV, 2004). In tegenstelling tot personenauto's vertonen de ongevalstatistieken voor bestelauto's immers geen dalende trend (zie Figuur 3) en aanvullend beleid was dus gewenst.

Figuur 3 Ontwikkeling van doden en gewonden bij verkeersongelukken waarbij personenauto's dan wel bestelauto's zijn betrokken



Bron: SWOV (2005)

Naast een bijdrage aan de verkeersveiligheid en de reductie van CO₂-emissies, kan een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's ook bijdragen aan de vermindering van luchtvervuilende emissies en geluid.

In deze casestudie is er voor gekozen om als beleidsdoel te kiezen voor de reductie van CO₂-emissies. De bedoeling is om in het vervolg te bepalen tegen welke kosteneffectiviteit deze doelstelling bereikt kan worden door een verplichting in te stellen voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. Hierbij is het met name belangrijk om te laten zien welke factoren een grote rol spelen bij het bepalen van deze kosteneffectiviteit. Een aanzienlijk deel van de analyse wordt dan ook gevormd door een aantal gevoeligheidsanalyses, waarbij bekeken wordt

in hoeverre een verandering in methodieken en uitgangspunten van invloed is om de uiteindelijke kosteneffectiviteit die wordt gevonden.

De opbouw van deze casestudie is als volgt: allereerst wordt een nadere toelichting gegeven van de maatregel waarvoor in deze casestudie de kosteneffectiviteit wordt bepaald (paragraaf 3.2). In paragraaf 3.3 worden vervolgens de CO₂-emissiereducties bepaald die behaald kunnen worden door invoering van de verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. De kosten die deze maatregel met zich meebrengt worden besproken in paragraaf 3.4, waarna vervolgens in paragraaf 3.5 de kosteneffectiviteit van de maatregel wordt vastgesteld. In paragraaf 3.6 worden tenslotte enkele gevoeligheidsanalyses uitgevoerd, om vast te stellen in hoeverre verschillende methodieken en uitgangspunten van invloed zijn op de bepaalde kosteneffectiviteit.

3.2 Maatregel

In deze casestudie wordt er vanuit gegaan dat vanaf 2010 in de EU-toelatingseisen wordt opgenomen dat bestelauto's van een snelheidsbegrenzer (100 km/uur) moeten worden voorzien. Door voor bestelauto's een snelheidsbegrenzer verplicht te stellen wordt beoogd de CO₂-emissies door bestelauto's te verminderen.

Bij de bepaling van de kosteneffectiviteit van deze maatregel wordt er uitgegaan van het zichtjaar 2010. De emissiereducties en kosten worden dus allen terugerekend naar dit jaar.

3.3 Reductie van CO₂-emissies

Voor het bepalen van de emissiereducties die kunnen worden bewerkstelligd door snelheidsbegrenzers voor bestelauto's verplicht te stellen is het allereerst noodzakelijk om de emissies van bestelauto's in de referentiesituatie (d.w.z. de situatie zonder de verplichting voor snelheidsbegrenzers) te bepalen.

Uit cijfers van het MNP (2006a) wordt duidelijk dat het aantal kilometers van bestelauto's in Nederland in 2010 gelijk is aan 20,5 miljard kilometer. Vanwege het zeer grote aandeel van bestelauto's die rijden op diesel in dit totale jaar-kilometrage, is er voor gekozen om de bestelauto's op benzine en LPG buiten de analyse te laten. In deze casestudie gaan we er daarom vanuit dat er in 2010 ongeveer 20,1 miljard kilometers worden afgelegd door bestelauto's op de Nederlandse wegen. De snelheidsbegrenzer zal echter alleen limiterend werken voor de snelheid op wegen waar harder dan 100 km/uur gereden mag worden, dus op de snelwegen. In de analyse wordt dus alleen gekeken naar de kilometers die worden afgelegd op de snelweg. Volgens de Taakgroep Verkeer (MNP, 2006) leggen bestelauto's 20% van hun kilometers af op de snelweg, d.w.z. ongeveer 4,1 miljard kilometer.

Volgens CE Delft (1998) is de gemiddelde snelheid van bestelauto's op snelwegen 112 km/uur. Met behulp van op snelheid gebaseerde emissiefactoren, die

ook in deze studie worden gepresenteerd, wordt vervolgens gevonden dat de CO₂-emissies van bestelauto's op de snelweg in 2010 gelijk is aan 1,4 Mton.

Wanneer bestelauto's worden voorzien van een snelheidsbegrenzer, dan neemt de gemiddelde snelheid van deze voertuigen op snelwegen af tot ongeveer 92 km/uur (CE, 1998). Bij deze gemiddelde snelheid zijn de CO₂-emissies gelijk aan 1,1 Mton, waarmee de CO₂-emissiereductie uitkomt op 0,3 Mton.

3.4 Kosten

Zoals in hoofdstuk 2 is duidelijk geworden kunnen klimaatmaatregelen leiden tot verschillende soorten kosten. In hoofdlijnen kunnen de volgende kostencategorieën onderscheiden worden: directe bestedingen, welvaartskosten, bijkomstige externe kosten en indirecte kosten. In deze paragraaf wordt bekeken in hoeverre de verplichting voor een snelheidsbegrenzer in bestelauto's leidt tot kosten in deze verschillende categorieën. Daarbij zal getracht worden om deze kosten zoveel mogelijk te kwantificeren. Wanneer kwantificering niet mogelijk is, zullen de kosten kwalitatief besproken worden.

3.4.1 Directe bestedingen

Bij de directe bestedingen ten gevolge van een verplichting voor snelheidsbegrenzers op bestelauto's kan onderscheid gemaakt worden naar drie soorten kosten: kapitaalkosten, operationele kosten en reguleringskosten.

Kapitaalkosten

De kapitaalkosten die ontstaan bij de verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's bestaan volledig uit de aanschafkosten en installatiekosten van de snelheidsbegrenzers. Deze kosten zijn in hoge mate afhankelijk van het moment dat de begrenzer in de bestelauto wordt ingebouwd: tijdens de bouw van het voertuig of naderhand (retrofit). In het eerste geval bedragen de kosten ongeveer € 200, terwijl bij retrofitting de kosten kunnen oplopen tot € 650 (gebaseerd op CE, 1998). Aangezien de maatregel in 2010 ingaat, zal bij het grootste deel van het park bestelauto's in 2010 de begrenzer nog achteraf ingebouwd moeten worden. Vandaar dat we hier uitgaan van aanschafkosten die gelijk zijn aan € 650. Deze kosten omvatten naast de productie- en installatiekosten en de winstmarge van de producent ook de BTW. Bij de bepaling van de eindgebruikerskosten dient de BTW meegenomen te worden in het geval van particulier bezit, maar dit geldt niet voor de bepaling van de maatschappelijke kosten. Voor bedrijven is de BTW echter aftrekbaar van de belastingen, zodat ook in het geval van de eindgebruikerskosten kosten exclusief BTW dienen te worden berekend. Hoewel ook een beperkt deel van het bestelwagenpark in het bezit is van particulieren, gaan wij voor de eenvoud hier ervan uit dat alle bestelauto's bedrijfsauto's zijn. Uitgaande van een BTW-tarief van 19% zijn de maatschappelijke en private kosten voor een snelheidsbegrenzer dan ongeveer gelijk aan € 550.

Bij het toerekenen van de kapitaalkosten wordt er uitgegaan van een lineaire afschrijvingsmethodiek. Er wordt daarbij vanuit gegaan dat de levensduur van een snelheidsbegrenzer gelijk is aan de levensduur van een bestelauto, en dat die gemiddeld 13 jaar is. Uitgaande van een gemiddelde leeftijd van bestelauto's in 2010 van 5,5 jaar (gebaseerd op CE, 2003), komen we tot een afschrijvings-termijn van 7,5 jaar. Dit betekent dus dat de kapitaalkosten in 2010 gelijk zijn aan € 73. Ervan uitgaande dat er in 2010 ongeveer 1 miljoen bestelauto's zijn (gebaseerd op CE, 2003) betekent dit dat de kapitaalkosten voor zowel de eindgebruiker als de maatschappij € 73 miljoen bedraagt.

Operationele kosten

Doordat de gemiddelde snelheid van bestelauto's door de installatie van snelheidsbegrenzers afneemt, daalt het gemiddelde brandstofverbruik van de bestelauto's. Uit TNO (2001) blijkt dat bestelauto's bij de gerealiseerde snelheidsverlaging ongeveer 20% minder brandstof gaan gebruiken. De baten van deze brandstofbesparingen zijn sterk afhankelijk van de brandstofprijs. Hier hanteren we een dieselprijs exclusief BTW van € 0,90 per liter (€ 0,53 excl. accijnzen en BTW). In de gevoeligheidsanalyses zullen we bekijken wat de invloed van veranderingen in de dieselprijs op de baten van brandstofbesparingen is. Uitgaande van een gemiddeld verbruik van bestelauto's van 11,5 liter per 100 kilometer, vinden we brandstofbesparingen voor de eindgebruikers die gelijk zijn aan ongeveer € 85 miljoen en maatschappelijke brandstofbesparingbaten van ongeveer € 50 miljoen.

De daling in gemiddelde snelheid van bestelauto's door de installatie van snelheidsbegrenzers leidt ook tot lagere kosten van bandenslijtage. Een snelheidsbeperking tot 100 km/uur zorgt voor een reductie van de bandenkosten met 20% (CE, 1998). Per kilometer bedragen de bandenkosten 0,9 Eurocent, wat betekent dat de besparingen op bandenslijtage oplopen tot 0,2 Eurocent per kilometer. De baten van verminderde bandenslijtage bedragen in 2010 dan € 6,9 miljoen.

Tot slot leidt de lagere gemiddelde snelheid van bestelauto's ook tot lagere onderhoudskosten aan de motor en de versnellingsbak. Door een gebrek aan data zijn deze kosten hier echter niet meegenomen.

Reguleringskosten

Tot de reguleringskosten behoren allereerst de kosten die door de overheid gemaakt moeten worden voor de ontwikkeling, implementatie en handhaving van de beleidsmaatregel. Deze kosten zullen vrij beperkt zijn en worden in deze casestudie dan ook niet meegenomen. Ook de extra kosten die bezitters van bestelbussen moeten maken om te voldoen aan de verplichting, maar die niet rechtstreeks invloed hebben op de reductie van CO₂-emissies behoren tot de reguleringskosten. Het gaat bijvoorbeeld om de kosten die ontstaan doordat men moet uitzoeken aan welke verplichting men moet voldoen, welke snelheidsbegrenzers voldoen aan de gestelde voorwaarden, etc. Ook deze kosten worden hier verwaarloosbaar verondersteld.

3.4.2 Welvaartskosten

Naast de directe bestedingen heeft de verplichting voor snelheidsbegrenzers op bestelauto's ook invloed op niet-financiële aspecten van de welvaart van mensen. Het belangrijkste welvaartseffect dat optreedt is de toegenomen reisduur die optreedt als gevolg van de gemiddelde lagere snelheid van bestelauto's. In 2010 bedraagt de verloren tijd als gevolg van de langere reisduur ongeveer 7,9 miljoen uur.

De waardering van een uur reistijd is sterk afhankelijk van het doel van de reis. Zo is de waarde van een uur reistijd met een zakelijk karakter hoger dan de waarde van een uur reistijd met een sociaal-recreatief karakter. Om de verliezen die optreden als gevolg van de lagere gemiddelde snelheden van bestelauto's op juiste wijze te kunnen waarderen is het dus noodzakelijk dat allereerst bepaald wordt wat de doelen zijn van de ritten met bestelauto's. Uit CE Delft (2003) wordt duidelijk dat het bij 29% van de kilometers die met bestelauto's worden afgelegd gaat om privégebruik. Dit betekent dat 71% van de ritten met bestelauto's een zakelijk karakter heeft.

Voor de waardering van reistijd naar verschillende motieven wordt door AVV jaarlijks kentallen gepubliceerd (AVV, 2006). Voor autoverkeer met een zakelijk karakter bedraagt de waarde van een reisuur in 2010 ca. € 31 per persoon, terwijl de waarde voor een reisuur met een privémotief ongeveer € 10 per persoon is. Bij deze waarderingen per persoon horen gemiddelde bezettingsgraden die gelijk zijn aan respectievelijk 1,11 en 1,5. Met behulp van deze bezettingsgraden en de gemiddelde waardering van de reistijd is het mogelijk om de kosten van 7,9 miljoen extra reizen te berekenen, die optreden als gevolg van de ingevoerde verplichting voor bestelauto's om een snelheidsbegrenzer te bezitten. Deze kosten zijn in 2010 gelijk aan € 229 miljoen.

Naast de extra kosten als gevolg van langere reistijden zijn er ook nog andere welvaartskosten te onderscheiden. Zo wordt mensen de kans ontnomen om hard te rijden, terwijl sommige mensen daar wel nut aan ontleen (Slotegraaf et al., 1997). Dit effect is door een gebrek aan data echter niet ingeschat.

3.4.3 Bijkomstige externe kosten

Hoewel de verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelwagens hier in eerste instantie is bedoeld als middel om de emissies van CO₂ te reduceren, heeft de maatregel ook invloed op andere externe effecten van verkeer: luchtkwaliteit, verkeersveiligheid, en congestie.

Luchtkwaliteit

Door de daling van de gemiddelde snelheid van bestelauto's op snelwegen nemen ook de luchtvervuilende emissies af. Hier beschouwen we enkel de reductie van NO_x-emissies. Met behulp van de snelheidsafhankelijke emissiefactoren uit CE Delft (1998) bepalen we, op soortgelijke wijze als bij de CO₂-emissiereducties, dat de verplichting voor snelheidsbegrenzers leidt tot een reductie van NO_x-emissies met 1,4 kton. Met behulp van een schaduwprijs voor

NO_x-emissies buiten de bebouwde kom (CE, 2001), vinden we dat de baten van verminderde NO_x-emissies gelijk zijn aan € 190.000.

Verkeersveiligheid

In het algemeen geldt dat lagere snelheden gunstiger zijn voor de verkeersveiligheid. Zo blijkt er op snelwegen een 4^e-machtsrelatie te bestaan tussen snelheid en verkeersdoden, en een 3^e-machtsrelatie tussen snelheid en het aantal gewonden in verkeersongelukken (AVV, 2004). Volgens AVV (2004) nemen het aantal verkeersdoden en gewonden jaarlijks met respectievelijk 2 en 100 af, wanneer bestelauto's op 100 km/uur worden begrensd. CE Delft (1998) komt daarentegen tot 25 minder doden en 148 minder gewonden bij een begrenzing van de maximale snelheid van bestelauto's op 100 km/uur. Op het eerste oog is het niet duidelijk waardoor het grote verschil tussen deze twee studies ontstaat. Vandaar dat we hier rekenen met de gegevens uit AVV (2004), terwijl we in paragraaf 3.6 een gevoeligheidsanalyse uitvoeren met de gegevens uit CE Delft (1998).

Om een vermindering van het aantal verkeersdoden te waarderen is een monetaire waardering van een 'statistisch mensenleven' vereist⁹. De toevoeging 'statistisch' duidt er op dat het hier om de waardering van risicoreductie gaat en niet om de waardering van aanwijsbare mensenlevens. Wanneer het immers om aanwijsbare levens gaat in plaats van statistische levens, zoals in het geval van ingesloten mijnwerkers, gaat de maatschappelijke betalingsbereidheid richting oneindig. In het geval van risicoreductie blijken in de praktijk mensen echter een eindig bedrag over te hebben voor verdere risicoreductie waarbij een afweging wordt gemaakt tegen de baten van een alternatieve inzet van middelen. Op basis van de betalingsbereidheid om de kans op overlijden te verminderen in uiteenlopende maatschappelijke situaties hebben onderzoekers de financiële waardering van een statistisch mensenleven (Value of a Statistical Life: VOSL) bepaald.

De schattingen van de VOSL lopen sterk uiteen tussen de verschillende studies. Zo komt De Blaeij et al. (2004) op basis van een inventarisatie van de officieel gehanteerde VOSL-waarden in zeven landen tot een bandbreedte die loopt van € 1,4 tot € 2,6 miljoen. Het ECMT (1998) stelt dat vanuit wetenschappelijk oogpunt de beste VOSL-schatting € 2,4±1 miljoen bedraagt. Voor beleidsonderzoeken adviseren zij om uit te gaan van een conservatieve schatting: € 1,5 miljoen, een waarde die overeenstemt met de suggestie die in de OEI-leidraad op dit gebied gedaan wordt (VenW, 2000)¹⁰. Het Europese onderzoeksprogramma UNITE komt met een schatting van € 1,7 miljoen voor Nederland (UNITE, 1998). De SWOV adviseert, op basis van een onderzoek van De Blaeij (2003), om bij de waardering van de kosten van verkeersonveiligheid een VOSL-waarde te hanteren van € 2,2 ± 0,3 miljoen (prijspeil 2001) (Weseman et al., 2005). Dit laatste advies zullen wij hier opvolgen. Echter om toch rekening te kunnen houden met de invloed van de onzekerheid in de VOSL-waarde wordt

⁹ Het gaat hierbij alleen om de externe kosten, dat wil zeggen verkeersdoden anders dan de bestuurders zelf. Met het risico dat men zelf overlijdt in het verkeer ten gevolge van het eigen handelen wordt immers rekening gehouden.

¹⁰ Opgemerkt dient te worden dat de waarde van ECMT en OEI overeenkomt met het prijspeil van 1997.

een paragraaf 3.6 een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd waarbij wordt gerekend met een VOSL waarde van € 1,5 miljoen.

Voor de waardering van een statistische gewonde wordt hier uitgegaan van een waarde van € 227.500 (CE, 2004). Hier wordt verondersteld dat de private kosten van gewond raken in een verkeersongeval gelijk zijn aan 50% van de maatschappelijke kosten (CE, 1998).

De totale maatschappelijke baten van een verminderde kans op verkeersongelukken als gevolg van snelheidsbegrenzers in bestelauto's is dan € 27 miljoen, terwijl de private baten ongeveer gelijk zijn aan € 14 miljoen.

Congestie

De gemiddelde snelheid waarbij de capaciteit van wegen optimaal benut wordt is ongeveer 90 km/uur (CE, 1998). Door de snelheid van bestelauto's te begrenzen kan er een bijdrage geleverd worden aan een betere doorstroming op de snelwegen en dus minder congestie. Door een gebrek aan data is het echter niet mogelijk om dit effect te kwantificeren.

3.4.4 Indirecte kosten

De verplichting voor bestelauto's om een snelheidsbegrenzer te bezitten kan ook allerlei indirecte effecten met zich meebrengen. Zo zal bijvoorbeeld de vraag naar snelheidsbegrenzers explosief stijgen, wat positieve gevolgen met zich meebrengt voor de producenten van snelheidsbegrenzers. In hoeverre dit indirecte effect leidt tot een hogere maatschappelijke welvaart, en niet tot alleen een herverdeling van de welvaart, is afhankelijk van het feit of deze effecten binnen of buiten Nederland neerslaan, en of er sprake is van verstoringen in aanpalende markten (voor een verdere discussie, zie hoofdstuk 2). Het bepalen van de eventuele indirecte effecten van de maatregel om bestelauto's te verplichten een snelheidsbegrenzer te bezitten vereist de inzet van economische modellen. Dit valt echter buiten de scope van deze studie.

3.5 Kosteneffectiviteit

In Tabel 2 worden de kosten en de effecten (CO₂-emissiereducties) van een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's samengevat. Daarbij is een onderscheid gemaakt naar eindgebruikers en de maatschappij als geheel.

Tabel 2 Gerealiseerde CO₂-emissiereducties en bijbehorende kosten (€ mln)

	Eindgebruiker	Maatschappij
Effect		
CO ₂ -emissiereductie (Mton)	0,30	0,30
Directe bestedingen		
Kapitaal kosten	73,00	73,00
Brandstofkosten	- 85,00	- 50,00
Bandenkosten	- 6,90	- 6,90
Welvaartskosten		
Kosten van extra reistijd	229,00	229,00
Bijkomstige externe kosten		
NO _x -emissies	-	- 0,19
Verkeersveiligheid	- 15,00	- 27,00
Totaal kosten	195,10	217,90

Uit Tabel 2 blijkt dat de kosten van een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's in grote mate bepaald worden door de kosten van extra reistijd. Dit maakt wederom duidelijk hoe belangrijk het is om naast de directe effecten van een maatregel ook andere welvaartseffecten mee te nemen bij de beoordeling van een maatregel. Naast de kosten van extra reistijd spelen ook de baten van uitgespaarde brandstofkosten een belangrijke rol. Dit effect is bovendien grotendeels verantwoordelijk voor het verschil in private en maatschappelijke kosten van deze maatregel. Doordat de reductie in betalingen aan accijnzen voor de eindgebruiker wel een baat is, maar voor de maatschappij als geheel niet, vallen de bespaarde brandstofkosten op individueel niveau hoger uit dan op maatschappelijk niveau.

De maatschappelijke kostenefficiëntie van een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's is gelijk aan € 725 per ton CO₂. Hiermee is deze maatregel kostenefficiënter dan dat werd gevonden in het Optiedocument Verkeersemissies (RIVM/CE, 2004), waar voor 2010 een kostenefficiëntie van € 900 per ton CO₂ werd gevonden. Dit verschil kan deels verklaard worden door het feit dat in deze casestudie meer effecten zijn betrokken in de bepaling van de kosteneffectiviteit. In vergelijking met RIVM/CE (2004) zijn hier de baten van minder bandenslijtage en van een verbeterde verkeersveiligheid meegenomen. Daarnaast hanteert RIVM/CE een lagere brandstofprijs, waardoor de baten van brandstofbesparing lager uitpakken. Ook wordt door RIVM/CE gekozen voor een andere waardering van de extra reistijd. In paragraaf 3.6 wordt een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om te bekijken welke invloed deze andere waardering van de extra reistijd heeft op de maatschappelijke kostenefficiëntie.



3.6 Gevoeligheidsanalyses

De bepaling van de verschillende effecten die optreden wanneer een verplichting wordt ingesteld op snelheidsbegrenzers in bestelauto's is omgeven door onzekerheden. Om deze onzekerheden beter in beeld te brengen worden in deze paragraaf een aantal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd.

Afschrijvingstermijn kapitaalkosten

De gehanteerde afschrijvingstermijn voor de kapitaalkosten heeft een belangrijk invloed op de kosten en kostenefficiëntie van de verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. In de hoofdanalyse zijn we er vanuit gegaan dat de snelheidsbegrenzers achteraf ingebouwd worden in de bestelauto's die een gemiddelde leeftijd hebben van 5,5 jaar. Aangezien de gemiddelde levensduur van een bestelauto gelijk is aan 13 jaar, was de afschrijvingstermijn gelijk aan 7,5 jaar. Nu gaan we uit van de fictieve situatie dat de begrenzers allen af fabriek worden ingebouwd en vervolgens over 13 jaar kunnen worden afgeschreven. Deze situatie is fictief voor 2010, maar zeer reëel voor bijvoorbeeld 2020. Vandaar dat het toch interessant is op deze situatie te bekijken.

Naast het feit dat de kapitaalkosten in deze situatie over een langere periode kunnen worden afgeschreven, zijn ook de investeringskosten lager. De kosten van het inbouwen van een snelheidsbegrenzer tijdens de productie van een bestelauto liggen namelijk aanzienlijk lager dan wanneer dit achteraf moet gebeuren. Deze beide effecten samen leiden ertoe dat de maatschappelijke en private kosten dalen tot € 14 miljoen (tegenover € 73 miljoen bij achteraf inbouwen en een afschrijftermijn van 7,5 jaar).

De maatschappelijke kostenefficiëntie van de verplichting op snelheidsbegrenzers in bestelauto's is nu gelijk aan 530 €/ton.

Variaties in brandstofprijzen

Brandstofprijzen zijn altijd sterk onderhevig aan fluctuaties. Vandaar dat er veel onzekerheden bestaan over de hoogte van toekomstige brandstofprijzen. Om deze onzekerheden mee te kunnen nemen in de analyse worden hier een tweetal gevoeligheidsanalyses uitgevoerd: één voor een 25% hogere kale brandstofprijs en één voor een 25% lagere kale brandstofprijs. Hierbij veronderstellen we dat de accijnzen gelijk blijven.

Bij een 25% hogere brandstofprijs stijgen de baten van uitgespaarde brandstofkosten voor de eindgebruiker met € 13 miljoen tot € 98 miljoen, terwijl de maatschappelijke baten stijgen met € 13 tot € 63 miljoen. Bij een daling van de brandstofprijzen met 25% dalen de maatschappelijke baten met € 13 miljoen tot € 37 miljoen, terwijl de private baten dalen met € 13 miljoen tot € 72 miljoen.

De fluctuaties in de brandstofprijzen hebben uiteraard ook invloed op de maatschappelijke kostenefficiëntie van een verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. Bij een stijging van de kale brandstofprijs met 25% is de kostenefficiëntie gelijk aan 683 €/ton, terwijl de kostenefficiëntie bij een 25% hogere brandstofprijs uitkomt op 770 €/ton.

De waardering van reistijd

De kosten van extra reistijd bepalen in grote mate de kosten van de verplichting voor snelheidsbegrenzers in bestelauto's. Vandaar dat het goed is om te kijken op welke wijze de waardering van reistijd van invloed is op de totale kosten van deze maatregel. We voeren daarom een gevoeligheidsanalyse uit waarbij we de reistijdwaardering hanteren zoals die ook RIVM/CE (2004) is gehanteerd. In deze studie is gekozen om een uur extra reistijd een waarde toe te kennen van € 27, ongeacht het motief van de reis. Dit zou in onze analyse leiden tot een stijging van de kosten van extra reistijd met € 33 miljoen tot € 262 miljoen. De maatschappelijke kostenefficiëntie wordt hierdoor € 836/ton.

Een grotere reductie van verkeersongevallen

Voor de invloed van snelheidsbegrenzers in bestelauto's op de verkeersveiligheid vonden we in de literatuur uiteenlopende gegevens. In de hoofdanalyse is gerekend met een vermindering van het aantal dodelijke slachtoffers per jaar van twee, terwijl het aantal gewonden jaarlijks afneemt met 100. CE Delft (1998) stelt echter dat een snelheidsbegrenzing van bestelauto's op 100 km/uur leidt tot een afname van het aantal doden in 2010 met 25, terwijl er 148 minder gewonden zullen vallen. Met deze invoerwaarden stijgen de maatschappelijke baten van een verbeterde verkeersveiligheid met € 62 miljoen tot € 89 miljoen. De private baten nemen toe met € 57 miljoen tot € 72 miljoen. De verandering in de maatschappelijke baten van een verbeterde verkeersveiligheid heeft ook een belangrijke invloed op de maatschappelijke kostenefficiëntie van de maatregel. Deze is nu immers gelijk aan € 520 per ton.

Een lagere waardering van een statisch menselijk leven

Over de waardering van een statisch menselijk leven bestaat in de literatuur de nodige discussie (zie paragraaf 3.4.3). Een veel gebruikte waardering voor de VOSL in beleidsonderzoeken is € 1,5 miljoen, die wordt aanbevolen door de ECMT (1998). Deze waarde ligt aanzienlijk lager dan de VOSL-waarde die in deze studie is gehanteerd (namelijk € 2,2 miljoen). Bij toepassing van een VOSL-waarde van € 1,5 miljoen dalen de maatschappelijke en private baten van een verbeterde verkeersveiligheid met € 1 miljoen tot respectievelijk € 26 en € 14 miljoen. De invloed van deze verandering in VOSL-waarde op de kosteneffectiviteit van een verplichting voor snelheidsbegrenzers is marginaal (€ 730/ton i.p.v. € 725/ton).



4 Casestudie 2: 'downsizing' wagenpark

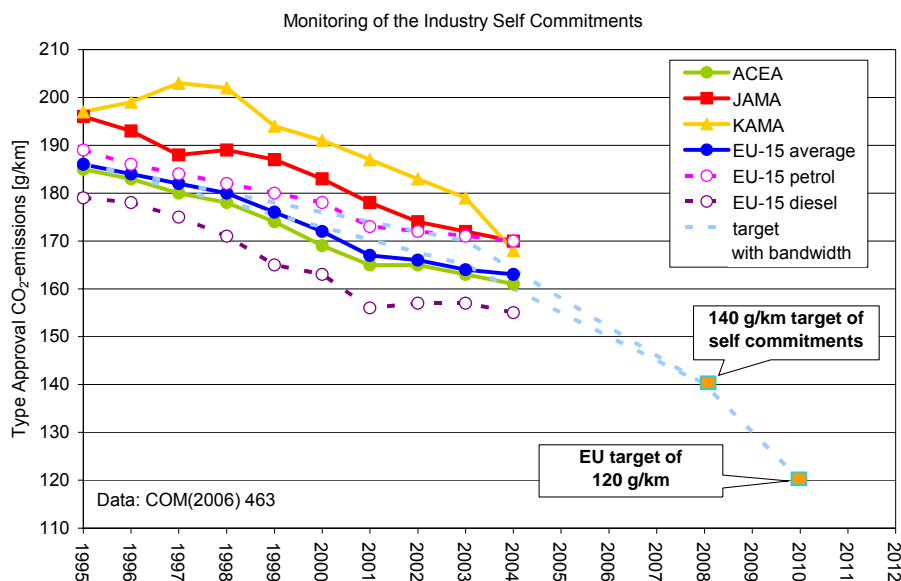
4.1 Inleiding

In deze casestudie worden recente berekeningen geanalyseerd en vergeleken van de kosteneffectiviteit van voorgenomen Europees beleid om de CO₂-emissies van nieuwe personenauto's te reduceren naar 130 g/km in 2012.

Het huidige EU-beleid m.b.t. CO₂-reductie in personenauto's heeft als doel om de gemiddelde CO₂-emissie (gemeten op typekeuringstest) van nieuwe auto's te reduceren tot 120 g/km in 2010. Het beleid rust op 3 pijlers. De belangrijkste pijler is een convenant tussen de EU en autofabrikanten, waarin de drie associaties ACEA, JAMA en KAMA beloven om tussen 1995 en 2008/9 de gemiddelde CO₂-emissie van nieuw verkochte auto's te reduceren van 186 g/km naar 140 g/km. De vooruitgang die geboekt is onder dit convenant is geïllustreerd in Figuur 4. Een belangrijke conclusie van de monitoring van het convenant is dat er door technische maatregelen significante reducties zijn gerealiseerd, maar dat het reductietempo de laatste paar jaar afvlakt, terwijl het eigenlijk had moeten worden opgevoerd. Daardoor wordt het steeds minder waarschijnlijk dat het gestelde doel van 140 g/km in 2008/9 gehaald wordt.

De andere twee pijlers zijn consumentenvoorlichting (m.b.v. brandstofverbruikslabeling op basis van Directive 1999/94/EC) en fiscale maatregelen, geïmplementeerd door lidstaten om consumenten te beïnvloeden tot de aanschaf van zuiniger voertuigen (EC (2005) 261).

Figuur 4 Monitoring van de ontwikkeling van de gemiddelde CO₂-emissie van nieuw verkochte personenauto's onder het convenant tussen de Europese Commissie en ACEA, JAMA en KAMA



Recent is door de Europese Commissie het CO₂-beleid m.b.t. personen- en bestelauto's geëvalueerd. In februari is een communicatie uitgebracht (EC (2007a) 19) waarin de grote lijnen voor het voorgenomen beleid voor na 2008 worden geschetst. Het doel blijft om de gemiddelde CO₂-emissie van nieuwe personenauto's in 2012 op 120 g/km te krijgen¹¹. Een deel daarvan moet worden gerealiseerd door een CO₂-norm, die inhoudt dat de gemiddelde CO₂-emissie van nieuw verkochte auto's zoals gemeten op de typekeuringstest in 2012 niet meer dan 130 g/km mag bedragen. De overige 10 g/km worden ingevuld d.m.v. een aantal elementen uit de zgn. 'Integrated Approach':

- eisen aan het rendement van air conditioning systemen;
- verplichte toepassing van tyre pressure monitoring systems;
- normstelling voor de rolweerstand van banden voor personen- en bestelauto's in de EU;
- gebruik van schakelindicatoren (gear shift indicators);
- maatregelen voor verlaging van het brandstofgebruik bij bestelauto's;
- verhoogde toepassing van biobrandstoffen en eisen aan de milieu-performance van biobrandstoffen.

De manier waarop de 130 g/km norm wordt geïmplementeerd is momenteel onderwerp van studie¹². Opties zijn verschillende vormen van normstelling op voertuigniveau en normen die betrekking hebben op de verkoopgemiddelde CO₂-emissie per fabrikant.

Omdat CO₂-emissies sterk correleren met voertuigeigenschappen (o.a. luchtweerstand via stroomlijn en frontaal oppervlak, massa, motorvermogen, uitrustingsniveau) zou een uniforme CO₂-emissielimiet op voertuigniveau leiden tot ernstige marktverstoringen. Veel auto's zouden niet meer mogen worden verkocht (denk aan sportwagens, SUVs, MPVs, etc.). Een uniforme limiet zou wel kunnen worden opgelegd op het niveau van fabrikanten wanneer deze betrekking heeft op de verkoopgemiddelde CO₂-emissie. Daarbij kan het zinvol zijn om dit te combineren met een (gesloten) emissiehandelssysteem waarbij fabrikanten onderling emissiecredits (bijv. in g/km op basis van de typekeuringstest) kunnen verhandelen (IEEP 2005) om zo de gewenste emissiereductie kostenoptimaal over fabrikanten en marktsegmenten te kunnen verdelen.

Ook zou de limiet gedifferentieerd kunnen worden naar een parameter die de 'utiliteit' of gebruikswaarde van het voertuig representeert, waarbij grotere of sportievere voertuigen meer mogen emitteren, maar bij gegeven utiliteit fabrikanten wel worden uitgedaagd om zo zuinig mogelijke voertuigen te produceren. Deze emissielimiet kan worden toegepast op individuele voertuigen, maar ook op het niveau van het verkoopgemiddelde van fabrikanten, al dan niet in combinatie met een handelssysteem zoals hierboven beschreven. Een derde mogelijkheid is het stellen van een reductiedoel per fabrikant in termen van een percentage t.o.v. de verkoopgemiddelde CO₂-emissie in een referentiejaar, eventueel ook gecombineerd met een onderling handelssysteem.

¹¹ D.w.z. op een niveau dat equivalent is met de praktijkemissies van een voertuig dat 120 g/km emitteert op de typekeuringstest.

¹² Uitgevoerd door IEEP, CE en TNO in opdracht van Europese Commissie DG-Env.



Inschattingen van reductiepotentiëlen en kosten zijn gemaakt in (IEEP 2005), (TNO 2006), (TML 2006) en (ZEW 2006). Deze studies zijn uitgevoerd in opdracht van de Europese Commissie ter voorbereiding van het nieuwe beleid.

- TNO (2006) gebruikt dezelfde methodiek als IEEP (2005), maar komt op basis van aanvullende informatie over kosten en potentiële en een update van de analyse uit IEEP (2005) tot hogere schattingen voor de kosten voor reductie van de CO₂-emissies van personenauto's voorbij 140 g/km. TNO (2006) vervangt derhalve IEEP (2005).
- In TML (2006) en ZEW (2006) zijn de resultaten uit TNO (2006) gebruikt voor berekeningen van de effecten op de transportsector m.b.v. REMOVE en berekeningen van macro-economische impacts en effecten op de automotive industrie m.b.t. PACE-T en FORCAR. M.b.v. REMOVE is ook een alternatieve berekeningen gemaakt van de CO₂-vermijdingskosten.

4.2 Resultaten van beschikbare studies

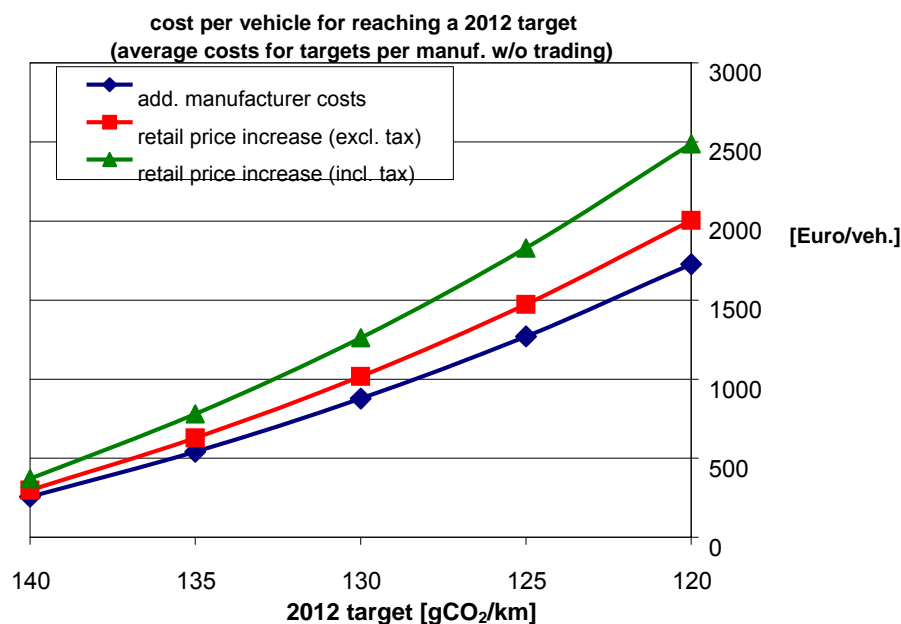
4.2.1 TNO 2006

Ter voorbereiding van nieuw EU-beleid m.b.t. CO₂-emissies van personenauto's zijn in (TNO 2006) inschattingen gemaakt van de kosten en baten van verschillende technische opties die kunnen worden ingezet om de gemiddelde CO₂-emissie (typekeuringswaarde) van nieuw verkochte personenauto's te reduceren van 140 g/km in 2008/9 naar 120 g/km in 2012. Het belangrijkste onderdeel daarbij is reductie van de CO₂-emissie van voertuigen zoals gemeten op de typekeuringstest door technische maatregelen aan het voertuig (zuiniger motor, efficiëntere aandrijflijn, lagere lucht- en rolweerstand, lager gewicht).

TNO (2006) berekent dat voor het halen van 120 g/km op de typekeuringstest de inzet van hybride voertuigen nodig is in combinatie met andere maatregelen om motoren efficiënter te maken en de energievraag van het voertuig te verminderen. Het inmiddels door de Europese Commissie voorgestelde doel van 130 g/km op voertuigniveau is haalbaar met combinaties van meer conventionele technische maatregelen.

Een belangrijke aanname in TNO (2006) is dat de doelstelling van het convenant tussen Europese Commissie en auto-industrie (140 g/km gemiddeld in 2008/9) gehaald wordt. De resultaten worden gepresenteerd als meerkosten per voertuig en kosteneffectiviteit (Euro per vermeden ton CO₂) voor verdere reductie voorbij 140 g/km naar een niveau in 2012 tussen 135 en 120 g/km.

Figuur 5 Meerkosten per voertuig om de gemiddelde CO₂-uitstoot (op typekeuringstest) van nieuwe auto's in de EU-15 te reduceren van 140 g/km in 2008/9 tot een target voor 2012 tussen 140 en 120 g/km



Bron: TNO, 2006.

N.B. De kosten betreffen alleen de additionele kosten voor productie (manufacturer costs) c.q. aanschaf van nieuwe voertuigen (retail price increase).

Onder de aannames dat het aankoopgedrag niet wordt beïnvloed, dat autonome trends m.b.t. het aandeel diesels¹³ en de gewichtstoename¹⁴ van voertuigen zich doorzetten en dat de volledige kosten van het voldoen aan de CO₂-wetgeving aan de consumenten worden doorberekend, wordt in (TNO 2006) berekend dat nieuwe auto's in Europa tussen 2008/9 en 2012 zo'n € 2.500 duurder (verkoop-prijs) zullen worden als gevolg van technische maatregelen die nodig zijn om de gewenste CO₂-emissiereductie van gemiddeld 140 g/km naar 120 g/km te bewerkstelligen. De consument verdient deze meerprijs slechts deels terug door de bijbehorende brandstofbesparing. De technische maatregelen die nodig zijn om in 2008/9 140 g/km te halen zijn goedkoper en verdienen zich op consumenten-niveau wel terug. De impact van het vigerende EU-beleid tot 2010 kan dus deels gecompenseerd worden door de mobiliteitstoename die het gevolg is van lagere kosten. Overigens kost het handhaven van 140 g/km na 2008 ook geld, zo'n € 400 per voertuig, omdat de effecten van toenemende voertuigmassa op CO₂-emissies moeten worden gecompenseerd door efficiencyverbeterende maatregelen.

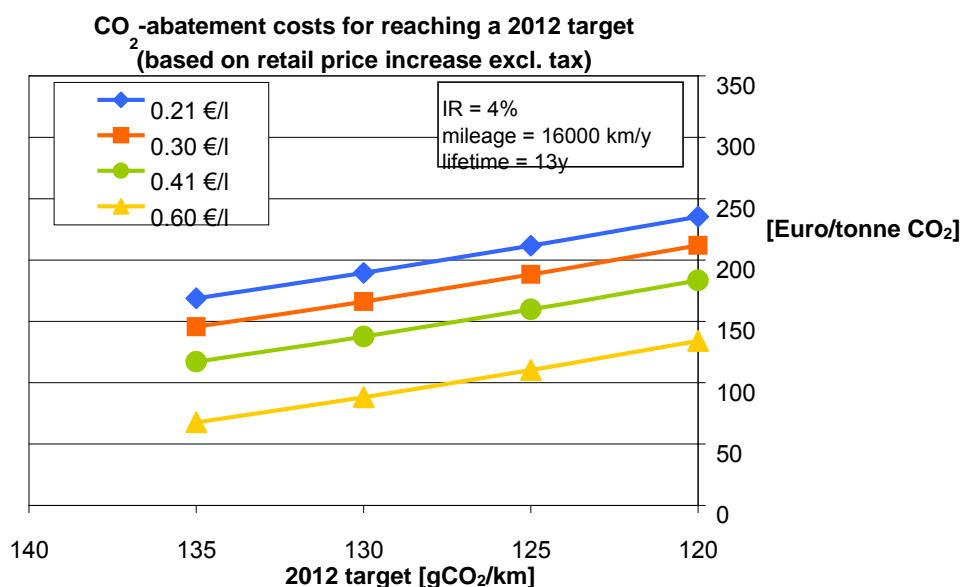
Bij een olieprijs van 50 €/bbl bedragen de vermijdingskosten voor het halen van 120 g/km zo'n 180 €/ton. De stap van 140 naar 130 g/km kost bij deze olieprijs zo'n 140 €/ton.

¹³ Aandeel dieselvoertuigen in EU-verkopen oplopend naar 50% in 2008 en 55% in 2012.

¹⁴ Gemiddelde autonome gewichtstoename (als gevolg van trends naar grotere, meer luxe en dus zwaardere voertuigen en als gevolg van maatregelen m.b.t. actieve en passieve veiligheid) van 1,5% per jaar.



Figuur 6 CO₂-vermijdingskosten (in €/ton vermeden CO₂-equivalenten) als functie van doelstelling en olieprijs¹⁵ voor het halen van een 2012 doelstelling van 140 - 120 g/km voor nieuwe voertuigen (op basis van typekeuringstest) door middel van technische maatregelen die aangrijpen op voertuig-niveau



Bron: TNO, 2006a

N.B. In de berekening van vermijdingskosten zijn brandstofkosten en CO₂-reductie berekend op basis van geschat real-world brandstofverbruik en is voor CO₂-reductie tevens rekening gehouden met CO₂-emissies in de brandstofketen (Well-to-Wheel). De weergegeven brandstofkosten corresponderen met olieprijsen van 25, 36, 50 en 74 €/bbl.

De kostenschattingen in (TNO 2006) gaan voor de nieuw toegepaste technieken uit van voldoende grote productieseries (> 100.000 p.a.), overigens zonder hier expliciet aan te rekenen. Concrete data op grond waarvan leereffecten, economies-of-scale en de impact van innovaties op het gebied van product en productiemethode kunnen worden ingeschat zijn ook niet eenvoudig voorhanden. Desalniettemin lijkt het redelijk om te veronderstellen dat op langere termijn (bijv. 2020/2030) de kosten voor bovenbeschreven technieken beduidend lager kunnen zijn dan wat nu in (TNO 2006) voor de periode 2008/2012 is ingeschat.

4.2.2 ZEW (2006), TML (2006) en EC (2007a) 60

De Impact Assessment (IA) van de Europese Commissie t.b.v. het voorgestelde nieuwe CO₂-beleid voor personenauto's is gepresenteerd in EC (2007a) 60. Deze IA is gebaseerd op de resultaten van (ZEW 2006) en (TML 2006), welke deels zijn berekend met inputs uit (TNO 2006). Behalve berekeningen op basis van de resultaten van (TNO 2006) zijn ook berekeningen gedaan met aangepaste kostencijfers. Deze laten we hier buiten beschouwing omdat we focussen op de vergelijking van uitkomsten van verschillende methodieken op basis van zoveel mogelijk dezelfde inputdata.

¹⁵ De in Figuur 6 weergegeven brandstofkosten (excl. belastingen) van 0,21, 0,30, 0,41 en 0,60 €/liter komen overeen met olieprijsen van 25, 36, 50 en 74 €/bbl.

Tabel 3 Vergelijking van CO₂-vermijdingskosten voor verschillende 2012-normen voor de gemiddelde CO₂-emissie van nieuw verkochte auto's zoals berekend in (TNO 2006), (ZEW 2006), (TML 2006) en EC (2007a) 60

	135 g/km	130 g/km	125 g/km	120 g/km
TNO (2006) ^a	143	164	186	210
ZEW (2006), EC (2007a) 69 ^b	50	85	109	132
TML (2006) ^c	95	150	189	228

^a) Olieprijs 36 €/bbl, berekening vermijdingskosten op voertuigniveau volgens formule (1) in sectie 4.3.5.

^b) Olieprijs 31 €/bbl, berekening vermijdingskosten op niveau personenvervoersector over periode 2010 - 2020 volgens formule (2) in sectie 4.3.5.

^c) Olieprijs 31 €/bbl, berekening vermijdingskosten op niveau personenvervoersector in 2020 volgens formule (2) in sectie 4.3.5.

CO₂-vermijdingskosten voor doelen tussen 135 en 120 g/km volgens de verschillende studies zijn weergegeven in Tabel 3. De vermijdingskosten worden in ZEW (2006) en EC (2007a) 60 m.b.v. TREMOVE berekend door de totale additionele maatschappelijke kosten over de periode 2010-2020 te delen door de cumulatieve CO₂-reductie in diezelfde periode. Deze aanpak leidt tot lagere vermijdingskosten dan de aanpak in TNO (2006) om de volgende redenen:

- Tussen 2008 en 2012 worden voertuigen verkocht met een gemiddelde CO₂-emissie tussen 140 g/km en de norm voor 2012. Deze voertuigen hebben gemiddeld lagere CO₂-vermijdingskosten.
- In TREMOVE is het jaarkilometrage een functie van de ouderdom van het voertuig. Nieuwe voertuigen maken meer kilometers dan oude. De meeste in de periode 2010-2020 verkochte voertuigen leggen in die periode per jaar gemiddeld meer kilometers af dan het gemiddeld jaarkilometrage berekend over hun gehele levensduur. Omdat de additionele voertuigkosten lineair geannuiseerd worden komen daarmee de CO₂-vermijdingskosten dus lager uit dan bij een berekening over de gehele levensduur.

In TML (2006) worden CO₂-vermijdingskosten berekend op basis van additionele maatschappelijke kosten en de totale CO₂-reductie in 2020. In dit jaar bestaat een groot deel van de voertuigvloot uit voertuigen die voldoen aan de norm voor 2012. Deze resultaten sluiten dus beter aan bij de aanpak van TNO (2006).

De gebruikte formule voor berekening van de CO₂-vermijdingskosten is in TNO (2006) anders dan in EC (2007a) 60, ZEW (2006) en TML (2006). Zie hiervoor sectie 4.3.5.

Daarnaast rekenen EC (2007a) 60, ZEW (2006) en TML (2006) met additionele voertuigkosten die een factor 1,16 lager zijn dan de resultaten van TNO (2006) omdat EC (2007a) 60 er vanuit gaat dat de manufacturer costs voor CO₂-reductietechnologie zonder marge aan de klant worden doorberekend.

4.3 Aspecten die de berekening van CO₂-vermijdingskosten beïnvloeden

4.3.1 Baseline

Berekeningen in TNO (2006), ZEW (2006) en TML (2006) zijn gemaakt t.o.v. een baseline waarin wordt verondersteld dat de 140 g/km doelstelling van het CO₂-convenant in 2008 gehaald wordt. Wordt van deze aanname afgeweken dan worden de kosten voor het halen van 120 of 130 g/km dus hoger. Er valt echter over te discussiëren of die extra kosten moeten worden toegewezen aan het nieuwe beleid voor 2012 of dat het reparatiekosten zijn voor het vigerende EU-beleid.

Een belangrijke aanname in de berekeningen in TNO (2006) is de autonome gewichtstoename van 1,5% per jaar. De vraag is of deze trend doorzet tot 2012 of dat deze afvlakt, bijvoorbeeld omdat de nog op stapel staande verscherpingen van de eisen m.b.t. botsveiligheid tot minder gewichtstoevoegende maatregelen leiden dan de eisen die in de afgelopen 10 jaar van kracht zijn geworden. Een alternatief scenario in (TNO 2006) waarin de jaarlijks gewichtstoename daalt van 1,5% in 2004 tot 0,5% in 2012 levert een reductie van de additionele voertuigkosten om van 140 naar 120 g/km te gaan van 19%. Deze kostenvermindering leidt tot 30% lagere CO₂-vermijdingskosten.

4.3.2 Technische maatregelen vs. Beleidsmaatregelen

In TNO (2006), ZEW (2006) en TML (2006) wordt de kosteneffectiviteit van technische c.q. fysieke CO₂-reductiemaatregelen geschat. Op basis van een veronderstelde mate van toepassing worden kosten en reducties berekend. In bijvoorbeeld de fact sheets t.b.v. het 'Optiedocument energie en emissies 2010-2020' worden juist voor het merendeel beleidsmaatregelen geëvalueerd die moeten leiden tot zuiniger voertuigen en lagere CO₂-emissies. De respons op deze beleidsmaatregelen omvat in de regel een mix van fysieke reductieopties en andere gedragsmaatregelen. Zo bevat de berekening van CO₂-reducties een schatting van de effecten van het beleid op de vraag naar mobiliteit (bijv. op basis van prijselasticiteiten). Hierdoor zijn kosteneffectiviteitsberekeningen voor technische maatregelen en voor beleidsmaatregelen vaak moeilijk te vergelijken.

4.3.3 Systemafbakening

In TNO (2006) wordt kosteneffectiviteit berekend op voertuigniveau, waarbij wordt aangenomen dat het jaarkilometrage niet wordt beïnvloed door de veranderende voertuig- en brandstofkosten. In ZEW (2006) en TML (2006) wordt kosteneffectiviteit berekend voor de personenvervoersector als geheel. Dit aspect heeft sterke relatie met bovenstaande paragraaf.

4.3.4 Tijds horizon

Technische en beleidsmaatregelen hebben in de regel langere tijd nodig om volledig effect te scoren. Indien vanaf 2012 alle nieuwe personenauto's aan bijv. de 130 g/km norm voldoen, dan duurt het nog ruim 10 jaar voordat meer dan 90% van de vloot aan deze norm voldoet en dus bij benadering het volledige reductiepotentieel wordt bereikt. Er kan voor gekozen worden om de kosteneffectiviteit te bepalen voor een zichtjaar waarin de maatregel voldoende ver is doorgevoerd, maar men kan er ook voor kiezen om vermindingskosten te berekenen op basis van de cumulatieve kosten en baten over een langere periode. Het eerste gebeurt in TML (2006), het tweede in ZEW (2006).

4.3.5 Formules voor berekening van CO₂-vermindingskosten

Maatregelen kunnen kwantitatief worden vergeleken op basis van reductiepotentieel en vermindingskosten (in Euro's per ton vermeden broeikasgasemissies uitgedrukt in €/tonCO₂-equiv.). Het reductiepotentieel wordt uitgedrukt in kton of Mton per jaar en is afhankelijk van het gebied waarop de maatregel wordt toegepast (bijv. NL, EU-15 of EU-25) en de penetratie van een techniek in de vloot.

Vermindingskosten kunnen per techniek worden uitgerekend of voor een compleet pakket maatregelen als onderdeel van een scenarioberekening. In TNO (2006) wordt voor het eerste geval de volgende formule gebruikt:

$$\text{CO}_2\text{-vermindingskosten} = \frac{I - \text{NPV (brandstofbesparing over levensduur)}}{\text{CO}_2\text{-emissiereductie over levensduur}} \quad (1)$$

Hierin wordt de totale besparing op brandstofkosten over de levensduur van de optie omgerekend naar een huidige waarde (net present value, NPV) die kan worden afgetrokken van de investering *I* die gedaan wordt bij aankoop van de optie. Voor berekening van CO₂-vermindingskosten worden 'maatschappelijke' kosten gebruikt en wordt dus gerekend met investeringskosten en brandstofkosten exclusief belastingen (zie ook verderop in dit document).



In andere studies wordt ook vaak de volgende alternatieve en meer generieke formule gebruikt:

$$\text{CO}_2\text{-vermijdingskosten} = \frac{I^{an} + \Delta_{O\&M} - \Delta_{\text{brandstofkosten}} - \text{secundaire voordelen}}{\text{jaarlijkse CO}_2\text{-emissiereductie}} \quad (2)$$

met $\Delta_{O\&M}$ de additionele gebruiks- en onderhoudskosten (operation & maintenance) per jaar, $\Delta_{\text{brandstofkosten}}$ de jaarlijkse besparing op brandstofkosten (a.g.v. bijv. zuiniger maken van voertuig). Verder worden in bovenstaande formule ook gemonetariseerde secundaire voordelen meegenomen (bijv. vermindering van luchtverontreinigende emissies door toepassing zuinige technologie). De additionele gebruiks- en onderhoudskosten en de secundaire voordelen zijn voor transporttechnologieën overigens in de regel verwaarloosbaar. I^{an} in formule (2) is de annuïteit van de totale investeringskosten I :

$$I^{an} = I * \frac{(1+r)^l * r}{(1+r)^l - 1} \quad (3)$$

In deze vergelijking l de levensduur van de maatregel, r de discontovoet (in de regel 4% voor berekening van maatschappelijke kosten) en I is de totale investering.

De uitkomsten van formule (1) en (2) verschillen enige tientallen procenten afhankelijk van de gebruikte levensduur en rentevoet, zoals geïllustreerd in Tabel 4.

Tabel 4 Vergelijking van de CO₂-vermijdingskosten volgens formule (1) en (2) voor het voorbeeld van een reductie van de CO₂-emissies op de typekeuringstest van 140 g/km in 2008 naar 130 g/km in 2012 (gebaseerd op resultaten uit (TNO 2006))

Baseline typekeuringswaarde	(g/km)	140
Target typekeuringswaarde	(g/km)	130
TTW CO ₂ -reductie	(%)	7,1
Maatsschappelijke kosten	(€)	711
Baseline TTW-emissie	(g/km)	167
WTW CO ₂ -reductie	(g/km)	14
Brandstofprijs (excl. belasting)	(€/l)	0,30
Brandstof besparing	(l/km)	0,0048
Jaarkilometrage	(km/j)	16.000
Brandstof besparing	(€/j)	-23
Levensduur	(j)	13
Discontovoet	(%)	4
NPV brandstof besparing	(€)	228
Vermijdingskosten formule 1	(€/ton)	164
$I_{\text{annuïteit}}$	(€)	71
Vermijdingskosten formule 2	(€/ton)	214
Vershil	(%)	30

Behalve berekeningen op voertuigniveau zoals hierboven beschreven, kunnen met modellen, die het totale transportsysteem of voertuigpark beschrijven, scenario-berekeningen worden gemaakt van individuele opties of pakketten van maat-

regelen. In deze modellen kan dan op basis van de veranderingen in totale kosten en totale CO₂-emissies een berekening worden gemaakt van de CO₂-vermijdingskosten. In deze modellen kan ook rekening worden gehouden met de effecten van veranderingen in de kosten van voertuigen en brandstoffen op het bezit en gebruik van voertuigen en het gebruik van andere transportmodaliteiten. Wanneer dure CO₂-reductiemaatregelen leiden tot minder mobiliteit dan zijn de met deze modellen berekende vermijdingskosten lager dan die welke op voertuigniveau worden berekend uitgaande van ongewijzigd gedrag m.b.t. aanschaf en gebruik van voertuigen. Deze aanpak is gebruikt in de berekeningen met het REMOVE-model zoals gerapporteerd in ZEW (2006) en TML (2006).

4.3.6 Van typekeuring naar 'real-world', 'well-to-wheel' en CO₂-equivalenten

Bij de berekening van brandstofbesparing en CO₂-emissiereductie dient uitgegaan te worden van het werkelijk ('real world') brandstofverbruik en niet van de waarden gemeten op de typekeuringstest. In TNO (2006) wordt een factor 1.195 gehanteerd voor de vertaling van verbruik en CO₂-emissie op de typekeuring naar praktijkwaarden. In deze factor zitten effecten van rijden over verschillende wegtypen en bijbehorende rijpatronen, rijstijl, en gebruik van airco. Deze factor zal echter in de loop van de tijd veranderen. Veel CO₂-reductiemaatregelen grijpen aan op het deellast-rendement van de aandrijflijn waardoor de verhouding tussen typekeuringswaarde en praktijkwaarde zal veranderen (deze zal in principe kleiner worden).

Behalve CO₂ zijn ook andere broeikasgassen potentieel van belang. Dit geldt voor uitlaatgassen, maar met name ook voor de emissies in de energieketen. Als het gaat om uitlaatgassen dan betreft dit m.n. CH₄ en N₂O. Ondanks de hoge global warming potential (GWP) van 23 voor CH₄ en 296 voor N₂O is de bijdrage van deze stoffen aan de totale broeikasgasemissies uit de uitlaat zeer beperkt. Dit is niet het geval bij bijvoorbeeld de productie van biobrandstoffen of winning en transport van aardgas. In studies als (Concawe 2006) worden broeikasgasemissies over de totale keten berekend en m.b.v. de GWP uitgedrukt in CO₂-equivalenten. Voorts dragen ook emissies van koelmiddelen uit airco's (HFKs) bij aan de totale broeikasgasemissies van transport.

Bij de berekening van CO₂-emissiereductie dient voorts in beschouwing genomen te worden dat energiebesparing in het voertuig ook leidt tot een reductie van energiegebruik en CO₂-emissies in de productieketen van brandstoffen. In Tabel 5 zijn indicatieve factoren gegeven om de directe, Tank-to-Wheel, CO₂-emissies van voertuigen om te rekenen naar de totale, Well-to-Wheel, ketenemissies.



Tabel 5 Data over Well-to-Wheel broeikasgasemissies van de energieketens voor benzine en diesel (overgenomen uit (TNO, 2006), data op basis van (Concawe, 2006))

	TTW		WTT			WTW
	CO ₂ -content (gCO ₂ /MJ_fuel)	Lower heating value (LHV) (MJ/l_fuel)	WTT energy consumption (MJ/MJ_fuel)	WTT CO ₂ -emission (gCO ₂ /MJ_fuel)	WTT CO ₂ -emission (gCO ₂ /gCO ₂ _TTW)	WTW CO ₂ -emission (gCO ₂ /gCO ₂ _TTW)
Petrol	73,40	32,20	0,14	12,50	0,170	1,170
Diesel	72,80	35,80	0,16	14,20	0,195	1,195

De vraag is echter in hoeverre dit moet worden meegenomen in de berekening van kosteneffectiviteit van bijv. nationaal beleid. Indien de brandstof niet in eigen land wordt geproduceerd vinden de emissies in de keten dus over de grens plaats en dragen de reducties van deze ketenemissies dus niet bij aan het halen van nationale beleidsdoelstellingen t.a.v. CO₂ (bijv. Kyoto-target). In TNO (2006) is ervoor gekozen om WTT-emissies nadrukkelijk wel mee te nemen omdat in deze studie technische maatregelen aan het voertuig worden vergeleken met CO₂-reductie door toepassing van bijv. aardgas of biobrandstoffen. Het is niet reëel om aan biobrandstoffen die buiten de EU worden geproduceerd geen CO₂-emissies toe te kennen.

4.3.7 Gevoeligheid voor variatie van inputgegevens

Het begrip vermindingskosten lijkt een aantrekkelijke variabele om de effectiviteit van verschillende CO₂-reducerende opties te vergelijken. Enige voorzichtigheid bij het gebruik ervan is echter geboden. De berekening van vermindingskosten (zie formule (1) en (2)) bevat in de teller een verschil van twee getallen (investering en vermeden brandstofkosten) die vaak van de zelfde orde grootte zijn. Het verschil van twee bijna even grote getallen is zeer gevoelig voor kleine variaties in de grootte van deze getallen. Wanneer investering en vermeden brandstofkosten 10% van elkaar verschillen, leidt een variatie in een van beide getallen met 10% tot een variatie in de berekende vermindingskosten van 100%! De formule voor berekening van vermindingskosten werkt in dat geval dus als een hefboom voor variaties in de inputdata. In TNO (2006) is aangetoond dat dit probleem nadrukkelijk speelt bij de berekening van de vermindingskosten van maatregelen om personenauto's zuiniger te maken, met name in scenario's met een hoge olieprijs. Het inschatten van de kosten van toekomstige technologie met een nauwkeurigheid beter dan ± 10% lijkt overigens, zeker in het geval van voertuigtechnologie waar innovatie, leereffecten en economies-of-scale een grote rol spelen, niet mogelijk.

4.3.8 Vergelijking van data uit verschillende bronnen

Verschillende studies waarin wordt gerekend aan CO₂-vermijdingskosten gaan op verschillende manieren om met bovengenoemde en andere methodologische aspecten. Ook worden berekeningen gemaakt voor verschillende aannames met betrekking tot bijvoorbeeld olieprijs, wisselkoersen en discontovoet. Een belangrijke conclusie uit CE Delft (2005a, 2006) en IVM (2006) is dat deze verschillen het heel moeilijk maken om de resultaten van verschillende studies met elkaar te vergelijken. Dit geldt zowel voor vergelijking van studies op het gebied van CO₂-reductie in de transportsector als voor de vergelijking van studies die vermijdingskosten voor CO₂-reductie in verschillende sectoren berekenen.

4.4 Interactie tussen CO₂ en overige emissies

Zuinige auto's zijn niet per se schoner m.b.t. luchtverontreinigende uitlaatgassen (CO, HC, NO_x, PM) dan minder zuinige auto's. Ook zijn kleine auto's niet per se schoner dan grote, zware auto's. Alle voertuigen die op dezelfde brandstof rijden moeten aan dezelfde emissienormen (uitgedrukt in g/km) voldoen. Verschillen tussen auto's (van dezelfde brandstofsoort) worden veroorzaakt door:

- hoever een voertuig op de typekeuringstest onder de norm zit;
- de mate waarin motormanagement en uitlaatgasnabehandeling ook onder praktijkcondities in staat zijn emissies laag te houden.

In de praktijk kan door de hogere marge op grote, zware voertuigen de kwaliteit van het uitlaatgasnabehandelingssysteem op grote auto's zoveel beter zijn dan bij kleine voertuigen dat grote, onzuinige voertuigen netto schoner zijn.

Hybride aandrijving is ook niet vanzelf schoner dan conventionele aandrijving. Een dieselmotor in een hybride aandrijving zal door de hogere motorlast per geleverde kWh zelfs meer NO_x produceren. Maar doordat de motor minder dynamisch wordt belast, biedt hybride aandrijving wel mogelijkheden voor verdergaande emissiereductie. In het geval van de Prius is dat gebruikt om te voldoen aan de Californische SULEV-eisen. Dit is echter een bewuste keuze geweest van Toyota en niet een 'gratis' neveneffect van de toegepaste aandrijving. Hybride voertuigen die een deel van hun energie uit het stopcontact betrekken ('plug-in hybrids') en daardoor een grotere actieradius hebben in de puur elektrische mode (rijden op de elektromotor terwijl de verbrandingsmotor uitgeschakeld is) kunnen lokale emissievoordelen opleveren, bijvoorbeeld in de context van milieuzonering.

Maatregelen om voertuigen zuiniger te maken grijpen voor een deel aan op het vermijden van deellast. Verandering van het belastingpatroon van de motor heeft bij een bestaand voertuig in principe grote invloed op de emissies van luchtverontreinigende emissies. Sommige emissies zullen toenemen terwijl andere juist afnemen. De toepassing van CO₂-reducerende maatregelen is bij nieuwe voertuigen echter onderdeel van het totale ontwerpproces waarbij ook verbeteringen in motormanagement en uitlaatgasnabehandeling worden toegepast om aan de laatste generatie emissie-eisen te voldoen. Maatregelen in de sfeer van bijv. variabele kleppentiming worden voor beide doelen ingezet. Eventuele effecten van verbruiksreducerende maatregelen kunnen worden opgevangen door

extra uitlaatgasnabehandeling (bijv. roetfilter). Bovendien is er in de eindfase van de ontwikkeling, bij gegeven hardware-configuratie, nog significante ruimte voor optimalisatie d.m.v. kalibratie van motor en regelsystemen. Het is enerzijds moeilijk te voorspellen hoe evt. effecten van CO₂-reducerende maatregelen op de luchtverontreinigende emissies van het totale ontwerp. Dat geldt in nog sterkere mate voor de praktijkemissies dan voor de emissies op de typekeuringstest. Anderzijds valt te verwachten dat deze effecten voor het grootste deel worden opgevangen omdat voertuigen toch aan de geldende emissie-eisen moeten voldoen.

In de Nederlandse emissiefactoren (VERSIT+ model van TNO) wordt voor luchtverontreinigende emissies geen onderscheid gemaakt naar grootteklassen. Eventuele verschuivingen naar kleinere voertuigen als gevolg van stijgende voertuigkosten hebben dus geen effecten op de luchtverontreinigende emissies.

De uitlaatgasnormen voor benzine- en dieselveertuigen zijn verschillend. Euro 4 diesels produceren ordegrrootte 5 keer meer NO_x en PM dan Euro 4 benzineauto's, maar wel 15 tot 20% minder CO₂. Inzet van een groter aandeel dieselveertuigen, in het kader van beleid voor CO₂-reductie of als marktrespons op veranderende voertuigkosten, leidt dus wel tot secundaire effecten op de missies van luchtverontreinigende stoffen. Bij Euro 5, en evt. daaropvolgende Euro 6 normen, groeien de eisen voor benzine en diesel echter naar elkaar toe waardoor dit effect op termijn steeds kleiner wordt.

Lage rolweerstandsbanden zijn een belangrijke CO₂-reductiemaatregel. Op het gebied van banden wordt ook gewerkt aan stillere banden. Het is niet bekend of technische maatregelen die de rolweerstand verminderen positief of negatief uitwerken op de geluidsemisatie van banden.

Bovenstaande bij elkaar genomen is het te verdedigen om bij de evaluatie van CO₂-reducerende maatregelen bij personenauto's geen secundaire effecten m.b.t. luchtverontreinigende emissies te veronderstellen. Dit uitgangspunt is ook gehanteerd in TNO (2006).

4.5 Brede welvaartsanalyse

In de volgende paragrafen maken wij een brede welvaartsanalyse van de kosteneffectiviteit van 'downsizing' van het wagenpark. De getallen in deze analyse zijn in de eerste plaats illustratief. Binnen het bestek van deze studie is het niet mogelijk de complexe gevolgen van het opleggen van emissienormen in detail in beeld te brengen. De reden is dat er verschillende gedragsveranderingen mogelijk zijn en de grootte van deze veranderingen (prijselasticiteiten) nog slechts beperkt zijn onderzocht.

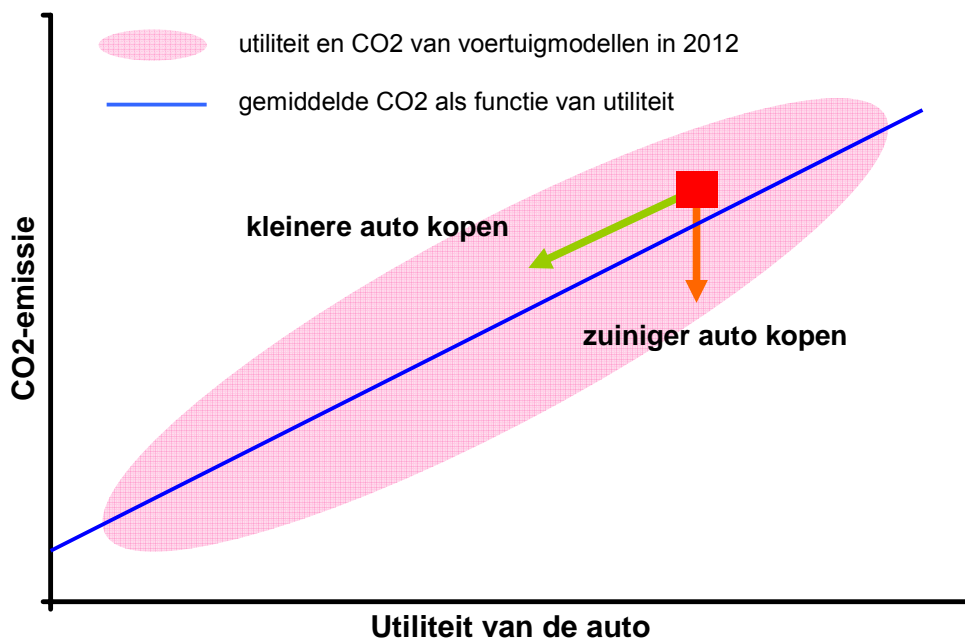
Het opleggen van emissienormen aan personenauto's leidt in de regel tot een verhoging van de kosten van het bezit en gebruik van voertuigen.¹⁶

¹⁶ Bij gelijke samenstelling van het park c.q. de nieuwverkoop.

Consumenten zullen proberen deze meerkosten te beperken en kunnen daarvoor verschillende keuzes maken. Consumenten kunnen een zuiniger auto kopen binnen dezelfde klasse (grootte of marktsegment). Of daarmee de meerkosten worden beperkt of zelfs kosten bespaard worden, hangt af van de meerprijs van technologie om auto's zuiniger te maken (inclusief eventuele subsidie of belastingvoordeel) en de bespaarde brandstofkosten (en dus van verbruiksreductie en brandstofprijs). Ook kunnen consumenten een kleinere auto kopen. Dit laatste is op basis van een puur financiële calculatie altijd een kosteneffectieve manier om CO₂ te reduceren: de directe vermijdingskosten zijn negatief. Dit brengt echter welvaartskosten met zich mee omdat een kleinere auto voor de consument niet dezelfde toegevoegde waarde vertegenwoordigt als een grotere. Tenslotte zullen sommige consumenten ten gevolge van de hogere kosten afzien van het kopen van een auto.

De meest voor de hand liggende gemiddelde strategie is er één waarbij deels zuiniger auto's binnen dezelfde klasse worden gekocht, deels kleinere auto's en deels minder auto's. Rekeninghoudend met welvaartskosten ligt voor de gemiddelde respons het optimum op het punt waar de marginale meerkosten van een nog zuiniger auto hoger worden dan de marginale welvaartskosten van een nog kleinere auto. Zowel de welvaartskosten als de meerkosten voor technische maatregelen zullen vanuit het vertrekpunt supra-lineair toenemen.

Figuur 7 Utiliteit en CO₂ van voertuigmodellen in 2012



Om een kwantitatieve illustratie te geven van de welvaartseffecten geven wij hier een vereenvoudigde berekening, gebaseerd op een gemiddeld voertuig.



4.5.1 Directe bestedingen

De directe bestedingen en CO₂-besparingen zijn gebaseerd op Tabel 4 in paragraaf 4.3.5.

Tabel 6 Directe bestedingen en CO₂-besparingen

	Eindgebruiker	Maatschappij
Investeringskosten (€)	-846 ¹⁷	-711
NVP-brandstofbesparing (€)	912 ¹⁸	228
CO ₂ -besparing over levensduur (ton)	2,9	2,9

4.5.2 Welvaartseffecten en gedragsverandering

Het welvaartsverlies ten gevolge van het opleggen van emissienormen aan personenauto's benaderen wij als volgt. De vraag is in welke mate consumenten dezelfde auto blijven kopen en de kostprijsverhoging voor lief nemen, een goedkopere auto aanschaffen of in het geheel van de aankoop afzien. In plaats van de gehele automarkt te overzien, projecteren wij hier de effecten op de aanschaf van één auto, waarbij de koper de keuze heeft tussen meer of minder 'auto-eenheden' ('autonut'), uitgedrukt in Euro's vóór de kostprijsverhoging. Bij de huidige prijs van één auto-eenheid per Euro schaft de gemiddelde autogebruiker een auto aan van circa € 20.000. Door de kostprijsverhoging van € 846 stijgt de prijs van een auto-eenheid van één Euro naar € 1,0423 ($1 + 846/20.000$). Het hangt nu van de prijselasticiteit af hoeveel minder auto-eenheden de autogebruiker aanschafft. Bij een prijselasticiteit van min één is dat $20.000/1,0423 = 19.188$ Euro auto-eenheden. In de praktijk is dit natuurlijk het gemiddelde van het gehele wagenpark. Sommigen blijven dezelfde hoeveelheid auto-eenheden aanschaffen, sommige minder en sommige zien van aankoop af. Belangrijk is op te merken dat de benodigde prijselasticiteit dus niet de prijselasticiteit betreft voor het aantal autoverkopen als functie van de aanschafkosten. Deze prijselasticiteit is lager, omdat het effect van verschuivingen in de automarkt van duurdere naar goedkopere modellen met bijbehorend verlies aan 'autonut' niet worden meegenomen.

In de literatuur is een brede waaier aan prijselasticiteiten te vinden. Craft en Schmidt (2005) vinden een prijselasticiteit van -1,2 voor 'voertuigkapitaal' in een studie naar de effecten van de afschaffing van de belasting op autobezit in Virginia. Studies naar de prijselasticiteit voor het aantal autoverkopen als functie van de aanschafkosten geven volgens verwachting lagere waarden. De meta-analyses van Graham en Glaister (2002: 31) en Goodwin et al. (2004: 286) geven langetermijn prijselasticiteiten van respectievelijk -0,90 en -0,49. Andere geraadpleegde literatuur met vergelijkbare waarden betreft: Train, 1979; Lave en Train, 1979; Levinsohn, 1988; McCarthy, 1996; Bjørner, 1999. Op basis van de

¹⁷ Bij gemiddelde Europese belastingen van 19% bovenop de kale autoprijs.

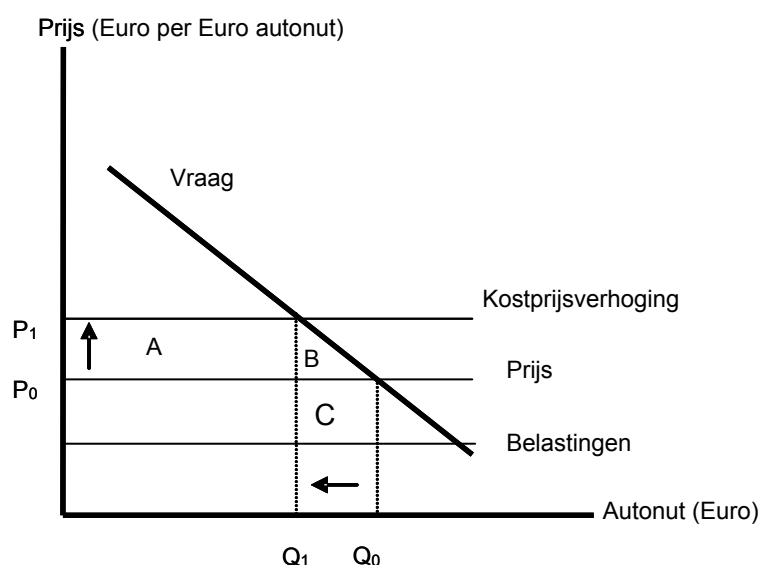
¹⁸ Bij brandstofprijs inclusief belasting van 1,20 €/liter.

geraadpleegde literatuur zien wij geen aanleiding om een andere prijselasticiteit dan min één aan te nemen voor 'autonut'.

De welvaartseffecten zijn als volgt. De kostprijsverhoging van het aanteel auto-eenheden dat de autogebruiker aankoopt, neemt de gebruiker voor lief. Dit is in Figuur 8 rechthoek A. Het oppervlak van deze rechthoek is bij benadering: $846 + \epsilon \frac{846^2}{20.000}$ met ϵ de prijselasticiteit. Bij een prijselasticiteit van -1 is het oppervlak circa € 810. In het licht van de onzekerheid rond de investeringskosten zelf kan de rechthoek ook simpelweg aan de investeringskosten van € 846 worden gelijkgesteld.

- Deel van dit welvaartsverlies voor de eindgebruiker bestaat uit belastingheffing (bijvoorbeeld BPM en BTW) op de kale kostprijsverhoging ten gevolge van de hogere emissienormen. Als we uitgaan van het Europese gemiddelde waarbij circa 16% van de aanschafprijs van een auto belasting is, dan bestaan deze overheidsinkomsten bij benadering uit $0,16 \times (846 + \epsilon \frac{846^2}{20.000})$ of bij verdere benadering: $0,16 \times 846 = € 135$. Vanuit maatschappelijk perspectief betreffen deze heffingsinkomsten echter een herverdeling en geen welvaartsverlies.
- Door de kostprijsverhoging wordt ook deels minder 'autonut' aangeschaft. Dit leidt tot een verlies aan consumentensurplus, zoals beschreven in paragraaf 2.4.1, gelijk aan de procentuele prijsverhoging maal de afname in auto-eenheden maal 0,5. In Figuur 8 is dat de driehoek B. het oppervlak van deze driehoek is bij benadering: $-0,5 \times \epsilon \frac{846^2}{20.000}$. Bij een prijselasticiteit van -1 is het oppervlak circa € 18. Deze term is dus relatief klein.
- Een belangrijker welvaartseffect ten gevolge van gedragsverandering wordt echter gevormd door de derving van heffingsinkomsten, zoals de BPM en BTW. In Figuur 8 is dat de driehoek C. De grootte van dit maatschappelijk welvaartsverlies is bij benadering: $-0,16 \times \epsilon \frac{846^2}{20.000}$. Bij een prijselasticiteit van -1 is dat circa € 135. Merk ten eerste op dat het hier om een werkelijk welvaartsverlies gaat dat niet wordt gecompenseerd door de extra belastinginkomsten over de hogere kosten van emissiereducerende technologie. Deze laatste inkomsten betreffen vanuit maatschappelijk oogpunt alleen een herverdelingseffect. Merk ten tweede op dat winst en verlies aan belastinginkomsten alleen gelijk zijn bij een prijselasticiteit van -1.

Figuur 8 Welvaartseffecten van een kostprijsverhoging



Het volgende vereenvoudigde voorbeeld kan het bovenstaande welvaartseffect ten gevolge van gedragsverandering verhelderen:

- Stel dat zonder emissienorm elf mensen een auto aanschaffen van € 10.000. De belasting maakt 50% uit van het aankoopbedrag. De belastinginkomsten zijn dus € 55.000. Door de emissienorm worden de auto's inclusief belasting € 1.000 duurder, waardoor één persoon besluit geen auto meer te kopen. De totale uitgaven en belastinginkomsten blijven dan gelijk, respectievelijk € 110.000 en € 55.000. Er is echter één persoon die geen auto meer koopt die hem € 10.000 waard was, maar waarvan de maatschappelijke kosten (d.w.z. exclusief belasting) € 5.000 bedroegen. Er treedt daarom een maatschappelijk welvaartsverlies op ten gevolge van gedragsverandering van € 5.000.
- Of: alle elf mensen schaffen nog steeds een auto aan, maar nu een die zonder de emissienorm 9.091 had gekost, maar met de emissienorm € 10.000. De totale uitgaven en belastinginkomsten blijven dan wederom gelijk, respectievelijk € 110.000 en € 55.000. Alle elf mensen zien nu af van de aankoop van een € 909 'luxere' auto, die zij zonder de emissienorm wel hadden gekocht. De maatschappelijke kosten (d.w.z. exclusief belasting) van die extra luxe was echter de helft: € 455. Er treedt daarom een maatschappelijk welvaartsverlies op ten gevolge van gedragsverandering van € 5.000.

4.5.3 Bijkomstige externe effecten

Zoals betoogd in paragraaf 4.4 zien wij geen aanleiding om andere externe effecten mee te nemen ten gevolge van het opleggen van CO₂-emissienormen aan personenauto's.

4.5.4 Totale kosten

In Tabel 7 zijn de welvaartseffecten naast elkaar gezet vanuit het perspectief van de eindgebruiker en de maatschappij als geheel per gemiddelde autokoper. De belangrijkste verschillen zijn ten eerste de belastingen. De eindgebruiker betaalt belasting over de emissiereducerende technologie en betaalt minder belasting door het besparen op brandstofgebruik. Ten tweede toont een brede welvaartsanalyse het welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering, dat wil zeggen het welvaartsverlies voor diegenen die besluiten een kleinere of in het geheel geen auto aan te schaffen. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker is dit effect beperkt, maar door de bestaande belasting op de aanschaf van een auto is dit effect vanuit maatschappelijk perspectief substantieel. De grootte van dit effect is echter direct evenredig met de prijselasticiteit: bij een prijselasticiteit van nul is er geen gedragseffect en dus ook geen welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering.

Tabel 7 Welvaartseffecten (in €) gemiddeld per autokoper van normering van auto-emissies van 140 g/km in 2008 naar 130 g/km in 2012

	Eindgebruiker	Maatschappij
Aanschafkosten (kaal)	-711	-711
Aanschafkosten (belasting)	-135	0
NVP-brandstofbesparing (kaal)	228	228
NVP-brandstofbesparing (belasting)	684	0
Welvaartsverlies gedragverandering (kaal)	-18	-18
Welvaartsverlies gedragverandering (belasting)	0	-135
Totaal	48	-636
CO ₂ -besparing over levensduur	2,9 ton	2,9 ton
CO ₂ -kosteneffectiviteit	17 €/ton	-219 €/ton

5 Interviews

5.1 Geïnterviewden

In dit onderzoek zijn naast de literatuurstudie ook gesprekken gevoerd met de volgende deskundigen op het gebied van kosteneffectiviteitanalyse:

- Peter Zwaneveld (CPB);
- Annemiek Verrips (CPB);
- Paul Besseling (CPB);
- Pieter Kroon (ECN);
- Piet Boonekamp (ECN);
- Ruud van den Wijngaart (NMP);
- Bert van Wee (TU Delft);
- Kees Vijverberg (VROM).

5.2 Uitkomsten

Doel van de interviews was ten eerste een verdieping van een aantal inhoudelijke vraagstukken, zoals de relevantie van de discussie rond positionele goederen. Het tweede doel was een beeld te vormen of in de Nederlandse context dezelfde discussie speelt als gevonden in de internationale literatuur. Dit laatste blijkt inderdaad het geval te zijn. Bij de onderzoekers bestaat bij meerderheid de idee dat om een realistische inschatting te maken van de kosteneffectiviteit van klimaatmaatregelen een bredere welvaartsanalyse moet worden gemaakt dan aanbevolen in de Methodiek Milieukosten. Met name maatregelen die het gedrag van verkeersdeelnemers proberen te beïnvloeden, kunnen verkeerd worden ingeschat wanneer alleen veranderingen in directe bestedingen in beeld worden gebracht. Alleen het meewegen en financieel waarderen van tijdsverlies en winst is echter min of meer oncontroversieel. Ten aanzien van andere effecten bestaan er, hoewel minderheidsstandpunten, ook twijfels of deze moeten worden meegenomen, zoals bijvoorbeeld comfortverlies door milieu-maatregelen. De meeste onderzoekers zien de financiële waarderingen van verschillende externe effecten als robuust genoeg om kosteneffectiviteitanalyse daarop te baseren. Ook hier bestaat een minderheidsstandpunt volgens welke de financiële waarderingen nog te controversieel zijn om te gebruiken.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

In deze studie is geanalyseerd waarom verschillende studies naar de kosten-effectiviteit van klimaatmaatregelen in het verkeer zo een verschillende uitkomsten hebben. Voor dit doel zijn experts in Nederland geraadpleegd en is de nationale en internationale literatuur bestudeerd. In de analyse van de gebruikte kostenmethodieken zijn drie typen keuzen onderscheiden die in sterke mate de uitkomst bepalen. Ten eerste het *perspectief* van de methodiek. Worden de kosten beschouwd vanuit het oogpunt van de eindgebruiker, de maatschappij of de overheid? Ten tweede keuzen in de bepaling van de directe uitgaven, zoals de afschrijvingstermijn en de ex ante inschatting van investeringskosten. Ten derde de keuze of men alleen kijkt naar directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse uitvoert. Worden bijvoorbeeld de welvaartseffecten van gedragsveranderingen of bijkomstige externe effecten meegenomen? De conclusies zijn de volgende:

- 1 Met name in de transportsector kan de kosteneffectiviteit zeer verschillen vanuit het perspectief van de eindgebruiker of de maatschappij als geheel. De eerste reden is dat maatregelen in het verkeer die de brandstofconsumptie beogen te reduceren ook een effect hebben op de accijnsoverdrachten tussen gebruikers en overheid. In het verkeer maken accijnzen een substantieel deel uit van de vervoerskosten. Vanuit het perspectief van de eindgebruiker worden besparingen op deze kosten wel meegenomen, terwijl zij niet meetellen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel. Ten tweede hebben verkeersmaatregelen die het aantal verreden kilometers verminderen ook een substantieel welvaartseffect in de vorm van gereduceerde andere externe effecten, hetgeen wel wordt meegenomen vanuit het perspectief van de maatschappij als geheel, maar niet vanuit de eindgebruiker.
Hoewel de keuze van perspectief in de transportsector zeer bepalend is voor de uitkomst, is de keuze niet *problematisch*. Over het algemeen onderscheiden onderzoekers en beleidsmakers duidelijk dat de twee perspectieven verschillende doelen dienen en daarom onvergelijkbaar zijn. Veel studies presenteren daarom uitkomsten voor zowel het perspectief van de eindgebruiker als de maatschappij als geheel.
- 2 Centraal in de berekeningen van kosteneffectiviteit, zowel vanuit het perspectief van de eindgebruiker als de maatschappij als geheel, staan de directe bestedingen voor het treffen van de maatregelen, dat wil zeggen kapitaalkosten, operationele kosten en reguleringskosten. Onder de operationele kosten vallen ook veranderingen in brandstofgebruik. Op drie keuzen die de bepaling van de directe bestedingen bepalen zijn wij nader ingegaan. Wordt uitgegaan van fabriekskosten of eindgebruikerprijzen? Welk referentiescenario wordt gebruikt, bijvoorbeeld ten aanzien van de brandstofprijzontwikkeling? Hoe wordt de kostprijzontwikkeling van nieuwe technologieën

ingeschat? Verschillende keuzen ten aanzien van deze vragen blijken de schattingen van directe bestedingen in sterke mate te beïnvloeden.

- 3 In de Methodiek Milieukosten uit 1994 en 1998 wordt aanbevolen kosten-effectiviteit van milieumaatregelen te bepalen op basis van directe uitgaven. Vele nationale en internationale studies volgen deze aanpak. Er verschijnen echter steeds meer rapporten, zowel vanuit het beleid als het onderzoek, waarin een brede welvaartsanalyse wordt aanbevolen. Vanuit een brede welvaartsanalyse worden niet alleen de directe uitgaven als kosten gezien, maar ook het welvaartsverlies dat gepaard kan gaan met gedwongen gedragsverandering, indirecte kosten en andere externe effecten dan de maatregel in eerste instantie beoogt te reduceren. Voor een aantal verkeersmaatregelen zijn dergelijke analyses uitgevoerd. Studies waarin vanuit een brede welvaartsanalyse de kosteneffectiviteit van een breed scala aan maatregelen wordt vergeleken zijn echter zeldzaam. Het Optiedocument Verkeeremissies is hierop een uitzondering. Over het algemeen worden studies, waarin verschillende verkeersmaatregelen met elkaar worden vergeleken, enkel op een analyse van directe uitgaven gebaseerd. Dit laatste kan twee redenen hebben. Ten eerste is een brede welvaartsanalyse complexer en daarmee tijdrovender dan een analyse van directe uitgaven. Dit is uiteraard een probleem wanneer een groot aantal maatregelen moet worden beoordeeld. Ten tweede volgen de kosten en eventuele baten die een brede welvaartsanalyse toevoegt aan een analyse van directe uitgaven uit afgeleide berekeningen en modellen. Deze kosten en baten zijn daarmee open voor meer discussie. Met name twee extra 'kostenposten' in een brede welvaartsanalyse zorgen voor sterk afwijkende resultaten van studies die geen brede welvaartsanalyse uitvoeren:
 - a Met name in het transport hebben klimaatmaatregelen ook op andere externe effecten een substantiële invloed. Maatregelen die het brandstofverbruik verminderen, verminderen niet alleen de uitstoot van CO₂, maar ook de uitstoot van bijvoorbeeld NO_x en fijn stof. Maatregelen die het aantal verreden kilometers verminderen, verminderen niet alleen de emissies, maar ook de geluidhinder, de congestie en het aantal verkeersslachtoffers. Omdat de meeste studies veronderstellen dat de meeste van de verschillende genoemde externe effecten in dezelfde orde van grootte liggen wat betreft maatschappelijk belang, heeft het wel of niet meetellen van de invloed op andere externe effecten een grote invloed op de bepaling van de kosteneffectiviteit van een maatregel.
 - b Maatregelen om het aantal verreden kilometers of het brandstofverbruik te verminderen betekenen vaak een gedwongen gedragsverandering. Zonder de maatregel zouden mensen meer kilometers hebben gemaakt of een ander type auto hebben aangeschaft. Wanneer enkel de directe uitgaven in beeld zouden worden gebracht, zouden dergelijke maatregelen alleen maar winst opleveren. Diegene die afziet van een autorit of een kleinere auto aanschaft, houdt immers geld op zak. Vanuit een brede welvaartsanalyse kunnen andere conclusies worden getrokken. Iets niet kunnen doen wat men eigenlijk had willen doen is een welvaartsverlies. Aan de hand van bijvoorbeeld de hoogte van de benodigde prijsprikkel is



dit effect in geld uit drukken. Uit dergelijke studies blijkt dat vanwege de al relatief hoge belastingen op autobezit en gebruik extra reductie van transport hoge maatschappelijke kosten met zich meebrengt. Een alternatieve zienswijze is de bestaande hoge kosten op autobezit en gebruik al te beschouwen als een manier van beprijzen van de negatieve externe effecten van transport. In dat geval kunnen additionele voorschriften - voor zover de negatieve externe effecten van transport al beprijsd en geïnternaliseerd zijn - de welvaart niet meer verhogen en mogelijk zelfs verlagen.

Er zijn echter verschillende argumenten waarom het welvaartsverlies minder groot zou kunnen zijn dan op het eerste gezicht lijkt vanuit een brede welvaartsanalyse. Wel belangrijk is op te merken dat het hier om 'minderheidsstandpunten' gaat:

- Ten eerste is veel transportgedrag gewoontegedrag. Wat ex ante aan welvaartsverlies wordt ingeschat, blijkt ex post (zowel voor de consument als de onderzoeker) mee te vallen.
- Ten tweede heeft de aanschaf van onzuinige auto's met relatieve consumptie te maken. Men ontleent welvaart aan een grotere auto dan de buurman. Wanneer beleid het gehele wagenpark treft, heeft dit geen invloed op de relatieve consumptie. De welvaartseffecten zijn dan minder groot dan verwacht.
- Ten derde bestaat de principiële opvatting dat het niet kunnen uitvoeren van consumptief gedrag dat maatschappelijk als ongewenst wordt gezien niet als kosten van beleid moeten worden gezien.
- Ten vierde zouden de welvaartseffecten deels kunnen worden gecompenseerd door de opbrengsten van heffingen in het verkeer te gebruiken om andere versturende belastingen, zoals de inkomstenbelasting, te verlagen. Er is een groeiende literatuur die vanwege dit argument de kosteneffectiviteit van prijsmaatregelen in het verkeer als zeer gunstig ziet.

6.2 Aanbevelingen

Zoals in de vorige paragraaf betoogd, zien wij het verschil in uitkomsten van kosteneffectiviteitanalyse door verschillen in perspectief (eindgebruiker of maatschappij als geheel) niet als problematisch. Over het algemeen onderscheiden onderzoekers en beleidsmakers duidelijk dat de twee perspectieven verschillende doelen dienen en daarom onvergelijkbaar zijn.

Ook ten aanzien van verschillen in uitkomsten van kosteneffectiviteitanalyse door verschillende keuzen ten aanzien van de bepaling van directe bestedingen hebben wij geen concrete aanbevelingen. Per kosteneffectiviteitanalyse zal moeten worden nagegaan of de keuzen en uitgangspunten voldoende en overtuigend worden onderbouwd. Wij zien hier in ieder geval in de Nederlandse context geen fundamenteel verschillende benaderingen tussen onderzoekers.

Ten aanzien van het onderscheid van kosteneffectiviteitanalyse op basis van een analyse van directe bestedingen of een brede welvaartsanalyse hebben wij de volgende aanbevelingen toegespitst op de Nederlandse context.

In 1994 is de Methodiek Milieukosten opgesteld (update 1998), waarin expliciet wordt aanbevolen alleen directe bestedingen mee te nemen bij de bepaling van kosteneffectiviteit van milieumaatregelen. Dat wil zeggen dat in de Methodiek Milieukosten ten eerste wordt aanbevolen bijkomstige externe effecten ten gevolge van een maatregel niet te monetariseren. Ten tweede wordt aanbevolen welvaartseffecten ten gevolge van gedragsverandering niet mee te nemen. Inmiddels zijn echter vele nationale en internationale studies verschenen die een brede welvaartsanalyse aanbevelen waarin dergelijke effecten wel worden meegenomen. Met name in het licht van het verschijnen van de recente Leidraad Maatschappelijke Kosten-batenanalyse, die een brede welvaartsanalyse aanbeveelt, lijkt het voor de hand te liggen ook de Methodiek Milieukosten opnieuw te updaten. Een tweede reden voor een dergelijk update is dat ten tijde van de opstelling van de Methodiek Milieukosten het accent van het milieubeleid meer lag bij het voorschrijven van concrete technieken dan tegenwoordig. Het huidige milieubeleid, waarin economische instrumenten en prikkels tot gedragsverandering een belangrijke rol spelen, vraagt in sterkere mate om een brede welvaartsanalyse. Te denken valt aan de volgende wijzigingen:

- Het wijzigen van de aanbeveling welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering niet als kosten aan te merken en buiten de methodiek te houden. In plaats daarvan zou de aanbeveling kunnen luiden dergelijk welvaartsverlies wel te monetariseren, tenzij er redelijkerwijze geen noodzaak is voor een dergelijke analyse. Dit laatste zal bij vele voorschriften voor concrete energiebesparende technieken het geval zijn. Wel verdient het de aanbeveling om het opnemen van welvaartsverlies ten gevolge van gedragsverandering in kostencijfers expliciet te vermelden. Bovendien moet de berekeningswijze voor de gebruiker van de cijfers helder en transparant worden toegelicht waarbij duidelijk is wat wel en wat niet is opgenomen en wat daarvan het effect op het eindresultaat is.
- De aanbeveling om bijkomstige externe effecten te monetariseren, in plaats van de huidige aanbeveling dat niet te doen en richtlijnen over te nemen (op basis van de Leidraad MKBA) hoe externe effecten dienen te worden gemonetariseerd.

Op dit moment achten verschillende instituten de financiële waarderingen van externe effecten al robuust genoeg om berekeningen op te baseren. Anderen achten de schattingen echter nog te onzeker. Voor de consistentie van het beleid en in het licht van de Leidraad Maatschappelijke Kosten-batenanalyse bevelen wij een discussie aan over de wenselijkheid en haalbaarheid van uitbreiding van de Leidraad met een lijst aanbevolen financiële waarderingen voor externe effecten, zowel voor maatschappelijke kosten-batenanalyse als voor kosteneffectiviteitanalyse.



Literatuurlijst

AEA, 2001

Economic Evaluation of Sectoral Emission Reduction Objectives for Climate Change. Bottom-up Analysis of Emission Reduction Potentials and Costs for Greenhouse Gases in the EU. Updated
Culham, (UK) : AEA Technology Environment , 2001

AEA, 2005

Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas, for Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme
AEA Technology Environment, 2005

Anable, 2005

J. Anable, B.Gattersleben,
All work and no play? : The role of instrumental and affective factors in work and leisure journeys by different travel modes
In: Transportation Research A, 39 (2005); p. 163-181.

Austin, 2005

D. Austin, T. Dinan
Clearing the air: the costs and consequences of higher CAFE standards and increased gasoline taxes
In: Journal of Environmental Economics and Management 50 (2005); p. 562–82.

AVV, 2001

E.M. Steg, E. Uneken, C.A.J.Vlek
Diepere drijfveren van het autogebruik in de spits,
Rotterdam : Adviesdienst Verkeer en Vervoer (AVV), 2001

AVV, 2004

Toerental- en snelheidsbegrenzers in bestelauto's : Advies met betrekking tot toepassingsmogelijkheden voor de korte en lange termijn
Rotterdam : Adviesdienst Verkeer en Vervoer (AVV), 2004

AVV, 2006

Personenvervoer: groei reistijdwaardering in de tijd
Rotterdam : Adviesdienst Verkeer en Vervoer, 2006

Bjørner, 1999

T.B. Bjørner
Demand for car ownership and use in Denmark: a micro econometric model
In: International Journal of Transport Economics vol. 26, (1999)no.3; p. 377-395.

Blaeij, 2003

A.T. de Blaeij

The value of a statistical life in road safety : Stated preference methodologies and empirical estimates for the Netherlands

Amsterdam : Vrije Universiteit, Tinbergen Institute, 2003

Blaeij, 2004

A.T. de Blaeij M. Koetse, Y.Tseng, P. Rietveld, E.Verhoef

Valuation of safety, time, air pollution, climate change, and noise : methods and estimates for various countries. Report for the EU project ROSEBUD.

Amsterdam : Vrije Universiteit, 2004

Burtraw, 1996

D. Burtraw

The SO₂-emissions trading program: cost savings without allowance trades

In: Contemporary Economic Policy vol.14 (1996) no. 2; p. 79-94.

Carlsson, 2006

F. Carlsson, O. Johansson-Stenman , P. Martinsson

Do You Enjoy Having More Than Others? : Survey Evidence of Positional Goods,

In: Economica vol. 0, (2006) no. 0; p. 1-13.

CBO, 2003

Congressional Budget Office

The economic costs of fuel economy standards versus a gasoline tax

Washington, D.C. : Congress of the United States, 2003.

CE, 1998

J.M.W. Dings, W.J. Dijkstra, D. Metz

Speed Limiters on vans and light trucks : environmental and economic effects,

Delft : CE Delft, 1998

CE, 1999

J.M.W. Dings, P. Janse, B.A. Leurs, M.D. Davidson

Efficiënte prijzen voor het verkeer : raming van maatschappelijke kosten van het gebruik van verschillende vervoermiddelen

Delft. : CE Delft, 1999

CE, 2001

B. Kampman, J. Vermeulen, J. Dings

Benzine, diesel en LPG, balanceren tussen milieu en economie : update van 'Optimale brandstofmix voor het wegverkeer'

Delft : CE Delft, 2001



CE, 2003

B. Kampman, H. Croezen, J.-C. van Elburg, B. Schepers
Bestelauto's anders belast : evaluatie van opties voor een andere fiscale belasting van bestelauto's
Delft : CE Delft, 2003

CE, 2004

J.P.L. (Joost) Vermeulen, B.H. (Bart) Boon, H.P. (Huib) van Essen, L.C. (Eelco) de Boer, J.M.W. (Jos) Dings (CE), F.R. (Frank) Bruinsma, M.J. (Mark) Koetse (VU)
De prijs van een reis : de maatschappelijke kosten van het verkeer
Delft : CE Delft, 2004

CE, 2005a

S.M. (Sander) de Bruyn, M.J. (Martijn) Blom, R.C.N. (Ron) Wit, H.J. (Harry) Croezen, G.E.A. (Geert) Warringa, B.E. (Bettina) Kampman, met assistentie van P. (Piet) Boonekamp (ECN)
Evaluatie doelmatigheid binnenlands klimaatbeleid : : Kosten en effecten 1999 -
Delft : CE Delft , 2005

CE, 2005b

B.E. (Bettina) Kampman, L.C. (Eelco) den Boer, H. (Harry) Croezen
Biofuels under development : an analysis of currently available and future biofuels, and a comparison with biomass application in other sectors,
Delft : CE Delft, 2005

CE, 2005c

H.J. (Harry) Croezen, B.E. (Bettina) Kampman, L.C. (Eelco) den Boer, I. (Ingeborg) de Keizer
Op (de) weg met pure plantenolie? : De technische, milieu-hygiënische en kostengerelateerde aspecten van plantenolie als voertuigbrandstof, GAVE-Report
Delft : CE Delft, 2005

CE, 2006

Bettina Kampman, Sander de Bruyn, Eelco den Boer
Cost effectiveness of CO₂ mitigation in transport : an outlook and comparison with measures in other sectors
Delft : CE Delft, 2006

CE, 2007

Leidraad MKBA
Delft : CE Delft, 2007

CONCAWE, 2006

CONCAWE ; EURCAR (European Council for Automotive R&D) ; JRC
Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context, final version 2b, May 2006 (Also version 2c March 2007)
S.I. : European Commission, Directorate-General Joint Research Centre, 2006

CPB, 2000

Mobiliteit en welvaart : Economische effecten van het Nationaal Verkeers- en Vervoersplan 2001-2020 (NVVP)
Den Haag : CPB (Centraal Planbureau), 2000

CPB, 2000a

CPB en NEI
Evaluatie van infrastructuurprojecten; leidraad voor kosten-batenanalyse
Den Haag : CPB (Centraal Planbureau) ; NEI

CPB, 2004

Economische toets op de 'Nota Mobiliteit'
Den Haag : CPB (Centraal Planbureau), 2004

CPB, 2004a

CPB en Ministerie van V&W
Directe Effecten Infrastructuurprojecten - Aanvulling op de Leidraad OEI.
Den Haag : Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken, 2004

CPB, 2005

Economische analyse van verschillende vormen van prijsbeleid voor het wegverkeer
Den Haag : CPB (Centraal Planbureau), 2005

Craft , 2005

E.D. Craft, R.M. Schmidt
An Analysis of the Effects of Vehicle Property Taxes on Vehicle Demand,
In: National Tax Journal vol. 58, (2005) no.4; p. 697-720.

CVS, 2006

A. Hoen, G.P. Geilenkirchen
De waarde van een SUV
Rotterdam : Colloquium Vervoersplanologisch Speurwerk, 2006

Decicco, 1996

J. Decicco, M. Ross
Recent advances in automotive technology and the cost-effectiveness of fuel economy improvement
In: Transport Research Part D vol.1 (1996) no.2; p. 79-96

Dellink, 1997

R. Dellink, F. van der Woerd
Kosteneffectiviteit van milieuthema's
Amsterdam : Vrije Universiteit, Instituut voor milieuvraagstukken (IVM), 1997

DfT, 2006

Guidance on Value for Money.
London : Department for Transport (DfT), 2006
<http://www.dft.gov.uk/about/how/vfm/>

DG Environment, 1999

Guidelines on Costing Environmental Policies, Working paper, draft augustus 1999
S.I. : DG Environment, 1999

Easterling, 1974

R.A. Easterling,
Does Economic Growth Improve the Human Lot?
In: Nations and Households in Economic Growth: Essays in Honor of Moses Abramovitz. P.A. David and R.M. Weber (eds)
New York: Academic Press, Inc, 1974

EC, 1999

European Commission, Standard & Poor's DRI, K.U.Leuven
The AOP II Cost-effectiveness Study. Part II : The TREMOVE Model 1.3
Brussels : European Commission, 1999

EC, 2005

Annexes to Impact Assessment guidelines, 15 juni 2005, with 15 march 2006 update
S.I. : European Commission, 2005

EC, 2006

Implementing the Community Strategy to Reduce CO₂ Emissions from Cars: Sixth annual Communication on the effectiveness of the strategy
Brussels : European Commission, 2006

EC, 2007

Communication from the Commission to the Council and the European Parliament: Results of the review of the Community Strategy to reduce CO₂ emissions from passenger cars and light-commercial vehicles, COM(2007) 19 final, February 2007
Brussels : European Commission, 2007

EC, 2007a

Results of the review of the Community Strategy to reduce CO₂-emissions from passenger cars and light-commercial vehicles, Impact Assessment, Commission Staff Working Document SEC(2007) 60, February
Brussels : European Commission, 2007

ECMT, 1998

Efficient transport for Europe : Policies for internalisation of external costs,
Paris : OECD, European Conference of Ministers of Transport (ECMT), 1998

ECMT, 2006

Cost effectiveness of CO₂ mitigation in transport; An outlook and comparison with measures in other sectors
Paris : OECD, European Conference of Ministers of Transport (ECMT), 2006

ECMT, 2007

Cutting Transport CO₂ emissions : . What progress?
Paris : OECD, European Conference of Ministers of Transport (ECMT), 2007

ECN, 2004

P.G.M. Boonekamp, J.P.M. Sijm, R.A. van den Wijngaart
Milieukosten energiemaatregelen 1990-2010. Overzicht kosten en mogelijke verbeteringen in de monitoring
Petten : ECN ; RIVM, 2004

ECN, 2006

B.W. Daniels, L.W.M. Beurskens, Y.H.A. Boerakker, H.C. de Coninck, A.W.N. van Dril, R. Harmsen, H. Jeeninga, P. Kroon, P. Lako, H.M. Londo, M. Menkveld, A.J. Seebregts, G.J. Stienstra, C.H. Volkers, H.J. de Vries, H.P.J. de Wilde, ; J.R. Ybema, J.C.M. Farla
Optiedocument energie en emissies 2010/2020.
Petten : ECN ; MNP, 2006

Ecofys, 2001

Kornelis Blok, David de Jager, Chris Hendriks
Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change, bottom up analysis of emission reduction potentials and costs for GHG in the EU
Utrecht : ECOFYS, 2001.
See also: Ecofys Energy and Environment ; AEA Technology Environment ; National Technical University of Athens
Economic evaluation of sectoral emission reduction objectives for climate change; Summary Report for Policy Makers, updated
S.I. : European Commission, 2001

EEA, 1999

Ian Marlowe and Katie King, (AEA Technology Environment), Richard Boyd (Metroeconomica), Rémy Bouscaren (CITEPA), Jozef Pacyna (NILU)
Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures
Copenhagen : EEA (European Environment Agency), 1999

EPA, 2000

Guidelines for Preparing Economic Analyses
Washington D.C. : United States Environmental Protection Agency, 2000.

FEM, 2007

Climate Agenda 2020 : Restructuring Industrial Society
Berlin: FEM, (Federal Environment Ministry), 2007

Frank, 2005

Robert H. Frank
Positional Externalities Cause Large and Preventable Welfare Losses
In: The American Economic Review vol. 95, (2006) no.2;; p. 137-141

Goodwin, 2004

P. Goodwin, J. Dargay, M. Hanly
Elasticities of Road Traffic and Fuel Consumption with Respect to Price and Income: A Review,
In: Transport Reviews vol. 24, (2004)no.3 p. 275-292.

Graham, 2002

D. Graham, S. Glaister
Review of income and price elasticities of demand for road traffic
London : Centre for transportation studies, Imperial College, 2002

Grinblatt, 2005

M. Grinblatt, M. Keloharju, S. Ikäheimo,
"Social Influence and Consumption: Evidence from the Automobile Purchases of Neighbors":
<http://project.hkkk.fi/finfaculty/auto/Auto.pdf>

Harrington, 2000

W. Harrington, R.D. Morgenstern, P. Nelson
On the accuracy of regulatory cost estimates.
In : Journal of Policy Analysis and Management vol.19, (2000) no. 2 ; p. 297-322

Hirsch, 1976

Fred Hirsch
Social Limits to Growth
Cambridge : Harvard University Press, 1976

IEA, 2006

Energy Technology Perspectives: Scenarios and Strategies to 2050
Paris : OECD, IEA, 2006

IEEP, 2004

Service contract to carry out economic analysis and business impact assessment of CO₂ emissions reduction measures in the automotive sector, contract nr. B4-3040/2003/366487/MAR/C2, carried out by IEEP, TNO and CAIR on behalf of DG-ENV, 2004.

IIASA, 1998

J. Cofala D. Syri
Sulfur emissions, abatement technologies and related costs for Europe in the RAINS model database
Laxenburg : IIASA, 1998.

IIASA, 2002

Z. Klimont, J. Cofala, I. Bertok, M. Amann, C. Heyes, F. Gyarmas
Modeling Particulate Emissions in Europe : A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs
Laxenburg : IIASA, 2002

IIASA, 2005

Ger Klaassen, Christer Berglund, Fabian Wagner
The GAINS Model for Greenhouse Gases - Version 1.0: Carbon Dioxide (CO₂), IIASA Interim Report
Laxenburg : IIASA, 2005

IPCC, 2001

Climate Change 2001
The Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group III: Mitigation:
3.7 Costing methodologies
Cambridge : Cambridge University Press, 2001

IPCC, 2007

Climate Change 2007
The Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group III: Mitigation
Cambridge : Cambridge University Press, 2007

IVL, 2006

Catarina Sternhufvud, Stefan Åström
Report from workshop on: The importance of Non-Technical Measures for reductions in emissions of air pollutants and how to consider them in Integrated Assessment Modelling, 7-8 December, Göteborg , 2005
Stockholm : IVL, Swedish Environmental Research Institute, 2006
<http://www.ivl.se/rapporter/pdf/B1664.pdf>

IVM, 2006

F. Oosterhuis, ...[et al.]

Ex-post estimate of costs to business of EU environmental legislation : Contract nr. ENV.G.1/FRA/2004/0081, by IVM, BIO, Ecologic, GHK, PSI, TME and VITO on behalf of DG-ENV,
Amsterdam : Vrije Universiteit, Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM), 2006

Johansson, 2002

B. Johansson, M. Åhman, M. (2002),

A comparison of technologies for carbon-neutral passenger transport, Transportation Research Part D vol. 7 (2002), no.3; p. 175-196.

Johansson-Stenman, 2006

O.Johansson-Stenman, P. Martinsson

Honestly, why are you driving a BMW?

In: Journal of Economic Behavior & Organization vol. 60 (2006), no.2; p. 129–146.

Kleit, 2004

A.N. Kleit,

Impacts of long-range increases in the corporate average fuel economy (CAFE) standard,

In : Economic Inquiry vol. 42 (2004), no. 2; p. 279–294.

Kooreman, 2006

P. Kooreman, M.A. Haan

Price Anomalies in the Used Car Market

In : De Economist vol.154 (2006), no.1; p. 41–62.

Lave, 1979

C. Lave, K. Train,

A Disaggregate Model of Auto-Type Choice

In : Transportation Research vol. 13A (1979), no. 1; p. 1-9.

Levinsohn, 1988

J. Levinsohn

"Empirics of Taxes on Differentiated Products : The Case of Tariffs in the U.S. Automobile Industry"

In: Trade Policy Issues and Empirical Analysis

Robert E. Baldwin (ed.).

Chicago : University of Chicago Press, 1988. p. 11-40.

LNE, 2007

Milieubeleidskosten; Begrippen en berekeningsmethoden

Brussel : Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid (LNE), 2007

Mayeres, 2001

Inge Mayeres, Stef Proost

"Marginal Tax Reform, Externalities and Income Distribution."

In: Journal of Public Economics vol.79 (2001), no.2; p. 343-63

McCarthy, 1996

P.S. McCarthy

Market Price and Income Elasticities of New Vehicle Demands

In : The Review of Economics and Statistics vol. 78 (1996) no.3; p. 543-547.

Mill, 1848

J.S. Mill

Principles of Political Economy

London : Longmans, 1848

Mishan, 1991

E.J.Mishan

Introduction to normative economics

New York : Oxford University Press, 1991

MNP, 2006

Taakgroep Verkeer en Vervoer van het project Emissieregistratie

Emissies door het wegverkeer 2005

Bilthoven : Milieu en Natuurplanbureau, 2006

MNP, 2006a

A. Hoen, R.M.M. van den Brink, J.A. Annema

Verkeer en vervoer in de Welvaart en Leefomgeving : Achtergronddocument bij Emissieprognoses Verkeer en Vervoer

Bilthoven : Milieu en Natuur Planbureau (MNP), 2006

MNP, 2007

R.M.M. van den Brink, J.A. Annema,

Kosteneffectiviteit CO₂-beleid personenauto's : Methodische verkenning

Bilthoven : Milieu en Natuur Planbureau (MNP), 2007

Mooij, 1999

Ruud A.De Mooij,

Environmental taxation and the double dividend

Voorburg : S.n. 1999

OECD, 2006

D. Pearce, G. Atkinson S. Mourato

Cost Benefit Analysis and the Environment

Paris : OECD, 2006



Ory, 2005

D.T. Ory, P.L. Mokhtarian

When is getting there half the fun : Modelling the liking for travel

In : Transportation Research A vol. 39 (2005) no.2-3; p. 97-123

Parry, 2001

Ian W.H. Parry, Antonio Bento

Revenue Recycling and the Welfare Effects of Road Pricing,

In : Scandinavian Journal of Economics vol.103 (2001) no.4; p. 645-671.

Parry, 2004

I.W.H. Parry, C. Fischer, W. Harrington

Should corporate average fuel economy (CAFE) standards be tightened?

Washington, D.C. : Resources for the Future (RFF), 2004.

Parry, 2006

Ian W.H. Parry

"Are the Costs of Reducing Greenhouse Gases from Passenger Vehicles Negative?"

Washington, D.C. : Resources for the Future (RFF), 2006

Proost, 2006

S. Proost, G. de Ceuster, B. van Herbruggen, S. Logghe, O. Ivanova, K. Carlier, REMOVE 2, Service contract for the further development and application of the REMOVE transport model : Lot 3, Service Contract 070501/2004/387327/MAR/C1, FINAL REPORT, PART 1: Description of model version 2.44

Leuven : Katholieke Universiteit Leuven, 2006

Richards, 2005

Richards, M.G., 2005,

Congestion Charging in London : The Policy and the Politics

Basingstoke : Palgrave Macmillan, 2005

RIVM, 2000

E. Honig, A. Hanemaaijer, R. Engelen, A. Dekkers, R. Thomas

Techno 2000: Modelling van de daling van eenheidskosten van technologieën in de tijd

Bilthoven : RIVM, 2000.

RIVM, 2000a

K. Vringer, A.H. Hanemaaijer

Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen, Bilthoven : RIVM, 2000

RIVM, 2001

A.H. Hanemaaijer, M.C.A.P. Dirckx

Monnie 2000: Milieukostenmodel

Bilthoven : RIVM, 2001.

RIVM/CE, 2004

R.M.M. van den Brink, A. Hoen, B. Kampman, R. Kortmann, B.H. Boon
Optiedocument Verkeersemissies : Effecten van maatregelen op verzuring en
klimaatverandering
Bilthoven/Delft : RIVM/CE, 2004

(S&T)² Consultants Inc, 2003

The addition of ethanol from wheat : to GHGenius
Delta BC (Ca) : (S&T)² Consultants Inc, 2003

SACTRA, 2006

Standing Advisory Committee for Trunk Road Assessment (SACTRA)
Transport and the economy: full report (SACTRA)
London : Department for Transport (DfT), 2006

SEI, 1999

Costs and strategies presented by industry during the negotiation of environ-
mental regulations
Stockholm : Stockholm Environment Institute (SEI), 1999

Slotegraaf, 1997

G. Slotegraaf, E.M. Steg, C.A.J. Vlek
Diepere drijfveren van het autogebruik : Ontwikkeling en toepassing van een pro-
jectieve onderzoeksmethode voor het traceren van affectief-emotionele determi-
nanten van het autogebruik
Groningen : Universiteit van Groningen

Steg, 2005

L. Steg
Car use: lust and must : Instrumental, symbolic and affective motives for car use
In: Transportation Research A 39 (2005); p. 147-162

Stern, 2006

Nicolas Stern
The Stern Review: The Economics of Climate Change.
Cambridge : Cambridge University Press 2006

Strachan, 2007

N. Strachan R. Kannan, S. Pye
Final Report on DTI-DEFRA Scenarios and Sensitivities using the UK MARKAL
and MARKAL-Macro Energy System Models
<http://www.ukerc.ac.uk/content/view/142/112>

SWOV, 2005

SWOV Factsheet: Lorries and Vans
Leidschendam : Stichting Wetenschappelijk Onderzoek Verkeersveiligheid
(SWOV), 2005

T&E, 2005

No Regrets : The cost effectiveness of achieving 120 g/km average CO₂ emissions from new cars in Europe by 2012

Brussels : T&E, 2005

TME, 2006

Ex-post estimates of costs to business of EU environmental policies, Case study Road Transport.

TML, 2006

TREMOVE 2, Service contract for the further development and application of the TREMOVE transport model - Lot 3, Service contract 070501/2004/387327/MAR/C1, Final Report, KU-Leuven and TML, December 2006.

TNO, 2001

Emissies en files - bepalen van emissiefactoren, Eindrapportage fase 2, TNO-WT, Delft

TNO, 2006

TNO, IEEP en LAT

Reduction potential and costs of technological and other measures to reduce CO₂-emissions from passenger cars, Contract nr S12.408212, presentation, ECCP II Working Group on the Integrated Approach to CO₂-reduction from light duty vehicles, 5th meeting: September 18, 2006

Train, 1997

K. Train

Consumers' Responses to Fuel Efficient Vehicles

In: Transportation vol.8, (1979) no.3; p.237-258.

TRL, 1999

S.G. Stradling, M.L. Meadows, S. Beatty

Identity and independence: two dimensions of driver autonomy

In: Behavioural Research in Road Safety

G.B.Grayson (Ed.)

Crowthorne : Transport Research Laboratory (TRL), 1999

UNITE, 2001

Valuation Conventions for UNITE, (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) : Funded by 5th Framework RTD Programme

Leeds : University of Leeds, Institute for Transport Studies (ITS), 2001

Van Herbruggen, 2002

B. Van Herbruggen, S. Proost

Welvaartskosten van maatregelen ter reductie van CO₂-emissies in de transportsector

Leuven : Katholieke Universiteit Leuven, 2002

Veblen, 1898

Thorstein Veblen

The Theory of the Leisure Class : An Economic Study in the Evolution of Institutions

New York : Macmillan, 1898

VenW, 2000

Carel J.J. Eijgenraam, Carl C. Koopmans, Paul J.G. Tang, A.C.P. (Nol) Verster
Evaluatie van infrastructuurprojecten : Leidraad voor kosten-batenanalyse (OEEI)
Den Haag : Ministerie van Verkeer en Waterstaat ; Ministerie van Economische Zaken, 2000

VenW, 2004

J. Oosterhaven, J.P. Elhorst, C.C. Koopmans, A. Heyma

Indirecte Effecten Infrastructuurprojecten : Aanvulling op de Leidraad OEI

Den Haag : Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken, 2004

Verhoef, 2004

E. Verhoef, C. Koopmans, M. Bliemers, P. Bovy, L. Steg, B. van Wee
Vormgeving en effecten van prijsbeleid op de weg. Effectiviteit, efficiency en acceptatie vanuit een multidisciplinair perspectief.

Amsterdam ; Groningen ; Delft : Vrije Universiteit Amsterdam, Stichting voor Economisch Onderzoek (SEO) ; Rijksuniversiteit Groningen ; Technische Universiteit Delft, 2004

Verhoef, 2000

Erik T. Verhoef, Bert van Wee

Car Ownership and Status: Implications for Fuel Efficiency Policies from the Viewpoint of Theories of Happiness and Welfare Economics

In: European Journal of Transport and Infrastructure Research vol. 0 (2000) no.0; p. 41-56.

VITO, 2003

Milieukostenmodel voor Vlaanderen; Achtergronddocument, Erika Meynaerts, Sara Ochelen, Peter Vercaemst, 2003/IMS/R/063.

VROM, 1994

Methodiek Milieukosten

Publikatiereeks Milieubeheer 1994/1

Den Haag : Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 1994

VROM, 1998

,Kosten en baten in het milieubeleid : Definities en berekeningsmethodes

Publicatiereeks milieustrategie, nr 1998/6.

Den Haag : Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 1998



VROM, 1999

Uitvoeringsnota Klimaatbeleid : Deel I: binnenlandse maatregelen
Den Haag : Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 1999

VROM, 2004

Handreiking voor monitoring en evaluatie van klimaatmaatregelen
Den Haag : Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 2004

VTPI, 2007

T. Litman
Mobility As A Positional Good : Implications for Transport Policy and Planning
Victoria (Ca) : Victoria Transport Policy Institute (VTPI), 2007

Weseman, 2005

P. Wesemann, A.T. de Blaeij, P. Rietveld
De waardering van bespaarde verkeersdoden
Covernota bij: The value of a statistical life in road safety
Leidschendam : Stichting Wetenschappelijk Onderzoek Verkeersveiligheid (SWOV) , 2005

West, 2005

S.E. West, R.C. Williams III,
The cost of reducing gasoline consumption
In : American Economic Review Papers and Proceedings 95 (2005); p.294–299

West, 2004

S.E. West, R.C. Williams III
Empirical estimates for environmental policy making in a second-best setting:
Discussion paper,
St. Paul, Minnesota : Macalester College, 2004.

West, 2007

S.E. West, R.C. Williams III
Optimal taxation and cross-price effects on labor supply : Estimates of the optimal gas tax
In : Journal of Public Economics 91 (2007); p. 593–617.

ZEW, 2006

Sabine Jokisch, Georg Bühler (ZEW), Ferdinand Dudenhöffer, Kai Pietron (B&D Forecast)
Service Contract in Support of the Impact Assessment of Various Policy Scenarios to Reduce CO₂ Emissions from Passenger Cars on behalf of DG-ENV : Final Report
Mannheim : Centre for European Economic Research (ZEW), 2006