



## Werkwijzer voor MKBAs op het gebied van milieu

	Projected Cost	Actual Cost
HOUSING	€ 1,500.00	€ 1,400.00
Mortgage or rent	€ 60.00	€ 100.00
Phone	€ 50.00	€ 60.00
Electricity	€ 200.00	€ 180.00
Gas	€ 50.00	€ 48.00
Water and sewer		



**CE Delft**

Committed to the Environment

# Werkwijzer voor MKBAs op het gebied van milieu

Dit rapport is geschreven door:

Sander de Bruyn

Martijn Blom

Ellen Schep

Geert Warringa

Delft, CE Delft, juli 2017

Publicatienummer: 17.7A76.48

Opdrachtgever: Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Alle openbare CE-publicaties zijn verkrijgbaar via [www.ce.nl](http://www.ce.nl)

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Sander de Bruyn.

© copyright, CE Delft, Delft

**CE Delft**

**Committed to the Environment**

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, NGO's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al 35 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1 Verantwoording</b>	<b>9</b>
1.1 Aanleiding	9
1.2 Doelgroep en beknopte leeswijzer	9
1.3 Reikwijdte van de werkwijzer	10
1.4 Relaties met andere werkwijzers, leidraden en handboeken	13
1.5 Begeleidingscommissie en verantwoording	16
<b>2 Vorbereidend kader</b>	<b>17</b>
2.1 Inleiding	17
2.2 De MKBA op hoofdlijnen	18
2.3 Procesmatige inzet: wanneer in het proces is een MKBA nuttig?	22
2.4 Afwegingskader voor het uitvoeren van een MKBA of varianten	26
2.5 Stappenplan	31
2.6 Aandachtspunten voor de kwaliteit van een MKBA	33
2.7 Doorlopend voorbeeld: milieudruk in de betonketen	34
<b>3 Fase 1: Vormgeving</b>	<b>35</b>
3.1 Inleiding	35
3.2 Probleemanalyse	35
3.3 Gebruik van scenario's in een MKBA	40
3.4 Opstellen van het nulalternatief	41
3.5 Beschrijving van de beleidsalternatieven	43
3.6 Uitgangspunten	46
<b>4 Fase 2a: Effectbepaling</b>	<b>49</b>
4.1 Inleiding	49
4.2 Algemeen raamwerk	50
4.3 Afbakenen van markten en identificatie van effecten	51
4.4 Bepalen van milieu-effecten	55
4.5 Bepalen van de welvaartseffecten op overige markten	61
4.6 Arbeidsmarkteffecten	61
<b>5 Fase 2b: Waardering milieu-effecten</b>	<b>64</b>
5.1 Inleiding	64
5.2 Raamwerk waardering	65
5.3 Waardering met Milieuprijzen	73
5.4 Waardering effecten klimaat en energie	77
5.5 Directe waardering van endpoints	83
5.6 Conclusies en algemeen beslissingskader	85
<b>6 Fase 3: Bepalen van kosten</b>	<b>88</b>
6.1 Inleiding	88
6.2 Verschillende vormen van kosten	89
6.3 Effecten van kostprijsveranderende milieu-instrumenten	91



6.4	Kosten van belastingheffing	93
6.5	Indirecte belastingen en prijspeil van kosten en baten in de MKBA	94
6.6	Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen	95
<b>7</b>	<b>Fase 4: Omgaan met risico's en onzekerheden</b>	<b>97</b>
7.1	Inleiding	97
7.2	Omgaan met onzekerheden en risico's	98
7.3	Kennisonzekerheid	99
7.4	Toekomstonzekerheid	101
7.5	Gevoeligheidsanalyse met risico's en onzekerheden	101
7.6	Omgaan met specifieke milieurisico's	103
7.7	Analyse van risico's in het eindresultaat	103
7.8	Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen	104
<b>8</b>	<b>Fase 5: Presentatie en toetsing</b>	<b>106</b>
8.1	Inleiding	106
8.2	Overzichtstabel	106
8.3	Rapportage	107
8.4	Presentatie resultaten	108
8.5	Verdelingseffecten	110
8.6	Externe toets (second opinion)	110
8.7	Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen	111
	<b>Literatuurlijst</b>	<b>113</b>
<b>Bijlage A</b>	<b>Capita selecta</b>	<b>118</b>
A.1	Veranderingen ten aanzien van de Leidraad MKBA in het Milieubeleid uit 2007	118
<b>Bijlage B</b>	<b>Gebruik WLO-scenario's</b>	<b>120</b>
B.1	Scenario's Laag en Hoog, en onzekerheidsverkenning	120
B.2	Effecten relevant op het thema Milieu	121
B.3	Waardes voor startjaar en tussenliggende jaren in WLO-scenario's	124
B.4	Behandeling van ontbrekende gegevens	126
B.5	Praktische randvoorwaarden	127
B.6	Houdbaarheid WLO-scenario's	127
B.7	Economische en demografische groei WLO-scenario's	128
B.8	Groei-scenario's op bedrijfstakniveau uit de WLO	128
B.9	Overzicht transport	129
<b>Bijlage C</b>	<b>Waardering endpoints</b>	<b>130</b>
C.1	Inleiding	130
C.2	Waardering gezondheid	130
C.3	Waardering ecosysteemdiensten	132
C.4	Waardering impact gebouwen, materialen en infrastructuur	133
C.5	Waardering effecten op grondstoffenbeschikbaarheid	134
C.6	Waardering overige hinder	136



# Samenvatting

Een Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse (MKBA) is een beslissings-ondersteunend instrument dat gebruikt kan worden om afwegingen in het beleid te verhelderen. Voor MKBAs is in 2013 de Algemene Leidraad verschenen (Romijn en Renes, 2013) die ingaat op de manier waarop MKBAs dienen te worden uitgevoerd. Door de brede toepasbaarheid gaat de Algemene Leidraad niet altijd specifiek in op de diverse toepassingsgebieden. Daarom is er ruimte geboden om, waar nodig, het instrument MKBA meer specifiek toe te snijden op verschillende beleidsterreinen door middel van specifieke werkwijzers. Voorliggende werkwijzer bevat de uitwerking voor MKBAs met belangrijke milieu-effecten.

De voorschriften, aanbevelingen en kengetallen in deze werkwijzer kunnen worden toegepast op milieubeleid en op ander beleid met belangrijke neveneffecten op het milieu. Deze werkwijzer is van toepassing op drie typen besluiten:

1. **Concrete (overheids)investeringsprojecten:** bijvoorbeeld de aanleg van een warmtenetwerk of het opzetten van een systeem van gescheiden inzameling. In dit geval zijn er investeringskosten die maatschappelijke baten kennen in de vorm van minder milieuvervuiling.
2. **Beleidsinstrumenten:** zoals belastingen op energie en milieu, subsidies, normeringen of convenanten. In dit geval stelt de overheid de kaders waarbinnen bedrijven en consumenten kunnen worden gedwongen of verleid om investeringen te plegen of gedrag aan te passen. In dergelijke gevallen bestaan er, naast de kosten van beleid, vooral private kosten bij bedrijven en/of consumenten en maatschappelijke baten in de vorm van minder milieuvervuiling.
3. **Verkennde beleidsopties:** zoals de vraag of er aanvullend beleid moet worden gevoerd voor het reduceren van emissies van luchtvervuilende stoffen. In dit geval ondersteunt de MKBA de probleemanalyse en onderzoekt, in een verkennende rol, of aanvullend milieubeleid vanuit welvaartsoptiek wenselijk is.

De werkwijzer is bedoeld voor nieuw milieubeleid en het aanpassen van bestaand milieubeleid. Daarnaast kan de systematiek van milieu waarden worden toegepast op andere beleidsterreinen waarbij het milieu een neveneffect is.

Het doel van deze werkwijzer is om een verdieping te bieden op het gebruik van MKBAs voor projecten met belangrijke milieu-effecten. Deze werkwijzer geeft aan hoe een MKBA in het milieudomein moet worden opgesteld en welke eisen er aan de verschillende onderdelen van de uitgevoerde MKBA worden gesteld.

Voorschriften (of richtlijnen) dienen daarbij zoveel mogelijk te worden opgevolgd bij het uitvoeren van MKBAs. Aanbevelingen kunnen worden opgevolgd, maar men kan daar beargumenteerd vanaf wijken. Dit betekent niet dat elke MKBA in een precies keurslijf is gegoten: een MKBA blijft maatwerk. Om af te wijken van voorschriften moet de argumentatie vollediger en zwaarwegender zijn dan de argumentatie om af te wijken van de aanbevelingen.



Een MKBA moet volledig zijn. Om volledigheid te waarborgen is het voorschrift dat alle stappen uit de Algemene Leidraad worden doorlopen in een MKBA van milieubeleid. Figuur 1 geeft deze stappen weer. In deze werkwijzer onderscheiden we daarbij vijf fasen.

Figuur 1 Fasering werkwijzer

Fase 1	1. Probleemanalyse	<ul style="list-style-type: none"> <li>Welk knelpunt of welke kans doet zich voor en hoe ontwikkelt deze zich?</li> <li>Welke beleidsdoelstelling volgt daaruit?</li> <li>Welke oplossingsrichtingen zijn kansrijk?</li> </ul>
	2. Vaststellen nulalternatief	<ul style="list-style-type: none"> <li>Meest waarschijnlijke ontwikkeling zonder beleid</li> <li>Effect - beleidsalternatief - nulalternatief</li> </ul>
	3. Definitie beleidsalternatieven	<ul style="list-style-type: none"> <li>Beschrijf de te nemen maatregelen</li> <li>Rafel pakketten uiteen tot samenstellende onderdelen</li> <li>Definieer meerdere alternatieven en varianten</li> </ul>
Fase 2	4. Bepalen effecten & baten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Identificeer effecten</li> <li>Kwantificeer effecten</li> <li>Waardeer (monetariseer) effecten</li> </ul>
Fase 3	5. Bepalen kosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Opgeofferde middelen om de oplossing te implementeren</li> <li>Kosten kunnen eenmalig of periodiek zijn, vast of variabel</li> <li>Alleen de extra kosten ten opzichte van het nulalternatief</li> </ul>
Fase 4	6. Varianten- en risicoanalyse	<ul style="list-style-type: none"> <li>Identificeer de belangrijkste onzekerheden en risico's</li> <li>Analyseer de gevolgen voor de uitkomsten</li> </ul>
Fase 5	7. Opstellen overzicht kosten & baten	<ul style="list-style-type: none"> <li>Reken alle kosten en baten naar hetzelfde basisjaar en bepaal het saldo</li> <li>Breng alle effecten in beeld, ook niet-gekwalficeerde en/of niet-gemonetariseerde</li> </ul>
	8. Resultaten presenteren	<ul style="list-style-type: none"> <li>Relevant, toegankelijk en duidelijk</li> <li>Verantwoorden: transparantie en reproduceerbaarheid</li> <li>Interpreteren: wat kan de besluitvormer uit de MKBA leren?</li> </ul>

Bron: Romijn en Renes, 2013, indeling in fasen deze werkwijzer.

**Fase 1:** Stap 1, 2 en 3 uit de Algemene Leidraad hier beschreven als de probleemanalyse, het nulalternatief, de beleidsalternatieven en de gehanteerde uitgangspunten. Dit wordt in Hoofdstuk 3 behandeld.

**Fase 2:** Bepalen en waarden van de effecten als zijnde Stap 4 uit de Algemene Leidraad, bestaande uit:

- het identificeren en kwantificeren van de effecten (Hoofdstuk 4);
- het waarden van de milieu-effecten (Hoofdstuk 5).

**Fase 3:** Het bepalen van de kosten als zijnde Stap 5 uit de Algemene Leidraad (Hoofdstuk 6).

**Fase 4:** Analyse: een gevoeligheids- en varianten analyse waarbij de belangrijkste onzekerheden en mogelijke risico's in kaart worden gebracht en hun invloed op het saldo van de MKBA. Dit komt overeen met Stap 6 uit de Algemene Leidraad (Hoofdstuk 7).

**Fase 5:** Het opstellen van het overzicht van kosten en baten en presentatie van de resultaten. Dit wordt beschreven in Hoofdstuk 8.

Op de volgende bladzijde volgen de belangrijkste voorschriften en aanbevelingen per fase.

### **Fase 1: Vormgeving van de MKBA**

De eerste fase in het uitvoeren van een MKBA betreft de eerste drie stappen in het stappenplan: Probleemanalyse (Stap 1), definitie van het nulalternatief (Stap 2) en definitie van de beleidsalternatieven (Stap 3). Deze fase definieert de uitgangspunten van de MKBA: op basis van deze uitgangspunten zullen in volgende fases berekeningen worden uitgevoerd. In deze fase gelden de volgende voorschriften en aanbevelingen:

- In elke MKBA moet een probleemanalyse worden uitgevoerd en nul- en beleidsalternatieven worden opgesteld.
- In het nul- en de projectalternatieven moet toekomstige onzekerheid expliciet in beeld worden gebracht. Het beste middel daartoe is om aan te sluiten bij de WLO-scenario's die door het CPB en PBL zijn opgesteld. Waar nodig kunnen voor ontbrekende gegevens in de WLO aanvullende schattingen worden gedaan, gebaseerd op prognoses die wel in de WLO staan.
- Voorschrift is om in de MKBA een reële, risicogewogen discontovoet van 3% te gebruiken. Voor publieke investeringen met grote vaste kosten (bv. infrastructuur) geldt een discontovoet van 4,5% voor zowel de kosten als de baten. Daarnaast wordt de MKBA opgesteld in constante prijzen, waarbij de aanbeveling luidt om een oneindige tijdsperiode te hanteren om de (milieu)effecten op lange termijn goed tot uitdrukking te laten komen in het welvaartssaldo.

### **Fase 2: Effectbepaling en waardering**

Effecten in een MKBA zijn te omschrijven als het verschil in uitkomsten van het projectalternatief in vergelijking met het nulalternatief. Een MKBA bestaat uit het in kaart brengen van alle effecten van een maatregel op alle mogelijke markten (inclusief de niet-bestaande markten). De effectbepaling dient zoveel mogelijk gebaseerd te zijn op controleerbare en verifieerbare (wetenschappelijke) bronnen. Daarnaast moet worden onderzocht of de effecten welvaartseffecten of verdelingseffecten zijn en of de effecten dubbel met een ander effect.

Een aantal middelen kan helpen bij een goede identificatie van project-effecten. Mogelijke indelingen van projecteffecten die behulpzaam kunnen zijn bij het identificeren en indelen van projecteffecten zijn direct en indirecte effecten of beoogde effecten of neveneffecten. Voor MKBAs in het milieubeleid zijn vooral de milieu-effecten van belang.

#### **Milieu-effecten**

Milieu-effecten moeten zoveel mogelijk in de vorm van volumeveranderingen in emissies van milieuvervuilende stoffen naar bodem, lucht en water, of versturende ingrepen worden vastgesteld. De emissies leiden via verspreiding door het milieu tot effecten op mens, plant en dier. Deze volumeveranderingen kunnen worden gewaardeerd. De aanbeveling is om de milieu-effecten zoveel mogelijk te waarderen maar de onzekerheid omtrent de waardering expliciet aan bod te laten komen door te werken met een onder- en bovenwaarde bij de waarderingen. Deze onder- en bovenwaarden moeten tegelijkertijd worden toegepast zowel in het scenario Hoog als Laag.



Milieu-effecten worden gewaardeerd op basis van hetzij (i) een eigen impact pathway-bepaling die de effecten van emissies op endpoints inschat en deze effecten vervolgens waardeert, of door (ii) het gebruik van kengetallen die de gemiddelde waardering van emissies en andere ingrepen in Nederland weergeven.

Een eigen impact pathway-bepaling is te verkiezen in situaties met sterke lokale effecten en/of zeer grote die, gezien het belang voor de besluitvorming, zo nauwkeurig mogelijk moeten worden bepaald. De endpoints worden vervolgens gewaardeerd conform de waarderingsgrondslagen voor onder andere menselijke gezondheid zoals uitgelegd in Paragraaf 5.5. Voor ecosysteemdiensten wordt verwezen naar de nog te publiceren Werkwijzer Natuur.

Het gebruik van kengetallen is aan te bevelen in situaties waarin niet bekend is waar in Nederland de milieu-effecten optreden, of wanneer de milieu-effecten vooral neveneffecten van beperkte omvang in de MKBA zijn. Bij het gebruik van kengetallen verdient het de aanbeveling om gebruik te maken van de kengetallen die ontwikkeld zijn in het Handboek Milieuprijzen om de onderlinge vergelijkbaarheid van MKBAs te vergroten.

Voor klimaateffecten is het voorschrift om deze te waarderen middels efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen op basis van de WLO-scenario's. Daarbij is er dan al impliciet rekening gehouden met het waterbedeffect. Elektriciteitsopbrengsten worden gewaardeerd met efficiënte elektriciteitsprijzen (inclusief uitgespaarde rechten voor CO<sub>2</sub>-emissies). Daarbij worden geen aparte CO<sub>2</sub>-effecten meer berekend omdat anders een dubbeltelling zou optreden.

#### **Arbeidsmarkteffecten**

In de meeste gevallen is er bij milieubeleid of milieu-investeringen geen sprake van indirecte arbeidsmarkteffecten die invloed hebben op het saldo van de MKBA, en worden deze ook niet als welvaartseffecten gekwantificeerd. Alleen als er sprake is van onvrijwillige werkloosheid kunnen er tijdelijke effecten optreden.

### **Fase 3: Het bepalen van de kosten**

Voor het bepalen van kosten gelden de volgende aanbevelingen en voorschriften:

- Om een compleet beeld van de kosten te krijgen, is het aan te bevelen om het stappenplan voor de kosten uit de algemene MKBA leidraad te volgen.
- Welvaartsveranderingen als gevolg van kostprijsverhogende of -verlagende milieubeleidsinstrumenten kunnen, bij een lineair veronderstelde vraagcurve, gewaardeerd worden met de 'rule of half'.
- In lijn met de aanbevelingen van de werkgroep Kosten van Belastingheffing is een correctie voor de kosten van belastingheffing bij de financiering uit algemene middelen in een MKBA op het gebied van milieu niet nodig. Wel is het nodig, indien er effecten op inkomensverdeling optreden, deze goed in beeld te brengen.
- Een richtlijn uit de algemene leidraad is om de kosten en de baten consistent in dezelfde prijseenheid op te stellen, dus inclusief óf exclusief btw en andere indirecte belastingen.





#### **Fase 4: Omgaan met risico's en onzekerheden**

Milieubeleid gaat gepaard met forse onzekere effecten. De onzekerheid neemt toe naarmate op de lange termijn spelen, zowel wat betreft de kostenontwikkeling van technieken, de gedragsreacties van doelgroepen en de risico's die samenhangen met milieuvervuiling. Deze onzekerheden komen alle terug in de inschatting van kosten en effecten, en nemen toe naarmate kosten en effecten van maatregelen verder in de toekomst liggen.

Deze onzekerheden worden behandeld in de betreffende kosten- en batenposten van de MKBA en niet in de discontovoet waarmee kosten en baten naar het heden worden gerekend.

Belangrijke aanbevelingen in deze fase zijn:

1. Maak gebruik van bandbreedtes in de gepresenteerde uitkomsten.
2. Breng alle onzekerheden en risico's systematisch in kaart.
  - Gebruik gevoeligheidsanalyses om kennisonzekerheid en beleidsonzekerheid in beeld te brengen.
  - Breng toekomstonzekerheid in beeld door gebruik te maken van scenario's die een bandbreedte in ontwikkelingen schetsen.
  - Voor maatregelen primair gericht op broeikasgasreductie is de aanbeveling deze met een gevoeligheidsvariant voor twee graden door te rekenen.
  - Er geldt geen aparte discontovoet voor milieu-effecten met onherstelbare schade voor mens en milieu. Wel dienen deze milieurisico's in een MKBA zo expliciet mogelijk gepresenteerd te worden, en dienen deze tot prudentie in de besluitvorming te leiden.

Voor milieurisico's die onherstelbare schade tot gevolg heeft voor mens, milieu en dier is geen lagere discontovoet meer nodig. Onomkeerbaarheden vertalen zich, conform de Werkgroep Discontovoet, niet in een lagere discontovoet, maar zijn reden voor extra prudentie bij de beoordeling en uiteindelijke projectbeslissing.

#### **Fase 5: Presentatie**

Een heldere, volledige en transparante rapportage over de MKBA is minstens net zo belangrijk als de uitgangspunten en rekenregels die in voorgaande fases zijn uitgelegd.

Belangrijke aanbevelingen bij de presentatie zijn:

1. Neem bandbreedtes op in de samenvattende (overzichts-)tabel met resultaten om de onzekerheid zichtbaar te maken.
2. Vanwege de veelheid van dimensies bij verschillende WLO-scenario en onder- en bovenwaarden van milieuaanderingen kan daarnaast ook gebruik worden gemaakt van een grafische presentatie waarin de kosten en baten van diverse varianten alsmede hun bandbreedte direct inzichtelijk kan worden gemaakt.
3. Het in beeld brengen van verdelingseffecten is aan te bevelen als er sterke inkomenseffecten van een maatregel worden verwacht of als omwonenden negatieve (of positieve) externe effecten ondervinden van een maatregel.
4. Externe toetsing is een goed middel om de kwaliteit van een MKBA te borgen.



# 1 Verantwoording

## 1.1 Aanleiding

Het ministerie van Infrastructuur en Milieu heeft opdracht gegeven tot actualisatie van de Werkwijzer Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) in het milieu-beleidsdomein. Deze werkwijzer geeft nadere uitwerking aan de voorschriften die zijn gegeven in de Algemene Leidraad voor MKBAs. Deze leidraad is in 2013 opgesteld door het Centraal Planbureau en het Planbureau voor de Leefomgeving (Romijn en Renes, 2013). De werkwijzer dient tevens rekening te houden met de voorschriften die zijn voortgekomen uit de Werkgroep Discontovoet (Ministerie van Financiën, 2015), de scenario's uit de studie 'Welvaart en Leefomgeving (WLO) en de Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein (Koopmans et al., 2016). Na publicatie dient ook met de Werkwijzer Natuur rekening te worden gehouden.

De Algemene Leidraad, de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet en de scenario's uit de studie 'Welvaart en Leefomgeving (WLO)', vormen het raamwerk voor het uitvoeren van MKBAs en bieden het kader waaraan iedere MKBA moet voldoen op elk terrein van het overheidsbeleid. Door de brede toepasbaarheid gaat de Algemene Leidraad niet heel diep in op diverse toepassingsgebieden. Daarom is er ruimte geboden om, waar nodig, het instrument MKBA meer specifiek toe te snijden op verschillende beleids-terreinen door middel van specifieke werkwijzers. Voorliggende werkwijzer bevat de uitwerking voor MKBAs in het milieubeleid en voor MKBAs met belangrijke milieu-effecten.

## 1.2 Doelgroep en beknopte leeswijzer

Het doel van deze werkwijzer is om op consistente wijze een verdieping te bieden op het gebruik van MKBAs voor projecten met belangrijke milieu-effecten door het geven van voorschriften, aanbevelingen en analysemethoden die gebruikt kunnen worden bij het uitvoeren van een MKBA met belangrijke milieu-effecten.

Deze werkwijzer kan worden gebruikt door:

- opstellers van een MKBA-uitvraag;
- uitvoerders van een MKBA;
- beoordelaars van een MKBA.

De **opstellers van de MKBA-uitvraag** zijn meestal beleidsambtenaren die geïnformeerd willen worden (of politici willen informeren) over de welvaarts-effecten van bepaalde keuzes in het beleid. De opstellers van de MKBA-uitvraag kunnen aan de hand van deze werkwijzer richtlijnen vinden waaraan een goede MKBA moet voldoen. De opstellers van een MKBA-uitvraag zouden **speciale aandacht** aan Hoofdstuk 2 en 3 kunnen besteden die de vraag beantwoordt wanneer een MKBA geschikt is, welke rol de MKBA in de besluitvorming kan spelen en hoe de uitgangspunten van een MKBA het beste kunnen worden vormgegeven.



De **uitvoerders van de MKBA** zijn primair de onderzoeksbureaus die zich bezighouden met het opstellen en berekenen van een MKBA. Deze onderzoeksbureaus kunnen, aan de hand van de in deze werkwijzer geschetste structuur en methoden, aanbevelingen en voorschriften vinden over hoe een goede MKBA van projecten met belangrijke milieu-effecten kan worden opgesteld. Voor de MKBA-uitvoerders zijn **primair** de Hoofdstukken 3 tot en met 8 van belang.

In Hoofdstuk 3 gaan we in op de vormgeving van een MKBA met probleem-analyse en nul- en beleidsalternatieven, terwijl we in Hoofdstuk 4 methoden omschrijven om de relevante welvaartseffecten te bepalen en te kwantificeren. In Hoofdstuk 5 gaan we in op de vraag hoe we de milieu-effecten moeten waarderen in een MKBA. In Hoofdstuk 6 geven we een overzicht van de kosten die in een MKBA moeten worden gekwantificeerd. Hoofdstuk 7 gaat in op gevoeligheids- en variantenanalyses en hoe om te gaan met overige onzekerheden in de MKBA. Hoofdstuk 8 gaat ten slotte in op de presentatie van de resultaten van de MKBA.

De **beoordelaars van een MKBA** kunnen enerzijds de opstellers van de MKBA-uitvraag zijn, maar ook kan die rol worden uitbesteed aan de planbureaus of externe deskundigen. Aan de hand van de geschetste systematiek in deze werkwijzer kunnen, in samenhang met de Algemene Leidraad uit 2013 (Romijn en Renes, 2013), beoordelaars bekijken in hoeverre de uitgevoerde MKBA kwalitatief goed is uitgevoerd volgens de voorschriften of dat daar goed beargumenteerd vanaf is geweken. Voor beoordelaars zijn dus, naast Hoofdstuk 2, ook de Hoofdstukken 3 tot en met 8 belangrijk.

### 1.3 Reikwijdte van de werkwijzer

#### 1.3.1 Milieurelevante welvaartseffecten als onderwerp van de werkwijzer

In deze werkwijzer staat het milieu centraal. Onder 'milieu' verstaan we het geheel van atmosfeer, lucht, bodem, water en geluiden die van invloed zijn op het welzijn van plant, dier en mens. Het gaat in MKBAs om de menselijke waardering voor het welzijn van plant en dier, dus om een antropocentrisch gezichtspunt, en niet om een zogeheten ecocentrisch gezichtspunt (Singer, 1983).

Het milieu heeft een bepaalde kwaliteit, de *milieukwaliteit* die van invloed is op de welvaart van mensen. Mensen leven, wonen en werken liever in een schoon milieu dan in een zwaar vervuild milieu. Mensen worden gemiddeld ouder en gezonder wanneer ze in een schoon milieu leven. Daarnaast wordt er waarde toegekend aan andere zaken die door milieuvervuiling worden aangetast, zoals de kwaliteit van de leefomgeving en de natuur.

De milieukwaliteit verandert door menselijke en natuurlijke ingrepen. In deze werkwijzer wordt vooral aandacht geschonken aan de door de mens veroorzaakte verstoringen van het milieu. Het kan hierbij gaan om 'toevoegingen' aan het milieu. Voorbeelden zijn de emissies van SO<sub>2</sub> naar lucht, zware metalen in waterlozingen of het storten van afval. Het gaat hierbij veelal om stoffen (moleculaire verbindingen) die effecten hebben op het milieu, zoals op mensen of op andere organismen, maar het kan ook gaan om geluidsoverlast of straling. Er zijn in totaal meer dan 10.000 stoffen bekend die een (potentieel) milieuverstorend effect hebben. Maatregelen (projecten of beleid) die effecten hebben op de emissies van deze stoffen (in de productie, gebruiks- of afvalfase) zijn onderwerp van deze werkwijzer.



Naast toevoegingen bestaan er ook onttrekkingen uit het milieu. Onttrekkingen zijn de processen van grondstofwinning (inclusief waterwinning), landbouw, jacht en visserij die mineralen en voedingsgewassen uit het milieu in de economie brengen. Dit kan negatieve gevolgen hebben voor de staat van het milieu, zoals uitputting of vervuiling. Er is hier een potentiële overlap met de Werkwijzer Natuur. Ter afbakening stellen we dat uitputting ten gevolge van de onttrekking van abiotische grondstoffen (zoals metalen) onderwerp zijn van de Werkwijzer Milieu. De uitputting ten gevolge van de directe onttrekking van biotische grondstoffen (zoals visserij of landbouw) is geen onderdeel van deze werkwijzer omdat dit een directe relatie heeft met de staat van de natuur en dus (mogelijkerwijs) behandeld wordt in de Werkwijzer Natuur. Overigens zijn de emissies door landbouw of visserij natuurlijk wel onderwerp van deze werkwijzer.

### 1.3.2 Typologie van milieuthema's als midpoints en welvaartseffecten als endpoints

Om de reikwijdte van de werkwijzer verder te verduidelijken kunnen we ook kijken naar de milieuthema's die onder deze werkwijzer vallen. De milieuthema's zijn de kanalen waarlangs het welzijn van plant, dier en mens kan worden aangetast. Deze milieuthema's corresponderen met de fysisch-chemische aantasting van de milieukwaliteit. Zo dragen zowel CO<sub>2</sub> als CH<sub>4</sub> bij aan het versterkte broeikaseffect, maar 1kg CH<sub>4</sub> veel meer dan 1kg CO<sub>2</sub>. Milieuthema's worden in de milieukunde ook wel het 'midpointniveau' genoemd.

In totaliteit worden er in de milieukunde 10-15 verschillende milieuthema's onderscheiden - er is geen overeenstemming over het precieze aantal 'midpoints'. De volgende elf midpoints worden in de meeste overzichten meegenomen en worden in deze werkwijzer centraal gesteld.<sup>1</sup>

- klimaatverandering;
- ozonlaagaantasting;
- fijnstofvorming;
- fotochemische smogvorming;
- verzuring;
- vermesting;
- humane toxiciteit;
- ecotoxiciteit;
- straling (radioactief);
- verstoring (bv. geluid, stank);
- onttrekking (landgebruiksveranderingen, waterdepletie en grondstoffen).

Deze milieuthema's zijn van invloed op het welzijn van de mensen. Zomersmog leidt bijvoorbeeld tot ademhalingsproblemen en een verhoogde kans op voortijdig overlijden. Maar smogvormende emissies leiden ook tot een versnelde verwerking van rubber en verf waardoor onderhoudskosten toenemen. De uiteindelijke effecten die relevant zijn voor de welvaart worden de effecten op 'endpointniveau' genoemd. 'Endpoints' worden gedefinieerd als 'de uiteindelijke schade op goederen, diensten en waarden van belang voor de menselijke welvaart' ten gevolge van milieuvervuiling.

---

<sup>1</sup> In ReCiPe (Goedkoop et al., 2013) wordt vermesting onderverdeeld in vermesting van zoetwater en vermesting van zoutwater.

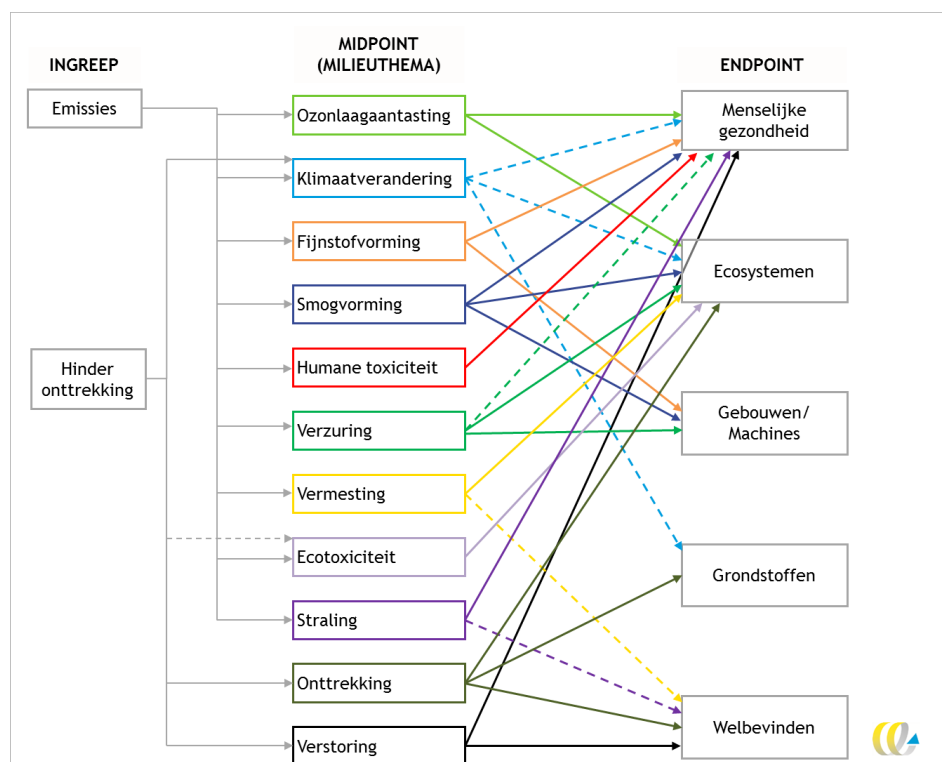


Hoewel er geen exacte overeenstemming is over de categorisatie en aantallen endpoints (zie bv. Freeman III, 1993; Goedkoop et al., 2013; Udo de Haes et al., 1999) worden in deze werkwijzer de volgende vijf endpoints onderscheiden<sup>2</sup>:

- menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden);
- ecosysteemdiensten (inclusief landbouw);
- gebouwen, machines en infrastructuur (het door mensen geproduceerde kapitaal incl. bijvoorbeeld weg- en dijklichamen);
- grondstoffenbeschikbaarheid);
- welbevinden (esthetische en morele waarden).

Figuur 2 geeft een overzicht in de reikwijdte van deze werkwijzer in stoffen (emissies), milieuthema's en endpoints die relevant zijn voor deze werkwijzer.

Figuur 2 Overzicht van de effecten, thema's en endpoints relevant voor deze werkwijzer



De relaties tussen emissies, midpoints en endpoints worden verder behandeld in Hoofdstuk 5 van deze werkwijzer.

### 1.3.3 Toepassing van de werkwijzer

De methodieken en kengetallen behandeld in deze werkwijzer kunnen worden toegepast op milieubeleid en op ander beleid met belangrijke effecten op het milieu. Deze werkwijzer kan worden toegepast bij MKBAs op drie vormen van besluitvorming:

1. **Concrete (overheids)investeringsprojecten:** bijvoorbeeld de aanleg van een windmolenpark op zee, een warmtenetwerk, infrastructuurwerken met belangrijke effecten op het milieu of het opzetten van een systeem van

<sup>2</sup> Dit komt overeen met de endpoints die worden gebruikt in Udo de Haes et al. (1999) en ReCiPe (Goedkoop et al., 2013). Overigens waardeert ReCiPe de impacts op kapitaalgoederen niet.

- gescheiden inzameling. In dit geval zijn er investeringskosten die maatschappelijke baten kennen in de vorm van minder milieuvervuiling.
2. **Beleidsinstrumenten:** zoals regulerende heffingen, subsidies, normeringen of convenanten. In dit geval stelt de overheid de wettelijke kaders waarbinnen bedrijven en consumenten kunnen worden gedwongen of verleid om investeringen te plegen of gedrag aan te passen. In dergelijke gevallen bestaan er, naast de kosten van beleid, vooral private kosten bij bedrijven en/of consumenten en maatschappelijke baten in de vorm van minder milieuvervuiling.
  3. **Verkennde beleidsalternatieven**, zoals de vraag of er additioneel beleid moet worden gevoerd op het reduceren van emissies van luchtvervuilende stoffen. In dit geval ondersteunt de MKBA de probleemanalyse en onderzoekt, in een verkennende rol of het milieubeleid, vanuit welvaartsoptiek, zou moeten worden aangescherpt of afgezwakt.<sup>3</sup>

Onderdelen uit deze werkwijzer zijn niet alleen van toepassing op milieubeleid maar kunnen ook worden toegepast op andere beleidsterreinen waarbij milieu niet centraal staat, maar waarbij er wel belangrijke neveneffecten zijn op het milieu. Hierbij valt te denken aan MKBAs rondom infrastructurele werken waarbij er afgeleide effecten op het milieu kunnen ontstaan. De hoeveelheidsveranderingen en waarderingen van de effecten op milieugoederen kunnen dan aan de hand van het in deze werkwijzer ontwikkelde raamwerk en het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017) worden bepaald. Voor de andere effecten (zoals reistijdwinst) biedt deze werkwijzer echter geen aanknopingspunten en wordt verwezen naar andere werkwijzers en de algemene leidraad.

De systematiek van deze werkwijzer kan zowel worden toegepast op het instellen van nieuw milieubeleid, als op het aanpassen of afschaffen van bestaand milieubeleid.

## 1.4 Relaties met andere werkwijzers, leidraden en handboeken

### 1.4.1 Relatie met de Algemene Leidraad

Bij de vormgeving van deze werkwijzer is uitgegaan van de voorschriften die de rijksoverheid stelt aan het uitvoeren van een MKBA.

Deze voorschriften zijn neergelegd in twee documenten:

1. De Algemene Leidraad MKBA (Romijn en Renes, 2013) die in algemene zin ingaat op de eisen die aan een MKBA moeten worden gesteld.
2. De Aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet (Ministerie van Financiën, 2015) die voorschriften geeft over de te hanteren discontovoet en prijspeil van een aantal goederen in MKBAs en die door het kabinet is overgenomen.

De voorschriften uit de Algemene Leidraad en de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet vormen de vigerende voorschriften voor het uitvoeren van MKBAs vanaf 1 april 2016. Elke werkwijzer dient in overeenstemming te zijn met de theoretische uitgangspunten uit de Algemene Leidraad. Daarnaast geeft de Werkgroep Discontovoet specifieke gebruiksregels voor het waarderen van goederen en tijdsvoorkeuren in een MKBA.

Deze werkwijzer bevat dus een uitwerking van het algemeen theoretische kader van de Algemene Leidraad en de toepassing van de aanbevelingen van

---

<sup>3</sup> Dit kan niet gebeuren op het gebied van klimaatdoelen door de opzet van de waardering en effectbepaling in het klimaatbeleid conform de prijspaden uit de WLO-scenario's. Zie voor toelichting Hoofdstuk 3.



de Werkgroep Discontovoet op het gebied van milieu en milieubeleid. Daarnaast bevat deze werkwijzer een verdere verdieping van specifieke discussiepunten die niet geadresseerd zijn in de Algemene Leidraad en de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet, maar die men wel tegenkomt bij het uitvoeren van MKBAs op milieugebied. Te denken valt aan het waarden van milieu-effecten, freeriders en grensoverschrijdende milieu-effecten. Op dergelijke zaken geven wij in deze werkwijzer voorschriften en aanbevelingen hoe men om kan gaan met deze kwesties in een MKBA op milieugebied.

**Box 1** Voorschriften en aanbevelingen

**Voorschriften (of richtlijnen)** dienen zoveel mogelijk te worden opgevolgd bij het uitvoeren van MKBAs. Aanbevelingen kunnen worden opgevolgd, maar men kan daar beargumenteerd vanaf wijken. Dit wil niet zeggen dat elke MKBA in een precies keurslijf is gegoten: een MKBA blijft maatwerk. Op basis van goede argumenten kan men besluiten om af te wijken van de voorschriften en aanbevelingen zoals gedaan in deze werkwijzer. Een voorschrift kan onder andere betrekking hebben op het hanteren van een discontovoet, het gebruik van WLO-scenario's, het stappenplan.

Aanbevelingen in deze werkwijzer hebben een andere status. De argumentatie om af te wijken van **voorschriften** moet vollediger en zwaarwegender zijn dan de argumentatie om af te wijken van de **aanbevelingen**. Een aanbeveling kan betrekking hebben op het gebruik van milieuprijzen om milieu-effecten te waarden, de periode van analyse, etc.

Voorschriften en aanbevelingen zullen in **tekstboxjes** aan het begin van elk hoofdstuk worden samengevat.

Op een aantal terreinen bestaat er overlap met de Algemene Leidraad MKBA omdat deze terreinen voldoende nauwkeurig in de Algemene Leidraad worden behandeld voor toepassing op milieugebied. Op zulke momenten is ervoor gekozen om te verwijzen naar de Algemene Leidraad. In het stappenplan en het integrale overzicht zijn deze elementen echter wel meegenomen om zo een integrale handleiding voor toepassing van MKBAs in het milieudomein te garanderen.

#### 1.4.2 Afbakening ten opzichte van andere werkwijzers

Naast deze werkwijzer is er recent ook de Werkwijzer Sociaal Domein verschenen. Die werkwijzer geeft richtlijnen en aanbevelingen voor MKBAs op terreinen zoals gezondheidszorg en sociale vraagstukken. Voor een deel overlappen deze werkwijzers elkaar omdat beide vraagstukken omvatten rondom de waardering van impacts op de menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden). Maar er zijn ook verschillen: waar het bij gezondheidszorg vaak gaat over curatieve gezondheidszorg, gaat het bij milieuvervuiling primair over verloren gezonde levensjaren en voortijdig overlijden.

Voorkomen van milieuvervuiling lijkt veel meer op preventieve gezondheidszorg die de kwaliteit van leven en de levensverwachting kan doen toenemen. Een ander verschil is de aard van de risico's: terwijl het in de preventieve gezondheidszorg vaak gaat over vrijwillige risico's die consumenten nemen bij het nuttigen van bepaalde producten of het voorkomen van infectieziekten, gaat het bij milieuvervuiling meestal om onvrijwillige risico's. Tot slot is ook de maatvoering in beide domeinen verschillend: in de gezondheidszorg worden effecten gemeten in QALYs (Quality Adjusted Life Years), terwijl in de milieueconomie meestal de relaties tussen emissies en gezondheid worden weergegeven met VOLYs (Value Of Life Years lost) of VSL (Value of Statistical Life).



Er is niet een eenduidige omrekeningsmethode beschikbaar om van QALYs naar VOLYs te komen.

In Hoofdstuk 5 en Bijlage B wordt nader ingegaan op het verschil in maatvoering tussen beide domeinen.

Daarnaast ontwikkelt het Ministerie van Economische Zaken ook een Werkwijzer Natuur waarin het gebruik van MKBAs bij ingrepen op de natuur worden behandeld. Ook hierbij is er gedeeltelijke overlap omdat vraagstukken op het gebied van waardering van natuur ook een rol spelen bij de Werkwijzer MKBA op het milieugebied. Daarbij geldt dat niet alle waarderingsgrondslagen in de natuurwaardering kunnen worden toegepast bij de milieuwaardering zonder diepgravend nieuw onderzoek omdat de relatie tussen midpoints en endpoints slechts voor een paar categorieën van natuurwaardering is gelegd. Ook dit wordt uitgebreider behandeld in Hoofdstuk 5. Omdat deze werkwijzer eerder uitkomt dan de Werkwijzer Natuur achten wij het wenselijk dat in de Werkwijzer Natuur wordt omgegaan met de relatie tot deze Werkwijzer Milieu.

Tot slot komen er in de toekomst mogelijk ook werkwijzers uit rondom het gebruik van MKBAs in MIRT (Meerjarenprogramma Infrastructuur, Ruimte en Transport) of Energie.<sup>4</sup> Deze zullen ook een sterke verwantschap hebben met de Werkwijzer Milieu. Daarin zullen ook voorschriften en aanbevelingen moeten komen hoe de systematiek daarin rekening houdt met de ontwikkelde systematiek in deze Werkwijzer Milieu.

### 1.4.3 Afbakening en samenhang met het Handboek Milieuprijzen

Tegelijkertijd met deze Werkwijzer Milieu is het Handboek Milieuprijzen 2017 ontwikkeld die een waardering toekent aan emissies gebaseerd op een inschatting van de welvaartskosten. Dit handboek is een update van het Handboek Schaduwrijzen 2010. Deze waarderingscijfers geven de (marginale) welvaartskosten van de emissies van meer dan 1.000 milieuvuilende stoffen weer voor het jaar 2015 op een gemiddelde locatie in Nederland door een gemiddelde uitstootbron. Deze waarderingscijfers worden vaak toegepast in MKBAs.<sup>5</sup>

---

<sup>4</sup> De plaats van een MKBA in het MIRT-traject is ingekaderd in de Spelregels van het Meerjarenprogramma Infrastructuur, Ruimte en Transport (Ministerie IenM, 2016).

<sup>5</sup> Daarnaast worden de Milieuprijzen toegepast in LCAs als weegfactor. De uitkomst van een LCA is primair een score op mid- of endpointniveau. Om deze scores onderling vergelijkbaar te maken wordt weging met schaduwrijzen toegepast (CE Delft, 2002, 2010; Heijungs, 2006). Ook worden schaduwrijzen gebruikt bij kwantificering van bedrijfsplannen in het kader van Maatschappelijk Verantwoord Ondernemen (MVO), zoals bij TruePrice- of TrueCost-achtige benaderingen (zie bv. KPMG, 2013).





In deze werkwijzer beschrijven we de situaties waarin er met kentallen kan worden gewerkt waarbij verwezen wordt naar het Handboek Milieuprijzen 2017. Ook wordt er aandacht besteed aan situaties waarin deze kentallen minder bruikbaar zijn, en hoe de kentallen zich in de toekomst kunnen ontwikkelen. In het Handboek Milieuprijzen worden vier soorten van kentallen ontwikkeld: een onder- centrale en bovenwaarde voor waarderingen op stof-niveau en een prijs op midpointniveau die gebruikt kan worden voor weging van milieu-effecten. Het voorschrift in deze werkwijzer is om de kennis-onzekerheid ten aanzien van de waardering van de effecten van milieu-vervuiling expliciet in de berekeningen in beeld te brengen door te werken met een onder- en bovenwaarde. Indien men in de MKBA de kengetallen uit het Handboek Milieuprijzen gebruikt, dient men de MKBA dus uit te voeren met de onder- en bovenwaarde. In Hoofdstuk 5 wordt het gebruik van waarderingen nader toegelicht.

#### **1.4.4 Relatie met de oude leidraad in het milieubeleid uit 2007**

Deze werkwijzer vervangt de oude Leidraad MKBA in het Milieubeleid uit 2007 (CE Delft, 2007). Die leidraad bevatte een uitwerking van de OEI-Leidraad (Eijgenraam et al., 2001) op het gebied van milieu. De OEI-Leidraad omvatte de toen geldende voorschriften hoe er met een MKBA dient te worden omgegaan. Sinds die tijd is er veel ervaring opgedaan met het instrument MKBA. Door voortschrijdend kennisinzicht en uitbreiding van de toepassings-domeinen van de MKBA is in 2011 besloten tot het ontwikkelen van een nieuwe Algemene Leidraad. Deze is in 2013 gepubliceerd (Romijn en Renes, 2013). Door de andere opzet van de nieuwe Algemene Leidraad is de oude Leidraad MKBA in het milieubeleid ook verouderd.

De oude leidraad vormt wel een literatuurbron die is gebruikt voor de ontwikkeling van de huidige leidraad. In Bijlage A wordt een overzicht gegeven van veranderingen die de huidige Werkwijzer Milieu bevat ten opzichte van de oude Leidraad uit 2007.

### **1.5 Begeleidingscommissie en verantwoording**

Deze werkwijzer is opgesteld tussen januari 2016 en maart 2017. Begeleiding van dit onderzoek was in handen van de opdrachtgevers: Karel Zeldenrust en Robin Hamerlinck van het Ministerie van I&M.

Diverse malen is het onderzoek besproken en becommentarieerd in de klankbordgroep die conceptstukken schriftelijk en mondeling heeft becommentarieerd. De klankbordgroep bestond uit Karel Zeldenrust (I&M), Mark Overman (I&M), Robin Hamerlinck (I&M), Joop van Bodegraven (EZ), Jan Hendriks (EZ), Marcel Klok (EZ), Gusta Renes (PBL), Eric Drissen (PBL), Gerbert Romijn (CPB), Marian Bertrums (RWS), Rob van de Veeren (RWS), Rob Maas (RIVM), Martin Linssen (Financiën), Herral Polet (Financiën).

Naast de klankbordgroep was er een formele expertisegroep ingesteld, bestaande uit Mark Goedkoop (PRé Consultants) en Bert van Wee (TU Delft), die heeft bijgedragen aan dit onderzoek middels commentaar en nuttige suggesties.

Wij zijn zowel de begeleiders, leden van de klankbordgroep als de experts zeer dankbaar voor de door hen geleverde inspanningen. Uiteraard dragen alleen wij verantwoordelijkheid voor de hier gepresenteerde zienswijzen en resultaten.



# 2 Voorbereidend kader

## 2.1 Inleiding

Een MKBA is een beslissingsondersteunend instrument dat gebruikt kan worden om afwegingen in het beleid te verhelderen. Een MKBA kan helderheid geven over afwegingen die in het beleid, en ook in het milieubeleid, onvermijdelijk opduiken: is het wenselijk om afval nog meer te scheiden, dienen er strengere normen voor oppervlaktewaterlozingen te worden opgelegd, moet de motorrijtuigenbelasting verder worden gedifferentieerd naar CO<sub>2</sub>-uitstoot en/of milieu-effecten? Deze maatregelen leiden enerzijds tot kosten bij bedrijven en consumenten, maar anderzijds ontstaan er baten door minder milieuvervuiling, zoals een betere gezondheid of een prettigere leefomgeving. De vraag is dan of de baten opwegen tegen de kosten die gemaakt moeten worden. Een MKBA kan inzicht in deze materie verschaffen.

In dit hoofdstuk behandelen we de voorbereidende stappen die moeten worden gezet als een MKBA wordt uitgevoerd. Hieronder gaan we in op:

- Wat is een MKBA precies? (Paragraaf 2.2)
- Wanneer kan een MKBA de besluitvorming ondersteunen en welke rol kan een MKBA spelen bij de besluitvorming? (Paragraaf 2.3)
- Is een volledige MKBA altijd het beste instrument of kan men beter opteren voor een variant op de MKBA? (Paragraaf 2.4)
- Welke stappen kent een MKBA op milieugebied? (Paragraaf 2.5)
- Wat zijn de kenmerken van een goed uitgevoerde MKBA? (Paragraaf 2.6)
- De introductie van het doorlopende voorbeeld van maatregelen gericht op het verhogen van de recycling van beton dat gebruikt gaat worden om de diverse stappen in de MKBA te illustreren in deze werkwijzer (Paragraaf 2.7).

Dit hoofdstuk is vooral van belang voor de opstellers van een MKBA-uitvraag. Zij moeten immers goed in de gaten hebben welk doel de MKBA gaat dienen en in welke fase van het proces de MKBA haar rol gaat vervullen.

### Box 2 Voorschriften en aanbevelingen

Dit hoofdstuk heeft tot doel handvatten te bieden bij het vormgeven en voorbereiden van een MKBA in het domein milieu. De meeste aanbevelingen hebben een vrijwillig karakter en zullen in de praktijk leiden tot een beter gebruik, begrip van resultaten van MKBAs. Voor een deel worden deze aanbevelingen in volgende hoofdstukken verder uitgewerkt.

- de MKBA moet voldoen aan de voorschriften uit de Algemene Leidraad en deze Werkwijzer Milieu en de aanbevelingen opvolgen of daar beargumenteerd van afwijken;
- het gebruik van het stappenplan voor opstellen van MKBA, zoals uitgelegd in Paragraaf 2.5, is een voorschrift;
- de aanbeveling is om de MKBA ook procesmatig goed in te bedden in het besluitvormingsproces (Paragraaf 2.6).



## 2.2 De MKBA op hoofdlijnen

Beleidsmaatregelen hebben meestal positieve en negatieve effecten. Om die effecten goed in kaart te brengen en tegen elkaar af te wegen, kan een Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) worden gebruikt.

### 2.2.1 Wat is een MKBA?

Een MKBA is een informatie-instrument dat het beleidsproces en de politieke besluitvorming over een maatregel of beleidsalternatief ondersteunt. Door zoveel mogelijk effecten van een maatregel in geld uit te drukken worden deze onderling vergelijkbaar en wordt het mogelijk overzichtelijke informatie te bieden voor een afweging tussen de voor- en nadelen van de maatregel (Romijn en Renes, 2013).

De Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013, p.32 e.v.) vat de kernpunten van een MKBA als volgt samen:

- *‘De essentie van een MKBA is dat project- of beleidsalternatieven tegen elkaar kunnen worden afgewogen op basis van de gevolgen voor de welvaart van de samenleving als geheel: de maatschappelijke kosten en baten.’*
- *‘Daarbij worden alle relevante voor- en nadelen van een beleidsmaatregel geïdentificeerd en zo goed mogelijk gekwantificeerd. Door deze voor- en nadelen zoveel mogelijk in geld uit te drukken (monetarisieren), worden ze onderling vergelijkbaar en kunnen ze worden opgeteld.’*
- *‘Zo komt overzichtelijke informatie beschikbaar voor een afweging van de voor- en nadelen van een maatregel. Deze informatie omvat ook de kosten en baten van effecten waarvoor geen marktprijzen bestaan, zoals effecten op het terrein van milieu en veiligheid.’*
- *‘Het saldo van baten en kosten bepaalt of een maatregel welvaartsverhogend is of juist niet.’*
- *‘Dit saldo omvat ook de kosten en baten van effecten op onderdelen van de maatschappelijke welvaart waarvoor geen marktprijzen bestaan. Denk aan natuur, landschap, veiligheid, cultuurhistorie en sociale cohesie. Door zoveel mogelijk effecten in geld uit te drukken, worden deze onderling vergelijkbaar en kan overzichtelijke informatie worden geboden op basis waarvan een afweging van de voor- en nadelen van een maatregel kan worden gemaakt.’*
- *‘Door deze voor- en nadelen zoveel mogelijk te kwantificeren en te waarderen (in euro’s uit te drukken), geeft de MKBA inzicht in het effect van de maatregel op de maatschappelijke welvaart, als het saldo van in de euro’s gemeten baten minus de kosten.’*

Een MKBA draagt dus bij aan de besluitvorming door informatie te geven, inclusief risico’s en onzekerheden, over de welvaartsgevolgen van een bepaalde maatregel. De MKBA hanteert daarbij een *breed welvaartsbegrip* waarbij ook aspecten worden meegenomen die mensen wel van belang vinden, maar die niet op markten worden verhandeld. De welvaartsgevolgen laten zich in een MKBA vertalen naar kosten en baten en omvatten alle maatschappelijke kosten en baten die met een project of maatregel kunnen worden verwacht, inclusief de niet direct monetair waarneembare baten en kosten, zoals meer vrije tijd of een meer vervuild milieu.

Daarbij is de MKBA consistent met de economische leer dat goedwerkende markten, onder bepaalde voorwaarden, zelf tot de beste maatschappelijke uitkomsten kunnen leiden. Ingrijpen in goedwerkende markten is in principe niet welvaartsverhogend.



Maar in het geval van marktverstoringen (marktfalen), zoals externe effecten, imperfecte informatie, onvolledige concurrentie of de levering van publieke goederen, kan een vorm van ingrijpen in het marktproces de welvaart verhogen. De rol van de MKBA is om na te gaan of er sprake is van marktfalen (*Wat is het probleem? Is dit een probleem voor de overheid? Welke overheid?*) en vervolgens te onderzoeken of de gekozen vorm van (overheids-)ingrijpen ook daadwerkelijk tot een hogere welvaart leidt. Daarin kan een MKBA ook informatie geven over de *effectiviteit van het beleid* en in hoeverre de gesignaleerde problemen worden opgelost met de beleidsmaatregel. Tot slot kan de MKBA ook bijdragen aan de *vormgeving* van het beleid door de beleidsmaatregel te vergelijken met andere mogelijke beleidsmaatregelen die het probleem (ook) oplossen.

### 2.2.2 **Waarom een MKBA in het milieudomein?**

Een MKBA is gebaseerd op de sociale welvaartsfunctie die de welvaart van individuen aggregereert tot welvaart voor de samenleving. De staat van het milieu (de milieukwaliteit) is onderdeel van de sociale welvaartsfunctie: individuen waarderen een schoon milieu hoger dan een vervuild milieu. Daarnaast kent een schoon milieu ook daadwerkelijk een hogere productiviteit dan een vervuild milieu: mensen zijn minder vaak ziek en landbouw levert meer op als het milieu schoon is.

Een MKBA kan dus informatie aanleveren ter onderbouwing van de noodzaak van een ingreep in het marktproces teneinde het milieu te beschermen. De Algemene Leidraad MKBA stelt dat de welvaartsveranderingen van beleidsmaatregelen tot uitdrukking komen in de betalingsbereidheid voor de positieve effecten van die beleidsmaatregelen. Mensen kunnen een schoon milieu waarderen doordat ze gezonder zijn als het milieu schoner is, of doordat de biodiversiteit toeneemt bij een schoon milieu. Door de positieve waarde die mensen hechten aan een schoon milieu te vergelijken met de maatschappelijke kosten van een maatregel kan inzicht worden verkregen in hoeverre de kosten tegen de baten opwegen en of de maatregel dus een maatregel is die de totale welvaart verhoogt.

De focus op betalingsbereidheid toont ook gelijk aan dat een MKBA primair gericht is op het bepalen van effecten op de (allocatieve) efficiëntie: leidt de beleidsmaatregel tot een hogere behoeftebevrediging van de burgers. De MKBA kan efficiëntie echter niet afwegen tegen andere motieven, zoals rechtvaardigheid. Indien andere motieven een grote rol spelen in het beleid kan in een MKBA slechts in beperkte mate een afweging worden gemaakt hoe deze motieven zich verhouden tot de effecten op de allocatieve efficiëntie. Wel kan een MKBA worden gebruikt om te bepalen hoe de beleidsdoelen tegen de geringst mogelijke kosten worden behaald en het beleid dus zo efficiënt mogelijk kan worden vormgegeven. Daarbij is het goed om voor ogen te houden dat economische efficiëntie niet het enige doel van de politiek is, en dat daarnaast instituties zoals ethiek, moraliteit of rechtvaardigheid een rol kunnen spelen in de politieke besluitvorming. Tot op zekere hoogte kan een MKBA dergelijke motieven inzichtelijk maken door de verdelingseffecten van een beleidsmaatregel te onderzoeken en expliciet te maken.<sup>6</sup>

---

<sup>6</sup> Een volgende stap zou zijn om deze verdelingseffecten ook te waarderen. De Werkgroep Kosten van Belastingheffing en MKBAs adviseert om inkomenseffecten van een maatregel afzonderlijk inzichtelijk te maken in een MKBA, indien relevant. Dit dient naast het MKBA saldo te worden gerapporteerd. Het kabinet neemt heeft dit advies overgenomen (Tweede Kamer 2017, 34550-IX-17).



### 2.2.3 Gebruik van MKBA in het milieudomein

MKBAs worden over het algemeen uitgevoerd voor zowel projectbeoordeling als beleidsbepaling. De in deze werkwijzer gebruikte term ‘maatregel’ omvat een divers scala aan maatregelen (zowel regulerend beleid als concrete investeringsprojecten) en wordt in deze werkwijzer, analoog aan de Algemene Leidraad, gebruikt als er geen verschil is in werkwijze tussen projectbeoordeling en beleidsbepaling.<sup>7</sup>

De methodieken en kengetallen ontwikkeld in deze werkwijzer kunnen worden toegepast op drie soorten situaties:

1. **Concrete investeringen:** zoals projecten met als doel het verbeteren van de milieukwaliteit, zoals de aanleg van een warmtenetwerk voor rest-warmte of het opzetten van een systeem van gescheiden inzameling. In dit geval is er een directe relatie tussen investeringskosten en effecten op het milieu.
2. **Beleidsinstrumenten:** bijvoorbeeld instrumenten die vanuit het milieu-effect worden beargumenteerd, zoals een verlengde vrijstelling in de autobelastingen voor elektrische voertuigen of het convenant ‘Meer en betere recycling voor een circulaire economie’. In dergelijke gevallen is er een indirecte relatie tussen investeringen en effecten en dient er in de MKBA een analyse over de effectiviteit van het beleidsinstrumentarium te worden toegevoegd.
3. **Verkennde beleidsopties:** zoals vaststelling van de nieuwe NEC-plafonds voor 2030, of recyclingsdoelen: in deze gevallen dient de verkennende MKBA vaak het beleidsvoorbereidende stadium als de concrete invulling van het beleid nog niet is afgesproken maar er wel inzicht dient te worden verkregen in de globale effecten van het beleid op de welvaart.

In het vervolg van de werkwijzer zullen we al deze situaties benoemen als ‘maatregel’ of ‘project’.<sup>8</sup>

MKBAs toegepast op beleidsopties dienen hier iets nader te worden toegelicht omdat dit vaak voorkomt bij milieubeleid. Beleidsdoelen alleen leiden nooit tot reductie van milieuvervuiling. Ze moeten daarom altijd worden ingevuld met concrete beleidsinstrumenten of (overheids-)investeringen om tot het gewenste doel te leiden. Wij constateren hierbij dat dit in de huidige praktijk in MKBAs maar in zeer beperkte mate gebeurt. In veel gevallen wordt er een MKBA uitgevoerd waarin verkend wordt hoe het beleid moet worden ingestoken vanuit maatschappelijk oogpunt, zoals bij extra wind op zee (Decisio & Witteveen+Bos, 2014) of recycling (CE Delft, 2014). Daarbij wordt er niet gekeken naar de instrumentering van het beleid, maar of aanvullend beleid gewenst is. Het gaat hierbij om de initiërende fase van het beleid, als er een discussie plaatsvindt over beleidsdoelen. Ook in die fase is er behoefte is aan een instrument als de MKBA om de totale effecten op de welvaart te schetsen.

---

<sup>7</sup> De systematiek van de MKBA is in wezen niet verschillend voor een project of een beleidsmaatregel: de effecten van een beleidsmaatregel hangen echter ook af van de *effectiviteit* van het gevoerde beleid en van de uitvoerings- en handavingskosten en kunnen dus onzekerder zijn (zie ook Paragraaf 4.2).

<sup>8</sup> Zoals in Paragraaf 1.3 uitgelegd hoeft de MKBA overigens niet altijd te gaan over maatregelen die worden genomen om het milieu te verbeteren. Ook een ‘project’ om bepaalde milieumaatregelen af te schaffen (zoals bijvoorbeeld statiegeld) vallen onder het toepassingsgebied van deze werkwijzer. Daarnaast kunnen onderdelen uit deze werkwijzer, zoals de waardering van milieu-effecten, ook worden toegepast door andere beleidsterreinen met belangrijke effecten op het milieu, zoals bij transport.



Het is op dat moment vaak te vroeg in de beleidscyclus om al over een concrete invulling van dat beleid te gaan praten. Dat komt mede doordat bij de concrete invulling van het beleid er belangenafwegingen moeten plaatsvinden en verdelingseffecten belangrijk zijn. In sommige gevallen hebben beleidsmakers daarvoor behoefte aan een helicopterview of een beleidsmaatregel, zoals aanscherping van de luchtkwaliteitsnormen, überhaupt welvaartsverhogend *kan* zijn zonder de discussie te starten of dit door middel van een grootverbruikersheffing op energie voor de industrie moet gebeuren, of door middel van het verplicht voorschrijven van roetfilters op benzine-auto's.

Dit kan een *verkennende* MKBA worden genoemd. Hierin worden de *kosten* van het beleidsdoel vaak gelijkgesteld aan de investeringskosten en wordt er minder aandacht besteed aan de uitvoeringskosten en effectiviteit van het beleid.

Hoewel wij de aanbeveling hier doen om zoveel mogelijk in een MKBA uit te gaan van concrete beleidsinstrumenten zien wij ook nut en noodzaak van een MKBA in de voorbereidende fase van beleidsvorming. Daarom zou een dergelijke *verkennende* MKBA altijd gevolgd moeten worden door een meer uitgebreide MKBA waarin een invulling wordt gegeven aan de concrete beleidsinstrumenten die nodig zouden zijn om de doelstellingen te halen.

Overigens valt een MKBA van overkoepelende klimaatdoelen buiten het bestek van deze werkwijzer omdat de door het kabinet voorgeschreven waardering van CO<sub>2</sub>-baten middels preventiekosten uit scenario's een MKBA van klimaatdoelstellingen op nationale schaal methodologisch onmogelijk maakt. Dit wordt ook in Hoofdstuk 3 toegelicht. Individuele klimaatmaatregelen (zoals een subsidie voor een windmolenpark) kunnen wel worden onderworpen aan een MKBA conform de aanbevelingen uit deze werkwijzer.

#### 2.2.4 Hoe ziet een MKBA er dan eigenlijk uit?

Een MKBA zal meestal de vorm krijgen van een rapport. In dat rapport worden de berekeningen getoond en worden de uitgangspunten van de MKBA helder neergezet. Een MKBA bevat minimaal de volgende elementen:

- een probleemanalyse waarin het onderliggende probleem van de maatregel wordt gekenschetst en beargumenteerd wordt waarom (overheids)ingrijpen (on)gewenst is;
- een beschrijving van het nul- en projectalternatief waarbij het nul-alternatief de situatie is die zich voordoet zonder de maatregel en het projectalternatief de situatie is waarin de maatregel wordt ingevoerd en een nadere uitwerking van de maatregel betreft;
- bepaling van de autonome ontwikkelingen (aansluitend bij WLO-scenario's van het CPB en PBL);
- een inventarisatie en (zo veel mogelijk) kwantificering van kosten, baten en (neven)effecten, op zowel korte termijn als lange termijn;
- een waardering van de (neven)effecten;
- een gevoeligheidsanalyse waarin wordt bekeken welke invloed risico's en onzekerheden hebben op de uitkomsten;
- een eindtabel met daarin het saldo van de MKBA en de conclusie of de maatregel welvaartsverhogend werkt of niet.

Daarnaast kunnen of moeten in MKBAs aanvullende zaken worden opgenomen zoals verdelingseffecten, varianten, etc.

Het MKBA-rapport dient duidelijkheid te verschaffen over de uitgangspunten zoals gehanteerde prijzen, discontovoeten, inflatie, methodiek van waardering, waarderingskengetallen, etc.



Volledigheid en transparantie zijn hierbij de sleutelwoorden. Deze kunnen de opdrachtgevers en externe beoordelaars in staat stellen om een afgewogen oordeel te vormen over de kwaliteit van de uitgevoerde MKBA. Hoofdstuk 7 en 8 bevatten gedetailleerde voorschriften en suggesties voor de presentatie van een MKBA.

## 2.3 Procesmatige inzet: wanneer in het proces is een MKBA nuttig?

De Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) benadrukt dat een MKBA in elk stadium van het besluitvormingsproces nuttig kan zijn, maar dat de systematiek van de MKBA vooral vruchtbaar kan zijn bij de eerste vormen van het besluitvormingsproces: er is een probleem gesignaleerd en onderzocht moet worden welke oplossingsrichtingen het beleid zou kunnen verkiezen. Hieronder leggen we het gebruik van het instrument MKBA uit in de diverse beleidsstappen.

### 2.3.1 Beginfase: verkenning van oplossingsrichtingen en informatie aanleveren

Aan het begin van het beleidsproces is er een probleem gesignaleerd (bijvoorbeeld luchtvervuiling in steden), en komt de vraag naar voren of dit een probleem is dat zich zonder overheidsingrijpen oplost of dat overheidsbeleid hierop overwogen kan worden. In dergelijke gevallen kan een MKBA structurele bouwstenen aandragen in de vorm van het analyseren van het probleem en van de effectiviteit en efficiëntie van mogelijke maatregelen die het probleem (gedeeltelijk) oplossen. Daarbij kan de MKBA onderdeel zijn van het Integrale Afwegingskader (IAK) dat wordt opgesteld bij nieuwe wetten waarmee een globale toets kan worden uitgevoerd op de kosten en baten van een groot aantal alternatieve maatregelen. Door de MKBA kan dan een indruk worden verkregen van hun economische efficiëntie en de effectiviteit van de maatregelen (doelbereik) alsmede inzicht in welke onderdelen van de maatregel de voornaamste bijdrage aan de kosten en baten leveren.

Een belangrijke toegevoegde waarde van de MKBA-denkwijze is dat niet al te snel naar één concrete maatregel wordt gegrepen, maar dat het palet aan oplossingen breed genoeg wordt gehouden om later in het besluitvormingsproces de relevante beleidsopties nog in beeld te hebben (Romijn en Renes, 2013). Dit kan worden gedaan door een MKBA te relateren aan het onderliggende beleidsdoel in plaats van aan concrete maatregelen en de concrete maatregelen als meerdere beleidsvarianten te laten terugkomen in een MKBA.

In het besluitvormingsproces neemt de hoeveelheid informatie meestal toe. Vroeg in het besluitvormingsproces is de hoeveelheid informatie en de mate van concreetheid van projectvarianten beperkter. De MKBA kan in deze gevallen soms maar gedeeltelijk worden ingevuld en zal later moeten worden uitgebreid als er meer gegevens beschikbaar komen of er is voorgesorteerd op een paar oplossingsrichtingen.

Als er sprake is van nieuwe technologieën, en nieuwe toepassingsmogelijkheden van nieuwe technologieën, dan kunnen deze nog onbekende kansen en risico's met zich meebrengen. In die gevallen kunnen de kosten en baten van activiteiten, als ook van eventuele maatregelen vanuit de overheid op die activiteiten, nog niet goed worden geschat en is het niet mogelijk om een volledige en goed gefundeerde MKBA te maken. Wel kan op bepaalde maatregelen vanuit voorzorg (bijvoorbeeld om blootstelling te verminderen) een kosteneffectiviteitsanalyse uitgevoerd worden.



### 2.3.2 Middenfase: integrale afweging en uitbreiden mogelijkheden

Als het besluitvormingsproces al een bepaalde richting is ingeslagen kan een MKBA onderdeel vormen van de set van onderzoeken die worden gedaan om de effecten in kaart te brengen. In deze fase van de besluitvorming zijn er soms al enkele voorbereidende onderzoeken uitgevoerd waarbij de MKBA kan aansluiten, zoals:

- De business case, een financieel-economische rendementsanalyse die soms wordt opgesteld bij een bepaald investeringsproject. Een dergelijke business case kan nuttige informatie opleveren over de kosten en financiële baten van een project vanuit het perspectief van de investeerder.
- De milieueffectrapportage (MER), of de PlanMER, die verplicht is voor projecten en plannen die een landschappelijke ingreep vergen en die het milieu schade kunnen bezorgen.
- Beoordelingen van milieu-impacts die geen onderdeel uitmaken van een formele MER-procedure, zoals LCA-studies.
- Impact Assessments die meestal door de Europese Commissie verplicht worden gesteld voor beleidsinstrumenten die de economische, sociale en milieu-effecten van beleidsmaatregelen onderzoeken.

Een MKBA kan naast deze onderzoeken, de welvaartseffecten van de beleidsplannen in een integraal kader afwegen en kwantitatief de welvaartsgevolgen berekenen. Daarbij levert de MKBA dus additionele informatie op over de bredere welvaartseffecten van de plannen. Het is begrijpelijk dat het daarom wenselijk is dat de MKBA zoveel mogelijk aansluit op onderzoeksgegevens die al zijn verzameld. Dit heeft als belangrijkste voordeel dat de MKBA consistent is met andere onderzoeken die relevant zijn voor de besluitvorming.

In de praktijk zal het vaak zo zijn dat niet alle gegevens zijn over te nemen. Een MKBA stelt namelijk specifieke eisen aan de formulering van nul- en projectalternatief en de te gebruiken toekomstscenario's: deze eisen gelden niet voor andere onderzoeksinstrumenten. In de meeste gevallen is het daarom niet mogelijk om uitkomsten uit eerdere onderzoeken te gebruiken bij de MKBA en zullen er potentiële verschillen in uitgangspunten bestaan tussen de eerdere onderzoeken en de MKBA. De opdrachtgever dient zich bewust te zijn dat de MKBA volgens andere regels wordt uitgevoerd dan de eerdere onderzoeken en daarmee een op zichzelf staand instrument is. De opdrachtgever kan niet van de onderzoekers verlangen dat deze uitgangspunten hanteren die in strijd zijn met de voorschriften uit de Algemene Leidraad en deze werkwijzer.

Daarom is het verstandig dat de opdrachtgever en de opdrachtnemer zich van tevoren hebben verwittigd in hoeverre de gegevens uit eerdere onderzoeken worden overeenkomen met de uitgangspunten van de MKBA, zoals:

- gebruik van WLO-scenario's Laag en Hoog in zowel nul- als projectalternatief (zie Hoofdstuk 3);
- gebruik van systematiek voor CO<sub>2</sub>-effecten conform Werkgroep Discontovoet (zie paragraaf 5.4);
- schaal van de effecten (Paragraaf 3.2.2) en tijdshorizon (Paragraaf 3.6.3) conform uitgangspunten MKBA.

Eén en ander staat samengevat in Tabel 1.





Tabel 1 MKBA voortbordurend op voorbeelden van bestaande onderzoeken in een besluitvormingstraject

Bestaand onderzoek	Informatie relevant voor MKBA	Additionele info MKBA	Mogelijke problemen bij overname gegevens
Business Case (BC)	Kosten van maatregelen en financiële baten	Maatschappelijke effecten bepalen en waarderen en vergelijken met de BC.	Toekomstscenario's in BC zijn meestal niet conform de WLO opgesteld.
MER, LCA, etc.	Milieu-effecten	Waarderen van milieu-effecten en vergelijken met de kosten en overige effecten van de maatregel.	Toekomstscenario's niet conform WLO, nulalternatief is soms niet bruikbaar.
Impact Assessment	Sociale, economische en milieu-effecten	Het waarderen van deze effecten en het voorkomen van dubbelstellingen.	Toekomstscenario's soms niet conform WLO.

Er is ook een inhoudelijke reden om de MKBA niet precies te laten aansluiten bij de reeds ontwikkelde maatregelen en opties. Een belangrijke bijdrage van de MKBA kan zijn om nieuwe inzichten op te leveren over aspecten die tot dan toe niet in de besluitvorming zijn betrokken. Dit kan ertoe leiden dat de plannen worden aangepast of heroverwogen. Daartoe is het wenselijk dat de MKBA een breder palet van opties om het probleem op te lossen kan aanboren dan in de besluitvorming tot dan toe is betrokken en waarvoor, bijvoorbeeld, business cases zijn gemaakt.

### 2.3.3 Eindfase

De algemene Leidraad waarschuwt terecht voor het gebruik van MKBAs ter rechtvaardiging van reeds gemaakte beleidskeuzes. Als het beleid al (impliciet of expliciet) is vastgesteld, is een MKBA ter legitimatie van dit beleid onwenselijk. In die situatie zal de objectiviteit van het onderzoek immers zwaar onder druk komen te staan en kan druk op de onderzoekers worden gelegd om bepaalde uitkomsten te faciliteren. De MKBA dient dus vooral te worden ingezet daar waar het instrument geschikt voor is: een objectieve toets vooraf op de identificatie en efficiëntie van maatregelen om een probleem op te lossen en de mogelijkheden voor optimalisatie in beeld te brengen.

Een MKBA kan wel worden ingezet als er twijfels zijn gerezen of de gemaakte beleidskeuze wel de beste keuze is geweest. In dat geval kan de besluitvorming een nieuwe fase ingaan waarbij ook andere alternatieven weer openstaan. In dergelijke gevallen kan een MKBA bouwstenen aandragen die het verdere besluitvormingsproces kunnen faciliteren.

Ook kan de MKBA worden ingezet als instrument voor ex-post beleidsevaluatie. Op die manier kan een MKBA bijdragen aan de rechtvaardiging of bijstellen van het beleid. Zie ook Paragraaf 2.3.4.

### 2.3.4 Speciaal gebruik MKBAs

Zoals eerder vermeld is de voornaamste functie van een MKBA om informatie te geven over de welvaartseffecten (kosten en baten) van een bepaald beleidsbesluit. Daarnaast kan de systematiek van een MKBA ook worden gebruikt om keuzes te maken bij, bijvoorbeeld projectbeoordeling, of om een optimaal tijdspad in te schatten voor invoering van beleid.

#### Gebruik van MKBA bij projectrangschikking

Soms bestaat de behoefte om van een reeks maatregelen vast te stellen welke bij voorkeur wel en welke niet moeten worden uitgevoerd. Dit doet zich bijvoorbeeld voor als de wensen het beschikbare budget overstijgen. In principe is het mogelijk om bij een dergelijke prioritering een MKBA te gebruiken mits alle opties maar volgens dezelfde set van uitgangspunten en methodieken worden berekend (en bij voorkeur in één onderzoek tezamen worden genomen). Op basis van het saldo, en andere criteria, kan dan worden besloten welke projecten wel en niet in aanmerking voor de subsidies komen. In het verleden werd dit bijvoorbeeld gedaan bij de verdeling van de zogeheten FES-gelden (zie bijvoorbeeld CPB, 2009).

#### Gebruik van MKBA bij intertemporele efficiëntie

Een MKBA kan ook uitgevoerd worden om een optimaal tijdspad voor de invoering van beleid vast te stellen waarbij de welvaartswinst het grootst is. Tegen de achtergrond van scenario's waarin klimaat- of luchtkwaliteitsbeleid in de loop van de tijd stringenter wordt, kunnen de baten van bepaalde investeringen eerder of later tegen de kosten opwegen door een uitgestelde fasering/invoering. In de meeste gevallen kan men hierbij een gefaseerde invoering opnemen als één van de te onderzoeken beleidsalternatieven. Dit is in lijn met de MIRT-gedachte van adaptieve beleidsvorming (Ministerie IenM, 2016). Men dient zich hierbij wel bewust te zijn dat de keuze voor uitstel, ofwel een latere invoering, in de praktijk ook kan neerkomen op het heroverwegen van de keuze op een later tijdstip. De keuze voor (1) uitstel dient dan ook altijd te worden vergeleken met (2) de keuze voor niet invoeren en (3) de keuze voor onmiddellijke invoering. Indien (3) tot een positief welvaartssaldo zou leiden dat lager is dan (1), maar hoger dan (2), moet het risico op afstel serieus worden meegenomen in de besluitvorming en kan men op grond van de MKBA niet zondermeer adviseren dat uitstel tot de hoogste welvaartsbaten zou leiden. Een gefaseerde invoering kan op basis van een dergelijke MKBA echter wel worden overwogen.

#### Gebruik van MKBA bij ex-post-evaluaties

Ex-post-evaluaties worden in Nederland regelmatig uitgevoerd waarbij doelbereiking, doeltreffendheid en doelmatigheid van het gevoerde beleid worden onderzocht. In principe kan een MKBA ook gebruikt worden bij de beoordeling van de kosten en baten van beleid achteraf. Dit kan nuttig zijn bij de beleidsverantwoording en om te leren van ervaringen. In dit geval ligt de voornaamste uitdaging in het opstellen van een realistisch nulalternatief zonder het gevoerde beleid. In aanvulling op de gebruikelijke ex-post-evaluatievragen van doelbereiking, doeltreffendheid en doelmatigheid toetst een MKBA ook de legitimiteit van het beleid in het licht van de bijdrage aan de welvaart.



## 2.4 Afwegingskader voor het uitvoeren van een MKBA of varianten

Indien besloten wordt tot het uitvoeren van aanvullend beleidsondersteunend onderzoek, staat niet alleen een MKBA ter beschikking. Er zijn ook andere methodes die relevant kunnen zijn, zoals een Maatschappelijke Kosten-effectiviteitsanalyse, Impact-analyse of een Multicriteria-analyse. In sommige situaties is het gebruik van een MKBA problematisch en voldoet een andere methode beter. In het algemeen verdient het echter de voorkeur om, indien mogelijk, een MKBA uit te voeren. In deze paragraaf worden allereerst enkele andere analysemethoden besproken en wordt vervolgens aangegeven in welke situaties het toepassen van een MKBA problematisch kan zijn en beter gebruik gemaakt kan worden van een andere analysemethode. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de criteria bij het afwegingskader zoals dat bij de Werkwijzer Sociaal Domein (Koopmans et al., 2016) is ontwikkeld en wordt dit toegepast op de meest gebruikte onderzoeksmethoden in het milieubeleid.

### 2.4.1 Belangrijkste soorten alternatieve analysemethoden

Naast de traditionele MKBA staan de onderzoeker of beleidsmedewerker nog een paar andere onderzoeksmethoden ter beschikking. Deze lijken vaak op een MKBA en zullen derhalve voor een deel dezelfde uitgangspunten delen als de MKBA.

Een **indicatieve of kengetallen-MKBA** is minder uitgebreid dan de traditionele MKBA. Bij een MKBA van het milieubeleid spreken we van een kengetallen-MKBA als zowel de effectbepaling als waardering van de milieubaten is uitgevoerd aan de hand van kengetallen verkregen uit andere studies.

Omdat in alle MKBAs in het milieubeleid wel een of meerdere vormen van kengetallen worden gebruikt is het onderscheid tussen een kengetallen-MKBA en een normale MKBA niet altijd helder te maken.

Een indicatieve MKBA is nog meer rudimentair omdat hier met grove aannames en inschattingen wordt gewerkt. Een indicatieve MKBA is alleen bedoeld als vingeroefening bij de beleidsvoorbereiding. Door te werken met grove aannames kunnen soms een groot aandeel beleidsalternatieven met een eerste raming van hun effecten op de welvaart worden beoordeeld. Een nadeel is dat de aannames zelf dan onvoldoende worden onderzocht op waarheidsgetrouwheid.

#### **Reciproke-MKBA**

Bij een aantal effecten zal de onzekerheid zeer groot zijn. Dit is bijvoorbeeld het geval bij nucleaire veiligheid, overstroomingsrisico's of bij de inschatting of de rest van de wereld ook verregaand klimaatbeleid gaat voeren. Indien de beleidsmaatregel primair tot doel heeft om iets aan de effecten te doen, lijkt een MKBA minder voor de hand te liggen omdat kwantificering van deze effecten zeer onzeker is. In dat geval kan echter gewerkt worden met een zogeheten 'reciproke-MKBA' (ook wel 'reverse-MKBA' of 'break-even-MKBA' genoemd).

In een reciproke-MKBA kijkt men bijvoorbeeld wat het risico is op stroomuitval (De Joode et al., 2004). Dit is met name een goed gebruik van MKBA bij het inschatten van de kosten en baten van maatregelen die ingrijpen op rampen. Feit is dat niet de raming van de kosten van de ramp een probleem vormt, maar wel het inschatten van de kans dat die ramp zich voordoet. Door deze kans als frequentie (één keer in de x jaar) uit te drukken krijgt men overzicht in de intuïtieve waarschijnlijkheid dat de baten de kosten zullen dekken.



Uitkomst van een dergelijke MKBA kan bijvoorbeeld zijn dat een watersnoodramp zich elke vier jaar moet voordoen willen de kosten van dijkverzwaring opwegen tegen de baten. Vervolgens wordt de discussie gestructureerd richting de waarschijnlijkheid van deze frequentie.

Een andere toepassing betreft de MKEA van CE Delft en ECN (CE Delft, 2016a) over de maatschappelijke kosten van windenergie in vergelijking met zonnenergie. Hier is bepaald voor welk aantal woningen (en de mogelijke prijsdaling van huizen nabij windparken) windenergie hogere maatschappelijke kosten kent dan zonneparken met dezelfde energieopbrengst. Vervolgens is vastgesteld voor hoeveel procent van de windlocaties in Nederland deze breakeven conditie geldt.

Een **maatschappelijke kosteneffectiviteitsanalyse (MKEA)** biedt deels dezelfde inzichten als een MKBA, maar het verschil is dat het uiteindelijke effect van het beleid (de milieubaten) niet wordt gemonetariseerd. Het effect van het beleid (de milieuwinst) wordt afgezet tegen de kosten om dat effect te realiseren. Bij een MKEA worden alle andere effecten wel monetair gewaardeerd, inclusief de doorwerkende effecten op andere markten. Een MKEA kan nuttig zijn als de doelen van het beleid niet ter discussie staan, bijvoorbeeld doordat deze in internationale verdragen zijn vastgelegd, maar wel de concrete invulling van die beleidsdoelen met instrumenten. Een MKBA biedt echter inzicht in de totale welvaartseffecten van een maatregel of pakket maatregelen.

In sommige gevallen is het niet mogelijk of te kostbaar om alle doorwerkende effecten mee te nemen en zal men alleen willen kijken naar de directe kosten die zijn gemaakt, bestaande uit investerings- en overheidskosten. In dat geval verengt de MKEA tot een **Kosteneffectiviteitsanalyse (KEA)**. In Nederland is in 1998 de Milieukostenmethodiek opgesteld die tot doel had tot uniformering van kosteneffectiviteitsanalyses te komen. De methodiek wordt nog steeds gebruikt door diverse onderzoeksbureaus en de planbureaus. Om maximale aansluiting te verkrijgen met het doel en systematiek van de MKBA dient een KEA dan wel te worden opgesteld aan de hand van *nationale* kosten waarbij de regulerende heffingen en subsidies worden beschouwd als overdrachten (zie ook Hoofdstuk 6).<sup>9</sup>

Een **Multicriteria-analyse (MCA)** is een onderzoeksinstrument dat niet op de welvaartstheorie is geënt, maar op statistische analyse. In een MCA worden kwantitatieve effecten gewogen met gewichten, bijvoorbeeld op basis van expert judgement. Een voordeel is dat alle kwantificeerbare effecten worden meegewogen, ook effecten die niet in geld kunnen worden uitgedrukt. Een nadeel is dat er geen wetenschappelijke methode bestaat waarmee de gewichten objectief kunnen worden vastgesteld. Ook is er geen garantie dat effecten niet dubbel worden meegenomen.

---

<sup>9</sup> De milieukostenmethodiek ging er nog van uit dat de effecten exclusief btw zouden worden berekend. Conform de Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) is het echter aanbevelingswaardig om alle effecten inclusief btw te bepalen. Zie ook Hoofdstuk 5.



Tot slot is ook een **Impact Assessment (IA)** een beslissingsondersteunend analyse-instrument. In een Impact Assessment worden alle effecten van een maatregel gekwantificeerd maar niet allemaal monetair gewaardeerd. Een IA brengt alleen de effecten in beeld zonder deze onderling vergelijkbaar te maken. Het voordeel van deze methode is dat geen (mogelijk subjectieve) weging nodig is. Daar staat echter tegenover dat de effecten niet vergelijkbaar zijn of optelbaar worden gemaakt, waardoor vaak ook geen duidelijkheid ontstaat over de vraag welke beleidsopties als beste uit het onderzoek komen (Romijn en Renes, 2013).

#### 2.4.2 Wanneer kan een ander instrument dan MKBA worden overwogen

Koopmans et al. (2016) beargumenteren dat een gewone (of traditionele) MKBA in veruit de meeste gevallen het juiste afwegingskader vormt voor beleidsbeslissingen. Dat is niet anders in het Sociale Domein dan op milieugebied. Slechts in enkele, hieronder te beschrijven, gevallen kan overwogen worden of het raadzaam is om geen MKBA te gebruiken maar een andere techniek.

##### 1. Het project is erg klein >> overwegingen voor een indicatieve MKBA of KEA

Een MKBA moet in verhouding staan tot de financiële omvang van het project. Het heeft geen zin om bijvoorbeeld een MKBA van € 40.000 uit te voeren als de totale projectinvestering 1 ton bedraagt. In dergelijke gevallen kan wel op tijd en kosten worden bespaard door uit te gaan van hetzij een indicatieve MKBA of een kosteneffectiviteitsanalyse waarbij de kosteneffectiviteit van een paar opties worden berekend. Deze analysemethoden kunnen over het algemeen tegen minder kosten worden uitgevoerd dan een MKBA.

##### 2. Het beleidsdoel staat vast, er moet alleen over de invulling worden besloten >> overwegingen voor een MKEA

In dergelijke gevallen realiseren alle beleidsalternatieven hetzelfde doel omdat dit doel al vaststaat. Het gaat dan bijvoorbeeld om de invulling van een nationaal akkoord rondom de reductie van fosfaatemissies in de landbouw.

In dergelijke gevallen is een MKBA niet noodzakelijk omdat de fosfaatbaten van de diverse beleidsalternatieven niet van elkaar verschillen. Daarom is monetaisering van deze baten in strikte zin niet noodzakelijk om tot een juiste beleidsaanbeveling te komen. Indien de beleidsalternatieven niet van elkaar verschillen in doelbereiking kan men er dus voor kiezen om de effecten op het doel niet monetair te waarderen.<sup>10</sup>

Een aparte situatie ontstaat nog als het beleidsdoel door Europese regelgeving is voorgeschreven, zie hieronder.

##### 3. Het gaat om moeilijk te monetaariseren effecten >> overwegingen voor een MKEA of reciproke-MKBA

In sommige gevallen zijn de totale effecten van een activiteit of het beleid dat daarop gericht is zeer moeilijk te monetaariseren. Te denken valt aan beleid rondom het voorkomen van potentieel milieugevaarlijke stoffen waarbij op dit moment de schadelijkheid (nog) niet voldoende is aangetoond (zie hieronder).

---

<sup>10</sup> Overigens geldt dit alleen als alle maatregelen het doel ook op hetzelfde tijdstip bereiken. Als er een temporeel verschil is in het moment van doelbereiking, volstaat een MKEA niet.



Maar ook als de waardering van mensen voor het voorkomen van de schadelijke invloed onbekend is. Zo is er van een aantal stoffen bekend dat ze hormoonverstorend werken, of dat ze de vruchtbaarheid verminderen, maar is de waardering van deze schadelijke effecten met veel onzekerheid omgeven. In deze gevallen is het moeilijk om een MKBA uit te voeren. Wel kan het mogelijk zijn om maatregelen uit voorzorg (voorkomen of verminderen van blootstelling bijvoorbeeld) monetair te waarderen ten opzichte van de effectiviteit van die maatregel (in welke mate wordt blootstelling voorkomen). In dit geval kan een MKEA of KEA worden opgesteld.

Ook kan gewerkt worden met een zogeheten Reciproke-MKBA (zie ook Paragraaf 2.3.4). Hierbij wordt gekeken hoe hoog de verwachte kans op schade of de kans op een 'worst-case scenario' moet zijn wil de maatregel rendabel worden (vergelijk de afwegingen die gemaakt worden op het gebied van waterveiligheid).

#### **4. Het gaat om zogeheten 'nieuwe risico's' >> overwegingen voor MKEA of MCA**

Nieuwe technologieën, en ook nieuwe toepassingsmogelijkheden van bestaande technologieën, kunnen onzekere risico's met zich meebrengen. De ongewenste effecten van deze zich eventueel voordoende risico's zijn vaak moeilijk of niet in te schatten omdat de noodzakelijke kennis nu nog ontbreekt. Een voorbeeld zijn de vermeende nadelige effecten van bepaalde nanomaterialen waar wel een vermoeden van een negatief gezondheidseffect bestaat maar waar een dergelijk effect nog niet voldoende is aangetoond en waar bovendien onduidelijkheid bestaat in welke hoeveelheden en welke producten deze stoffen precies voorkomen.

Dergelijke situaties worden dus gekenmerkt door grote onzekerheid over eventuele nadelige effecten van de activiteit. Het streven in die situaties is vaak gericht op een verwaarloosbaar risico voor mens en milieu. Daarom wordt het voorzorgsprincipe toegepast. Er zijn meerdere mogelijkheden om te acteren in het geval van voorzorg<sup>11</sup>. Deze kunnen variëren van niets doen, nader onderzoek naar de risico's, inschatten van impact en kosten/baten, informeren zodat betrokkenen keuzevrijheid hebben hoe te handelen, afspraken over verantwoordelijkheden, aansprakelijkheid benoemen, beperken van blootstelling, monitoring en controle, grenswaarden stellen, inpassen in ruimtelijke plannen tot vervangen en/of verbieden.

De baten die maatregelen opleveren voor de gezondheid en milieu kunnen bij dit soort onzekere risico's nog niet goed worden geschat. Hierdoor is het niet goed mogelijk om een gefundeerde kosten/batenafweging te maken. De keuzes die worden gemaakt voor het inzetten van voorzorgsmaatregelen kunnen echter wel gebaseerd worden op een kosten-effectiviteitsanalyse: de kosten van maatregelen of andere acties die worden ondernomen, kunnen worden benoemd, evenals de effectiviteit hiervan (bijvoorbeeld de mate waarin blootstelling is voorkomen). Wat daarbij echter niet kwantitatief is vast te stellen is de voorkomen milieuschade.

---

<sup>11</sup> Mededeling van de Europese Commissie (2000) met betrekking tot voorzorg.



Maatschappelijke baten en kosten bij nieuwe technologieën kunnen trouwens ook ethische aspecten en emoties in de maatschappij betreffen. Ook hierover kan meer of minder onzekerheid bestaan en ook deze aspecten zouden benoemd kunnen worden en meegewogen worden in, bijvoorbeeld, een multicriteria-analyse. Daarmee kunnen de relaties tussen kosten en ethische aspecten in kaart worden gebracht. Een nadeel is wel dat er geen objectieve wetenschappelijke manier bestaat om de gewichten in de multicriteria-analyse vast te stellen.

**5. Het gaat primair om effecten op de ethische discussie >> geen MKBA maar MKEA of andere methoden**

Tot slot is een MKBA ook minder geschikt als het primaire doel van het beleid is ingegeven vanuit allesoverheersende ethische motieven. Het kan hierbij bijvoorbeeld gaan om intergenerationele rechtvaardigheid uitgaande van het rentmeesterprincipe, om het voorkomen van uitsterven van een bepaalde diersoort in Nederland of om het op ethische gronden tegengaan van producten gemaakt met gentechnologie. In dergelijke gevallen kan de politiek bij voorbaat al overwogen tot het volgen van bepaalde beleidsdoelen ongeacht de gevolgen voor de welvaart. Een MKBA kan in dit debat wel de kosten en baten van verschillende beleidsopties berekenen maar kan niet de gevolgen van de beleidsbeslissing op de ethische discussie meenemen. Daarom kan in dergelijke gevallen wellicht beter een MKEA worden uitgevoerd waarbij de kosten en baten van verschillende beleidsopties worden vergeleken. De doelstellingen zelf worden dan niet onderworpen aan een analyse van kosten en baten.

Daarnaast is er een groep economen die vindt dat kosten-batenanalyses niet op onomkeerbare effecten zoals klimaatverandering of natuuringrepen mogen worden toegepast.<sup>12</sup> Kosten-batenanalyses, zoals bij de aanleg van een brug, zijn goed toepasbaar op marginale veranderingen. Systeemveranderingen, zoals bij klimaatverandering, impliceren dat alle prijzen veranderen en dat de onzekerheid enorm toeneemt. Deze onzekerheid kan niet adequaat worden weergegeven in bovengenoemde kosten-batenanalyses.

Tot op zekere hoogte is daar in deze werkwijzer rekening mee gehouden door beleidsvoornemens als uitgangspunt te nemen in het klimaatbeleid in plaats van onzekere klimaatbaten.

**6. Beleid vloeit voort uit Europese regelgeving >> overwegingen voor MKEA of aangepaste MKBA**

Aparte aandacht in het milieubeleid verdient de Europese context. Veel van het Nederlandse milieubeleid vloeit namelijk voort uit Europese regelgeving. Bij beleidsdoelstellingen die rechtstreeks zijn geënt op Europees beleid kan de vraag spelen of een MKBA het beste instrument is. Als het beleidsmatig als onrealistisch of onmogelijk wordt gezien om de Europese wetgeving niet na te komen, kan het meer voor de hand te liggen een MKEA uit te voeren, analoog aan de argumentatie bij het tweede punt hierboven.<sup>13</sup>

Als toch gekozen wordt voor een MKBA, moeten in het nulalternatief de negatieve welvaartseffecten expliciet in kaart worden gebracht van de

---

<sup>12</sup> Zie bijvoorbeeld van den Bergh (2004). Optimal climate policy is a utopia: from quantitative to qualitative cost-benefit analysis, *Ecological Economics* 48: 385- 393.

<sup>13</sup> Richtlijnen bieden vaak beleidsruimte in de uitvoering. Dan is een MKBA wel zinvol om de verschillende beleidsmaatregelen tegen elkaar af te wegen.



breuk met de Europese afspraken. Het kan bijvoorbeeld gaan om Europese boetes of negatieve effecten van andere landen op andere onderhandelingsdossiers (retaliation). Hierbij merken we op dat deze negatieve welvaartseffecten vaak moeilijk te kwantificeren zijn. Zo is onbekend wat de hoogte is van de eventuele boete van het niet nakomen van de hernieuwbare energiedoelstelling (zie bijvoorbeeld CPB, 2013). Daarnaast is het ook niet duidelijk in hoeverre het niet nakomen van Europese afspraken repercussies kan hebben op andere Europese beleidsvelden. In het geval dat er toch een MKBA wordt uitgevoerd moeten deze risico's expliciet in beeld worden gebracht, de conclusies mede vormgeven en als PM-post op de saldo's worden opgenomen.

### 2.4.3 Positie Werkwijzer MKBA ten opzichte van de andere methodieken

De Werkwijzer MKBA en de hier geformuleerde richtlijnen kunnen ook van toepassing zijn op de andere methodieken. Voor Maatschappelijke Kosten-effectiviteitsanalyses (MKEAs) bestaan er geen werkwijzers. Daarom is het nuttig om de MKEA zoveel mogelijk aan te laten sluiten bij de voorschriften uit deze werkwijzer.

Voor kosteneffectiviteitsanalyses bestaat de Milieukostenmethodiek (Ministerie VROM, 1994, 1998). Deze methodiek is enigszins verouderd en bevat ten opzichte van de werkwijzer hier, bijvoorbeeld een andere behandeling van discontovoet en definitie van gedragseffecten. Het verdient aanbeveling om de Milieukostenmethodiek te updaten met de uitgangspunten van deze werkwijzer. Indien dit niet het geval is, dient de onderzoeker helder aan te geven of de uitgangspunten uit deze werkwijzer worden gekozen, of dat de kosteneffectiviteit conform de uitgangspunten uit de Milieukostenmethodiek wordt bepaald.

Voor een Impact-analyse (IA) en de multicriteria-analyse (MCA) verdient het aanbeveling aan te sluiten bij de methoden en voorschriften uit deze werkwijzer, maar bestaat er geen algemeen verplichtend karakter.

## 2.5 Stappenplan

Het stappenplan in een MKBA is vastgesteld in de Algemene Leidraad en omvat alle elementen die in een MKBA typisch aan bod komen. Het stappenplan wordt weergegeven in Figuur 3.





**Figuur 3** Stappenplan MKBA (en de onderverdeling in fases in deze werkwijzer)

Fase 1	1. Probleemanalyse	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Welk knelpunt of welke kans doet zich voor en hoe ontwikkelt deze zich?</li> <li>• Welke beleidsdoelstelling volgt daaruit?</li> <li>• Welke oplossingsrichtingen zijn kansrijk?</li> </ul>
	2. Vaststellen nulalternatief	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Meest waarschijnlijke ontwikkeling zonder beleid</li> <li>• Effect - beleidsalternatief - nulalternatief</li> </ul>
	3. Definitie beleidsalternatieven	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beschrijf de te nemen maatregelen</li> <li>• Rafel pakketten uiteen tot samenstellende onderdelen</li> <li>• Definieer meerdere alternatieven en varianten</li> </ul>
Fase 2	4. Bepalen effecten & baten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificeer effecten</li> <li>• Kwantificeer effecten</li> <li>• Waardeer (monetariseer) effecten</li> </ul>
Fase 3	5. Bepalen kosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Opgeofferde middelen om de oplossing te implementeren</li> <li>• Kosten kunnen eenmalig of periodiek zijn, vast of variabel</li> <li>• Alleen de extra kosten ten opzichte van het nulalternatief</li> </ul>
Fase 4	6. Varianten- en risicoanalyse	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Identificeer de belangrijkste onzekerheden en risico's</li> <li>• Analyseer de gevolgen voor de uitkomsten</li> </ul>
Fase 5	7. Opstellen overzicht kosten & baten	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reken alle kosten en baten naar hetzelfde basisjaar en bepaal het saldo</li> <li>• Breng alle effecten in beeld, ook niet-gekwalficeerde en/of niet-gemonetariseerde</li> </ul>
	8. Resultaten presenteren	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Relevant, toegankelijk en duidelijk</li> <li>• Verantwoorden: transparantie en reproduceerbaarheid</li> <li>• Interpretieren: wat kan de besluitvormer uit de MKBA leren?</li> </ul>

Bron: Romijn en Renes, 2013.

Dit stappenplan vormt de basis voor het uitvoeren van een MKBA in elke werkwijzer. Daarbij kunnen wel specifieke aandachtspunten worden geformuleerd per werkwijzer. In deze Werkwijzer Milieu wordt op de volgende manier invulling gegeven aan deze stappenplannen:

#### **Fase 1**

Stap 1, 2 en 3 uit de Algemene Leidraad als de vormgeving van de MKBA omvattende de probleemanalyse, het nulalternatief, de beleidsalternatieven en de gehanteerde uitgangspunten. Dit wordt in Hoofdstuk 3 behandeld.

#### **Fase 2**

Bepalen en waarderen van de effecten als zijnde Stap 4 uit de Algemene Leidraad, waarbij deze stap is opgeknipt in twee subonderdelen:

2a) het identificeren en kwantificeren van de effecten (Hoofdstuk 4);

2b) het waarderen van de milieu-effecten (Hoofdstuk5).

#### **Fase 3**

Het bepalen van de kosten als zijnde Stap 5 uit de Algemene Leidraad (Hoofdstuk 6).

#### **Fase 4**

Analyse: een gevoeligheids- en varianten analyse waarbij de belangrijkste onzekerheden en mogelijke risico's in kaart worden gebracht en hun invloed op het saldo van de MKBA. Dit komt overeen met Stap 6 uit de Algemene Leidraad (Hoofdstuk 7).

#### **Fase 5**

Het opstellen van het overzicht van kosten en baten en presentatie van de resultaten. Dit wordt beschreven in Hoofdstuk 8 maar omvat geen andere stappen dan in de Algemene Leidraad omschreven in de Stappen 7 en 8.

## **2.6 Aandachtspunten voor de kwaliteit van een MKBA**

Een goede MKBA is een combinatie van ambachtelijke kwaliteit (inhoudelijke eisen) en een goede procesmatige inbedding. Opdrachtgevers en opdrachtnemers zouden beide aspecten in ogenschouw moeten nemen. Hieronder staan globale aandachtspunten bij het vormgeven en beoordelen van een MKBA op kwaliteit, zowel inhoudelijk als procesmatig.

### **2.6.1 Inhoudelijke aandachtspunten**

- De MKBA is conform de voorschriften, richtlijnen en aanbevelingen uit de Algemene Leidraad en de Werkwijzer Milieu uitgevoerd.
- De MKBA is volledig. Alle stappen in het stappenplan zijn gevolgd in de MKBA en alle effecten die kunnen optreden worden benoemd en zoveel mogelijk gekwantificeerd.
- De MKBA is transparant. De rapportage moet zo helder zijn dat de resultaten uit de MKBA, tenminste op hoofdlijnen, kunnen worden nagerekend en gereconstrueerd. In principe moet een ander onderzoeksbureau op basis van de informatie die in de rapportage staat opnieuw de berekeningen kunnen uitvoeren en checken op juistheid en onderlinge consistentie.
- De MKBA bevat een verhandeling van de belangrijkste onzekerheden die kunnen optreden en die van invloed kunnen zijn op het saldo van de MKBA.

### **2.6.2 Procesmatige aandachtspunten**

Een MKBA wordt door externe partijen vaak als een black box gezien. Om de steun voor een MKBA te vergroten en ervoor te zorgen dat de betrokken actoren (stakeholders) de MKBA als een structurerend en afwegend hulpmiddel in het besluitvormingsproces zien, zijn er enkele aandachtspunten die kunnen worden opgenomen bij de vormgeving van een MKBA-uitvraag:

- Transparantie en volledigheid in de rapportage is een eerste vereiste om zo voldoende openheid te creëren die als basis kan dienen voor het draagvlak.
- Daarnaast is het nuttig om een klankbordgroep in te stellen waarbij betrokken actoren in een vroegtijdig stadium bij de MKBA kunnen worden betrokken. Communicatie over de MKBA, over de effecten die erin worden meegenomen en over de gekozen beleidsalternatieven is van belang om begrip en draagvlak voor de MKBA te genereren. Daarbij moet wel duidelijk worden gemaakt in hoeverre de actoren zelf zeggenschap mogen hebben over de resultaten uit een MKBA. Een te grote invloed van stakeholders kan een grote druk leggen op de workflow en onafhankelijkheid van het onderzoeksbureau dat de MKBA uitvoert.



- Ten derde kan ook met een MKBA inzichtelijk worden gemaakt wat de voor- en nadelen voor de diverse stakeholders zijn van de beleidsvarianten. Op die manier kan ook de politiek inzicht krijgen in de eventuele belangen die in het gedrang komen bij de uitvoering van een bepaalde maatregel.
- Tot slot verdient het de aanbeveling om in de MKBA een review op te nemen van een externe onafhankelijke partij die moet beoordelen of de uitgangspunten en berekeningen conform de Algemene Leidraad, de werkwijzers en de meest recente wetenschappelijke inzichten zijn uitgevoerd.  
Een externe review kan daarbij dienen als kwaliteitsborgingsmechanisme en de geloofwaardigheid van de MKBA vergroten.

## 2.7 Doorlopend voorbeeld: milieudruk in de betonketen

Als doorlopend voorbeeld wordt in elk hoofdstuk een stap van een MKBA van maatregelen voor het verlagen van de milieudruk in de betonketen beschreven. Deze voorbeeld-MKBA heeft vooral een illustratief karakter om te laten zien hoe de diverse aanbevelingen en voorschriften van de werkwijzer uitpakken in de praktijk. Specifieke cijfers in deze MKBA zijn fictief en daarom niet bruikbaar in andere studies. Voor realistischere cijfers verwijzen wij naar de rapporten: Milieu-impact van betongebruik in de Nederlandse bouw (CE Delft, 2013) en Update Prioritering handelingsperspectieven verduurzaming betonketen (CE Delft, 2016) waarvan gebruik is gemaakt in dit voorbeeld.



# 3 Fase 1: Vormgeving

## 3.1 Inleiding

De eerste fase in het uitvoeren van een MKBA betreft de eerste drie stappen in het stappenplan: Probleemanalyse (Stap 1), definitie van het nulalternatief (Stap 2) en definitie van de project- en beleidalternatieven (Stap 3). Deze fase definieert de uitgangspunten van de MKBA: op basis van deze uitgangspunten zullen in volgende fases berekeningen worden uitgevoerd.

In Paragraaf 3.2 wordt de probleemanalyse uitgelegd (Stap 1). In Paragraaf 3.3 wordt vervolgens de noodzaak van achtergrondscenario's voor het nul- en projectalternatief geschetst en worden de scenario's uit de WLO geïntroduceerd. Vervolgens wordt in Paragraaf 3.4 inzichtelijk gemaakt hoe het nulalternatief kan worden vormgegeven en in Paragraaf 3.5 wordt ingegaan op de projectalternatieven. Paragraaf 3.6 gaat tenslotte in op de uitgangspunten voor de vormgeving van de MKBA.

### Box 3 Voorschriften en aanbevelingen

Dit hoofdstuk kent de volgende voorschriften en aanbevelingen:

- Het uitvoeren van een probleemanalyse, en vaststellen van nul en project- of beleidalternatieven betreffen voorschriften.
- Ook is het voorschrift om de toekomstige onzekerheid expliciet in beeld te brengen in MKBAs, met een sterke voorkeur voor het gebruik van de WLO-scenario's. Slechts in goed beargumenteerde uitzonderingssituaties kan daarvan worden afgeweken.
- Voorschrift is om een reële, risicogewogen discontovoet van 3% te gebruiken. Voor publieke investeringen met grote vaste kosten (bv. infrastructuur) geldt een discontovoet van 4,5% voor zowel de kosten als de baten.
- De MKBA wordt opgesteld in constante prijzen, waarbij de aanbeveling luidt om een oneindige tijdsperiode te hanteren om de (milieu)effecten op lange termijn goed tot uitdrukking in het welvaartssaldo te laten komen.

## 3.2 Probleemanalyse

De probleemanalyse dient knelpunten te beschrijven en aan te geven hoe de te onderzoeken maatregelen bijdragen aan het verminderen of wegnemen van deze knelpunten (de beleidstheorie). De besluitvorming is gebaat bij een goede probleemanalyse, wat als een noodzakelijke eerste stap kan worden gezien. De probleemanalyse heeft vooral als doel om te waarborgen dat helder inzichtelijk wordt of er een probleem (of een kans is), welke beleidsdoelen hieruit voortvloeien en of de MKBA aansluit op de voorliggende beleidsvraag. In strikte zin is de probleemanalyse vaak geen onderdeel van de MKBA maar wordt die uitgevoerd voorafgaand aan de beslissing om een MKBA uit te voeren.

De Algemene Leidraad zegt over de probleemanalyse het volgende: *'In de probleemanalyse wordt beschreven wat het probleem (knelpunt of kans) is waarvoor een oplossing wordt gezocht, wat de oorzaken zijn en hoe het probleem zich naar verwachting in de toekomst zal ontwikkelen.'*



*Het gaat niet altijd om een probleem; het kan ook gaan om het verzilveren van een kans. Ook is het van belang dat het probleem wordt afgebakend, en dat wordt aangegeven waarom hierbij voor de overheid een rol is weggelegd en welke rol dit zou kunnen zijn. Hiervan afgeleid worden in de probleem-analyse de doelstellingen beschreven van de te ontwikkelen beleidsmaatregelen die bijdragen aan de oplossing van het probleem. Het is daarbij van belang niet al voor te sorteren op een bepaald beleidsinstrument. Dit kan de weg naar bepaalde waardevolle oplossingsrichtingen immers afsluiten. Ten slotte beschrijft de probleemanalyse de randvoorwaarden waarbinnen een probleem moet worden opgelost (bijvoorbeeld Europese regels).’*

*‘Een MKBA geeft niet aan in welke mate het probleem waarvoor de beleidsmaatregel is bedoeld, wordt opgelost. Daarmee ontstaat het risico dat een MKBA technisch prima is maar toch niet aansluit bij de vragen die een rol spelen in het besluitvormingsproces. De probleemanalyse dient ervoor te zorgen dat de MKBA aansluit op het voorliggende beleidsvraagstuk.’*

In de probleemanalyse moet daarom in ieder geval aan bod komen (zie ook hieronder):

- Analyse van hoe het knelpunt (of de kans) zich ontwikkelt onder het nulalternatief. Of populair gezegd: als we ‘niets’ doen of een minimale inspanning leveren.
- Een beschrijving van potentiële maatregelen die het probleem oplossen, rekening houdend met randvoorwaarden en de beleidstheorie<sup>14</sup>.
- Een analyse van de schaal waarop de potentiële effecten kunnen optreden.

Het kan raadzaam zijn om de probleemanalyse door opdrachtgever, opdrachtnemer en eventuele stakeholders uit te voeren om zo een gezamenlijk beeld te krijgen van de problemen en oplossingsrichtingen voor het probleem waarvoor men een MKBA wil uitvoeren. In sommige gevallen kunnen de beleidsmakers (al dan niet tezamen met stakeholders) al een probleemanalyse hebben uitgevoerd en is herhaling hiervan niet nodig, mits de probleemanalyse van voldoende kwaliteit is. Het is dan aan MKBA-opsteller om te checken of dit het geval is en of de kernonderdelen van de probleemanalyse aan bod zijn gekomen.

Bij een probleem hoort een oplossing en zonder oplossing kan er geen MKBA worden uitgevoerd. Soms wordt er vanuit de samenleving een MKBA gevraagd van een maatschappelijke ontwikkeling, waarbij er geen probleem bestaat. Een mogelijk voorbeeld zou zijn *‘de ontwikkeling van werkgelegenheid in de duurzame energiesector tot 2030’*. Dit is geen probleem en kan daarom geen onderwerp zijn van een MKBA. De verwachte ontwikkeling van de werkgelegenheid kan wel met bijvoorbeeld economische modellen worden geschetst. De vraag of voorgesteld beleid, vanuit welvaartsoverwegingen, gelegitimeerd en efficiënt is kan wel met een MKBA worden geanalyseerd.

---

<sup>14</sup> Naast problemen kan een MKBA ook worden uitgevoerd rondom kansen en men kan hier dus ook kijken naar de kansen die potentiële maatregelen bieden.



### 3.2.1 Analyse van knelpunten en kansen

Hierbij moet naar voren komen wat het probleem is op hoofdlijnen en welke doeleinden met een project of beleidsinstrument worden beoogd. Het is evident dat het bij milieuproblemen gaat om niet goed werkende markten (marktfalen), en dat marktwerking niet persé tot de best mogelijke welvaarts-economische uitkomsten zal leiden. De markt is niet in staat om de maatschappelijke kosten van uitstoot van vervuilende stoffen volledig te laten doorklinken in de prijs van producten en diensten. Milieuproblemen leiden in afwezigheid van beleid tot afwenteling op derden/de maatschappij.

Uitgaande van dit marktfalen, kan inzichtelijk worden gemaakt wat de gevolgen zijn voor milieu en gezondheid zijn door te redeneren welke effecten op endpointniveau (schade aan gezondheid, ecosystemen, gebouwen en materialen, grondstoffen en welbevinden) worden veroorzaakt. Hierbij kan gebruik worden gemaakt van het overzicht in relaties tussen mid- en endpoints dat in Hoofdstuk 5 van deze werkwijzer aan bod komt.

Bij de analyse van knelpunten en problemen komt ook de vraag naar voren of overheidsingrijpen gerechtvaardigd is. Dit betreft een toets op *economische legitimiteit* van het overheidsingrijpen: is het te verwachten dat overheidsingrijpen het probleem op kan lossen? Een juridisch-bestuurlijke toets (is deze overheid wel gemachtigd om dit beleid uit te voeren?) kan eventueel aanvullend worden uitgevoerd, maar is strikt genomen niet noodzakelijk.

Overigens: in economische termen is het laten liggen van een kans ook gewoon een probleem als markt of overheidsfalen het niet grijpen van die kans belemmert.

### 3.2.2 Een beschrijving van potentiële maatregelen die het probleem oplossen

Hierbij moet duidelijk worden welke doeleinden met een project of beleid worden beoogd. Belangrijke vragen hierbij zijn:

- Is het beoogde beleid of project het enige instrument om knelpunten op te lossen of om kansen te benutten? Of zijn er andere instrumenten of projecten die het probleem ook kunnen oplossen?
- Wat is de rol van de private en de publieke sector? De taakverdeling tussen de private en de publieke sector hangt nauw samen met de aard van het beoogde beleid of project. De overheid kan het project zelf ter hand nemen, maar kan zich ook (een combinatie van) andere rollen aanmeten: randvoorwaardelijk, (bijvoorbeeld in het kader van de ruimtelijke ordening, zoals bestemmingsplannen voor windenergie), coördinerend (partijen bij elkaar brengen, zoals initiatiefnemers en omwonenden bij windenergie) of financieel (bijvoorbeeld het verstrekken van SDE+ subsidies voor windenergie). Op deze manier kan de MKBA-opsteller scherp krijgen welke alternatieven niet door private partijen zelf opgepakt worden.

### 3.2.3 Een beschrijving van de schaal van potentiële effecten

Een MKBA vat de welvaartsgevolgen van een maatregel samen voor alle individuen in een samenleving. Maar, wie hoort wel bij de samenleving en wie niet? De Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) stelt dat bij de bepaling van de afbakening de volgende drie vragen van belang zijn:

- Wie besluit over een maatregel (overheidsniveau)?
- Wie betaalt de maatregel (overheidsniveau)?
- Wie ondervindt de effecten van de maatregel (individuen)?



De systeemgrenzen van de MKBA dienen idealiter zo te zijn afgebakend dat de actoren die besluiten, betalen en de effecten ondervinden binnen dezelfde samenleving vallen. In een MKBA op nationaal niveau wordt dus gekeken naar de welvaart van alle inwoners van Nederland. Dit is geen principiële keuze, maar voor milieubeleid van de Rijksoverheid wel de meest voor de hand liggende.

Soms komt er de vraag van een gemeente of provincie om de schaal te beperken tot hun gemeente en provincie. Terwijl dat begrijpelijk is omwille van de herkenbaarheid, dient de uitvoerder van de MKBA daar voorzichtig mee om te gaan. In de meeste gevallen vindt namelijk de financiering van de milieumaatregel niet op regionaal niveau plaats. Als de maatregel medegefinancierd wordt door het Rijk, is dat een reden om na te gaan of de maatregel voor Nederland als geheel welvaartsverhogend is en vraagt dus om een MKBA op nationaal niveau. Het volgende voorbeeld illustreert dit.

### **Voorbeelden reikwijdte**

Een Nederlandse gemeente besluit over een windmolenpark door deze op te nemen in haar bestemmingsplan, waarbij een nationale subsidie (SDE+ subsidie) wordt aangewend om de onrendabele top van de investering te overbruggen. De MKBA zal op zijn minst ook in moeten gaan op de vraag of het project op nationaal niveau (dus inclusief de financiering van de SDE+ via de ODE-opslag op de elektriciteitsprijs) welvaartsverhogend is, naast de regionale schaal.

Bij milieumaatregelen, zoals afvalinzameling, die worden gefinancierd door inwoners uit de gemeente en die alleen effecten hebben op diezelfde inwoners, kan inzoomen op het gemeentelijke schaalniveau wel geëigend zijn.

### **Grensoverschrijdende effecten meenemen?**

Een aantal milieu-effecten zijn grensoverschrijdend. Dit is vooral zo bij klimaatverandering, maar in mindere mate ook bij grensoverschrijdende luchtverontreiniging, zoals emissies van SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>2,5</sub> en NMVOS. Deze emissies geven onder meer effecten op de menselijke gezondheid en een deel van de effecten treden op buiten de landsgrenzen.<sup>15</sup> Er is hier in feite sprake van een 'prisoners dilemma', met uitzondering van klimaat waarin binnen de WLO-scenario's coördinatie van klimaatbeleid plaatsvindt. Als alle Europese landen alleen maar de gezondheid van hun eigen inwoners zouden waarderen in nationale MKBAs zouden er veel minder maatregelen worden genomen om de uitstoot te beperken dan wanneer er een Europese MKBA van alle landen tezamen wordt uitgevoerd.

Een eerste oplossing voor dit probleem kan worden gevonden door in dit geval inderdaad de Europese schaal te nemen in de uitvoering van de MKBA. Een tweede oplossing is om de gezondheidsschade die buiten Nederland optreedt te waarderen *alsof* die in Nederland zou optreden.<sup>16</sup>

---

<sup>15</sup> Hoe groot dit deel is hangt af van onder meer de plaats van uitstoot, de atmosferische condities (temperatuur, wind, zon), de hoogte van de uitstoot en de aanwezige achtergrondconcentraties van emittenten. Over het algemeen is het zo dat emissies uit schoorstenen meer verwaaien dan verkeersemissies.

<sup>16</sup> Daarbij is het ook zo dat de sociale welvaartsfunctie een waardering kan bevatten voor de effecten van Nederlandse emissies op andere Europeanen.



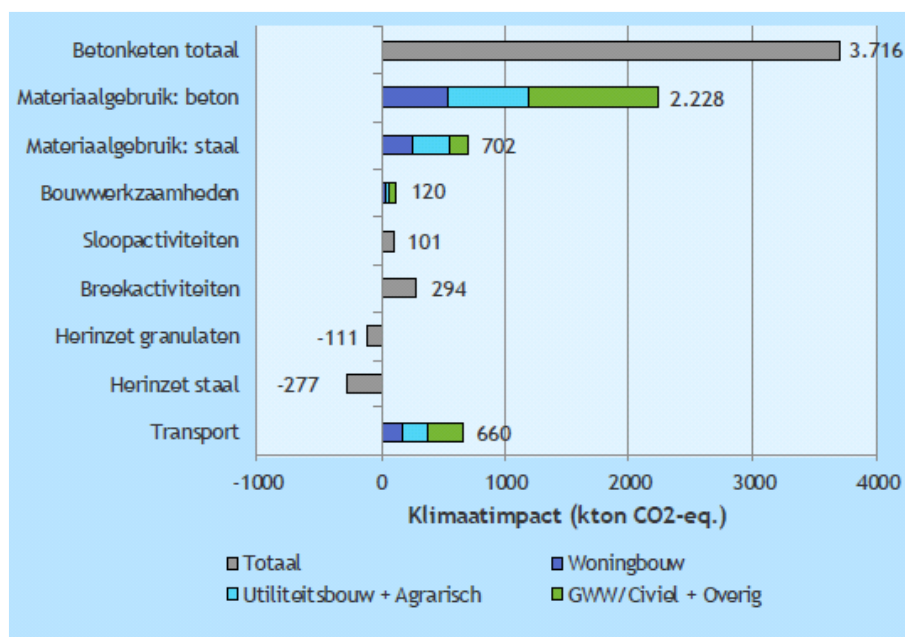
Dit garandeert dat de MKBA tot efficiënte uitkomsten leidt ongeacht de schaal van de analyse. Een dergelijk uitgangspunt is ook gekozen in de laatste MKBAs van het Europese verzuringsbeleid (CE Delft en Ecorys, 2008; PBL, 2012).<sup>17</sup>

### 3.2.4 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen.*

Toepassing van beton draagt bij aan klimaatverandering en heeft ook negatieve gevolgen op onder meer gezondheid en ecosystemen via onder meer de uitstoot van stikstof. De uitstoot gerelateerd aan betongebruik bedroeg in 2010 zo'n 1,7% van de totale uitstoot van broeikasgassen in Nederland. Uitstoot vindt onder andere plaats door energiegebruik en ontleding van kalksteen (decarbonisatie) bij de productie van cement (een belangrijk bestandsdeel van beton). Ook het transport van beton en het gebruik van wapeningsstaal hebben een significant aandeel in de totale uitstoot in de keten (zie Figuur 3). Daarnaast leidt de productie van beton tot emissies van onder meer NO<sub>x</sub> en PM<sub>2,5</sub>. Ook kan het leiden tot de uitputting van grondstoffen. De effecten hiervan zullen, zonder overheidsingrijpen, worden afgewenteld op de maatschappij. Het verduurzamen van de betonketen kan een belangrijke bijdrage leveren aan de Nederlandse klimaatdoelstellingen en heeft positieve milieu-effecten. Ook kan het bijdragen aan een transitie richting een meer circulaire economie.

**Figuur 4** Klimaatimpact van de betonketen, Nederlandse bouw 2010



Bron: CE Delft, 2016b.

<sup>17</sup> In de praktijk zou het ook zeer moeilijk zijn om de precieze effecten van Nederlandse emissies te bepalen op ingezetenen in Nederland. De schadelijkheid van de emissies van, bijvoorbeeld, NO<sub>x</sub> hangt mede af van de aanwezige NH<sub>3</sub> (voor fijnstofvorming) en NMVOS (voor smogvorming). De schadelijke effecten van de emissies van NO<sub>x</sub> door Nederlandse ingezetenen op Nederlandse ingezetenen hangen daarmee dus ook samen in hoeverre de in de lucht aanwezige concentraties van NH<sub>3</sub> en NMVOS door Nederlanders zijn veroorzaakt. In de praktijk wordt het dus erg moeilijk om de precieze bijdrage van Nederlandse emissies op de schadelijkheid voor Nederlandse ingezetenen te bepalen (zie ook CE Delft, 2017).



Verduurzaming van de betonsector draagt dus bij aan de Nederlandse beleidsdoelstellingen. Dit impliceert dat de schaal van de analyse Nederland is. Om de milieu-effecten van het betongebruik te verminderen, zijn verschillende oplossingsrichtingen mogelijk. Maatregelen kunnen gericht zijn op verandering van de betonsamenstelling, meer recycling van beton, andere wapeningsmethoden, aanpassen van het bouwproces, langere levensduur, etc. Er zijn meer dan 70 verschillende concrete maatregelen geïdentificeerd om de betonketen te verduurzamen (CE Delft, 2016b). Deze maatregelen zullen door private partijen moeten worden genomen. Beleidsinstrumenten kunnen deze bedrijven in de betonketen de juiste prikkels geven om maatregelen te nemen. Zonder overheidsingrijpen zullen bedrijven minder prikkels hebben om deze maatregelen te nemen en zal de betongereleerde milieu-impact in de komende decennia minder snel afnemen.

### 3.3 Gebruik van scenario's in een MKBA

Een MKBA wordt meestal uitgevoerd voor maatregelen met kosten en baten die tot ver in de toekomst reiken. De toekomst is inherent onzeker. Daarom is het voorschrift om in een MKBA deze onzekerheid expliciet in kaart te brengen, bij voorkeur met behulp van de WLO-scenario's Hoog en Laag.

In een MKBA is de bepaling van de autonome ontwikkelingen een belangrijke stap in de analyse. Dit zijn ontwikkelingen die zowel optreden in het nulalternatief als de projectalternatieven en los staan van de te onderzoeken maatregelen. Op basis hiervan kan de relatieve bijdrage van de te onderzoeken maatregel worden bepaald, gegeven de autonome ontwikkelingen. Een voorbeeld van dergelijke autonome ontwikkelingen zijn de groei van de bevolking of de ontwikkeling van de energieprijzen: deze zullen in de meeste gevallen niet beïnvloed worden door de te onderzoeken maatregel. Om een goede inschatting te maken van deze exogene ontwikkelingen wordt er gebruik gemaakt van scenario's.

Eind 2015 zijn de nieuwe Welvaart en Leefomgeving (WLO)-scenario's van PBL en CPB verschenen. Deze scenario's geven trends weer in de toekomstige ontwikkeling en onzekerheden die daarmee gepaard gaan. De WLO-scenario's bieden inzicht in toekomstige knelpunten en kansen en vormen zo een kader om na te denken over (toekomstig) beleid (CPB/PBL, 2015).

In de WLO-scenario's worden twee referentiescenario's voor de toekomst ontwikkeld met als uitdrukkelijk doel om deze te gebruiken in MKBAs. Het gebruik van deze scenario's heeft als voordeel dat de kwaliteit is geborgd door uitvoerige analyses, er doorgaans relatief weinig discussie ontstaat over deze scenario's, de MKBA consistent is met andere beleidsanalyses en het gebruik van bestaande scenario's minder werk met zich meebrengt voor de MKBA-opsteller (Koopmans et al., 2016). Een ander voordeel is dat er zo voor de beleidsmaker een uniforme basis ontstaat van waaruit projecten beoordeeld kunnen worden op hun bijdrage aan de welvaart. Daarbij moet worden opgemerkt dat het gebruik van de WLO-scenario's wenselijk is en wordt aanbevolen maar niet in alle gevallen verplicht. De MKBA-opsteller kan beargumenteerd afwijken van de WLO-scenario's. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn indien de WLO-scenario's te weinig specifiek ingaan op bepaalde aspecten, zoals de ontwikkeling van het afvalaanbod. Wel wordt in dergelijke gevallen aanbevolen om aansluiting te zoeken bij de WLO-scenario's met aanvullende analyses. In Bijlage B wordt daar nader op ingegaan.



Omdat de welvaartseffecten kunnen verschillen bij beide scenario's, dienen de MKBA uitkomsten standaard te worden gepresenteerd in minimaal de volgende twee varianten:

1. Welvaartseffecten in beleidsalternatieven (WLO-scenario Laag) ten opzichte van nulalternatief (WLO-scenario Laag).
2. Welvaartseffecten in beleidsalternatieven (WLO-scenario Hoog) ten opzichte van nulalternatief (WLO-scenario Hoog).

In het eerste geval worden dus alle prijzen en volumes uit het WLO-scenario Laag gebruikt in zowel het nul- als projectalternatief. In het tweede geval worden alle prijzen en volumes uit Hoog gebruikt voor zowel het nul- als projectalternatief. Het is uitdrukkelijk niet de bedoeling om de twee scenario's te vermengen, door:

- een gemiddelde van beide scenario's te nemen als 'centrale waarde';
- in het nul- en projectalternatief gebruik te maken van een verschillend scenario (bv. Laag in nul en Hoog in projectalternatief).

Daarnaast dient er in het geval van een MKBA met belangrijke (te verwachten) effecten op broeikasgasemissies tevens een aanvullende onzekerheidsverkenning (gevoeligheidsanalyse) plaats te vinden op het Hoog-scenario waarbij voor de CO<sub>2</sub>-prijzen niet gebruik wordt gemaakt van de prijzen uit dat scenario, maar met de prijzen uit de 2°C-onzekerheidsverkenning.

De WLO-scenario's worden gebruikt voor de ontwikkeling van hoeveelheden (bijv. elektriciteitsvraag) en prijzen (bv. gasprijzen). Een belangrijk discussiepunt in de praktijk kan zijn in hoeverre de geschetste WLO-scenario's als *realistisch* worden gezien. De afgelopen twee jaar zijn, bijvoorbeeld, de prijzen van elektriciteit flink gedaald terwijl in de WLO een *stijging* van de elektriciteitsprijzen is voorzien. Daarbij dient men voor ogen te houden dat de WLO-scenario's bedoeld zijn om de lange termijnontwikkelingen weer te geven met twee zichtjaren: 2030 en 2050. De huidige daling van elektriciteitsprijzen door terugvallende vraag en overaanbod van productiecapaciteit hoeft daarom geenszins een eeuwigdurend fenomeen te zijn.

In de WLO-scenario's worden ook daadwerkelijke waarden gegeven in 2010, 2013 of 2015. Deze kunnen flink afwijken van de waarden die anno 2017 worden gerealiseerd, bijvoorbeeld rondom elektriciteitsprijzen. De aanbeveling (zie ook Bijlage B.3) luidt om uit te gaan van de huidige waarde en deze te laten ingroeien (met constante groeivoeten) naar de niveaus die de WLO rapporteert voor 2030. Hiermee wordt enerzijds recht gedaan aan de actuele markt-situatie op de korte termijn en anderzijds de WLO-scenario's voor de lange termijn.

Voor maatregelen gericht op productie van elektriciteit moeten de zogeheten 'efficiënte prijzen voor elektriciteit' worden gebruikt (zie CPB/PBL, 2016). Dit komt omdat deze prijzen uitgaan van een preventiekostenbenadering waarin de schaduw prijzen van meerdere beleidsinstrumenten verwerkt zijn. Dit wordt in Paragraaf 5.3 nader toegelicht.

### 3.4 Opstellen van het nulalternatief

Effecten in een MKBA zijn te definiëren als de verschillen tussen een projectalternatief en het nulalternatief. Voor het meten van deze effecten in latere stappen is daarom het nulalternatief even bepalend als een projectalternatief. Het nulalternatief omschrijft de meest waarschijnlijke ontwikkeling in afwezigheid van het project. Het nulalternatief is dus niet gelijk aan 'niets doen'. Het nulalternatief moet daarom bij voorkeur altijd worden ingevuld aan de hand van scenario's. Zoals in Paragraaf 3.3 uitgelegd vormen de WLO-scenario's in de meeste gevallen geschikte uitgangspunten om te hanteren in de MKBA.

Bij de invulling van het nulalternatief wordt zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de informatie die beschikbaar is in de WLO-scenario's Laag en Hoog (zie Paragraaf 3.3). Er worden in Stap 2 dus twee nulalternatieven ontwikkeld:

1. Volgens scenario Laag.
2. Volgens scenario Hoog.

De concrete invulling van de scenario's Laag en Hoog op het gebied van milieu en energie zijn hierboven in Paragraaf 3.3 beschreven en in meer detail in Bijlage B uitgewerkt.

Het nulalternatief geeft een concrete en kwantitatieve invulling van de in Stap 1 omschreven probleemanalyse waarin beredeneerd wordt welke knelpunten ontstaan als het probleem niet wordt opgelost. Idealiter bevat het nulalternatief dus een kwantitatieve onderbouwing van de probleemanalyse gebruik makend van de omgevingsscenario's.

### 3.4.1 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen.*

Bij de verduurzaming van de betonketen is het voor het nulalternatief van belang om in te schatten hoe de vraag naar beton zich ontwikkelt. Deze vraag hangt sterk af van demografische en economische ontwikkelingen. Hiervoor maken we gebruik van de scenario's Hoog en Laag uit de WLO-studie. Specifieke gegevens over de vraag naar beton ontbreken echter in deze scenario's. Daarom maken we een inschatting op basis van informatie die wel beschikbaar is.

We maken gebruik van de bedrijfstakontwikkeling van de bouw uit de WLO-studie om de vraag naar beton te schatten. Uit tabel 2.3 van het achtergronddocument Macro-economie (CPB en PBL, 2015) blijkt dat de toegevoegde waarde in de bouw tot en met 2030 in WLO Hoog jaarlijks met 1,2% stijgt; na 2030 zwakt deze stijging af naar 0,9% per jaar. In WLO Laag blijft de toegevoegde waarde tot en met 2030 constant. Hierna neemt hij jaarlijks met 0,3% af.

Bij de maatregelen om beton te verduurzamen gaat het om betonproducten in de Grond-, Water- en Wegenbouwsector (GWW-sector) en de vraag naar beton in woningen in de laagbouw (zie beschrijving projectalternatieven Paragraaf 3.5):

- Informatie over de huidige vraag naar betonproducten in de GWW-sector is te vinden in CE Delft (2016). We maken gebruik van de bedrijfstakontwikkeling uit de WLO-studie om de toekomstige vraag in te schatten. In WLO Hoog leidt dit tot een gemiddelde jaarlijkse vraag van 3,43 miljoen m<sup>3</sup> aan betonproducten. In WLO Laag gaat dit om 2,86 miljoen m<sup>3</sup> per jaar aan betonproducten.
- Ook informatie over de huidige vraag naar beton in de laagbouw is weergegeven in CE Delft (2016). Voor de toekomstige ontwikkeling van de betonvraag in de woningbouw baseren we ons ook op de groei van het aantal huishoudens (zie tabel 3.3 van de WLO-studie). De woningbehoefte van een deel van de huishoudensgroei zal via nieuwbouw worden gerealiseerd. De gemiddelde jaarlijkse vraag naar laagbouw nieuwbouwwoningen bedraagt gemiddeld 20.000 in WLO Laag en 40.000 in WLO Hoog.

We veronderstellen geen autonome technologische ontwikkeling. Dit betekent onder meer dat de cement- en betonvraag per woning gelijk blijven in het nulalternatief en niet veranderen over de tijd.



### 3.5 Beschrijving van de beleidsalternatieven

Op basis van de oplossingsrichtingen geschetst in de probleemanalyse (Stap 1) worden concrete projectalternatieven (investeringen) of beleidsalternatieven (maatregelen, instrumenten) bepaald die in de MKBA worden vergeleken. In het volgende spreken we van ‘beleidsalternatief’, ook in situaties waarin er feitelijk sprake is van ‘projectalternatieven’.

De beleidsalternatieven worden geschetst op basis van de probleemanalyse en de oplossingsrichtingen die in Stap 1 aan bod zijn gekomen (zie Paragraaf 3.2.1). Net als bij het nulalternatief, wordt het beleidsalternatief beschreven voor twee uitwerkingen, namelijk WLO Laag en WLO Hoog.

De Algemene Leidraad schrijft voor dat beleidsalternatieven doelgericht, ondeelbaar, technisch en juridisch uitvoerbaar zijn en economisch haalbaar. Hieronder werken we deze eisen verder uit waarbij we de voorschriften uit de Algemene Leidraad toepassen op milieuvraagstukken.

#### 3.5.1 Doelgericht

In de fase van de probleemanalyse worden voor het beleidsvraagstuk (knelpunt of kans) oplossingsrichtingen geformuleerd. Op basis van deze oplossingsrichtingen worden concrete beleidsalternatieven bepaald waarmee in de MKBA zal worden gewerkt. Zoals in Paragraaf 2.3 gesteld, kunnen de beleidsalternatieven betrekking hebben op drie soorten ‘oplossingen’:

1. **Investeringen:** zoals projecten de aanleg van een warmtenetwerk of het opzetten van een systeem van gescheiden inzameling.
2. **Beleidsinstrumenten,** die randvoorwaarden, prikkels of restricties voor actoren veranderen. Het gaat bijvoorbeeld om de verbrandings- of stortbelasting.
3. **Verkenning van beleidsopties,** zoals normen voor luchtverontreiniging of een Structuurvisie voor ruimtelijke inpassing van investeringen met een milieu- en ruimtelijke impact<sup>18</sup>.

De oplossingsrichtingen worden in alle drie de gevallen zo precies mogelijk omschreven en dienen aan te sluiten bij het probleem of kans. De nauwkeurigheid waarmee de alternatieven beschreven worden varieert echter van concreet uitgewerkt (Oplossing 1) tot globaal omschreven (Oplossing 3). Bij Oplossing 3 zal ook een (eerste) uitwerking opgenomen moeten worden van een mogelijke instrumentatie: worden luchtkwaliteitsnormen via handhaving afgedwongen of worden deze door marktconforme instrumenten gerealiseerd, vanwege verschillende doorwerkingen op de kosten van te treffen luchtmaatregelen. Deze aannames dienen in de beschrijving van beleidsopties (Oplossing 3) expliciet te worden gemaakt.

Bij investeringen (Oplossing 1) zal aangegeven moeten worden wie deze investeringen voor zijn rekening neemt: marktpartijen of de overheid zelf. Bij energie-infrastructuur, zoals warmtenetten elektriciteitsnetten, wordt een deel van de investeringen gedaan door netwerkbedrijven die in handen zijn van de overheid. Dit heeft tevens gevolgen voor de te hanteren discontovoet (zie Paragraaf 3.6.1).

In de meeste gevallen zal de uitwerking van het beleidsalternatief echter in de tweede categorie liggen: de beleidsinstrumenten die worden ingezet ten

---

<sup>18</sup> Een dergelijke verkennende MKBA zou altijd gevolgd moeten worden door een meer uitgebreide MKBA waarin een invulling wordt gegeven aan de concrete beleidsinstrumenten die nodig zouden zijn om de doelstellingen te halen (zie ook Hoofdstuk 2).



behoefte van de oplossing van het geconstateerde probleem. Daarbij verdient het de aanbeveling om uit te gaan van meerdere varianten, waarbij bijvoorbeeld, de tijdshorizon van het beleid, de datum van inwerkingtreding, fasering, flexibiliteit (manieren om het beleid tussentijds aan te passen) kunnen worden gevarieerd tussen de varianten.

### **3.5.2 Ondeelbaar**

In een MKBA kunnen meerdere beleidsalternatieven naast elkaar worden opgesteld. Daarbij verdient het de aanbeveling om niet met ‘pakketten van maatregelen’ te werken, maar elke maatregel afzonderlijk als beleidsalternatief mee te nemen in de MKBA. Dit wordt gegarandeerd door te bestuderen of het beleidsalternatief ‘ondeelbaar’ is. Indien het beleidsalternatief in kleinere pakketten kan worden opgeknipt, verdient het de aanbeveling om meerdere beleidsalternatieven op te stellen.

Er kunnen in een MKBA synergie-effecten optreden tussen beleidsalternatieven. Hierdoor kan het nuttig zijn om naast een MKBA van individuele maatregelen ook een MKBA van het gehele pakket uit te voeren. In dergelijke gevallen wordt er, naast de ondeelbare beleidsalternatieven, ook een alternatief opgesteld dat het gehele pakket omvat. In de analyse van effecten zal dan ook onderbouwd moeten worden waarom de gecombineerde inzet van alternatieven tot een groter effect leidt dan de optelsom van afzonderlijke alternatieven.

### **3.5.3 Technisch en juridisch haalbaar**

De technische en juridische haalbaarheid zijn op te vatten als randvoorwaarden waaraan een beleidsalternatief moet voldoen. De Algemene Leidraad stelt dat de technische en juridische haalbaarheid door externe deskundigen kan worden getoetst. De MKBA-opsteller moet vervolgens wel de plausibiliteit van een dergelijke beoordeling controleren.

Hierbij moet ook worden gekeken naar de randvoorwaarden waarbinnen het milieuprobleem moet worden opgelost. Bij veel milieubeleid is vooral de Europese context belangrijk. Een groot deel van het Nederlandse milieubeleid vloeit namelijk voort uit Europese regelgeving, zoals de Renewable Energy Directive (hernieuwbare energie), Richtlijn industriële emissies (voormalige IPPC), EU ETS (klimaatbeleid), Waste Framework Directive (afvalbeleid), etc. De oplossingsrichtingen moeten daarom in lijn zijn met de Europese milieuwetgeving. Zoals besproken in Paragraaf 2.4, moet binnen deze context ook de afweging worden gemaakt of een MKBA of een MKEA wordt uitgevoerd. Dit is vooral van belang bij juridisch bindende afspraken, zoals de hernieuwbare energiedoelstelling waarvan moeilijk kan worden afgeweken. In dergelijke gevallen ligt een MKEA meer voor de hand.

### **3.5.4 Economisch haalbaar**

Bij de formulering van de beleidsalternatieven moet ook worden gekeken naar de economische haalbaarheid. Dat wil zeggen dat het beleidsalternatief in de ogen van de MKBA-opsteller op economische gronden enige kans van slagen moet hebben. Oplossingen kunnen bijvoorbeeld zo kostbaar zijn dat zij de financiële spankracht van de overheid te boven gaat en daardoor niet uitvoerbaar zijn. Op basis van een ex ante inschatting van de baten van een project kan besloten worden om bepaalde beleidsalternatieven aan te passen of te vervangen voor beleidsalternatieven waarvan a priori beredeneerd kan worden dat deze tot hogere baten leiden.

### **3.5.5 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen**



*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In de vorige stap hebben we het nulalternatief opgesteld. Nu gaan we verder met de beleidsalternatieven.*

Alhoewel veel verschillende maatregelen mogelijk zijn hebben we ons in deze werkwijzer (omwille van het voorbeeld) beperkt tot twee beleidsalternatieven:

1. Het optimaliseren van de hoogwaardigheid (korrelpakking) van niet-constructieve betonproducten in de GWW-sector. Hierdoor hoeft minder cement te worden toegepast in het beton, het bestandsdeel met de grootste milieu-impact.
2. Het aanpassen van de planning in de woningbouw. Door het beton langer de tijd te geven om uit te harden, kan ook minder cement of ander worden toegepast. Door bouwactiviteiten anders te in te plannen zal deze maatregel niet ten koste gaan van de doorlooptijd.

Net als bij de nulalternatieven worden de effecten van de beleidsalternatieven beschreven voor de omgevingsscenario's Hoog en Laag.

In dit voorbeeld vergelijken we de kosten en effecten van bovenstaande maatregelen. We specificeren niet welke beleidsinstrumenten worden ingezet om de maatregelen te realiseren, maar verkennen de globale effecten van mogelijk beleid op de welvaart. Deze maatregelen kunnen leiden tot extra kosten voor private bedrijven. Dit kunnen in de praktijk financiële, juridische of communicatieve instrumenten zijn (of een mix ervan). Voorbeelden van instrumenten zijn het opnemen van maatregelen in de Regeling Groenprojecten waarmee ondernemers rentevoordelen krijgen voor een investering, een verplichting voor duurzaam beton via duurzaam inkopen, een belasting op vervuiling, een subsidie om mitigerende maatregelen te bekostigen, of een convenant met de bouwsector. Inmiddels zijn er sectorbrede onderhandelingen gaande over een te sluiten betonakkoord, waarin afspraken worden gemaakt over (beleids-)instrumenten voor de verduurzaming van de keten.

**Figuur 5** Voorbeelden van plaatsen waar verduurzaming in de betonketen mogelijk is



## 3.6 Uitgangspunten

Belangrijke uitgangspunten voor de MKBA in het milieubeleid zijn het gebruik van de discontovoet, het gehanteerde prijspeil en de gehanteerde tijdsperiode. Hier geven wij richtlijnen hoe deze behandeld moeten worden in MKBAs van milieubeleid.

### 3.6.1 Discontovoet

In 2015 heeft de door het kabinet ingestelde Werkgroep Discontovoet een advies opgesteld over de hoogte van de discontovoet (Werkgroep Discontovoet, 2015). Het kabinet heeft de aanbevelingen van de werkgroep verplicht gesteld (Financiën, 2015) voor gebruik in MKBAs ten behoeve van een evaluatie van het overheidsbeleid. De werkgroep komt tot de conclusie dat de risicovrije discontovoet op 0% kan worden gesteld, en hanteert een standaard risico-opslag van 3% voor gebruik in een MKBA. Dit impliceert dat voor de meeste projecten er in een MKBA wordt gewerkt met een reële risicogewogen discontovoet van 3%. Deze discontovoet wordt voorgeschreven voor de kosten en de baten voor zowel de korte als de langere termijn (over de generaties heen).

#### Publieke investeringen/infrastructuur

Op deze algemene regel zijn enkele uitzonderingen geformuleerd (onderwijs en infrastructuur). De Werkgroep adviseert een hogere discontovoet van 4,5% voor publieke investeringen met hoge vaste kosten, zoals infrastructuur. Het kan hierbij gaan om de investeringskosten aan het begin van een project (sunk costs), maar ook om vaste kosten tijdens de looptijd, zoals vaste exploitatiekosten en vaste onderhoudskosten. Dat zijn de kosten van het in stand houden van een investering, ongeacht het gebruik. Vaste kosten maken de netto baten van een project gevoeliger voor fluctuaties in het gebruik en daardoor meer risicovol in economische termen, vandaar de hogere discontovoet.

Van hoge vaste kosten is sprake bij investeringen in (verduurzaming van) netwerksectoren, zoals energienetten. Daarbij kan gedacht worden aan warmtenetwerken.

De hogere discontovoet geldt in deze gevallen voor zowel de kosten als voor de baten. Ook geldt dit voor de baten van het gebruik van energie-infrastructuur in de vorm van CO<sub>2</sub>-baten en energiebesparingsbaten.

#### Milieu, natuur en klimaat

Voor de verdiscontering van niet-substitueerbare natuur (geoperationaliseerd als bijvoorbeeld ecosysteemdiensten, biodiversiteit en landschap) adviseert de werkgroep de standaarddiscontovoet, waarbij in principe rekening gehouden wordt met een reële prijsstijging voor natuur van 1%. De effectieve disconteringsvoet is dus 2%. Natuur dient echter te worden verdisconteerd met de standaardvoet en zonder prijsstijging indien kan worden aangetoond dat deze natuur substitueerbaar is. Het PBL zal de komende jaren onderzoek initiëren naar de substitueerbaarheid van verschillende typen natuur.

Voor projecteffecten die onomkeerbare gevolgen hebben (op gezondheid of natuur) wordt **geen** aparte discontovoet gehanteerd. Bij eerdere adviezen werd wel een lagere risico-opslag op de discontovoet voorgeschreven voor onomkeerbare effecten. In het huidige advies is daarvan afgezien.



De gedachte hierachter is dat risico's niet verstoep moeten worden in de discontovoet, maar zo transparant mogelijk moeten worden gemaakt bij de bepaling van de effecten. Onomkeerbaarheden vertalen zich niet in een andere discontovoet, maar zijn reden voor extra prudentie in de besluitvorming. Via gevoeligheidsanalyses (zie Hoofdstuk 7) kan deze prudentie nader gestalte krijgen. Daarnaast worden voor onomkeerbare effecten op niet-substitueerbare natuur ook met een prijsstijging gerekend in MKBAs (zie volgende paragraaf).

### 3.6.2 Prijspeil en prijsstijgingen

Alle effecten moeten worden gewaardeerd in constante prijzen van een gekozen basisjaar. Constante prijzen houdt in dat prijzen worden gecorrigeerd voor de inflatie. Stel dat de prijs van een project of product per jaar net zo snel stijgt als de inflatie, dan is de reële prijsstijging nul.

Ook voor gezondheid (gemeten in QALYs) wordt geadviseerd de reële prijsstijging van de waarde van gezondheidswinst op nul te stellen. De redenering hierachter is dat enerzijds inkomen toeneemt en men meer waarde hecht aan gezondheid. Anderzijds nemen ook de mogelijkheden om gezondheid te verbeteren toe, onder meer door de snelle technologische ontwikkeling op medisch gebied. Niet alleen de vraag naar gezondheid maar ook het 'aanbod' van gezondheid stijgt. De onzekerheid is te groot om een uitspraak te doen over de toekomstige waarde van QALYs. Het gevolg is dat bij MKBAs in het milieudomein niet meer gerekend wordt met een positieve inkomenselasticiteit voor gezondheid.

Daarnaast zijn er prijzen die als prijspaden in de WLO-scenario's zijn bepaald, zoals de reële CO<sub>2</sub>-prijzen en de reële elektriciteitsprijs (inclusief CO<sub>2</sub>). Voor deze prijzen geldt het voorschrift om de prijspaden uit de WLO te gebruiken (zie ook Hoofdstuk5).

De uitvoerder van de MKBA dient zich ervan te verzekeren dat alle kosten en baten in hetzelfde prijspeil zijn uitgedrukt. Indien de kosten in een MKBA in een ander jaartal zijn uitgedrukt (bijvoorbeeld 2010), dan moeten de kosten worden vertaald naar het prijspeil 2015. Daarbij wordt in een MKBA gebruik gemaakt van de geharmoniseerde consumentenprijsindex van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). Ook als de prijzen die in deze werkwijzer staan in de toekomst in het prijspeil 2020 moeten worden uitgedrukt, dient men de prijzen te corrigeren voor de inflatie gebruik makend van de geharmoniseerde consumenten prijsindex van het CBS.

Alle prijzen die in deze werkwijzer staan zijn in principe inclusief btw met uitzondering van de prijzen uit de WLO - die zijn allemaal exclusief btw. De MKBA-opsteller dient zich ervan te vergewissen, conform de Algemene Leidraad, dat alle prijzen in dezelfde eenheden staan vermeld. Prijzen die zonder btw zijn vermeld kunnen worden opgehoogd met een algeheel btw-percentage van 18%, conform de aanpak uit de Werkwijzer Sociaal Domein (Koopmans et al., 2016).

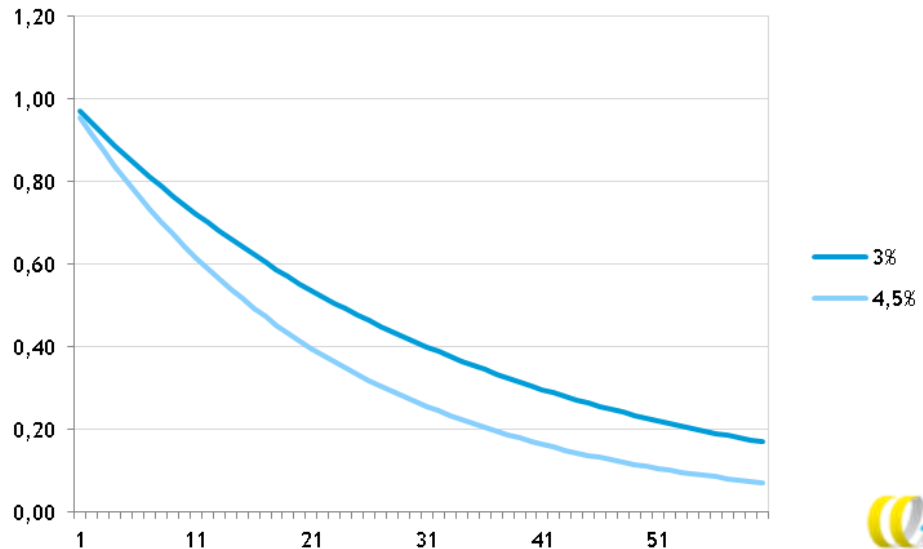




### 3.6.3 Tijdsperiode

In een MKBA moet worden uitgegaan van een oneindige tijdshorizon. Op deze manier kunnen de toekomstige effecten van milieubeleid zo goed mogelijk mee genomen worden. Figuur 6 geeft een illustratie van het belang van een oneindige tijdsperiode. Hierin wordt de huidige waarde van een toekomstige euro afgezet in de tijd. Bij een discontovoet van 3% telt 1 euro baat over 50 jaar nu voor 23 eurocent mee. Bij een discontovoet van 4,5% is dit 10 eurocent na 50 jaar. Dit overzicht laat zien dat ook na 50 jaar de huidige waarde van baten significant is.

Figuur 6 Discontering van 1 euro bij 3% en 4,5% discontovoet



Indien er echter belangrijke projecteffecten na 2050 (WLO-horizon) optreden, verdient het de aanbeveling om deze toch expliciet mee te nemen. In dat geval dient men dus ook deze effecten of constant te veronderstellen of deze te extrapoleren na 2050.

# 4 Fase 2a: Effectbepaling

## 4.1 Inleiding

Effecten in een MKBA zijn te omschrijven als het verschil in uitkomsten van het projectalternatief in vergelijking met het nulalternatief. Deze verschillen worden effecten genoemd. Een maatregel, zoals een milieubeleidsinstrument, kan effecten hebben op verschillende terreinen. Een MKBA bestaat uit het in kaart brengen van **alle** effecten van een maatregel op alle mogelijke markten (inclusief de niet-bestaande markten).

Effectbepaling vormt de kern van een MKBA. De Algemene Leidraad stelt dat naarmate een effect belangrijker is voor de uitkomsten van de MKBA, het om gedetailleerder onderzoek vraagt. Bij milieubeleid zal in veruit de meeste gevallen inderdaad de milieubaten de voornaamste post in de MKBA zijn. Maar dat neemt niet weg dat er andere (neven)effecten onderzocht zullen moeten worden op de welvaart.

In dit hoofdstuk gaan we in op het bepalen van effecten van milieu-maatregelen, inclusief neveneffecten. In dit hoofdstuk worden de diverse effecten onderscheiden en manieren waarop de effecten van milieu-beleidsinstrumenten kunnen worden geschat. Een deel van deze effectbepaling kent een verdieping in volgende hoofdstukken: in Hoofdstuk 5 gaan we nader in op de waardering van die milieu-effecten en in Hoofdstuk 6 op de kosten die met milieubeleid gemoeid gaan.

In Paragraaf 4.2 wordt het algemene raamwerk geschetst en worden de diverse stappen besproken die een goede bepaling van effecten mogelijk moeten maken. In Paragraaf 4.3 worden enkele hulpmiddelen besproken om een goed overzicht van de effecten te verkrijgen, zoals de indeling in directe en indirecte effecten, of de indeling in beoogde en neveneffecten. Tevens wordt er aandacht geschonken aan de definitie van milieu-effecten. Vervolgens worden in Paragraaf 4.4 methoden omschreven die gebruikt kunnen worden om de effecten van milieubeleidsinstrumenten in te schatten. Paragraaf 4.5 en paragraaf 4.6 gaan nader in op inschatting van andere effecten die kunnen optreden, zoals arbeidsmarkteffecten.

### Box 5 Voorschriften en aanbevelingen

In dit hoofdstuk beschrijven we een aantal praktische aanbevelingen om projecteffecten op een goede manier in beeld te brengen, en te voorkomen dat dubbelstellingen optreden. Een aantal middelen kan helpen bij een goede identificatie van projecteffecten. Het betreft echter geen verplichtingen. Mogelijke indelingen van projecteffecten die behulpzaam kunnen zijn bij het identificeren van projecteffecten zijn direct en indirecte effecten of beoogde effecten of neveneffecten. Voor milieu-effecten geldt de aanbeveling om deze zoveel mogelijk op het niveau van emissies (of ingrepen) te kwantificeren. Voor het bepalen van milieu-effecten en effecten op de arbeidsmarkt geven we handvatten die de MKBA-opsteller kan gebruiken.

#### Arbeidsmarkteffecten

Effecten van milieumaatregelen op de gezondheid en werknemers en het verminderd ziekte-verzuim worden meestal reeds gekwantificeerd bij de waardering van milieu-effecten op endpointniveau.



In de meeste gevallen is er bij milieubeleid of milieu-investeringen geen sprake van indirecte arbeidsmarkteffecten die invloed hebben op het saldo van de MKBA, en worden deze ook niet als welvaartseffecten gekwantificeerd. De uitzondering hierop vormt de situatie waarin sprake is van onvrijwillige werkloosheid waardoor er tijdelijke effecten kunnen optreden.

## 4.2 Algemeen raamwerk

### Theoretische achtergrond

Effecten in een MKBA zijn te omschrijven als het verschil in uitkomsten van het projectalternatief in vergelijking met het nulalternatief. Deze verschillen worden effecten genoemd. Effecten kunnen worden onderverdeeld in *welvaartseffecten* en *verdelingseffecten*. Welvaartseffecten zijn effecten die invloed hebben op de totale welvaart. Zij tellen mee voor het saldo in een MKBA. Bij een verdelingseffect is de baat voor de ene partij een kostenpost voor een andere partij. Verdelingseffecten worden niet expliciet verwerkt in het saldo van een MKBA maar kunnen wel een relevant zijn om in beeld te brengen voor de maatschappelijke discussie. In dergelijke gevallen geldt de aanbeveling om naast de welvaartseffecten ook de verdelingseffecten te kwantificeren (zie ook Hoofdstuk 8).

Effecten in een MKBA kunnen zowel op bestaande als niet-bestaande markten optreden. Effecten op bestaande markten kunnen meestal gemakkelijk worden gewaardeerd door middel van marktprijzen. Marktprijzen geven, aan de marge, de betalingsbereidheid weer van de burgers voor een bepaald product of dienst. Daarnaast bestaan er ook effecten op niet-bestaande markten. Milieukwaliteit is een typisch voorbeeld van een goed of dienst waarvoor geen markt bestaat. Beïnvloeding van de milieukwaliteit wordt, in economische termen, ook wel gedefinieerd als 'extern effect'. De Algemene Leidraad licht externe effecten als volgt toe:

*'Een extern effect treedt op als de acties of gedragingen van één partij ongecompenseerde voor- of nadelen veroorzaken voor een andere partij. Bijvoorbeeld wanneer de productie van een goed milieuvervuiling oplevert en de producent de hiermee gepaard gaande hinder voor anderen niet vergoedt.'*

Directe effecten werken door naar alle andere markten in de economie. Deze doorwerkingen naar andere markten worden indirecte effecten genoemd. Alleen als er sprake is van marktfalen op deze markten kan er sprake zijn van additionele indirecte effecten<sup>19</sup>.

### Praktische handleiding

Alle effecten van een maatregel treden (in bestaande en niet-bestaande markten) op als een verandering in volumes en prijzen. Het bepalen van de omvang van deze effecten is een belangrijke stap in de MKBA. De Algemene Leidraad stelt dat de bepaling van de effecten volgens de volgende tussenstappen verloopt:

- afbakenen van de markt;
- bepalen van de milieu-effecten en alle overige effecten;
- het waarderen van deze effecten.

---

<sup>19</sup> Additionele indirecte effecten worden toegelicht in Paragraaf 4.3.1.



In deze werkwijzer is ervoor gekozen om de waardering (laatste tussenstap) als separate stap te identificeren, om zo tegemoet te komen aan het belang van waardering in een MKBA op milieugebied. In Hoofdstuk 5 wordt de waardering van milieugoederen uitgelegd en in Hoofdstuk 6 wordt de waardering van overige effecten beschreven.

### 4.3 Afbakenen van markten en identificatie van effecten

In deze stap worden de effecten benoemd en ingedeeld. De effecten van het beleidsalternatief moeten helder worden omschreven en in een vroeg stadium met de opdrachtgever worden gecommuniceerd. De Algemene Leidraad stelt terecht dat er in de praktijk veel discussie ontstaat tussen bestuurders/ ambtenaren en MKBA-opstellers over de effecten die wel of niet worden meegenomen in een MKBA. Indien dit het geval is, is het volgens de Algemene Leidraad van belang om in een eerste stap alle effecten van het beleid te benoemen en in een volgende stap aan te geven waarom deze wel of niet in de MKBA worden meegenomen.

Een aantal hulpmiddelen kan van pas komen bij een goede identificatie van projecten effecten. De Algemene Leidraad schrijft echter geen richtlijnen of verplichtingen hierin voor. Mogelijke indelingen die behulpzaam kunnen zijn bij het afbakenen van relevante markten:

1. Een indeling van effecten in directe en indirecte effecten.
2. Een indeling van effecten in beoogde en neveneffecten.
3. Een precieze beschrijving van de milieu-effecten.

Hieronder worden deze nader omschreven

#### 4.3.1 Indeling effecten in directe en indirecte effecten

Een mogelijke indeling om effecten af te bakenen is via de aard van de markten. Dit onderscheid heeft geen welvaartseconomisch belang, maar helpt bij het afbakenen van relevante markten en om dubbel telling van effecten te voorkomen.

Effecten in de markt waar wordt ingegrepen worden directe effecten genoemd. Directe effecten werken door naar alle andere markten in de economie. Deze doorwerkingen naar andere markten worden indirecte effecten genoemd.

Omdat een milieubeleidsmaatregel wordt ingesteld om milieudoelen op een specifiek terrein te halen, is dit doorgaans ook het directe en beoogde effect van de maatregel. De maatregel grijpt direct aan op de markt die men wil beïnvloeden. Een voorbeeld is een maatregel gericht op de verbetering van de luchtkwaliteit in steden (milieuzones). Het effect op luchtkwaliteit kan dan als een *direct effect* van de maatregel worden gezien. Door veel andere maatregelen zal luchtkwaliteit echter een onbeoogd of een neveneffect zijn van de maatregel in kwestie, bijvoorbeeld van het aanleggen van een weg.

Daarnaast moeten markten worden geïdentificeerd waar een betekenisvolle doorwerking te verwachten is. Dit worden ook wel indirecte effecten genoemd. Relevante indirecte effecten omvatten in ieder geval de doorwerking op markten met significante gevolgen voor de welvaart.



Hieronder geven we enkele voorbeelden van indirecte effecten van milieubeleid:

- Het beperken van de toegang van vervuilende voertuigen tot een milieuzone kan naast geluid en luchtkwaliteit als direct effect, ook indirecte effecten hebben op de verkeersveiligheid door minder stedelijk verkeer en een kleiner risico op verkeersongevallen. Daarnaast kunnen stille, elektrische auto's (EV's) overigens een extra (onbeoogd) risico opleveren in het stedelijk verkeer. Door elektrische voertuigen ontstaan er gevaarlijke situaties omdat fietsers en voetgangers naderende EV's veel minder kunnen signaleren op het gehoor.
- Maatregelen als roetfilters bij auto's of naverbranders in de procesindustrie hebben meestal ook negatieve gevolgen voor het brandstofgebruik (klimaat effecten).
- CCS is een techniek waarmee fossiele brandstoffen klimaatneutraal kunnen worden toegepast. Door het broeikasgas CO<sub>2</sub> af te vangen en in gasreservoirs op te slaan, komt die CO<sub>2</sub> niet in de atmosfeer terecht. CCS kost afhankelijk van de gebruikte technologie 10 tot 40% extra brandstof, een relevant indirect effect van deze maatregel.

Het indirecte effect heeft alleen additionele welvaartseffecten als bestaande marktinefficiënties worden verkleind of vergroot. De Algemene Leidraad spreekt in dat geval van additionele indirecte effecten. Additionele indirecte effecten zijn altijd relevant, en dienen in een MKBA meegenomen te worden. Als de markt al goed werkt (staalmarkt), zijn indirecte effecten meestal niet additioneel, maar een herverdeling (zie voorbeeld in kader). In dit geval betekent dit dat de MKBA-opsteller moet oppassen om de doorgegeven indirecte effecten op te tellen (of te verminderen in onderstaand voorbeeld) bij de directe effecten.

Om dit soort verdelingseffecten te laten zien, is het dus van belang dat bij het afbakenen van relevante markten ook markten worden betrokken waar doorgegeven indirecte effecten een belangrijk effect hebben op de verdeling van kosten, baten, winsten en verliezen.

**Box 6** Indirecte effecten zijn vaak verdelingseffecten

Door een versnelde beleidsinzet voor wind op zee neemt de vraag naar staal in Europa sterk toe. Economische modellen laten zien dat de prijs voor staal significant zal toenemen. Die prijsstijging is een nadeel voor de automobiefabrikanten die hun marges onder druk zien staan, of voor de consumenten van auto's (indien de kostenprijsstijging volledig kan worden doorberekend). Daar staat echter tegenover een inkomstenstijging voor de staalfabrikanten. In een goed functionerende markt is er dus geen reden om extra welvaartsgevolgen toe te rekenen aan de prijsstijging van staal door de extra beleidsinzet op windenergie. In een MKBA heeft dit indirecte effect op de staalmarkt dus alleen invloed op de verdeling van de welvaart. Dat kan reden zijn om deze effecten wel goed in beeld te brengen.

#### 4.3.2 Indeling effecten in beoogde effecten en neveneffecten

In aanvulling op het onderscheid tussen directe en indirecte effecten, kan ook het onderscheid tussen beoogde effecten en neveneffecten helpen om de relevante markten af te bakenen. Heel vaak gaat het bij milieumaatregelen namelijk niet zo zeer om de markt waarop wordt ingegrepen, maar of een effect beoogd wordt of als neveneffect optreedt. Beoogde effecten zijn effecten die bijdragen aan het realiseren van het beleidsdoel.



Deze effecten volgen uit de probleemanalyse, de te beoordelen beleidsalternatieven en het nulalternatief (zie Hoofdstuk 3). Voor een milieumaatregel betekent dit dat het beoogde effect, bijv. schonere lucht of verbeterde waterkwaliteit is.

Het onderscheid tussen beoogd en neveneffect is niet altijd eenvoudig te maken. Een voorbeeld is de verhoging van de energiebelasting. Deze maatregel kan worden ingevoerd om via een verlaging van het energieverbruik de emissie van CO<sub>2</sub> te verminderen, en kent dus twee directe effecten (energieverbruik en CO<sub>2</sub>). Het is echter niet altijd duidelijk om welke reden een maatregel wordt ingevoerd. Bij verhoging van de energiebelasting kunnen vergroening van belastingen of verlagen van het overheidstekort een rol spelen.

Een maatregel als statiegeld voor blikjes en flesjes kan naast directe klimaat- en milieu-effecten ook ingevoerd worden om *zwerfafval op straat* te voorkomen. In dat geval is het onderscheid tussen beoogd effect en neveneffect niet meer eenvoudig te bepalen.

In dit soort gevallen geven de indelingen *beoogd-niet-beoogd* en *direct-indirect* aanleiding tot discussie en verwarring, omdat milieu niet de enige motivering van de maatregel is. De effectindelingen hebben dan geen meerwaarde voor de MKBA-opsteller. De belangrijkste aanbeveling blijft dan dat alle welvaartseffecten zonder dubbel tellingen meegenomen worden in een MKBA.

#### 4.3.3 Precieze beschrijving van de milieu-effecten

De relevante directe welvaartseffecten van een maatregel op het gebied van milieu zijn de effecten die deze maatregel geeft op het milieubeleidsdoel waarvoor de maatregel is ingesteld. In het voorbeeld van de strengere emissie-eisen aan nieuwe voertuigen gaat het dan om de luchtkwaliteit. Dit is dus beleid gericht op het verbeteren van de 'luchtkwaliteit'. Naast het voorbeeld van verbeteren van de luchtkwaliteit, bestaan er ook beleidsthema's als 'klimaatbeleid' of 'afvalbeleid' of 'beleid gericht op circulaire economie'. Een relevante vraag in een MKBA is welke directe effecten er onderscheiden moeten worden bij dergelijke beleidsdoelen.

In de milieukunde bestaat er een samenhang tussen emissies van milieu-vervuilende stoffen, de milieuthema's die daarbij spelen en de effecten op de welvaart die dat milieuthema geeft. Het beoogde doel van een maatregel op milieugebied kan dus op drie verschillende niveaus worden onderscheiden:

1. **Stofniveau.** Dit is het niveau van de emissies. Meestal worden milieubeleidsdoelen uitgedrukt in effecten op emissies (milieudruk) of grondstoffen (energiebesparing). Voorbeelden zijn de NEC-plafonds of het Kyoto-protocol. Dit wordt in de milieukunde het stofniveau genoemd. Het stofniveau zal in de meeste gevallen het directe aangrijpingspunt zijn van de maatregel waarin wordt berekend hoeveel emissies worden uitgespaard met de beoogde maatregel. Het doel is dan het verminderen van de emissies.
2. **Milieuthema.** De milieuproblematiek openbaart zich echter niet op het stofniveau maar op het milieukwaliteitsniveau, bijvoorbeeld luchtkwaliteit of klimaatverandering. Deze worden ook wel milieuthema's of midpoints genoemd. In sommige gevallen is het doel van de maatregel vermeld op het niveau van milieuthema's: de verzuring van ecosystemen in Nederland halveren of de klimaatverandering beperken tot twee graden opwarming. Omdat, bijvoorbeeld, verzuring kan worden tegengegaan met een reductie van zowel SO<sub>2</sub> als NH<sub>3</sub>, staan er meer opties open bij de invulling van een maatregel gericht op verbeteren van de milieukwaliteit.

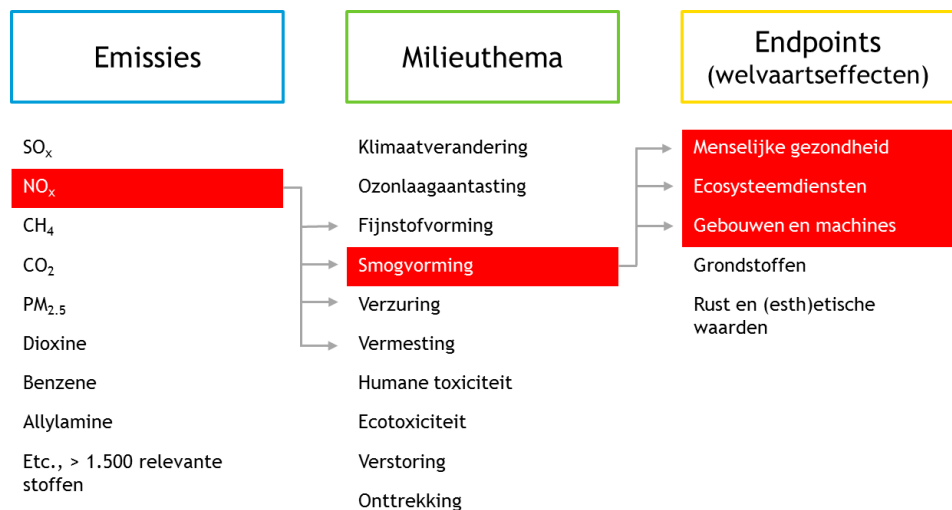


3. **Endpointniveau.** Tot slot kunnen milieudoelen worden vervat in endpoints. Deze tonen de relevante welvaartseffecten van de veranderingen in de milieukwaliteit. In deze werkwijzer (zie ook Paragraaf 1.3) worden vijf endpoints onderscheiden die de uiteindelijke welvaartseffecten van milieuvervuiling geven:
- menselijke gezondheid (ziekte en voortijdig overlijden);
  - ecosysteemdiensten (inclusief landbouw);
  - gebouwen en machines (het door mensen geproduceerde kapitaal);
  - grondstoffen (voorraden van grondstoffen);
  - welbevinden (esthetische en morele waarden).

Tussen deze niveaus bestaan relaties: een kilogram SO<sub>2</sub> draagt tot bepaalde mate bij aan verzuring en verzuring draagt tot een bepaalde mate bij aan de waarde en vitaliteit van ecosystemen. Een concreet element van aandacht hierbij is dat emissies vaak effecten veroorzaken op meerdere milieuthema's tegelijkertijd. In Figuur 7 wordt dat toegelicht voor NO<sub>x</sub>. NO<sub>x</sub> geeft belangrijke effecten op smogvorming (fotochemische oxidantvorming), maar daarnaast werkt NO<sub>x</sub> ook door op fijnstofvorming, verzuring en vermesting. Smogvorming op zichzelf geeft dan weer effecten op zowel menselijke gezondheid, ecosystemen als op de kwaliteit en houdbaarheid van materialen zoals verf.

De relatie tussen milieuthema's (midpoints) en endpoints is dus niet 1-op-1 te geven: een midpoint kan effecten geven op meerdere endpoints en een stof kan invloed hebben op meerdere midpoints. Juist omdat de meest gangbare emissies (met uitzondering van CO<sub>2</sub>) op meerdere terreinen effecten geven, kan milieubeleid gericht op emissievermindering niet zondermeer worden vertaald naar 'gezondheidsbeleid' of 'natuurbeleid'.

Figuur 7 Overzicht van relaties op het gebied van NO<sub>x</sub><sup>20</sup>



<sup>20</sup> In deze figuur zijn alleen de relaties tussen NO<sub>x</sub> en smogvorming weergegeven. NO<sub>x</sub> geeft via verzuring bijvoorbeeld ook effecten op menselijk kapitaal en ecosystemen.

Om deze redenen geldt de aanbeveling om de directe effecten van milieu-beleidsmaatregelen zoveel mogelijk op het niveau van emissies (stoffen) te kwantificeren. De effecten van maatregelen gericht op vermindering van energiegebruik zijn dan de uitgespaarde emissies van CO<sub>2</sub> en andere emissies die vrijkomen bij het gebruik van de energiebron. Via de in Figuur 7 geschetste relaties kunnen de effecten van de uitgespaarde emissies worden gekwantificeerd en gemonetariseerd op het niveau van de endpoints en zo leiden tot een juiste waardering voor de verandering in emissies. Dit wordt omschreven in Hoofdstuk 5.

#### 4.3.4 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In de vorige stap hebben we de beleidsalternatieven opgesteld. Nu gaan we verder met het identificeren van effecten.*

In deze MKBA maken we onderscheid tussen directe en indirecte effecten.

De maatregelen in de betonketen hebben als doel om de milieukwaliteit te verbeteren. We onderscheiden hierbij emissies op stofniveau. In dit geval gaat het met name om de uitstoot van CO<sub>2</sub> en andere milieuvervuilende stoffen bij cementproductie. De productie van cement zorgt ook voor uitstoot van andere milieuvervuilende stoffen, zoals stikstof, fijnstof en zwaveldioxide. Deze stoffen komen vooral vrij bij het energieverbruik voor de productie van klinker. Voor de eenvoud van dit voorbeeld kijken we niet naar alle emissies zoals gebruikelijk in een complete milieu-effectanalyse, maar beperken wij ons tot de emissies van stikstof (NO<sub>x</sub>). Uitstoot van stikstof leidt met name tot gezondheidsschade en tot schade aan biodiversiteit en gewassen, en gebouwen en materialen. We gebruiken Ecoinvent-data om een indicatie te krijgen van de NO<sub>x</sub>-uitstoot bij de productie van cement.

Hiernaast onderzoeken we op welke andere markten deze maatregelen nog meer effect hebben. We concluderen dat dit met name de arbeidsmarkt is, via verminderd ziekteverzuim door vermeden milieuvervuiling. Verminderd ziekteverzuim wordt al meegenomen door het waarderen van milieu-effecten met behulp van milieuprijzen. Vanwege de maatregelen moeten er ook investeringen worden gedaan in de betonketen. Deze projecten kennen in principe geen of een zeer tijdelijk effect op de arbeidsvraag (de betonprijs gaat omhoog waardoor de betonvraag daalt) die bovendien wordt doorgegeven aan andere markten. Voor andere markten, zoals de woningmarkt, verwachten we ook geen (indirecte) effecten.

#### 4.4 Bepalen van milieu-effecten

Nadat alle mogelijke effecten inzichtelijk in kaart zijn gebracht en eventueel zijn onderverdeeld in directe en indirecte effecten, komt de vraag naar voren op welke manier we deze effecten kunnen bepalen. In deze paragraaf gaan we in op het bepalen van de milieu-effecten.

Zoals in Hoofdstuk 2 beredeneerd is deze werkwijzer van toepassing op:

1. **Investeringen:** concrete projecten met als doel het verbeteren van de milieukwaliteit, zoals de aanleg van een warmtenetwerk om CO<sub>2</sub>-emissies te reduceren.
2. **Beleidsinstrumenten:** beleidsmaatregelen met als doel om de milieukwaliteit te verbeteren, zoals een convenant tussen bedrijven en de overheid rondom gescheiden inzameling van bedrijfsafval of een milieuzonering.





3. **Verkenning van beleidsopties:** zoals het aanscherpen (of afzwakken) van milieunormen. Denk hierbij aan MKBA Richtlijn reductie luchtverontreinigende stoffen of de MKBA Structuurvisie wind op land (6.000 MW aan turbines). De MKBA ondersteunt het beleidsvoorbereidende stadium waarbij concrete invulling van het beleid nog niet uitgekristalliseerd is. Juist in deze fase kan er behoefte zijn aan inzicht in welvaartseffecten van deze opties.

Het inschatten van de effecten verschilt per type beleidsmaatregel. In de volgende paragrafen werken we deze drie typen verder uit.

#### 4.4.1 Milieu-effecten van investeringen

Investeringen, zoals de aanleg van een windmolenpark, of een concreet infrastructureel project (zoals de aanleg van een warmtenet) die primair gemotiveerd wordt vanuit de bijdrage aan de milieukwaliteit, kennen kosten en effecten. De milieu-effecten worden hierbij meestal uitgedrukt in verandering in emissies ten opzichte van het nulalternatief.

Voor de investering is er soms beschikbaarheid over een **businesscase** waarin de effecten op milieu worden gekwantificeerd. In deze gevallen kan de businesscase worden betrokken bij het bepalen van de relevante milieu-effecten van de investering. Daarbij moet de onderzoeker wel goed overwegen in hoeverre de uitgangspunten van de businesscase en de MKBA overeenkomen. Indien in de businesscase een andere groei van de markt is voorzien dan in de WLO-scenario's dienen de effecten uit de businesscase ook te worden geschat om ze consistent te maken met de uitgangspunten van de WLO-scenario's uit de MKBA. Tevens zal de MKBA-opsteller moeten toetsen of de effecten correct en volledig zijn geschat.

In andere gevallen kan er informatie worden betrokken uit de **MER, of PlanMER**, die is opgesteld voor het investeringsproject. Een MER is verplicht voor projecten en plannen die een landschappelijke ingreep vergen en die tot milieuschade kunnen leiden. In de MER staat een beschrijving van:

- de voorgenomen projectactiviteit;
- de toestand van het milieu voorafgaand aan de activiteit;
- de verandering die zal optreden in de milieutoestand (en de verwachte gevolgen daarvan) met en zonder de activiteit.

De MER dient bovendien een beschrijving te geven van het 'meest milieuvriendelijke' alternatief. Ook hierbij geldt dat de informatie uit de MER niet zondermeer kan worden overgenomen in een MKBA omdat de MER andere uitgangspunten (bijvoorbeeld ten aanzien van het nulalternatief) hanteert dan gebruikelijk in de MKBA.

Indien er geen informatie beschikbaar is uit de businesscase of PlanMER zullen de effecten aan de hand van **technische informatie** over de gebruikte technieken kunnen worden ingeschat. Bij een windmolenpark kan dan bijvoorbeeld worden gekeken naar de opgewekte elektriciteit bij een gemiddeld windprofiel. Bij geluidsmaatregelen wordt gekeken naar het geluidsreducerende potentieel van de voorgestelde investeringen. Dergelijke informatie kan ook soms uit andere studies worden betrokken.

#### 4.4.2 Milieu-effecten van beleidsinstrumenten

Indien de MKBA een beleidsinstrument betreft dient er eerst een goede analyse te worden gemaakt van de manier waarop dat beleid doorwerkt bij consumenten en producenten. Op basis van een beleidstheorie of beleidsanalyse kan er een inschatting worden gemaakt van de mogelijke effecten van het beleid die kunnen optreden.



De beleidstheorie beschrijft niet zozeer hoe het beleid in theorie (ex-ante) geacht wordt te werken, maar juist in werkelijkheid beschrijft hoe het werkt (zie Box 7).

Milieubeleid beïnvloedt, als het effectief is, investeringen of gedragsaanpassingen bij de doelgroepen. Voorbeelden van milieubeleidsinstrumenten zijn overeenkomsten, convenanten, subsidies, heffingen, directe regulering (vergunningen), normen en communicatie en informatievoorziening. Tenzij het beleid rechtstreeks gericht is op effectenvermindering (geluidswallen, waterzuivering), geldt dat instrumenten gericht worden op het veranderen van (investerings)gedrag van producenten en consumenten.

#### Box 7 Gebruik van een beleidsanalyse of beleidstheorie

Veel milieubeleid leidt niet rechtstreeks tot investeringen in technische maatregelen maar probeert doelgroepen te verleiden tot investeringen of gedragsaanpassingen. Beleid, zoals een verhoging van de accijns op motorbrandstoffen, kan dus via heel verschillende kanalen tot milieu-effecten leiden:

- mensen kunnen minder autoritten maken;
- mensen kunnen minder auto's aanschaffen;
- mensen kunnen zuinigere auto's aanschaffen;
- mensen kunnen zuiniger rijden.

Deze beleidsanalyse kan vervolgens worden gebruikt om elk van de afzonderlijke effecten in te schatten en zo het totaaleffect van de maatregel te bepalen. Daarvoor zijn dan verschillende analysehulpmiddelen zoals empirische informatie over elasticiteiten, of een modelmatige benadering.

Het beleid treft zelden precies de doelgroep. Om die reden is beleid in de praktijk vaak minder effectief dan bij aanvang van het beleid wordt aangenomen. Bij financiële instrumenten als subsidies kunnen freeriders optreden. Het aandeel freeriders onder de subsidieontvangers kan groot zijn, afhankelijk van de vormgeving van de maatregel, het type investering (energiebesparing of hernieuwbare energie) dat gestimuleerd wordt en het beleid dat al in werking is op deze terreinen; zo vindt de Algemene Rekenkamer (2011, op basis van onderzoek CE Delft) bijvoorbeeld aandelen van 50-70%. Freeriders hadden de investeringen ook gedaan *zonder* de subsidieregeling maar ontvangen wel subsidie. Deze effecten horen dus in het nulalternatief.

Andere beleidsinstrumenten, zoals normen of convenanten, zijn in de praktijk vaak ook minder effectief dan gewenst of voorzien. Afspraken worden niet altijd nagekomen en handhaving kan een probleem opleveren of op praktische bezwaren stuiten. Bij emissiehandelssystemen kunnen transactiekosten of een onjuiste allocatie van de rechten (bijvoorbeeld te veel rechten) verstrend werken op de effectiviteit van het instrument.

Voor het bepalen van milieu-effecten is het daarom van belang om in de beleidstheorie alle milieu-effecten die optreden goed te beschrijven. Het is niet alleen van belang om veronderstelde effecten in theorie te beschrijven, maar juist op basis van goede effectinschattingen in de praktijk te analyseren hoe interventies uitpakken op het milieugedrag van consumenten en producenten.



Het is niet eenvoudig om effecten van milieumaatregelen in beeld te brengen. Voor koppeling tussen maatregel en effecten is een goed ex-post-evaluatie-onderzoek nodig. Het is te kort door de bocht om aan te nemen dat het overheidsbeleid hier alleen aan heeft bijgedragen. Bij het bepalen van milieueffecten dient expliciet aandacht te worden besteed aan vraagstukken rondom:

- Additionaliteit van het beleid ten opzichte van het beleid in het nulalternatief.
- Freeriders die hun investeringen zonder beleid ook hadden gedaan. Zou men ook zonder subsidie zijn overgegaan tot aanschaf van een milieuvriendelijk alternatief?

Eventuele reboundeffecten en Baumoleffecten moeten als indirect effect van het beleid worden meegenomen (zie Paragraaf 4.5 voor een verdere bespreking van deze effecten).

### Methoden voor inschatting

Voor het inschatten van de directe milieu-effecten van beleidsinstrumenten zijn de volgende methoden voorhanden:<sup>21</sup>

- **Een effectenanalyse** waarin de precieze effecten van het beleid minutieus worden beschreven aan de hand van ex-post-evaluaties van deze beleidsinstrumenten of vergelijkbare beleidsinstrumenten.
- **Empirische informatie** over maatregel-effectrelaties beschikbaar uit andere studies. Met name bij economische instrumenten (belastingen) is er wel het een en ander bekend over de effecten van prijsverandering op het gevraagde volume van energieproducten of milieugoederen. Door het gebruik van prijselasticiteiten kan een inschatting worden gemaakt van de milieu-effecten van bijvoorbeeld een energiebelasting of brandstofaccijns. Overigens gaat het hierbij om de directe effecten, de eventuele doorwerkende effecten (bijvoorbeeld door de energiebelasting vermindert niet alleen de vraag naar energie, maar ook de productie van energie-intensieve industrieën) kunnen met aanvullend onderzoek worden bepaald (bv. algemeen evenwichtsmodel).
- **Prognose- of gedragsmodellen.** Vooral op het gebied van milieumaatregelen in transport zijn er verschillende modellen beschikbaar waarmee de effecten van beleidsopties en prijsmaatregelen kunnen worden doorgerekend. Voorbeelden zijn het wagenparkmodel Dynamo, strategische verkeersmodellen zoals het Landelijk Model Systeem (LMS) of het AERO-model voor luchtvaart.
- **Kengetallen.** In een beperkt aantal gevallen is er informatie uit andere studies bekend over, bijvoorbeeld, de investeringsimpuls van subsidies, of de effectiviteit van een informatiecampagne. Vooral bij effecten die moeilijk zijn te kwantificeren met empirische informatie kan het nuttig zijn om te kijken naar effectiviteitsanalyses van andere, vergelijkbare, beleidsinstrumenten. Door deze kengetallen te gebruiken kan er informatie worden ingewonnen over de effecten van subsidies. Daarbij moet benadrukt worden dat dit uitsluitend gebruikt mag worden als er geen andere informatie beschikbaar is. Overigens stelt de Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013 p100) hierover terecht dat *‘Bij het gebruik van kengetallen is het zaak dat de MKBA-opsteller op de hoogte is van de juistheid van de manier waarop de relatie tussen de beleidsmaatregel en het effect wordt vastgesteld, of dat de MKBA-opsteller er zeker van kan zijn dat dit is gecontroleerd.’*

De methode voor berekening van de milieu-effecten van het beleid kan daarbij

---

<sup>21</sup> Deze informatie is gebaseerd op de Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) aangevuld met praktijkervaringen.



mede afhangen van het soort milieubeleidsinstrument:

- Voor prijsprikkels zoals belastingen, accijnzen en heffingen, kan aansluiting worden gevonden bij literatuur over prijselasticiteiten. Voor diverse doelgroepen is er een breed scala aan onderzoeken beschikbaar die de prijselasticiteiten hebben ingeschat bij consumenten en producenten van verschillende goederen.<sup>22</sup> Over het algemeen tonen deze studies aan dat de prijselasticiteit van energie op zowel de korte als langere termijn redelijk laag is voor huishoudens en industrie. Voor verkeer worden iets hogere prijselasticiteiten gerapporteerd.
- Voor subsidies kunnen de effecten worden geschat aan de hand van studies die de relatie tussen investeringen in technische maatregelen en subsidies hebben ingeschat, zoals in de jaarverslagen van de uitvoeringsorganisaties. Wel dient men hierbij goed in ogenschouw te nemen of alle effecten als additioneel kunnen worden beschouwd ten opzichte van de autonome ontwikkeling en eventueel moet er gecorrigeerd worden voor freeriders.<sup>23</sup> Daar kunnen veelal beleidsevaluaties van vergelijkbare instrumenten voor worden gebruikt.
- Voor regulerende instrumenten, zoals normstellingen, kunnen de effecten vaak worden beredeneerd of berekend (zoals bij verboden) of worden geschat op basis van literatuur.

#### 4.4.3 Verkennende beleidsopties

Een MKBA kan voor milieubeleidsopties ingezet worden zonder dat er uitgebreide kennis is over het precieze instrumentarium van de beleidsopties. In de praktijk van het milieubeleid is vaak in de fase van beleidsvoorbereiding al behoefte aan een MKBA die inzicht geeft in de vraag of, bijvoorbeeld, aanscherping van luchtkwaliteitsnormen, welvaartsverhogend kan zijn (zie ook Hoofdstuk 3). Een ander voorbeeld is een beleidsoptie voor plaatsing van windmolens op land zonder de specifieke locaties voor windparken te kennen.

Het wordt vaak niet opportuun geacht om in deze fase al beleidsvoornemens in te vullen met concrete doelen en een inschatting te maken van de mogelijke effecten van beleid. Voor een Structuurvisie (Wind op Land of Ondergrond) geldt dat er nog geen concrete locaties zijn benoemd, waardoor locatiegebonden effecten (waardedaling vastgoed) nog niet goed in beeld zijn te brengen.

In dergelijke gevallen is een effecteninschatting generiek van aard en wordt direct gekeken naar de investeringen die benodigd zijn om het doel te behalen. Het zal duidelijk zijn dat dit niet de werkelijkheid van het overheidsbeleid betreft en dat de overheid vaak niet goed in staat is om het beleid op de meest (kosten)effectieve manier vorm te geven.

Het moge duidelijk zijn dat een verkennende MKBA van beleidsopties een brede onzekerheid kent. Aan de uitkomsten van inventariserende MKBA kunnen

---

<sup>22</sup> Zie bijvoorbeeld Goodwin et al. (2004) en Brons et al. (2008) voor elasticiteiten op het gebied van transport; ECN (2001) en Madlener et al. (2011) voor energiegebruik in huishoudens en industrie; Kinnaman en Fullerton (2000) en Dijkgraaf (2003) voor afvalaanbodelasticiteiten.

<sup>23</sup> Onderzoek naar freeriders bij energiebesparingsubsidies (Blok et al., 2004; Algemene Rekenkamer, 2011) toonde aan dat een groot deel van de investeringen plaatsvond onafhankelijk van het bestaan van de subsidies. Dit speelt vooral bij investeringen waarbij directe baten toevallen aan de doelgroep, zoals energiebesparing. Wanneer sprake is van directe regelgeving (bijvoorbeeld, verplicht aandeel duurzame energie bij elektriciteitsproducenten) of direct opdrachtgeverschap (bodemsanering) zal de effectiviteit van beleid minder een probleem zijn.



niet direct conclusies worden verbonden dat concreet overheidsingrijpen wenselijk is. Dit zal mede afhangen van de concrete invulling van het beleid.

#### 4.4.4 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In deze stap bepalen we tot hoeveel CO<sub>2</sub>-reductie en stikstofreductie de maatregelen leiden ten opzichte van het nulalternatief.*

We baseren onze CO<sub>2</sub>-cijfers op de eerder genoemde rapporten van CE Delft uit 2013 en 2016. De NO<sub>x</sub>-cijfers komen uit de Ecoinvent-database en betreffen gemiddelde cijfers voor de EU28.

##### **Beleidsalternatief 1**

In het geval van niet-constructieve betonproducten in de GWW kan door het optimaal toepassen van korrelpakking 20-40% minder cement gebruikt worden dan in normaal beton. Bij de samenstelling van niet-constructief beton worden verschillende kwaliteiten cement gebruikt, hier voor het gemak gereduceerd tot de twee opties CEM I en CEM III. Dit betekent dat er per m<sup>3</sup> beton 24-48 kg CEM I en 39-77 kg CEM III uitgespaard wordt. Per uitgespaarde kilo cement wordt er bij gebruik van CEM I 0,818 kg CO<sub>2</sub> vermeden en bij gebruik van CEM III 0,296 kg CO<sub>2</sub>.

Ook voor stikstofoxiden bepalen we de jaarlijkse reductie. Uit de gegevens in de Ecoinvent-database blijkt dat bij iedere ton cementproductie 0,44 ton NO<sub>x</sub> vrijkomt bij de productie van CEM I en 1,27 kilogram NO<sub>x</sub> vrijkomt bij de productie van CEM III.

De totale besparing aan cement zal afhangen van de effectiviteit van het beleidsinstrument. Hoe effectiever het beleidsinstrument, des te groter is het aandeel van de betonvraag waarvan het aandeel cement wordt gereduceerd. Omdat het beleidsinstrument niet expliciet is omschreven, gaan we er in dit voorbeeld vanuit dat het aandeel cement van alle betonvraag van de relevante oplossing wordt gereduceerd.

Tabel 2 vat de besparingen voor Beleidsalternatief 1 samen. Voor de besparingen van CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> gaan we, omwille van de eenvoud, uit van het gemiddelde van 30% minder cementgebruik. In de rest van deze casus rekenen we ook met de gemiddelde besparingen van CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub>.

**Tabel 2 Besparing CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> per jaar, beleidsalternatief 1, t.o.v. nulalternatief**



	Hoog	Laag
Totale betonvraag per jaar	3,43 mln. m <sup>3</sup>	2,86 mln. m <sup>3</sup>
Besparing CEM I per jaar	82.000-163.000 ton	68.000-136.000 ton
Besparing CEM III per jaar	132.000-265.000 ton	110.000-220.000 ton
Besparing CO <sub>2</sub> per jaar	159.000 ton	132.000 ton
Besparing NO <sub>x</sub> per jaar	306 ton	255 ton

Doordat de milieu-impact van cement gebruik zoveel groter is dan dat van andere grondstoffen en er slechts het volume dan 90 kg cement hoeft te worden vervangen leidt de veranderde samenstelling van beton niet tot een significante verhoging van de milieu-effecten doordat er bijvoorbeeld extra zand of grind nodig is.

#### Beleidsalternatief 2

In Beleidsalternatief 2 wordt beton langer de tijd gegeven om uit te harden, waardoor er minder cement nodig is. Praktijkvoorbeelden laten zien dat daardoor de CO<sub>2</sub>-emissie met 36% verminderd kan worden bij de bouw van iedere woning ten opzichte van het nulalternatief doordat de hoeveelheid CEM I afneemt terwijl de hoeveelheid CEM III iets toeneemt.

Uitgaande van een totale CO<sub>2</sub>-emissie voor alle nieuwbouwwoningen bij elkaar van 542.000 ton CO<sub>2</sub> bij een totaal aantal nieuwbouwwoningen van 56.000 (CBS, 2013) komt dat op een gemiddelde emissie per woning van 9,5 ton CO<sub>2</sub>. In WLO Hoog wordt in totaal 129.000 ton CO<sub>2</sub> uitgespaard per jaar. In WLO Laag is dit 64.500 ton CO<sub>2</sub> per jaar. Echter omdat vooral de hoeveelheid CEM I vermindert en CEM III stijgt betekent dit dat er een netto toename van NO<sub>x</sub>-emissie plaatsvindt. Tabel 3 laat de uitkomsten van dit alternatief zien.

**Tabel 3 Gemiddelde besparing CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> per jaar, beleidsalternatief 2, t.o.v. nulalternatief**

	Hoog	Laag
Aantal woningen	40.000	20.000
CO <sub>2</sub> -emissie totaal woningen	229.000 ton	114.500 ton
Besparing CO <sub>2</sub> per jaar	129.000 ton	64.500 ton
Extra emissie NO <sub>x</sub> per jaar	129 ton	72 ton

## 4.5 Bepalen van de welvaartseffecten op overige markten

Naast de milieu-effecten in de MKBA, kan er ook sprake zijn van indirecte effecten op andere markten. Op goed functionerende markten zijn deze indirecte effecten herverdelingseffecten. Indien een expliciet (neven)doel van de MKBA is om inzicht te verkrijgen in de kosten en baten voor de diverse actoren is het van belang om alle neveneffecten te bepalen. Maar als het doel is het saldo te presenteren, is bepalen van deze effecten afzonderlijk minder belang.

## 4.6 Arbeidsmarkteffecten

Milieumaatregelen kunnen naast het verbeteren van milieu ook effecten op de arbeidsmarkt hebben. Bij de motivatie van milieubeleid worden baten van extra werkgelegenheid vaak prominent onder de aandacht gebracht. Een voorbeeld is het Energieakkoord voor duurzame groei, waarin beoogd wordt ten minste 15.000 voltijds banen per jaar (aan tijdelijke banen) te creëren in 2023. Dit betekent dat in sommige MKBAs van milieu- en energieprojecten de arbeidsmarkteffecten inzichtelijk dienen te worden gemaakt.

## Algemene Leidraad

De Algemene Leidraad bespreekt uitgebreid de arbeidsmarkteffecten, zowel direct (maatregelen gericht op verbeteren van de arbeidsmarkt), als indirect (als neveneffect van de maatregel). Milieumaatregelen hebben alleen een indirect effect op de arbeidsmarkt.

*'Er is meestal alleen sprake van verschuivingen op de arbeidsmarkt. Extra werkgelegenheid die ontstaat als gevolg van een maatregel op een locatie of in een bedrijfstak, gaat dan ten koste van werkgelegenheid elders. Niet omdat bedrijvigheid verschuift, maar omdat het arbeidsaanbod verschuift. Alleen als maatregelen effect hebben op de arbeidsproductiviteit, is er sprake van welvaartswinst. Dit is bijvoorbeeld het geval als agglomeratievoordelen optreden. Dit betekent dat de doorwerking op de arbeidsmarkt van niet-arbeidsmarktgerelateerde maatregelen op nationale schaal over het algemeen geen effect heeft op de werkgelegenheid. Alleen een situatie waarin sprake is van onvrijwillige werkloosheid (zie hieronder), is hierop de uitzondering.'*

## Toepassing milieudomein

Maatregelen in het milieubeleid kunnen op een tweetal manieren invloed hebben op de arbeidsmarkt:

1. Via verminderd ziekteverzuim (arbeidsproductiviteitswinst) voor milieuvervuiling die van invloed is op de menselijke gezondheid, zoals geluidsoverlast of toxische emissies. Een structureel lager ziekteverzuim zorgt voor een **hoger arbeidsaanbod**. Dat kan weer leiden tot meer arbeidsproductieve werknemers die gezonder en met minder belemmeringen meer productie leveren per gewerkt uur.
2. Investeren in milieuvriendelijke technieken kan tijdelijk leiden tot een **toename van de arbeidsvraag**.

Het eerste effect wordt normaliter al meegenomen bij de kwantificering van de milieubaten (bij hantering van de Milieuprijzen of door middel van het waarden van verminderd ziekteverzuim en VOLYS, zie ook Hoofdstuk 5). Deze moeten daar dus worden gewaardeerd en niet afzonderlijk worden meegeteld. Het tweede effect is wel een indirect effect.

## Indirecte arbeidsmarkteffecten

In de meeste gevallen is er bij milieubeleid of milieu-investeringen geen sprake van indirecte arbeidsmarkteffecten, en worden deze ook niet als welvaartseffecten in een MKBA opgenomen. De Nederlandse arbeidsmarkt kan in zijn algemeenheid als een goed werkende arbeidsmarkt worden gezien. Een toename van de arbeidsvraag door een investering in een bepaalde milieutechniek leidt dan via het loonmechanisme en arbeidsmarktkeuzes van werknemers tot een reductie van arbeidsvraag in andere sectoren. Er is sprake van verschuivingen, niet van een toename van de netto-werkgelegenheid. Arbeidsmarkteffecten kunnen dus alleen optreden in het geval van een niet-goed werkende arbeidsmarkt. Maar ook als de arbeidsmarkt niet goed werkt, is milieubeleid niet het meest geschikte beleid voor dat probleem. In een MKBA geldt dan de legitieme vraag of het marktfalen niet beter opgelost kan worden door arbeidsmarktbeleid rechtstreeks gericht op het veronderstelde probleem.

Dit betekent dat de doorwerking van milieumaatregelen op nationale schaal over het algemeen geen effect heeft op de werkgelegenheid. De Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013) geeft aan dat alleen de situatie van onvrijwillige werkloosheid hierop een uitzondering vormt. Als er sprake is van werkloosheid boven het natuurlijke frictieniveau, kan een maatregel op milieugebied tijdelijke effecten geven. In de werkwijzer sociaal domein



(Koopmans et al.,2016) wordt aangeven hoe deze tijdelijke arbeidsmarkt-effecten gekwantificeerd en gewaardeerd kunnen worden.





# 5 Fase 2b: Waardering milieueffecten

## 5.1 Inleiding

Naast de kwantificering van de relevante directe milieueffecten speelt de waardering een belangrijke rol in een MKBA van het milieubeleid. De Algemene Leidraad stelt dat waardering voor ongeprijsde effecten, zoals milieugoederen, bij voorkeur dient plaats te vinden via de betalingsbereidheid voor het voorkomen van die effecten. De betalingsbereidheid is te meten door te kijken naar de betalingsbereidheid voor het voorkomen van de schadelijke effecten van milieuvervuiling. Daarom wordt de waardering van ongeprijsde milieugoederen bij voorkeur gebaseerd op de schadekosten. Slechts indien waardering op basis van schadekosten niet mogelijk, of zeer onzeker, is kan men gebruik maken van andere methoden, zoals herstelkosten of preventiekosten.

In dit hoofdstuk werken we deze algemene richtlijn verder uit. We stellen dat er voor waardering van ongeprijsde milieueffecten in een MKBA twee benaderingen mogelijk zijn:

1. Waardering met kengetallen voor emissies of milieuthema's.
2. Waardering met specifieke waarderingsanalyses of een modelmatige studie van effecten met waarderungen op het zogeheten endpointniveau.

Deze benaderingen kunnen naast elkaar gebruikt worden. Zo kunnen sommige milieueffecten gewaardeerd worden met kengetallen, terwijl andere milieueffecten met specifiekere studies kunnen worden ingevuld. De vraag welke methode te prefereren is, hangt mede af van de manier waarop de kwantitatieve effecten zijn bepaald (zie Hoofdstuk 4), de aard en doel van de te onderzoeken milieueffecten in een MKBA en de kosten. Voor klimaat-effecten geldt er de richtlijn om te werken met de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen die uit de WLO-scenario's zijn afgeleid.

De opzet van dit hoofdstuk is als volgt: in Paragraaf 5.2 worden de methodes kort uitgelegd en wordt er een algemeen beslissingskader gepresenteerd dat de keuze vergemakkelijkt welke methode te verkiezen is. In Paragraaf 5.3 gaan we in op waardering aan de hand van kengetallen uit het Handboek Milieuprijzen dat tegelijkertijd met deze werkwijzer is ontwikkeld. In Paragraaf 5.4 wordt de waardering van broeikasgassen en elektriciteit in de WLO-scenario's nader besproken en in Paragraaf 5.5 worden waarderingsmethoden en getallen besproken op endpointniveau op het moment dat er in de MKBA niet met algemene kengetallen wordt gewerkt.



Dit hoofdstuk kent de volgende voorschriften en aanbevelingen:

- De aanbeveling is om de milieu-effecten zoveel mogelijk wel te waarderen maar de onzekerheid omtrent de waardering expliciet aan bod te laten komen door te werken met een onder- en bovenwaarde bij de waarderingen. Deze onder- en bovenwaarden moeten tegelijkertijd worden toegepast zowel in het scenario Hoog als Laag.
- Het voorschrift is om de klimateffecten te waarderen middels efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen op basis van de WLO-scenario's conform Aalbers et al. (2016). Ook de elektriciteits-opbrengsten worden gewaardeerd met efficiënte elektriciteitsprijzen inclusief CO<sub>2</sub>-emissies uit deze studie. Daarbij worden geen aparte CO<sub>2</sub>-effecten meer verondersteld omdat anders een dubbeltelling zou optreden (zie Paragraaf 5.4).
- Milieu-effecten worden gewaardeerd op basis van hetzij (i) een eigen impact pathway-bepaling (die de effecten van emissies op endpoints inschat) en deze effecten vervolgens te waarderen, óf (ii) door het gebruik van kengetallen die de gemiddelde waardering van emissies en andere ingrepen in Nederland weergeven. Een eigen impact pathway-bepaling is te verkiezen in situaties met sterke lokale effecten en/of zeer grote milieu-effecten die, gezien het belang voor de besluitvorming, zo nauwkeurig mogelijk moeten worden bepaald. De endpoints kunnen dan worden gewaardeerd conform, onder meer, de waarderinggrondslagen voor menselijke gezondheid zoals uitgelegd in Paragraaf 5.5. Voor het waarderen van ecosysteemdiensten wordt verwezen naar de nog te publiceren Werkwijzer Natuur.
- Het gebruik van kengetallen is aan te bevelen in situaties waarin niet bekend is waar in Nederland de milieu-effecten optreden, of wanneer de milieu-effecten vooral neveneffecten in de MKBA zijn. Bij het gebruik van kengetallen verdient het de aanbeveling om gebruik te maken van de kengetallen die ontwikkeld zijn in het Handboek Milieuprijzen en die worden weergegeven in Paragraaf 5.3, om de onderlinge vergelijkbaarheid van MKBAs te vergroten.

## 5.2 Raamwerk waardering

### 5.2.1 Theoretische uitgangspunten

De prijs of economische waarde van een goed is af te leiden uit de voorkeuren van individuen. In een normale markt komen deze voorkeuren tot uitdrukking in het aankoopgedrag van consumenten. Consumenten zijn bereid te betalen voor een goed (betalingsbereidheid of 'willingness to pay', WTP).

De betalingsbereidheid van alle individuen tezamen geeft de vraagcurve van het goed. De marktprijs van het goed is bepaald door het snijpunt van de vraagcurve en de marginale kostencurve (de aanbodcurve).

Milieukwaliteit wordt echter niet op markten verhandeld. In een MKBA behoren de effecten op milieu (evenzeer als natuur) daarom tot de ongeprijsde effecten.<sup>24</sup> Om toch een prijs voor milieukwaliteit te bepalen wordt gekeken naar de waardering voor de verandering in milieukwaliteit. Deze waardering is niet direct meetbaar. Toch kan men indenken dat de waardering van milieukwaliteit niet anders verloopt dan waardering voor goederen die wel op markten worden verhandeld.

<sup>24</sup> In enkele gevallen is het milieu wel geprijsd, zoals bij heffingen voor waterlozingen of het storten van afval. In dergelijke gevallen hoeft de heffing echter niet gelijk zijn aan de betalingsbereidheid. Daarom kan in dergelijke gevallen niet worden gesteld dat de milieu-impacts worden gewaardeerd met de geldende heffingen, maar moet altijd een analyse worden gedaan of de heffingshoogte overeenkomt met de betalingsbereidheid. Als daar geen zicht op kan worden verkregen, of een dergelijke analyse te kostbaar is, kan de heffingshoogte bij uitzondering wel worden gebruikt als proxy voor de betalingsbereidheid.



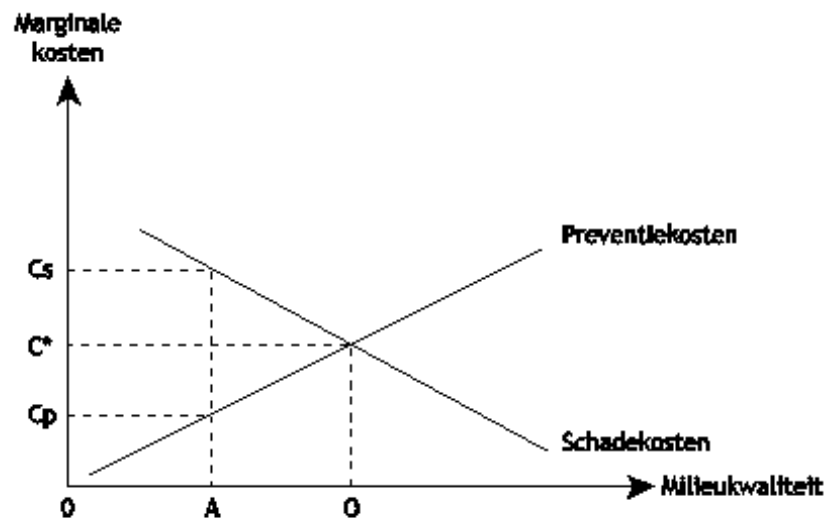
Dit betekent dat de waardering van milieukwaliteit:

- afhankelijk is van de preferenties van mensen ten aanzien van een schoon milieu ten opzichte van hun preferenties van andere schaarse goederen (de vraag naar milieukwaliteit);
- afhankelijk is van het niveau van milieukwaliteit waarbij de waardering hoger uitpakt als er relatief weinig milieukwaliteit is, en lager indien het milieu al relatief schoon is (aanbod).

In een normale markt komt een evenwicht tot stand via vraag en aanbod.

Voor milieukwaliteit kan dit worden gezien als het snijpunt tussen de marginale preventiekosten en de marginale schadetekosten (punt C\* in Figuur 8). Dit wordt ook wel de evenwichtsprijs, of schaduwprijs, van de milieukwaliteit genoemd.

Figuur 8 Waardering van milieugoederen via schadetekosten



In de praktijk van de MKBA is het echter niet nodig om deze waarde te berekenen. De milieukwaliteit bevindt zich immers niet in het optimum. Als de milieukwaliteit bijvoorbeeld A is in Figuur 8, dan zouden consumenten dit waarschijnlijk waarderen gelijk aan hun marginale schadetekosten, Cs in de figuur. Dit is voor een MKBA het juiste uitgangspunt bij het bepalen van de baten van een marginale verandering van de milieukwaliteit. Dit worden de schadetekosten genoemd, externe kosten of schaduwprijs.<sup>25</sup>

<sup>25</sup> In strikte zin is dit een onjuist gebruik van de term 'schaduwprijs' omdat een schaduwprijs wiskundig de waarde van de Lagrange-factor bij de optimale oplossing is waarbij de prijs de verandering is in de doelfunctie die veroorzaakt wordt door een marginale verandering in de beperkende factor. In algemeen spraakgebruik wordt echter vaak de term schaduwprijs gebruikt voor de prijs die op niet-bestaande markten tot stand komt.

Uit de figuur blijkt ook dat de marginale schadekosten niet constant zijn. Indien de milieukwaliteit niet marginaal verandert, maar zeer substantieel, leidt gebruik van  $C_s$  tot een overschatting van de prijs. Indien de milieukwaliteit door een beleidsmaatregel stijgt van A naar O, kan in principe niet worden volstaan met de vermenigvuldiging van de winst in milieukwaliteit met de oorspronkelijke schaduwprijs  $C_s$ . In dat geval dient er een nieuwe schaduwprijs te worden bepaald, rekening houdend met de verandering in waardering van milieuschade.<sup>26</sup>

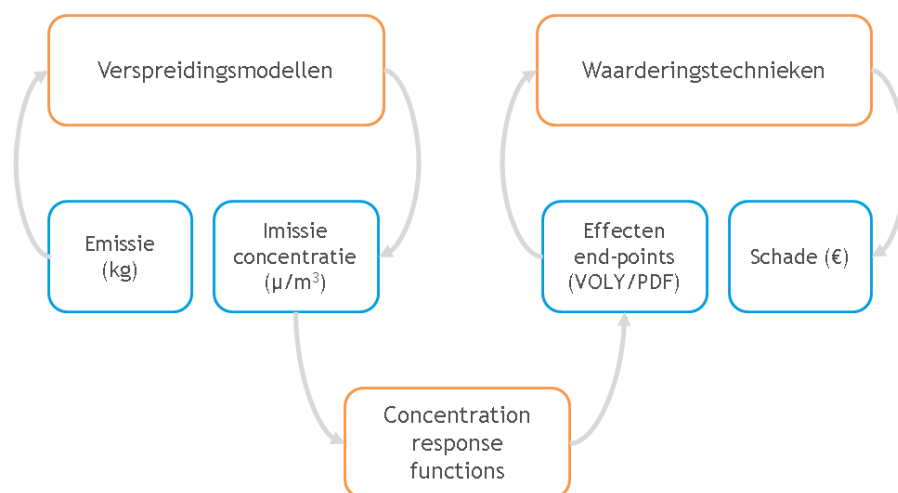
### 5.2.2 Waardering in een MKBA van milieu-effecten

In Paragraaf 1.3.2 zagen we dat de milieu-effecten kunnen worden omschreven op stof, midpoint- of endpointniveau. In Hoofdstuk 4 gaven we de aanbeveling om de (fysieke hoeveelheid) milieu-effecten van een maatregel zoveel mogelijk op het stofniveau te definiëren omdat dit vaak beter aansluit bij het beleidsalternatief waarbij een maatregel bedoelde of onbedoelde effecten op emissies geeft. De relevante welvaartseffecten van een verandering in milieu-effecten vinden echter plaats op het endpointniveau. In Paragraaf 1.3.2 definieerden we de volgende endpoints:

- menselijke gezondheid;
- ecosysteemdiensten;
- gebouwen en machines;
- grondstoffen;
- rust en esthetische waarden.

Deze endpoints betreffen ‘waarden’ die van belang zijn voor de welvaart (en welzijn) van mensen. Emissies geven schade op deze endpoints, en deze schade kan dus worden gewaardeerd. Toch is deze relatie verre van eenduidig. Figuur 9 geeft aan dat de stap van emissies van stoffen naar schade een lange stap is waarbij drie wetenschapsgebieden met elkaar ‘samenwerken’.

Figuur 9 Schets van de relatie tussen emissies en waardering op endpointniveau en de daarbij behorende kennisdomeinen



<sup>26</sup> Overigens is het van belang om te benadrukken dat het hier gaat om het economische principe van afnemend grensnut. Vanuit epidemiologisch perspectief is er vaak geen reden om aan te nemen dat minder milieuvuiling tot een meer dan evenredige daling van de gezondheidseffecten leidt (zie ook CE Delft, 2017).

Allereerst komen geëmitteerde stoffen in de lucht, het water of de bodem terecht. Deze stoffen worden echter verspreid, onder invloed van klimatologische en atmosferische condities. Verspreidingsmodellen uit de milieukunde of meteorologie leggen de relatie tussen emissies en de uiteindelijke opname van de schadelijke stoffen bij mens, plant of dier. Indien het hierbij gaat om luchtvervuiling spreekt men ook wel over atmosferisch transport van de emissies. Maar ook via de bodem kunnen emissies zich verspreiden via, bijvoorbeeld, het grondwater. Indien de geëmitteerde stoffen worden opgenomen door mens, plant of dier, kunnen ze daar tot effecten leiden. Epidemiologische en gezondheidsstudies leggen de relatie tussen een bepaalde concentratie aan stoffen en de daarbij behorende schadelijke effecten bij de mens. Dit wordt meestal gemodelleerd aan de hand van Concentration-Response Functies (CRF) op basis van toxicologisch en epidemiologisch onderzoek. Vergelijkbare CRFs zijn opgesteld voor de (toxicologische) effecten van milieuvuiling op plant en dier. Al deze effecten worden in fysieke indicatoren vormgegeven. Vervolgens dienen deze effecten te worden gewaardeerd aan de hand van waarderingstechnieken (zie Paragraaf 5.2.3).

De relatie van emissies via verspreiding naar welvaartrelevante effecten wordt de impact pathway-benadering genoemd. Een dergelijke vertaalslag dient in elke MKBA van milieu-effecten expliciet of impliciet te worden gemaakt. Het verschil tussen de expliciete en impliciete vertaalslag is als volgt:

- Bij een expliciete vertaalslag worden de effecten van de maatregel op de relevante endpoints zelf binnen de context van een MKBA gemodelleerd. Deze modellering omvat alle stappen uit Figuur 9. Bij een expliciete vertaalslag wordt de relatie tussen stoffen en endpoint dus bepaald via een eigen impact pathway-benadering en vervolgens worden deze endpoints gewaardeerd. Voor Nederland is dit onder meer gebeurd bij de MKBA op het gebied van luchtverontreiniging door het PBL (Smeets et al., 2014). Doordat het PBL beschikking heeft over een eigen atmosferisch transportmodel (OPS) is dit mogelijk.
- Bij een impliciete vertaalslag worden de effecten van de maatregel uitsluitend op stofniveau gekwantificeerd en worden deze monetair gewaardeerd met kengetallen. In deze kengetallen zijn voor Nederland gemiddelde waarden meegenomen die de relatie leggen tussen emissies, effecten op endpoints en monetaarisering. Er is hier dus sprake van een impliciete impact pathway-benadering die is gebaseerd op modellen gebruikt in eerdere studies.

Een expliciete vertaalslag vergt een aanzienlijke onderzoeksinzet die vaak de capaciteit van het onderzoeksbudget te boven zal gaan. Mede daarom heeft het ministerie van I&M tegelijkertijd met het uitbrengen van deze werkwijzer een Handboek Milieuprijzen uitgebracht (CE Delft, 2017) waarin, gebruik makend van de richtlijnen uit deze werkwijzer omtrent het waarderen van endpoints, een set waarderingskengetallen is uitgebracht voor meer dan 1.000 milieugevaarlijke stoffen geëmitteerd naar lucht, water of bodem.<sup>27</sup> Met deze kengetallen kunnen in de meeste situaties de milieu-effecten in een MKBA worden gemonetariseerd. Daarbij zijn deze milieuprijzen ook gebaseerd op de meest recente CRF-functies die in WHO-verband worden aanbevolen (anno 2016).

---

<sup>27</sup> Deze waarderingskengetallen betreffen een gemiddelde prijs (uitgedrukt in €/kg stof) voor de emissie van een stof op Nederlands grondgebied vanaf een gemiddelde locatie rekening houdend met een achtergrondconcentratie zoals die in 2015 gold. Het zijn dus gemiddelde waarden voor Nederland en van toepassing op gemiddelde situaties.



Ook indien de MKBA een eigen impact pathway-benadering uitvoert zou rekening moeten worden gehouden met de meest recente WHO-inzichten.<sup>28</sup>

De milieuprijzen geven gemiddelde prijzen voor gemiddelde situaties in Nederland weer (een gemiddelde bevolkingsdichtheid, gemiddelde uitstoot-hoogte). Deze kunnen gebruikt worden als, bijvoorbeeld bij een heffing op energie waar de effecten met elasticiteiten zijn berekend, niet bekend is *waar* de emissiereducties plaatsvinden. In dergelijke gevallen kan men volstaan met een gemiddelde waardering voor Nederland. In een aantal gevallen is dit echter niet voldoende, omdat de ruimtelijke effecten anders niet gelijk verdeeld zijn. In dergelijke gevallen voldoet een impliciete modellering niet langer en zal men gebruik moeten maken van een expliciete vertaalslag. In Paragraaf 5.6 wordt daar een algemene regel van gemaakt.

### 5.2.3 Overzicht van beschikbare en gebruikte waarderingstechnieken<sup>29</sup>

De Algemene Leidraad stelt dat ongeprijsde effecten zoveel mogelijk moeten worden meegenomen in een MKBA. De Algemene Leidraad beschrijft vervolgens de methoden van waargenomen voorkeur (revealed preferences) en beweerde voorkeur (stated preferences). Slechts indien deze methoden niet kunnen worden toegepast, kan worden uitgeweken naar andere methoden, zoals de herstelkostenmethode of de preventiekostenmethode.

Deze waarderingstechnieken zullen in de praktijk van de MKBA meestal maar zelden daadwerkelijk worden ingezet. Vaak zal er in een MKBA geen geld beschikbaar zijn om een studie naar de waardering van een milieu-effect uit te voeren. Daarom zal er meestal gebruik worden gemaakt van bestaande waarderingstudies (benefit transfers, zie Paragraaf 5.5) en kengetallen (zie Paragraaf 5.3). In een aantal gevallen zal dat echter niet voldoen en zal er aanvullend onderzoek moeten worden uitgevoerd naar, bijvoorbeeld, de effecten van stankoverlast van maatregelen die de mestproductie bij groot-schalige veeteelt verminderen. In dergelijke gevallen is er soms onvoldoende literatuur beschikbaar om de schattingen op te baseren en kan men overwegen om een separate analyse uit te voeren naar de betalingsbereidheid voor het voorkomen van stankoverlast. Dit is vooral goed mogelijk bij lokale milieu-problemen waarbij de burgers een directe link leggen tussen de effecten van de ingreep en de consequenties daarvan op hun leefomgeving. Naast stank-overlast kan men hierbij denken aan externe veiligheid en visuele hinder. Voor externe veiligheid is directe waardering van de effecten vaak zelfs de enige methode om tot een waardering te komen.<sup>30</sup>

De waarderingstechnieken zijn, conform de Algemene Leidraad, onder te verdelen in gebleken voorkeursmethoden, beweerde voorkeursmethoden, herstelkosten of preventiekostenmethoden. Hieronder worden deze kort beschreven, met naast de generieke aandachtspunten uit de Algemene Leidraad enkele specifieke op milieu gerichte aandachtspunten.

---

<sup>28</sup> Indien zowel de eigen impact pathway-modellering dezelfde concentratieresponsefuncties gebruikt als de kengetallen (CRF, op basis van WHO-studies) en dezelfde waarderingsmethoden (zie Paragraaf 5.5), dan zullen de verschillen tussen een eigen modellering en de kengetallen vooral terug te voeren zijn op verschillen bij het gebruik van verspreidingsmodellen (zoals een atmosferisch transportmodel).

<sup>29</sup> Deze paragraaf is mede gebaseerd op het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017).

<sup>30</sup> Indien externe veiligheid het voornaamste effect is van de ingreep kan ook overwogen worden om externe veiligheid niet te waarderen en in een MKBA te behandelen als een reciproke-MKBA (zie Hoofdstuk 2).



### **Gebleken voorkeur (revealed preferences) methoden**

Bij methoden op basis van gebleken voorkeuren wordt waargenomen marktgedrag in een bestaande, complementaire, markt gebruikt om indirect de betalingsbereidheid in een ontbrekende markt af te leiden. Dit wordt in Nederland meestal gebruikt door middel van een analyse van huizenprijzen (hedonic pricing).<sup>31</sup> Door bijvoorbeeld de huizenprijzen in geluidbelaste locaties te vergelijken met huizenprijzen in stillere locaties kan, mits goed gecorrigeerd voor de overige effecten, een impliciete waardering voor de schade van geluidshinder worden bepaald.

Gebleken voorkeursmethoden worden meestal met behulp van econometrische technieken ingeschat. Op deze manier is in Nederland onder meer geluidhinder gewaardeerd (zie bijvoorbeeld Theebe, 2004; Udo, Janssen en Kruitwagen, 2006; Jabben et al., 2007; Ossokina en Verwey, 2014) en visuele hinder (Dröes en Koster, 2015).<sup>32</sup> Het grote voordeel van deze methode is dat hij uitgaat van daadwerkelijk keuzegedrag van mensen (op aanpalende markten) die te maken hebben met budgetbeperkingen. Een nadeel is evenwel dat het econometrisch lastig kan zijn om de invloed van één verklarende variabele afdoende te isoleren. Vooral als deze variabele correleert met ontbrekende variabelen kan de methode tot een onder- of overschatting leiden.<sup>33</sup> Daarnaast is de methode gevoelig voor de ontbrekende-variabele bias. Als een beperkt uitzicht en geluidshinder samengaan, kan de waardering voor geluidshinder tot een overschatting leiden als niet goed gecorrigeerd wordt voor het welvaartsverlies door het beperkte uitzicht. Ook moet er in de resultaten afdoende wetenschappelijk worden getoetst op de kwaliteit.

Een ander, meer fundamentele, belemmering is dat gebleken voorkeur methoden tot een verkeerde schatting van de schade kunnen leiden indien mensen slecht geïnformeerd zijn over de schade van milieuvervuiling. Met name bij milieuvervuiling blijkt dat mensen slecht op de hoogte zijn van de effecten van milieuvervuiling op, bijvoorbeeld, gezondheid.

### **Beweerde voorkeur methoden (stated preferences)**

Dit zijn methoden gebaseerd op voorkeuren kenbaar gemaakt via enquêtes, vragenlijsten en/of experimenten. Op basis van de antwoorden van consumenten op vragen naar hoe ze zouden reageren in hypothetische situaties waarin de voorziening van een goed varieert, wordt er een impliciete waardering voor dat goed afgeleid. Als de respondenten van de enquêtes eerlijk, goed geïnformeerd en rationeel zijn, is stated preference-onderzoek in principe de meest betrouwbare informatiebron voor de voorkeuren van mensen naar milieukwaliteit (Arrow et al., 1993; Hoevenagel, 1994). Deze theoretische ideaalsituatie gaat echter in de praktijk meestal niet op (zie hieronder). Bekende problemen zijn het afwezig zijn van een budgetbeperking waardoor mensen een hogere waarde opgeven dan ze in werkelijkheid bereid zouden zijn om te betalen.

---

<sup>31</sup> Daarnaast is ook waardering op basis van reistijden een mogelijkheid. Hierbij wordt gekeken hoever mensen bereid zijn om te reizen naar bijvoorbeeld een natuurgebied om daar te recreëren. Deze vorm van waardering is minder gebruikelijk bij milieuproblemen.

<sup>32</sup> Zie ook Bijlage C.6.

<sup>33</sup> Negatieve correlatie leidt tot onderschatting, positieve correlatie tot overschatting.



Daarnaast zijn de resultaten zeer gevoelig voor de onderzoeksopzet en de perceptie van de deelnemers wat er met de resultaten gedaan wordt. Er kunnen ook sociaal-wenselijke of strategische antwoorden worden gegeven. Carson et al. (1998) laten zien dat de volgorde van vraagstelling belangrijk is voor de waardering, een feit dat ook empirisch is aangetoond (Payne et al., 2000).

Daarnaast leidt de methode tot een verkeerde schatting als mensen niet goed bekend zijn met de effecten van milieuvervuiling op hun gezondheid. Bij geluidswaardering blijkt bijvoorbeeld dat mensen slecht bekend zijn met het feit dat geluidshinder tot, bijvoorbeeld, hart- en vaatziekten kan leiden. In de afwezigheid van dergelijke informatie is de waardering lager dan wanneer deze informatie wel beschikbaar is.

De populairste methode voor verklaarde voorkeuren is de Contingent Valuation Method (CVM) waarin respondenten in een enquête rechtstreeks wordt gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een bepaald goed, zorgvuldig beschreven in het onderzoekscenario. Respondenten worden bijvoorbeeld gevraagd naar hun betalingsbereidheid (WTP - Willingness to Pay) voor gezondheid of het behoud van bepaalde ecosystemen die gevaar lopen door gebiedsontwikkeling. Ook is het mogelijk een vraag te stellen over de acceptatiebereidheid (WTA - Willingness to Accept) voor het verlies van dat ecosysteem, hoewel de WTA-benadering geacht wordt minder geloofwaardige resultaten te leveren (zie ook box). Varianten op de CVM-methode zijn de Choice Experiment (CE)-methode, waarin de respondent een aantal alternatieven krijgt voorgeschoteld en de meest aantrekkelijke moet kiezen uit een set van opties. De betalingsbereidheid voor bepaalde attributen (bijvoorbeeld overlijdensrisico) blijkt dan uit de econometrische analyse.

#### Box 9 Verschil tussen WTP en WTA in de CVM-methode

Een kritiekpunt op de Contingent Valuation Method is dat de waardering sterk afhankelijk is van het feit of men de WTP bevroegt, of de WTA. Volgens de economische theorie zouden de WTP en WTA aan elkaar gelijk moeten zijn, maar uit empirisch en experimenteel onderzoek is bijvoorbeeld gebleken dat mensen een te betalen bedrag gemiddeld ruim zeven maal hoger waardeerden dan een te ontvangen bedrag (Horowitz and Connell, 2002). Overigens hoeft dit niet een nadeel van de bevroegde voorkeursmethoden te zijn en kan een verschil in WTP en WTA daadwerkelijk uit de voorkeur van mensen blijken, zoals gepostuleerd in Kahneman's Prospect Theory (Kahneman & Tversky, 1979). Dit komt mede doordat mensen meer waarde hechten aan bezit en risico-avers zijn. Zo blijkt bijvoorbeeld uit onderzoek van Kahneman en Thaler (1990) dat de prijs die mensen vragen (WTA) voor een artikel dat ze zojuist gekregen hebben, hoger ligt dan de prijs die ze voor dat artikel zouden willen betalen (WTP). Dit komt onder meer door het endowment-effect, zoals beschreven door Thaler (1980), dat zegt dat mensen meer waarde hechten aan een goed dat ze in bezit hebben, dan aan een goed dat ze eventueel in bezit kunnen krijgen. In een MKBA betekent dit dat er een impliciete voorkeur zou zijn voor de 'status quo'.

#### Herstelkosten

Indien waardering op basis van bovenstaande methoden niet mogelijk is, kan men ook een waardering baseren op basis van herstelkosten: de kosten die gemaakt moeten worden om de schade te herstellen. Waardering met herstelkosten leidt potentieel tot een overschatting omdat het niet altijd economisch optimaal is om alle schade te herstellen en de bereidheid hiervoor te betalen niet bestaat.





In economische zin is het optimale vervuilingsniveau vrijwel nooit gelijk aan 0, maar zal mede afhangen van het verloop van de marginale schade en marginale preventiekostencurve (zie ook Paragraaf 5.3.1). Daarom is het niet economisch om alle schade te herstellen. Dit bezwaar kan worden onderzocht door niet de hypothetische herstelkosten als uitgangspunt te nemen maar de daadwerkelijke uitgaven van, bijvoorbeeld, huiseigenaren. In dat geval worden de herstelkosten gebruikt om een gebleken voorkeurswaarde te herleiden. Herstelkosten kunnen ook leiden tot een onderschatting als niet alle schade te herstellen.

### Preventiekosten

Indien geen van bovenstaande methodes beschikbaar is, of met veel onzekerheden omgeven zijn, kan men overwegen om de waardering te laten plaatsvinden aan de hand van preventiekosten. De preventiekostenmethode gaat uit van milieu(beleids)doelstellingen en is gebaseerd op de minimale marginale kosten die gemaakt moeten worden om de milieubeleidsdoelstellingen te halen. Veel milieubeleid kent een beleidsdoel (bijvoorbeeld 20% reductie van emissies ten opzichte van 2010). De preventiekostenmethode kijkt vervolgens naar de kosten van de duurste maatregel die nodig is om dat beleidsdoel te halen met de goedkoopste set van maatregelen.<sup>34</sup> Deze kosten worden de preventiekosten genoemd.

In het oude Handboek Schaduwrijzen (CE Delft, 2010) werden deze preventiekosten, conform de OEI-Leidraad, aanbevolen bij milieubeleid waarvan de doelen reeds waren afgesproken. Met de nieuwe opzet van de Leidraad MKBA in 2013 is dit voorschrift komen te vervallen en worden alle milieuthema's op basis van schadekosten gewaardeerd. Uitzondering is het klimaatbeleid, waar de Werkgroep Discontovoet heeft aanbevolen om gebruik te maken van de preventiekostenbenadering op basis van de WLO-scenario's omdat de onzekerheid samenhangend met waardering op basis van schadekosten te onzeker wordt geacht. Dit wordt in Paragraaf 5.3 verder uitgewerkt. Daarnaast laat de Algemene Leidraad ook de mogelijkheid open om de preventiekostenmethodiek te gebruiken indien er geen andere manier is om te waarderen. In het Handboek Milieuprijzen is dit gedaan voor waardering van de effecten van nitraat op marine ecotoxiciteit.

#### 5.2.4 Onzekerheid en kwaliteit van waardering van milieu-effecten

Waardering van milieukwaliteit kent een aantal serieuze beperkingen. Hoewel het onderwerp tot duizenden publicaties in de laatste twee decennia heeft geleid blijft het een heikel onderwerp omdat de in onderzoek gevonden waarden voor milieukwaliteit moeilijk verifieerbaar is met de daadwerkelijke voorkeuren van mensen (zie Carson, 2000; Bateman et al., 2002). Een sterke bias met de onderzoeksmethodiek speelt hier een belangrijke rol in.

De voornaamste beperkingen van het waarderen van milieu-effecten zijn:

---

<sup>34</sup> Indien de preventiekostenmethodiek wordt gebruikt is het belangrijk dat deze wordt gestoeld op zogenaamde 'efficiënte prijzen'. Vanuit economisch oogpunt zijn de marginale preventiekosten immers gelijk aan de Pigouviaanse heffing die betaald zou moeten worden om de gestelde doelen te halen. Deze heffing geeft de laagste kosten weer voor de samenleving om de gestelde doelen te halen. Overheidsbeleid kan evenwel andere overwegingen hebben ten aanzien van de kostenverdeling over doelgroepen en minder efficiënt beleid implementeren dat tot hogere kosten leidt door bijvoorbeeld internationaal concurrerende industrieën te vrijwaren van kosten om het beleidsdoel te halen. In dat geval worden de marginale kosten van het beleid hoger. Maar indien de preventiekosten worden gebruikt als proxy voor de waardering van het milieubeleidsdoel, moet toch worden gekeken naar de laagste kosten om het beleidsdoel te halen. De eventuele hogere additionele kosten moeten dan worden gezien als schaduwrijzen voor de zorgen om de internationale concurrentiepositie.



- Compleetheid: Er lijken geen methoden te zijn die volledig en compleet het arsenaal aan menselijke waarderingen voor milieukwaliteit kunnen weergeven. Vooral optionele en intrinsieke waarden worden slecht gedekt in waarderingsstudies.
- Kennis en informatie bias: Over het algemeen blijkt de informatie die mensen hebben over de relatie tussen bijvoorbeeld milieuvervuiling en gezondheid slecht te zijn. Dit resulteert bijvoorbeeld in een onderschatting van de waardering van de gevolgen van milieuvervuiling bij gebleken voorkeurmethode. Bij CVM-onderzoek is het bekend dat mensen vooraf informatie geven over de effecten van luchtverontreiniging tot veel grotere waarderingen leidt.
- Onderzoeksbias: Met name CVM-methoden leggen een grote variëteit aan uitkomsten bloot afhankelijk van de onderzoeksopzet. Carson et al. (1998) laten zien dat de volgorde van vraagstelling belangrijk is voor waardering, een feit dat ook empirisch is aangetoond (Payne et al., 2000). Economisch gezien is dit ook verklaarbaar, maar daar wordt vaak geen rekening mee gehouden bij waardering in kosten-batenanalyses (zie ook de discussie in Hoofdstuk 6).

Het enige alternatief hiervoor is het *niet* waarderen van milieugoederen. Het niet-waarderen lijkt daarmee in eerste instantie wel een oplossing te bieden voor de wetenschappelijke onzekerheid, maar het ontkent het feit dat elke dag mensen, bedrijven en overheden beslissingen maken waarin er een *impliciete* afweging wordt gemaakt tussen financiële informatie en effecten die niet in financiële grootheden zijn uit te drukken. Door de milieugoederen wel te waarderen wordt er extra informatie toegevoegd aan de besluitvorming. Daarom is het beter om de onzekerheid over de hoogte van milieuprijzen in de waarderingsgrondslagen tot uitdrukking te brengen door standaard te werken met een onder- en bovenwaarde, dan de milieugoederen niet te waarderen.

## 5.3 Waardering met Milieuprijzen

### 5.3.1 Inleiding

Milieuprijzen zijn kengetallen die de maatschappelijke marginale waarde voor het voorkomen van milieuvervuiling berekenen en uitdrukken in euro's per kilogram vervuilende stof. Milieuprijzen geven daarmee de welvaartsverliezen die optreden indien er één extra kilogram van de stof in het milieu terecht komt. Milieuprijzen zijn daarmee vaak gelijk aan de externe kosten. Overigens kunnen milieuprijzen ook worden toegepast op niet-stoffelijke vervuiling, zoals geluidshinder. In dergelijke gevallen is de schaduwprijs gesteld in euro's per eenheid hinder (bij geluid gemeten in bijvoorbeeld decibel, bij straling in kBecquerel, etc.).

De milieuprijzen zijn door CE Delft ontwikkeld door het combineren van milieukundige en economische modellen die de afgelopen tien jaar zijn ontwikkeld om de milieu-effecten en economische schade van emissies te bepalen. Op deze manier is er een waardering die consistent is met de uitgangspunten uit de welvaartstheorie voor meer dan 1.000 milieugevaarlijke stoffen verkregen.

De milieuprijzen zijn gebaseerd op schadekosten die op endpoints optreden. Door de schade die milieuvervuiling veroorzaakt op diverse endpoints te bepalen en te waarderen kan een waardering voor de *additionele* schade die een kilogram extra emissie veroorzaakt worden bepaald.



### 5.3.2 Gebruik van Milieuprijzen in een MKBA

De milieuprijzen uit het Handboek Milieuprijzen betreffen *gemiddelde* prijzen in 2015 per kilogram emissie (of een andere eenheid bij geluid, straling en landgebruik) vanuit een *gemiddelde* bron op een *gemiddelde* locatie (met bijvoorbeeld een gemiddelde bevolkingsdichtheid met een gemiddeld inkomen). Milieuprijzen zijn daarom ruwe schattingen die geen opgeld doen voor specifieke gevallen. In een MKBA zijn ze daarom bij uitstek geschikt om *nationale* beleidsverkenningen door te berekenen. Indien het gaat om projecten met sterk regionale effecten kan het de voorkeur verdienen om een aparte inschatting te maken van de effecten op de endpoints (zie Paragraaf 5.5).<sup>35</sup>

De Algemene Leidraad stelt dat de onzekerheid van de schattingen expliciet in een MKBA worden gepresenteerd. In de Werkwijzer Sociaal Domein (Koopmans et al., 2016) is dat bijvoorbeeld geoperationaliseerd door voor de onzekere schattingen rondom een mensenleven in goede gezondheid, uitgedrukt in de QALY (Quality Adjusted Life Years) indicator, met een onder- en bovenwaarde te werken in de schattingen. Op het gebied van milieuwaarderingen is een vergelijkbare onzekerheid rondom het waarderen van mensenlevens of het waarderen van impacts op ecosysteemdiensten. Daarom is gemeend ook in MKBAs op het gebied van milieu deze onzekerheid expliciet in beeld te brengen en de milieu-effecten te waarderen met een onder- en bovenwaarde. Daarbij is de bandbreedte voor menselijke gezondheid gebaseerd op de range die in de Werkwijzer Sociaal Domein wordt gegeven en is voor de overige endpoints een inschatting gemaakt van de verdeling van de diverse studies over de onder- en bovenwaarden. Meer informatie kan worden gevonden in het Handboek Milieuprijzen.

De onder- en bovenwaarden moeten worden toegepast zowel in het scenario Hoog als Laag.

### 5.3.3 Overzichtstabel van milieuprijzen

Tabel 4 geeft een overzicht van de gehanteerde milieuprijzen in de onder- en bovenwaarde voor emissies naar lucht. Hierbij zijn de milieuprijzen afgerond tot een zwevendekommagetal met drie decimalen. Een dergelijke mate van precisie levert uiteraard een schijnzekerheid op in de huidige rapportage. Omdat milieuprijzen evenwel verder gebruikt worden in, bijvoorbeeld, kosten-batenanalyses waarbij de hier gevonden waarden gemakkelijk met een miljoen of meer vermenigvuldigd gaan worden, hebben we ervoor gekozen om niet zelf al een afronding te bepalen die uiteindelijk invloed op de MKBA kan hebben.

---

<sup>35</sup> Een deel van de emissies op Nederlands grondgebied waait over de grens heen en geeft effecten in andere landen. Effecten op inwoners uit andere landen zijn gewaardeerd tegen de dezelfde waarde als de inwoners van Nederland, conform de algemene uitgangspunten (zie ook Paragraaf 3.2.3).



Tabel 4 Milieuprijzen in €/kg emissie in prijzen 2015 voor emissies naar lucht excl. klimaateffecten

Stof		€/kg emissie		Relevante midpoints							Endpoints		
		Onder	Boven	Fijnstofvorming	Smogvorming	Verzuring	Klimaat	Ozonlaag	HumanTox	Ecotox	Gezondheid	Ecosystemen	Materialen*
Chloorfluorkoolstof^	CFC-11	€ 22,1	11 € 45,7				x	x	x		x	x	
Fijnstof kleine fractie	PM <sub>2,5</sub>	€ 56,8	€ 122	x			na				x		x
Fijnstof middelgroot	PM <sub>10</sub>	€ 31,8	€ 69,1	x			na				x		x
Stikstofoxiden	NO <sub>x</sub>	€ 24,1	€ 53,7	x	x	x	na			x	x	x	x
Zwavel dioxide	SO <sub>2</sub>	€ 17,7	€ 38,7	x	x	x	na				x	x	x
Ammoniak	NH <sub>3</sub>	€ 19,7	€ 48,8	x		x				x	x	x	
Niet-meth. vluchtige organische stoffen	NMVOS	€ 1,61	€ 3,15		x						x	x	x
Koolstofmonoxide	CO	€ 0,0736	€ 0,152		x						x		
Methaan^	CH <sub>4</sub>	€ 0,016	€ 0,032		x		x				x		
Cadmium	Cd	€ 798	€ 1831						x	x	x	x	
Arsenicum	As	€ 703	€ 1228						x	x	x	x	
Lood	Pb	€ 3967	€ 6596						x	x	x	x	
Nikkel	Ni	€ 75	€ 225						x	x	x	x	
Kwik	Hg	€ 24770	€ 53630						x	x	x	x	
Formaldehyde	CH <sub>2</sub> O	€ 19,3	€ 40						x	x	x	x	

Noot: \* Materialen betreffen hier aantasting van gebouwen en materialen door luchtvervuiling, zoals verf en kalksteen. Zie ook paragraaf 5.5 en Bijlage C.

^ Deze stoffen geven ook grote effecten op broeikasgasemissies en de effecten op broeikasgasemissies zouden moeten worden opgeteld bij deze prijzen om tot een totale waardering van de milieuschade van deze stof te komen.

Merk hierbij op dat er in deze tabel voor klimaat geen aparte milieuprijzen zijn gerapporteerd, deze kunnen worden gevonden in Paragraaf 5.4 en zouden voor CFKs en methaan (CH<sub>4</sub>) moeten worden opgeteld bij de hier gerapporteerde milieuprijzen om een volledige beprijzing voor emissies van deze stoffen te verkrijgen.

Voor emissies naar water kan de volgende tabel worden gebruikt. Dit is een combinatie van prioritaire stoffen in het waterbeleid en vermestende stoffen. Hierbij geldt dat de effecten van de emissies naar water gebaseerd zijn op modellen die uitgaan van een gemiddelde Europese situatie.<sup>36</sup> De specifieke situatie van het Nederlandse ecosysteem, met zijn hoge milieudruk en kwetsbaarheid, is niet specifiek gemodelleerd. Daarom is het aanbevelingswaardig om, indien het in een MKBA gaat om grote effecten voor emissies naar water, niet met milieuprijzen te werken maar een eigen impact pathway-benadering te ondernemen.

<sup>36</sup> Dit geldt voor de karakterisatie van alle stoffen vernoemd in de tabel, en voor fosfor ook voor de waardering. Daarnaast is de waardering voor stikstof gebaseerd op preventiekosten. Zie voor meer uitleg het Handboek Schaduwprizen (CE Delft, 2017).



Tabel 5 Milieuprijzen in €/kg emissie in prijzen 2015 voor emissies naar water

Stof	€/kg emissie		Relevante midpoints		
	Onder	Boven	Vermesting	HumanTox	Ecotox
1,2-Dichloorpropan	€ 18,3	€ 38,7		x	x
Atrazine	€ 3,3	€ 20,9		x	x
Aldrin	€ 1645	€ 3487		x	x
Benzene	€ 0,0568	€ 0,124		x	x
Beryllium	€ 7,44	€ 52,3		x	x
Captan	€ 0,0208	€ 0,156		x	x
DDT	€ 47,3	€ 106		x	x
Dichloorvos	€ 0,19	€ 0,583		x	x
Dichloromethane	€ 1,78	€ 3,77		x	x
Dicofol	€ 249	€ 529		x	x
Ethylbenzeen	€ 0,00546	€ 0,0232		x	x
Fosfor totaal (P)	€ 0,473	€ 3,71	x		
Fosfaat (PO <sub>4</sub> )	€ 0,156	€ 1,22	x		
Hexachloorbenzeen	€ 408	€ 865		x	x
Naftaleen	€ 0,188	€ 0,466		x	x
Pentachloorfenol	€ 2,15	€ 16,9		x	x
Stikstof totaal (N)	€ 3,11	€ 3,11	x		
Tetrachloorethyleen	€ 7,45	€ 15,8		x	x
Trichloormethaan (chloroform)	€ 3,12	€ 6,6		x	x
Trifluralin	€ 13,0	€ 28,8		x	x
Zinc	€ 0,168	€ 2,96		x	x

Voor geluid hangt de waardering af van het type geluid en van de geluids-klasse. Men kan bij geluid een onderscheid maken tussen effecten op de gezondheid, en effecten die als overlast kunnen worden getypeerd. Deze zijn in het Handboek Milieuprijzen zo geconstrueerd dat ze onafhankelijk van elkaar zijn (en dus aanvullend: zie ook Bijlage C.6 en het Handboek Milieuprijzen).<sup>37</sup> Tabel 23 in Bijlage C.6 geeft een samenvatting in onder- en bovenwaarden die in het Handboek Milieuprijzen worden gehanteerd, exclusief verstoring van natuur door geluid (zie ook Bijlage C.6), gespecificeerd naar geluidsbron.

In het Handboek Milieuprijzen zijn voor veel meer stoffen en milieu-impacts waarderingen te vinden. Meer informatie en uitleg kunnen worden gevonden in het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017). Een concrete rekentool om de milieuprijzen mee te bepalen volgens diverse varianten kan worden gevonden op: [www.ce.nl/milieuprijzen](http://www.ce.nl/milieuprijzen)

#### 5.3.4 Milieuprijzen voor niet-gemiddelde uitstoot

Voor de meeste milieugevaarlijke stoffen kan, tot op zekere hoogte, met gemiddelde waarden voor Nederland worden gewerkt. Voor PM<sub>2,5</sub> is dat niet het geval: de schade is hierbij zeer locatiespecifiek. In het Handboek Milieuprijzen is voor PM<sub>2,5</sub> ook een verdere verbijzondering gemaakt waarbij de schadekosten verder zijn uitgesplitst naar bron en locatie van uitstoot.

<sup>37</sup> De veronderstelling die hierbij is gemaakt dat deze onafhankelijk van elkaar zijn voor bepaalde typen geluidsbelasting omdat mensen, met name bij lage geluidsbelasting, niet weten dat deze gezondheidseffecten kunnen veroorzaken.



Hoewel deze schadekosten meer onzeker zijn dan in de tabel uit Paragraaf 5.4.3 gepresenteerd, wordt duidelijk dat de ultra-fijnstofuitstoot door verkeer in sterk verstedelijkte gebieden een factor 6-7 schadelijker dan het gemiddelde voor Nederland. Daarentegen wordt de schadelijkheid met een factor 2 verminderd indien de uitstoot door een schoorsteen van meer dan 100 meter hoogte plaatsvindt. Dit is het geval bij de meeste fijnstofuitstoot van kolencentrales en raffinaderijen.

Tabel 6 Milieuprijzen voor ultra-fijnstof (PM<sub>2,5</sub>) in €/kg emissie in prijzen 2015 voor diverse uitstootbronnen en locaties van uitstoot

	Onder	Boven
Gemiddelde NL	€ 56,8	€ 122
Elektriciteitscentrales en industrie met schoorsteen > 100 m	€ 26,2	€ 56,2
Verkeer: sterk verstedelijkt gebied	€ 383	€ 823
Verkeer: landelijk gebied	€ 92,1	€ 198

Voor andere stoffen en/of meer specifieke uitstootsituaties van PM<sub>2,5</sub> zou er aanvullend onderzoek in de MKBA moeten plaatsvinden. Deze zijn niet in het kader van het Handboek Milieuprijzen berekend. De onderzoeker kan ook meer gedetailleerdere waarderingen in de literatuur vinden, bijvoorbeeld CE Delft en Vrije Universiteit (2012), die echter niet dezelfde uitgangspunten (qua waardering van VOLY bijvoorbeeld) hebben als het Handboek Milieuprijzen.

## 5.4 Waardering effecten klimaat en energie

### 5.4.1 Algemene achtergrond

Het kabinet heeft eind 2015 het advies van de Werkgroep Discontovoet overgenomen waarin wordt voorgeschreven om CO<sub>2</sub>-emissies te waarderen aan de hand van prijspaden die het CPB en PBL hebben gemaakt in het kader van de WLO (Welvaart en Leefomgeving)-scenario's. Deze prijspaden zijn gebaseerd op de trendmatige ontwikkeling van het internationale klimaatbeleid waar Nederland in de toekomst mee te maken krijgt. Dit resulteert in het feit dat de uitstoot van broeikasgassen economie breed een prijs krijgt. Deze prijs moet worden meegenomen in een MKBA.

In een aanvullend achtergronddocument hebben CPB en PBL (Aalbers et al., 2016) aangegeven hoe de waardering van CO<sub>2</sub>-emissies op basis van de WLO-scenario's moet worden uitgevoerd. Op basis van deze studie bevat de Werkwijzer Milieu een eerste aanzet hoe effecten op klimaat en energie moeten worden gewaardeerd. Mogelijkerwijs wordt er op dit gebied in de toekomst nog een aanvullende werkwijzer ontwikkeld. In dat geval vervalt deze paragraaf en wordt de MKBA-uitvoerder verwezen naar de nieuwe werkwijzer.

Alle prijzen die vermeld worden in deze paragraaf zijn exclusief btw.

#### 5.4.2 WLO-scenario's en prijspaden op klimaatgebied

De WLO-scenario's geven trends weer in de toekomstige ontwikkeling en onzekerheden die daarmee gepaard gaan. In principe worden de scenario's beleidsarm ingevuld. Op het gebied van klimaat en energie is dat niet het geval. Hier wordt uitgegaan van forse ontwikkelingen in het internationale klimaatbeleid die voor Nederland een gegeven zullen zijn in de toekomst. Het internationale klimaatbeleid verschilt in de scenario's Laag en Hoog en gaat uit van de onvoorwaardelijke en voorwaardelijke toezeggingen ('pledges') die in de klimaatonderhandelingen zijn gedaan. In Laag wordt daarbij verondersteld dat alleen de onvoorwaardelijke toezeggingen worden waargemaakt, resulterend in een emissiereductie in 2050 voor de EU (en dus Nederland) van 45% in vergelijking met 1990 en een temperatuurstijging van 3,5-4°C na 2100. In Hoog worden zowel de onvoorwaardelijke als de voorwaardelijke toezeggingen waargemaakt. Dat resulteert in een emissiereductie van 65% in 2050 ten opzichte van 1990 en een temperatuurstijging die uitkomt op 2,5 tot 3°C na 2100.

De WLO-scenario's bevatten prijsontwikkelingen van CO<sub>2</sub> in het EU ETS. Deze zijn echter niet zondermeer bruikbaar in een MKBA omdat het EU ETS geen economie breed instrument is. In een achtergronddocument (Aalbers et al., 2016) geven CPB en PBL daarom uitleg over hoe de WLO-scenario's gebruikt kunnen worden om een prijspad te bepalen dat gebruikt kan worden in een MKBA en dat wel een economie breed perspectief biedt. Uitgangspunt vormt hierbij het scenario Hoog in 2050 waarbij het ETS is uitgebreid naar *alle* sectoren van de economie.<sup>38</sup> In feite bestaat er in scenario Hoog dus een economie brede CO<sub>2</sub>-prijs waarbij de marginale kosten in 2050 € 160/tCO<sub>2</sub> bedragen.

Ook voor Laag is de 2050-prijs op te vatten als de economie brede CO<sub>2</sub>-prijs omdat de prijzen voor het behalen van de doelstellingen in Laag afgerond vrijwel gelijk zijn aan de ETS-prijzen.<sup>39</sup> Dus de prijzen in 2050 voor zowel Hoog als Laag betreffen de marginale kosten om aan de gestelde doelen te voldoen voor de gehele economie. Op basis hiervan is een *efficiënt* prijspad te berekenen voor tussenliggende jaren door gebruik te maken van de regel van Hotelling. Hierbij wordt de uitstootruimte aan CO<sub>2</sub> als een voorraadgrootheid gezien en worden de prijzen uit 2050 verdisconteerd met de relevante discontovoet.<sup>40</sup> Dit levert de volgende prijspaden op voor de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen in de scenario's.

---

<sup>38</sup> Voor de 2°C-verkenning is dit al in 2030 het geval.

<sup>39</sup> Aalbers et al. (2016) stellen dat de economie brede efficiënte CO<sub>2</sub>-prijs in Laag in 2050 (afgerond) gelijk is aan de EU ETS-prijs. Dat komt volgens hen doordat de bestrijdingskosten in het ETS over een groot bereik vrijwel vlak zijn en dat daarom de algemene reductiedoelstelling in Laag bereikt kan worden door meer maatregelen te nemen tegen min of meer dezelfde marginale kosten.

<sup>40</sup> Omdat de ETS-prijzen Europese prijzen betreffen, hanteert Aalbers et al. (2016) een iets hogere discontovoet in de Hotellingregel wat resulteert in een prijsstijging van 3.5% per jaar. Ter rechtvaardiging van de hogere discontovoet stellen Aalbers et al. (2016) dat Oost- en Zuid-Europa wat sneller groeien dan Noordwest-Europa en Nederland, waardoor voor de EU als geheel een hogere discontovoet geldt dan voor Nederland. De discontovoet is ook op te vatten als een prijsstijging.



Tabel 7 Efficiënte CO<sub>2</sub> volgens de WLO (in €/tCO<sub>2</sub> constante prijzen exclusief btw)

	2015	2030	2050
Laag	12	20	40
Hoog	48	80	160
2 °C	60-300	100-500	200-1.000

Voor MKBAs op het gebied van klimaatbeleid dient er tevens een gevoeligheidsanalyse te worden uitgevoerd met de CO<sub>2</sub>-prijzen behorend bij de 2 °C-gradendoelstelling. Deze geven een bandbreedte aan. De ondergrens van deze bandbreedte komt daarbij overeen met een emissiereductie van 80% in 2050 ten opzichte van 1990 (voor Nederland en de Europese Unie als geheel). De bovengrens van deze bandbreedte komt overeen met een emissiereductie van meer dan 95%.

#### 5.4.3 Gebruik van efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen in de praktijk

In de praktijk kunnen de volgende handvaten worden gegeven voor het gebruik van de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen:

##### Prijzen passend bij het scenario

Voor het waarderen van de CO<sub>2</sub>-effecten in een MKBA wordt gebruik gemaakt van de efficiënte prijzen zoals ze in Tabel 7 zijn gegeven. In Scenario Laag gebruikt men de prijzen uit scenario Laag, en in Scenario Hoog gebruikt men de prijzen uit scenario Hoog. Bij evaluatie van klimaatgerelateerde maatregelen wordt ook een gevoeligheidsanalyse voorgeschreven met prijzen uit het 2 °C-scenario.

##### Relatieve toetsing

Een MKBA die gebruik maakt van efficiënte prijzen toetst in feite of de voorgestelde maatregel efficiënt is ten opzichte van de maatregelen die in de WLO-scenario's worden verondersteld: 'Maatregelen die rendabel zijn bij een CO<sub>2</sub>-prijs lager dan de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijs in het scenario zijn maatschappelijk rendabel in dat scenario. Maatregelen die pas rendabel zijn bij een hogere CO<sub>2</sub>-prijs dan de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijs in het scenario zijn maatschappelijk niet rendabel in dat scenario.' (Aalbers et al., 2016). Een MKBA die maatregelen waardeert met efficiënte prijzen toetst dus in feite of de voorgestelde maatregel *efficiënter* is dan de duurste maatregel die genomen wordt in dat scenario. Als de voorgestelde maatregel goedkoper is dan de duurste maatregel uit het scenario, is het, vanuit klimaatkosten, zinvol om deze maatregel te nemen. Hierbij moet een positief MKBA-saldo niet geïnterpreteerd worden als netto verhoging van de welvaart, maar dat de maatregel efficiënter dan de impliciet veronderstelde maatregel bijdraagt aan het behalen van het in het scenario aangenomen CO<sub>2</sub>-doel.

##### Geen MKBA mogelijk van reductiedoelstellingen

Door de opzet van efficiënte prijzen als preventiekosten, is het niet mogelijk om klimaatdoelstellingen te onderwerpen aan een MKBA. Het is dus niet mogelijk om met gebruik van de efficiënte prijzen in een MKBA te bepalen of Nederland, in Europees verband, zou moeten pleiten om de 2030 doelstelling aan te scherpen tot -45% of af te zwakken tot -30% ten opzichte van 1990.

##### Waterbedeffect niet relevant

In het verleden is er soms discussie geweest over de vraag of het zogeheten 'waterbedeffect' optreedt bij maatregelen die emissies reduceren die onder het Europese emissiehandelssysteem vallen.





Het waterbedeffect houdt in dat CO<sub>2</sub>-reductie op de ene plaats kan leiden tot extra uitstoot op een andere plek, waardoor er per saldo geen CO<sub>2</sub> gereduceerd wordt. Als bijvoorbeeld in Nederland geïnvesteerd wordt in windmolens en er minder kolencentrales nodig zijn, komt er meer ruimte voor andere landen in het EU ETS om broeikasgassen uit te stoten omdat de totale cap begrensd wordt.

In de aanpak van Aalbers et al. (2016) hoeft er met dit waterbedeffect niet expliciet rekening te worden gehouden omdat in de WLO-scenario's de mondiale emissiereducties en het pad daartoe gegeven is en het waterbedeffect daarin al heeft plaatsgevonden bij maatregelen die in het scenario genomen worden. Met andere woorden: alle landen moeten hun doelstellingen halen en de situatie dat minder of meer inspanningen in het ene land resulteren in meer of minder inspanningen in andere landen kan niet optreden. Een alternatieve benadering is om de efficiënte prijzen te zien als de prijzen die optreden op een efficiënte mondiale emissiehandelmarkt. Een maatregel die CO<sub>2</sub> reduceert, reduceert dan in feite geen CO<sub>2</sub>, maar CO<sub>2</sub>-rechten. De waarde van deze CO<sub>2</sub>-rechten wordt weergegeven door de efficiënte prijzen.

**Klimaatbesparende maatregelen** leiden niet tot minder broeikasgassen maar tot minder kosten. In de systematiek van Aalbers et al. (2016) levert een maatregel die CO<sub>2</sub>-emissies bespaart, een *kostenreductie* op: door de maatregel in het beleidsalternatief hoeven er geen andere maatregelen worden genomen die tot de gestelde reductie leiden. De waarde van deze kostenreductie is aan de marge gelijk aan de bespaarde CO<sub>2</sub>-emissies vermenigvuldigd met de efficiënte prijs.

Dit geldt ook voor maatregelen die potentieel leiden tot een verhoging van de CO<sub>2</sub>-emissies, zoals de aanleg van weg. In dit geval moeten er extra maatregelen worden genomen om de reductiedoelstellingen uit de WLO-scenario's te halen. Aan de marge zijn de kosten daarvan gelijk aan de extra CO<sub>2</sub>-uitstoot vermenigvuldigd met de marginale CO<sub>2</sub>-prijs.

### **Synergie tussen luchtkwaliteitsbeleid en klimaatbeleid**

Bij het opstellen van de WLO-klimaatscenario's is uitgegaan van het bestaande luchtkwaliteitsbeleid. Indien dit beleid verder wordt aangescherpt kunnen er maatregelen worden genomen in het kader van het luchtbeleid die ook een klimaatbesparend effect kennen. In dergelijke gevallen worden de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen lager. Aalbers et al. (2016) schrijven voor dat bij MKBAs voor klimaat- of energiebeleid waar tevens luchtkwaliteit belangrijk is, in gevoeligheidsanalyses het effect van strenger luchtkwaliteitsbeleid inzichtelijk moet worden gemaakt.

#### **5.4.4 Opbrengsten elektriciteit in de MKBA**

De systematiek van het waarderen van CO<sub>2</sub>-effecten met efficiënte prijzen heeft gevolgen voor de elektriciteitsmarkt. De elektriciteitsprijzen uit het Cahier Klimaat en Energie van de WLO-scenario's zijn inclusief CO<sub>2</sub>-kosten. In de elektriciteitsprijs zitten de CO<sub>2</sub>-kosten al verdisconteerd omdat de marginale aanbieder de kosten van CO<sub>2</sub> doorberekent in de prijzen.

Door de hantering van efficiënte prijzen voor CO<sub>2</sub> in de MKBA worden ook de elektriciteitsprijzen aangepast. Tabel 8 geeft een overzicht van de efficiënte prijzen die in een MKBA moeten worden gebruikt voor opbrengsten van elektriciteit. Deze prijzen zijn dus inclusief CO<sub>2</sub> kosten.



Tabel 8 Efficiënte prijzen voor opbrengsten elektriciteit exclusief profieffecten in €/MWh exclusief btw en andere kostprijsverhogende belastingen.

	Laag		Hoog		2 °C	
	2030	2050	2030	2050	2030	2050
Efficiënte prijs	115	101	110	88	113-116	102-104
Retailprijs	90	100	67	90	115	105

Het gebruik van deze efficiënte elektriciteitsprijzen heeft ook gevolgen voor de waardering van opbrengsten van, bijvoorbeeld, hernieuwbare elektriciteit. Een windmolen produceert zelf geen CO<sub>2</sub>, zo stelt Aalbers et al. (2016): wel wordt er CO<sub>2</sub>-vrije stroom geproduceerd. Deze stroom genereert opbrengsten aan elektriciteit. Door de elektriciteitsopbrengsten van de windmolenfabrikant te waarderen met elektriciteitsprijzen *inclusief de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen*, wordt de marktwaardering voor CO<sub>2</sub>-vrije elektriciteit al bepaald. Indien men hierbij, additioneel, nog CO<sub>2</sub>-baten zou waarderen, zou er een dubbeltelling ontstaan. Daarom mogen er, bij een MKBA van elektriciteit, geen CO<sub>2</sub>-effecten worden toegerekend: deze zitten al verdisconteerd in de efficiënte elektriciteitsprijzen.

### Profieffecten

Een ander indirect effect zijn de welvaartseffecten door variabiliteit en voorzieningszekerheid. In de algemene leidraad wordt kort aandacht besteed aan het feit dat sommige hernieuwbare opwekkingstechnieken (zon, wind) variabel zijn en dat deze moeten worden bijgestaan door snel opstartbare conventionele capaciteit. Bij toenemende vermogens wind en zon zijn de opbrengsten voor zon en wind daarom relatief lager dan de opbrengsten van conventionele centrales. Immers, wind en zon produceren vooral op momenten dat de prijs laag is, terwijl regelbaar vermogen ingezet kan worden op momenten dat de prijzen hoger zijn (als het minder hard waait of als de zon niet schijnt).

De profieffecten uiten zich in een lagere gemiddelde elektriciteitsprijs voor zon en wind producenten dan de gemiddelde elektriciteitsprijs in een jaar. Deze profieffecten (als afslag op de gemiddelde elektriciteitsprijs) zijn daarbij relevante welvaartseffecten die moeten worden gekwantificeerd in een MKBA, bijvoorbeeld als een afslag op de gemiddelde elektriciteitsprijs (zie bijvoorbeeld Decisio en Witteveen+Bos, 2014). Overigens kan verdere variabilisering van de vraag een belangrijk deel van de profieffecten teniet doen. Bij voorkeur worden de effecten op de prijsstelling dan ook door-gerekend met een op maat toegesneden elektriciteitsmodel.

### Leereffecten

Tot slot merken we op dat in de WLO-scenario's, de prijs voor CO<sub>2</sub> is bepaald aan de hand van berekeningen waarin, naast het ETS, ook subsidies worden verstrekt aan hernieuwbare energie (Matthijsen et al., 2015). Een dergelijk beleid wordt als optimaal gezien: zonder initiële subsidies aan hernieuwbare energie komt de techniekontwikkeling onvoldoende tot stand en worden de kosten van het behalen van de klimaatdoelstellingen veel hoger (Acemoglu et al., 2012). Zonder deze subsidies zouden de CO<sub>2</sub>-prijzen in beide scenario's dus hoger zijn. Daarom zouden maatregelen die de techniekontwikkeling stimuleren, zoals grootschalige toepassing van hernieuwbare energie, deze techniekbaten (in feite spillover effecten) ook in beschouwing moeten nemen. Er bestaat op dit moment echter geen goede manier hoe deze baten moeten worden gewaardeerd. Deze effecten zouden eventueel in een toekomstige Werkwijzer Energie moeten worden behandeld.

#### 5.4.5 Prijzen voor overige broeikasgassen

De notitie van Aalbers et al. (2016) merkt op dat de CO<sub>2</sub>-prijzen geïnterpreteerd moeten worden als prijzen voor alle broeikasgassen.<sup>41</sup> Andere broeikasgassen, zoals methaan, verschillen in hun broeikaswerking. Aalbers et al. (2016) stellen voor om de algemene conventie te volgen om de uitstoot van verschillende broeikasgassen om te rekenen naar CO<sub>2</sub>-equivalenten op basis van hun broeikaswerking.

Om deze vertaalslag te maken wordt meestal de 'Global Warming Potential' omrekenfactoren van het IPCC genomen. Het IPCC levert de karakterisatiefactoren voor de diverse broeikasgassen, uitgedrukt in CO<sub>2</sub>-equivalenten en brengt hiervoor regelmatig updates uit. De meest recente update is het 'Fifth Assessment Report' uit 2014 (IPCC, 2014). Hierin worden de relatieve waarderings voor de diverse stoffen uitgedrukt in hun bijdrage aan het versterkte broeikasgaseffect.

Deze bijdrage kan zich over 20, 100 of 500 jaar uitstrekken. We gebruiken hierbij, conform de Nederlandse rapportage over de totale broeikasgasemissies van PBL, de GWP-factoren die de effecten over 100 jaar tot uitdrukking brengen uit 2014.<sup>42</sup>

Daarbij gaan we uit van de netto-effecten, dus de effecten inclusief feedback-loops. Een voorbeeld van een dergelijke terugkoppeling is dat door de atmosferische chemie een uitstoot van CH<sub>4</sub> deels vervalt in CO<sub>2</sub> wat een veel langere afbraaktermijn heeft.

Tabel 9 geeft de gehanteerde prijzen voor de efficiënte prijzen voor CO<sub>2</sub>-emissies, zoals bepaald in de WLO-scenario's en de aanvulling van Aalbers et al. (2016) en de vertaalslag daarin op prijzen voor enkele veel gebruikte overige broeikasgassen.

Tabel 9 Prijzen voor enkele veelgebruikte broeikasgasemissies in €/t emissie voor de scenario's Laag en Hoog in constante prijzen 2015 exclusief BTW

Stof	Laag			Hoog		
	2015	2030	2050	2015	2030	2050
CO <sub>2</sub>	12	20	40	48	80	160
CH <sub>4</sub>	366	610	1.220	1.464	2.440	4.880
N <sub>2</sub> O	192.840	321.400	642.800	771.360	1.285.600	2.571.200
HFC <sub>23</sub>	148.776	247.960	495.920	595.104	991.840	1.983.680
CF <sub>14</sub>	79.512	132.520	265.040	318.048	530.080	1.060.160

<sup>41</sup> Aalbers et al., 2016, voetnoot 4.

<sup>42</sup> Omdat de effecten in een MKBA worden verdisconteerd kan het formeel gezien juist zijn om een kortere tijdshorizon te hanteren: 20 jaar. Dit heeft echter grote gevolgen voor enkele broeikasgasemissies. Indien een tijdshorizon van 20 jaar wordt gehanteerd is methaan (CH<sub>4</sub>) bijvoorbeeld bijna 3x schadelijker dan wanneer een tijdshorizon van 100 jaar wordt gehanteerd, omdat methaan vooral bijdraagt aan de opwarming op korte termijn en sneller wordt afgebroken dan CO<sub>2</sub>. Omdat de CO<sub>2</sub>-prijzen in de WLO echter zijn gebaseerd op de beleidsdoelstellingen, en de beleidsdoelstellingen uitgaan van de langere termijn van 100 jaar, hanteren we deze termijn ook in het handboek Milieuprijzen en in deze Werkwijzer MKBA.



## 5.5 Directe waardering van endpoints<sup>43</sup>

In veel gevallen kan men in een MKBA volstaan met het waarderen van de effecten met milieuprijzen. Als men bijvoorbeeld de effecten van een heffing op huishoudelijk gasgebruik wil onderzoeken, dan weten we niet precies *waar* in Nederland huishoudens minder gas gaan gebruiken. Daarom is het werken met een gemiddelde hier een goede keuze. In andere gevallen echter is het werken met een gemiddelde niet voldoende. Als het bijvoorbeeld gaat om de milieu-effecten van een bedrijvenpark in een natuurgebied, dan zal dit tot een hoger verlies aan ecosysteemdiensten leiden dan bij aanleg in de stedelijke omgeving. In dergelijke gevallen volstaat een waardering met kengetallen niet langer.

Ook als het gaat om MKBAs met zeer omvangrijke en grote milieu-effecten, kan men ervoor kiezen om deze nauwkeuriger te bepalen dan met een gemiddelde. In dergelijke gevallen zal men ook ruimtelijk willen inschatten waar de emissiereducties van, bijvoorbeeld, verdergaand luchtverontreinigingsbeleid zich zullen voordoen en de gevolgen die dat kan hebben voor de gezondheid. In deze gevallen is er een aanleiding om de MKBA uit te voeren met een verspreidingsmodel waarmee veel verschillende scenario's kunnen worden doorgerekend en hun gevolgen op de concentraties en de effecten op de endpoints. In deze gevallen moet de MKBA-onderzoeker deze effecten zelf waarderen.

In het Handboek Milieuprijzen zijn de waarderingen voor de endpoints gebaseerd op literatuuronderzoek. Daarbij zijn per endpoint overwegingen gekozen om tot een waardering te komen.

Tabel 10 geeft een overzicht van methoden die door ons gebruikt zijn in de literatuur voor de waardering per endpoint. Deze tabel laat zien dat er in het Handboek Milieuprijzen een grote verscheidenheid aan methodes is gebruikt bij het vaststellen van de betalingsbereidheid van mensen voor het voorkomen van schade op dat endpoint.

---

<sup>43</sup> Deze paragraaf is een samenvatting van Hoofdstuk 5 uit het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017).



Tabel 10 Waarderingsmethoden op basis van literatuuronderzoek dat is gebruikt bij de endpoints

Endpoint	Methoden
Menselijke gezondheid Mortaliteit	Bevraagde voorkeur, range getoetst ook met gebleken voorkeuren
Menselijke gezondheid Morbiditeit	Bevraagde voorkeur, gebleken voorkeur
Ecosysteemdiensten	Bevraagde voorkeur, herstelkosten
Gebouwen en materialen	Herstelkosten, gebleken voorkeur
Grondstoffen	Schadekosten, preventiekosten, modellering
Hinder	Gebleken voorkeur, modellering CRF

In Tabel 11 worden de waarden en onderzoeksmethoden gepresenteerd die worden voorgeschreven en/of aanbevolen bij een MKBA indien de onderzoeker een eigen modellering overweegt van de relatie tussen emissies en effecten op endpoints. Alleen het thema menselijke gezondheid is volledig uitgewerkt en van een algemeen voorschrift voorzien: voor de andere thema's zijn er geen algemeen geldende regels te formuleren en zal per geval moeten worden onderzocht wat de best mogelijke waardering is.

Tabel 11 Aanbevolen waarderingsgetallen en voorkeursaanpak bij een MKBA met een eigen impact pathwaybepaling van effecten op endpointniveau (zie Bijlage C voor rechtvaardiging en uitleg)

Effect	Indicator/aanpak	Waardering (onder-boven)
<b>Menselijke gezondheid</b>		
Acute mortaliteit	VOLY	50.000-110.000
Chronische mortaliteit	VOLY	50.000-110.000
Morbiditeit	QALY	50.000-100.000
<b>Ecosysteemdiensten</b>		
Ecosysteemdiensten	Kijk naar WW Natuur	
<b>Gebouwen, materialen en infrastructuur</b>		
Gebouwen, materialen	Bepaal locatiespecifiek of benefit transfers	
Infrastructuur	Bepaal locatiespecifiek of benefit transfers	
<b>Grondstoffenbeschikbaarheid</b>		
Milieubaten	Zie Handboek Milieuprijzen (Paragraaf 5.4)	
Schaarste en uitputting	Nader onderzoek hoe dat gewaardeerd moet worden	
Voorzieningszekerheid	Zie Bijlage C	
<b>Hinder</b>		
Geluidshinder	Afhankelijk van bron en geluidsbelasting, zie Bijlage C	
Visuele hinder	Locatiespecifiek, kijk ook naar WW Natuur	

In Bijlage C wordt op hoofdlijnen meer achtergrond geboden omtrent waarderingsmethoden die consistent zijn met het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017). Meer uitleg is te vinden in het Handboek zelf.

## 5.6 Conclusies en algemeen beslissingskader

### 5.6.1 Algemene conclusies

Op basis van het bovenstaande gelden de volgende algemene aanbevelingen voor waardering van de milieu-effecten:

#### Algemeen kader en onzekerheid

- Het is beter om milieu-effecten wel te waarderen in een MKBA hoewel de waardering aan onzekerheden onderhevig is.
- Die onzekerheden zouden bij voorkeur tot uitdrukking moeten komen door het hanteren van een onder- en bovenwaarde bij de waarderingen. De onder- en bovenwaarden moeten worden toegepast zowel in het scenario Hoog als Laag.

#### Klimaateffecten

- Klimaateffecten worden gewaardeerd conform de scenario's van de WLO en de recente notitie over waardering van klimaat en energie van het CPB en PBL (Aalbers et al., 2016). In WLO-scenario Laag wordt gewaardeerd met de bijbehorende efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen uit Laag en in WLO-scenario Hoog worden klimaateffecten gewaardeerd met de bijbehorende efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen uit Hoog.

#### Milieu-effecten: keuze voor een eigen impact pathway-bepaling of het gebruik van kengetallen

- Een centrale stap in de waardering van milieu-effecten is de modellering van de relaties tussen emissies en effecten op endpoints. Deze modellering kan expliciet worden uitgevoerd in de MKBA waarbij verspreidingsmodellen en concentratieresponse functies worden gebruikt om effecten van emissies van een stof op de endpoints in te schatten conform de impact pathway-benadering en die vervolgens te waarderen. Als alternatief kan er met kengetallen worden gewerkt, zoals die in het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017) zijn ontwikkeld. Deze kengetallen geven gemiddelde waarden voor Nederland van de gesommeerde schadekosten van milieuvervuiling op endpointniveau
- Een eigen impact pathway-bepaling is in principe aan te bevelen maar vergt normaliter een flinke extra onderzoeksinzet.
- Een eigen impact pathway-bepaling is aan te bevelen in de volgende situaties:
  1. Er is sprake van regionale of lokale effecten zodat er niet met een gemiddelde waardering voor Nederland kan worden gewerkt. Dat kan zijn voor effecten die sterk afhangen van de bevolkingsdichtheid (zoals fijnstofemissies) of waarbij specifieke ecosystemen aangetast kunnen worden (zoals bij vermessing en de aantasting van veengebieden).
  2. Het onderzoeksbudget is groot en de te verwachten directe effecten zijn ook zeer groot. Bijv. bij een grootschalig uitgevoerde MKBA van toekomstig verzuringsbeleid kan het zinvol zijn om de effecten met een expliciete modellering in te schatten. Bijkomend nevenvoordeel is dat beter inzichtelijk kan worden gemaakt op welke manier de MKBA-onderzoeker is omgegaan met dubbeltellingen in de effecten: verlies aan arbeidsproductiviteit mag bijvoorbeeld niet zondermeer worden opgeteld bij de WTP van het voorkomen van ziekte.



Bij het gebruik van kengetallen is deze informatie niet inzichtelijk voor de beoordelaar van een MKBA. Deze kan dus geen oordeel vormen over de manier waarop de opstellers van de MKBA zijn omgegaan met dubbeltellingen.<sup>44</sup>

- Het gebruik van kengetallen is aan te bevelen in de volgende situaties:
  1. Het is niet bekend waar in Nederland de effecten zullen optreden. Een verschuiving in de energiebelasting van huishoudens kan milieu-effecten opleveren waarbij niet direct duidelijk is waar die neerslaan. In dergelijke gevallen kan het zinvol zijn om te werken met Nederlandse gemiddelden.
  2. Het gaat om kleine indirecte effecten waarvoor de onderzoeks-inspanning minder groot is en waarbij een eigen impact pathway-modellering niet nodig is. Indien een maatregel indirecte effecten heeft op emissies, bijvoorbeeld door de afname van het verbruik van een product dat milieubelastend is in de productiefase, kunnen dergelijke effecten meestal met levenscyclusanalyses worden ingeschat. Vervolgens kunnen deze effecten monetair worden gewaardeerd met Milieuprijzen.
- Voor de overige situaties moet een MKBA-onderzoeker bepalen of een eigen impact pathway-bepaling wenselijk is of dat volstaan kan worden met het waarderen met kengetallen zoals Milieuprijzen. Als kengetallen worden gebruikt, verdient het aanbeveling om de Milieuprijzen te gebruiken om op deze manier resultaten uit diverse MKBAs onderling vergelijkbaar te maken.

## 5.6.2 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. Na het kwantificeren van de effecten gaan we verder met het waarderen van deze milieu-effecten*

Voor het waarderen van de CO<sub>2</sub>-reductie maken we gebruik van de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijspaden uit de WLO-scenario's Hoog en Laag. Voor het waarderen van de reductie of extra emissie van NO<sub>x</sub> kiezen voor het waarderen met kengetallen voor emissies of milieu-thema's. Dit is de meest algemene, maar ook de meest eenvoudige methode. Hiervoor maken we gebruik van het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017). Voor NO<sub>x</sub> zijn deze waarden:

- onderwaarde: € 24,1 per KG;
- bovenwaarde: € 53,7 per KG.

Om de onzekerheid goed in beeld te brengen maken we gebruik van de onderwaarde en bovenwaarde.

We waarderen de milieu-effecten door de jaarlijkse verandering van CO<sub>2</sub> en NO<sub>x</sub> te vermenigvuldigen met de milieuprijs in dat jaar. Dit doen we gedurende een oneindige looptijd, vanaf 2020, het invoerjaar van de maatregelen. . Vervolgens berekenen we de contante waarde van deze verandering. Hiervoor gebruiken we de voorgeschreven discontovoet van 3%.

Tabel 12 en Tabel 13 geven het resultaat van de berekening. Bij NO<sub>x</sub> worden de onderwaarde en bovenwaarde gepresenteerd.

<sup>44</sup> Overigens is in de grote onderzoeken rondom schadekosten van luchtverontreiniging die de basis vormen van de kengetallen uit bijvoorbeeld het schaduwprizen handboek juist heel veel aandacht besteed aan het voorkomen van dubbeltellingen (zie NEEDS, 2008; Holland, 2014) dus het kan zeker niet worden gesteld dat de kengetallen methode automatisch tot dubbeltellingen leidt. Het is wel zo dat door het gebruik van kengetallen deze informatie niet inzichtelijk is voor de beoordelaar van een MKBA.



Tabel 12 Milieubaten, mln. €, NCW, Beleidsalternatief 1, t.o.v. nulalternatief

	Hoog	Laag
CO <sub>2</sub>	681	141
NO <sub>x</sub>	225-500	188-416

Tabel 13 Milieubaten, mln. €, NCW, Beleidsalternatief 2, t.o.v. nulalternatief

	Hoog	Laag
CO <sub>2</sub>	553	69
NO <sub>x</sub>	--211 - -95	-118 - -53





# 6 Fase 3: Bepalen van kosten

## 6.1 Inleiding

In dit hoofdstuk gaan we nader in op de manier waarop kosten in het kader van een MKBA worden gedefinieerd en geven we aan hoe bestaande kostenramingen kunnen worden vertaald naar voor de MKBA geschikte (welvaarts)-effecten. We zullen vervolgens ingaan op de verschillende kosten die relevant zijn voor een MKBA in het milieubeleid. Kernmerk van veel milieubeleid is dat de overheid meestal zelf niet investeert, maar dit afdwingt of stimuleert bij private actoren. Een effect van de maatregel is dat burgers en bedrijven kosten moeten maken om aan de maatregel te kunnen voldoen.

In dit hoofdstuk gaan we in op het kostenbegrip en welke vormen van kosten daaronder vallen. We geven aan hoe om te gaan met welvaartskosten van belastingheffing die nodig zijn om bijvoorbeeld milieusubsidies te financieren. Ten slotte geven we aan hoe met indirecte belastingen (btw en energiebelastingen) in het kostenbegrip moet worden omgegaan.

### Box 10 Voorschriften en aanbevelingen

De volgende aanbevelingen en richtlijnen worden gedaan in dit hoofdstuk:

- Om een compleet beeld van de kosten te krijgen, is het aan te bevelen om het stappenplan voor de kosten uit de algemene MKBA leidraad te volgen (zie volgende box).
- Welvaartsveranderingen als gevolg van kostprijsverhogende of -verlagende milieubeleidsinstrumenten kunnen, bij een lineair veronderstelde vraagcurve, gewaardeerd worden met de *rule of half* (aanbeveling).
- In lijn met de aanbevelingen van de werkgroep Kosten van Belastingheffing is een correctie voor de kosten van belastingheffing bij de financiering uit algemene middelen in een MKBA voor het milieudomein niet nodig. Wel is het nodig indien er effecten op inkomensverdeling optreden deze goed in beeld te brengen.
- Een richtlijn uit de algemene leidraad is om de kosten en de baten in dezelfde prijseenheid op te stellen, dus inclusief of exclusief btw en andere indirecte belastingen. Van belang is dat dit consistent plaatsvindt, dus alles inclusief btw of exclusief btw.

### Kosten

Volgens de Algemene Leidraad gaat het in de welvaartseconomie bij kosten altijd om de zogenaamde 'opportunity costs'. Dat wil zeggen dat de kosten gelijk zijn aan de opgeofferde baten in het best mogelijke alternatief. Als de ingreep niet zou worden gerealiseerd (in het nulalternatief) dan zouden de productiemiddelen alternatief worden aangewend en baten genereren. De maatschappelijke kosten bestaan dan uit alternatieve opbrengsten van deze productiemiddelen: de productie die met deze productiemiddelen elders had kunnen worden gerealiseerd.



## Toepassing milieudomein

In de algemene leidraad is een stappenplan opgenomen voor de bepaling van de kosten. Dit stappenplan geldt ook voor toepassing op milieubeleid (zie Box 11). Bij de definities over kostensoorten kan daarnaast ook de Milieukostenmethodiek (VROM, 1998) worden geraadpleegd, die veel wordt gebruikt voor uniforme uitvoering van kostenberekeningen voor kosteneffectiviteitsanalyses.

### Box 11 Stappenplan voor bepaling van de kosten

De belangrijkste aanbevelingen voor kostenraming uit de algemene leidraad zijn:

1. Check of alle kostensoorten zijn opgenomen.
2. Hanteer marktconforme en realistische input.
3. Expliciteer de risicovoorziening in de geraamde kosten.
4. Waardeer kosten tegen economische waarden.
5. (Optioneel) Filter de boekwaarde uit de berekening en vermeld deze apart.
6. Schrap overheidssubsidies en -bijdragen.
7. Bereken kostprijsverhogende belastingen.
8. Pas alle prijzen aan naar reële waarden (inflatie eruit filteren).
9. Hanteer een reële discontovoet met risico-opslag.
10. Categoriseer risico's en bepaal hoe deze mee te nemen in de MKBA.

Bron: (Romijn en Renes, 2013).

## 6.2 Verschillende vormen van kosten

Opstellers van een MKBA in het milieudomein krijgen soms kostenramingen aangereikt door inhoudelijk specialisten, zoals ingenieurs van technische installaties. Deze ramingen zijn vaak niet compleet en missen belangrijke kostengegevens die in een welvaartsanalyse wel als kost moeten worden opgenomen. Om een goede vertaling te kunnen maken naar een volledig welvaartsbegrip, zullen ook andere kosten kostenonderdelen moeten worden beschouwd. Per uitgevoerde MKBA zal moeten worden bekeken of alle kostenonderdelen dan ook daadwerkelijk relevant zijn.

De kosten van een maatregel worden ten behoeve van deze paragraaf gedefinieerd als de middelen die nodig zijn om het milieuproject (of techniek) door (private) actoren in stand te houden. Voor het opzetten en aanpassen van subsidieregelingen worden door de overheid ook kosten gemaakt. Het onderscheid tussen private en publieke kosten zullen we waar relevant maken.

De volgende kostenonderdelen in het kostenbegrip van milieu:

- **Investeringskosten (privaat)** voor nieuwe maatregelen, zoals een windmolen, of een technische installatie. Het is van belang om hierbij zoveel mogelijk de totale investeringssom te achterhalen. Sommige studies presenteren investeringsgegevens op het niveau van jaarkosten (i.e. de netto contante waarde van de investeringsstroom) waardoor het soms niet duidelijk is welke besparingen reeds in deze jaarkosten zitten verdisconteerd.
- **Retrofitkosten (privaat):** In sommige gevallen moeten bestaande installaties worden stilgelegd om aangepast te kunnen worden aan nieuwe (milieu)eisen. Deze aanpassingskosten moeten worden meegenomen bij de bepaling van de kosten. Het kan hierbij ook om downtime van bestaande installaties gaan, die niet kunnen draaien ten tijde van de installatie van de nieuwe techniek



- **Operationele kosten (privaat).** De operationele kosten bestaan uit de loon- en materiaalkosten voor het doen van onderhoud of het bedienen van de technologie. Daarnaast kunnen nieuwe technologieën ook een verandering van het rendement van installaties betekenen (veranderingen op de productiviteit) en de input en output van materialen of energie beïnvloeden. Dit kunnen zowel kosten als opbrengsten zijn. Daarnaast kan nieuwe technologie een hoger of lager comfortniveau met zich meebrengen die, hoewel moeilijk te kwantificeren, zou moeten worden meegenomen bij de bepaling van de operationele baten. Bij programma's rondom organisatorische maatregelen, zoals verbeterde monitoring van emissies, zullen er veelal voornamelijk operationele kosten en baten optreden en in mindere mate investeringskosten.
- **Overige kosten (privaat),** zoals administratieve lasten voor de doelgroep. Als een milieubeleidsinstrument tot aanzienlijke administratieve lasten leidt bij producenten of consumenten dienen deze kosten te worden meegenomen in een MKBA. Afhankelijk van het instrument zal het hierbij gaan om eenmalige kosten (administratieve lasten die samenhangen met het doen van de investering, zoals bij subsidieverlening) of om jaarlijks terugkerende kosten, bv. ten behoeve van handhaving en monitoring bij normen of emissiehandelssystemen).
- **Uitvoeringskosten van beleid (publiek)** zijn alle directe kosten die door de overheid gemaakt worden bij ontwerp en uitvoering van het voorgenomen beleid. Het grootste deel hiervan bestaat meestal uit kosten voor personeel en overhead nodig voor uitvoering en handhaving bij de uitvoeringsorganisaties (bijv. RVO). Uitvoeringskosten worden in veel MKBAs, waarbij investeringen worden vergeleken, op P.M. gezet. Omdat uitvoeringskosten significant kunnen zijn, en bovendien per beleidsinstrument kunnen verschillen, is het belangrijk deze kosten zoveel mogelijk in kaart te brengen.

Voor de verschillende kostenonderdelen presenteren we in Tabel 14 een overzicht van mogelijke bronnen.

Tabel 14 Overzicht van bronnen voor verschillende kosten

Kostencomponent	Mogelijke bronnen voor kostenraming
Investeringskosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Businesscase of bedrijfseconomische gegevens (bijv. zonneweide)</li> <li>– Prospectus van leveranciers van state-of-the-art technieken (bijv. windmolens)</li> <li>– Technisch-economische kosten van ingenieurs (bijv. dimensionering/capaciteit warmtenet)</li> </ul>
Retrofitkosten	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Businesscase of bedrijfseconomische gegevens</li> <li>– Technisch-economische inschatting van ingenieurs</li> <li>– Downtime inschatten</li> </ul>
Operationele kosten	– De gehanteerde bronnen voor de operationele kosten en baten zijn veelal dezelfde als die voor de investeringskosten
Uitvoeringskosten van beleid	– Ex-post en ex-ante evaluaties van milieubeleidsinstrumenten Navraag RVO/ministeries voor vergelijkbare instrumenten
Overige kosten	– Ex-post en ex-ante evaluaties van milieubeleidsinstrumenten – ACTAL-toetsen van vergelijkbare instrumenten <sup>45</sup>

<sup>45</sup> Dit zijn rapporten van het Adviescollege toetsing regeldruk



### **Kostendalingen over de tijd heen**

Voor veel technologieën in het milieubeleid geldt dat investeringskosten van maatregelen kunnen dalen door leereffecten. Bij het maken van schattingen voor de verwachte kostendaling van een nieuwe milieutechnologie kan dan ook niet worden uitgegaan van één standaard 'learning rate'. Voor de bepaling van toekomstige investeringskosten moet daarom altijd op basis van de best beschikbare informatie worden ingeschat wat de reële kostenontwikkeling in de toekomst zal zijn. Voor energiemaatregelen kan bijvoorbeeld worden aangesloten bij de technology roadmaps van het IEA of studies van de Planbureaus (NEV's) en ECN. Omdat voorspellingen per definitie onzeker zijn, dient in de gevoeligheidsanalyse aandacht te worden besteed aan de robuustheid van het resultaat bij afwijkende leercurves (zie Paragraaf 7.5).

Bij het ramen van de kosten moet een MKBA-uitvoerder goed voor ogen hebben welke kosten eenmalig zijn en welke kosten een jaarlijks terugkerend karakter hebben. Een daarmee samenhangend onderscheid is dat tussen kosten die constant zijn door de tijd heen en kosten die cumulatief toenemen met de looptijd van het project. Dit lijkt een open deur maar in de praktijk van de MKBA blijkt juist dat op dit vlak de meeste rekenfouten ontstaan.

### **Vervroegde afschrijvingen (gasnetten)**

De komende jaren vindt in de gebouwde omgeving een transitie plaats van aardgas naar duurzame warmte. Hierbij zullen investeringen nodig zijn in groen gas, all electric en warmtenetten. Naast investeringen kan een interventie ook resulteren in vervroegde afschrijving van bestaande installaties of (gas)netten. Dit is met name het geval indien bijvoorbeeld een warmtenet resulteert in een situatie waarin de bestaande voorraad kapitaalgoederen versneld worden vervangen. Het niet afgeschreven deel van de voorraad kapitaalgoederen dient niet als extra kost te worden opgenomen in de MKBA indien deze afschrijving ook in het nulalternatief plaatsvindt. Het zijn derhalve sunk costs.

Indien een gasnet eerder wordt vervangen door de aanleg van een warmtenet of besparingsmaatregelen en daarmee een economische restwaarde heeft op het moment van buitenbedrijfstelling, dan vormen restwaardes echter wel reële kosten. De vervroegde afschrijving kan in dit geval specifiek toegerekend worden aan de maatregel. Een zelfde redenering geldt bijvoorbeeld ook voor het vervroegd sluiten van kolencentrales als klimaatmaatregel.

## **6.3 Effecten van kostprijsveranderende milieu-instrumenten**

Milieubeleid of investeringen werken vaak door in kostprijsveranderingen van een bepaald goed of dienst. Door het verlenen van een subsidie kan de consumentenprijs van een milieuvriendelijk product worden verlaagd. Energiebelastingen zijn gericht op het ontmoedigen van energiegebruik via de energieprijs waarbij een deel van het effect doorgegeven kan worden in de vorm van een kostprijsverhoging van het betreffende product. Zo kan de prijs van, bijvoorbeeld, staal hoger worden door het gevoerde klimaatbeleid. Door normeringen aan voertuigen kunnen de aanschafkosten van voertuigen omhoog gaan. Het betreft doorgaans een beoogd effect: milieugebruik te ontmoedigen of een milieuvriendelijk alternatief aan te moedigen<sup>46</sup>.

---

<sup>46</sup> De vraag of dit een direct of indirect effect is, is op zich niet relevant want door de kostprijsverandering ontstaan er welvaartseffecten die dienen te worden gekwantificeerd in een MKBA.



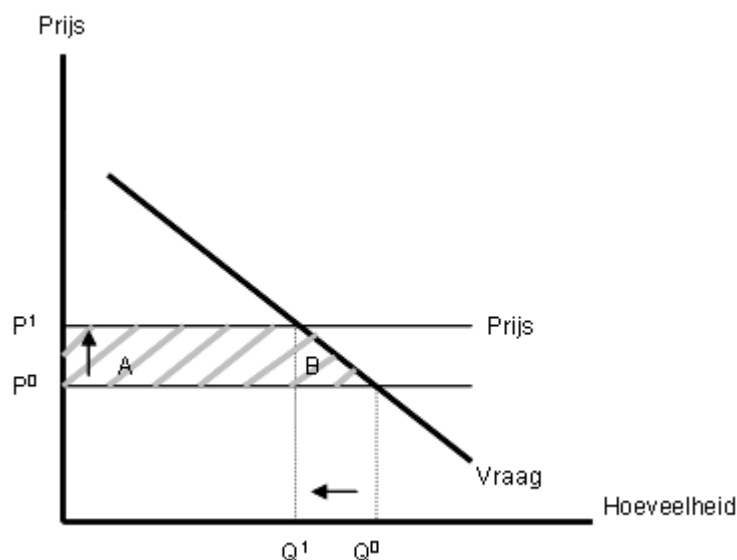
Het welvaartssaldo van deze instrumenten kan worden vastgesteld als de som van de veranderingen in het consumentensurplus en het producentensurplus op de verschillende markten die door de maatregel worden beïnvloedt.

Deze effecten zijn deels verdelingseffecten en deels welvaartseffecten. Indien de heffing een betaling van energiegebruikers aan de overheid betreft, is dat een herverdeling. Bij subsidies is de geldstroom de andere kant op. In beide gevallen is de welvaart niet toegenomen maar alleen anders verdeeld. Echter, door de gedragsreacties als gevolg van heffingen en subsidies ontstaan er wel effecten die relevant zijn voor de welvaart. Een heffing op energie leidt er toe dat er minder energie wordt verbruikt. In welvaartstermen betekent dit dat het consumenten- en het producentensurplus afnemen.

In Figuur 10 staan de welvaartseffecten van een mogelijke kostprijsverhoging als gevolg van een heffing. Door de kostprijsverhoging, ontstaat een vermindering van de vraag naar het milieuvervuilende goed (bijvoorbeeld elektriciteit). De Figuur 10 laat zien dat een heffing van  $p_0$  naar  $p_1$  resulteert in een vraagbeperking van  $q_0$  naar  $q_1$ . Er is uitgegaan van volledige doorberekening in de kostprijs *zonder* dat er nieuwe technische alternatieven worden ingezet om de een deel van de heffing te vermijden.

Dit resulteert in een welvaartsverlies gelijk aan de driehoek B. Daarnaast betalen alle andere gebruikers een hogere prijs voor energie. Hun welvaartsverlies wordt weergegeven door de rechthoek A. Het gaat hierbij echter om een verdelingseffect, namelijk de transfer van inkomsten van de gebruikers naar de overheid die de heffing int.

Figuur 10 Welvaartseffecten van een kostprijsverhoging



Voor de praktische berekening van de welvaartsveranderingen beveelt de Algemene Leidraad om de *halveringsregel* te gebruiken. Tussen twee punten op de vraagcurve wordt vaak een lineair verloop van betalingsbereidheden verondersteld (zoals in Figuur 10).

Dit betekent dat de driehoek B het welvaartsverlies is. In dat geval kan de *halveringsregel* als volgt toegepast worden: de welvaartsverandering is de helft is van het product van de prijsverandering (als proxy voor de gemiddelde prijsverandering) maal de verandering in de gevraagde hoeveelheid.<sup>47</sup>

De halveringsregel laat zien dat daarvoor voor alle relevante markten bekend moet zijn wat de volumes en prijzen zijn en hoe deze veranderen als gevolg van een maatregel.

### **Niet-economische milieu-instrumenten**

Naast economische instrumenten kunnen ook door normstellingen kostprijsverhogingen van producten en diensten optreden<sup>48</sup>. In dat geval is het noodzakelijk om eerst te bepalen in hoeverre de marktprijzen verhoogd worden door de investeringskosten. De marktprijzen worden hoger indien de investeringen de marginale kosten doen verhogen. Hierbij wordt dus een vorm van volledig vrije mededinging of contestable markt (met potentiële toetreders) aangenomen. In dergelijke gevallen kan het aannemelijk worden gemaakt dat de investeringen tot kostprijsverhogingen leiden die tot relevante welvaartseffecten kunnen leiden. Overigens is voor investeringen in hernieuwbare energie in de WLO-scenario's al rekening gehouden met effecten op de prijzen en dient men in de MKBA gebruik te maken van de efficiënte elektriciteitsprijzen in zowel het nul- als projectalternatief (zie Paragraaf 5.2).

## **6.4 Kosten van belastingheffing**

Het stimuleren van nieuwe technieken in de vorm van subsidies kost de overheid geld. Een dergelijk beleid zal moeten worden gefinancierd uit de algemene middelen.

Overheidsuitgaven die worden ingezet voor milieu-investeringen zijn maatschappelijke kosten. Hogere overheidsuitgaven moeten gedekt worden met hogere belastingen. Belastingen hebben een versturende werking op de economie, waardoor welvaartsverlies optreedt. Dit heet de *marginal excess burden* (MEB). Tegenover de kosten van belastingheffing staan echter ook baten van inkomensherverdeling in de vorm van minder welvaartsongelijkheid. De vraag is nu als de overheid een euro onttrekt in de vorm van belastingheffing aan de private sector voor de financiering van milieumaatregelen wat het saldo-effect is hiervan op de welvaart.

De Algemene MKBA-leidraad concludeert dat er veel onduidelijk is over de relevantie en de hoogte van de kosten van belastingheffing en dat nader onderzoek nodig is. In lijn met de Algemene Leidraad, de Werkwijzer Sociaal Domein en de aanbevelingen van de werkgroep Kosten van Belastingheffing is een correctie voor de kosten van belastingheffing in een MKBA bij de financiering uit algemene middelen niet nodig.

---

<sup>47</sup> In de figuur is uitgegaan van een goedwerkende markt met voldoende concurrentie. Indien er sprake is van een imperfect werkende markt, dan dient er ook een verandering in het producentensurplus te worden gekwantificeerd. Zie verder Algemene Leidraad (Romijn en Renes, 2013).

<sup>48</sup> In theorie zou dit ook een kostprijsverlagend effect kunnen hebben. Echter aangezien de meeste normgeving gericht is op milieu-effecten te verminderen, komt deze situatie in de praktijk niet voor.



Wel moet expliciet aandacht worden besteed aan het afzonderlijk in beeld brengen van de mate waarin verschillende inkomensgroepen positieve of negatieve effecten ondervinden van een maatregel (zie ook Paragraaf 8.5).

Dit is alleen van belang voor milieumaatregelen als de effecten van een maatregel zodanig scheef verdeeld zijn over bepaalde groepen dat deze de besluitvorming kunnen beïnvloeden. De bepaling van het MKBA-saldo blijft onveranderd. Het advies sluit daarmee grotendeels aan bij de huidige Nederlandse MKBA-praktijk, maar vraagt wel om expliciete(re) aandacht voor de verschillen tussen bepaalde groepen.

## 6.5 Indirecte belastingen en prijspeil van kosten en baten in de MKBA

Een belangrijk aandachtspunt bij de kostenbepaling in het milieubeleid zijn indirecte belastingen. Bij indirecte belastingen gaat het om belastingen zoals btw en accijnzen. In de algemene leidraad en de Werkwijzer MKBAs in het sociale domein wordt aanbevolen om te werken met marktprijzen, en daarom indirecte belastingen op te nemen in de analyse. De belangrijkste redenen hiervoor zijn:

- Baten worden gewaardeerd in termen van de betalingsbereidheid van consumenten. Hierbij zijn marktprijzen leidend.
- Om de kosten van een maatregel te financieren heft de overheid belasting ten laste van het besteedbaar inkomen van huishoudens. Deze belasting gaat ten koste van de bestedingen van huishoudens. Het bedrag aan btw dat de overheid hierdoor mis loopt is ongeveer gelijk aan het bedrag aan btw bevat in de kosten van de maatregel. Dit betekent dat de overheid uiteindelijk een bedrag te financieren heeft dat gelijk is aan de kosten van de maatregel gemeten in marktprijzen inclusief btw.

De leidraad merkt echter ook op dat bovengenoemde redenen ook worden geadresseerd als alle prijzen worden gemeten in factorkosten exclusief btw. Het belangrijkste is dat de kosten en de baten in dezelfde prijseenheid worden gemeten.

### Toepassing milieudomein

De milieubaten die via Milieuprijzen zijn bepaald zijn inderdaad inclusief btw. Dit komt omdat de respondenten, in het onderzoek naar de betalingsbereidheid voor gezondheid en biodiversiteit, deze goederen waarden in marktprijzen. De WLO-prijzen bevatten echter groothandelsprijzen exclusief btw.

De MKBA-opsteller moet zich ervan gewissens dat een consistent uitgangspunt wordt gekozen. Indien alle prijzen inclusief btw zijn, verdient het de aanbeveling om eventuele klimaatbaten, of opbrengsten van verminderd energiegebruik, op te hogen met een btw-bedrag. Conform de Werkwijzer Sociaal Domein kan men hier een gemiddelde van 18% aanhouden.

Indien een maatregel vooral effect heeft op energiebesparing en klimaat, kan de onderzoeker er echter ook voor kiezen om de MKBA op te stellen exclusief btw. In de praktijk wordt bij MKBAs voor hernieuwbare energiemaatregelen bijna altijd aangesloten op de 'businesscase' van een maatregel, en gerekend met energieopbrengsten in termen van groothandelsprijzen (CPB, 2013; Decisio en Witteveen+Bos, 2014; CE Delft, 2013a). Dit zijn ook de prijzen die zijn gerapporteerd in de WLO-scenario's.



Indien de MKBA wordt opgesteld inclusief btw verdient het toch de aanbeveling om de energiebelastingen en overige milieubelastingen niet mee te nemen en alleen de btw mee te nemen als vorm van indirecte belasting. De energieprijzen die consumenten betalen kennen een groot aandeel van energiebelasting en ODE-heffing. Met deze consumentenprijzen lijken zich dan bepaalde energiemaatregelen heel makkelijk terug te verdienen, bij de gratie van een stevige derving van belastinginkomsten. Dit probleem treedt niet op als met prijzen zonder deze belastingen wordt gerekend.<sup>49</sup>

## 6.6 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In de vorige stap hebben we de milieu-effecten gewaardeerd; nu gaan we verder met het bepalen van de kosten.*

We gaan ervan uit dat deze maatregel niet leidt tot significante administratieve kosten voor de doelgroep (de bedrijven in de betonketen). Omdat we geen specifieke beleidsmaatregel hebben gedefinieerd, kunnen we niet bepalen wat de beleidskosten voor de overheid zullen zijn. Daarom zetten we deze post op 'PM'. We kijken in dit geval dus naar de investeringskosten en operationele kosten voor de bedrijven in de betonketen.

### **Beleidsalternatief 1**

Beleidsalternatief 1 heeft te maken met de volgende eenmalige investeringskosten voor bedrijven in de betonketen:

- de kosten van extra silo-capaciteit, extra weegbanden en dergelijke randapparatuur. Hiernaast zijn er jaarlijkse operationele kosten voor deze bedrijven.
- de kosten van de drie maatregelen zelf, ofwel meerkosten van de inkoop van ander zand en grind;
- de uitgespaarde kosten van het cementgebruik.

We hebben de kosten geschat op basis van een literatuurstudie en deze vervolgens getoetst bij experts. We schatten in dat er op 120 locaties extra silo's nodig zijn. In WLO Laag zijn dit twee extra silo's per locatie; in WLO Hoog zijn dit drie extra silo's per locatie. Inclusief randapparatuur schatten we de kosten van een silo op € 330.000, inclusief btw. In WLO Laag leidt dit tot een eenmalige kostenpost van € 79,2 miljoen. In WLO Hoog zijn de extra kosten € 118,8 miljoen. De silo's worden gedurende de looptijd van deze MKBA niet vervangen. De maatregelen zelf leiden tot meerkosten omdat er meer of ander zand en grind gebruikt wordt. Alleen het gebruiken van grof grind leidt tot meerkosten. Uit informatie van experts blijken de meerkosten op € 5 tot 11 per kuub beton te liggen. In het voorbeeld gaan we uit van € 8 per kuub beton. In WLO Hoog bedragen de jaarlijkse kosten € 27 mln.; in WLO Laag is dit € 23 miljoen (inclusief btw).

Omdat er minder cement gebruikt hoeft te worden, besparen betonproducenten ook kosten uit. Uit informatie van bouwmarkten blijkt dat een ton cement (CEM I en CEM III) gemiddeld € 78 kost. In WLO hoog is de jaarlijkse kostenbesparing € 25 miljoen. In WLO Laag is dit € 21 miljoen. We verdisconteren deze kosten met een discontovoet van 3%.

<sup>49</sup> Ook in andere milieubeleidsvelden speelt dit probleem. Zo moeten veel (kleine) recycling-bedrijven relatief meer energiebelasting betalen dan grootverbruikers van energie. Door te rekenen in prijzen exclusief indirecte belastingen, wordt inzichtelijker hoe de kosten en baten van circulaire maatregelen zich tot elkaar verhouden in termen van factorkosten.





Tabel 15 Kosten beleidsalternatief 1, € mln.

	Eenmalig of jaarlijks	WLO Hoog	WLO Laag
Silopaciteit	Eenmalig	€ 119 miljoen	€ 79 miljoen
Kosten maatregelen	Jaarlijks	€ 27 miljoen	€ 23 miljoen
Uitgespaard cementgebruik (baat)	Jaarlijks	€ 25 miljoen (-/-)	€ 21 miljoen (-/-)

**Beleidsalternatief 2**

Uit een eerdere analyse blijkt dat het aanpassen van de bouwplanning van laagbouw niet met hogere (netto)kosten gepaard gaat, mits er aan het begin van het project al rekening mee gehouden wordt. Dit vergt een andere volgorde van activiteiten binnen dezelfde bouwtijd. In dit voorbeeld gaan we ervan uit dat dit het geval is.



# 7 Fase 4: Omgaan met risico's en onzekerheden

## 7.1 Inleiding

Milieu- en klimaatbeleid gaan gepaard met forse onzekere effecten. De onzekerheid neemt toe naarmate milieu-effecten op de lange termijn spelen. De kostenontwikkelingen van mitigerende technologieën kent grote onzekerheden, de mate waarin deze technieken effectief de milieu-problematiek kunnen aanpakken, maar ook de mate waarin beleid in staat is om doelgroepen de milieumaatregelen te laten treffen, kent belangrijke onzekerheden. Het bereiken van de gestelde doelen is daarnaast afhankelijk van de ambities en het succes van Europees beleid (denk aan beleid omtrent hernieuwbare energie, EU-luchtkwaliteitsnormen) en het succes van beleid in onze buurlanden (grensoverschrijdende emissies). Deze onzekerheden komen alle terug in de inschatting van kosten en effecten, en nemen toe naarmate kosten en effecten van maatregelen verder in de toekomst liggen.

### Milieurisico's

Voor het domein milieu geldt daarnaast dat blootstelling aan verschillende milieufactoren bijdraagt aan de ziektelast van Nederlanders. Denk daarbij aan fijnstof, geluid, UV-straling en radon in het binnenmilieu. Ook leefgewoonten (voedsel en bewegen) spelen daar een belangrijke rol. Dergelijke risico's kunnen onomkeerbare gevolgen hebben voor mens en natuur (endpoints). De vraag is hoe in een MKBA met dergelijke risico's wordt omgegaan.

In dit hoofdstuk geven we eerst een overzicht van de verschillende risico's en onzekerheden bij MKBAs in het milieudomein. Vervolgens wordt per type onzekerheid aangegeven hoe daarmee moet worden omgegaan. Ten slotte geven we aan een MKBA specifiek met milieurisico's moet omgaan waarvan de schade onherstelbaar is (onomkeerbare effecten).

### Box 12 Voorschriften en aanbevelingen

Belangrijke voorschriften en aanbevelingen in dit hoofdstuk zijn:

1. Maak gebruik van bandbreedtes in de gepresenteerde uitkomsten.
2. Breng alle onzekerheden en risico's systematisch in kaart.
  - Breng toekomstonzekerheid in beeld door gebruik te maken van scenario's die mogelijke toekomstige ontwikkelingen beschrijven. Voor klimaat en energie is het voorgeschreven de scenario's WLO Laag en Hoog te gebruiken.
  - Voor maatregelen primair gericht op broeikasgasreductie is het voorschrift deze met een gevoeligheidsvariant voor 2°C door te rekenen.
  - Gebruik bij milieuwaarderingen een onder- en een bovengrens om de kennisonzekerheid in kaart te brengen.
  - De aanbeveling is om gevoeligheidsanalyses te gebruiken om aanvullende kennisonzekerheid en/of beleidsonzekerheid in beeld te brengen.



Voor milieurisico's die onherstelbare schade tot gevolg heeft voor mens, milieu en dier is geen lagere discontovoet meer nodig in een gevoeligheidsanalyse, Onomkeerbaarheden vertalen zich, conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet, niet in een lagere discontovoet maar zijn reden voor extra prudentie bij de beoordeling en de uiteindelijke projectbeslissing.

## 7.2 Omgaan met onzekerheden en risico's

### Aanbevelingen algemene leidraad

Onzekerheid leidt tot spreiding van mogelijke uitkomsten van een MKBA. Hoe met deze spreiding moet worden omgegaan hangt af van de aard van de onzekerheid die voor de spreiding zorgt. De algemene leidraad onderscheidt drie vormen van onzekerheid:

- kennisonzekerheid;
- beleidsonzekerheid;
- toekomstonzekerheid; op te splitsen in:
  - macro-economische onzekerheid;
  - specifieke risico's.

De algemene leidraad stelt dat al deze bronnen van onzekerheid in kaart moeten worden gebracht en de impact ervan moet worden vastgesteld op de uitkomsten van de MKBA. Gevoeligheidsanalyses worden gebruikt om de eerste twee typen onzekerheid in beeld te brengen. Toekomstonzekerheid wordt in beeld gebracht door gebruik te maken van scenario's.

#### Box 13 Belangrijkste richtlijnen uit de Algemene Leidraad

De belangrijkste richtlijnen uit de Algemene Leidraad zijn:

1. Breng de drie onzekerheden en risico's allemaal in beeld. Gebruik hiervoor gevoeligheidsanalyses, scenario's en de risico-opslag op de discontovoet.
2. Ga na (indien nodig) of flexibiliteit in de beleidsalternatieven een oplossing biedt om onzekerheid en risico in het besluitvormingsproces te mitigeren.
3. Als scenario's ontbreken om toekomstonzekerheden in beeld te brengen, is een gevoeligheidsanalyse een alternatief.

### Toepassing Werkwijzer milieubeleid

Bovengenoemde richtlijnen en aanbevelingen gelden evenzeer voor het 'domein milieu'. In deze werkwijzer is een deel van de onzekerheid echter al gevangen in eerdere hoofdstukken.

**Kennisonzekerheid** wordt deels ondervangen door uit te gaan van onder- en bovenwaarden bij de waardering van emissies. Bij uitstek speelt onzekerheid een belangrijke rol in de waardering van milieu-effecten, zowel pure economische zin (monetarisering van fysieke effecten) als wanneer er gebruik wordt gemaakt van gemiddelde milieuprijzen voor emissies (kentallen). Omdat tussen onderwaarde en bovenwaarde een factor 2 tot 3 mogelijk is, zoals we in Hoofdstuk 5 hebben laten zien, is rekenen met één middenwaarde niet aan te bevelen.



**Beleidsonzekerheid** en **toekomstonzekerheid** worden ten dele al meegenomen door het gebruik van scenario's uit de WLO. Door de effecten in een MKBA door te rekenen met een scenario Laag en Hoog wordt een deel van de toekomstige onzekerheid rondom beleid en (economische) ontwikkeling ondervangen. Maar ook binnen een toekomstscenario kan sprake zijn van onzekerheden, zoals kennisonzekerheid en beleidsonzekerheid. Deze worden in kaart gebracht met behulp van gevoeligheidsanalyses en deze worden in de presentatie per scenario met bandbreedtes aangegeven. Een gevoeligheidsanalyse is verplicht bij een MKBA met belangrijke effecten op klimaatemissies: in dergelijke gevallen moet de MKBA ook worden doorgerekend met het 2°C-scenario (zie Hoofdstuk 3).

De mate van onzekerheid van de informatie moet ook in de gepresenteerde uitkomsten tot uitdrukking komen. Veelal presenteren MKBAs een punt-schatting die als centrale uitkomst de aandacht van beleidsmakers opeisen. Het verdient de aanbeveling om de onzekerheden meer te benadrukken dan thans gebeurt.

In de volgende paragrafen gaan we nader in op kennisonzekerheid en toekomstonzekerheid. We gaan er hierbij vanuit dat beleidsonzekerheid al voldoende is behandeld door standaard te werken met twee WLO-scenario's.

### 7.3 Kennisonzekerheid

Kennisonzekerheid kan optreden zowel bij effectbepaling als bij de waardering van de effecten.

#### 7.3.1 Effecten

Effecten van maatregelen worden ingeschat aan de hand van verschillende methoden. Zoals we in Hoofdstuk 4 zagen zijn hiervoor allerlei technieken beschikbaar. In de kern komt het erop neer dat, zelfs indien zeer uitvoerige beleidsevaluaties beschikbaar zijn, er onzekerheid is over de relatie tussen maatregelen en het geraamde milieu-effect in volumetermen (de elasticiteit van de maatregel).

- Hoeveel mensen zullen gebruik maken van energieleningen met langere looptijd of rentekorting om energiebesparende maatregelen in hun huis te financieren? En welke besparing (Gigajoules of Terajoules) heeft dit tot gevolg? Welk deel hiervan zou niet zonder het instrument gerealiseerd zijn?
- In welke mate kunnen mensen bij blootstelling aan risicovolle stoffen gezondheidsschade ondervinden en tot welke gezondheidsschade (DALYs) leidt dit? Bij welk deel van de bevolking leidt dit tot ziekteverzuim?
- Hoeveel toeristen en omwonenden zullen bij een nieuw windpark geluidshinder en/of zichthinder ondervinden?

Dit zorgt op zichzelf al voor een bandbreedte in de uitkomsten, want die parameters kunnen ook anders blijken te zijn dan is aangenomen. Bij meer kennis kunnen de effecten preciezer worden ingeschat. Maar ook hierbij geldt dat bij een gegeven beschikbaarheid van kennis aannames nodig zijn over de elasticiteiten van maatregelen (beleidseffecten). In dit geval is het van belang deze onzekerheden te erkennen en gevoeligheidsvarianten te ontwikkelen voor de ingeschatte effecten van de maatregelen.

### 7.3.2 Waardering van effecten

Bij uitvoering van een MKBA milieu voor een specifieke locatie, luidt de aanbeveling van deze werkwijzer gebruik te maken van een aanpak waarbij milieu- en gezondheidseffecten expliciet in beeld worden gebracht via een 'Impact Assessment'. De effectbepaling en de bijbehorende waardebeoordeling daarvan zijn met grote onzekerheden omgeven. Een groot deel van de onzekerheid houdt rechtsreeks verband met de en aannames die ten grondslag liggen aan de dosiseffectrelaties. De onzekerheid uit deze modellen zal zichtbaar moeten worden gemaakt, en inclusief de waardering van deze effecten, in de baten geëxpliciteerd moeten worden. Dit zorgt voor een bandbreedte in de uitkomsten.

Wanneer operationele modellen ontbreken of een impact assessment te kostbaar blijkt, is het expliciet bepalen van de milieu- en gezondheidseffecten binnen een MKBA niet haalbaar. Als alternatief voor deze locatiespecifieke benadering, worden in deze werkwijzer voor het milieubeleid emissieken- getallen voorgesteld. In de praktijk van uitgevoerde MKBAs voor milieu worden deze kentallen vaak toegepast.

De onzekerheid die hiermee geïntroduceerd wordt hangt samen met het brede toepassingsgebied van deze gemiddelde kentallen. De nationale gemiddelde waarden van de milieuprijzen hoeven niet representatief te zijn voor een specifiek gebied. Vooral voor vervuilende stoffen die bijdragen aan verzuring, vorming van PM<sub>10</sub>, eutrofiëring en toxiciteit, kunnen lokale omstandigheden afwijken van deze nationale gemiddelden. Dat komt door lokale variaties in klimaatomstandigheden (wind), bevolkingsdichtheid, grondsoort en de aanwezigheid van natuur.

Indien de inschatting is dat milieuprijzen voor een gemiddelde situatie niet representatief zijn voor doorgerekende casus, is het wenselijk om een aanvullende gevoeligheidsanalyse uit te voeren waarin de milieuprijzen worden vermenigvuldigd met, bijvoorbeeld, het verschil in bevolkingsdichtheid van de te onderzoeken regio in vergelijking met het gemiddelde van Nederland. Hierdoor kunnen blootstellingseffecten in specifieke stedelijke of plattelandsgebieden in een gevoeligheidsanalyse worden onderzocht in hoeverre de aanname van *gemiddelde* milieuprijzen de resultaten van de MKBA beïnvloeden.



## 7.4 Toekomstonzekerheid

Toekomstonzekerheid is inherent in elke MKBA. In de MKBA voor milieubeleid wordt dit ingevuld door te werken met de twee scenario's, Laag en Hoog, uit de WLO (2015). Daarnaast wordt toekomstonzekerheid ook tot uitdrukking gebracht door te werken met de risico-opslag op de discontovoet. Deze is hoger voor projecten met aanzienlijke kapitaalslasten. Dit is een vorm om onzekerheid over de toekomstige ontwikkeling in kosten en baten in een MKBA in kaart te brengen.

Zoals in deze werkwijzer uitvoerig beschreven wordt de toekomstonzekerheid in MKBAs op het gebied van energie en klimaat daarnaast ingevuld aan de hand van de scenario's Laag en Hoog uit WLO (2015) en die in Hoofdstuk 3 zijn beschreven. De bandbreedte in deze scenario's brengen de belangrijkste onzekerheidsdimensies in kaart, bijvoorbeeld met betrekking tot de mogelijke ontwikkeling in het Europese en internationale klimaatbeleid, de prijs van CO<sub>2</sub>-uitstootrechten, de prijzen van biomassa en fossiele energieprijzen.<sup>50</sup>

Voor klimaatbeleid is er een additionele onzekerheid geïdentificeerd met betrekking tot de mogelijke ontwikkeling van het klimaatbeleid. Om recht te doen aan de mogelijkheid dat het klimaatbeleid in de toekomst verder wordt aangescherpt en er meer internationale samenwerking komt doelstellingen van het klimaatbeleid is het voor het beoordelen van klimaatbeleidsmaatregelen nodig om een *aanvullende gevoeligheidsanalyse* te doen met de onzekerheidsverkenning die uit gaat van de 2 °C-doelstelling. Deze onzekerheidsverkenning is een vertaling van het Europese internationale streven om in internationale setting de mondiale temperatuurstijging te beperken tot twee graden, in overeenstemming met het IPCC-advies. Aangenomen is dat dit Europa en vervolgens voor Nederland overeenkomt met een vermindering van de uitstoot van broeikasgassen met 80-95% ten opzichte van 1990.

## 7.5 Gevoeligheidsanalyse met risico's en onzekerheden

Gevoeligheidsanalyses worden gebruikt om de impact van kennisonzekerheid en beleidsonzekerheid op het eindresultaat in beeld te brengen. Toekomstonzekerheid dient zo veel mogelijk in de vorm van scenario's in het nulalternatief en projectalternatief te worden vormgegeven.

Per MKBA zal altijd gekeken moeten worden welke onzekerheidsfactoren van invloed zijn op het eindresultaat en waar representativiteit van gekozen parameters aan de orde is. Specifiek kan aan de volgende gevoeligheidsanalyses worden gedacht die relevant zijn voor het milieudomein, indien sprake is van een MKBA die met kentallen voor waardering milieu-effecten wordt opgesteld:

- De inschatting van milieu-effecten (volume-effecten) van de maatregel. Denk hierbij aan de elasticiteiten tussen maatregelen en beleidseffecten.
- De waardering van milieu-effecten. Nationale gemiddelde milieuprijzen hoeven niet representatief te zijn voor een specifiek gebied (denk aan vervuilende stoffen die bijdragen aan verzuring, vorming van PM<sub>10</sub>, eutrofiëring en toxiciteit).

---

<sup>50</sup> Voor mobiliteit en landbouw zijn vergelijkbare cahiers opgesteld waar gebruik gemaakt kan worden van mogelijke ontwikkelingen van de sector en hun bijdrage aan de emissies van verontreinigende stoffen. Ook hier kunnen de scenario's dienen als verkenning van de toekomstonzekerheid en doorrekening van maatregelen.



- De ontwikkeling van kosten van mitigerende technologieën. Voor de inschatting van toekomstige kosten is een leercurve of ‘progress ratio’ gehanteerd. De snelheid van kostendaling is een belangrijke variant voor de gevoeligheidsanalyse.

Indien de milieu- en gezondheidsgevolgen op endpoint rechtstreeks worden ingeschat, kunnen gevoeligheidsanalyses worden uitgevoerd op:

- omvang van de milieu-effecten (fysieke effecten);
- doorwerking op gezondheidseffecten bij de populatie;
  - blootstellingseffecten (de mate waarin de populatie wordt blootgesteld);
  - omvang van de gezondheidseffecten (als gevolg van blootstelling aan de fysieke effecten).
- waardering van de gezondheidseffecten;
- de ontwikkeling van kosten van mitigerende technologieën (idem hierboven).

In Box 14 en Box 15 geven we twee voorbeelden.

**Box 14**    **Voorbeeld gevoeligheidsvariant blootstelling (brommers)**

In Amsterdam wordt een verbod op scooters en brommers overwogen. Als gevolg van de maatregel vindt een verlaging van de fijnstofconcentratie en vermindering van brommerlawaai plaats. De gekozen indicator (proxy) voor de blootstelling aan fijnstof is de hoeveelheid die wordt ingeademd door inwoners. Voor het bepalen van blootstelling aan geluid wordt gebruikgemaakt van het aantal woningen waar aan de gevel geluidsniveaus worden gemeten hoger dan een bepaald niveau. Vanwege de grote onzekerheid in de fysieke effecten wordt er een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd van +/- 20% van de populatieblootstelling. Deze variant is in overleg tot stand gekomen met milieuspecialist geluid/emissies.



**Box 15**    **Voorbeeld gevoeligheidsvariant waardering (lood inname)**

Blootstelling aan lood op jonge leeftijd, bijvoorbeeld door inname via bodem, verf of waterleidingen, leidt tot verlies aan intelligentie en daarmee verdien capaciteit op latere leeftijd. In de MKBA Nederlandse Bodemsaneringsoperatie (MNP, 2007), worden de baten van vermeden IQ-verlies gemonetariseerd met een kengetal van € 10.000 per IQ-punt per kind over het gehele leven. Dit kengetal voor de monetarisering van een verlies van één IQ-punt kan variëren van € 3.000 tot € 19.269, hetgeen de grenzen van de gevoeligheidsvariant illustreert.



## 7.6 Omgaan met specifieke milieurisico's

Blootstelling aan verschillende milieufactoren heeft belangrijke gevolgen voor de volksgezondheid in Nederland. In Nederland is naar schatting 2 tot 5% van de totale ziektelast toe te schrijven aan een bepaalde set van milieufactoren (PBL, 2008). Bij een ruimere definitie van milieu kan die bijdrage oplopen tot 14% (WHO, 2006). Belangrijke milieufactoren zijn fijnstof in lucht, geluid, UV-straling en radon in binnenlucht. Daarnaast wordt een deel van de ziektelast veroorzaakt door bijvoorbeeld leefgewoonten (zoals voeding en beweging) en ongevallen.

Milieurisico's kunnen onomkeerbare gevolgen hebben voor mens, natuur en gebouwen (endpoints). Bij onomkeerbaarheid wordt gedacht aan effecten met onherstelbare schade, zoals klimaatopwarming. Ook effecten die de gezondheid aantasten of leiden tot verlies aan biodiversiteit kunnen als onomkeerbaar worden beschouwd.

Tussen 2009 en 1 april 2016 is de richtlijn geweest om specifiek rekening te houden met onomkeerbare effecten door middel van de discontovoet die gebruikt wordt om toekomstige effecten naar basisjaar te disconteren. Als er sprake was van onomkeerbare effecten in een MKBA, gold een verlaagde reële discontovoet van 4% (t.o.v. 5,5% voor markteffecten en herstelbare milieuschade).

De werkgroep Discontovoet kiest er in het *nieuwe advies* voor om de kwaliteit van het milieu (denk aan water- of luchtkwaliteit) te waarderen via de relevante welvaartseffecten zoals natuur, gezondheid en veiligheid. Voor milieu-effecten die tot uiting komen in gezondheid geldt dus de algemene discontovoet (3%). Het nieuwe advies maakt alleen een uitzondering voor natuur. Dit zal in een aparte werkwijzer voor het domein Natuur worden behandeld.

Onomkeerbaarheden vertalen zich niet in een andere discontovoet, maar zijn reden voor extra prudentie bij de projectbeslissing. De achtergrond hiervan is dat onomkeerbaarheden weliswaar heel belangrijk kunnen zijn, maar moeilijk in een algemene opslag of afslag op het disconto te vertalen zijn.

Concreet is de aanbeveling dat:

- naast de netto contante waarde ook de waarde van uitstel- en faseringsopties in beschouwing worden genomen;
- indien milieu en/of gezondheidseffecten een dominante rol spelen in de discussie, ook de fysieke effecten te laten zien in termen van Value of Statistical Life (VOSL) en Value of a Life Year (VOLY);
- het ontwerpen van een gezond alternatief dat als een van de alternatieven ook doorgerekend zou kunnen worden.

## 7.7 Analyse van risico's in het eindresultaat

In de voorgaande paragrafen zijn verschillende vormen van risico's en onzekerheid in beeld gebracht, en hoe deze onzekerheden het beste tot uitdrukking kunnen worden gebracht in een MKBA. Daarmee is nog geen uitspraak gedaan op welke wijze deze onzekerheden in het eindsaldo naar voren moeten komen.





### Stel een plausibele range op

Indien de onzekerheden systematisch bij elkaar op worden geteld in ondergrenzen en bovengrenzen, dan zal het eindsaldo de totale onzekerheidsbandbreedte goed afdekken, maar tegelijkertijd is het wel de vraag of deze plausibel is. De totale bandbreedte wordt opgeblazen door negatieve aannames enerzijds te stapelen in de ondergrens, en anderzijds positieve veronderstellingen te combineren in de bovengrens. Hierdoor kan de onzekerheidsmarge opgeblazen worden tot onrealistische proporties. Rekenkundig misschien juist, maar door het stapelen van onzekerheidsfactoren niet realistisch. De bandbreedte hoeft daarom niet de volledige waaier van mogelijke uitkomsten te omvatten. Uitgangspunt is dat de kans dat de uiteindelijke uitkomst binnen de bandbreedte ligt in de orde van grootte van 90% tot 95% moet liggen. Dat kan op de eerste plaats gebeuren op basis van expert opinion van de opsteller van de MKBA; de inschatting blijft dan kwalitatief van aard. Op de tweede plaats kan, indien het budget dit toelaat, een Monte-Carlosimulatie worden uitgevoerd. In de MKBA-praktijk is deze echter zeer zelden toegepast vanwege de aanzienlijke onderzoekslast die deze simulatie met zich mee brengt. Verwezen wordt hierbij naar het tekstkader op bladzijde 158 van de Algemene Leidraad.

### Stel samenhangende gevoeligheidsvarianten op

Op de eerste plaats kan het zo zijn dat kennisonzekerheid van verschillende factoren met elkaar gecorreleerd is. Neem toekomstige emissiefactoren van stedelijk verkeer: emissie van geluid, fijnstof, NO<sub>x</sub> kunnen in sterke mate positief met elkaar gecorreleerd zijn door nieuwe verbrandingsmotoren (elektrische of hybride voertuigen) die tegelijkertijd schoner en stiller zijn. Ook is er een correlatie van deze emissiefactoren met de zuinigheid van het voertuig: een elektrisch voertuig is niet alleen schoner en stiller, maar ook efficiënter.

In dat geval is het wenselijk om één samenhangende gevoeligheidsvariant op te stellen met de ontwikkeling van emissies van het stedelijk wagenpark, rekening houdend met verschillende snelheden van marktintroductie van schone en stille voertuigen, in plaats van per type milieu-effect een separate gevoeligheidsvariant te definiëren.

## 7.8 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In de vorige stap hebben we de kosten bepaald. Nu kijken we welke onzekere factoren van invloed kunnen zijn en hoe we hier mee omgaan in de MKBA.*

Voor deze MKBA worden scenario's gebruikt en gevoeligheidsanalyses uitgevoerd om om te gaan met onzekere factoren.

#### **Kennisonzekerheid**

In deze MKBA is gebruik gemaakt van verschillende informatiebronnen om de effecten van de beleidsalternatieven in te schatten. Toch is er onzekerheid over de maatregelen en het geraamde milieu-effect. Zo hebben we verondersteld dat het beleidsinstrument er voor zorgt dat de voorgestelde maatregel leidt tot cementreductie voor de gehele relevante betonvraag. Dit is echter zeer onzeker. In de gevoeligheidsanalyse kunnen we een variant meenemen waarin de beleidsmaatregel minder effectief is en bekijken wat het effect hiervan is op kosten en baten. Deze wordt niet verder uitgewerkt in dit voorbeeld.



Daarnaast is kennisonzekerheid over de waardering meegenomen door te werken met een onder- en bovenwaarde bij de waardering met Milieuprijzen.

#### **Toekomstonzekerheid**

Om met toekomstonzekerheid om te gaan is in deze MKBA gewerkt met WLO-scenario's Hoog en Laag. Hiernaast wordt een gevoeligheidsanalyse opgenomen met daarin de CO<sub>2</sub>-prijzen uit de '2° C-onzekerheidsverkenning'. In de 2° C-onzekerheidsverkenning worden twee CO<sub>2</sub>-prijzen gegeven. Deze bandbreedte is gebaseerd op modelberekeningen voor 2050 met emissie-reducties van 80% en meer dan 95% voor de Europese Unie als geheel (Matthijsen et al., 2016). We gebruiken deze bandbreedte als onderwaarde en bovenwaarde.



# 8 Fase 5: Presentatie en toetsing

## 8.1 Inleiding

Goede berekeningen vormen het startpunt voor elke MKBA. De berekeningen kunnen echter nog zo goed zijn uitgevoerd, als de rapportage erover niet in orde dan zijn de keuzes die worden gebaseerd op de MKBA alsnog verkeerd geïnformeerd. De rapportage over de bevindingen van de MKBA is daarom net zo belangrijk als de MKBA-stappen in voorgaande hoofdstukken.

In dit hoofdstuk staan de vereisten en aandachtspunten van de presentatie van de uitkomsten van de MKBA centraal. Achtereenvolgens gaan we in op de vereisten van een goede overzichtstabel (samenvattende tabel), geven we aanbevelingen voor een goede rapportage en presenteren enkele tips om in de veelheid van dimensies van informatie resultaten helder te presenteren. We sluiten af met mogelijkheid om een externe toets op de resultaten uit te voeren.

### Box 16 Voorschriften en aanbevelingen

Belangrijke aanbevelingen in dit hoofdstuk zijn:

1. In MKBAs, ook in milieubeleid moeten bandbreedtes worden opgenomen in de samenvattende tabel om onzekerheid zichtbaar te maken. De samenvattende tabel uit de algemene MKBA-leidraad vormt het startpunt.
2. Vanwege de veelheid van dimensies bij verschillende WLO-scenario's en onder- en bovenwaardes van milieuwaarderingen kan daarnaast ook gebruik worden gemaakt van een grafische presentatie waarin de kosten en baten van diverse varianten alsmede hun bandbreedte direct inzichtelijk kan worden gemaakt.
3. Het in beeld brengen van verdelingseffecten is aan te bevelen als er sterke inkomenseffecten van een maatregel worden verwacht of als omwonenden negatieve (of positieve) externe effecten ondervinden van een maatregel.
4. Externe toetsing is een beproefd middel om de kwaliteit van een MKBA te borgen.

## 8.2 Overzichtstabel

De aanbeveling is de resultaten van de MKBA te presenteren in een samenvattende overzichtstabel. De samenvattende tabel bevat volgens de leidraad de relevante effecten gemeten in volumes, alle baten en kosten in contante waarde en het saldo van baten en kosten (of een andere maat voor het resultaat van de MKBA). De belangrijkste effecten staan bovenaan.

De MKBA-opsteller kan ervoor kiezen de jaarlijkse effecten te presenteren of de effecten voor een zichtjaar. Het is hierbij meestal noodzakelijk om de contante waarde van de baten en kosten te presenteren omdat deze zich verspreid in de tijd voordoen.

Voor de interpretatie van de uitkomsten van de MKBA wordt vaak gebruik gemaakt van het baten-kostensaldo als rentabiliteitsmaatstaf. Het presenteren van bandbreedtes is een belangrijk aandachtspunt, vooral als onzeker is of het kosten-batensaldo gunstig of ongunstig uitvalt.



In een tabel worden alle relevante onderzochte beleidsalternatieven naast elkaar gepresenteerd, voor alle onderzochte toekomstscenario's. Tabel 16 is een voorbeeld van een samenvattende tabel.

Tabel 16 Voorbeeldtabel domein milieu

Maatregel	Minimaal ingrijpen		Meer van hetzelfde		Radicale keuze	
	Laag	Hoog	Laag	Hoog	Laag	Hoog
WLO-scenario						
Contante waarde in mln. € (teruggerekend naar basisjaar Y1 in prijzen van jaar Y2)						
Effect 1	-1.340 à -1.960	-1.200-etc.				
Effect 2	680 à 750					
Effect 3	++					
Saldo	-30 à -100					
Volume-effecten in zichtjaar Y3						
Effect 1	kosten (mln. €)					
Effect 2	-z%					
Effect 3	PJ besparing					

Voor de samenvattende tabel van MKBAs op het terrein van transport is een vaste vorm afgesproken (Koopmans, 2004; Rijkswaterstaat, 2012). Voor energie en milieu zijn projecteigenschappen, kosten en effecten dermate divers dat bovenstaande tabel als richtinggevend kan worden beschouwd.

### Tweegradenvariant als gevoeligheid

In deze werkwijzer maken we onderscheid tussen verschillende vormen van onzekerheid. Deze onzekerheidsverkenning wordt zoveel mogelijk in de overzichtstabel gepresenteerd, zodat de onzekerheid meegenomen kan worden bij de beoordeling van kosten en baten. Daarnaast wordt ook een gevoeligheidsanalyse gepresenteerd om te beoordelen hoe het resultaat varieert als er verschillende factoren in de berekeningen veranderen.

Speciaal punt van aandacht betreft de tweegradenvariant. Bij maatregelen op het gebied van klimaat en energie dient een aparte gevoeligheidsvariant gepresenteerd te worden gericht op de beoordeling van de efficiency bij een strikter klimaatbeleid. Ook al is dit bedoeld als een gevoeligheidsvariant in het klimaatbeleid, in zowel de samenvatting als de grafische presentatie zullen deze resultaten duidelijk benoemd moeten worden.

## 8.3 Rapportage

De rapportage is een belangrijk onderdeel van de MKBA. De Algemene Leidraad stelt de volgende eisen aan de rapportage om er voor te zorgen dat:

1. De resultaten worden op een duidelijke en toegankelijke manier gepresenteerd en verantwoord.
2. Lezers vinden in het MKBA-rapport bouwstenen voor antwoorden op de vragen die voor hen in de besluitvorming van belang zijn.
3. Het rapport moet de uitkomsten van een MKBA interpreteren: wat kan de besluitvormer uit de MKBA leren?

De rapportage moet verder voldoen aan richtlijnen voor helder taalgebruik, en maakt gebruik van visuele ondersteuning als deze helpt om resultaten snel en intuïtief inzichtelijk te maken.



Het gebruik van meerdere scenario's stelt zowel eisen aan de omvang van de studie als de presentatie. Zo houdt het gebruik van een Laag, Hoog (en 2°C- onzekerheidsverkenning bij klimaatbeleid) in dat twee (tot drie) verschillende MKBA resultaten gepresenteerd dienen te worden. Als voor deze twee (tot drie) scenario's een aparte gevoeligheidsanalyse (bijvoorbeeld met elke een lage, midden en hoge breedte) uitgevoerd wordt, neemt het aantal resultaten toe naar 6 tot 9. In veel MKBAs worden de uitkomsten in tabelvorm gepresenteerd. Een presentatie in de vorm van 6 tot 9 tabellen kan de helderheid van de resultaten echter niet ten goede komen, zeker als beleidsmakers bijvoorbeeld een korte managementsamenvatting verlangen. Een mogelijke uitkomst zou het grafisch presenteren van resultaten kunnen bieden, waarbij de resultaten in tabelvorm eventueel in de bijlage opgenomen worden. Een voorbeeld geven in Paragraaf 8.4.

### **Verantwoording**

Transparantie en helderheid zijn sleutelwoorden in een MKBA.

Het MKBA-rapport moet niet alleen een beschrijving geven van de opzet, uitvoering en uitkomsten van de MKBA, maar deze ook verantwoorden.

Bij de verantwoording wordt ingegaan op twee onderdelen:

- Op de effectinschattingen en de onzekerheden in de uitkomsten van de MKBA. Belangrijk is dat achterliggende berekeningen navolgbaar moeten zijn, ook voor niet-experts. Zijn de kosteninschattingen redelijk?
- Verder moet worden aangegeven in welke mate de gekozen uitgangspunten de uitkomsten van de MKBA beïnvloeden. In de voorgaande paragraaf is ingegaan op de onzekerheden bij de bepaling van de effecten van de maatregelen. Maar ook andere aannames, bijvoorbeeld over de discontoet, kunnen er aanleiding toe zijn om gevoeligheidsanalyses uit te voeren.

### **Overweging: publiceer achterliggende berekening**

In sommige gevallen kan het aan te bevelen zijn om ook de achterliggende berekening in de vorm van een Excel-sheet te publiceren. Daarmee kan inzicht worden gegeven in het 'motorblok' van de MKBA en zijn de berekeningen 100% verifieerbaar. Een belangrijk voordeel is dat hiermee het black box-karakter van een MKBA wordt weggenomen. Overigens schuilt hier ook een risico; namelijk het gebruik ervan door niet-experts die daarmee zelf gaan knutselen om eigen resultaten te publiceren en daarmee legitimiteit verschaffen aan hun berekening met een MKBA-stempel.

## **8.4 Presentatie resultaten**

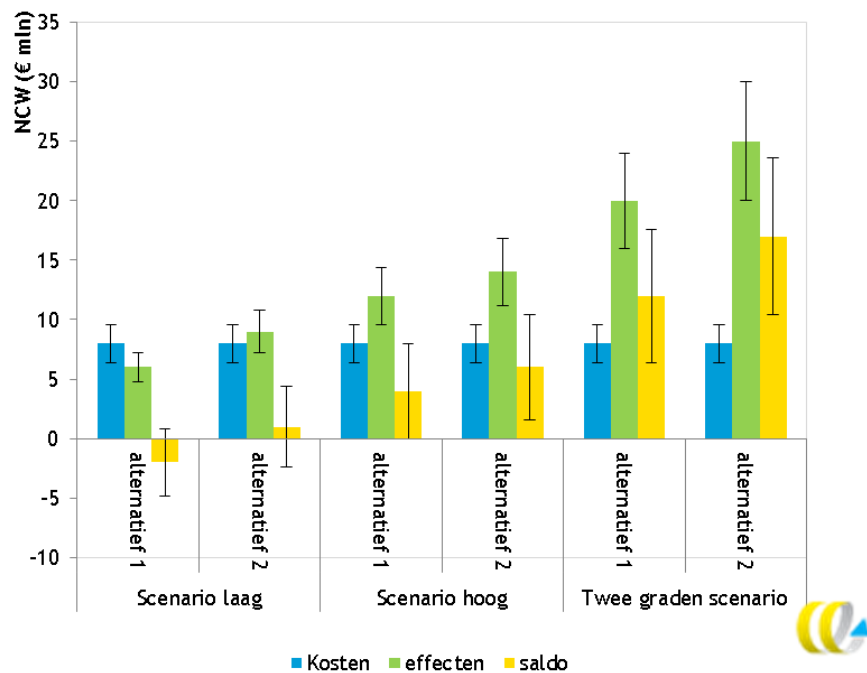
Naast de samenvattende tabel, beveelt de leidraad aan om een heldere samenvatting te geven. Deze samenvatting is een zelfstandig leesbare *beleidsbrief* met daarin de belangrijkste bevindingen van de MKBA, de consequenties die deze hebben voor de besluitvorming en de belangrijkste motiveringen daarachter.

De begrijpelijkheid van de MKBA kan worden verbeterd door de resultaten te visualiseren. Het gebruik van beeldtaal helpt bestuurders en andere geïnteresseerden zich de resultaten van de MKBA snel eigen te maken. In de *Handreiking Visualiseren van MKBA-resultaten* (Lijn 43 en Studio Barten, 2013) wordt aangegeven wat het belang is van beeldtaal. Ook biedt deze handreiking een aantal tips over hoe beeldtaal goed te gebruiken.



Met name voor het eindresultaat kan ter ondersteuning van de samenvattende tabel gebruik worden gemaakt van een figuur. De figuur zou bijvoorbeeld extra informatie kunnen tonen door de welvaartseffecten apart weer te geven in de balken, zodat de beslisser in één oogopslag kan zien wat de bijdrage kosten en wat de bijdrage van verschillende effecten is aan het welvaartssaldo. Figuur 11 geeft een voorbeeld, welke is bedoeld *ter illustratie* van een grafische presentatievorm. In deze figuur worden tevens de uitkomsten van de onzekerheidsmarges voor kosten en effecten weergegeven. De onzekerheid over uitkomsten komt zo ook in de eindresultaten tot uitdrukking, en de beleidsmaker/beslisser kan op deze wijze zien op welke manier (de richting van) het eindsaldo door de onzekerheid wordt bepaald.

Figuur 11 Voorbeeld grafische presentatie resultaten MKBA



### Invullen bandbreedtes saldo

De bandbreedte voor het eindsaldo moet de onzekerheidsmarge goed afdekken, maar tegelijkertijd wel plausibel zijn. De totale bandbreedte wordt zeer groot door negatieve aannames enerzijds te stapelen in de ondergrens, en anderzijds positieve veronderstellingen te combineren in de bovengrens. Hierdoor kan de onzekerheidsmarge opgeblazen worden tot onrealistische proporties. Rekenkundig misschien juist, maar door het stapelen van onzekerheidsfactoren niet realistisch. De bandbreedte hoeft daarom niet de volledige waaier van mogelijke uitkomsten te omvatten. Uitgangspunt is dat de kans dat de uiteindelijke uitkomst binnen de bandbreedte ligt - naar het oordeel van de uitvoerder van de kosten-batenanalyse - in de orde van grootte van 90% tot 95% moet liggen. Zie hiervoor Paragraaf 7.7.

## 8.5 Verdelingseffecten

Verdelingseffecten hebben geen invloed op het MKBA-saldo. De verdeling van kosten en baten speelt in veel beleidsdiscussies echter een belangrijke rol. De algemene leidraad beveelt aan dat als er aanmerkelijke verdelingseffecten zijn, het van belang is om naast het saldo ook de verdeling van de kosten en baten over verschillende groepen in de samenleving in kaart te brengen. Mogelijke voorbeelden van maatregelen waarbij verdelingseffecten relevant kunnen zijn:

- **Windparken, winning en opslag van gas:** projecten waarbij sprake kan zijn van hinder voor omwonenden die sterk locatiegebonden is.
- **Maatregelen met verwachte inkomenseffecten:** voorbeelden van verwachte inkomenseffecten zijn bijvoorbeeld het huishoudelijk energiegebruik ten behoeve van verwarming van de woning (lagere inkomens geven relatief groot deel van het inkomen uit aan de energierekening) of het stimuleren van elektrisch vervoer (hogere inkomens profiteren relatief veel van stimuleringsbeleid).

Als ervoor wordt gekozen om verdelingseffecten in kaart te brengen, moet dit evenwichtig gebeuren. De MKBA-opsteller moet daarom kiezen of hij verdelingseffecten in kaart brengt en, zo ja, voor welke groepen. De werkwijzer voor het sociale domein reikt opties aan voor de presentatie van maatregelen met noemenswaardige verschillen in (verdelings-)effecten voor bepaalde groepen. Voor de hand liggende keuze in het eerste voorbeeld van het windpark zijn lokaal omwonenden (die verschillende vormen van hinder ondervinden), energieconsumenten die de financieringsheffing (ODE) draagt voor de subsidie, en directe exploitant van het park. In het tweede voorbeeld kunnen verschillende inkomensgroepen worden onderscheiden.

## 8.6 Externe toets (second opinion)

Een externe toets kan een middel zijn om de kwaliteit en de objectiviteit te borgen. Dat kan voor de opdrachtgever of de uitvoerder extra zekerheid geven over het uitgevoerde onderzoek.

Op de eerste plaats kan de externe toets betrekking hebben op onderdelen van de MKBA, zoals bijvoorbeeld het realiteitsgehalte van de *kosteninschatting* of de onderliggende inschatting van de *volume-effecten* (denk aan energie-opbrengstenramingen of ingeschatte milieu-effecten):

- Zijn bijvoorbeeld de risico's op kostenoverschrijdingen voldoende geïnventariseerd?
- In hoeverre zijn toekomstige leercurves van technieken voldoende betrokken in kostenramingen?
- Hoe realistisch zijn de milieu-effecten van maatregelen geschat?

Meestal is de MKBA-opsteller niet de expert die het realiteitsgehalte van dergelijke ramingen voldoende kan inschatten. Bij twijfel is een externe toets (second opinion) op die uitkomsten nodig, bijvoorbeeld door de effecten na te rekenen met een concurrerende methode, of met alternatieve aannames en uitgangspunten (gevoeligheidsanalyse). Een dergelijke toets kan door vak-experts worden uitgevoerd.

Op de tweede plaats kan een externe toets betrekking hebben op de *volledige MKBA*. De praktijk van uitgevoerde MKBAs in afgelopen jaren heeft laten zien dat een second opinion een disciplinerende functie heeft. Aandachtspunten, naast de hierboven genoemde, bij een dergelijke second opinion zijn o.a.:

- Zijn welvaartseffecten dubbel geteld?
- Zijn er welvaartseffecten over het hoofd gezien?
- Vormen de uitgangspunten een objectieve weerspiegeling van de effecten van een maatregel?
- Is de juiste methode gehanteerd voor de waardering van milieu-effecten? Kloppen de gehanteerde milieuprijzen?

Aangezien het antwoord op deze vragen het hart vormt van de MKBA-uitvoerder, kan voor uitvoering van een second-opinion gedacht worden aan concurrerend bureau of een van de planbureaus (CPB of PBL).

## 8.7 Doorlopend voorbeeld: verduurzaming van de betonketen

*In dit doorlopend voorbeeld kijken we naar de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen om de milieu-impact van betongebruik te verminderen. In de vorige stappen zijn alle kosten en baten bepaald. In deze laatste stap presenteren we het eindresultaat.*

We berekenen de jaarlijkse kosten en baten van de maatregelen voor de periode 2020-2040. Voor de berekening gebruiken we een discontovoet van 3%. In dit geval presenteren we zowel de basisvarianten, Hoog en Laag. Het eindsaldo geeft het verschil tussen het beleidsalternatief en het nulalternatief. We presenteren de resultaten in een overzichtstabel en een ondersteunende figuur.

Tabel 17 Overzichtstabel MKBA-betonketen

Maatregel	Alternatief 1 Korrelepakking		Alternatief 2 Bouwplanning	
	Hoog	Laag	Hoog	Laag
Contante waarde in € mln. (teruggerekend naar basisjaar 2016 in prijzen van jaar 2015)				
Investeringskosten maatregel	-106	-70	0	0
Operationele kosten maatregel	-74	-63	0	0
Milieu-effecten	906-1181	329-559	-342-458	-49 - 16
Beleidskosten	PM	PM	PM	PM
Saldo	726-1001	196-426	342-458	- 49 -16
Volume-effecten in zichtjaar 2030				
Besparing CO <sub>2</sub>	159.000 ton	132.000 ton	129.000 ton	64.500 ton
Besparing NO <sub>x</sub>	306 ton	255 ton	- 129 ton	- 72 ton

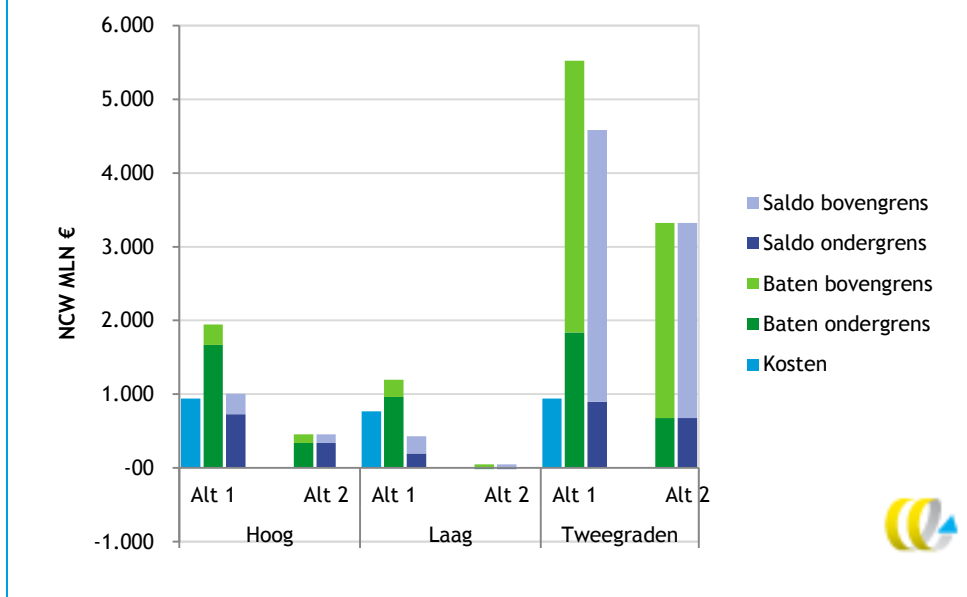
Het saldo van Alternatief 1 is in beide scenario's positief. Alternatief 2 is alleen in WLO Hoog positief. In Laag valt het kantelpunt binnen de bandbreedte. Alternatief 1 leidt tot zowel een besparing van CO<sub>2</sub> als NO<sub>x</sub>. In Alternatief 2 neemt, door een andere samenstelling van het gebruikte cement, de NO<sub>x</sub>-uitstoot toe.

In de rapportage presenteren we deze tabel en grafiek. In de grafiek laten we ook de 2°C-onzekerheidsverkenning zien. De ondergrens en bovengrens en geven we aan met kleurschakeringen.





Figuur 12 Resultaat Alternatief 1 en 2, 2020-2040, NCW, MLN €



# Literatuurlijst

Aalbers et al., 2016. WLO-Klimaatscenario's en de waardering van CO<sub>2</sub>-uitstoot in MKBAs, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving.

Acemoglu, D., Aghion, P., Bursztyn, L., & Hémous, D., 2012. The environment and directed technical change. *The American Economic Review*, 102(1), 131-166.

Algemene Rekenkamer, 2011. Energiebesparing: ambities en resultaten. SDU, oktober 2011.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R., Schuman, H., 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal Register* 58 (10), 4601-4614.

Bateman, Ian J., et al., 2002. Economic valuation with stated preference techniques.

Blok, K., H.L.F. de Groot, E.E.M. Luiten, M.G. Rietbergen, 2004. *The Effectiveness of Policy Instruments for Energy-Efficiency Improvement in Firms: The Dutch Experience*. Dordrecht, Boston, Londen : Kluwer Academic Publishers.

Brons, M., Nijkamp, P., Pels, E., Rietveld, P., 2008. A meta-analysis of the price elasticity of gasoline demand. A SUR approach. *Energy Economics*, 30, 2105-2122.

Carson, R.T., Hanemann, W.M., Kopp, R.J., Krosnick, J.A., Mitchell, R.C., Presser, S., Ruud, P.A., Smith, V.K., Conaway, M., Martin, K., 1997. Temporal reliability of estimates from contingent valuation. *Land Economics* 73 (2), 151-163.

Carson, R. T., 2000. *Contingent valuation: a user's guide*.

CE Delft, 2002. Update schaduwrijzen, financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen, Delft: CE Delft.

CE Delft, 2007. Leidraad MKBA in het Milieubeleid: Versie 1.0, Delft: CE Delft.

CE Delft en Ecorys, 2008. Maatschappelijke effecten vermindering luchtverontreiniging: MKBA van mogelijke NEC-plafonds. Ewout Dönszelmann, Sander de Bruyn, Marisa Korteland, Femke de Jong, Maartje Sevenster, Michel Briene, Manfred Wienhoven, Jaap Bovens.

CE Delft, 2010. *Handboek Schaduwrijzen. Waardering en weging van emissies en milieu-effecten*. Delft: CE Delft.

CE Delft, 2013. *Milieu-impact van betongebruik in de Nederlandse bouw*. Delft: CE Delft.

CE Delft, 2013a. *MKBA Windenergie Lage Weide*. Delft: CE Delft.



- CE Delft, 2014. Inzetten op meer recycling; Een maatschappelijke kosten-batenanalyse. Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2016a. MKEA zon-PV en wind-op-land, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2016b. Update Prioritering handelingsperspectieven verduurzaming betonketen, Delft: CE Delft.
- CE Delft, 2017. Handboek Milieuprijzen, Delft: CE Delft (voortkomend).
- CE Delft en VU, 2014. Externe en infrastructuurkosten van verkeer. Delft, Amsterdam: CE Delft en VU.
- CPB, 2009. Beoordeling projecten innovatie en onderwijs 2008: Analyse ten behoeve van toewijzing FES-gelden. Free Huizinga en Annemiek Verrips (redactie). CPB Memorandum 183.
- CPB, 2013. KBA Structuurvisie 6.000 MW Windenergie op land, Den Haag: Centraal Planbureau.
- CPB/PBL, 2015. Welvaart en Leefomgeving 2015, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving.
- Decisio & Witteveen+Bos, 2014. MKBA Windenergie binnen de 12-mijlszone: maatschappelijke afweging van windenergie op zee binnen en buiten de 12-mijlszone. Amsterdam: Decisio & Witteveen+Bos.
- Defra (2014), Environmental noise - Valuing impacts on: sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet, London
- Dijkgraaf et al., 2003. Cost savings of unit-based pricing of household waste, Resource and Energy Economics, volume 26:4, 353-371.
- Dröes, M.I. & H.R.A. Koster, 2014. Renewable Energy and Negative Externalities: The Effect of Wind Turbines on House Price, TI Discussion Paper.
- Dutilleul, G., 2012. Anthropogenic outdoor sound and wildlife: it's not just bioacoustics!, Proceedings Acoustics, 2301-2306, Nantes
- ECN, 2001. Ontwikkeling van het huishoudelijk energieverbruik in een geliberaliseerde energiemarkt, Petten: ECN.
- EEA, 2011. An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe, European Environmental Agency
- Eijgenraam et al., 2001. Evaluatie van infrastructuurprojecten; Leidraad voor kosten-batenanalyse, Den Haag: Sdu ('OEI-leidraad').
- Freeman III, A.M., 1993. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theories and Methods. Resource for the Future, Washington DC.
- Goedkoop et al., 2013, ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at a midpoint and the endpoint level, update 2013, Den Haag: Ministerie VROM.



Goodwin, P et al., 2004. Elasticities of Road Traffic and Fuel Consumption with Respect to Prize and Income: A Review, *Transport Reviews*, Vol. 24:3, pp. 275-292.

Hoevenagel, R., 1994. The contingent valuation method: scope and validity. PhD Thesis, Faculty of Economics and Econometrics, Free University, Amsterdam.

Holland, M. Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package Version 2 Corresponding to IIASA TSAP Report 11, Version 1, March 2014.

Horowitz, J.K. & K.E. McConnell, 2002. A Review of WTA/WTP Studies, *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 426\_447.

IPCC, 2014. Fifth Assessment Report.

Jabben, J. et al., 2007 *Baten van Geluidsmaatregelen*, Bilthoven: RIVM.

Joode, de J. et al., 2004. *Energy Policies and Risks on Energy Markets. A cost-benefit analysis*, Den Haag: Centraal Planbureau.

Kahneman, D. J. & L. Knetsch, and R. H. Thaler, 1990. Experimental tests of the endowment effect and the Coase theorem, *J. Polit. Econom.* 98, 1325\_1348.

Kahneman, D., & Tversky, A., 1979. Prospect theory: An analysis of decision under risk. *Econometrica: Journal of the econometric society*, 263-291.

Kinnaman and Fullerton, 2000. The economics of residential solid waste management. In Tietenberg, T. & H. Folmer (eds.) *The international yearbook of environmental and resource economics 2000/2001*. Cheltenham: Edward Elgar.

Koopmans, 2004. *Heldere presentatie OEI: aanvulling op de leidraad OEI*.

Koopmans et al., 2016. *Werkwijzer voor kosten-batenanalyse in het sociale domein*, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.

KPMG, 2013. *A New Vision of Value, Connecting corporate and societal value creation*, KPMG International Cooperative.

Kuik et al., 2008. Deliverable D3.2 Cases Project, Report on the monetary valuation of energy related impacts and land use changes, acidification, eutrophication, visual intrusion and climate change.

Lijn 43 & Studio Barten, 2013. *Handreiking Visualiseren van MKBA-resultaten*.

Madlener R., Bernstein R., Alva González M.Á., 2011. Econometric Estimation of Energy Demand Elasticities, *E.ON Energy Research Center Series*, Vol. 3, Issue 8, October.

Matthijssen et al., 2015. *WLO Cahier Klimaat en Energie*, Den Haag: Centraal Planbureau en Planbureau voor de Leefomgeving.

Ministerie van Financiën, 2015. *Rapport Werkgroep Discontovoet*, Den Haag: Ministerie van Financiën.



Ministerie van Financiën, 2017, Advies van de werkgroep Marginale kosten van belastingheffing, Den Haag: Ministerie van Financiën.

Ministerie IenM, 2016. Spelregels van het Meerjarenprogramma Infrastructuur, Ruimte en Transport (MIRT), 15 November 2016, [www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/ruimtelijke-ordening-en-gebiedsontwikkeling/documenten/rapporten/2016/11/21/spelregels-van-het-mirt](http://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/ruimtelijke-ordening-en-gebiedsontwikkeling/documenten/rapporten/2016/11/21/spelregels-van-het-mirt)

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 1994. *Methodiek Milieukosten*. Publikatiereeks Milieubeheer 1994.

Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM), 1998. Kosten en baten in het milieubeleid: Definities en berekeningsmethodes. Publicatiereeks milieustrategie, nr. 1998/6.

MNP, 2007. MKBA Nederlandse Bodemsaneringsoperatie, Milieu- en Natuurplanbureau.

NEEDS, 2008. Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. NEEDS deliverable no. 6.7, Priority 6.1: Sustainable Energy Systems.

OECD, 2012. Mortality risk valuation in environmental health and transport policies, Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.

OECD, 2016. The Economic Consequences of Outdoor Pollution, Paris: Organization for Economic Co-operation and Development.

Ossokina, I., en G. Verweij, 2011. Quasi-experimental evidence on the effect of traffic externalities on housing prices, Paper prepared for the 1st European Meeting of the Urban Economics Association at the 51st European Congress of the Regional Science Association International, 30 August-3 September 2011 in Barcelona, Spain.

Ott et al, 2006. Konsequente Umsetzung des Verurscherprinzips: Umwelt-Materialien Nr. 201, Bern: Buwal.

Payne, J.W., Schkade, D.A., Desvousges, W.H. , C. Aultman. Valuation of Multiple Environmental Programset al. *Journal of Risk and Uncertainty* (2000) 21: 95. doi:10.1023/A:1026573527618.

PBL, 2008. Compendium van de leefomgeving. Planbureau voor de Leefomgeving. 11-April 2008.

PBL, 2012. Gezondheid in maatschappelijke kosten-batenanalyses van omgevingsbeleid. Achtergrondstudies. Eva Kunseler, Gusta Renes. Den Haag: Planbureau voor de Leefomgeving.

Rijkswaterstaat, 2012. KBA bij MIRT-verkenningen, Den Haag: Ministerie I&M.

Romijn, G., Renes, G., 2013. Algemene leidraad voor maatschappelijke kosten-batenanalyse, CPB/PBL. Den Haag.

Science for Environment Policy, 2015. Ecosystem Services and Biodiversity, available at <http://ec.europa.eu/science-environment-policy>



SEO, 2013. Windmolens en welvaart, Amsterdam: SEO Economisch Onderzoek.

Singer, P., 1983. A Covenant for the Ark. Reprinted in: O. Hanfling, 1987, Life and meaning, Basil Blackwell, Oxford, pp. 141-152.

Thaler, R. 1980. Some empirical evidence on dynamic inconsistency, Econom. Lett. 8, 201\_207.

Theebe, M.A.J., 2004. Planes, Trains, and Automobiles: The Impact of Traffic Noise on House Prices , The Journal of Real Estate Finance and Economics 28: 209, pp 209-234.

Udo, J., Janssen, L., & S. Kruitwagen, 2006. Stilte heeft zijn prijs, ESB, Volume 91: 4477.

Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt and R. Mueller-Wenk, 1999. Best Available Practice regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact-Assessment. International journal of life cycle assessment 4(2): 66-74 and 4(3):167-174.

Van den Bergh, J.C.J.M., 2004. Optimal climate policy is a utopia: from quantitative to qualitative cost-benefit analysis, Ecological Economics 48: 385-393.

VMM, 2013. Milieurapport Vlaanderen MIRA: Themabeschrijving Verzuring. Line Vancraeynest en Jeroen Staelens, Vlaamse Milieumaatschappij, Januari 2013.  
Watt, J., J. Tidblad, V. Kucera, R. Hamilton (editors), 2015. The Effects of Air Pollution on Cultural Heritage. Springer Verlag.

Werkgroep Kosten van belastingheffing en MKBAs, 2016. Kosten van belastingheffing, baten van inkomensherverdeling en MKBAs, Den Haag: Werkgroep Kosten van belastingheffing en MKBAs.

WHO, 2006. Preventing Disease Through Healthy Environments - Towards an estimate of the environmental burden of disease. Pruss- Ustun A. and C. Corcalan. WHO, Geneva.

WHO, 2011. Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe, Copenhagen.

WHO, 2013. Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide, World Health Organisation Regional Office, Germany.

WUR, 2011. Ecosysteemdiensten in Nederland: verkenning betekenis en perspectieven, Wageningen: Wageningen UR.



# Bijlage A Capita selecta

## A.1 Veranderingen ten aanzien van de Leidraad MKBA in het Milieubeleid uit 2007

Deze werkwijzer bevat enkele belangrijke wijzigingen ten opzichte van de eerdere Leidraad MKBA in het milieubeleid uit 2007 die CE Delft indertijd in opdracht van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu heeft gemaakt en die gebaseerd was op het raamwerk van de OEI- Leidraad (2001). De belangrijkste wijzigingen zijn als volgt weer te geven:

- Conform de Algemene Leidraad, worden milieu-effecten geclassificeerd als directe effecten. Deze effecten zijn namelijk direct relevant voor het voldoen aan de milieubeleidsdoelstelling. Het soms verwarrende onderscheid tussen interne en externe effecten is losgelaten. Alle effecten worden omschreven als effecten op bestaande en niet-bestaande markten. Effecten op de milieukwaliteit zijn dan op te vatten als welvaartseffecten op de niet-bestaande markt voor een schoon milieu.
- De milieu-effecten worden beschouwd als de voornaamste effecten en worden in behandeling voor de andere effecten geplaatst.
- De milieu-effecten worden bij voorkeur gewaardeerd via schadekosten, en niet langer via een mix van preventie- en schadekosten zoals in de OEI- Leidraad (2001) en de Leidraad (2007) werd voorgeschreven. Een uitzondering op deze algemene regel vormen de CO<sub>2</sub>-baten die worden gewaardeerd aan de hand van vooraf gestelde prijspaden voor CO<sub>2</sub>-prijsontwikkeling uit de WLO conform de aanbeveling van de Werkgroep Discontovoet die door het kabinet is overgenomen.
- De overige effecten worden normaliter, op een 1% jaarlijkse relatieve prijsstijging voor onvervangbare natuur na, uitgedrukt tegen constante relatieve prijzen.<sup>51</sup>
- De kengetallen zijn aangepast aan het Handboek Milieuprijzen 2016 dat eind 2016 beschikbaar komt. Daarin zijn diverse wijzigingen doorgevoerd ten opzichte van het Handboek uit 2010. De belangrijkste zijn als volgt:
  - Alle prijzen zijn uitgedrukt in euro's 2015.
  - Er wordt niet langer gewerkt met algemene een positieve inkomenselasticiteit voor milieukwaliteit. Gezondheid is de belangrijkste waarderingscategorie in de milieuprijzen. Conform de aanbevelingen van de Werkgroep Discontovoet die door het kabinet zijn overgenomen worden gezondheidsbaten niet langer onderworpen aan een positieve inkomenselasticiteit omdat aangenomen wordt dat deze wegvallen tegen het toegenomen aanbod van gezondheid door techniekontwikkeling. Het is niet duidelijk of deze redenering ook voor natuur opgaat. Voor natuur hebben we derhalve besloten om te werken met een waardeestijging van 1% per jaar, conform de Werkgroep Discontovoet, en af te zien van een eventuele positieve inkomenselasticiteit.
  - De schade aan landbouwgewassen wordt gevoegd bij de waardering van natuur en niet langer bij de waardering voor schade voor kapitaalgoederen. De schade voor kapitaalgoederen is uitgebreid met meer stoffen dan NO<sub>x</sub> alleen en omvat nu alle verzurende stoffen en fijnstof.

---

<sup>51</sup> Er zijn ook andere waarderingscategorieën die zijn aangepast, zoals reistijdbaten. Deze zijn echter niet specifiek voor de Werkwijzer Milieu van belang en worden hier dus niet verder behandeld.



- Voor NO<sub>2</sub> en O<sub>3</sub> zijn nieuwe 'Concentration Response Functions (CRFs) gebruikt in overeenstemming met de WHO (2013) waarin ook chronische mortaliteitskosten van smogvorming worden toegekend. Daarnaast is er voor acute mortaliteit van smog rekening gehouden met het feit dat smog in Nederland primair door NO<sub>x</sub> wordt gevormd en niet zozeer door NMVOS.





# Bijlage B Gebruik WLO-scenario's

## B.1 Scenario's Laag en Hoog, en onzekerheidsverkenning

In de nieuwe WLO zijn twee referentiescenario's ontwikkeld (scenario Laag en scenario Hoog) en is een aanvullende *onzekerheidsverkenning* voor het klimaatbeleid ontwikkeld, waarbij de gevolgen voor Nederland zijn uitgewerkt van beleid gericht op de 2°C-doelstelling. Hieronder worden deze nader toegelicht.

### Scenario Laag

In scenario Laag wordt een beperkte ontwikkeling van de internationalisering verwacht, hetgeen zal resulteren in een economische groei van ongeveer 1% per jaar en een lagere bevolkingsgroei. Hierdoor zijn landen minder bereid om hun klimaatbeleid aan te scherpen. Hierdoor komen internationale afspraken en het internationale klimaatbeleid niet van de grond. Beleid in Laag betreft grotendeels het reeds vaststaande beleid met beleidsdoelen die reeds zijn ingevuld met concrete nationale maatregelen en instrumenten. Voor klimaatbeleid veronderstelt het scenario dat rond 2025 het inzicht komt dat er geen mondiaal klimaatbeleid komt, en dat de EU zijn doelstellingen voor 2030 naar beneden bijstelt (Matthijsen et al., 2015).

### Scenario Hoog

In scenario Hoog schrijdt de globalisering verder voort. Er is in het scenario Hoog meer (internationaal) vertrouwen dan in Laag waardoor er meer bereidheid is om samen te werken en afspraken te maken. Door het sluiten van handelsakkoorden worden markten verder met elkaar verknoopt en neemt de migratie verder toe. Ook is er een grotere bereidheid tot het sluiten van internationale beleidsafspraken, zoals op het gebied van klimaatbeleid. Scenario Hoog combineert een relatief hoge bevolkingsgroei met een economische groei van ongeveer 2% per jaar. Beleidsmatig bevat Hoog tot 2030 op het gebied van klimaat en energie niet alleen het vaststaande beleid, maar ook het voorgenomen beleid (zoals het voornemen van de EU om in 2030 emissies van CO<sub>2</sub> met 40% te reduceren ten opzichte van 1990) en is er sprake van een internationale harmonisering van het klimaatbeleid zoals bijvoorbeeld een mondiaal werkend emissiehandelssysteem.

### Onzekerheidsverkenning 2°C-doelstelling

Voor klimaatbeleid is er daarnaast nog een aparte onzekerheidsverkenning ontwikkeld waarin de economische uitgangspunten hetzelfde zijn als in Hoog maar er voor klimaatbeleid een dusdanige mondiale inzet wordt waardoor de temperatuurstijging beperkt blijft tot 2°C-doelstelling. Deze verkenning is vooral ontwikkeld met als doel om een gevoeligheidsanalyse voor de CO<sub>2</sub>-prijs te laten zien en te onderzoeken wat het voor het klimaatbeleid betekent als de wereld overgaat op mondiaal klimaatbeleid met fors hogere CO<sub>2</sub>-prijzen om binnen de 2°C-doelstelling te blijven.

Bij MKBAs met belangrijke klimaateffecten voor maatregelen is het voorgeschreven om deze ook door te rekenen voor deze 2°C-verkenning. Op deze wijze kunnen maatregelen dan ook worden beoordeeld tegen de achtergrond van nieuw klimaatbeleid met bijbehorende maatregelen zoals dat in het kader van de UNFCC-afspraken in Parijs wordt voorgestaan.



## **Uitwerkingen scenario's**

De toekomstige ontwikkeling, die immers onzeker is, zal zich volgens CPB/PBL (2015), met de kennis van nu, waarschijnlijk binnen de hoeken van deze scenario's zich afspelen. De ontwikkelingen van de WLO-scenario's zijn op zes thema's nader uitgewerkt met aparte analyses:

1. Demografie.
2. Macro-economische ontwikkeling.
3. Regionale ontwikkelingen en verstedelijking.
4. Mobiliteit.
5. Klimaat en energie.
6. Landbouw.

Vooraf de uitwerkingen op het gebied van klimaat en energie zijn relevant voor deze werkwijzer en worden hieronder behandeld. Daarnaast gaan we kort in op de algemene macro-economische ontwikkeling aangezien die vaak een belangrijke rol kan spelen in het nul- en projectalternatief in een MKBA. Eventuele effecten op andere terreinen die belangrijke milieu-effecten hebben, zoals landbouw en mobiliteit, zullen hier slechts sporadisch worden aangestipt, maar kunnen verder worden onderzocht in, respectievelijk, de Cahiers Landbouw en Mobiliteit die met het uitkomen van de WLO-scenario's zijn gepubliceerd. Indien de MKBA dus belangrijke effecten op de landbouw of mobiliteit bevat, wordt de MKBA-opsteller aangeraden om ook goed kennis te nemen van de informatie aanwezig in het Cahier Landbouw of in het Cahier Mobiliteit.

## **B.2 Effecten relevant op het thema Milieu**

### **Macro-economische ontwikkelingen**

In het Cahier Macro-Economie worden de macro-economische ontwikkelingen geschetst die ten grondslag liggen aan beide scenario's. De Nederlandse economie groeit tot 2050 in scenario Laag met gemiddeld 1,1% per jaar, terwijl de groei in Hoog bijna het dubbele is (2,1% per jaar). In beide scenario's is de groei iets hoger in de periode 2015-2030 dan voor de jaren daarna. In Scenario Hoog wordt de hogere economische groei zowel veroorzaakt door een sterkere groei in arbeidsproductiviteit als de groei in de beroepsbevolking. In Scenario Laag wordt de economische groei volledig bepaald door de groei in de arbeidsproductiviteit. Het verschil in groei van de beroepsbevolking is daarmee een belangrijke determinant in de verschillende groeipercentages van beide scenario's. In Scenario Laag wordt met name de internationale migratie fors beperkt waardoor er minder mensen naar Nederland immigreren. Hierdoor blijft de bevolking groeien achter en stabiliseert deze op 17 miljoen inwoners in 2030 en de bevolking daalt vervolgens door de vergrijzing en het uitblijven van een (fors) migratieoverschot naar bijna 16,5 miljoen inwoners in 2050. In Scenario Hoog blijft de bevolking wel groeien, naar 18 miljoen inwoners in 2030 verder stijgend tot 19,2 miljoen mensen in 2050. Dit komt vooral door het migratieoverschot.

Het aantal pensioengerechtigden neemt in beide scenario's toe met ongeveer 1 miljoen personen tot 2050. In het scenario Hoog blijft de potentiële beroepsbevolking - de bevolkingstijd tussen 15 jaar en de AOW-leeftijd - tot 2050 in omvang toenemen; van 11 miljoen nu naar 12 miljoen in 2050. In het scenario Laag blijft de potentiële beroepsbevolking tot 2030 gelijk aan de huidige omvang waarna deze krimpt tot 10,5 miljoen mensen in 2050.



In Scenario Hoog stijgt de levensverwachting, door de hogere economische groei, sterker dan in Scenario Laag. Mede daardoor stijgt, onder de huidige afspraken waarbij de AOW-leeftijd gekoppeld is aan de levensverwachting, de beroepsbevolking sterker in Hoog.

De economische groei in Laag en Hoog ontwikkelt zich verschillend voor de verschillende bedrijfstakken. In Scenario Hoog doen met name de chemische industrie en de transportsector het veel beter dan in Laag. Aan de andere kant neemt de landbouw maar nauwelijks toe in Hoog in vergelijking met Laag. Meer informatie over de macro-economische ontwikkeling in de WLO-scenario's, inclusief de groeivoeten van de diverse sectoren, is te vinden in Bijlage B.

### **Ontwikkeling van CO<sub>2</sub>-emissies**

Naast de economische groei is vooral het Cahier Klimaat en Energie (Matthijssen et al., 2015) van belang. In dit cahier wordt gedetailleerde informatie gegeven over de ontwikkeling van de CO<sub>2</sub>-emissies, de hoeveelheid hernieuwbare energie, prijzen van elektriciteit, steenkool en aardgas, etc. Het uitgangspunt voor de klimaatscenario's zijn de toezeggingen die zijn gedaan tijdens internationale klimaatonderhandelingen. In het scenario Laag wordt uitgegaan van een wereldbeeld waarin de globalisering niet langer voortschrijdt.

Alle onvoorwaardelijke toezeggingen die medio 2014 zijn gemaakt in de internationale klimaatonderhandelingen worden wel waargemaakt, maar de voorwaardelijke toezeggingen worden ingetrokken. Klimaatbeleid zal vooral door de nationale overheden worden vormgegeven en internationale coördinatie is beperkt. De totale reductie in de EU blijft, volgens de WLO, hierdoor steken op 30% reductie ten opzichte van 1990. In het Hoog-scenario is daarentegen verondersteld dat ook alle toezeggingen worden waargemaakt en dat er medio 2025 zicht komt op mondiale klimaatafspraken die de emissies van broeikasgassen verder reduceren.<sup>52</sup>

### **Energiegebruik**

In beide scenario's daalt het energiegebruik. Het totale energiegebruik in 2050 zal lager zijn dan in 2013. Dit wordt vooral veroorzaakt door verbeteringen in de energie-efficiëntie en het gevoerde klimaatbeleid. De rol van gas en transportbrandstoffen in het finale energiegebruik neemt af en die van elektriciteit en duurzame warmte neemt toe. In beide scenario's wordt een forse groei verwacht van het aandeel hernieuwbare energie. De belangrijke hernieuwbare energiebronnen zijn biomassa, wind, zon, aardwarmte en teruggewonnen warmte via de inzet van warmtepompen. In Hoog worden vanaf 2030 daarnaast diverse koolstofarme technologieën verondersteld in onder meer transport, gebouwde omgeving en CCS (Carbon Capture and Storage).<sup>53</sup> In Laag blijft deze innovatie grotendeels uit, waardoor er minder CO<sub>2</sub> wordt gereduceerd in dat scenario.

---

<sup>52</sup> In het hoge scenario blijft de maximale temperatuurstijging daarom beperkt tot 2,5 tot 3°C; in het lage scenario stijgt de gemiddelde temperatuur met 3,5 tot 4°C. Zie verder Matthijssen et al., 2015.

<sup>53</sup> In Hoog wordt in 2050 ongeveer 30% van de geproduceerde CO<sub>2</sub> afgevangen en ondergronds opgeslagen.



## Energieprijzen

De olieprijs in scenario Laag zijn gebaseerd op de World Energy Outlook uit 2014 en tonen een geringe stijging (ongeveer 1% per jaar) ten opzichte van de niveaus uit 2013. In Hoog nemen de olieprijsen echter verder af doordat er enerzijds meer winningslocaties beschikbaar komen door de betere internationale samenwerking en anderzijds de vraag afneemt ten gevolge van het mondiale klimaatbeleid. De biomassaprijzen stijgen fors en zijn in Hoog in 2050 twee keer zo hoog als in Laag. In 2050 is de mondiale beschikbaarheid van duurzaam geproduceerde biomassa naar schatting tien keer zo groot als nu: ongeveer 150 exajoule in 2050 ten opzichte van 15 exajoule in 2013 (Matthijssen et al., 2015). Het aandeel van biomassa als grondstof voor niet-energetische toepassingen, zoals de productie van plastics en kunstmest, is gering verondersteld in 2050.

## CO<sub>2</sub>-prijzen

De CO<sub>2</sub>-prijzen die in het cahier staan, zijn marktprijzen in het EU ETS.<sup>54</sup> Tot 2025 is er sprake van een relatief lage CO<sub>2</sub>-prijs in het emissiehandelssysteem. In Scenario Hoog wordt rond 2025 duidelijk dat er een ambitieus klimaatbeleid moet komen, waardoor de CO<sub>2</sub>-prijs zal stijgen tot €40 per ton. Deze stijging is relatief beperkt omdat er nog steeds sprake is van een initieel overschot aan rechten en het aanvullende klimaatbeleid (subsidies hernieuwbare energie) dat de prijzen in het Europese emissiehandelssysteem onder druk blijft zetten. Na 2030 wordt verondersteld dat er een mondiaal emissiehandelssysteem komt waardoor voor alle sectoren dezelfde CO<sub>2</sub>-prijs zal gelden. De CO<sub>2</sub>-prijs stijgt dan naar €160 per ton in 2050. De bereidheid tot het voeren van een mondiaal ambitieus klimaatbeleid blijft uit in Laag. In dit scenario wordt er van uitgegaan dat, door de uitblijvende mondiale samenwerking, de Europese Unie het 2030-reductiedoel rond 2025 naar beneden bijstelt van -40 naar -30%. Hierdoor blijft de prijs in het ETS laag, € 15/tCO<sub>2</sub> in 2030 volgens de WLO, stijgend tot € 40/tCO<sub>2</sub> in 2050. Uitgangspunt hierbij is een uitblijvend internationaal gecoördineerd klimaatbeleid en een vermindering van de uitstoot van broeikasgassen in Nederland met 30% in 2030 en 45% in 2050.

Naast het scenario Laag en Hoog is er een 2°C-verkenning opgesteld met een verdergaand klimaatbeleid, vooral ter illustratie van de mogelijke CO<sub>2</sub>-prijzen bij het uitvoeren van verregaand klimaatbeleid en het schetsen van de paden hoe Nederland aan een -80% tot -95% reductiedoel kan voldoen in 2050 ten opzichte van de emissies uit 1990 in een wereld waarin ook de rest van de wereld dit doet. In een MKBA moeten de CO<sub>2</sub>-prijzen uit deze 2°C-verkenning, naast de CO<sub>2</sub>-prijzen uit Laag en Hoog, worden gebruikt indien emissies van broeikasgassen een belangrijk effect (kunnen) zijn in een MKBA. Een analyse welke CO<sub>2</sub>-prijzen moeten worden gehanteerd in een MKBA is te vinden in Paragraaf 5.3. Daar wordt ook ingegaan op de samenhang tussen CO<sub>2</sub>-prijzen en elektriciteitsprijzen.

In Tabel 18 zijn enkele belangrijke parameters samengevat voor de verschillende WLO-scenario's.

---

<sup>54</sup> In scenario Hoog is het een economie brede CO<sub>2</sub>-prijs in 2050 omdat het ETS is uitgebreid met meer landen en sectoren.



Tabel 18 Selectie van gegevens uit de WLO-scenario's met relevantie voor het klimaatbeleid

	Scenario Laag		Scenario Hoog		2 °C-verkenning	
	2030	2050	2030	2050	2030	2050
CO <sub>2</sub> -reductiedoelstelling (%)	30%	45%	40%	65%	45%	80%
Olieprijs (€/GJ)	16,6	19,7	8	9,8	n.a.	n.a.
Gasprijs (€/GJ)	8,6	10,4	4,6	5,2	n.a.	n.a.
Kolenprijs (€/GJ)	3,5	3,9	2,6	2,6	n.a.	n.a.
Biomassaprijs (€/GJ)	5,6	10,2	6	21	n.a.	n.a.
Groothandels Elektriciteitsprijs (€/MWh)*	67*	90*	90*	100*	115*	105*
CO <sub>2</sub> -prijzen EU ETS (€/ton)*	15*	40*	40*	160*	100- 500*	200- 1.000*
Ontwikkeling BBP (index, 2013=100)	120	145	140	205	n.a.	n.a.
Bevolkingsgroei (index, 2015=100)	101	109	107	114	n.a.	n.a.

Bron: Matthijsen et al., (2015).

\* De vraag welke prijzen moeten worden gehanteerd in een MKBA wordt in Paragraaf 5.3 behandeld.

### B.3 Waardes voor startjaar en tussenliggende jaren in WLO-scenario's

Een punt van aandacht betreft het vertalen van de WLO-referentiepaden naar een goede inschatting van effecten die recht doen aan de toekomstige onzekerheid. De referentiescenario's betreffen een historische ontwikkeling in de tijd tot het basisjaar (2013) en daarna de verwachte toekomstige ontwikkeling vanuit de WLO (2030 en 2050). Er worden geen tijdspaden geformuleerd maar vier stippen: scenario Hoog en Laag voor 2030 en scenario Hoog en Laag voor 2050.

Daarnaast zijn er voor marktprijzen, ten opzichte van het jaar 2013, nieuwe ontwikkelingen geweest die de huidige prijs doen afwijken van de 2013-prijzen uit de WLO. De prijzen van fossiele brandstoffen en elektriciteit zijn nu bijvoorbeeld lager dan de 2013-waarden die in de WLO vermeld staan. De vraag is hoe men hiermee om moet gaan.

De aanbeveling luidt om:

- Voor marktprijzen, zoals olie of gas, het huidige prijspeil te nemen en deze te laten ingroeien met constante groeivoeten naar het niveau van de 2030 prijzen uit de WLO. Op deze manier blijft de WLO-prijzvoorspelling voor 2030 intact, maar wordt ook recht gedaan aan recente ontwikkelingen in de marktprijzen en kunnen die een rol spelen in het saldo van de MKBA.
- Voor niet-marktprijzen, zoals de CO<sub>2</sub>-prijzen, wordt aanbevolen om uit te gaan van de efficiënte prijzen, zoals vermeld in Paragraaf 5.4 en deze niet aan te passen aan een veranderende prijs in het EU ETS, omdat de efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen economiebrede prijzen zijn en het EU ETS slechts een deel van de emissies reguleert.

Daarnaast is het een vraag wat men moet doen met tussenliggende jaren, aangezien in de berekeningen van een MKBA vaak jaarlijkse effecten ingeschat worden. De aanbeveling luidt hierbij om te interpoleren uitgaande van constante groeivoeten voor de waarde tussen nu en 2030, en constante groeivoeten voor de waarde tussen 2030 en 2050.

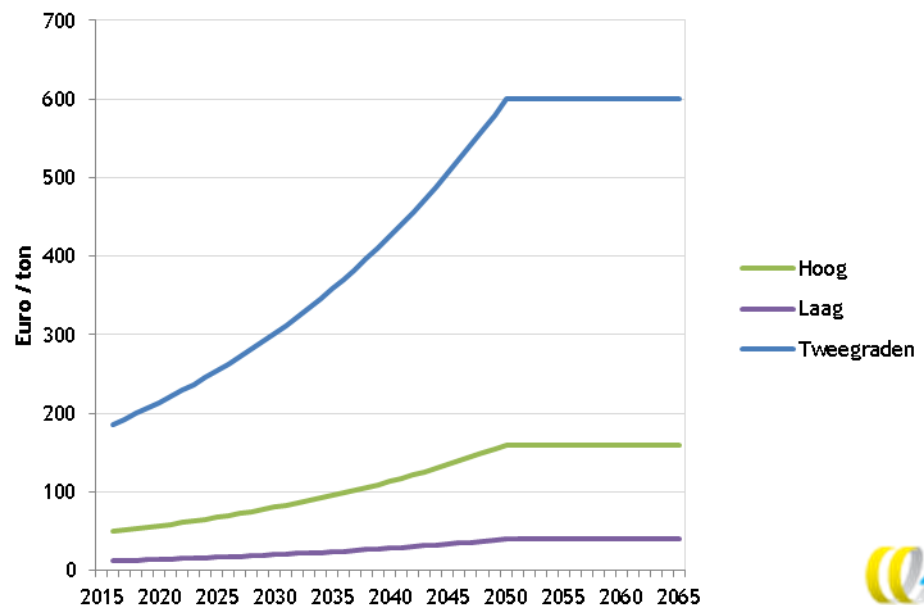


Tot slot is het een vraag wat men moet doen voor de prijzen na 2050. Deze zullen, door verdiscontering, slechts een beperkt effect hebben op het saldo van de MKBA, maar mogen niet worden verwaarloosd. De aanbeveling is hierbij om het prijsniveau van 2050 uit de WLO constant te veronderstellen voor de periode na 2050. Dit is een conservatieve aanname waar beargumenteerd vanaf kan worden geweken, als bijvoorbeeld het gaat om het inschatten van verdergaand klimaatbeleid post-2050.

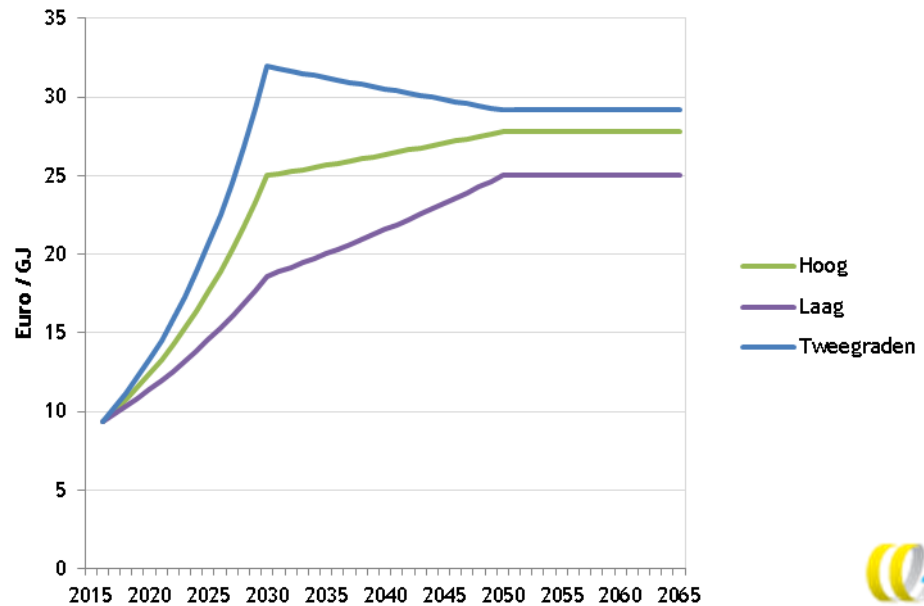
Ter illustratie van deze regels geven we hieronder een uitwerking voor twee prijspaden:

- **Voor CO<sub>2</sub>-prijzen** uit te gaan van efficiënte prijzen waarbij de CO<sub>2</sub>-prijs in het basisjaar gelijk is aan de verdisconteerde CO<sub>2</sub>-prijs uit de WLO Scenario voor 2050 met 3,5%. Voor effecten die optreden na 2050 kan de CO<sub>2</sub>-prijs constant worden gehouden. Zie Figuur 13.
- **Voor energieprijzen** (gas, kolen, olie en biomassa alsook het energieproduct elektriciteit) wordt uitgegaan van het huidige basisjaar en wordt een interpolatie met constante groeivoeten uitgevoerd naar het niveau uit de WLO van 2030. Zie Figuur 14 voor een uitwerking van een prijspad voor elektriciteitsprijs. In deze aanpak kan er dus gekozen worden om met specifieke prijzen te werken, te denken valt aan groothandelsprijzen of kleinverbruikersprijzen al naar gelang het relevante type energiegebruiker. In deze grafiek zijn de jaren 2030 en 2050 gebaseerd op de waarden voor de elektriciteitsprijs uit WLO-scenario's.

Figuur 13 Overzicht van het prijspad voor efficiënte CO<sub>2</sub>-prijzen



Figuur 14 Overzicht van het prijspad voor elektriciteitsprijs



#### B.4 Behandeling van ontbrekende gegevens

Alhoewel de toekomstscenario's relatief gedetailleerd zijn uitgewerkt voor klimaat en energie, geldt dit niet voor alle beleidsterreinen in het milieubeleid. Zo is bijvoorbeeld weinig of geen informatie beschikbaar in de WLO-scenario's over de ontwikkeling van afval en materiaalgebruik (circulaire economie). Er zijn in dat geval drie mogelijkheden:

1. Men gebruikt de WLO-scenario's en maakt voor de ontwikkeling van ontbrekende gegevens de aanname dat deze meegroeien met een variabele die wel in de WLO staat.
2. Men gebruikt de WLO-scenario's maar maakt voor de ontwikkeling van de ontbrekende gegevens een eigen inschatting.
3. Men maakt gebruik van andere scenario's.

Hieronder beschrijven we deze drie mogelijkheden en geven we een paar overwegingen weer hoe men om kan gaan met ontbrekende gegevens.

##### Mee-ontwikkelen met WLO

Wanneer indicatoren ontbreken in de beschrijving van de WLO-scenario's, kan ervoor gekozen worden om deze te laten mee ontwikkelen met een gerelateerde indicator. Een voorbeeld is om het bouw- en sloopafval te laten meegroeien met het zelfde percentage als de productie van de bouw.

In een aantal gevallen kan ook de ontwikkeling constant verondersteld worden. Dat is met name het geval bij hoeveelhedsveranderingen die niet afhangen met de stand van de economie. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn bij maatregelen voor bodemsanering, waarbij de grootste batenpost gezondheidsbaten zullen zijn die niet per definitie samenhangen met de WLO-scenario's. Als de voornaamste projecteffecten niet verschillen tussen de scenario's Hoog en Laag wordt de noodzaak minder groot om apart hiervoor scenario's op te nemen in de MKBA. In dergelijke gevallen kan men volstaan met een simplificerende aanname dat de effecten in beide scenario's gelijk zijn.



## **Ontbrekende gegevens inschatten op basis van relatie met WLO-cijfers**

Alternatief is om systematiek van de WLO-scenario's toe te passen om ontbrekende gegevens zelf in te schatten. Dit is met name goed mogelijk als de ontbrekende gegevens samenhangen met variabelen die in de WLO worden beschreven. Zo zal de ontwikkeling van het afvalaanbod mede afhangen van de demografische én economische ontwikkelingen. De groei van de bevolking, het aantal huishoudens en de inkomens van huishoudens is te vinden in de WLO-scenario's. Men kan vervolgens op basis van literatuuranalyses of regressieanalyses proberen in te schatten in hoeverre de ontwikkeling van het afvalaanbod afhangt van de groei in de bevolking, huishoudensamenstelling en economische groei.

## **Ontbrekende cijfers inschatten met aanvullende scenario's**

In een aantal gevallen kan het zinvol zijn om bij een MKBA andere scenario's te raadplegen of te gebruiken. Dit kan met name het geval zijn als belangrijke variabelen voor de MKBA niet in de WLO worden gegeven, er niet een eenduidige manier kan worden gevonden hoe deze geschat kunnen worden, gebruik makend van de variabelen die wél in de WLO staan. Hier zijn geen algemene regels voor te geven, maar zal dit van geval tot geval moeten worden opgelost.

Soms is er behoefte aan een detaillering op de kortere termijn die niet in de WLO-scenario's gevonden wordt, zoals op het gebied van energie en energiebeleid. In dergelijke gevallen kan men de korte termijn (tot 2030) invullen aan de hand van de scenario's uit de Nationale Energie Verkenning en voor de langere termijn een vertaalslag maken naar de scenario's van de WLO. De noodzaak en voordelen van het gebruik van deze scenario's moet wel expliciet worden afgewogen in het MKBA rapport.

## **B.5 Praktische randvoorwaarden**

Het doorrekenen van twee scenario's zal in de praktijk meer onderzoeksinspanningen vergen dan een MKBA die uitgaat van één scenario, zeker als er geen informatie beschikbaar is in de WLO-scenario's en aanvullende analyses moeten worden uitgewerkt. Daarbij dient de opdrachtgever dus in ogenschouw te nemen dat MKBAs gecompliceerder en arbeidsintensiever zijn dan in het verleden het geval was. Op het moment dat een opdrachtgever te weinig budget heeft om zelfstandig scenario's uit te laten werken, moeten er aannames worden gemaakt of moeten de opstellers, in overleg met de opdrachtgever en overige betrokkenen, bepalen hoe binnen de randvoorwaarden van het project zoveel mogelijk kan worden voldaan aan de uitgangspunten van de WLO-scenario's. Hierbij moet een afweging worden gemaakt tussen onderzoeksinspanningen versus nauwkeurigheid van de analyse. In deze werkwijzer kunnen daarvoor geen concrete aanbevelingen worden gedaan, omdat dit in de praktijk maatwerk zal zijn. In de regel is het voorschrift om de scenario's Laag en Hoog beide te gebruiken.

## **B.6 Houdbaarheid WLO-scenario's**

In principe besluiten CPB en PBL elke vijf jaar in hoeverre de WLO-scenario's nog voldoen. Men zegt hierover het volgende:

*'Na verloop van tijd kan de werkelijkheid zover gaan afwijken van de uitgangspunten van (ten minste één van) de referentiescenario's dat een nieuwe WLO nodig wordt.'*





*Dat zal waarschijnlijker worden als het eerste zichtjaar (2030) dichtbij komt. Afgesproken is dat na vijf jaar wordt bekeken of de WLO-scenario's een update behoeven. Zo lang blijven uitkomsten voor zichtjaren in beginsel geldig. Of een update nodig is hangt van omstandigheden af. Eventueel kan dan alleen het basisjaar worden geüpdatet, zonder weer een geheel nieuwe WLO te maken. Het kan ook nodig blijken om de WLO meer integraal te herzien.'*

CPB en PBL maken daarbij ook duidelijk dat conjuncturele, korte-termijn fluctuaties geen reden zijn voor herziening van de WLO-scenario's.

## B.7 Economische en demografische groei WLO-scenario's

Tabel 19 Gemiddelde jaarlijkse groei van macro-economische grootheden, per periode in het Laag- en Hoog-scenario volgens de WLO.

	2015	Groeipercentage per periode (gemiddelde per jaar in %)			
		Hoog		Laag	
		2015-2030	2030-2050	2015-2030	2030-2050
Bevolking	16.930	0,4%	0,3%	0,1%	-0,2%
Potentiële beroepsbevolking	12.790	0,1%	0,0%	0%	0%
Arbeidsaanbod (personen)	8.900	0,4%	0,2%	-0,2%	-0,2%
Werkzame beroepsbevolking (pers.15-74)	8.270	0,6%	0,2%	0,0%	-0,2%
Werkloosheid (personen)	630	-3,0%	0,2%	-2,8%	-0,2%
BBP, mrd € 2010, marktprijzen	600	2,2%	2,0%	1,1%	1,0%
BBP per inwoner (€), mp, prijzen 2010	35.610	1,8%	1,7%	1,0%	1,2%

Bron: PBL/CPB WLO-scenario's 2015.

## B.8 Groeiscenario's op bedrijfstakniveau uit de WLO

Tabel 20 Gemiddelde jaarlijkse groei toegevoegde waarde per bedrijfstak, per periode in % in het Laag- en Hoog-scenario volgens de WLO

Bedrijfstak	Hoog scenario			Laag scenario		
	2015-2030	2030-2050	2015-2050	2015-2030	2030-2050	2015-2050
Landbouw en visserij	1,0%	0,7%	0,9%	0,6%	0,4%	0,5%
Delfstofwinning	-2,3%	-2,6%	-2,5%	-3,4%	-3,6%	-3,5%
Nutsbedrijven	1,7%	1,4%	1,5%	1,0%	0,7%	0,8%
Voedingsmiddelenindustrie	2,0%	1,7%	1,8%	0,9%	0,7%	0,8%
Chemie en rubberindustrie	2,4%	2,1%	2,2%	0,7%	0,5%	0,6%
Oliefabriek	1,9%	1,6%	1,7%	0,7%	0,5%	0,6%
Basismetalenindustrie	1,0%	0,7%	0,8%	0,0%	-0,2%	-0,1%
Overige industrie	1,9%	1,6%	1,7%	1,2%	1,0%	1,1%
Bouw	1,2%	0,9%	1,0%	0,0%	-0,3%	-0,2%
Transport (vracht- en zakelijk personenvervoer)	3,2%	2,9%	3,1%	1,9%	1,6%	1,8%
Zakelijke diensten	2,5%	2,2%	2,3%	1,2%	1,0%	1,1%
Consumentendiensten	2,9%	2,6%	2,8%	1,8%	1,5%	1,7%



Overheid en zorg	1,7%	1,4%	1,6%	1,3%	1,1%	1,2%
Totaal	2,2%	2,0%	2,1%	1,2%	1,0%	1,1%

Bron: PBL/CPB WLO-scenario's 2015.

Tabel 21 Gemiddelde jaarlijkse groei in de werkgelegenheid in personen per bedrijfstak, per periode in het Laag- en Hoog-scenario volgens de WLO

Bedrijfstak	Hoog			Laag		
	2015-2030	2030-2050	2015-2050	2015-2030	2030-2050	2015-2050
Landbouw en visserij	-0,6%	-1,0%	-0,8%	-0,7%	-1,0%	-0,9%
Delfstofwinning	-3,3%	-3,7%	-3,5%	-4,1%	-4,4%	-4,3%
Nutsbedrijven	0,4%	0,0%	0,2%	0,4%	0,0%	0,2%
Voedingsmiddelenindustrie	-0,2%	-0,7%	-0,5%	-0,4%	-0,7%	-0,6%
Chemie en rubberindustrie	-0,1%	-0,5%	-0,3%	-0,7%	-1,0%	-0,9%
Olie-industrie	0,0%	-0,4%	-0,2%	-0,3%	-0,6%	-0,5%
Basismetalaalindustrie	-2,0%	-2,4%	-2,2%	-0,4%	-0,7%	-0,6%
Overige industrie	-1,1%	-1,5%	-1,3%	-1,1%	-1,4%	-1,3%
Bouw	0,1%	-0,3%	-0,1%	-0,6%	-0,9%	-0,8%
Transport (vracht- en zakelijk personenvervoer)	0,4%	0,0%	0,2%	-0,2%	-0,5%	-0,4%
Zakelijke diensten	0,8%	0,4%	0,6%	0,0%	-0,4%	-0,2%
Consumentendiensten	0,6%	0,2%	0,4%	0,1%	-0,2%	-0,1%
Overheid en zorg	1,1%	0,6%	0,8%	0,7%	0,4%	0,5%
Totaal	0,6%	0,2%	0,4%	0,1%	-0,2%	-0,1%

Bron: PBL/CPB WLO-scenario's 2015.

## B.9 Overzicht transport

Voor transport zijn er heel veel berekeningen beschikbaar van de mogelijke ontwikkeling van het wagenpark, infrastructuur (zowel wegen, vaarwegen, spoorwegen, luchthavens), rijsnelheid, etc., uitgesplitst naar drie regio's. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de ontwikkeling van de reizigerskilometers per jaar uitgesplitst in diverse modaliteiten.

Tabel 22 Ontwikkeling reizigerskilometers in Laag en Hoog

Modaliteit	Mln km	Index 2010=100 Hoog		Index 2010=100 Laag	
	2010	2030	2050	2030	2050
Autobestuurder	94.057	132	158	112	123
Autopassagier	53.835	111	111	110	102
Trein*	16.813	132	142	126	120
Bus-tram-metro	6.727	112	120	105	99
Langzaam verkeer**	15.739	112	117	106	99
Totaal	187.170	124	138	112	114

\* Indien de trein het hoofdvervoermiddel is zit het voor- en natransport met de bus, tram en/of metro hierbij inbegrepen.

\*\* Fiets, bromfiets, etc.



# Bijlage C Waardering endpoints

## C.1 Inleiding

In deze bijlage geven we op hoofdlijnen meer achtergrond bij de aanbevolen waarderingen voor endpoints. Deze waarderingen zijn aanbevelingen en geen richtlijnen: mits goed beargumenteerd kan hiervan worden afgeweken. In een aantal gevallen, zoals bij de waardering van ecosysteemdiensten en visuele hinder, geldt de aanbeveling om hierbij ook te kijken naar het waarderingskader uit de nog te publiceren Werkwijzer Natuur.

## C.2 Waardering gezondheid

Gezondheidseffecten ten gevolge van milieuvervuiling zijn onder te verdelen in drie soorten van effecten:

1. Chronische mortaliteit, weergegeven als een reductie van de levensverwachting. Epidemiologisch is aangetoond dat mensen in vervuilde gebieden minder lang leven dan mensen in schonere gebieden, een relatie die ook stand houdt bij lagere concentraties milieuvervuilende stoffen in de lucht (zie OECD, 2012). Het gaat hierbij vooral om long, hart- en vaatziekten.
2. Acute mortaliteit, weer te geven als een stijging in het overlijdensrisico. Bepaalde soorten van milieuvervuiling, zoals smog, worden ook in verband gebracht met acuut hartfalen. Dit doet het risico op voortijdig overlijden stijgen.
3. Morbiditeit, weer te geven als een stijging in de ziektelast. Door milieuvervuiling treden astma en longproblemen vaker op. Daarnaast zijn er nog een reeks andere gezondheidsproblemen geassocieerd met vervuilende stoffen, waaronder allergie, eczeem, etc.

Waardering van menselijke gezondheid als gevolg van milieuvervuiling volgde in de jaren '70 eerdere voorbeelden in transport en gezondheidszorg. In de meeste waarderingsstudies die sinds de jaren '90 zijn verschenen blijkt dat gezondheidsschade de grootste post is in de totale schadekosten van milieuvervuiling.

De Value of a Statistical Life (VSL) is een veelgebruikte maat vooral in waardering van maatregelen op het gebied van verkeer en vervoer, maar ook bij de gezondheidszorg of milieu. OESO (2012) heeft een meta-analyse uitgevoerd naar de waardering van de VSL. Hieruit blijkt dat de mediane waarde voor waardering van de effecten van milieuvervuiling uitkomt op een VSL van ongeveer € 2,5 miljoen. In NEEDS (2008) wordt terecht gesteld dat, in ieder geval betreffende luchtvervuiling, waardering van mortaliteit met de waarde van een verloren levensjaar (VOLY) beter is dan waardering met VSL om verschillende redenen, namelijk:

1. Luchtvervuiling kan niet worden aangewezen als primaire oorzaak van een individueel overlijden, alleen als een factor.
2. VSL houdt geen rekening met het feit dat de omvang van verlies van levensverwachting per overlijden veel korter is voor sterfgevallen die verband houden met luchtvervuiling (ongeveer een half jaar) dan voor de typische ongelukken (30-40 jaar) waarop de VSL-berekeningen zijn gebaseerd.



Met andere woorden: luchtvervuiling heeft voornamelijk effect op overlijden in de levensavond terwijl ongelukken vaak meer in de loop van iemands leven gebeuren.

Om deze reden is in het NEEDS project de VOLY gehanteerd. De VOLY (Value of a Life Year) geeft de waarde die wordt toegekend aan een levensjaar in volledige gezondheid. De VOLY kan worden bepaald door verklaarde of bewezen voorkeurmethoden. In het NEEDS-project werd VOLY gewaardeerd via CVM (Verklaarde Voorkeuren Methode), door mensen te vragen naar hun betalingsbereidheid voor drie of zes maanden langer leven door verbeterde luchtkwaliteit. Noviteit in het NEEDS project was door mensen expliciet te vragen naar hun waardering voor kleine veranderingen in levensverwachting, waardoor een lagere waarde voor een VOLY in het NEEDS project is gevonden dan in andere projecten waarin mensen werden bevraagd (in discrete choice) naar hun kans op prematuur overlijden. Zoals beargumenteerd in NEEDS (2007a) geeft een analyse naar levensverwachtingsveranderingen een betere schatting dan een analyse naar veranderingen in het overlijdensrisico omdat de effecten van luchtverontreiniging in epidemiologische studies zich manifesteren als een reductie van de levensverwachting.

In het NEEDS-onderzoek is de waarde voor een VOLY gebaseerd op Europees WTP onderzoek uit 2006 waarin mensen in face-to-face interviews en aan de hand van betaalkaart experimenten werden bevraagd naar hun waardering voor een paar maanden extra levenstijd aan het eind van hun leven.<sup>55</sup> Op basis van de empirische resultaten, aangevuld met literatuuroverzichten, kwam het NEEDS-team op een gemiddelde VOLY voor de EU15 op het niveau van € 41.000 in prijspeil 2005. Dit is een cijfer voor chronische mortaliteit: het verkorten van de levensverwachting.

In het Handboek Milieuprijzen is deze VOLY-waardering als uitgangspunt genomen. Als we deze uitdrukken in prijzen 2015 komen we op een bedrag van € 48.000 uit. Deze waarde ligt iets onder de onderwaarde van de QALY uit de Werkwijzer Sociaal Domein (Koopmans et al., 2016), die, wanneer uitgedrukt in een VOLY, op ongeveer € 55.000 zou uitkomen.<sup>56</sup> In het EU-onderzoek naar de kosten en baten van luchtverontreiniging wordt een VOLY van € 58.000 gehanteerd. Wij vinden het aannemelijk dat de onderwaarde voor een VOLY dus rond de € 50.000 zou liggen.<sup>57</sup>

---

<sup>55</sup> Deze methode is dus een combinatie van het bevragen van mensen naar hun waardering en een simpel experiment. Door met betalingskaarten te werken wordt deze methode betrouwbaarder geacht dan het simpel bevragen van hun betalingsbereidheid doordat de fysieke handeling van een betalingsbewijs overhandigen mensen bewuster maakt dat ze moeten betalen.

<sup>56</sup> De hogere waarde voor VOLY hangt samen met het feit dat mensen mortaliteit zwaarder waarderen dan morbiditeit. Een QALY van 0 is dus niet gelijk aan 'sterfte'. Zie ook de discussie in Bijlage B van het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017).

<sup>57</sup> In het handboek Milieuprijzen is deze waarde zowel voor chronische mortaliteit als acute mortaliteit genomen. In de literatuur wordt soms gesteld dat voor acute mortaliteit, een hogere VOLY gehanteerd moet worden. De reden is dat de waardering voor een reductie in levensverwachting aan het eind van het leven impliciet door respondenten verdisconteerd wordt. Dat zou een hogere VOLY bij acute mortaliteit rechtvaardigen. De reden om toch uit te gaan van dezelfde VOLY is dat sterfte ten gevolge van acute mortaliteit (bijvoorbeeld bij smogvorming) vooral ouderen treft. Uit onderzoek blijkt dat waardering voor een VOLY afneemt bij ouderen.



Er zijn wel aanwijzingen dat dit een onderwaarde vormt. Recent onderzoek komt over het algemeen tot hogere VOLY-waarderingen (zie bijvoorbeeld OESO, 2016); . Als we uitgaan van dezelfde bandbreedte die in Koopmans et al. (2016) wordt gehanteerd, zouden we uitkomen op een VOLY bovengrens van € 110.000. Deze bovengrens is in lijn met de voorgeschreven VOLY van de Franse overheid (€ 115.000). Een dergelijke VOLY ligt iets onder de bovengrens gehanteerd in de EU-studies (Holland et al., 2014; 2015). Daarom is het aannemelijk dat er een bovengrens in de VOLY-waarderingen bestaat die ongeveer tussen de € 110-120.000 zou liggen.

Op basis van deze overwegingen besluiten we om een VOLY van € 50.000 te hanteren als ondergrens en een VOLY van €110.000 als bovengrens. De VOLY is de belangrijkste maatstaf voor de gezondheidseffecten van milieuvervuiling doordat milieuvervuiling tot meer schade op het gebied van mortaliteit dan morbiditeit leidt. Voor berekeningen van morbiditeit gaan we uit van een QALY zoals die in het sociaal domein is geformuleerd van € 50.000 in de ondergrens en € 100.000 als bovengrens. In de ondergrens is een VOLY dus gelijk aan een QALY. Voor de bovengrens maken we wel onderscheid tussen een QALY van € 100.000 en een VOLY van € 110.000. De VOLY is hier hoger omdat uit de literatuur blijkt dat mensen een hogere waardering voor het voorkomen van sterfte toekennen dan het voorkomen van ziekte volgens de QALY-maatstaf. Een omrekening op basis van uitgangspunten uit WHO-studies, uitgevoerd in Bijlage C van het Handboek Milieuprijzen, laat zien dat de beste schatting is dat een VOLY ongeveer 8% hoger is dan een QALY. Vanwege de onzekerheid is besloten om dit alleen voor de bovengrenzen mee te nemen.

Tabel 23 geeft de waarderingen voor gezondheid die consistent zijn met de uitgangspunten van het Handboek Milieuprijzen en die door in een MKBA van milieubeleid gebruikt kunnen worden indien men een separate modellering met gezondheidseffecten uitvoert.

Tabel 23 Waardering menselijke gezondheid met VOLY en QALY in onder- en bovenwaarde, in € (prijspeil 2015) per jaar.

Effect	Indicator	Onderwaarde	Bovenwaarde
Acute mortaliteit	VOLY	50.000	110.000
Chronische mortaliteit	VOLY	50.000	110.000
Morbiditeit	QALY	50.000	100.000

### C.3 Waardering ecosysteemdiensten

Ecosystemen (i.e.: samenlevingen van organismen binnen bepaalde leef-omgevingen) dragen bij aan de welvaart van mensen. Deze bijdrage aan de welvaart wordt aangeduid door ‘ecosysteemdiensten’. Dit zijn de producten en diensten die het natuurlijk systeem levert ten behoeve van het welzijn van de mens. Emissies en landgebruik(sveranderingen) kunnen gevolgen hebben op het functioneren van ecosystemen en dus op de beschikbaarheid van ecosysteemdiensten. Ecosysteemdiensten worden doorgaans opgesplitst in (WUR, 2011; EEA, 2011):

- productiediensten (zoals voedsel uit landbouwgewassen, biomassa als brandstof, visserij, bosbouw en zoet water);
- culturele diensten (zoals recreatie, esthetische kwaliteit van de leefomgeving en rentmeesterschap);
- regulerende en onderhoudende diensten (zoals klimaatregulatie, bodemvorming, biologische plaagbestrijding en waterzuivering).



Naast ecosysteemdiensten is ook biodiversiteit, of soortenrijkdom, van belang. Enerzijds hecht de mens eraan om deze rijkdom aan volgende generaties door te kunnen geven. Maar anderzijds is biodiversiteit van kritiek belang voor de kwaliteit en instandhouding van natuur, omdat het fundamentele processen ondersteunt, zoals bodemvorming en de watercyclus, die vervolgens weer allerlei diensten leveren voor de mens. Er bestaat daarom discussie of biodiversiteit als een zelfstandige ecosysteemdienst beschouwd moet worden of dat het (indirect) bijdraagt aan het creëren van andere ecosysteemdiensten. Hierbij is een tendens in de discussie zichtbaar dat biodiversiteit bijdraagt aan andere ecosysteemdiensten (Kuik et al, 2008), maar dat de exacte relatie tussen biodiversiteit en ecosysteemdiensten niet altijd eenduidig kan worden gelegd. Voor bijvoorbeeld landbouwgewassen lijkt de relatie zelfs omgekeerd te zijn: de productiviteit van landbouwgewassen lijkt hoger te worden bij een afname van biodiversiteit (Science for Environment Policy, 2015).

Voor de directe waardering van ecosysteemdiensten en veranderingen in biodiversiteit wordt verwezen naar de te publiceren Werkwijzer Natuur.

#### C.4 Waardering impact gebouwen, materialen en infrastructuur

Milieuvervuiling kan gevolgen hebben voor de kwaliteit en onderhoudskosten van door mensen geproduceerde kapitaalgoederen. Verzuring leidt bijvoorbeeld tot versnelde aantasting van kalkhoudende materialen (gips, cement en beton), ijzer en staal (gewapend beton) en zinken dakgoten (VMM, 2013). Hierdoor wordt de levensduur van deze materialen verkort en zal er meer geld moeten worden besteed aan onderhoud en kan permanente schade optreden aan cultureel erfgoed (Watt et al., 2015). Ook leidt PM<sub>10</sub> bijvoorbeeld tot vieze ramen en visuele aantasting van gebouwen die tot welvaartsverliezen leiden. Deze vervuiling leidt ook tot een versnelde verwerking van het gebouw door de katalyserende werking van de roetdeeltjes.

Verzuring en ozon (fotochemische smogvorming) leiden daarnaast ook tot een aantasting van rubber en verf, waardoor onderhoudskosten toenemen. Ook zal het gebruik van een weg bijvoorbeeld tot hogere onderhoudskosten leiden.

De schade aan gebouwen, materialen en machines is normaliter gering in verhouding tot de andere endpoints en het onderzoek ernaar is relatief beperkt. In een aantal vergelijkbare waarderingsstudies wordt deze kostenpost wel genoemd, maar verder op PM gehouden. In het Handboek Milieuprijzen zijn de effecten van PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, NMVOS en NO<sub>x</sub> op gebouwen en materialen gekwantificeerd en meegenomen bij de bepaling van de milieuprijzen.

Indien men in specifieke gevallen aannemelijk kan maken dat deze effecten substantieel kunnen zijn, kan overwogen worden om deze separaat in te schatten. Zo zijn er, bijvoorbeeld, studies verschenen die de effecten van luchtverontreiniging bij cultureel erfgoed hebben gemeten en tot aanzienlijk hogere schades komen dan via gemiddelde bepaald (zie bijvoorbeeld Watt et al., 2016). DEFRA (2016) stelt ook dat bij cultureel erfgoed er niet goed gewerkt kan worden met 'gemiddelde' milieuprijzen en dat men locatie-specifiek de effecten zou moeten onderzoeken.



Locatiespecifieke onderzoeken kunnen ook van belang zijn voor externe kosten van maatregelen die de kwaliteit en levensduur van infrastructuur aantasten. De gevolgen van het verlagen van de grondwaterspiegel voor dijken kan men niet met gemiddelde cijfers berekenen maar zal locatiespecifiek onderzocht moeten worden.

Waardering voor deze effecten kan het beste plaatsvinden door specifiek onderzoek naar de betalingsbereidheid voor het voorkomen van deze effecten. In veel gevallen is dit echter niet voorradig of is het te kostbaar. In dergelijke gevallen kan men ook kijken naar de herstelkosten, als proxy voor de betalingsbereidheid. Hierbij moet in overweging worden genomen dat herstelkosten tot een overschatting kunnen leiden omdat het meestal niet welvaartsoptimaal is om alle schade te herstellen. Indien niet alle schade hersteld kan worden, bieden ook herstelkosten geen soelaas en zal het baseren van de schattingen op herstelkosten juist leiden tot een onderschatting (zie ook Paragraaf 5.2.3).

## C.5 Waardering effecten op grondstoffenbeschikbaarheid

Zuinig omgaan met grondstoffen kent milieu- en economische voordelen. De vraag is echter of dit ook tot welvaartsbaten leidt, die niet via de prijzen van grondstoffen al worden meegenomen in een MKBA. In de literatuur (zie CE Delft, 2017 voor een uitgebreide analyse) worden drie redenen genoemd waarom maatregelen gericht op het reduceren van abiotische grondstoffen en het vergroten van grondstoffenbeschikbaarheid tot additionele welvaartsbaten zouden kunnen leiden:

1. Milieuvordelen. Omdat alle grondstoffen, door de eerste wet van de thermodynamica, vroeger of later eindigen als afval of emissies, kent het besparen op het grondstofverbruik milieubaten.
2. Schaarste en uitputting. Door ons gebruik van grondstoffen bestaat de kans dat grondstoffen uitgeput raken. Door zuinig om te gaan met grondstoffen wordt uitputting voorkomen.
3. Voorzieningszekerheid. Tot slot wordt de beschikbaarheid van grondstoffen ook gezien als een strategische voorwaarde voor de welvaart van een land. Voorzieningszekerheid wordt daarbij gekenmerkt als een argument voor overheidsingrijpen opdat de samenleving geen schade ondervindt van het (tijdelijk) niet beschikbaar zijn van bepaalde grondstoffen.

Hieronder wordt nader omschreven of deze welvaartsbaten optreden en hoe ze in een MKBA kunnen worden gekwantificeerd.

### Besparen op grondstoffen als milieubaten

Milieubaten van bespaarde grondstoffen ontstaan als door een vermindering van consumptie van de grondstoffen het milieu schoner wordt. Deze moeten zoveel mogelijk worden gekwantificeerd als indirecte milieubaten (zie ook Hoofdstuk 6). De waardering vindt op dezelfde manier plaats als de waardering van de directe milieubaten. In veel gevallen kunnen deze baten worden gekwantificeerd door middel van een levenscyclusanalyse (LCA) gekoppeld en milieuprijzen. In de LCA worden de milieu-effecten van wieg tot graf van het gebruik van deze grondstoffen gekwantificeerd en via milieuprijzen kunnen deze milieu-effecten worden gekwantificeerd.

Hierbij kan men gebruik maken van de milieuprijzen die op midpoint zijn vastgesteld in een MKBA. De volgende tabel met milieuprijzen op midpointniveau geeft milieuprijzen die consistent zijn met de milieuprijzen zoals die in Paragraaf 5.3 zijn weergegeven.



Tabel 24 Waardering van milieuthema's volgens het Handboek Milieuprijzen

Midpoint (milieuthema)	Eenheid	Laag	Hoog
Klimaatverandering	€/kg CO <sub>2</sub> -eq.	€ 0,012	€ 0,048
Aantasting ozonlaag	€/kg CFC-eq.	€ 20,7	€ 44,3
Humane toxiciteit	€/kg 1,4DB-eq.	€ 0,154	€ 0,323
Fotochemische smogvorming	€/kg NMVOC-eq.	€ 1,72	€ 3,46
Fijnstofvorming	€/kg PM10-eq.	€ 48,6	€ 105,3
Radiatie, ioniserende straling	€/kg kBq U235-eq.	€ 0,030	€ 0,064
Verzuring	€/kg SO <sub>2</sub> -eq.	€ 1,35	€ 11,90
Vermesting zoetwater	€/kg P-eq.	€ 0,480	€ 3,689
Vermesting zoutwater	€/kg N	€ 3,11	€ 3,11
Ecotoxiciteit, land	€/kg 1,4DB-eq.	€ 2,24	€ 17,21
Ecotoxiciteit, zoetwater	€/kg 1,4DB-eq.	€ 0,009	€ 0,072
Ecotoxiciteit, zoutwater	€/kg 1,4DB-eq.	€ 0,002	€ 0,015

Noot: Deze waarderingen kunnen niet worden gebruikt als weegfactoren in een LCA omdat ze niet consistent zijn met het hiërarchische wereldbeeld dat veelal in een LCA wordt gebruikt. Voor weegfactoren voor gebruik in een LCA, inclusief landgebruik, zie het handboek MilieuprijzenCE Delft (2017).

In een MKBA dient men zich er wel van te verwittigen dat de milieu-effecten uit een levenscyclusanalyse een andere systeemaftakking hebben dan in de MKBA. Afhankelijk van de grondstof kan een deel van de milieu-effecten in de keten buiten de landsgrenzen optreden. Waardering met milieuprijzen op midpointniveau impliceert dan dat voor deze emissies de waardering plaatsvindt alsof die in Nederland zou hebben plaatsgevonden. Onderzoekers in een MKBA moeten aannemelijk maken in hoeverre dit een geldig uitgangspunt is.

### Schaarste en uitputting

In de welvaartseconomie wordt uitputting van hulpbronnen echter niet beschouwd als een technische externaliteit, maar in plaats daarvan als financiële externaliteit.<sup>58</sup> Indien de extractie en prijsvorming van grondstoffen plaatsvinden conform de Hotellingregel, dan is de maatschappelijke waarde voor het voorkomen van uitputting van niet-vernieuwbare grondstoffen per definitie verdisconteerd in de prijs van de grondstof. Alleen als aannemelijk kan worden gemaakt dat markten niet efficiënt werken door, bijvoorbeeld, speculatie of rent-seeking gedrag bij mijnbouwbedrijven, kan men een externe kost toekennen aan de consumptie van grondstoffen.

<sup>58</sup> Financiële externaliteiten worden bepaald door prijzen en zijn in de context van de Algemene Leidraad MKBA (Romijn en Renes, 2013) gedefinieerd als indirect effect zonder welvaarts-effecten. Als bijvoorbeeld persoon A veel kaas koopt, stijgt de prijs van kaas. Dit is nadelig voor persoon B die ook kaas wil kopen. Dit is echter onderdeel van efficiënte marktwerking en wordt daarom niet beschouwd als een externaliteit met welvaartseffecten. Financiële externaliteiten hebben geen invloed op de efficiëntie, maar wel invloed op de verdeling van welzijn.





In het Handboek Milieuprijzen (CE Delft, 2017) blijkt dat het moeilijk is om op een eenduidige manier de sociale baten van het verminderen van grondstoffen op markten die falen te berekenen. Er zijn wel berekeningen te maken, maar de resultaten hiervan zijn zeer afhankelijk van onzekere variabelen als de technische ontwikkeling in de extractiekosten en de additionele winstpremies die rent-seekers vragen op hun activiteiten. De aanbeveling is derhalve om de eventuele welvaartskosten van de extractie van grondstoffen verder te onderzoeken in nieuw onderzoek.

### **Vorzieningszekerheid**

Vorzieningszekerheid is een andere economische baat die soms wordt toegekend in MKBAs (zie bijvoorbeeld SEO, 2013). Een economische reden om voorzieningszekerheid te waarderen is dat grote prijsstijgingen of prijsdalingen kunnen leiden tot macro-economische aanpassingskosten vanwege prijs-schommelingen bij gebrek aan voorzieningszekerheid. Onverwachte onderbrekingen in de bevoorrading zorgen over het algemeen voor hogere inflatie en meer werkloosheid omdat ze productie- en investeringsbeslissingen verstoren (SEO, 2013).

Dat is niet alleen een theoretisch argument. De Nederlandse overheid investeert actief in beleid en voorzieningen die erop gericht zijn dat de voorzieningszekerheid op peil blijft. Voorbeelden zijn de strategische olie-reserves van de COVA, investeringen in de transportinfrastructuur van gas en elektriciteit (die deels in de prijs zijn verwerkt en deels gesocialiseerd worden) en subsidies gericht op verduurzaming van de energievoorziening. Dergelijke investeringen moeten al te grote fluctuaties in de prijs van olie voorkomen waarbij olie wordt gezien als een strategische grondstof. Op basis hiervan kan een schaduwprijs op basis van gebleken voorkeuren worden afgeleid voor het stabiliseren van de prijs. In het Handboek Milieuprijzen is beargumenteerd dat hieruit blijkt dat bijvoorbeeld 0,025% van de prijs van een liter olie, uitgaven aan voorzieningszekerheid bedragen. Het gaat hierbij dus om een zeer klein bedrag. Ook voor elektriciteit is beargumenteerd dat het hierbij gaat om een zeer klein bedrag aan mogelijke kosten die men kan rekenen voor voorzieningszekerheid.

## **C.6 Waardering overige hinder**

Daarnaast kan het in een MKBA ook nodig zijn om 'hinder' te kwantificeren. Hinder kan bijvoorbeeld optreden als geluidshinder, stank of visuele hinder. Hieronder geven we een beknopt overzicht van aandachtspunten bij de waardering van geluid en visuele hinder.

### **Geluid**

Omgevingsgeluid is een belangrijk milieuprobleem, dat leidt tot verschillende schadelijke effecten op het welzijn van mensen, de menselijke gezondheid en de natuur. Verkeersgeluid is de belangrijkste bron voor omgevingsgeluid. Het gevolg hiervan is dat studies naar de waardering van de kosten van geluid ook vooral gericht zijn op de verkeerssector.



Geluidsoverlast geeft diverse effecten die relevant zijn voor de welvaart. Er worden in de literatuur diverse schadelijke effecten van omgevingsgeluid onderscheiden (DEFRA, 2014), waaronder:

- **Gezondheidseffecten**; er is groeiend bewijs dat geluid verschillende schadelijke effecten op de menselijke gezondheid kan hebben. WHO (2011) onderscheidt daarbij effecten zoals hart- en vaatziekten, slaapverstoring, afnemende cognitieve prestaties of diverse gehoorbeperkingen.
- **Productiviteitsverlies**; geluid kan leiden tot verminderde prestaties van werknemers, bijv. door concentratieproblemen of vermoeidheid.
- **Overlast**; ook als geluid niet tot gezondheidseffecten of productiviteitsverlies leidt kan dit als irritant of vervelend worden ervaren, bijvoorbeeld bij het genieten van een zomerdag in de tuin.<sup>59</sup>

In het Handboek Milieuprijzen is geluidshinder gewaardeerd aan de hand van een combinatie van gezondheidseffecten en overlast, waarbij het productiviteitsverlies als gezondheidseffect is meegenomen. De daarin gevonden waarden zijn uitgedrukt per dB geluidsoverlast voor wegverkeer, spoorvervoer en luchtvaart. De aanbevolen waarderingen beginnen bij een geluidsbelasting van 50 dB en stijgen bij toenemende geluidsniveaus (zie Tabel 25).

De waarden uit het Handboek Milieuprijzen zijn gemiddelde waarden per persoon per jaar. In een aantal gevallen zullen deze niet direct toepasbaar zijn, bijvoorbeeld omdat de aard van de geluidsoverlast verschilt (windmolens) of omdat het geluid vooral overdag plaatsvindt, of vooral 's nachts. In dergelijke gevallen kan het nuttig zijn om specifieke waarderingen in de MKBA op te nemen.

In sommige specifieke gevallen kan geluidshinder gewaardeerd worden via prijseffecten op een markt waarvan de waarde van de betreffende goederen of diensten afhangt van de mate waarin overlast wordt ervaren. Zie voor een voorbeeld het tekstkader op de volgende pagina. In dit voorbeeld wordt geluidshinder van windmolens gewaardeerd via een waardeverlies van woningen. Het betreft hier een waardering van een combinatie van geluidshinder en visuele hinder.

---

<sup>59</sup> - Daarnaast geeft geluid ook nog een verstoring van rustige gebieden waardoor een negatieve schade optreedt aan de recreatieve waarden van park en natuur voor mensen en kunnen er ook effecten zijn op ecosystemen. Er is een (groeiend) aantal studies die wijzen op de schadelijke effecten van geluid op dieren, bijvoorbeeld doordat ze broedperiodes verstoren (Dutilleux, 2012). Dit onderzoek staat echter nog in de kinderschoenen en betrouwbare waarderingskennallen ontbreken nog.



Tabel 25 Milieuprijzen geluidsoverlast (€<sub>2015</sub> per dB (L<sub>den</sub>) per persoon per jaar)

	Overlast		Gezondheid		Totaal	
	Onder	Boven	Onder	Boven	Onder	Boven
<b>Wegverkeer</b>						
50-54 dB(A)	18	25	3	6	21	31
55-59 dB(A)	36	50	4	8	40	58
60-64 dB(A)	36	50	7	14	43	64
65-69 dB(A)	69	95	11	22	80	117
70-74 dB(A)	69	95	15	30	84	125
75-79 dB(A)	69	95	20	39	89	134
>= 80 dB(A)	69	95	22	43	91	138
<b>Spoorverkeer</b>						
50-54 dB(A)	0	0	3	7	3	7
55-59 dB(A)	18	25	4	8	22	33
60-64 dB(A)	36	50	7	14	43	64
65-69 dB(A)	36	50	11	22	47	72
70-74 dB(A)	69	95	15	30	84	125
75-79 dB(A)	69	95	20	39	89	134
>= 80 dB(A)	69	95	22	43	91	138
<b>Luchtvaart</b>						
50-54 dB(A)	43	60	6	12	49	72
55-59 dB(A)	86	119	7	14	93	133
60-64 dB(A)	86	119	10	21	96	140
65-69 dB(A)	164	227	14	28	178	255
70-74 dB(A)	164	227	18	37	182	264
75-79 dB(A)	164	227	23	46	187	273
>= 80 dB(A)	164	227	25	50	189	277

### Visuele hinder

Visuele hinder kan een relevant welvaartseffect zijn als door het beleidsalternatief de kwaliteit van de leefomgeving daalt. Het gaat dan om blokkering van het zicht of een verandering van het karakter van het landschap waardoor het uitzicht verstoord wordt. Factoren die van invloed zijn op de mate waarin zichthinder wordt ondervonden, zijn de locatie van het projectalternatief (nabijheid van bewoond gebied, past het project bij de morfologie van het landschap), de hoogte, vorm en omtrek van het projectalternatief. Daarnaast hangt de visuele hinder af van de wijze waarop het project is ingepast in de omgeving.

Visuele hinder kan leiden tot een lagere waardering van de omgeving: het genot van het verblijven in de omgeving vermindert.

Visuele hinder wordt over het algemeen kwalitatief gewaardeerd in MKBAs, tenzij specifieke studies beschikbaar zijn waarmee deze hinder kwantitatief kan worden gewaardeerd. Dergelijke studies zijn zogenaamde beweerde voorkeur onderzoek of gebleken voorkeur onderzoek (zie Paragraaf 5.2.3). Indien verwacht kan worden dat visuele hinder een welvaartseffect heeft dat in de zelfde orde-grootte ligt als effecten die gekwantificeerd zijn (bijvoorbeeld kosten en opbrengsten), dan is het aan te bevelen om specifiek onderzoek uit te voeren om de visuele hinder kwantitatief te kunnen waarderen.



We geven hieronder een voorbeeld van de waardering van de visuele hinder (in combinatie met geluidshinder) die omwonenden ondervinden van een windmolenpark, op basis van een revealed preference-onderzoek (zie Box 17). Voor de waardering van visuele hinder van andere projecten zijn geen specifieke kengetallen beschikbaar in het Handboek Milieuprijzen.

**Box 17** Waardering van geluidshinder en visuele hinder bij windmolens

Windmolens kunnen zowel visuele hinder als geluidshinder veroorzaken. De welvaartseffecten hiervan op omwonenden zullen in een goed functionerende woningmarkt tot uiting komen in de waarde van omliggende woningen. Immers, de betalingsbereidheid voor woningen in de nabijheid van windparken zal afnemen als potentiële kopers goed geïnformeerd zijn over de effecten hiervan.

De VU (2014) voerde een econometrisch revealed preference-onderzoek uit waarin de waarde van woningen in de nabijheid van windmolens wordt vergeleken met die van woningen die niet in de nabijheid van windmolens staan. De studie is gebaseerd op transactieprizen van in totaal meer dan 2 miljoen woningen waarvan zo'n 90.000 binnen een straal van 2 kilometer van een windmolenpark. In de studie wordt rekening gehouden met de kenmerken van huizen, de autonome daling/stijging van de huizenprijzen en de lokale verschillen in huizenprijzen (zogenaamde difference-in-difference schatting). Hierdoor kunnen de resultaten geïnterpreteerd worden als een schatting van het effect van de plaatsing van windmolens op de huizenprijzen.

De studie komt op een effect van gemiddeld -1,4 tot -2,3% van de waarde van het huis voor woningen binnen een straal van 2.000 meter van een windpark. Woningen die verder weg liggen, hebben geen waardeverlies. De grootte van het effect neemt af met de afstand en toe met de hoogte van de turbine en met de diameter van de rotorbladen. Het effect hangt alleen samen met de plaatsing van de eerste windturbine; de waarde van het huis neemt niet verder af als er meerdere windturbines geplaatst worden.

Omgerekend in euro's betekent dit een woningwaardeverlies van zo'n € 5.000 per woning (bij een gemiddelde woningprijs van € 230.000) binnen een straal van 2.000 meter van een windmolen. Gemiddeld in Nederland staan er 182 woningen binnen een dergelijke straal van een windmolen (bron: RVO). Het gemiddeld woningwaardeverlies bedraagt dan € 910.000 per windmolen. Ter vergelijking: de investeringskosten van een windmolen liggen in de orde van grootte van € 5 miljoen (CE Delft, 2016a).

Voor de waardering van visuele hinder is het tevens van belang om te onderzoeken welke aanbevelingen in de nog te publiceren Werkwijzer Natuur zijn opgenomen voor de waardering van de ecosysteemdienst 'landschapsbeleving'.

