

Analyseren en evalueren

van beleidsmaatregelen met
een effect op natuur en milieu

M. van der Heide, E. Bos, J. Vreke

studies



wot
Wettelijke Onderzoekstaken natuur & Milieu

Analyseren en evalueren

van beleidsmaatregelen met
een effect op natuur en milieu

M. van der Heide, E. Bos, J. Vreke

ISBN-10: 90-78207-03-5
ISBN-13: 978-90-78207-03-0

ISSN 1871-0298

De reeks WOt-studies is een uitgave van Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR.

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Postbus 47
6700 AA Wageningen
t (0317) 47 78 44
f (0317) 42 49 88
info.wnm@wur.nl
www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Redactiecommissie

Bram ten Cate
Joep Dirckx
Paul Hinssen
Harm Houweling

Eindredactie

Geert van Duinhoven

Fotografie

Lex Broere

Vormgeving

Grafisch Atelier Wageningen

Druk

Drukkerij Kerkebosch, Zeist

De reeks WOt-studies biedt een actueel overzicht van de kennis in het werkveld van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur en Milieu (WOT Natuur en Milieu). De studies zijn bedoeld om de in verschillende wetenschappelijke disciplines ontwikkelde kennis te integreren en te plaatsen in het maatschappelijk debat. Door aan de ontwikkelde kennis een handelingsperspectief toe te voegen, bevorderen de WOt-studies het gebruik van de beschikbare kennis bij de uitvoering van de wetten en regels waar de onderzoekstaken aan zijn gerelateerd. De respons die dat mogelijk losmaakt bij de gebruikers van kennis, biedt input voor de programmering van het onderzoek.

De inhoudelijke kwaliteit van deze studie is beoordeeld door Ekko van Ierland, hoogleraar Milieu-economie, Wageningen Universiteit, en Piet Rietveld, hoogleraar Vervoerseconomie, Vrije Universiteit Amsterdam.

© 2006

Landbouw-Economisch Instituut

Postbus 29703
2502 LS Den Haag
Tel. (070) 335 83 30
Fax (070) 361 56 24
martijn.vanderheide@wur.nl
ernst.bos@wur.nl

Alterra

Postbus 47
6700 AA Wageningen
Tel. (0317) 47 78 44
Fax (0317) 42 49 88
jan.vreke@wur.nl

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden veeveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Inhoud

Woord vooraf	5
1 Inleiding	7
1.1 Doel- en vraagstelling van het onderzoek	8
1.2 Leeswijzer	10
2 Theoretisch en politiek kader voor beoordeling uitgevoerde evaluatiestudies	11
2.1 Theoretisch kader	11
2.1.1 Theoretische afbakening	11
2.1.2 Analyse-beoordeling-afweging	12
2.1.3 Van analyse-beoordeling-afweging naar een beoordeling van evaluatiestudies	15
2.2 Beleidscontext	17
2.2.1 OEEI-leidraad	17
2.2.2 Waardering van natuur, water en bodem in MKBA's: aanvulling op de OEI-leidraad	19
2.2.3 Milieueffectrapportage (m.e.r.)	20
3 MKBA en andere evaluatie-instrumenten	23
3.1 Kosten-batenanalyse	23
3.1.1 Maatschappelijke kosten-batenanalyse	27
3.1.2 Financiële kosten-batenanalyse	28
3.1.3 Kengetallen kosten-batenanalyse	29
3.2 Multicriteria-analyse	30
3.2.1 Beschrijving van het instrument	30
3.2.2 MCA vergeleken met de MKBA	33
3.3 Kosteneffectiviteitsanalyse	34
4 Het waarden van natuur	39
4.1 Nut en noodzaak natuurwaardering als onderdeel van MKBA	39
4.2 Overzicht van waarderingsmethoden	42
4.2.1 Waarderingsmethoden gebaseerd op marktgedrag	43
4.2.2 Waarderingsmethoden gebaseerd op weergegeven preferenties	46
4.2.3 Geschiktheid van de verschillende waarderingsmethoden	49

5 Toetsingscriteria voor uitgevoerde evaluatiestudies	53
5.1 Overzicht en beschrijving van relevante criteria	53
5.1.1 Criteria om te toetsen of het gekozen evaluatie-instrument het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel	53
5.1.2 Criteria om te toetsen of aan de eisen is voldaan die het instrument stelt	56
5.2 Confrontatie toetsingscriteria met instrumenten	58
6 Casestudie Kuindermeer	65
6.1 Verantwoording keuze casestudies	65
6.2 Beschrijving casestudie	66
6.2.1 Beschrijving studiegebied	67
6.2.2 Beschrijving van het beleidsplan	67
6.3 De uitkomsten van de twee evaluatie-instrumenten	69
6.3.1 Toepassing MKBA	70
6.3.2 Toepassing MCA	72
6.4 Het toetsen van de evaluatiestudie aan de hand van verschillende criteria	73
6.4.1 Keuze van het instrument: MCA of MKBA?	73
6.4.2 Is bij de toepassing van MCA en MKBA aan de eisen van het instrument voldaan?	74
6.5 Gevoeligheid van de uitkomsten voor criteriakeuzes	76
6.5.1 MKBA en MCA vergelijkbaar gemaakt	76
6.5.2 Variërende waarden van toetsingscriteria	83
7 Casestudie Rondje Randstad	91
7.1 Beschrijving casestudie	91
7.2 De uitkomsten van de twee evaluatie-instrumenten	92
7.2.1 Toepassing MKBA	93
7.2.2 Toepassing MCA	99
7.3 Het toetsen van de evaluatiestudie aan de hand van verschillende criteria	104
7.3.1 Keuze van het instrument: MCA of MKBA?	104
7.3.2 Is bij de toepassing van MCA en MKBA aan de eisen van het instrument voldaan?	105

8 Samenvatting en conclusies	107
8.1 Samenvatting	107
8.1.1 Aanleiding	107
8.1.2 Theorie	107
8.1.3 Casestudies	110
8.2 Conclusies	112
Literatuur	117
Dankwoord	126



Rondje

Randstad

Wanneer een MKBA als evaluatie-instrument wordt ingezet, dan is het noodzakelijk om de waarde van natuur en milieu in geld uit te drukken. Maar omdat natuur- en milieugoederen tal van functies vervullen die niet op markten worden verhandeld, zijn er voor deze goederen ook geen marktprijzen voorhanden. Dat wil zeggen, door het ontbreken van markten is het niet eenvoudig om aan natuur- en milieugoederen een prijskaartje te hangen. Natuurwaarderingmethoden bieden uitkomst.

Woord vooraf

Om te komen tot betere besluiten worden vaak evaluatiestudies gedaan, veelal in de vorm van een maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA). Ondanks enthousiaste starts worden resultaten van dergelijke studies te vaak niet gebruikt als het er op aan komt. “Waarom niet?” vragen we ons als wetenschappers dan af. Misschien doordat we als onderzoekers onvoldoende duidelijk kunnen maken wat de gebruikswaarde van dergelijke studies is. Om hierin verbetering te brengen is de WOt-studie Analyseren en Evalueren geschreven. Deze WOt-studie bestaat uit twee delen: een deel over de theorie van het evalueren en een deel met twee praktijktoepassingen.

We hopen dat deze studie u helpt om uitgevoerde evaluatiestudies beter op hun waarde te schatten, en daarmee de benutting van de kennis te vergroten.

*Paul Hinssen
Hoofd Wettelijke Onderzoekstaken
Natuur & Milieu*



Rondje

Randstad

Variant C2 gaat uit van een Rondje Randstad op bestaand spoor. De frequentie van de sneltreinen tussen de vier grote steden verhoogd met 3x in daluren en 6x in spitsuren. De intercityverbindingen tussen Utrecht en Den Haag/Rotterdam worden opgewaardeerd tot een HSL (de 'HSL-West'). De frequentie van de intercity's tussen Amsterdam-Zuid WTC en Den Haag CS en tussen Rotterdam CS en Den Haag CS worden opgehoogd met 3 keer per uur. Deze variant impliceert een extra spoorlijn tussen Amsterdam en Rotterdam.

1 Inleiding

Voor het bereiken van bepaalde doelstellingen is veelal beleid nodig. Om de doelstelling te bereiken, worden middelen en instrumenten ingezet en activiteiten ondernomen. Beleid is dan ook de manier waarop je bepaalde zaken aanpakt. Het beoordelen en doorlichten van beleid, om te zien of het nog goed werkt en of het misschien niet anders moet, wordt beleidsevaluatie genoemd. Er bestaat een scala aan instrumenten om beleid mee te evalueren. Een universeel evaluatie-instrument is helaas niet beschikbaar, laat staan dat er één ideaal instrument bestaat. Omdat elk instrument zijn voor- en nadelen kent, is het van belang dat de gebruiker van het instrument goed inzicht heeft in de mogelijkheden en toepassing ervan. In Analyseren en Evalueren wordt één van de bekendste evaluatie-instrumenten, namelijk de kosten-baten analyse, vergeleken met andere instrumenten. Het gebruik van kosten-baten analyse (KBA) kent een lange geschiedenis. Al in 1844 legde de Franse ingenieur Dupuit de theoretische basis voor KBA (Vreeker et al., 2002). Hij introduceerde het begrip consumentensurplus. Dat is de hoeveelheid geld dat het verschil aangeeft tussen wat consumenten bereid zijn te betalen voor een goed en wat ze daadwerkelijk moeten betalen wanneer ze het goed kopen. Hij zaaide daarmee het eerste zaad voor KBA. Sinds de introductie van het begrip consumentensurplus heeft de term een belangrijke rol gespeeld in de toepassing van de welvaartstheorie (bijvoorbeeld door de economen Pigou, Keynes, Hicks, Wicksell en Samuelson). Bij de geboorte van het begrip KBA was de Britse econoom Alfred Marshall de belangrijkste verloskundige. Hij introduceerde enkele formele concepten waarmee het ontstaan van KBA een feit was.

In de tweede helft van de 20ste eeuw is de KBA steeds belangrijker geworden voor het evalueren van (publieke) projecten. Zo ook in Nederland, waar mede dankzij het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEEI) de KBA een steeds belangrijkere rol is gaan spelen bij het evalueren van grote investeringsprojecten. Dit onderzoeksprogramma heeft begin 2000 geresulteerd in een leidraad voor het opstellen van een Overzicht Effecten Infrastructuur (OEI), welke in april 2000 naar de Tweede Kamer is gestuurd. Sindsdien is de OEI-leidraad bepalend en richtinggevend voor het uitvoeren van kosten-baten analyses van grote infrastructuurprojecten, zoals de aanleg van de Zuiderzeelijn en de HSL-Oost. In december 2004 hebben Ruijgrok et al. een aanvulling op de OEI-leidraad gepresenteerd waarmee het mogelijk wordt om naast de kosten van aanleg en onderhoud, de effecten van infrastructuur op natuur en milieu te analyseren. Deze aanvulling biedt een stappenplan voor het meenemen van deze natuur- en milieu-effecten in een maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA). We komen in het navolgende ruimschoots terug op de term MKBA, dus voorlopig volstaat een beknopte definitie van het begrip: in een MKBA worden in principe alle maatschappelijke effecten die verschillende partijen in de samenleving ondervinden van één of meerdere projecten, maatregelen of ingrepen in termen van kosten en baten inzichtelijk gemaakt. Onderhavig rapport legt de nadruk op economische evaluatie-instrumenten. Dat MKBA daarbij een prominente plaats inneemt, is niet verwonderlijk. Dit evaluatie-instrument raast momenteel als een sneltrein door het Haagse establishment, met als gevolg dat inmiddels verschillende

Een universeel evaluatie-instrument is helaas niet beschikbaar, laat staan dat er één ideaal instrument bestaat

MKBA's plaatsvinden, dan wel op stapel staan. Analyseren en Evalueren haakt in op de actualiteit en plaatst, gezien het beleidsmatige belang ervan, MKBA centraal. Maar dat betekent nadrukkelijk niet dat er buiten MKBA geen andere relevante evaluatie-instrumenten bestaan. Mogelijke alternatieven voor MKBA komen in dit rapport daarom eveneens aan bod. Dit illustreert eens te meer dat evaluatie van natuurbeleid niet bestaat bij de gratie van MKBA alleen.

Veel rapporten en studies naar de evaluatie van natuurbeleid richten zich op bepaalde facetten ervan. Sommige behandelen alleen recente ontwikkelingen op het terrein van MKBA, of nemen de lezer mee in een rondgang langs de (internationale) literatuur over natuurwaardering. Andere bieden een uitgebreid empirisch georiënteerd onderzoek, zoals het in 2005/2006 uitgevoerde onderzoek van Ruijgrok et al. naar natuurwaardering in de context van een kengetallen kosten-batenanalyse. Analyseren en Evalueren geeft een theoretisch overzicht van verschillende evaluatie-instrumenten voor het beoordelen van natuurbeleid en maakt de lezer tegelijkertijd wegwijs in de praktische toepassing ervan. Ondanks deze dubbele aanpak, is het natuurlijk onmogelijk om alles over de evaluatie van natuurbeleid in één rapport te vangen. Wie zich wil verdiepen in bepaalde onderdelen van natuurbeleidsevaluatie, vindt achterin een literatuurlijst met daarin de belangrijkste verwijzingen naar de voor dit onderwerp relevante boeken, artikelen en rapporten.

1.1 Doel- en vraagstelling van het onderzoek

Uit het voorgaande kan de volgende doelstelling van het rapport worden afgeleid:

De lezer ondersteunen in het vormen van een oordeel over bestaande evaluatiestudies van voorgenomen beleidsmaatregelen. Het betreft hier nadrukkelijk studies van beleidsmaatregelen die vaak verregaande consequenties hebben voor de inrichting en het gebruik van ruimte, en waarbij natuur en landschap expliciet aan de orde zijn. Het rapport beoogt handvatten aan te reiken, waardoor de lezer resultaten van bestaande evaluaties op waarde kan schatten, en aan de hand waarvan hij of zij een inschatting kan maken van de mate van zorgvuldigheid waarmee deze evaluaties zijn uitgevoerd.

MKBA's waarin nadrukkelijk rekening wordt gehouden met natuur, landschap en milieu worden geregeld aangeduid als 'natuurinclusieve' MKBA's. Strikt genomen is dit een pleonasme – zoals ook witte sneeuw en oude grijsaard dat zijn. Bij een MKBA worden immers in principe al alle maatschappelijke kosten en baten in ogenschouw genomen, dus ook die van groene publieke goederen. De vraag of de effecten van een beleidsmaatregel op natuur, landschap en milieu in een MKBA zijn meegenomen, is daarom vaak niet interessant. Het antwoord behoort per slot van rekening 'ja' te zijn. Waar het vooral om gaat, is hóe deze effecten precies in de analyse zijn opgenomen.

Uitgaande van deze doelstelling, leidt onderhavig rapport tot de volgende resultaten:

- Beschrijving van de methode MKBA en van alternatieve evaluatie-instrumenten.
- Overzicht van de verschillende visies op de toepassing van MKBA en de belangrijkste twistpunten hieromtrent, waarbij – waar mogelijk – vergelijkingen worden gemaakt en parallellen worden getrokken met alternatieve evaluatie-instrumenten.
- Formulering van verschillende toetsbare criteria om bestaande MKBA's, maar ook alternatieve evaluatiestudies, te kunnen beoordelen.

Om bovengenoemde doelstelling te bereiken, wordt in het rapport antwoord gegeven op verschillende vragen. Deze vragen staan hieronder geformuleerd:

MKBA en andere evaluatie-instrumenten

1. Wat is MKBA, wat kunnen beleidsmakers ermee, en in welke situaties kan de methode het beste worden toegepast?
2. Hoe verhoudt MKBA zich tot alternatieve evaluatie-instrumenten waarmee natuureffecten in kaart gebracht en beoordeeld kunnen worden?
3. Wat zijn de voor- en nadelen van de verschillende evaluatie-instrumenten?
4. Welke visies bestaan er binnen de bestaande literatuur omtrent de verschillende evaluatie-instrumenten?
5. Vullen de verschillende evaluatie-instrumenten elkaar aan, of sluit het gebruik van één bepaald instrument het gebruik van andere instrumenten uit?

Natuurwaardering

6. Is het zinvol om natuur- en landschapswaarden in geld uit te drukken?
7. Welke methoden bestaan er om natuur en landschap monetair te waarderen?
8. Wat zijn de voor- en nadelen van de verschillende waarderingsmethoden?

Toetsingscriteria

9. Aan de hand van welke criteria kunnen evaluatie studies getoetst worden?
10. Wat zijn de kenmerken van deze criteria en wat zijn hun merites?
11. Hoe scoren MKBA en andere evaluatie-instrumenten ten aanzien van de criteria?

Casestudies

12. Hoe verschillen de afzonderlijke evaluatie-instrumenten in hun uitkomsten? En beïnvloeden deze verschillen de rangschikking van projectalternatieven?
13. Veranderen de uitkomsten van een evaluatiestudie wanneer de keuzes voor de toetsingscriteria veranderen?
14. Wat is de omvang van eventuele veranderingen? Kan een uitkomst plots 180 graden draaien door een andere invulling van de toetsingscriteria?
15. Waarom verschillen de uitkomsten van de verschillende evaluatie-instrumenten?

Ook al staat MKBA momenteel het meest in de belangstelling, is het goed om te realiseren dat er ook andere interessante evaluatie-instrumenten bestaan

1.2 Leeswijzer

Na dit inleidende hoofdstuk beschrijven we in hoofdstuk 2 de kaders waarbinnen de evaluatie van natuurbeleid plaatsvindt. Zo besteden we aandacht aan het theoretisch kader, waarbij we onder meer de trits analyse-beoordeling-afweging introduceren, en nader ingaan op het belang van het actorperspectief. Dit actorperspectief blijkt een belangrijk item te zijn bij de beoordeling van bestaande evaluatiestudies. In ditzelfde hoofdstuk wordt ook de politieke context besproken, waarin de evaluatie van natuurbeleid zich vandaag de dag afspeelt. In het bijzonder wordt ingegaan op de OEI-leidraad, en op de door Ruijgrok et al. (2004) geschreven aanvulling.

In hoofdstuk 3 komen verschillende evaluatie-instrumenten aan bod. Dit betekent dat we naast MKBA ook alternatieve evaluatie-instrumenten (multicriteria-analyse, kosteneffectiviteitsanalyse en kengetallen kosten-baten analyse) beschrijven. Ook al staat MKBA momenteel het meest in de belangstelling, is het goed om te realiseren dat er ook andere interessante evaluatie-instrumenten bestaan. Het zal blijken dat elk instrument zijn eigen toepassingsgebied merites heeft.

Aangezien een MKBA vereist dat alle relevante kosten en baten van een bepaald project in geld worden uitgedrukt, dus ook die van natuur en landschap, zullen we in hoofdstuk 4 van dit rapport aandacht schenken aan monetaire waardering van natuur. Hiertoe geven we eerst een korte beschrijving van de verschillende waarderingmethoden, met een aanduiding van eventuele beperkingen. Daarna gaan we in op het toepassingsgebied en het gebruik van de verschillende waarderingmethoden.

Hoofdstuk 5 geeft een beschrijving van verschillende toetsbare criteria om bestaande case studies te kunnen beoordelen. Het gaat hierbij om twee soorten criteria. Allereerst criteria waarmee kan worden nagegaan of het gekozen evaluatie-instrument het meest geschikt is voor het beoogde doel. Daarnaast worden criteria onderscheiden die een rol spelen bij de vraag of voldaan is aan de verschillende eisen die het gebruikte evaluatie-instrument stelt.

Ter illustratie en ter ondersteuning van hoofdstuk 5 hebben we de verschillende criteria toegepast op twee bestaande casestudies. Interessant om te zien is hoe bepaalde keuzes die gemaakt worden bij de uitvoering van een evaluatie, bijvoorbeeld over het ruimtelijk schaalniveau of de toe te passen natuurwaarderingmethoden, de uitkomsten ervan kunnen bepalen. Hoofdstuk 6 beschrijft de casestudie 'Kuindermeer' en hoofdstuk 7 gaat dieper in op 'Rondje Randstad'.

Hoofdstuk 8 tenslotte is een samenvatting van het rapport, met daarbij de belangrijkste conclusies.

2 Theoretisch en politiek kader voor beoordeling uitgevoerde evaluatiestudies

2.1 Theoretisch kader

Centraal in deze paragraaf staat het theoretisch kader waarbinnen bestaande evaluatiestudies kunnen worden geanalyseerd. In dit theoretisch kader besteden we bijzondere aandacht aan het actorperspectief en de trits analyse-beoordeling-afweging. Daarmee is dit theoretisch kader vooral bestuurskundig van aard en niet zo zeer economisch. De referenties in de tekst bieden de lezer aanknopingspunten voor verdere verdieping van het onderwerp.

2.1.1 Theoretische afbakening

Bij de beoordeling van een evaluatiestudie is het van essentieel belang om te weten vanuit welk zogeheten ‘actorperspectief’ de studie is opgezet. Met andere woorden, vanuit welke bestuurskundige bril is de evaluatie uitgevoerd? De ene keer is dit de lokale overheid, de andere keer de provinciale overheid, en soms is het de nationale overheid. Iedere overheid beziet de situatie in een gebied, en de (gewenste) veranderingen daarin, vanuit een eigen perspectief. Hiervoor zijn drie redenen aan te dragen:

- Doelstellingen van de overheden verschillen.
- Het (geografische) gebied verschilt. Voor een lokale overheid is dit gebied kleiner dan voor de nationale overheid. Dit lijkt een vanzelfsprekendheid, maar het is wel een belangrijk gegeven. Want dit betekent dat de ene overheid specifieke effecten van een beleidsmaatregel wel in beschouwing neemt en een andere overheid niet.
- Sommige effecten hebben voor verschillende overheden een andere betekenis. Dit geldt bijvoorbeeld voor rijkssubsidies die voor de lokale overheid inkomsten zijn en voor de

nationale overheid uitgaven. Of voor de aanleg van groen in het kader van de realisatie van de Ecologische hoofdstructuur (een nationale doelstelling). Een lokale overheid kan deze groene ruimte zien als een bijdrage aan het verbeteren van de kwaliteit van de leefomgeving, of juist als een gemiste kans omdat het de plannen voor de aanleg van een bedrijventerrein doorkruist.

Voordat met de eigenlijke beoordeling van een evaluatiestudie kan worden begonnen, moet dus worden nagegaan voor welke overheid de studie is uitgevoerd en welk beoordelingskader daarbij is gehanteerd. Dit laatste betreft onder meer de begrenzing van de beleidsmaatregel in ruimte en tijd, de met de maatregel of interventie beoogde doelen, en de beoordeling van de huidige en de verwachte situatie.

Bij evaluatiestudies wordt doorgaans onderscheid gemaakt tussen evaluaties die aan de interventie voorafgaan (planevaluatie), evaluaties tijdens de interventie (procesevaluatie) en evaluaties nadat de interventie is uitgevoerd (productevaluatie) (Swanborn, 2003; Verschuren, 2003). Een planevaluatie komt daarmee neer op een ex ante evaluatie, een procesevaluatie betreft in feite een ongoing evaluatie, en een productevaluatie een ex post evaluatie. De verschillen tussen de drie soorten evaluaties betreffen onder meer de aard van de gegevens (verwachtingen versus waarnemingen) en het doel van de evaluatie. Dit rapport is gericht op ex ante evaluaties, die – zoals gezegd – onderdeel uitmaken van de beleidsvoorbereiding. Kort samengevat is een ex ante evaluatie een onderzoek naar de verwachte

Met andere woorden, vanuit welke bestuurskundige bril is de evaluatie uitgevoerd?

Een effect wordt hierbij gedefinieerd als een aan de beleidsmaatregel toe te schrijven verschil tussen de situatie (toestand of ontwikkeling) na de interventie en de situatie zonder interventie

kosten en baten van mogelijke beleidsalternatieven. Door een ex ante evaluatie worden dus de effecten van het voorgenomen beleid en effecten van mogelijke alternatieven in kaart gebracht. Ex ante evaluatie veronderstelt de aanwezigheid van tenminste twee beleidsalternatieven, waaronder de handhaving van het bestaande beleid.

2.1.2 Analyse-beoordeling-afweging

Om bestaande evaluatiestudies te kunnen beoordelen, maken we in dit rapport een onderscheid in drie fases: analyse, evaluatie en afweging. De analyse dient om de omvang van effecten van de beleidsmaatregel vast te stellen, de beoordeling om hieraan een waardering te verbinden, en de afweging om het voorkeursalternatief te bepalen (op basis van de waardering voor de alternatieven). Hieronder worden de drie fases nader toegelicht.

Analyse

De analyse bestaat uit het bepalen van de verwachte effecten van de beleidsmaatregel. Een effect wordt hierbij gedefinieerd als een aan de beleidsmaatregel toe te schrijven verschil tussen de situatie (toestand of ontwikkeling) na de interventie en de situatie zonder interventie. Naast met de beleidsmaatregel beoogde effecten, treden er vaak ook niet-beoogde effecten op, waarvan sommige positief en andere negatief worden beoordeeld. Om de effecten te bepalen, worden de verwachtingen ten aanzien van twee situaties vergeleken, te weten de situatie na de interventie en de referentiesituatie. Als referentiesituatie wordt doorgaans de autonome ontwikkeling gebruikt – dit is de toekomstige situatie zonder uitvoering van een beleidsmaatregel, maar

mét de lopende ontwikkelingen en uitvoering van reeds bestuurlijk vastgelegde projecten. De referentiesituatie vormt dus feitelijk het uitgangspunt voor de gehele evaluatie, omdat ze de maatstaf is aan de hand waarvan de eventuele effecten van een beleidsmaatregel worden getoetst. Hoewel meestal dus de autonome ontwikkeling als referentiesituatie wordt gebruikt, hoeft dit echter niet per definitie het geval te zijn. Want als het bijvoorbeeld gaat om een onderlinge vergelijking van alternatieven is het ook mogelijk de situatie die ontstaat door realisatie van één van de gegeven alternatieven als referentiesituatie te kiezen.

Als alle denkbare effecten zouden worden geëvalueerd, ontstaat een te uitgebreide evaluatie die geen hulp biedt bij de besluitvorming (Dienst Landelijk Gebied, 1998). Een effect wordt daarom alleen dan in de evaluatie opgenomen als beide onderstaande punten gelden:

- Er waarde wordt gehecht aan het effect, of het effect expliciet of impliciet is gerelateerd aan een of meer doelstellingen van de beoordelaar.
- De omvang van het effect relevant is in het licht van deze doelstellingen. Zo kan een effect met omvang nul wel degelijk relevant zijn. Als een beleidsmaatregel bijvoorbeeld tot doel heeft verandering in een bepaalde situatie tot stand te brengen, maar het verwachte effect van de maatregel is nul, dan is dit buitengewoon zinvolle informatie voor een beleidsmaker.

De selectie van de uiteindelijke effecten vindt vooral plaats vanuit het perspectief van de opdrachtgever, veelal de overheid. Het actorperspectief is daarom medebepalend voor hoe naar welke

effecten wordt gekeken. Met andere woorden, de uitvoerder van de evaluatie selecteert de effecten vooral via het prisma van de opdrachtgever.

Beoordeling

Strikt genomen behelst de term 'beoordeling' niets meer of minder dan het waarden van toestanden of processen. Een beoordeling is bedoeld om waarderende uitspraken te doen over de geanalyseerde effecten. De beoordeling onderscheidt zich hiermee van de analyse doordat bij een beoordeling een oordeel wordt toegevoegd aan gestructureerde gegevens, terwijl dit bij een analyse nadrukkelijk níet het geval is (Dresselaers, 2004). Oftewel, een beoordeling is een interpretatie van de fenomenen en hun wisselwerkingen die tijdens een analyse zijn vast gesteld en in kaart gebracht. Evenals in de analyse-fase, is ook in de beoordelingsfase het actorperspectief van wezenlijk belang voor de uitvoerder van de evaluatie. Het perspectief vormt de bril van waaruit de uitvoerder kijkt en bepaalt in hoge mate de uiteindelijke waardering van de geanalyseerde effecten.

Afweging

De afweging bestaat uit het met elkaar vergelijken van de geaggregeerde effecten voor de verschillende alternatieven, om zo tot de keuze voor een voorkeursalternatief te komen. Effecten die op dezelfde of op nauw verwante doelstellingen betrekking hebben, worden vaak geaggregeerd om de overzichtelijkheid van de evaluatie te vergroten. Hoe dit precies gebeurt, hangt van de afwegingsmethode af. Een indeling in afwegingsmethoden is (RWS, 2003):

- Overzichtstabellen methoden, zoals de effectentabel of scorekaart. Kenmerkend voor deze

methoden is dat voor verschillende beoordelingscriteria de effecten op een overzichtelijke manier worden gestructureerd en gepresenteerd. Beoordelingscriteria, zoals werkgelegenheid of milieu, bepalen op welke effecten de beleidsalternatieven worden onderzocht. Dus, wat is het effect van een beleidsmaatregel op werkgelegenheid, of op het milieu? Vaak wordt een effect uitgedrukt in een getal, maar ook plussen en minnen, en ordinale of binaire waarden zijn mogelijk. Er bestaan verschillende methoden die de overzichtstabellen kunnen omzetten in een rangschikking van alternatieven. Deze methoden worden multicriteria-methoden genoemd.

- Multicriteria-methoden, zoals multicriteria-analyse (MCA). Kenmerkend voor deze methoden is dat wordt uitgegaan van verschillende, expliciete beoordelingscriteria die sterk uiteen kunnen lopen. De scores van de criteria worden bepaald en gepresenteerd in de eigen eenheid (bijvoorbeeld geld, hectares, of aantal planten- of diersoorten). Vervolgens worden de alternatieven naar voorkeur gerangschikt. In hoofdstuk 3 komen we uitgebreid terug op de multicriteria-analyse.
- Monetaire methoden, zoals de kosteneffectiviteitanalyse en de verschillende typen kostenbatenanalyse (financieel, maatschappelijk, sociaal, kengetallen). Kenmerkend voor deze methoden is dat alle effecten in dezelfde (monetaire) eenheid worden uitgedrukt om tot één kengetal per alternatief te kunnen komen. Bij sommige methodes kunnen niet-monetair waardeerbare effecten als p.m.-post worden opgenomen. Opnieuw geldt dat we in hoofdstuk 3 nader op deze monetaire methoden ingaan.

Het perspectief vormt de bril van waaruit de uitvoerder kijkt en bepaalt in hoge mate de uiteindelijke waardering van de geanalyseerde effecten

De keuze voor een afwegingsmethode ligt bij de overheid die de beleidsmaatregel al dan niet wil invoeren. Zij kan deze keuze vooraf maken – dat wil zeggen, nog voordat bijvoorbeeld alle effecten helder in kaart zijn gebracht – maar ze kan ook wachten, en haar keuze afhankelijk maken van de beschikbare informatie. De keuze vooraf kan tot gevolg hebben dat belangrijke effecten in de afweging buiten beschouwing blijven, omdat ze niet zinvol in de juiste meeteenheid kunnen worden uitgedrukt. Met name effecten op natuur en landschap worden hierdoor vaak niet of onvoldoende in de beschouwing betrokken. Als de keuze wordt gebaseerd op beschikbare informatie, dan bepalen met name de eenheden van beoordelingscriteria welke afwegingsmethodes in potentie

het meest geschikt zijn. Ook kan er dan eventueel rekening worden gehouden met het relatieve belang dat aan beoordelingscriteria wordt gehecht. De afwegingsmethoden, zoals hierboven geïntroduceerd, staan in dit rapport centraal. Alleen zullen ze in het vervolg worden aangeduid met de meer algemene term evaluatie-instrumenten. Hierboven zijn ze voor het gemak aangeduid als afwegingsmethoden om ze daarmee een plekje te kunnen geven in de trits analyse-beoordeling-afweging. Deze trits laat zien dat evaluatie van natuurbeleid feitelijk in drie fases opgedeeld kan worden, waarbij pas in de laatste fase het evaluatie-instrument – zij het een MKBA, zij het een ander instrument – wordt ingezet.

Tabel 2.1 Vragen voorafgaand aan de beoordeling van een evaluatie(studie)

Vragen	Activiteiten
Wie intervenueert?	Identificatie van de betreffende overheid Identificatie relevante doelstellingen van deze overheid
Waarom is interventie nodig?	Identificatie met de interventie beoogde doelen en effecten Identificatie van de referentiesituatie
Wat is resultaat van de interventie?	Identificatie beoogde en niet-beoogde effecten Bepalen verwachte omvang en waarde van de effecten
Waarop wordt beoordeeld?	Selectie relevante effecten Combinatie relevante effecten tot beoordelingscriteria voor de afweging
Hoe wordt gewaardeerd?	Bepalen van de waarden van de beoordelingscriteria (incl. keuze eenheden) Presenteren van de verschillende waarden, al dan niet geaggregeerd
Welk alternatief is optimaal?	Keuze afwegingsmethode (of het evaluatie-instrument) Vergelijken van de uitkomsten die de afwegingsmethode oplevert

2.1.3 Van analyse-beoordeling-afweging naar een beoordeling van evaluatiestudies

Uit het voorgaande blijkt dat het voor het beschouwen van bestaande evaluatiestudies belangrijk is om onderscheid te maken tussen 'wat er gebeurt' (de analyse) en 'hoe dit wordt gewaardeerd' (de beoordeling). Bij de analyse is van belang wat de interventie beoogt te bewerkstelligen, hoe dit gebeurt en welke situatie als referentiesituatie wordt gebruikt. Kortom, in de analysefase is het actorperspectief van waaruit de studie is uitgevoerd, belangrijk. Maar ook in de volgende twee fases, de beoordeling en de afweging, is het actorperspectief van grote betekenis. In deze twee fases is het namelijk van belang voor welke overheid de evaluatiestudie wordt uitgevoerd, en met welk perspectief deze actor naar de effecten kijkt en ze beoordeelt. Al met al blijkt het actorperspectief dus bepalend bij belangrijke keuzes, zoals die van de selectie van effecten, beoordelingscriteria, meeteenheid en evaluatie-instrument.

Het voorgaande is samengevat in een aantal vragen (tabel 2.1), waarvan de antwoorden de basis vormen voor de beoordeling van de evaluatiestudie.

Wie intervenueert?

Zoals eerder is aangegeven kijkt een lokale overheid doorgaans vanuit een ander actorperspectief naar de verwachte effecten van een interventie dan een regionale of nationale overheid. Belangrijke oorzaken hiervan zijn verschillen in doelstellingen en in het voor de betreffende overheid relevante geografische gebied. Deze verschillen kunnen er toe leiden dat de ene overheid een effect positief beoordeelt en een andere overheid het effect negatief beoordeelt.

Bij deze vraag is van belang:

- Wat de voor de betreffende interventie relevante doelstellingen van de betreffende overheid zijn, zowel in relatie tot de beoogde effecten als tot eventuele niet-beoogde effecten.
- Wat het voor de betreffende overheid relevante geografische gebied is.

Deze zaken kunnen consequenties hebben voor de relevantie van effecten en de gebruikte meeteenheid. Zo zullen effecten buiten het studiegebied vaak niet of minder relevant worden gevonden en wordt een positieve bijdrage aan de nationale welvaart door een lokale overheid anders beoordeeld dan door de nationale overheid, zeker wanneer de bijdrage ten koste gaat van bijvoorbeeld de lokale werkgelegenheid.

Waarom is interventie nodig?

Als de gewenste situatie niet overeenkomt met de verwachte situatie, kan worden besloten om tot interventie over te gaan. De gewenste en de verwachte situatie kunnen een toestand (statisch) of een ontwikkeling (dynamisch) zijn. De interventie bestaat uit het uitvoeren van een maatregel (de interventie) waarmee geprobeerd wordt de discrepantie tussen de gewenste en de verwachte situatie te verkleinen.

Bij deze vraag is van belang:

- Wat het doel van de interventie is (via de beoogde effecten).
- Welke referentiesituatie is gehanteerd.

Wat is resultaat van de interventie?

De uitvoering van de beleidsmaatregel resulteert in een aantal al dan niet beoogde effecten van

Een lokale overheid kijkt doorgaans vanuit een ander actorperspectief naar de verwachte effecten van een interventie dan een regionale of nationale overheid

variërende omvang. Dit kunnen effecten zijn binnen het relevante geografische gebied, maar er kunnen ook effecten buiten dit gebied zijn.

Bij deze vraag is van belang:

- Welke effecten zijn geïdentificeerd, hoe ze zijn geïdentificeerd en hoe ze zijn beschreven.
- Wat de omvang van deze effecten is en hoe deze is bepaald.

Omdat niet alle effecten (even makkelijk) kunnen worden bepaald, vindt hier impliciet al een eerste selectie van de te beschrijven effecten plaats. Daarbij kan het gebeuren dat bepaalde, vaak ongewenste, effecten al dan niet bewust worden genegeerd of veronachtzaamd.

Waarop wordt beoordeeld?

Voor de beoordeling van de interventie zijn alleen de zogenaamde relevante effecten van belang. Dit zijn effecten die expliciet of impliciet aan een of meer doelstellingen van de betreffende overheid zijn gerelateerd en bovendien een relevante omvang hebben. Hierbij kunnen verschillende effecten betrekking hebben op dezelfde of aanverwante doelstellingen. Om de beoordeling overzichtelijk te houden, kunnen deze effecten worden geclusterd tot een beoordelingscriterium, dat betrekking heeft op deze doelstelling(en) en de verschillende effecten omvat.

Bij deze vraag is van belang:

- Wat de relevante effecten zijn en hoe deze zijn geselecteerd.
- Welke beoordelingscriteria zijn gebruikt en hoe tot deze criteria is gekomen.

Hoe wordt gewaardeerd?

De waarde die een bepaald beoordelingscriterium krijgt toebedeeld, weerspiegelt het verschil tussen de (verwachte) situatie bij uitvoering van een beleidsmaatregel en de referentiesituatie, waarin de maatregel niet is genomen. Als het beoordelingscriterium bijvoorbeeld 'werkgelegenheid' is, en de daarbij behorende waarde duizend, dan betekent dat dus dat door de uitvoering van de beleidsmaatregel er ten opzichte van de referentiesituatie duizend extra banen worden gecreëerd. Duizend banen die het gevolg zijn van de beleidsmaatregel en derhalve in de referentiesituatie zullen ontbreken.

Bij deze vraag is van belang:

- In welke meeteenheid de beoordelingscriteria zijn uitgedrukt en waarom.
- Op welke manier er een waarde is toegekend aan deze criteria (toepassing waarderingsmethode) en waarom het op deze wijze is gebeurd.

Bij de beoordeling van de evaluatiestudie moet worden nagegaan of de waarderingsmethode goed is toegepast en of de gekozen methode adequaat is om de gewenste waarde te bepalen. Een belangrijk aspect daarbij is of de resultaten overeenkomen met de waardering door de beoordelaar. Zo is een lokale overheid bijvoorbeeld vaak geïnteresseerd in lokale veranderingen en niet in de toe- of afname van de nationale welvaart.

Welk alternatief is optimaal?

De keuze voor een afwegingsmethode (oftewel: het evaluatie-instrument) bepaalt of de verschillende waarden van het beoordelingscriterium

onder in dezelfde eenheid, bijvoorbeeld euro's, uitgedrukt moeten worden. Voor een MKBA is dit namelijk een vereiste, maar voor een multicriteria-analyse niet.

Bij deze vraag is van belang:

- Welke afwegingsmethode wordt gehanteerd en waarom.
- Wat de uitkomsten zijn die de afwegingsmethode oplevert.

Voor de beoordeling van de evaluatiestudie is het van belang of, in het licht van het type afweging en het betreffende actorperspectief, de toegepaste afwegingsmethode adequaat is, en of de methode goed is toegepast. Immers, het adequaat toepassen van een verkeerde methode levert geen bruikbare resultaten, net zomin als het verkeerd toepassen van een geschikte methode.

2.2 Beleidscontext

De evaluatie van voorgenomen beleidsmaatregelen met een effect op landschap en natuur heeft vorm gekregen, en speelt zich af, binnen een bepaalde beleidscontext. Deze context geeft richting aan beleidsvoering en beleidsresultaten, en is gebaseerd op een analyse van maatschappelijke vragen en behoeften. Regelmatig duiken – mede onder invloed van maatschappelijk en andere ontwikkelingen – nieuwe beleidsdoelen op, worden nieuwe regels uitgevaardigd of doen nieuwe actoren hun intrede in het beleidsveld. De beleidscontext is dan ook veranderlijk: hij laat ruimte voor tussentijdse bijstelling van tevoren bepaalde doelen, resultaten en middelen. In het navolgende wordt kort stil gestaan bij de relevante beleidscontext. In paragraaf 2.2.1 komt

het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEEI) aan bod, in paragraaf 2.2.2 gaan we dieper in op de waardering van natuur, water en bodem in MKBA's, en in paragraaf 2.2.3 staat de milieueffectrapportage centraal.

2.2.1 OEEI-leidraad

In 1998 is op initiatief van het ministerie van Verkeer en Waterstaat en het ministerie van Economische Zaken gestart met het Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur (OEEI). Het onderzoeksprogramma heeft in 2000 geresulteerd in een leidraad voor het opstellen van overzichten van economische effecten op basis van kosten-batenanalyse van voorgenomen infrastructuurprojecten. Deze zogeheten OEEI-leidraad moest een einde maken aan de vaak sterk uiteenlopende schattingen van kosten en baten van infrastructuurprojecten (Eijgenraam et al., 2000). Verschillen in aanpak en begrippen verklaarden gedeeltelijk dat inschattingen van economische effecten van projecten sterk uiteenliepen, met als gevolg dat deskundigen over elkaar heen buitelden en dat Tweede Kamerleden door de bomen het bos niet meer zagen. Als gevolg hiervan werd het vertrouwen in de onderbouwing van de projecten, maar ook in de toepassing van het evaluatie-instrument, ondermijnd. Dit maakte, zwak uitgedrukt, een verantwoorde maatschappelijke beoordeling van projecten er niet makkelijker op. Het doel van OEEI was tweeledig:

1. Het verkrijgen van een grotere mate van overeenstemming over het methodologisch kader voor maatschappelijke evaluaties van grote infrastructuurprojecten

*Regelmatig duiken
nieuwe beleidsdoelen
op, worden nieuwe
regels uitgevaardigd of
doen nieuwe actoren
hun intrede in het
beleidsveld*

2. Het verschaffen van onderzoeksinstrumenten ter bepaling van de effecten en hun bijdrage aan de welvaart.

Met de OEEI-brief van april 2000 heeft het kabinet de toepassing van de leidraad op rijksprojecten (waaronder projecten 'van nationaal belang') verplicht gesteld. De leidraad is sindsdien toegepast op alle projecten van nationaal belang en op een aantal rijksprojecten van bovenregionaal belang. Daar komt bij dat de leidraad en de MKBA aansluiten bij de kabinetsnota 'Van Beleidsbegroting tot Beleidsverantwoording' (VBTB) uit 1999, waarin de nadruk wordt gelegd op het koppelen van financiële informatie aan beleidsinformatie. Desondanks is de leidraad niet zaligmakend, want beslissingen worden vanzelfsprekend genomen op meer gronden dan enkel de maatschappelijke kosten en baten volgens OEEI. Juridische, politiek-bestuurlijke en budgettaire overwegingen spelen ook een rol.

Na twee jaar gebruik is de leidraad in het voorjaar van 2002 geëvalueerd. Deze leverde 16 verbeterpunten op, onder andere over de verduidelijking van de rol en positie van de OEEI in het besluitvormingsproces, over de in te stellen permanente toetsingscommissie en over versterking van het opdrachtgeverschap van het ministerie van Verkeer en Waterstaat. Deze verbeterpunten zijn verwerkt in de Actieagenda OEI (inmiddels wordt gesproken van Overzicht Effecten Infrastructuur). De acties uit deze agenda zijn door de ministeries van Verkeer en Waterstaat, Economische Zaken, Financiën, VROM en Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, en met betrokkenheid van het Centraal Planbureau, universiteiten, onderzoeks-

instituten en consultants, vertaald in aanvullingen op de leidraad OEI. De aanvullingen hebben dezelfde status als de leidraad zelf.

Een van de actiepunten uit de Actieagenda betrof het toesnijden van de OEI-leidraad op de reguliere projecten uit het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport. Dit meerjarenprogramma (MIT) gaat over droge infrastructuurprojecten. Al in 1997 zijn er spelregels ontwikkeld, waarmee het besluitvormingsproces rond deze projecten transparant wordt gemaakt, het zogeheten MIT spelregelkader. In 2004 is dit spelregelkader, waarin stapsgewijs de werkwijze van het ministerie van Verkeer en Waterstaat in het MIT-proces wordt beschreven, geactualiseerd. In het nieuwe, geactualiseerde, spelregelkader staat expliciet vermeld dat voor het berekenen van kosten en baten van reguliere MIT-projecten de OEI-leidraad gevolgd dient te worden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004a, p. 5). Het doel van dit spelregelkader is dat de interne procesgang van het ministerie voor iedereen navolgbaar is. Om projectleiders te helpen bij het invullen van de OEI-format bij MIT-projecten, heeft het ministerie van Verkeer en Waterstaat een werkwijzer opgesteld (zie Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004b).

In aansluiting op de toepassing van OEI bij het MIT heeft het ministerie van Verkeer en Waterstaat de afgelopen jaren gewerkt aan het toepassen van de OEI-leidraad bij SNIP (Spelregelkader Natte Infrastructuurprojecten), het natte equivalent van het MIT-spelregelkader. SNIP heeft betrekking op investeringen in de modaliteiten Waterkeren (hoogwaterbescherming) en Waterbeheren (waterbodems, waterkwantiteit, waterkwaliteit). Evenals het MIT-spelregelkader is de

Het doel van dit spelregelkader is dat de interne procesgang van het ministerie voor iedereen navolgbaar is

SNIP bedoeld om via een consistent en integraal overzicht van maatschappelijke effecten bij te dragen aan een betere besluitvorming. Het ministerie van Verkeer en Waterstaat (2006, p. 12) plaatst hier overigens wel de volgende kanttekening bij: "Het is niet de bedoeling om voor reguliere SNIP-projecten een volledige KBA uit te voeren conform de OEI-leidraad; daarvoor is waarschijnlijk de meerwaarde ten opzichte van de omvang van de projecten en de kosten van het OEI onderzoek te gering. Het doel van OEI bij SNIP is om op een overzichtelijke manier alle belangrijke effecten van voorgestelde projecten in kaart te brengen."

Een ander specifiek actiepoint uit de Actieagenda ging in op de verbetering van het instrumentarium voor directe en indirecte effecten, en het eerder en beter (kwantitatief) meenemen van natuur- en milieuaspecten. OEI beperkt zich namelijk niet tot louter financieel-economische effecten, maar heeft betrekking op alle voor de besluitvorming relevante effecten van infrastructuur, dus ook de maatschappelijke effecten op de bereikbaarheid, veiligheid, natuur en het milieu. Om de effecten van infrastructuur op natuur en milieu beter in de besluitvorming mee te nemen, hebben Ruijgrok et al. (2004) een aanvulling op de OEI-leidraad opgesteld. Deze wordt hieronder besproken.

2.2.2 Waardering van natuur, water en bodem in MKBA's: aanvulling op de OEI-leidraad

Eén van de verbeterpunten die uit de evaluatie van de OEI-leidraad naar voren kwam, had – zoals gezegd – betrekking op het kwantitatief meenemen van effecten op natuur en milieu. Om hieraan tegemoet te komen, hebben Ruijgrok et

al. (2004) een stappenplan opgesteld, waarmee de fysieke effecten van infrastructuur op het natuurlijk milieu vertaald worden naar welvaartseffecten. De MKBA is per slot van rekening een welvaartsanalyse. Daarbij onderscheiden de onderzoekers vijf typen natuureffecten, namelijk areaalverandering, versnippering, verstoring, verdroging, en vervuiling. Met deze vijf typen effecten sluit de OEI-leidraad aan bij milieueffectrapportages (m.e.r. – zie hieronder).

Maar ook met het stappenplan zoeken de onderzoekers nadrukkelijk aansluiting bij de m.e.r.. Dit stappenplan begint namelijk met het bepalen van de fysieke effecten van infrastructuur op natuur en milieu, zoals deze ook in de m.e.r. worden bepaald. Vervolgens worden de fysieke effecten vertaald naar welvaartseffecten, zodat zij binnen de MKBA passen. Voor het moneteriseren van effecten die geen marktprijs hebben, reikt de aanvulling verschillende economische waarderingsmethoden aan.

Voor het evalueren van beleidsmaatregelen die effect hebben op natuur, is het door Ruijgrok et al. (2004) opgestelde stappenplan een waardevolle aanvulling op de OEI-leidraad. De aanvulling komt, evenals de leidraad zelf overigens, tegemoet aan het tweeslachtige karakter van MKBA. Want door de bank genomen wordt de MKBA als een waardevol evaluatie-instrument beschouwd, en daarom ook veelvuldig toepast, maar de uitkomsten ervan zijn gevoelig voor de opeenstapeling van aannamen en simplificaties die nodig zijn om maatschappelijke effecten financieel te waarderen. En door dit laatste kan het maatschappelijk rendement van een project door verschillende MKBA's sterk uiteenlopend worden ingeschat. De OEI-leidraad en de aanvullingen erop hebben als

Voor het moneteriseren van effecten die geen marktprijs hebben, reikt de aanvulling verschillende economische waarderingsmethoden aan

doel een grote mate van overeenstemming te krijgen over het methodologisch kader voor MKBA's. Door de specifieke eisen die de OEI-leidraad stelt, zijn de opzet en uitvoering van MKBA's gestructureerd en aan 'regels' gebonden. MKBA gedijt bij deze leidraad, omdat door het volgen van de leidraad de vergelijkbaarheid van projecten en projectalternatieven wordt bevorderd. En met de aanvulling erop, waarmee tegemoet wordt gekomen aan het eerder en beter meenemen van natuur- en milieuaspecten, lijkt eenzelfde slotsom ook te gelden voor de evaluatie van beleidsmaatregelen die effect hebben op natuur.

2.2.3 Milieueffectrapportage (m.e.r.)

Een milieueffectrapportage, of m.e.r., is een methode om het milieubelang een volwaardige plaats te geven in het besluitvormingsproces. Het principe van een m.e.r. is eenvoudig. Allereerst wordt op een rij gezet wat de gevolgen zijn voor het milieu van een voorgesteld plan of project. Vervolgens wordt nagegaan welke alternatieven in aanmerking komen en milieuvriendelijk zijn, waarna tot slot een besluit wordt genomen. Een m.e.r., die wordt gebruikt bij activiteiten met mogelijk grote gevolgen voor het milieu, is verplicht bij de bouw van onder andere olieraffinaderijen, kerncentrales, woonwijken, en chemische installaties, maar ook bij de aanleg van auto(snel)-wegen, spoorwegen en vliegvelden. Daarnaast is er een wettelijke lijst met projecten waarbij per geval beoordeeld moet worden of het wel of niet zinvol is een m.e.r. uit te voeren. Het Directoraat Generaal Internationale Samenwerking (DGIS) van het ministerie van Buitenlandse Zaken zet sinds het begin van de jaren negentig ook milieueffectrapportage in voor projecten in landen waarmee

Nederland een relatie onderhoudt in het kader van ontwikkelingssamenwerking. In Nederland is milieueffectrapportage ingevoerd in 1987. De onafhankelijke Commissie voor de milieueffectrapportage adviseert sinds 1987 de beslissingsbevoegde overheidsinstanties (zoals ministeries, provincies en gemeenten, maar ook waterschappen) over de kwaliteit van de informatie in een milieueffectrapport. De Commissie brengt tijdens de m.e.r.-procedure in Nederland verschillende soorten adviezen uit. Elke m.e.r.-procedure begint met de bekendmaking van een zogenoemde startnotitie, waarin de initiatiefnemer de voorgenomen activiteit en de te onderzoeken milieugevolgen globaal beschrijft. Voordat het onderzoek van start gaat, dient het bevoegde gezag richtlijnen vast te stellen die aangeven op welke alternatieven en effecten het onderzoek zich moet richten. De Commissie adviseert het bevoegd gezag over deze richtlijnen in de vorm van een advies voor richtlijnen. De onderzoeksresultaten worden door de initiatiefnemer van het voornemen gepresenteerd in een openbaar document: het milieueffectrapport (MER). Als dit document gereed is, beoordeelt de Commissie of de essentiële informatie aanwezig is om het milieubelang een volwaardige plaats te geven bij de besluitvorming en verwoordt dit in een toetsingsadvies. De eerder vastgestelde richtlijnen vormen hierbij het toetsingskader. De initiatiefnemer van de activiteit is dus verantwoordelijk voor het opstellen van het MER. De Commissie beoordeelt de kwaliteit van de informatie. In 1994 heeft een werkgroep van de Commissie een eerste notitie opgeleverd over de toepassing van multicriteria-analyse in m.e.r. en de wijze waarop daarmee om dient te worden gegaan.

Zo op het eerste gezicht lijkt het onderscheid tussen de OEI-leidraad en de m.e.r. gering. Toch bestaan er wel degelijk de nodige verschillen tussen de twee. De OEI-leidraad is vooral een inhoudelijke leidraad, die zorgt voor een correct uitgevoerde MKBA-studie. De leidraad geeft algemene richtlijnen voor de wijze van bepaling van kosten en baten. Dit in tegenstelling tot een m.e.r. die procedureel is vastgelegd in de Wet milieubeheer (en voor een trajectnota/m.e.r. ook in de Tracéwet). Een ander onderscheid is dat het bij de OEI-leidraad (en dus bij een MKBA) gaat om gemonetariseerde welvaartseffecten, terwijl bij de m.e.r. de verwachte fysieke effecten worden beschreven in absolute zin, zonder dat deze in geld worden uitgedrukt. Regionaal optredende fysieke effecten spelen bij de m.e.r. nadrukkelijk een rol. Een derde en laatste verschil tussen de OEI-leidraad en de m.e.r. is de betrokkenheid van andere partijen dan bevoegd gezag of initiatiefnemer. Bij de m.e.r. worden (externe) partijen betrokken, zoals lagere overheden en belangengroepen. De OEI-leidraad is een ‘intern’ document: betrokkenheid van de buitenwereld is geen verplicht element (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 2004c).

De OEI-leidraad en de m.e.r. hebben met elkaar gemeen dat ze besluitvormers informatie leveren over verwachte effecten van ruimtelijke plannen en projecten. De procesmatige inbedding van m.e.r. kan een kapstok zijn voor de inhoudelijke MKBA. In zekere zin vullen de OEI-leidraad en de m.e.r. elkaar aan en kunnen ze, mits ze goed zijn afgestemd, elkaar versterken.

De OEI-leidraad is vooral een inhoudelijke leidraad, die zorgt voor een correct uitgevoerde MKBA-studie

Rondje Randstad

De snelle OV-verbinding bestrijkt alleen de grotere stations in de Randstad, maar veel reizigers beginnen hun reis op een kleiner station, en ook hun eindbestemming ligt veelal niet op de grote stations. De reistijdwinst kan hierdoor geheel of gedeeltelijk verloren gaan. Hiermee is zowel in de MCA als de MKBA, geen rekening gehouden.

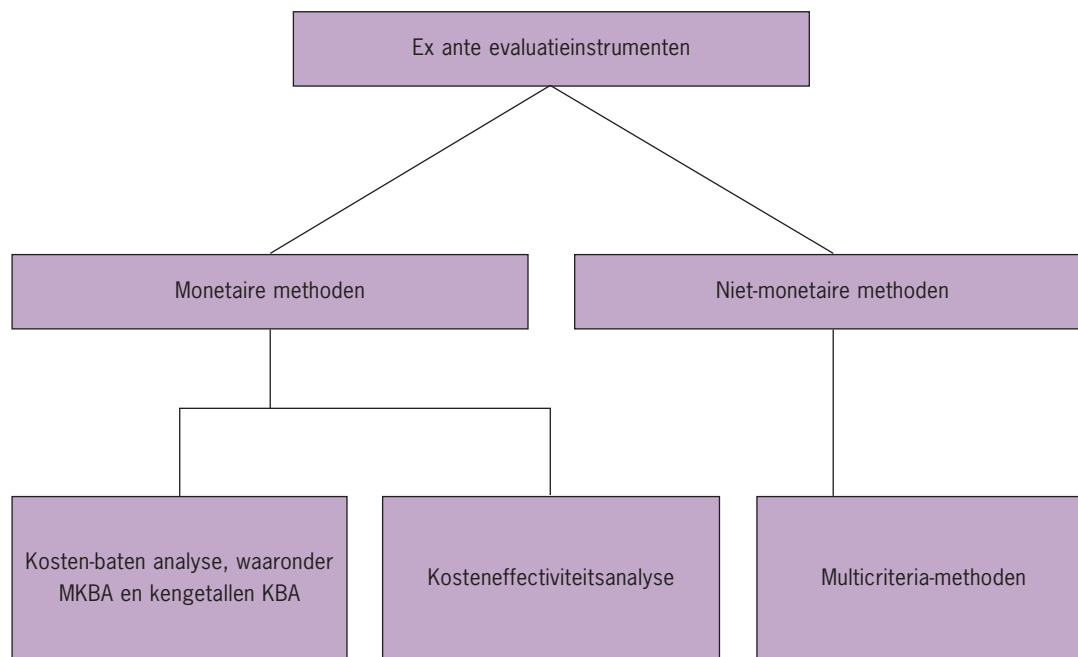


3 MKBA en andere evaluatie-instrumenten

Beleidsverantwoordelijken dienen geregeld tot een afweging te komen om te beslissen of zij een bepaalde interventie maatregel willen uitvoeren, of dat zij ervan afzien en eventueel een andere maatregel willen treffen. Daarbij maken ze dikwijls gebruik van nadere ondersteuning in de vorm van afwegingsmethoden. In paragraaf 2.1 werd al kort aangegeven dat deze methoden verschillende vormen kunnen aannemen, zoals kosten-baten analyse en multicriteria-analyse. Dit hoofdstuk gaat dieper in op deze en andere ex ante evaluatie-instrumenten, die onderverdeeld kunnen worden in monetaire en niet-monetaire methoden (zie figuur 3.1).

3.1 Kosten-batenanalyse

Om inzicht te krijgen in de monetaire effecten die een bepaalde interventie of maatregel tot gevolg heeft, wordt in de praktijk vaak gebruik gemaakt van een kosten-baten analyse (KBA). Onder een KBA wordt een economische methode van ex ante beleidsevaluatie verstaan die een heldere structuur biedt voor het systematisch inventariseren van alle verwachte kosten en baten van beleidsopties of interventies. Een recent en zeer uitvoerig encyclopedisch overzicht van KBA – variërend van de methodologische grondbeginselen van het instrument tot en met mogelijke valkuilen en een politiek-economische analyse



Figuur 3.1 Overzicht van evaluatie-instrumenten

¹ In het dagelijks spraakgebruik hebben de termen kosten, uitgaven en lasten vrijwel dezelfde betekenis. Maar in de met name bedrijfseconomische literatuur wordt een scherp onderscheid gemaakt tussen deze drie termen. Kosten worden veelal gedefinieerd als de waarde van de opgeofferde productiemiddelen die nodig zijn voor de verkrijging van outputs (zie bijvoorbeeld de Boer et al., 1990). Kosten ontstaan door uitgaven (of investeringen) aan perioden toe te rekenen waarin ze tot een economische last leiden. Uitgaven zijn de geldbedragen die een bepaalde actor in een bepaalde periode (veelal een jaar) uitgeeft ten behoeve van een interventie. Ontvangsten zijn de tegenhanger van uitgaven. Lasten, tot slot, duiden een ruimer begrip aan dan kosten. Want naast de vaststelling van de kosten, behelzen lasten ook (interventie gerelateerde) overdrachten, zoals subsidies, heffingen en fiscale voordelen (van Bommel et al., 2004).

van KBA – wordt gegeven in Pearce et al. (2006). Het bijzondere aan dit overzicht is dat het vrijwel volkomen gericht is op de toepassing van het instrument op het evalueren van maatregelen op het gebied van natuur- en milieu. Andere, meer algemene overzichten zijn, bijvoorbeeld, Ministerie van Financiën (1992), Eijgenraam et al. (2000), Rouwendal en Rietveld (2000) en Jongeneel et al. (2005).

Het basisidee bij een KBA is dat de consumentenvoorkeuren de leidraad moeten zijn voor de afwegingen binnen het overheidsbeleid. Doorgaans worden hierbij de kosten en baten van alternatieve projecten of beleidsmaatregelen in balansvorm tegenover elkaar gezet. Dat wil zeggen, de kosten aan de ene kant, de baten aan de andere.¹ Het sluitstuk van een KBA is het vaststellen van het baten-kostensaldo. Dit saldo weerspiegelt het verschil tussen de door het project voortgebrachte toegevoegde waarde en de toegevoegde waarde bij de beste alternatieve aanwending van de productiefactoren arbeid, grond en kapitaal. Bij een negatief saldo dient een project of beleidsmaatregel op economische gronden achterwege te blijven. Is het saldo daarentegen sterk positief, dan komt de optie of maatregel in principe voor uitvoering in aanmerking. Als de kosten en baten in evenwicht zijn, dan is het raadzaam discussie te voeren over de wenselijkheid de maatregel uit te voeren.

Voor het vergelijken van meerdere maatregelen kan gebruik gemaakt worden van de baten-kostenverhouding. Als deze verhouding kleiner is dan 1, dan zijn de baten lager dan de kosten en is de maatregel sowieso onrendabel. Maar stel nu dat de overheid van twee verschillende maatregelen,

die hetzelfde doel nastreven, de effecten wil bepalen. Maatregel X kost € 50 miljoen, en levert € 100 miljoen aan baten op. Maatregel Y is weliswaar goedkoper, namelijk € 40 miljoen, maar levert niet meer dan € 60 miljoen aan baten op. De baten-kostenverhoudingen die hieruit voortvloeien, zijn eenvoudig te bepalen, namelijk 2 voor maatregel X en 1,5 voor maatregel Y. Dus, hoewel maatregel X duurder is, is de baten-kostenverhouding van deze maatregel gunstiger dan die van de goedkope maatregel Y. Kortom, met behulp van een KBA worden de kosten en baten van een maatregel (systematisch) in beeld gebracht, maar het is de besluitvormer, of degene die het instrument toepast, die de uiteindelijke beslissing neemt over het al dan niet uitvoeren van een maatregel.

Een fictief voorbeeld van een KBA wordt in Tekstbox 1 weergegeven.

KBA is verreweg het meest gebruikte evaluatie-instrument. Desondanks zitten er enkele haken en ogen aan het instrument, met name wanneer het wordt toegepast voor het evalueren van natuur- en milieubeleidsmaatregelen (zie onder andere Hanley en Spash, 1993; Perman et al., 1996; van der Heide et al. 2003). Zo moeten allereerst de relevante natuurlijke goederen en diensten nauwkeurig worden gekwantificeerd voordat ze vervolgens in geld worden uitgedrukt. Verder is de discontovoet medebepalend voor de uitkomsten van een KBA (Porter, 1982).² De keuze van discontovoet is vaak van politieke aard en wordt doorgaans op 4% gezet. Een veel gehoord geluid is dat hoge discontovoeuten – wat zoveel betekent als dat er relatief meer belang wordt gehecht aan huidige consumptie

Tekstbox 1: Voorbeeld van een kosten-baten analyse

Het plan is om een stuk bosrijk natuurgebied om te zetten in een bedrijvenpark. De kosten en baten (in miljoenen euro) zijn afgezet tegen de referentiesituatie. Dat betekent bijvoorbeeld dat het project ten opzichte van de referentiesituatie leidt tot een stijging van het regionaal inkomen met € 8 miljoen.

Kosten		Baten	
Kosten aanleg en inrichting	6	Toename werkgelegenheid	5
Kosten onderhoud	3	Toename regionaal inkomen	8
Verlies aan recreatie	4	Verkoop bedrijfskavels	4
Verlies houtopbrengsten	1		
Totaal	14		17

Uit de tabel blijkt dat het saldo baten minus kosten +3 bedraagt. De baten-kostenverhouding is 17/14, oftewel 1,2. Vanuit economisch oogpunt is het dus in principe rendabel om het stuk natuurgebied om te zetten in een bedrijvenpark.

Bij het uitvoeren van een kosten batenanalyse dienen de kosten en baten die door een project teweeg gebracht worden, met elkaar vergeleken te worden. Wanneer deze kosten en baten gespreid zijn in de tijd, is het noodzakelijk ze te verdisconteren naar een bepaald referentiejaar. Dit is zeker het geval indien verschillende projectalternatieven worden vergeleken, waarvoor de spreiding in de tijd van kosten en baten onderling verschillen. De meest gebruikte maatstaf die rekening houdt met deze spreiding in de tijd, is de netto contante waarde (NCW). Dit is de waarde van de som van de kosten en baten over de looptijd van het project contant gemaakt tegen de discontovoet (dat wil zeggen, de rentevoet waarmee toekomstige geldstromen worden verdisconteerd, zie ook hoofdstuk 5). Het idee dat aan de NCW ten grondslag ligt, is dat een baat van één euro op tijdstip $t = 0$ een hogere waarde heeft dan een baat van één euro op tijdstip $t = 1$. De reden hiervoor is dat op tijdstip $t = 0$ de euro op een bankrekening kan worden gezet, waarover vervolgens rente wordt genoten. De traditionele manier om de NCW van een project op moment t te berekenen is:

$$NCW = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - K_t}{(1+r)^t}$$

waarbij B de baten zijn, K de kosten, T de levensduur van het project, en r de gehanteerde discontovoet. Aan de hand van de NCW kan een oordeel worden gegeven over de maatschappelijke rentabiliteit van een project. Dat wil zeggen, bij een positieve beoordeling van projecten geldt in principe dat de NCW positief is.

Een KBA heeft als nadeel dat ecologische onomkeerbaarheden (een uitgestorven diersoort komt nooit meer terug) en misgelopen baten van natuurbescherming buiten de analyse worden gelaten. Het zogenaamde

² In het klimaatbeleid speelt de keuze van de discontovoet zelfs een doorslaggevende rol, aldus Davidson (2004; 2006).

³ De vraag die zich hierbij opdringt is wat precies onder welvaart moet worden verstaan. In sommige economische studies wordt het bruto binnenlands product (BBP) gebruikt om welvaart te preciseren. Maar is dat wel een goede maat voor de welvaart van een land? Van Damme et al. (2006, p. 162) menen van niet en laten op een geestige manier zien waarom ze die mening zijn toegegaan. “Vergelijk de hemel en de hel. In de hemel heerst geen schaarste en komt alles aan-gevoelen. Het BBP is er nul. In de hel moet gewerkt en gezeuet worden en toch levert het weinig op. Schaarste heerst en de prijzen zijn er hoog. Het BBP per hoofd dus ook. Toch zijn de hemelbewoners welvarender.” In een MKBA wordt welvaart geconcretiseerd door consumenten-surplus (CS) en producentensurplus (PS). Van Damme et al. (2006, p. 163) schrijven daar het volgende over: “Onder bepaalde voorwaarden kan de welvaart immers geconcretiseerd worden met de som

Vervolg tekstblok 1

Krutilla-Fisher model komt aan deze bezwaren tegemoet. Dit model gaat er bij de berekening van de NCW van uit dat de baten van een natuurterrein naar verloop van tijd toenemen, omdat natuur steeds schaarser dreigt te worden. Daar komt bij dat door bepaalde factoren, zoals stijgende inkomens, hoger opgeleide mensen en een toenemende kennis over het belang van natuur, de vraag naar natuur zal stijgen. Tegenover stijgende baten van natuurbehoud, staan – aldus Krutilla en Fisher (1975) – dalende baten van economische ontwikkeling. Door technologische vooruitgang zullen bepaalde technologieën achterhaald raken en bedrijven verdwijnen. De economische baten zullen daarom gaandeweg steeds minder worden (zie ook Porter, 1982). Dergelijke veronderstellingen zijn echter moeilijk te kwantificeren en daardoor zijn veranderingen in baten ook moeilijk te schatten.

dan aan toekomstige consumptie – ondubbelzinnig negatief uitpakken voor natuurbehoud. Want, hoe hoger de discontovoet, hoe ongeduldiger de consument en des te meer hij of zij nu gaat consumeren. Met als logisch gevolg dat de natuurlijke hulpbronnen sneller uitgeput raken, waardoor de vervulling van de behoeften van toekomstige generaties in gevaar wordt gebracht. De hoogte van de discontovoet levert dan ook veelal reden tot discussie op (voor een overzicht, zie Woltjer, 2006). Zo stelden van Ewijk en Tang (2006) onlangs nog dat de door de overheid gehanteerde discontovoet aan de hoge kant is en dat deze daarom herzien moet worden. Over de precieze hoogte doen de twee auteurs geen uitspraak, maar wel beëindigen ze hun artikel met de woorden (p. 207): “... het huidige officiële disconto van vier procent is te hoog en daardoor onnodig restrictief voor investeringen in de toekomst.”

Een ander mogelijk struikelblok bij de toepassing van een KBA is dat als de onderzochte beleidsmaatregelen significante ecologische implicaties hebben, een goede kennis onontbeerlijk is van de complexiteit en het functioneren van ecosyste-

men, en van onomkeerbare ecologische veranderingen. Dergelijke kennis is lang niet altijd voor handen, laat staan dat deze voldoende en juist is (Turner et al., 2000). Deze manco's, waarop we in hoofdstuk 5 uitvoerig terug zullen komen, hebben elf economen onder leiding van Nobelprijswinnaar Kenneth Arrow er niet van weerhouden de KBA een belangrijke plaats toe te dichten in de hedendaagse besluitvorming met betrekking tot gezondheid, veiligheid en de natuurlijke leefomgeving (Arrow et al., 1996). Over het algemeen wordt KBA gezien als een hulpmiddel bij de besluitvorming, omdat het kan helpen bij een rationele onderbouwing van beleid. Het is, met andere woorden, een manier om de gedachten te ordenen en een besluit te onderbouwen. De besluitvormer blijft echter verantwoordelijk voor de uiteindelijk afweging. Hij of zij bepaalt of een bepaalde beleidsmaatregel moet worden uitgevoerd. Sugden en Williams (1978) plaatsen tegenover deze besluitvormingsbenadering een tweede benadering, namelijk de Paretiaanse benadering. Dit is een streng economische benadering die de KBA nadrukkelijk ziet als vervanging van de keuzes van besluitvormers. De

KBA is in deze benadering geen neutraal instrument, omdat het uitgangspunt is dat maximalisatie van het maatschappelijke nut per definitie goed is en de besluitvorming zou moeten bepalen. Dit betekent kortweg dat KBA een deel van de besluitvorming overneemt. Als verbetering van de economische situatie per definitie goed is, dan moet een maatregel die dit bewerkstelligt uitgevoerd worden. Voor de besluitvormers is de taak weggelegd om na te gaan of er geen verslechteringen plaatsvinden in de verdeling van de welvaart (Zwemer, 2005). Maar, zoals gezegd, de eerste benadering – de besluitvormingsbenadering – is de meest gangbare.

Hieronder worden verschillende vormen van KBA's nader beschreven, te beginnen met de MKBA.

3.1.1 Maatschappelijke kosten-batenanalyse

Bij een MKBA worden alle maatschappelijke kosten en baten in de beschouwing betrokken. De integrale afweging is gebaseerd op het voor zover mogelijk onder één noemer (namelijk geld) brengen van alle kosten en baten. Een MKBA biedt daarmee houvast voor het bepalen van veranderingen in de regionale of nationale welvaart.³

De welvaartseconomie levert de theoretische basis voor de MKBA. In essentie gaat het in de welvaartseconomische theorie om de allocatie van schaarse, alternatief aanwendbare goederen en diensten. Het begrip welvaart of nut is afkomstig uit de micro-economie en is datgene wat individuen ervaren bij het gebruik of de voortbrenging van goederen (tastbaar) en diensten (niet tastbaar). Welvaart kan dus zowel worden ontleend aan de consumptie van goederen en diensten als aan de productie ervan. De welvaart die wordt

ontleend aan consumptie wordt het consumentensurplus genoemd. Ter herinnering: het consumentensurplus is gedefinieerd als het maximumbedrag dat de consument bereid is te betalen voor een goed, verminderd met het werkelijk te betalen bedrag. Op analoge wijze is het 'producentensurplus' economiejargon voor de welvaart die men ontleent aan productie. Producentensurplus is daarbij gedefinieerd als het bedrag dat de producent van het goed ontvangt, verminderd met de kosten die hij of zij maakt voor het produceren ervan.

De basis voor de allocatie van schaarse goederen en diensten ligt in de keuzes die individuen maken over de aanwending van alternatief aanwendbaar middelen.⁴ De MKBA sluit hier naadloos op aan. De methode is namelijk primair gericht op een doelmatig gebruik van productiefactoren in een project of planalternatief en bepaalt de bijdrage van dit project of alternatief aan het (nationale) welvaartsniveau.⁵ Er is sprake van een positieve bijdrage aan het welvaartsniveau als het project resulteert in een toename van de totale welvaart, dus ongeacht de verdeling over personen of gebieden.

In dit verband is het belangrijk te benadrukken dat een MKBA niet alleen een analyse levert van een zo efficiënt mogelijke allocatie van productiemiddelen, maar eveneens zorgt voor een integrale en transparante waardering van alle maatschappelijke kosten en baten. Mocht een MKBA louter betrekking hebben op economische efficiency, dan is het weinig geschikt voor het evalueren van natuurbeleid(sprojecten). Want, zoals uiteengezet door van Kooten en Bulte (2000) en Strijker et al. (2000) geldt voor natuurbeleid – vaak meer

van CS en PS. Welvaart is vaak breder, maar niet altijd; CS en PS zijn echter concreet en dus veel beter te begrijpen en ze bieden een goede toegang tot het abstracte algemene welvaartsbegrip.”

⁴ *In dit licht beschouwd is het niet zo vreemd dat neoklassieke economen de economische wetenschap hebben gedefinieerd als de wetenschap van het kiezen.*

⁵ *Vanzelfsprekend kan het project of planalternatief ook van invloed zijn op de bijdrage aan de welvaart van andere activiteiten. Deze bijdragen, ook wel doorwerkingen genoemd, worden opgenomen in de MKBA als ze aantoonbaar het gevolg zijn van het project of planalternatief en een meer dan marginale betekenis hebben.*

nog dan voor andere beleidsterreinen – dat het doel van de beleidsmaatregelen niet in de eerste plaats economische efficiency is. Natuurlijk kan daar tegen in worden gebracht dat dit ook geldt voor andere beleidsvelden, zoals mobiliteit en infrastructuur. De aanleg van wegen, spoorlijnen en dergelijke is immers evenmin louter op het beginsel van efficiency gebaseerd. Er spelen allerlei andere aspecten een rol, zoals moraliteit, esthetiek, sociale rechtvaardigheid, en dergelijk. Deze aspecten worden echter veelal als randvoorwaarden gehanteerd, omdat het veel te complex is om ze allemaal in een evaluatie mee te nemen. Dit betekent dat alleen alternatieven die aan deze aspecten voldoen in aanmerking komen voor een beoordeling op efficiency. Bij natuurbeleid is het vaak andersom. Efficiency is een randvoorwaarde, terwijl de daadwerkelijke beoordeling van een natuurbeleidsmaatregel plaatsvindt op basis van aspecten als moraliteit of ethiek. Het gevolg van dit verschil tussen natuurbeleid en bijvoorbeeld infrastructuurbeleid is dat door de bank genomen, investeringen in infrastructuurprojecten vaker op de prijs afketsen dan investeringen in natuurbeleid (al doet het notoir beruchte voorbeeld van de Betuwelijn soms anders vermoeden).

Een implicatie van de gerichtheid op keuzevraagstukken is dat het in de welvaartseconomische benadering altijd gaat om het tegen elkaar afzetten van effecten (veelal voor- en nadelen) van verschillende beslissingen. Hiertoe worden deze voor- en nadelen in principe in geld uitgedrukt, en vertaald naar kosten en baten. Dit monetariseren – oftewel, het uitdrukken in geldeenheden – is in wezen niet meer dan een middel om tot het saldo van voor- en nadelen te komen.

Immers, als de voor- en nadelen niet in dezelfde eenheid zijn uitgedrukt, kan het saldo van beide niet worden bepaald. Wanneer effecten niet of lastig monetair waardeerbaar zijn, kunnen ze in het MKBA overzicht als ‘pro memorie’ (p.m.-) post worden opgenomen. Ze spelen dan echter geen rol bij de bepaling van het monetaire saldo, omdat ze immers niet in geld zijn uitgedrukt.⁶ Wanneer bovenstaande kort wordt samengevat dan blijkt dus dat een MKBA besluitvormers inzicht kan geven in de sociaal-economische (ook wel maatschappelijke) rentabiliteit van verschillende beleidsalternatieven. Op basis van deze rentabiliteit kunnen onderbouwde uitspraken worden gedaan over de rangschikking en het eventueel schrappen van beleidsalternatieven – helemaal wanneer de MKBA volgens de OEI-leidraad is uitgevoerd. Tevens kan een MKBA duidelijkheid verschaffen in de complexiteit van het beleidsprobleem, omdat MKBA uitgaat van het consistent theoretische raamwerk van de welvaartstheorie. Door de effecten van verschillende beleidsalternatieven te definiëren in eenduidige termen, wordt structuur gebracht in de complexe informatie van verschillende alternatieven.

3.1.2 Financiële kosten-batenanalyse

Een financiële KBA van een project of interventie, ook wel aangeduid als bedrijfseconomische kosten-baten analyse, weegt de uitgaven af tegen de inkomsten (Jongeneel et al., 2005).⁷ Daarbij worden uitsluitend de kasstromen van alternatieve keuzemogelijkheden bepaald zoals de betrokken partij deze ervaart. Met andere woorden, alleen de daadwerkelijk gerealiseerde inkomsten en uitgaven worden in ogenschouw genomen.

⁶ Voor baten die niet in termen van geld kunnen worden uitgedrukt, kan een nader onderscheid worden gemaakt tussen baten die zich wel in omvang of intensiteit laten schatten en baten waarvoor dit niet mogelijk is en die enkel kwalitatief kunnen worden aangeduid. Laatstgenoemde baten worden met een mooi woord ‘imponderabilia’ genoemd (Ministerie van Financiën, 1992).

⁷ In hun leidraad voor kosten-batenanalyse noemen Eigenraam et al. (2000) op hun beurt de financiële kosten-baten analyse een bedrijfseconomische rentabiliteitsanalyse.

Externe effecten – effecten die zich buiten de markt om voltrekken, waardoor ze dus niet in marktprijzen zijn verrekend – zullen zelden tot nooit in een financiële KBA worden betrokken. Dus waar een MKBA getypeerd kan worden als een ‘brede’ maatschappelijke analyse, is een financiële KBA vooral ‘smal’ van aard. Financiële KBA’s worden vaak door private investeerders uitgevoerd om na te gaan of voor een te investeren bedrag niet een meer profijtelijke aanwending gevonden kan worden. Het actor-perspectief, zoals geïntroduceerd in hoofdstuk 2, is dus veelal die van een ondernemer. Omdat dit onderzoek in de eerste plaats betrekking heeft op beleidsverantwoordelijken (in het bijzonder op de toepassing van methoden voor de evaluatie van natuurbeleid), en niet zo zeer ondernemers, wordt in het vervolg van dit stuk geen specifieke aandacht besteed aan de financiële KBA.

3.1.3 Kengetallen kosten-baten analyse

Kenmerkend voor een kengetallen kosten-baten analyse (KKBA) is dat de basis ervan wordt gevormd door bestaande studies en rapporten (UFSIA en NEA, 2001). KKBA ‘leent’ als het ware uitkomsten van eerder uitgevoerde studies. Het geeft een indicatie van de kosten en baten op basis van reeds beschikbare informatie. Dat wil zeggen, omdat situaties en projecten uit eerder uitgevoerde studies nooit geheel overeenkomen met een nieuw te onderzoeken interventie of project, is de uitkomst van een KKBA indicatief (Bos, 2004). Van belang voor een KKBA is wel dat hiervoor studies worden gebruikt die het dichtst in de buurt komen van de effecten die zich bij de te onderzoeken planalternatieven of projecten voordoen of die hierbij worden ver-

wacht. De geleende uitkomsten kunnen dan als kengetallen worden beschouwd.

Nauw hieraan gerelateerd is de zogenaamde ‘batenoverdracht’ (of benefits transfer), een term die in de internationale milieu-economische literatuur steeds vaker voorkomt (zie bijvoorbeeld Garrod en Willis, 1999; Brouwer, 2000; Navrud, 2001). Batenoverdracht betekent dat schattingen van de baten van natuur en milieu uit eerdere studies worden benut als indicatie voor de economische waarde van de baten van natuur en milieu in een nieuwe, vergelijkbare beleidscontext (Ruijgrok et al., 2004). Een vorm van batenoverdracht die binnen de economische wetenschap steeds vaker wordt gebruikt, is de meta-analyse. Met behulp van deze methode worden statistische instrumenten toegepast op de resultaten van verschillende bestaande analyses om daarmee een resultaat te krijgen dat betrouwbaarder is dan de resultaten van ieder onderliggende studie afzonderlijk (van den Bergh et al., 1997; Dalhuisen, 2002).

Het grote voordeel van een KKBA is dat het een snel en goedkoop alternatief is voor een MKBA. Een MKBA vereist veelal een tijdrovend en kostbaar waarderingsonderzoek naar ongeprijsde goederen en diensten van natuur. Een KKBA daarentegen omzeilt een dergelijk economische waarderingsonderzoek en gebruikt hiervoor de uitkomsten van reeds bestaande studies. Het gebruik van bestaand materiaal is tevens het belangrijkste nadeel van een KKBA. Immers, omdat alternatieven en situaties in bestaande studies nooit geheel overeenkomen, levert dit geen exact beeld op van de effecten van een nieuw te onderzoeken interventie of project. Een KKBA kan daarom leiden tot een kosten-baten afweging die gebaseerd is op

Een MKBA vereist veelal een tijdrovend en kostbaar waarderingsonderzoek naar ongeprijsde goederen en diensten van natuur

In de praktijk echter wordt het bepalen van de verschillende gewichten meestal door beleidsmakers gedaan

onvolledige of zelfs onnauwkeurige schattingen. Eijgenraam et al. (2000) adviseren daarom de KKBA enkel in de fase van probleemverkenning en het vooronderzoek toe te passen. Op die manier worden alleen de belangrijkste effecten van planalternatieven gekwantificeerd, met relatief eenvoudige methoden. Afhankelijk van de uitkomsten zou daarna een ‘volledig’ MKBA kunnen worden uitgevoerd. Vooralsnog echter zijn ons in de praktijk geen voorbeelden bekend van een dergelijke gefaseerde aanpak. Vermoedelijk komt dit omdat bij de evaluatie van een beleidsinterventie een uitdrukkelijke afweging dient plaats te vinden tussen enerzijds validiteit en betrouwbaarheid van de evaluatie, en anderzijds kosten en tijd. Veelal komt pas de vraag naar overdraagbaar onderzoek aan de orde als de verwachte kosten van oorspronkelijk onderzoek onacceptabel hoog zijn.

Om snel inzicht te hebben in de omvang van de verschillende baten van natuur en milieu, en daarmee te voorkomen dat deze baten uitsluitend als p.m.-post in een KKBA worden opgenomen, Ruijgrok en anderen een zogeheten kentallenboek gemaakt (Ruijgrok et al., 2006). Dit boek bevat kentallen en vuistregels waarmee baten berekend kunnen worden op het gebied van natuur, water en bodem, en die zijn toe te rekenen aan infrastructuur-, woningbouw- en waterprojecten.

3.2 Multicriteria-analyse

3.2.1 Beschrijving van het instrument

Multicriteria-analyse (MCA) onderscheidt zich van MKBA doordat niet alle effecten in geld worden uitgedrukt. In een multicriteria-analyse

wordt een aantal beleidsalternatieven beoordeeld aan de hand van scores op bepaalde effecten, ook wel criteria genoemd (zie bijvoorbeeld Janssen, 1991; Ministerie van Financiën, 1992; Janssen en Munda, 1999; en Rietveld, 2002). Deze criteria kunnen gebaseerd zijn op economische kosten, kwaliteit van het landschap, behoud van natuur (weergegeven door middel van indicatorsoorten) en agrarische productie. Aan elk criterium wordt een gewicht toegekend, dat het belang van het criterium voor de beslisser weergeeft. Deze gewichten kunnen, evenals de verschillende criteria, behalve kwantitatief ook kwalitatief van aard zijn.

Als bij het toelaten van gewichten een maatschappelijk perspectief wordt gehanteerd, geven de gewichten bijvoorbeeld de preferenties van groepen uit de bevolking weer voor de verschillende criteria. In de praktijk echter wordt het bepalen van de verschillende gewichten meestal door beleidsmakers gedaan. De waarde die een beleidsmaker aan een bepaald criterium hecht, kan wezenlijk verschillen van de waarde die andere stakeholders en belangengroepen eraan hechten. Door gebruik te maken van verschillende gewichtensets biedt een MCA een bruikbaar raamwerk voor het analyseren van conflicterende doelstellingen en het ordenen van alternatieven op een systematische manier.

MCA wordt in het besluitvormingsproces regelmatig ingezet, met name voor het selecteren of vergelijken van alternatieven in een m.e.r.. In zeer veel gevallen worden de resultaten van de MCA gebruikt om de discussie te voeren over het al dan niet uitvoeren van de onderzochte beleidsmaatregel. Een voorbeeld van een MCA is weergegeven in tekstbox 2.

Er zijn verschillende multicriteriamethoden, waarmee uiteindelijk het beste alternatief kan worden geselecteerd (zie bijvoorbeeld Vreeker et al., 2002). Voorbeelden zijn gewogen somming, concordantie analyse, en regime methode. Ter illustratie wordt in tekstbox 3 dieper ingegaan op de gewogen somming. Omdat er meerdere multicriteriamethoden bestaan, wordt elke MCA tot op zekere hoogte beïnvloed door de vooronderstellingen die aan de gebruikte methode ten

grondslag ligt. Bij een MCA is dus altijd sprake van enige subjectiviteit en dus van onzekerheid die nooit helemaal zal verdwijnen (Reinhard et al., 2003). Ook de keuze van criteria, waaraan vervolgens weer gewichten worden gehangen, draagt bij aan deze onzekerheid. Als de verschillende keuzestappen in de MCA niet expliciet en gemotiveerd worden aangegeven, leidt de analyse tot schijnzekerheid. Kortom, subjectieve keuzegegevens moeten worden verantwoord.

Tekstbox 2: Voorbeeld van MCA

Stel een bepaald gebied dient opnieuw ingericht te worden en de verantwoordelijke beleidsmaker kan kiezen tussen twee alternatieven, namelijk de aanleg van een natuurterrein of de vestiging van een bedrijvenpark. Om deze twee alternatieven via een MCA te beoordelen, kiest hij of zij eerst een aantal evaluatiecriteria, zoals werkgelegenheid, kostprijs, bijdrage aan EHS en recreatie. Voor elk van deze criteria bepaalt hij hoe belangrijk het is in vergelijking met de andere criteria. De beleidsmaker bepaalt zelf dus de gewichten van de verschillende criteria. Bijvoorbeeld:

<u> criterium</u>	<u> gewicht</u>
Werkgelegenheid	0,5
Kostprijs	0,1
Bijdrage aan EHS	0,2
Recreatie	0,2

Elk alternatief krijgt per criterium een bepaalde score. Een natuurterrein zal bijvoorbeeld weinig bijdragen aan werkgelegenheid. De score op dit punt is daarom laag. De scores zijn in dit geval arbitrair toegewezen, maar bij bijvoorbeeld de kostprijs kunnen ook daadwerkelijke bedragen worden gebruikt. Let er hierbij wel op dat de score bij criteria waarvoor een lage waarde hoger wordt gewaardeerd dan een lage waarde (zoals bij de kostprijs), de score met -1 vermenigvuldigd dient te worden.

<u> criterium</u>	<u> Natuurterrein</u>	<u> Bedrijvenpark</u>
Werkgelegenheid	1	9
Kostprijs	4	6
Bijdrage aan EHS	10	0
Recreatie	10	0

Vervolgens worden de scores met het gewicht van elk criterium vermenigvuldigd. De producten worden opgeteld tot een totaal.

Criterion	Gewicht	Natuurterrein	Bedrijvenpark
Werkgelegenheid	0,5	0,5	4,5
Kostprijs	0,1	0,4	0,6
Bijdrage aan EHS	0,2	2	0
Recreatie	0,2	2	0
Totaal		4,9	5,1

Het alternatief met de hoogste totaalscore verdient de voorkeur. Op basis van deze MCA blijkt dit het bedrijvenpark te zijn.

⁸ Wellicht ten overvloede, maar een econoom die een MKBA uitvoert, maakt uiteraard ook afwegingen die niet louter objectief zijn. Zo zal hij of zij bijvoorbeeld een referentiesituatie moeten kiezen voor de bepaling van de effecten (zie paragraaf 2.4). Daarnaast speelt het actorperspectief een bepalende rol.

⁹ Het wetenschappelijke artikel van Harberger (1978) is een van de weinige uitzonderingen hierop. In het artikel wordt ingegaan op het gebruik 'verdelingsgewichten' in MKBA en hoe deze gewichten de uitkomsten van een MKBA kunnen bepalen.

Tekstbox 3: Gewogen sommatie

Er bestaan verschillende MCA-methoden waarmee projecten geëvalueerd kunnen worden. Elk van deze methode heeft haar voor- en nadelen. Een eenvoudige en veel toegepaste MCA-methode is de gewogen sommatie, die als volgt wordt geformuleerd:

$$\max_{i=1, \dots, I} \sum_j (w_j s_{ij}) \quad (T.1)$$

Bovenstaande vergelijking dient als volgt gelezen te worden. De preferentiescore voor alternatief i ($i = 1, \dots, I$) met betrekking tot criterium j ($j = 1, \dots, J$) is s_{ij} en het gewicht voor elk criterium is w_j . Dus, elke preferentiescore wordt eerst vermenigvuldigd met een wegingsfactor, waarna de resulterende producten voor alle criteria gesommeerd worden. Het meest gewenste alternatief is het alternatief met de hoogste waarde voor (T.1). De methode van gewogen sommatie vereist kwantitatieve informatie aangaande de scores van de criteria en gewichten. Omdat de scores voor de verschillende criteria doorgaans in verschillende eenheden zijn weergegeven, moet bovendien eerst gestandaardiseerd worden voordat gewogen sommatie kan worden toegepast. Kortom, de verschillende scores dienen eerst uitgedrukt te worden in één gemeenschappelijke noemer. Voor het transformeren van scores naar gestandaardiseerde scores kunnen verschillende standaardisatiemethoden worden toegepast. Een voorbeeld van een dergelijke methode is:

$$\tilde{s}_{ij} = \frac{s_{ij} - \min_i s_{ij}}{\max_i s_{ij} - \min_i s_{ij}} \quad (T.2)$$

waarbij \hat{s}_{ij} gestandaardiseerde score is. Vergelijking (T.2) standaardiseert de scores door het bepalen van hun positie in verhouding met de hoogste en laagste scores, en resulteert in een gestandaardiseerde waarde die ligt tussen 0 en 1. Voor meer informatie over de verschillende standaardisatie- en MCA-methoden wordt verwezen naar, onder meer, Huylensbroeck (1988), Janssen (1991), en Ministerie van Financiën (1992).

3.2.1 MCA vergeleken met de MKBA

Wanneer een MKBA en een MCA worden ingezet om dezelfde beleidsmaatregel te evalueren, dan zouden ze in principe tot vergelijkbare resultaten moeten komen. De gewichten die in dat geval gebruikt dienen te worden, zijn de schaduw-prijzen. Dit zijn immers ook de gewichten die impliciet in een MKBA van toepassing zijn. Maar juist het gegeven dat de keuze van gewichten bij een MCA in zekere mate subjectief is, vormt een belangrijke verklaring voor het verschil in uitkomsten tussen een MCA en een MKBA.

Het wezenlijke verschil tussen de MKBA en de MCA is dat bij MKBA de voorkeuren van consumenten bepalend zijn, terwijl bij MCA de gewichten een subjectieve lading hebben, en soms zelfs bepalend zijn voor de uitkomsten van de evaluatie. Immers, bij MCA stelt degene die de analyse uitvoert, doorgaans de beleidsmaker, de gewichten vast die aan de diverse effecten worden gehecht (Oosterhaven, 1999). De gewichten worden veelal bepaald door persoonlijke, politieke of bestuurlijke motieven (Vreke en van Mansfeld, 2000). Dus, waar bij een MKBA het in principe de econoom is die na zorgvuldige analyse van consumentenvoorkeuren conclusies kan trekken – waarmee het oordeel over de wenselijkheid van een beleidsmaatregel als het ware wordt ‘gedepoliticiseerd’ – daar kan bij een MCA de besluitvormer de keuze trachten te beïnvloeden door de keuze

van criteria en gewichten gunstig te kiezen.⁸ Daar staat echter tegenover dat de beleidsanalyse transparant blijft. Dat wil zeggen, een goed uitgevoerde MCA dient narekenbaar te zijn, zodat anderen dan de besluitvormers het probleem op hun eigen manier kunnen formuleren en zo in staat zijn na te gaan of de uitkomsten gevoelig zijn voor bijvoorbeeld de weging van criteria.

Een ander verschil tussen MKBA en MCA is dat door de systematiek en de tamelijk eenduidige structuur van MKBA dubbelstellingen kunnen worden voorkomen. Binnen MCA is het weliswaar mogelijk om iets aan dubbelstellingen te doen (zie Nijkamp et al., 1990), alleen is deze methode veel minder ontwikkeld dan bij MKBA. Een derde punt van verschil betreft de verdelings-effecten tussen bijvoorbeeld regio's, maatschappelijke groepen of inkomensgroepen. Deze krijgen binnen MKBA weinig aandacht.⁹ Dat wil zeggen dat de voor- en nadelen van projecten voor groepen of regio's binnen Nederland deel uitmaken van het saldo van kosten en baten in een MKBA. Maar wat telt is de nettosom van de verandering in de welvaartsposities van de verschillende actoren en niet de verdeling van de voor- en nadelen tussen groepen of regio's.¹⁰ Een beleidsmaatregel of een bepaald project kan leiden tot zeer grote verschillen tussen betrokkenen. En hoewel in principe de winnaars in staat zijn om de verliezers in geld te compenseren (het zogeheten Hicks-

¹⁰ Een uitzondering is de sociale kosten-batenanalyse, die wel rekening houdt met verdelingsaspecten (zie Rouwendal en Rietveld, 2000). Een sociale kosten-batenanalyse wordt niet vaak toegepast en we laten deze methode hier dan ook verder buiten beschouwing. In de Engelstalige literatuur duidt een social cost-benefit analysis doorgaans op een MKBA. Zie Damigos (2006) die stelt dat de term “social cost-benefit analysis usually refers to the social appraisal of investment projects, where ‘social’ signifies that the appraisal is conducted according to criteria derived from welfare economics, rather than private (or commercial) interests. Hence, this kind of analysis, also known as economic analysis, looks at a project from a societal perspective, and measures the impacts of a project on the economy as a whole, contrary to financial analysis, which focuses on the project from the perspective of the implementing entity.”

De MKBA is een uitstekend startpunt voor de behandeling van effecten waar consumentenvoorkeuren een goed afwegingskader bieden

Kaldor-criterium, dat vaak wordt aangeduid als een 'potentiële Pareto-verbetering'), is in werkelijkheid van compensatie vaak geen sprake (Rietveld, 2002). Een MKBA vereist trouwens ook niet dat de compensatie metterdaad plaatsvindt. Overigens kan met een MKBA wél de 'input' voor besluitvorming over verdelingsaspecten worden gegeven, namelijk door de verdeling van baten en kosten over maatschappelijke actoren inzichtelijk te maken. Omdat de basis van MCA niet zo zeer marktconformiteit is, maar gevormd wordt door de overtuigingen van verschillende actoren met betrekking tot het belang van effecten, kunnen bij een MCA verdelingsvraagstukken explicieter aan de orde komen dan bij MKBA. Zo kunnen verdelingseffecten als criteria in een MCA opgenomen worden.

Een laatste punt van verschil is dat bij een MCA niet alle effecten in geld worden uitgedrukt, terwijl dit wel het uitgangspunt van een MKBA is. Dit komt omdat bij een MCA de criteria en gewichten mogelijk kwalitatief van aard zijn. Bij een MKBA daarentegen gaat het erom de effectbeoordeling kwantitatief zichtbaar te maken. Dit hoeft overigens niet per definitie te betekenen dat het altijd mogelijk is alles in monetaire eenheden uit te drukken. Er bestaan weliswaar diverse waarderingsmethoden om ongeprijsde goederen en diensten die natuur en milieu de mensheid verschaffen in kaart te brengen (zie hoofdstuk 4), maar de uitkomsten hiervan worden nogal eens als onzeker beschouwd. Desondanks maakt in de Verenigde Staten monetaire waardering van natuur en milieu een officieel erkend onderdeel uit van MKBA bij de (ex ante) evaluatie van publieke investeringsprojecten (Navrud en Pruckner, 1997). Dit geldt overigens onder de

voorwaarde dat bepaalde, vooraf opgestelde natuurwaarderingsrichtlijnen nauwgezet worden gevolgd (voor een overzicht van deze richtlijnen, zie Arrow et al., 1993).

Ondanks (of juist dankzij) de behoorlijke verschillen tussen MKBA en MCA, wordt er tegenwoordig in de literatuur, maar ook in de beleidspraktijk, gezocht naar een combinatie van de twee evaluatie-instrumenten. De MKBA is bijvoorbeeld een uitstekend startpunt voor de behandeling van effecten waar consumentenvoorkeuren een goed afwegingskader bieden. Vervolgens kan – bijvoorbeeld om verdelingsaspecten nadrukkelijk bij de evaluatie te betrekken – in een tweede stap een MCA gehanteerd worden, waarbij de MKBA-uitkomsten belangrijke inputs vormen (zie o.a. Rouwendal en Rietveld, 2000; en Rietveld, 2002). Janssen en Padilla (1999) passen bijvoorbeeld een gecombineerde aanpak toe bij hun onderzoek naar de bescherming van mangrovebossen op de Filippijnen. Een vergelijkbare insteek is gekozen door Strijker et al. (2000) voor het evalueren van de Ecologische Hoofdstructuur: zij gebruiken de uitkomsten van een KBA als input voor een MCA.

3.3 Kosteneffectiviteitsanalyse

In een kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) vergelijkt men zowel de effectiviteit (uitkomst) als de kosten van verschillende planalternatieven. Meer specifiek, door middel van een kosteneffectiviteitsanalyse kan worden bepaald welk alternatief tegen de minste kosten het gewenste effect geeft ('least cost method', ofwel kostenminimalisatie), of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is ('constant cost method', ofwel effectmaximalisatie). Wanneer het effect bijvoorbeeld de introduc-

tie van het edelhert in de rivieruitwaarden van de Rijn is, en er wordt nagegaan op welke manier dit effect zo goedkoop mogelijk kan worden gerealiseerd (bijvoorbeeld via de aanleg van ecoducten zodat de herten vanaf de Veluwe zelfstandig de uiterwaarden kunnen bereiken, of via het uitzetten van exemplaren) dan wordt gesproken van een kostenminimaliserende KEA. Bij een effectmaximaliserende KEA gaat het bijvoorbeeld om de vraag hoeveel hectare natuur kan worden gerealiseerd met een zekere hoeveelheid geld.

Toepassing van een KEA leidt tot een rangorde van beleidsalternatieven bij ex ante evaluaties. Het resultaat van een KEA geeft echter géén indicatie voor de rentabiliteit van de alternatieven. Hiermee onderscheidt een KEA zich van een MKBA, omdat bij laatstgenoemde methode de alternatieven juist wel op basis van een rentabiliteitscriterium worden gerangschikt en in absolute zin kan worden vastgesteld of het alternatief economisch verantwoord is.

Een belangrijk verschil is ook dat terwijl een MKBA betrekking heeft op de selectie van projecten met een maximale economische waarde, een kosteneffectiviteitsanalyse juist veelal wordt gebruikt wanneer de baten van een project niet in monetaire eenheden kunnen worden weergegeven. Met andere woorden, indien alleen de kosten nauwkeurig in geld zijn vast te stellen (en de baten niet) is de KEA de aangewezen methode. Van belang bij een kosteneffectiviteitsanalyse is echter wel dat de verschillende alternatieven vergelijkbare doelen of effecten (introductie van het edelhert, een bepaalde hoeveelheid natte heide, enzovoorts) nastreven. Is dit niet het geval, dan kan het beste een multicriteria-analyse uitgevoerd worden.

Een KEA voor natuur verschilt niet principieel van die voor milieu. In sommige gevallen leunt een KEA voor natuur zelfs sterk op milieuberekeningen (zie de Koeijer et al., 2006). Dat neemt echter niet weg dat een KEA voor natuur vaak lastiger uit te voeren is dan voor milieu (zie Ligthart en van Rheenen, 2003). Zo zijn voor natuur de onzekerheden tussen interventies en effecten groter dan voor milieu. Vooral de relaties tussen deposities, bodem, vegetatie en doelsoorten zijn omgeven met veel onzekerheden. Bovendien treden de effecten doorgaans minder snel op. Het herstel van bodemchemische, hydrologische en ecologische processen kan immers soms jaren duren. Ook worden de effecten van interventies op natuurkwaliteit door meerdere milieuen omgevingsthema's bepaald, waarbij vaak ook nog eens sprake is van niet-lineaire interacties. Effecten die veroorzaakt worden door de afzonderlijke factoren, kunnen elkaar versterken of juist verzwakken.

De reikwijdte van een KEA is kleiner dan die van een MKBA. Immers, de opzet van een MKBA is om alle maatschappelijke kosten en baten van een maatregel of beleidsalternatief systematisch te inventariseren. Een MKBA geeft inzicht in de vraag in hoeverre een bepaalde beleidsmaatregel iets toevoegt aan de maatschappelijke welvaart. In een KEA staat de doelmatigheid van maatregelen centraal. KEA bepaalt dus niet de omvang van het effect die de maatregelen hebben op de samenleving als geheel. Bij een KEA gaat het er juist om om de meest efficiënte manier te vinden voor het nastreven van een doel. Een belangrijke reden om binnen beleidsevaluaties gebruik te maken van een KEA is wanneer

Vooral de relaties tussen deposities, bodem, vegetatie en doelsoorten zijn omgeven met veel onzekerheden

effecten moeilijk te operationaliseren zijn. Wel vereist het gebruik van het instrument dat er, min of meer specifieke, beleidsdoelstellingen zijn geformuleerd. Dat neemt echter niet weg dat door de geringe noodzaak effecten in geld uit te drukken, een KEA ruimer toepasbaar is dan een MKBA. Redenerend vanuit deze gedachte past het Centraal Planbureau bijvoorbeeld een KEA toe in de evaluatie van maatregelen en pakketten die ontworpen zijn in het kader van het project 'Ruimte voor de rivier'. "Het is buitengewoon moeilijk om de niet-geprijsde maatschappelijke baten van ruimtelijke kwaliteit in geld uit te drukken", zo verduidelijken de CPB-onderzoekers hun keuze (Ebregt et al., 2005, p. 20).

Juist omdat de waarde van natuur- en milieu-goederen niet altijd even eenvoudig in geld is uit te drukken, zijn er op het terrein van landschap en natuur geregeld KEA's uitgevoerd. Hieronder volgt een korte opsomming van enkele voorbeelden. De verwevenheid van landbouw en natuur staat centraal in de studie die Groeneveld (2003) heeft uitgevoerd. Door gebruik te maken van een KEA heeft hij de afweging onderzocht tussen behoud van biodiversiteit door agrarisch natuurbeheer en winst in de agrarische sector. Enigszins vergelijkbaar is het onderzoek van Drechsler en Wätzold (2001), die zijn nagegaan hoe de grootst mogelijke ecologische effecten behaald kunnen worden met subsidies bestemd voor 'biodiversiteit-vriendelijk' landgebruik. Subsidies voor natuurbescherming waren ook onderwerp van onderzoek in een al wat ouder artikel van Wu en Bogess (1999). Zij hebben destijds een interessante kosteneffectiviteitsstudie uitgevoerd naar de optimale verdeling van deze subsidies,

onder de aanname dat een natuurgebied een bepaalde omvang moet hebben om er een bepaald gewenst ecologisch effect te kunnen realiseren. Verder zijn in het verleden kosteneffectiviteitsstudies verricht naar de selectie van natuurrezervaten, waarbinnen zoveel mogelijk plant- en diersoorten beschermd kunnen worden (zie Ando et al., 1998 en Polasky et al., 2001). Daarnaast zijn er ook op soortsniveau kosteneffectiviteitsstudies gedaan. Zo heeft Weitzman (1998) de methode toegepast om, uitgaande van onder andere het genetische materiaal van een soort, na te gaan welke planten- en diersoorten beschermd moeten worden, en welke niet.¹¹ Montgomery et al. (1994) en Montgomery (1995) hebben niet alleen de marginale kosten van het vergroten van de overlevingskans van een bepaalde diersoort onderzocht, maar vervolgens ook bepaald waar die soort het meest efficiënt zou moeten worden beschermd. Ook bestaan er verscheidene onderzoeken naar de kosteneffectiviteit van natuurbeheersmaatregelen. Zo heeft Van der Heide (2005) een KEA toegepast om de effecten van zogeheten 'ontsnipperingsmaatregelen' op de Veluwe te evalueren. Een ander interessant onderzoek in dit verband is dat van Gaaff et al. (2003a) die voor de Natuurbalans 2003 verschillende kosteneffectiviteitsstudies hebben uitgevoerd naar beheersplannen voor bos, weidevogelbeheer, opkoopregeling, uiterwaarden, WCL-gebieden¹², en groen in leefomgeving.

Hoewel het zeker niet eenvoudig is om een KEA voor natuur uit te voeren – onder meer vanwege de onzekere relatie tussen interventie en effecten – blijkt uit bovenstaande dat er in het verleden toch verschillende kosteneffectiviteitsstudies zijn

¹¹ *Het was Weitzman die in dit kader de term 'het probleem van Noach's ark' introduceerde. Want het bijbelse verhaal over Noach's ark, die beperkt in ruimte was, is allegorisch voor de hedendaagse selectie van planten- en diersoorten die, onder een gegeven en veelal beperkt budget, in aanmerking komen voor bescherming.*

¹² *WCL staat voor Waardevol Cultuurlandschap. Het WCL-beleid was een overheidsbeleid gericht op het stimuleren van waardevolle cultuurlandschappen, zoals aangegeven in de Structuurschema Groene Ruimte. In 2002 is het WCL-beleid beëindigd. De voormalige WCL-gebieden zijn momenteel aangegeven als Nationale Landschappen.*

toegepast. In principe is het mogelijk om binnen een KEA rekening te houden met de verdeling van effecten over inkomensgroepen (zie Ministerie van Financiën, 1992). Ons zijn echter geen studies bekend waarin dit ook daadwerkelijk is gebeurd. Dit komt waarschijnlijk omdat bij effectmaximalisatie het beoogde effect zoveel mogelijk in één dimensie dient te worden uitgedrukt (bijvoorbeeld aantal hectaren natuurgebied). Indien meerdere doelstellingen tegelijkertijd worden nagestreefd, moeten deze tegenover elkaar worden afgewogen. Hierbij zijn verdelingsaspecten niet gemakkelijk operationeel te maken. Desondanks komt er wel meer behoefte aan informatie over verdelingseffecten van beleidsmaatregelen. In een nog lopend onderzoek naar kosteneffectief natuurbeleid gaan de Koeijer et al. na wat voor een bepaald type natuur de kosten zijn per gerealiseerde hectare, én hoe deze kosten zijn opgebouwd. Dit is met name interessant voor provincies, omdat op die manier enigszins kan worden nagegaan op welke kosten een provincie kan sturen en welke kosten voor haar een gegeven zijn.



Rondje

Randstad

Het voorkeursalternatief van de MKBA is variant 0. Dat betekent dat volgens de MKBA-studie de huidige situatie te prefereren is boven die van de aanleg van een magneetzwefbaan of een hogesnelheidslijn. Volgens de MKBA is niets doen dus beter, terwijl de uitkomsten van de MCA juist suggereren dat de aanleg van een snelle OV-verbinding de voorkeur heeft.

4 Het waarderen van natuur

4.1 Nut en noodzaak natuurwaardering als onderdeel van MKBA

Indien voor alle goederen en diensten goed werkende markten zouden bestaan, dan zouden de marktprijzen informatie geven over de maatschappelijke waarde ervan. Voor sommige goederen, zoals natuur en milieu, bestaan echter geen markten en zijn er dus geen prijzen voorhanden (Mulder et al., 1999). Met andere woorden, natuur en milieu vervullen tal van functies die niet op een markt verhandeld worden omdat het 'publieke goederen' zijn. Dergelijke goederen hebben als kenmerk dat het onmogelijk of moeilijk is anderen van het gebruik uit te sluiten. Een ander kenmerk van publieke goederen is dat bij consumptie door één persoon, consumptie door andere personen nog mogelijk blijft (niet-rivaliteit). Waarom dan toch dergelijke goederen en diensten moneteriseren? Intuïtief weten beleidsmakers doorgaans wel dat natuur en milieu van belang zijn, maar dit is echter geen garantie voor een verstandig gebruik van deze publieke goederen (Barbier et al., 1997). Om binnen een MKBA tot een integrale afweging van kosten en baten te kunnen komen, is het noodzakelijk om de waarde van natuur en milieu in geld uit te drukken. Of, zoals Ruijgrok et al. (2004) laten zien: de moneterisering van veranderingen in natuur is één van de vereiste stappen binnen een MKBA van infrastructuurprojecten.

Door natuur en milieu economisch te waarderen kunnen de verschillende effecten gemeten worden in één en dezelfde eenheid, namelijk geld. Dit geeft beleidsmakers de mogelijkheid om de functies van natuur en milieu integraal af te wegen tegen andere functies. Uiteraard vereist dit dat alle waarden goed in kaart worden gebracht (Van

der Heide et al., 2000). Indien er geen economische waardering van natuur en milieu zou plaatsvinden, zou de uitkomst van de MKBA tot een suboptimale oplossing kunnen leiden. Tekstbox 4 somt enkele redenen op voor natuurwaardering. Uitgebreide en gedetailleerde beschouwingen aangaande de redenen voor natuurwaardering zijn onder meer te vinden in Pearce (2001a) en in Turner et al. (2003).

Natuurwaardering heeft haar oorsprong in het waterbeheer. Naar verloop van tijd echter breidde de interesse uit naar andere publieke goederen, zoals luchtkwaliteit, gezondheidszorg en dieren in het wild (Bräuer, 2003). Vandaag de dag is natuurwaardering vooral in de Verenigde Staten gemeengoed. In Europa daarentegen wordt het vooralsnog minder vaak toegepast, voornamelijk als gevolg van het ontbreken van politieke wil en het gebrek aan vertrouwen in waarderingmethoden (Pearce, 1998; Bräuer, 2003).

Ook in Nederland vormden natuur- en milieuwwaarden gedurende lange tijd geen volwaardig onderdeel in Nederlandse MKBA studies van grote publieke investeringsprojecten.¹³ Denk bijvoorbeeld aan de verschillende waarderingstudies naar de Betuwelijn, waarin geen of nauwelijks rekening is gehouden met de effecten die deze spoorlijn zou hebben op natuur en landschap. Het logische, maar pijnlijke gevolg hiervan was dat natuur en landschap geen enkele rol van betekenis hebben gespeeld in de politieke discussies over de Betuwelijn (Bos en Van der Heide, 2005)¹⁴. Niet voor niets concludeert de Algemene Rekenkamer (2000) dat het kabinet bij de besluitvorming rond de Betuwelijn onvoldoende rekening heeft gehouden met milieuoverwegingen (zie ook Boom en Metz, 1997).

¹³ Maar ook bij budgettaire beslissingen, zoals het besluit van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit om te bezuinigen op natuur-aankopen, wordt geen expliciete afweging van kosten en baten gemaakt.

¹⁴ De organisaties die de economische waarde van milieu- en natuureffecten van de Betuweroute hebben onderzocht, betreffen onder andere de ANWB en het Instituut voor Toegepaste Milieu-Economie (TME) uit Den Haag (zie Boom en Metz, 1997).

Tekstbox 4: Argumenten voor natuurwaardering

- Het maken van (beleids)afwegingen wordt vereenvoudigd wanneer de verschillende zaken onder één en dezelfde noemer zijn gebracht. Anders worden appels tegen peren afgewogen. En het is nu eenmaal eenvoudiger om natuur te waarderen in geld, dan om andere zaken te waarderen in termen van natuur.
- Besluitvorming wordt grotendeels bepaald door geld. Natuurveranderingen uitdrukken in geld is één manier om natuur in de besluitvorming mee te nemen.
- Natuurwaardering verschaft cijfermatig inzicht in het feit dat natuurbehoud niet louter een kostenpost is, maar ook baten kan opleveren. Zo maakt monetaire waardering het vergelijken van verschillende vormen van landgebruik mogelijk, door een volledige analyse van monetaire kosten en baten te ondersteunen.
- Natuurwaardering kan nuttig zijn voor zowel ex ante als ex post evaluaties van natuurbeleid. Ex ante kan een prioritering plaatsvinden van opties binnen het natuur- en het soortenbeleid.
- Inzicht in de (monetaire) kosten en baten van natuur biedt een basis voor een verbrede financiering van natuurbeleid. Natuur levert goederen en diensten waaraan de mensheid, direct of indirect, nut ontleent. Een goede zorg voor natuur heeft positieve effecten op bijvoorbeeld recreatie en waterbeheer. Door deze verschillende effecten te monetariseren worden geldelijke redenen aangereikt om de kosten van natuurbehoud al dan niet te verdelen over meerdere profijthebbers, zoals recreatiebedrijven en waterschappen.

Inmiddels lijkt het tij gekeerd en is er binnen de Nederlandse politiek erkenning gekomen voor het belang van natuur- en landschapswaarden. Maar desondanks is Nederland nog lang niet zover als bijvoorbeeld de Verenigde Staten, waar het economisch waarderen van effecten op natuur en milieu al geruime tijd een wettelijk verplicht onderdeel is van een MKBA.

In de afgelopen veertig jaar is een aanzienlijke hoeveelheid literatuur verschenen over natuurwaardering (zie bijvoorbeeld Clawson en Knetusch, 1966; Garrod en Willis, 1999; Louviere et al., 2000; Pearce, 2001b; Bräuer, 2003; Freeman, 2003). Niettemin is natuurwaardering nog steeds een controversieel onderwerp, vooral vanwege de combinatie van theoretische en empirische pro-

blemen, en de mogelijke invloed die de uitkomsten ervan kunnen hebben op de besluitvorming (Loomis et al., 2000). Internationaal vermaarde biologen, zoals Ehrlich en Ehrlich (1992) stellen bijvoorbeeld onomwonden dat ecosystemen zo complex zijn, dat de mens daar nauwelijks een vinger achter kan krijgen, laat staan economisch kan waarderen (zie Tekstbox 5).

Nunes en Van den Bergh (2001) nuanceren dit beeld en beweren dat natuurwaardering wel degelijk zinvol kan zijn, maar wijzen er tegelijkertijd op dat de verschillende waarderingmethoden niet universeel toepasbaar zijn op de verschillende niveaus van biologische diversiteit (genetische diversiteit, soortendiversiteit, ecosysteemdiversiteit en functionele diversiteit). Een vergelijkbare conclusie trekken Bulte en de Zeeuw (2002). Zij

merken op dat er niet zoiets bestaat als dé waarde van natuur, milieu of bepaalde soorten. Indien beleidsmakers gebruik willen maken van waarderingsstudies, dan dienen deze studies, aldus Bulte en de Zeeuw, expliciete achtergrondinformatie te bevatten over de aard van bedreigingen waaraan het onderzoeksobject, zoals een diersoort of natuurterrein, is blootgesteld. Bovendien adviseren de twee onderzoekers de beleidsmakers om bijzonder zorgvuldig te zijn bij het extrapoleren van de uitkomsten van een bepaalde studie naar een andere context. Wat eigenlijk zoveel wil zeggen als dat Bulte en de Zeeuw problemen voorzien bij het praktisch toepassen van benefits transfer, de methode waarbij uitkomsten van het een bepaald onderzoek worden gekoppeld aan een nieuw te onderzoeken project. En aangezien benefits transfer een essentieel onderdeel uitmaakt van een KKBA, adviseren Bulte en de Zeeuw dus impliciet om met het gebruik van dit evaluatie-instrument omzichtig te werk te gaan. De scepsis die bestaat over natuurwaardering

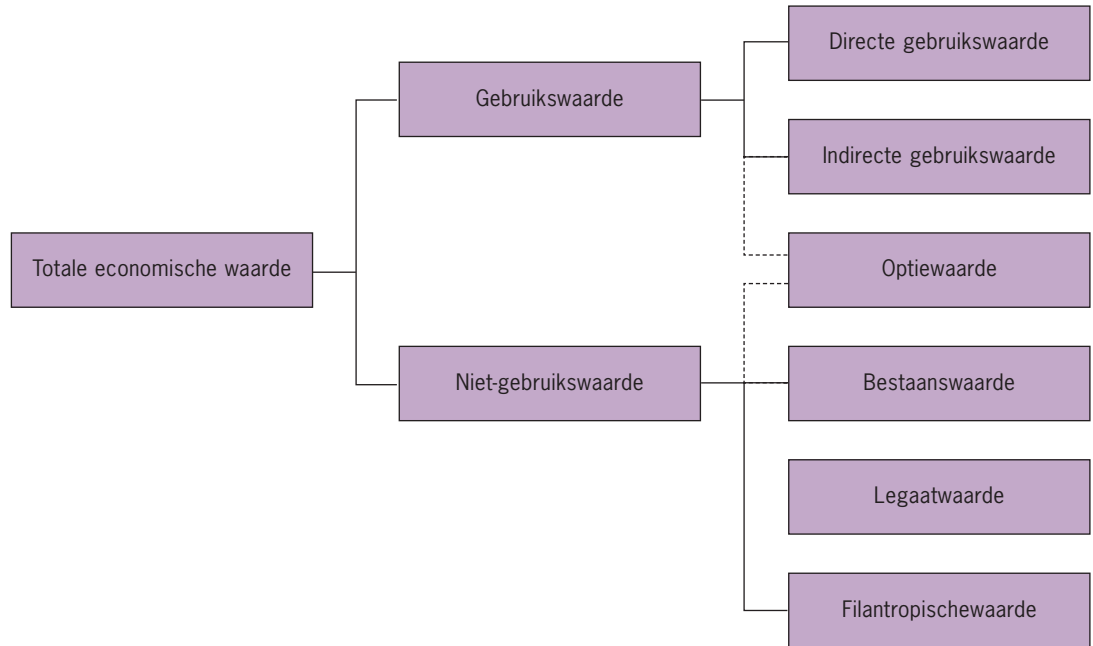
wordt nog eens versterkt door slecht of onvolledig uitgevoerde waarderingsstudies. Een studie die veel stof deed opwaaien en daarna in internationale tijdschriften geregeld onder vuur heeft gelegen, is die van Constanza et al. (1997). Zij hebben geprobeerd een prijskaartje te hangen aan de goederen en diensten die door alle ecosystemen van de wereld aan de mensheid worden geleverd. Volgens hun berekeningen bedraagt de waarde van alle op aarde aanwezige ecosystemen gemiddeld 33 biljoen dollar (dat is 33 met twaalf nullen) per jaar. Hoewel de auteurs suggereren dat hun schattingen gebruikt kunnen worden in een kosten-baten analyse, concentreren zij zich echter slechts op de baten van natuur. De kosten voor het behoud van die natuur geven de onderzoekers niet. Ook richten de auteurs zich bij hun waardering op alle ecosysteemgoederen en –diensten in plaats van op een verandering hierin. ‘Verandering’, bijvoorbeeld van milieukwaliteit of oppervlakte natuur, is echter essentieel. De economische theorie van monetaire waardering is

De scepsis die bestaat over natuurwaardering wordt nog eens versterkt door slecht of onvolledig uitgevoerde waarderingsstudies

Tekstbox 5: Argumenten tegen natuurwaardering

- 1 Natuurwaardering is een subjectieve aangelegenheid. Natuur is niet of nauwelijks te reproduceren, waardoor er geen ‘objectieve’ prijs – een prijs gebaseerd op reproductiekosten – voor natuur bestaat. Of, zoals professor Arnold Heertje geregeld placht te zeggen: "Het is wat de gek ervoor geeft." Meer formeel, geld heeft een niet-neutraal karakter wanneer het wordt toegepast als maatstaf om de preferenties voor niet-marktgoederen in uit te drukken (zie Stolwijk, 2004).
- 2 Natuur is complex en speelt op verschillende schaalniveaus af. Door natuur in één dimensie, namelijk geld, uit te drukken is het vrijwel onmogelijk de complexiteit van natuurlijke processen, die vaak moeilijk voorspelbaar, niet-lineair gedrag vertonen, weer te geven.
- 3 Monetarisering van natuur is een vorm van abstractie. De cruciale waarden achter de euro's worden hierdoor verborgen.

*Figuur 4.1 Een nadere categorisering van de economische waarde van natuur en milieu.
Bronnen: Turner et al. (2000); Ruijgrok et al. (2004).*



namelijk gebaseerd op een inkomenscompensatie of – equivalentie van een specifieke verandering, zodanig dat individueel nut constant blijft.¹⁵ Het is zonneklaar dat er onder wetenschappers geen overeenstemming bestaat over de vraag of, en zo ja hoe, natuur gewaardeerd kan worden. Het gevolg hiervan kan zijn dat door deze onduidelijkheid en gebrek aan uniformiteit er bij beleidsmakers weinig vertrouwen bestaat in de toepassing van natuurwaardering of in de uitkomsten ervan.

4.2 Overzicht van waarderingsmethoden

Gezien de complexiteit en het multifunctionele karakter van natuur zijn de welvaartseffecten die

aan natuur verbonden zijn divers en heterogeen van aard (Barbier et al., 1997). Economen zijn zich daar terdege van bewust. Om toch enigszins inzicht te krijgen in deze effecten, wordt daarom in de hedendaagse milieueconomische literatuur gebruik gemaakt van het begrip ‘totale economische waarde’. Deze waarde is opgebouwd uit een aantal verschillende waardecategorieën, waarvan de gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde de belangrijkste zijn (zie figuur 4.1).

Gebruikswaarde kan verder worden opgesplitst in directe gebruikswaarde en indirecte gebruikswaarde. Directe gebruikswaarde betreft het nut dat individuen aan het gebruik van natuur ontleen. Het gaat hierbij om zaken als agrarische produc-

¹⁵ Voor additionele kritiek op de studie zie Pearce (1998) en bijdragen in het tijdschrift *Ecological Economics* (1998, nr. 1, *The Value of Ecosystem Services*).

ten, vis en hout, maar ook om diensten zoals mogelijkheden voor de recreatiesector. Indirecte gebruikswaarde weerspiegelt het nut van de consumptie van goederen en diensten die dankzij het bestaan van ecosystemen geleverd kunnen worden. Met andere woorden, de indirecte gebruikswaarde weerspiegelt de indirecte invloed van biologische hulpbronnen op economische activiteiten. Biologische diversiteit zorgt bijvoorbeeld voor een natuurlijke recycling van afvalproducten van consumptie en productie.

De niet-gebruikswaarde kan worden opgesplitst in legaatwaarde, filantropische waarde en bestaanswaarde. De legaatwaarde is het bedrag dat een individu bereid is te betalen voor het bewaren van een biologische hulpbron ten behoeve van het eigen nageslacht of, meer algemeen, ten bate van toekomstige generaties. Legaatwaarde speelt een grote rol binnen de visie van het 'rentmeesterschap': de mensheid heeft de verantwoordelijkheid behoedzaam en duurzaam met natuur en landschap om te gaan, zodat toekomstige generaties er eveneens nut aan kunnen ontnemen. Filantropische waarde komt voort uit altruïsme en weerspiegelt de betalingsbereidheid van een individu voor het beschermen van een biologische hulpbron ten behoeve van generatiegenoten. Het wordt belangrijk gevonden dat ook andere mensen van een stukje natuur gebruik kunnen maken of ervan kunnen genieten (Brouwer, 2004). Tot slot is er de bestaanswaarde die de waardering door individuen weergeeft voor het behoud van een biologische hulpbron zonder het voornemen de hulpbron daadwerkelijk te gebruiken. Veel Nederlanders hechten bijvoorbeeld waarde aan het voortbestaan van walvissen, zonder ooit enig

gebruik van deze dieren te zullen maken of ze in werkelijkheid te zullen zien.

De omvang en het belang van de niet-gebruikswaarde zijn vooralsnog niet eenduidig aangetoond. Sommige studies, waaronder die van De Groot et al. (1998), wijzen uit dat de niet-gebruikswaarde een substantieel deel van de totale waarde van natuur vormt. Anderen daarentegen, zoals Weikard (te verschijnen), stellen dat niet-gebruikswaarden nutteloos en onbruikbaar zijn en leiden tot vooringenomen uitkomsten van waarderingstudies.

Tenslotte bestaat er nog de optiewaarde. Deze waarde geeft de betalingsbereidheid van een individu weer voor het behoud van natuurlijke hulpbronnen, opdat deze in de toekomst voor hem of haar beschikbaar blijven. Een dergelijke definitie suggereert dat optiewaarde een gebruikswaarde is, maar omdat het daadwerkelijke gebruik van de biologische hulpbron wellicht pas in de toekomst kan plaatsvinden, wordt de optiewaarde ook wel als niet-gebruikswaarde geïnclassificeerd.

Er bestaan verschillende methoden om de economische waarde van natuur te bepalen. Deze kunnen worden onderverdeeld in twee hoofdcategorieën, namelijk waarderingmethoden gebaseerd op waargenomen marktgedrag (revealed preference), en waarderingmethoden waarbij gebruik is gemaakt van door respondenten gegeven antwoorden (stated preference). Hieronder worden de belangrijkste methoden kort besproken.¹⁶

4.2.1 Waarderingmethoden gebaseerd op marktgedrag

Omdat bij deze categorie van waarderingmethoden de economische waarde van natuur en milieu

¹⁶ Voor uitgebreide en heldere beschrijvingen van de belangrijkste natuurwaarderingmethoden, inclusief verwijzingen naar relevante literatuur, zie onder andere Rouwendal en Rietveld (2000); Blom en van Soest (2003) en Ruijgrok et al. (2004).

wordt afgeleid uit feitelijk waargenomen marktgedrag, worden deze methoden ook wel indirecte waarderingmethoden genoemd (Dubgaard et al., 1994). Met deze methoden kan enkel de hierboven besproken gebruikswaarde worden gemeten. Ze zijn dus niet in staat de niet-gebruikswaarde van natuur te monetariseren, omdat deze waarde doorgaans niet in vertoond economisch gedrag tot uiting komt. De reiskostenmethode en de hedonische prijzen methode zijn de twee meest gebruikte waarderingmethoden in deze categorie.

Het idee dat ten grondslag ligt aan de reiskostenmethode is dat de kosten verbonden aan het bezoeken van een natuurgebied, direct gerelateerd zijn aan de baten die individuen ontleen aan het gebied

Reiskostenmethode

De reiskostenmethode (RKM) is één van de oudste waarderingmethoden die door milieueconomen wordt gebruikt. De methode stamt uit de jaren dertig van de vorige eeuw, maar werd vooral bekend nadat Clawson en Knetsch (1966) de methode hadden toegepast. Met name voor het schatten van recreatieve waarden (van natuurgebieden) is de reiskostenmethode een geschikt hulpmiddel, en hiertoe is ze in de Verenigde Staten en het Verenigd Koninkrijk dan ook veelvuldig gebruikt.

Het idee dat ten grondslag ligt aan de reiskostenmethode is dat de kosten verbonden aan het bezoeken van een natuurgebied, direct gerelateerd zijn aan de baten die individuen ontleen aan het gebied. Oftewel, de kosten van het reizen worden als 'proxy' gezien voor de economische waarde van het publieke goed, in dit geval een natuurgebied. In het meest extreme geval betekent een dergelijke benadering dat als de kosten van bezoek zó hoog zijn dat niemand meer besluit het gebied te bezoeken, de waarde van het natuurgebied – of de prijs die individuen bereid zijn te betalen voor het behoud ervan – nul is.

Met de methode kan een vraagfunctie worden opgesteld. Deze vraagfunctie definieert het aantal bezoeken als functie van de kostprijs per bezoek. Oftewel, de bezoekomvang wordt onder andere afhankelijk gesteld van de kostprijs van het bezoek. Bovendien stelt de methode de onderzoeker in staat om het consumentensurplus of de waarde van een bezoek aan een natuurgebied voor een specifiek individu te bepalen. De reiskostenmethode kent drie voorwaarden (zie Proost et al., 2000):

- 1 De kosten van een bezoek aan een natuurgebied bestaan naast de eventuele toegangsprijs uit monetaire en tijdskosten verbonden aan verplaatsing naar en van het gebied.
- 2 Mensen die op verschillende afstanden van het natuurgebied wonen, hebben verschillende kosten om het bos te bezoeken.
- 3 Wanneer de waarde die mensen hechten aan een natuurgebied niet systematisch afhankelijk is van de afstand, dan kunnen de reiskosten gebruikt worden als een benadering van de prijs om een vraagcurve voor het gebied op te stellen.

Het is goed om te benadrukken dat de reiskostenmethode uitgaat van zowel de kosten die aan het daadwerkelijk reizen zijn verbonden, de zogeheten verplaatsingskosten, als de kosten die ter plaatse, dus in het gebied zelf, worden gemaakt. De verplaatsingskosten bestaan uit de feitelijke kosten van afschrijving, benzine, treinkaartje en dergelijke, maar ook uit de monetaire waardering van tijd. Door het consumentensurplus per bezoeker te extrapoleren naar de totale bezoekerspopulatie van een natuurgebied, kan de totale recreatiewaarde van het gebied worden

bepaald. Dus door uit te gaan van de jaarlijkse bezoeken van de totale bezoekerspopulatie wordt inzicht verkregen in de jaarlijkse economische gebruikswaarde van het onderzochte natuurgebied.

Ondanks het veelvuldige gebruik van de methode, kleven er enkele praktische bezwaren aan het gebruik ervan. Zo kan bijvoorbeeld de monetaire waardering van tijd problemen opleveren. Hoewel hiervoor tegenwoordig richtlijnen bestaan (zie bijvoorbeeld de reistijdwaardering van de Adviesdienst Verkeer en Vervoer), houden deze geen rekening met het feit dat individuen ook nut aan de reis kunnen ontleen. Reizen wordt vooral nog te vaak vereenzelvd met kosten.

Een ander bezwaar van de methode is dat er veel data voor nodig zijn en dat er, zo illustreren Hanley and Spash (1993), statistische problemen kunnen ontstaan bij de verwerking van deze data. Bovendien is de methode alleen geschikt wanneer individuen maar één natuurgebied per reis bezoeken. De reiskostenmethode is namelijk niet in staat om bij een bezoek aan verschillende natuurgebieden de gemaakte reiskosten aan de afzonderlijke gebieden toe te delen. Verder suggereert de reiskostenmethode dat twee bezoekers met identieke reiskosten dezelfde waarde hechten aan (of anders gezegd: dezelfde voorkeur hebben voor) het natuurgebied. Maar dit hoeft vanzelfsprekend niet zo te zijn. De ene bezoeker kan enorm genieten van het gebied, terwijl de ander een stuk minder enthousiast is, en het gebied louter bezoekt vanwege het feit dat er geen geschikt alternatief bij hem of haar in de buurt is.

Tot slot houdt de methode geen rekening met het feit dat bezoekers van natuurgebieden lang niet altijd uit de stad komen, maar dat ze net zo goed

afkomstig kunnen zijn vanuit de directe omgeving van het natuurgebied. Als zij lopend het gebied bezoeken, dan levert de reiskostenmethode een duidelijke onderschatting op van de waarde die het gebied voor hen heeft. Helemaal als het hierbij gaat om natuurliefhebbers die in de buurt van het gebied zijn gaan wonen, juist vanwege de aanwezigheid van natuur. In dat geval kan de waarde van de aanwezige natuur beter achterhaald worden met de hedonische prijzenmethode.

Hedonische prijzenmethode

De hedonische prijzenmethode (HPM) is, evenals de reiskostenmethode, een ex post waarderingmethode: het meet daadwerkelijk waargenomen marktgedrag. De methode leidt de waarde voor natuur (bijvoorbeeld een park) of milieu (bijvoorbeeld vervuiling) af van de actuele prijs van bepaalde marktgoederen. Het principe van de hedonische prijzenmethode gaat uit van de extra prijs die mensen bereid zijn te betalen voor een marktgoed met bepaalde natuur- en milieu-gerelateerde kwaliteiten in vergelijking met de prijs van hetzelfde goed zonder deze kwaliteit. Het verschil tussen deze prijzen wordt gezien als indicatie voor de waarde van die natuur- en milieukwaliteiten.

De methode wordt hoofdzakelijk ingezet om de relatie tussen de prijzen van vastgoed (woningen) en de aanwezigheid van natuur te meten. Huizenprijzen worden door tal van fysieke eigenschappen beïnvloed, zoals het aantal kamers, grootte en ligging van de tuin, etc., maar ook door zogeheten 'omgevingsfactoren', zoals de aanwezigheid van een bepaald type landgebruik binnen een straal van een zekere afstand van een huis. Wanneer voor de fysieke eigenschappen kan worden

Het principe van de hedonische prijzenmethode gaat uit van de extra prijs die mensen bereid zijn te betalen voor een marktgoed met bepaalde natuur- en milieu-gerelateerde kwaliteiten in vergelijking met de prijs van hetzelfde goed zonder deze kwaliteit

Deze categorie van waarderingsmethoden heeft de gunstige eigenschap dat naast de gebruikswaarde van natuur ook de niet-gebruikswaarde ervan in geld kan worden uitgedrukt

gecontroleerd, dan is het idee dat ten grondslag ligt aan de hedonische prijzenmethode dat het resterende verschil in huizenprijzen het resultaat is van het verschil in omgevingsfactoren. Van der Kruk (2005) maakt in zijn proefschrift van dit principe gebruik en bepaalt op die manier de waarde van Nederlandse wetlands gebieden, waaronder de Vechtstreek.

Een nadeel van de hedonische prijzenmethode is dat de verschillende omgevingsfactoren van het marktgoed met elkaar samen kunnen hangen, waardoor statistische problemen ontstaan bij het destilleren van de gewenste factoren. In een meer technische formulering (zie van der Kruk, 2005): omdat omgevingskenmerken vaak met elkaar gecorreleerd zijn, lijden hedonische prijzenmodellen vaak aan multicollineariteit tussen de onafhankelijke variabelen. Hierdoor zijn parameterschattingen van het klassieke regressiemodel minder betrouwbaar. Verder veronderstelt de methode perfect werkende markten voor vastgoed, waardoor consumenten bijvoorbeeld beschikken over volledige informatie.

Vaak is het echter nog maar de vraag of er werkelijk sprake is van perfect werkende, en dus vrije, markten. Helemaal wanneer het de woningmarkt betreft, omdat restricties met betrekking tot de ruimtelijke ordening de grond in de buurt van natuurgebieden schaars kunnen maken, waardoor huizenprijzen (kunstmatig) omhoog worden geduwd. Hoewel momenteel wordt geprobeerd dit soort problemen in de hedonische prijzenmethode te verwerken, zijn pasklare oplossingen nog niet voorhanden. Een andere beperking van de hedonische prijzenmethode is dat, evenals bij de reiskostenmethode, een grote databehoeft vereist is (Ruijgrok et al., 2004).

Tot slot is het volgende belangrijk te beseffen. Het feit dat de reiskostenmethode en de hedonische prijzenmethode allebei ex post waarderingsmethoden zijn, betekent niet dat ze bij voorbaat uitgesloten moeten worden voor toepassing in een ex ante evaluatiestudie. Integendeel zelfs. Via de reiskostenmethode kunnen bijvoorbeeld de gevolgen worden geschat die een voorgenomen beleidsmaatregel heeft voor de recreatieve baten van een natuurerrein. Zo hebben Nunes en van den Bergh (2004) op basis van deze methode laten zien dat wanneer het strand bij Zandvoort voor een geheel jaar wordt afgesloten, het jaarlijks verlies aan recreatieve baten ongeveer € 55,- per bezoeker bedraagt.

4.2.2 Waarderingsmethoden gebaseerd op weergegeven preferenties

Bij deze categorie van waarderingsmethoden wordt individuen direct gevraagd naar hun preferenties. Daarom worden deze methoden ook wel directe waarderingsmethoden genoemd (Dubgaard et al., 1994). Deze categorie van waarderingsmethoden heeft – in tegenstelling tot waarderingsmethoden die zijn gebaseerd op waargenomen marktgedrag – de gunstige eigenschap dat naast de gebruikswaarde van natuur ook de niet-gebruikswaarde ervan in geld kan worden uitgedrukt. De meest gebruikte waarderingsmethode die gebruik maakt van weergegeven preferenties is de contingente waarderingsmethode. Een methode die tegenwoordig sterk in opmars is, is de zogeheten conjoint analysis.

Contingente waarderingsmethode

Bij de contingente, of conditionele, waarderingsmethode (contingent valuation method of CVM)

worden individuen middels een enquête direct gevraagd naar hun betalingsbereidheid voor een hypothetische verandering in het aanbod van een publiek goed, zoals natuur of milieu. In de Engelstalige, maar in toenemende mate ook in de Nederlandstalige literatuur, wordt deze betalingsbereidheid 'Willingness to Pay' genoemd. Er bestaan verschillende varianten van CVM, maar in de kern bestaat de methode eruit dat aan respondenten (op locatie of thuis) een vraag, of een serie vragen, wordt voorgelegd over de waarde die ze hechten aan een bepaald natuurgood, bijvoorbeeld een stuk bos. CVM is de afgelopen decennia regelmatig verfijnd met als gevolg dat de methode vandaag de dag alom wordt geaccepteerd door mainstream milieueconomen. Dit heeft ertoe geleid dat CVM momenteel een van de meest toegepaste waarderingsmethoden is. Zo is CVM veelvuldig ingezet voor de waardering van natuurgooden, inclusief biodiversiteit en landschappen (voor een overzicht, zie bijvoorbeeld Nunes en van den Bergh, 2001).

In een CVM-enquête moeten drie onderdelen terugkomen (zie Proost et al., 2000):

- 1 Een gedetailleerde beschrijving van het publieke goed dat wordt gewaardeerd en de hypothetische omstandigheden waarin het goed ter beschikking wordt gesteld aan de respondent. Deze hypothetische omstandigheden hebben onder meer betrekking op de wijze waarop de respondent voor het goed moet betalen (via bijvoorbeeld een jaarlijkse belasting of een eenmalige donatie), maar ook op bijvoorbeeld het aanbod van het goed.
- 2 Een of meerdere vragen die de betalingsbereidheid van de respondent voor het goed zo

nauwkeurig mogelijk achterhalen, zonder daarbij de betalingsbereidheid van de respondent te beïnvloeden. De wijze waarop informatie over hypothetische situaties wordt overgebracht, blijkt van cruciaal belang voor de betrouwbaarheid van de resultaten van de enquête.

- 3 Enkele vragen over de socio-economische en demografische karakteristieken van de respondent, en enkele vragen over de voorkeuren van de respondent met betrekking tot het goed in kwestie en het gebruik dat de respondent van het goed maakt. Met behulp van deze informatie wordt inzicht verkregen in de geloofwaardigheid en redelijkheid van de antwoorden van de respondent op vragen over de betalingsbereidheid van het goed.

De informatie die uit de enquête wordt verkregen, wordt vervolgens gebruikt om een waarderingsfunctie te schatten die de karakteristieken van de respondenten in verband brengt met hun betalingsbereidheid voor het natuurgood in kwestie. Zo wordt een schatting verkregen van het verwachte consumentensurplus of de totale betalingsbereidheid van de respondenten. De monetair waardering voor het goed wordt uiteindelijk verkregen door de totale betalingsbereidheid van de respondenten te extrapoleren naar de totale relevante populatie en te verdisconteren naar de relevante tijdsperiode.

CVM is een veelvuldig toegepaste waarderingsmethode. Dat doet echter niets af aan de beperkingen die de methode onmiskenbaar met zich meebrengt en waarover al vele publicaties zijn verschenen (voor uitvoerige kritiek op CVM, zie onder andere Hausman, 1993; Diamond en

Zo wordt een schatting verkregen van het verwachte consumentensurplus of de totale betalingsbereidheid van de respondenten

Typerend voor de methode is dat respondenten gevraagd wordt keuzes te maken uit keuzealternatieven die worden beschreven in kenmerken die het keuzegedrag beïnvloeden

Hausman, 1994; Hoveenagel, 1994; en Stolwijk, 2004). Een veelbesproken nadeel van CVM is het hypothetische karakter ervan. Het gaat bij de methode immers om de betalingsintentie en niet om de feitelijke betaling. De bedragen die de betalingsbereidheid van een respondent weergeven voor een bepaald natuurgood hebben dus geen gevolgen voor het daadwerkelijke inkomen van de respondent. Daardoor worden de antwoorden van een respondent op vragen over betalingsbereidheid nogal eens bepaald door zaken als sociaal wenselijkheid, wat meteen de vraag oproept of de Willingness to Pay-bedragen wel een juiste weerspiegeling zijn van de ware preferenties van de respondent. Gevolg is dat er een vertekend, veelal overschat, beeld kan ontstaan. Hierbij wordt wel eens een parallel getrokken met een alcoholist: hem of haar vraag je toch ook niet naar de waarde van een extra biertje? Het hypothetische karakter van CVM leidt bovendien tot verschillende 'vooroordelen' (biases). Een bekend vooroordeel betreft het betalingsinstrument: respondenten zijn geneigd hun betalingsbereidheid aan te passen aan het betalingsinstrument. 'Belasting' als betalingsinstrument heeft vaak een negatievere connotatie dan een 'eenmalige betaling'. Ook wordt in de literatuur geregeld gewezen op het 'deel-geheel vooroordeel'. Wanneer respondenten wordt gevraagd hun betalingsbereidheid voor de bescherming van een boom weer te geven, dan blijkt dit bedrag vrijwel altijd overeen te komen met hun betalingsbereidheid voor de instandhouding van het hele bos waar de boom onderdeel van uitmaakt. Een ander probleem van CVM is het bepalen van de waarderingpopulatie. Hoe bepaal je de populatie waarover de uitkomsten van een steekproef

geaggregeerd worden (Bos, 2004)? Stel, er wordt onderzoek gedaan naar verschillende natuurbeleidsmaatregelen die als doel hebben de introductie van het edelhert in de uiterwaarden van de Rijn. Via een CVM wordt mensen gevraagd hoeveel ze voor deze maatregelen willen betalen, en na analyse van de uitkomsten wordt er een gemiddelde betalingsbereidheid per individu of huishouden afgeleid. Een besluitvormer die over de uitvoering van de maatregelen moet beslissen, is geïnteresseerd in de vraag of deze betalingsbereidheid opweegt tegen de totale kosten van de maatregelen. Daarom is het voor hem of haar van belang om de totale betalingsbereidheid te weten. De vraag is nu over welke bevolkingspopulatie de gemiddelde betalingsbereidheid wordt geaggregeerd. Is het bijvoorbeeld de bedoeling dat alle Nederlandse huishoudens uiteindelijk moeten betalen voor de introductie van het edelhert langs de rivier, of enkel de mensen in de regio?

Conjoint Analysis

De methode van conjoint analysis (in het Nederlands vaak vertaald als conjunct analyse, CA) is een relatief nieuwe waarderingmethode. De methode wordt weliswaar al sinds de jaren zeventig van de vorige eeuw toegepast in met name marktkundig onderzoek, en in vervoer- en transportstudies, maar binnen de milieueconomie heeft CA feitelijk pas sinds de jaren negentig grootschalige bekendheid verworven. Typerend voor de methode is dat respondenten gevraagd wordt keuzes te maken uit keuzealternatieven die worden beschreven in kenmerken die het keuzegedrag beïnvloeden (zie bijvoorbeeld Adamowicz et al., 1994). Vaak wordt ter illustratie van de methode een voorbeeld uit de autoindustrie gebruikt. Stel een

autofabrikant wil voor het ontwerpen van een nieuwe auto weten welke kenmerken deze auto moet hebben om zo goed mogelijk verkocht te worden. De fabrikant kan dan een onderzoek uitvoeren waarbij consumenten wordt gevraagd hoe belangrijk ze allerlei kenmerken, zoals kleur, inhoud van het bagageruim, prijs en benzineverbruik, vinden. Vervolgens kan hij ook nog vragen de verschillende kenmerken te rangschikken van meest naar minst belangrijk. Uiteindelijk levert de analyse van deze gegevens informatie op over de kenmerken waar de autofabrikant de meeste aandacht moet besteden voor succesvolle verkoop.

Onderzoek heeft echter uitgewezen dat deze wijze van bevraging niet of nauwelijk leidt tot een goede voorspelbaarheid van toekomstig gedrag. Dat lijkt beter te lukken als gebruik wordt gemaakt van keuzealternatieven. In geval van de autofabrikant zou dat betekenen dat de kenmerken die relevant zijn voor de keuze van de auto worden gecombineerd in de beschrijving van een concrete auto. Dus, keuzealternatief 1 is auto X, die zoveel kost, zoveel liter bagageruimte heeft, en in verschillende kleuren leverbaar is. Keuzealternatief 2 is auto Y die dezelfde kenmerken bevat, maar op één of meer van de kenmerken afwijkt van auto X. Zo heeft auto Y bijvoorbeeld minder koffer-ruimte dan auto X, maar is Y ook goedkoper dan X.

Op deze wijze kan een aantal keuzealternatieven worden opgesteld. Aan respondenten wordt vervolgens gevraagd hun voorkeur voor de verschillende keuzealternatieven weer te geven. In de analysefase wordt nagegaan hoe de voorkeuren voor de alternatieven afhangen van de kenmerken van de auto. Door een kostenvariabele in de

keuzealternatieven op te nemen, kan de geldelijke waardering van een kenmerk worden afgeleid. Anders dan bij CVM wordt dus niet direct naar een geldwaarde gevraagd, maar wordt deze afgeleid uit de rangorde die de respondent aanbrengt tussen de verschillende alternatieven.

Het voordeel van CA is dat een respondent in staat stelt afwegingen te maken tussen de verschillende kenmerken van een bepaald goed. Dit maakt de methode meer geschikt voor de waardering van bijvoorbeeld natuurgebieden of ecosystemen – die immers vele goederen en diensten leveren, die vele kenmerken bezitten – dan de eendimensionale CVM. En ook hier geldt, net als bij CVM, het hypothetische karakter ervan als grootste nadeel.

4.2.3 Geschiktheid van de verschillende waarderingsmethoden

Tabel 4.1 vat de verschillende hierboven waarderingsmethoden samen. Het blijkt dat de betrouwbaarheid van de reiskostenmethode (RKM) en de hedonische prijzenmethode (HPM) vaak minder ter discussie staat dan die van de contingente waarderingsmethode (CVM) en conjoint analysis (CA). De twee laatstgenoemde waarderingsmethoden hebben daarentegen als voordeel dat zowel de gebruikswaarde als de niet-gebruikswaarde van een publiek goed ermee bepaald kunnen worden. Mede gezien bovengenoemde beperkingen van de verschillende methoden, wordt in waarderingsstudies vaak tegelijkertijd gebruik gemaakt van meerdere waarderingsmethoden.

Zo tonen Nunes en van den Bergh (2004) in hun onderzoek naar de betalingsbereidheid voor be-

In geval van de autofabrikant zou dat betekenen dat de kenmerken die relevant zijn voor de keuze van de auto worden gecombineerd in de beschrijving van een concrete auto

Method	Gebruikte informatie	Waardecategorie	Betrouwbaarheid
<i>Op basis van gedrag</i>			
- Reiskostenmethode	Waargenomen keuzes	Gebruikswaarde	Goed
- Hedonische prijzenmethode	Marktuitskomsten	Gebruikswaarde	Goed
<i>Op basis van preferenties</i>			
- Contingente waarderingmethode	Hypothetische betalingsbereidheid	Gebruiks- en niet gebruikswaarde	Moeilijk te verifiëren, makkelijk te manipuleren
- Conjoint Analysis	Gerangschikte voorkeuren voor alternatieven	Gebruiks- en niet gebruikswaarde	Statistische analyse van resultaten is vaak een 'black box'

Tabel 4.1 Belangrijkste karakteristieken van Reiskostenmethode, Hedonische prijzenmethode, Contingente waarderingmethode en Conjoint Analysis.

Bron: Rouwendal en Rietveld (2000).

paalde zeebeschermingsmaatregelen overtuigend aan dat RKM en CVM elkaar aanvullen. Ze concluderen dan ook dat een combinatie van RKM en CVM vereist is voor het verkrijgen van een compleet beeld van de totale economische waarde die aan de maatregelen kan worden toegerekend. Ook al zijn er vraagtekens te zetten bij de betrouwbaarheid van CVM, toch beschouwt het Amerikaanse Environmental Protection Agency CVM als een methode die geschikt is om binnen een MKBA toegepast te worden. CVM is daarbij een volwaardig onderdeel van de MKBA. De uitkomst van een CVM-inclusieve MKBA is veelal bindend in de besluitvorming in de Verenigde Staten (Bos, 2003). Voorwaarde daarbij is dat CVM wordt uitgevoerd volgens de daartoe opgestelde richtlijnen (zie Arrow et al., 1993).

Tabel 4.2 bevat een opsomming van verschillende (min of meer groene) publieke goederen, en laat zien welke methode doorgaans het meest geschikt

is voor het economisch waarderen van (een verandering in de omvang van) deze goederen. Dus stel dat door een bepaalde beleidsmaatregel het strand in Zandvoort ontoegankelijk wordt, dan kunnen de gevolgen die dit heeft voor recreatie en toerisme met zowel RKM, CVM en CA in geld worden uitgedrukt. Voor het moneteriseren van het effect dat deze maatregel heeft op het (maritieme) ecosysteem van Zandvoort zijn minder waarderingmethoden geschikt. Tabel 4.2 laat zien dat daarvoor feitelijk enkel maar CA de aangewezen methode is.

Uit tabel 4.2 blijkt dat RKM vooral geschikt is voor de waardering van maatregelen die effect hebben op recreatie en toerisme. HPM wordt vooral gebruikt bij zaken als stilte en rust (zie bijvoorbeeld Udo et al., 2006), en water en luchtkwaliteit. De andere twee waarderingmethoden, CVM en CA, zijn breder inzetbaar; ze kunnen in principe gebruikt worden voor de waardering van

Methode	Toepassing Gezondheid en veiligheid	Biodiversiteit en ecosystemen	Stilte en rust	Recreatie en toerisme	Water- en luchtkwaliteit
<i>Op basis van gedrag</i>					
- Reiskostenmethode	X	X	?	V	?
- Hedonische prijzenmethode	?	X	V	?	
<i>Op basis van preferenties</i>					
- Contingente waarderingmethode	V	?			
- Conjoint Analysis	V	V	?		

Uitleg: X = niet of nauwelijks geschikt; ? = in sommige situaties geschikt; V = in potentie geschikt.

de meeste groene publieke goederen. Dat betekent echter gezinszins dat de keuze voor een bepaalde waarderingmethode al bij voorbaat vast staat. Tabel 4.1 laat immers zien dat de betrouwbaarheid bij RKM en HPM beter gewaarborgd is dan bij CVM en CA. Bovendien is er vanuit praktisch oogpunt nog een ander nadeel verbonden aan CVM en CA. De uitvoering van deze

twee methoden gaat namelijk vaak gepaard met veel tijd en hoge kosten. En daar lijkt op korte termijn geen verandering in te komen. Want door de verschillende richtlijnen en verfijningen van de methoden, zijn de tijdsduur en de omvang van de kosten de laatste jaren enkel maar toegenomen (Spash en Carter, 2002).

*Tabel 4.2 Belangrijkste toepassingsgebieden van Reiskostenmethode, Hedonische prijzenmethode, Contingente waarderingmethode en Conjoint Analysis.
Bron: Spash en Carter (2002).*



Rondje

Randstad

Voor de studies is de referentiesituatie van belang. De belangrijkste kenmerken van deze referentiesituatie zijn een stijging van de autokosten met 43% tussen 1995 en 2020 doordat automobilisten belasting gaan betalen per gereden kilometer. Congestieheffing van 9 eurocent per kilometer en een toename van de reële parkeerkosten met 50%. Door het gebruik van zuinigere auto's dalen de brandstofkosten per kilometer met 12%.

5 Toetsingscriteria voor uitgevoerde evaluatiestudies

5.1 Overzicht en beschrijving relevante criteria

In dit hoofdstuk worden toetsingscriteria opgesteld aan de hand waarvan reeds uitgevoerde evaluatiestudies op hun waarde kunnen worden geschat¹⁷. Hier wordt uitgegaan van twee soorten toetsingscriteria:

- toetsingscriteria waarmee kan worden bepaald of het gekozen evaluatie-instrument, gegeven de omstandigheden, situatie en verschillende doelstellingen, het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel; en
- toetsingscriteria waarmee kan worden aangetoond of aan de eisen is voldaan die het toegepaste instrument stelt (en dus of het instrument zorgvuldig is toegepast).

Deze twee soorten toetsingscriteria worden hieronder beschreven, waarbij een verdere onderverdeling is gemaakt aan de hand van de in hoofdstuk 2 geïntroduceerde trits *analyse – beoordeling – afweging*. Niet elke toetsingscriteria is echter toe te schrijven aan één van deze drie fases, en daarom hebben we aansluitend op de trits *analyse – beoordeling – afweging* nog de categorie ‘overig’ toegevoegd.

5.1.1 Criteria om te toetsen of het gekozen evaluatie-instrument het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel

Analyse

Toetsingscriteria in de analyse-fase verschaffen inzicht in de vraag of de relevante verwachte effecten met het evaluatie-instrument (kunnen) worden bepaald. Om te kunnen toetsen of het gekozen evaluatie-instrument het meest geschikt

is voor datgene waarvoor het wordt ingezet, is het van belang twee dingen te weten. Allereerst, welke effecten worden door een besluitvormer relevant geacht? Wil hij of zij louter inzicht in financiële geldstromen of zijn externe effecten voor hem of haar eveneens van belang? En ten tweede, welk evaluatie-instrument neemt welk (type) effect mee? Zoals we zullen zien, biedt een MCA de mogelijkheid effecten mee te nemen die in een MKBA veel moeilijker expliciet te maken zijn. Hieronder worden twee belangrijke toetsingscriteria beknopt uiteengezet – te weten, de verdeling van positieve en negatieve effecten, en de onomkeerbaarheid van effecten – die geregeld terugkeren in de analyse-fase.

- *Verdeling lusten en lasten*
Een in de ogen van een besluitvormer onrechtvaardige verdeling van lusten en lasten kan als negatief effect opgenomen worden in de evaluatie. Als een bepaald project bijvoorbeeld leidt tot een koopkrachtdaling bij de lagere inkomens en tegelijkertijd tot een koopkrachtstijging bij de hogere inkomens, dan is het voor te stellen dat een besluitvormer dit als een negatief effect op wil nemen in de evaluatiestudie.
- *Tijdelijkheid of onomkeerbaarheid van effecten*
De implementatie van een project kan leiden tot onomkeerbare effecten, waarmee het project dus ook voor toekomstige generaties belangrijke gevolgen heeft. Denk bijvoorbeeld aan het verlies aan cultuurhistorische waarden, of het uitsterven van diersoorten. Wanneer er sprake is van onomkeerbare effecten, dan is het bijna vanzelfsprekend – of op zijn minst

¹⁷ Ter onderscheid van het evaluatie-instrument multicriteria-analyse gaat het in dit hoofdstuk dus om toetsingscriteria voor de verschillende evaluatie-instrumenten.

voorstelbaar – dat een besluitvormer het van belang vindt de onomkeerbaarheid van deze effecten expliciet in de evaluatiestudie op te nemen.

Beoordeling

De beoordeling betreft het waarderen van de omvang van de geïnventariseerde effecten. In de beoordelingsfase wordt nagegaan of deze waardering overeenstemt met het (gewenste) actorperspectief. Om vast te stellen of deze overeenstemming er ook daadwerkelijk is, kan worden teruggegrepen op de volgende toetsingscriteria:

Het ruimtelijke schaalniveau heeft bovendien consequenties voor de mate waarin de uitkomsten van een evaluatie-instrument geldig zijn

- *De correctie voor interregionale effecten*
Bij de realisering van een project, zoals natuurontwikkeling, kunnen effecten tussen verschillende regio's optreden. Nieuwe natuur zal vermoedelijk leiden tot extra recreatieve inkomsten in de regio, maar niet uitgesloten is dat dit ten koste gaat van recreatieve inkomsten in andere regio's. Indien een evaluatie op nationaal niveau wordt gemaakt is het van belang om voor mogelijke interregionale uitsalderings-effecten te corrigeren (zie Jongeneel et al., 2005). Evaluatie-instrumenten verschillen in de mate waarin dit mogelijk is.
- *De ruimtelijke schaal van het planscenario*
Het plan (of project) dat onderwerp van evaluatie is, heeft veelal betrekking op een bepaald afgebakend geografisch gebied. Dit gebied kan variëren van lokaal tot internationaal. Indien het project een zeer laag ruimtelijk schaalniveau betreft (zeg postcodeniveau), kan de geschiktheid van bepaalde evaluatie-instrumenten in het gedrang komen. Maar ook voor het

mondiaal schaalniveau is de toepasbaarheid van bepaalde instrumenten beperkt. Dit wordt – weliswaar onbewust – eens te meer aangetoond door de merkwaardige uitkomsten van het onderzoek dat Costanza et al. (1997) hebben uitgevoerd naar de monetaire waarde van alle ecosystemen van de wereld. De schaal van een planscenario kan dus bepalend zijn voor de geschiktheid van een instrument.

Het ruimtelijke schaalniveau heeft bovendien consequenties voor de mate waarin de uitkomsten van een evaluatie-instrument geldig zijn. Dit hangt onder meer nauw samen met de mogelijke aanwezigheid van interregionale effecten. Zo kan een bepaald effect van een project op lokaal schaalniveau beschouwd worden als additioneel (bijvoorbeeld een toename van het aantal toeristen en hun bestedingen), terwijl op een hoger ruimtelijk schaalniveau (nationaal) sprake kan zijn van uitsluitend een herverdeling van toeristenstromen.

- *Tijd en kosten voor het toepassen van het instrument*
De benodigde tijd en kosten om een evaluatiestudie uit te voeren, verschillen per evaluatie-instrument en kunnen daarmee van belang zijn bij de uiteindelijke keuze voor een bepaald instrument. De benodigde tijd kan vooral bij een planevaluatie en een procesevaluatie een beslissende rol gaan spelen, omdat in de regel de evaluatiestudie afgerond moet zijn voordat het besluit over een project wordt genomen.
- *De validiteit en betrouwbaarheid van de evaluatie-uitkomsten*
Voor de evaluatie is het van belang te weten of een evaluatie-instrument ook daadwerkelijk

meet wat het beoogt te meten. Oftewel, beantwoordt de evaluatie aan haar doel? Dit wordt validiteit genoemd.¹⁸ Daarnaast speelt betrouwbaarheid een grote rol: hoe consistent zijn de uitkomsten door de tijd heen? Zorgen om en problemen met de validiteit van monetaire waarderingsmethoden hebben de toepassing van deze methoden verminderd (zie bijvoorbeeld Hausman, 1993; Bennet et al., 1998; Bishop, 2003). Dat dit bovendien gevolgen heeft voor het gebruik van MKBA lijkt nauwelijks twijfel.

Zoals gezegd zijn de uitkomsten van een evaluatiestudie in statistische zin betrouwbaar wanneer er bij een herhaling van de studie weinig verschil is tussen de huidige uitkomsten en die van de opnieuw uitgevoerde studie. Kortom, wanneer een evaluatiestudie meerdere malen wordt uitgevoerd, dan zijn de uitkomsten ervan betrouwbaar als deze steeds min of meer dezelfde zijn. Wanneer toeval een grote rol speelt in de evaluatie, zullen de uitkomsten van herhaalde studies eerder van elkaar verschillen en is de betrouwbaarheid van de evaluatie laag. Betrouwbaarheid geeft dus eigenlijk de mate aan waarin een evaluatiestudie onafhankelijk is van het toeval. Overigens garandeert de betrouwbaarheid niet de validiteit van een studie.

Afweging

De afweging bestaat uit het met elkaar vergelijken van de geaggregeerde effecten voor de verschillende projectalternatieven. Op basis van de afweging wordt gekozen voor een voorkeursalternatief. Om te kunnen bepalen of daartoe het meest geschikte evaluatie-instrument is gebruikt, is het van belang te weten in welke informatiebehoefte de afweging voorziet.

- **Informatiebehoefte**

De verschillende evaluatie-instrumenten leveren niet allemaal dezelfde informatie. Terwijl het ene instrument (MKBA) een uitspraak doet over de rentabiliteit van een project, verschaffen de andere twee instrumenten (MCA en KEA) louter inzicht in de rangorde van projectalternatieven. Wanneer een besluitvormer dus antwoord zoekt op de vraag of een project economisch verantwoord is, dan zal het gebruik van een MKBA meer voor de hand liggen dan het gebruik van een van de twee andere instrumenten. Voor inzicht in de rangorde van projectalternatieven op basis van (persoonlijke) wegingen van (zelfgekozen) criteria is een MCA de aangewezen methode. Maar als een besluitvormer na wil gaan welk projectalternatief tegen de minste kosten het gewenste effect geeft, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is, dan zal hij of zij normaal gesproken eerder geneigd zijn te kiezen voor een KEA.

Overig

- **Draagvlak voor een instrument**

Zowel voor evaluatie-instrumenten als voor de waarderingsmethoden geldt dat ze verschillen in de mate van draagvlak onder actoren, zoals beleidsmakers, maatschappelijke organisaties, onderzoekers, en andere belanghebbenden. De aanwezigheid van draagvlak, of juist het ontbreken ervan, kan van invloed zijn op de acceptatie van de evaluatie en haar uitkomsten. Instemming met het toe te passen instrument dient niet beperkt te blijven tot de beleidsmakers. Want draagvlak is meer dan een handjevol beleidsmakers. Daarom is van belang wie

¹⁸ In de bestaande literatuur wordt een onderscheid gemaakt tussen verschillende vormen van validiteit. Zo verwijst de term 'construct validity' naar de vraag of de gemeten betalingsbereidheid verklaard kan worden door theoretisch verwachte variabelen. Een ander soort validiteit is de zogeheten 'convergent validity' en heeft betrekking op het feit of verschillende meetmethoden resulteren in corresponderende betalingsbereidheden. Bij 'predictive validity' gaat het om het doen van voorspellingen over de toekomst (zie Hoevenagel, 1994).

Afhankelijkheid kan ook bestaan tussen de met het instrument gemoeide tijd en kosten en de betrouwbaarheid van de uitkomsten

er allemaal bij de evaluatiestudie zijn betrokken. Zijn bijvoorbeeld maatschappelijke organisaties er in gekend, of heeft een beleidsmaker grotendeels zelfstandig geopereerd?

Met name bij de MCA is het voorstelbaar dat een directe betrokkenheid van belanghebbenden het draagvlak voor de methoden vergroot. Immers, de keuze van criteria en de gewichten die aan elk criterium worden toegekend zijn veelal ingegeven door persoonlijke, politieke of bestuurlijke motieven. Voor meer informatie over draagvlak voor en acceptatie van het instrument, zie van de Wielen et al., 2004.

Ervaring met een instrument

Het gaat er hierbij om of het evaluatie-instrument of de waarderingsmethode nieuw is of al is 'uitontwikkeld'. Wanneer een instrument of methode relatief nieuw is, zal de kans op toekomstige nieuwe methodologische inzichten en aanpassingen groter zijn dan bij uitvoerig geteste en doorontwikkelde instrumenten en methoden. Dit kan gevolgen hebben voor de betrouwbaarheid en toepasbaarheid van het instrument of de methode.

Robuustheid van een instrument

Bij de robuustheid van het evaluatie-instrument gaat het om de vraag in hoeverre hetzelfde instrument tot verschillende resultaten leidt indien het door verschillende personen wordt toegepast. De robuustheid hangt sterk samen de betrouwbaarheid van de uitkomsten. Alleen waar de betrouwbaarheid nauw verbonden is aan de mate van toeval, is dit niet per definitie het geval voor de robuustheid van het instrument. De robuustheid wordt namelijk mede

bepaald door transparantie van het instrument. En hoewel deze transparantie (en daarmee de robuustheid) kan worden bevorderd door de beschikbaarheid van richtlijnen voor het toepassen van het instrument, hoeft dit niet automatisch te betekenen dat daarmee ook het instrument betrouwbaarder wordt. Met andere woorden, wanneer er meer richtlijnen beschikbaar komen om daarmee het instrument robuuster te maken, dan hoeft niet noodzakelijkerwijs de rol van toeval af te nemen.

Voordat we verder gaan met criteria waarmee kan worden nagegaan of het evaluatie-instrument zorgvuldig is toegepast, is het nog wel zinnig op te merken dat tussen de hierboven beschreven toetsingscriteria afhankelijkheid kan bestaan. Zo hangt bijvoorbeeld de correctie van interregionale effecten af van de gekozen ruimtelijke schaal. Afhankelijkheid kan ook bestaan tussen de met het instrument gemoeide tijd en kosten en de betrouwbaarheid van de uitkomsten. Doorgaans zal meer tijd nodig zijn, en zullen de kosten van de evaluatiestudie hoger uitpakken, wanneer ernaar gestreefd wordt de betrouwbaarheid van de uitkomsten (verder) te laten stijgen.

5.1.2 Criteria om te toetsen of aan de eisen is voldaan die het instrument stelt

Naast toetsingscriteria waarmee nagegaan kan worden of het gekozen evaluatie-instrument, gegeven specifieke factoren en prioriteiten, het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel, zijn er criteria om te toetsen of aan de eisen is voldaan die het toegepaste instrument stelt. Deze staan hieronder opgesomd, waarbij opnieuw een onderverdeling is gemaakt naar analyse, evaluatie en afweging.

Analyse

Om na te gaan of een evaluatie-instrument zorgvuldig is toegepast, is het van belang inzicht te hebben in de effecten die in een uitgevoerde evaluatiestudie zijn meegenomen. Zo heeft bijvoorbeeld de aanleg van de Betuwelijn een groot aantal effecten buiten de transportmarkt. Een deel van deze effecten werkt door op andere markten dan de transportmarkt. Dit zijn de zogenaamde indirecte effecten. Weer andere effecten vinden buiten iedere markt om en worden aangeduid als externe effecten. Hoewel bij de toepassing van MKBA's wordt aanbevolen om alle (relevante) effecten van een project te onderzoeken, betekent dit niet automatisch dat al deze effecten zonder meer bij elkaar mogen worden opgeteld. Dit kan namelijk leiden tot dubbelstellingen. Er zal dus goed moeten worden nagegaan of, en in hoeverre, de diverse effecten qua welvaart ook additioneel zijn. Als relevante effecten niet in de analyse zijn meegenomen, dan dient gemotiveerd te zijn waarom ze buiten beschouwing zijn gelaten.

Beoordeling

In de beoordelingsfase wordt een oordeel toegevoegd aan de gegevens die in de analysefase zijn gestructureerd. Als uit de analyse is gebleken dat een bepaald project effect heeft op natuur en landschap, dan is het voor de evaluatie van belang te weten hoe deze effecten zijn beoordeeld. Is hiervoor bijvoorbeeld gebruik gemaakt van waarderingmethoden? Zo ja, dan is het zinvol na te gaan wat deze methoden nu eigenlijk hebben gemeten. Hebben ze enkel de gebruikswaarde in ogenschouw genomen, of is er ook gekeken naar de niet-gebruikswaarde? En komt dit overeen met

wat door de besluitvormer beoogd werd? Kortom, ook hier is het begrip validiteit van belang. Maar ook de term 'betrouwbaarheid van de uitkomsten' komt opnieuw om de hoek kijken, bijvoorbeeld wanneer de respons op een CVM-enquête laag is. Zijn de uitkomsten van de enquête dan nog wel betrouwbaar en wat zijn de consequenties als deze (al dan niet betrouwbare) uitkomsten als input dienen voor een MKBA?

Afweging

Bij de afweging worden de geaggregeerde effecten die verbonden zijn aan de verschillende projectalternatieven met elkaar vergeleken. Op deze manier wordt een uiteindelijke keuze gemaakt voor een voorkeursalternatief. Voor de afweging zijn vier toetsingscriteria relevant, namelijk tijdshorizon, discontovoet, gevoeligheidsanalyse en de waarde van de wegingsfactoren.

Tijdshorizon

De tijdshorizon is de periode waarover de effecten bepaald worden en waarvoor de economische analyse is uitgevoerd. Bij grote projecten, zoals de Betuwelijn, is de tijds-horizon lang, meestal enkele decennia. Interessant is dat de OEI-leidraad adviseert om enkel te kiezen voor een lange tijdshorizon als ook expliciet de risico's en kosten daarvan in beeld worden gebracht. De leidraad benadrukt de waarde van fasering en flexibiliteit.

Discontovoet

Met de discontovoet, soms ook wel de tijdsvoorkeurvoet genoemd, kunnen toekomstige kosten en baten worden herleid tot een netto contante waarde. Het is de rente waarmee

Als relevante effecten niet in de analyse zijn meegenomen, dan dient gemotiveerd te zijn waarom ze buiten beschouwing zijn gelaten

¹⁹ Deze 4% is in 1995 vastgesteld en is gebaseerd op het historische verloop van de lange termijn kapitaalmarktrente over de periode 1972-1993. Nu, ruim 10 jaar later, rijst geregeld te vraag of de 4% norm voor KBA's bijstelling behoeft. Geregeld wordt gesteld dat er voor natuur- en milieuwaarden een andere discontovoet dan de marktrentevoet gehanteerd moet worden, onder meer vanwege verschuivingen in de schaarste van natuur. In een advies aan het ministerie van LNV, pleit Woltjer (2006) er echter voor om ook voor natuurprojecten de reële marktrentevoet als discontovoet te gebruiken: Wat aan toekomstige generaties moet worden overgelaten, moet niet worden bepaald door de hoogte van de discontovoet, maar door het kiezen van een methode voor het overdragen van kapitaal aan toekomstige generaties, waarmee in natuur kan worden geïnvesteerd.

toekomstige geldstromen worden verdisconteerd. Als de discontovoet hoog is, wordt het heden meer gewaardeerd dan de toekomst. De reden hiervoor is tweeledig. Enerzijds zijn mensen ongeduldig en slaan zij huidige consumptie doorgaans hoger aan dan toekomstige. Anderzijds verwacht menigeen dat in een groeiende economie de toekomstige inkomens hoger zullen zijn dan de huidige. Hierdoor daalt het nut van het additionele inkomen en wordt er dus steeds minder waarde toegekend aan extra inkomen.

De in Nederland voorgeschreven discontovoet bedraagt 4% en heeft betrekking op de reële, risicovrije kapitaalkosten van investeringen.¹⁹ Voor risico's zou nog met een algemene renteopslag gewerkt kunnen worden. Grofweg betekent een discontovoet van 4% dat een effect nu ongeveer drie keer zo zwaar weegt als hetzelfde effect over 25 jaar (Jongeneel et al., 2005).

Gevoeligheidsanalyse

Aan de hand van een gevoeligheidsanalyse wordt onderzocht hoe robuust de uitkomsten van een evaluatiestudie zijn gegeven de onzekerheden in de analyse. Vrijwel algemeen wordt erkend dat een gevoeligheidsanalyse een essentieel onderdeel uitmaakt van de MCA. Deze methode kent namelijk verschillende onzekerheden, zoals onzekerheid in de selectie van relevante criteria en onzekerheid in de toekenning van gewichten (of wegingsfactoren) aan deze criteria. Wanneer verschillende gewichtensets aan de criteria worden gehangen, dan is dit een gevoeligheidsanalyse op de

robuustheid van de eindrangschikking van de projectalternatieven.

Waarde van de wegingsfactoren

Bij een MCA geldt dat voor de toekenning van het relatieve belang van de verschillende criteria geen standaardmethoden beschikbaar zijn. De verdeling van gewichten moet dan ook expliciet beargumenteerd zijn, maar ook dan blijven de gewichten vatbaar voor discussie. Zoals hierboven, bij de gevoeligheidsanalyse, ook al bleek, kan de MCA verrijkt worden door gewichten onderling te variëren, afhankelijk van politieke uitgangspunten. Voorbeelden hiervan zijn gewichtensets die een sociale, ecologische of economische visie weerspiegelen.

Eerder is al aangegeven dat om een evaluatiestudie te toetsen, een heleboel informatie noodzakelijk is. Om bijvoorbeeld de validiteit van een instrument te toetsen, is het bijvoorbeeld onontbeerlijk inzicht te krijgen in wat de besluitvormer (of de opsteller van de studie) aanvankelijk met de evaluatiestudie beoogde. Bij het toetsen van bestaande evaluatiestudies dient er dan ook rekening gehouden te worden met het feit dat niet altijd in alle benodigde informatie kan worden voorzien. Dat wil zeggen, het beoordelen van toegepaste evaluatie-instrumenten kan aanzienlijk worden bemoeilijkt door het ontbreken van relevante informatie.

5.2 Confrontatie toetsingscriteria met instrumenten

De verschillende evaluatie-instrumenten voldoen in verschillende mate aan de hierboven genoemde

toetsingscriteria. Dit betekent niet dat het ene instrument per definitie beter is dan het andere. In deze paragraaf wordt nagegaan in hoeverre en op welke manier de evaluatie-instrumenten tegemoet komen aan de verschillende toetsingscriteria. Hierbij komen vragen aan de orde als: in hoeverre neemt MKBA herverdelingseffecten in ogenschouw? Is er een beperking in het ruimtelijke schaalniveau waarop de instrumenten kunnen worden toegepast? En hoe zit het met het draagvlak voor de verschillende instrumenten?

Verdelingseffecten

Hoewel de voor- en nadelen van projecten voor groepen of regio's binnen Nederland deel uitmaken van het saldo van de kosten en baten in de MKBA, geeft dit saldo geen inzicht in de daadwerkelijke verschuivingen tussen deze groepen of regio's. Maar voor politici zijn verdelingseffecten juist een bron van aandacht en zorg. Daarom is het voor de politieke besluitvorming van groot belang om dit inzicht wel te hebben in de onderliggende effecten voor groepen. Niet voor niets schrijft de leidraad OEI hierover: "het uitsluitend informatie geven over de som van alle voor- en nadelen [is] te mager voor beslissers." (Eijgenraam et al., 2000, p. 137). Volgens de OEI systematiek is het dus zeer gewenst om informatie op te nemen over de verdeling van de baten en kosten, en over de onderlinge verschuivingen tussen bijvoorbeeld regio's of groepen, zodat inzichtelijk wordt gemaakt wie van het project profiteert en wie niet (zie Ministerie van Verkeer en Waterstaat en CPB, 2004, waarin als aanvulling op de OEI-leidraad een nauwgezette beschrijving van de verdeling van effecten wordt gegeven). Het meenemen van verdelingseffecten is binnen

een MCA een stuk eenvoudiger dan bij een MKBA. Ze kunnen, net als bijvoorbeeld werkgelegenheid of kostprijs, als afzonderlijk criterium in een MCA worden opgenomen. Over het algemeen kan bij een KEA slechts in beperkte mate rekening worden gehouden met de verdelingsaspecten. Dit probleem kan echter worden opgevangen door het opleggen van extra restricties aan de KEA.

Onomkeerbaarheid

Het blijkt lastig de onomkeerbaarheid van effecten in een MKBA volledig tot uitdrukking te laten komen. Het variëren van de hoogte van de discontovoet biedt in ieder geval niet voldoende soelaas. Ofschoon de discontovoet weergeeft of mensen er de voorkeur aan geven nu te genieten van een bepaald goed of in de toekomst, kan voor onomkeerbare effecten niet worden volstaan met het variëren van de hoogte van de discontovoet. Als bijvoorbeeld een bepaalde beleidsmaatregel leidt tot het uitsterven van een endemische diersoort, zoals de Noordse Woelmuis, dan wordt dit gegeven doorgaans onvoldoende vertaald door economische termen als kosten en baten – ook al wordt de discontovoet aangepast. De discontovoet is simpelweg niet het geëigende middel om op basis van ethische motieven te voorkomen dat diersoorten uitsterven, of meer algemeen, dat het risico op grote catastrofes voor toekomstige generaties wordt geminimaliseerd. Daarom wordt geadviseerd onomkeerbare effecten van een beleidsmaatregel niet via de discontovoet, maar via waardering nadrukkelijk en expliciet te vermelden. Binnen een MCA kan onomkeerbaarheid, evenals verdelingsaspecten, als afzonderlijk criterium worden opgenomen.

De discontovoet is simpelweg niet het geëigende middel om op basis van ethische motieven te voorkomen dat diersoorten uitsterven



Rondje

Randstad

Door de verbeterde OV-verbinding in de Randstad kunnen zich effecten op de woningmarkt voordoen. Het totaal aantal inwoners in Nederland zal niet toe- of afnemen, maar zal er waarschijnlijk wel sprake zijn van een herverdeling van huishoudens. Spanningen op de woningmarkt tonen aan dat deze herverdeling kan leiden tot additionele welvaartseffecten boven de reeks directe effecten. Maar als onderdeel van de directe effecten zijn de baten voor de woonmigranten al vastgesteld, namelijk in de vorm van reistijdwinst. Door de herverdeling van huishoudens kunnen externe effecten ontstaan zoals agglomeratievoordelen (de voordelen van het bij elkaar wonen van een grote groep mensen) en nadelen (bijvoorbeeld geluidsoverlast wanneer deze mensen te dicht op elkaar gaan wonen).

Interregionale effecten

Door gebruik te maken van de regel van Harberger is het mogelijk om in een MKBA te corrigeren voor interregionale effecten (Jongeneel et al., 2005). Deze regel komt er kortweg op neer dat indirecte kosten en baten, voor zover die optreden op goed functionerende en dus niet verstoorde markten, tegen elkaar wegvallen, waardoor ze niet in de analyse hoeven te worden meegenomen. Wanneer er echter wel sprake is van verstoorde markten, bijvoorbeeld als gevolg van overheidsoptreden, dan moeten indirecte kosten en baten wél in de analyse worden betrokken, omdat er op dat moment sprake is van een verschil tussen de marktwaarde en de maatschappelijke waarde van producten of activiteiten. Ook in een MCA kan voor interregionale effecten worden gecorrigeerd, namelijk door ze als een afzonderlijk criterium in de analyse te betrekken.

Ruimtelijk schaalniveau

Ten aanzien van het toetsingscriterium ruimtelijk schaalniveau geldt voor MKBA dat een bepaald minimum schaalniveau vereist is. Althans, in principe kan een MKBA op een laag schaalniveau, bijvoorbeeld postcode niveau, worden uitgevoerd, maar vanuit praktisch oogpunt is dit weinig realistisch. Is het immers zinvol een MKBA uit te voeren voor het evalueren van, bijvoorbeeld, het plan een boom te planten in een straat? De uitkomsten van de MKBA zullen sterk worden bepaald door wie er toevallig in de straat woont. Bovendien is MKBA een relatief duur instrument voor een evaluatie van een dergelijk initiatief. Voor MCA en KEA spelen deze praktische beperkingen veel minder een rol. In principe gelden er geen beperkingen gelden voor het maximum schaalniveau

waarop een MKBA kan worden uitgevoerd, zolang de analyse maar betrekking heeft op marginale veranderingen als gevolg van een beleidsmaatregel. Desondanks wordt er door sommigen voor gepleit om het nationale niveau als basis te nemen. Reden hiervoor is dat de meeste natuurbeleidsmaatregelen gefinancierd worden uit de publieke middelen, en dus uiteindelijk door de Nederlandse belastingbetalers worden betaald. Ook in de OEI-leidraad wordt het nationale schaalniveau als uitgangspunt genomen. Aan de andere kant valt er het nodige voor te zeggen om elke MKBA op wereldniveau plaats te laten vinden. Per slot van rekening houden niet alle effecten van beleidsmaatregelen bij de landsgrenzen op. Met name externe effecten zijn grensoverschrijdend. Deze moeten hoe dan ook expliciet worden benoemd.

Tijd en geld

Voor wat betreft de benodigde tijd en kosten om een studie uit te voeren geldt dat van het onderdeel 'natuurwaardering' bekend is dat een aanzienlijke inzet van tijd en middelen nodig is. Dit geldt met name voor CVM (Barbier et al., 1997). Een algemeen oordeel over hoe MCA scoort ten opzichte van MKBA voor wat betreft tijd en geld is moeilijk te geven. Een KEA is over het algemeen relatief eenvoudig en snel uit te voeren. Immers, er hoeft niet gewogen te worden zoals bij MCA en aan de batenkant hoeven effecten verder niet in monetaire eenheden gewaardeerd te worden zoals bij MKBA. KKBA is als tijd en middelen besparend alternatief voor MKBA per definitie sneller en goedkoper. Niet voor niets wordt een KKBA ook wel neergezet als een quick scan om een eerste selectie van mogelijke beleidsmaatregelen te maken.

Ook in een MCA kan voor interregionale effecten worden gecorrigeerd, namelijk door ze als een afzonderlijk criterium in de analyse te betrekken

Als de informatie-behoefte bestaat uit het verkrijgen van inzicht in de vraag welke beleidsmaatregel tegen de minste kosten het gewenste effect geeft, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is, dan is KEA het meest geschikt

Betrouwbaarheid

De betrouwbaarheid van een MKBA wordt in belangrijke mate bepaald door het aandeel van effecten die zich niet voordoen op een markt. Als het aandeel van dergelijke effecten in een MKBA groot is en als deze met CVM worden gewaardeerd dan is de betrouwbaarheid vaak een punt van discussie (zie Bos, 2003). Dit bezwaar geldt des te meer voor het opschalen van CVM-waarden. In vergelijking met CVM is de betrouwbaarheid van RKM en HPM weliswaar beter, maar deze waarderingsmethoden zijn ontoereikend voor het bepalen van de niet-gebruikswaarden van groene publieke goederen. Een MCA kent geen dergelijke problemen met het moneteriseren van effecten, vanwege het simpele feit dat dit instrument, evenals een KEA, niet alle effecten van een beleidsmaatregel in geld uitdrukt. Voor een KKBA zullen onbetrouwbaarheden van natuurwaardering nog sterker zijn omdat benefits transfer tot uitkomsten leiden die minder betrouwbaar zijn dan het zelf toepassen van de methodiek. Althans, dat is het vermoeden, dat overigens niet alom wordt beaamd. Want empirisch onderzoek van Brouwer en Spaninks (1999) naar de validiteit en betrouwbaarheid van benefits transfer laat wisselende uitkomsten zien. En ook Gaaff et al. (2003b, p. 42) constateren dat er feitelijk weinig bekend is over de betrouwbaarheid van benefits transfer: “De weinige studies die de betrouwbaarheid van benefit transfer hebben onderzocht komen met verschillende resultaten (Loomis, 1992; Bergland et al., 1995; Bowker et al., 1997; Brouwer, 2000). Echter, Navrud en Pruckner (1997) achten benefit transfer voldoende betrouwbaar voor het gebruik in een kengetallen MKBA (...).” Overigens suggereren

Kristofersson en Navrud (2005) dat de statistische methode die doorgaans wordt gebruikt voor het testen van de betrouwbaarheid van benefits transfer onjuist is. Daarmee maken ze de zaak nog gecompliceerder, want de resultaten die zij verkrijgen na toepassing van de door hen voorgestelde methode gaan soms lijnrecht in tegen bestaande uitspraken over betrouwbaarheid.

Informatiebehoefte

De keuze voor het meest geschikte instrument wordt mede bepaald door de informatiebehoefte. Als de informatiebehoefte bestaat uit het verkrijgen van inzicht in de vraag welke beleidsmaatregel tegen de minste kosten het gewenste effect geeft, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is, dan is KEA het meest geschikt. MKBA en KKBA voorzien in informatie over de (maatschappelijke) efficiency van een beleidsmaatregel. Welke maatregel levert de maatschappij de meeste extra welvaart op? Een KKBA schetst op globale wijze, gebruikmakend van bestaand modelinstrumentarium of uitkomsten uit eerdere studies, de kosten- en batenposten van de verschillende beleidsmaatregelen op hoofdlijnen. Bij een MKBA dient dat veel preciezer en met eigen, specifiek voor het doel van de MKBA uitgevoerd onderzoek te worden gedaan. MCA ondersteunt besluitvormers bij het maken van een rangschikking van beleidsmaatregelen op basis van een al dan niet subjectieve weging van criteria.

Draagvlak

Met betrekking tot het draagvlak geldt voor MKBA dat het een centrale positie inneemt bij het ondersteunen van de besluitvorming. Vanuit

politieke hoek heeft MKBA de wind prettig in de rug. MKBA is verplicht bij de uitvoering van grote infrastructuurprojecten, en de regels voor de opzet en uitvoering ervan zijn vastgelegd in de OEI-leidraad en de aanvullingen erop. Het onderdeel natuurwaardering binnen een MKBA is echter nog wel geregeld onderwerp van discussie, althans in Nederland. Naast MKBA wordt ook MCA in het besluitvormingsproces veel toegepast. Zo wordt een MCA vaak ingezet in de m.e.r. Om een eerste indicatieve indruk te krijgen van de verhouding van kosten en baten, kan gebruikt worden gemaakt van een KKBA. Het is wel een evaluatie-instrument dat door experts uitgevoerd dient te worden, omdat het model-instrumentarium dat wordt gebruikt complex kan zijn. Een gerenomeerd instituut als het CPB heeft bijvoorbeeld in 2002 de maatschappelijke effecten van uitbreiding van Schiphol in kaart gebracht (Koning et al., 2002). Of een bepaald evaluatie-instrument draagvlak heeft, hangt nauw samen met de acceptatie van het instrument. En zowel draagvlak als acceptatie van een instrument kan verschillen tussen actorgroepen, zoals beleidsmakers, wetenschappers en het algemene publiek.

Ervaring

MKBA, MCA als KEA lijken niet veel van elkaar te verschillen ten aanzien van de ervaring die men met het instrument heeft. KKBA daarentegen is relatief nieuw. Met name is de ervaring met het toepassen van benefit transfers beperkt en over de betrouwbaarheid van de verschillende type van benefit transfers is – zoals hierboven beschreven – weinig bekend. Om een KKBA uit te kunnen voeren, is het bovendien noodzakelijk dat er vol-

doende kengetallen voorhanden zijn. En om kengetallen te kunnen samenstellen, is het essentieel dat er op alle relevante onderwerpen onderzoek wordt gedaan, of al is gedaan. Het kentallenboek van Ruijgrok et al. (2006) voorziet in deze noodzakelijkheden.

Robuustheid

De vraag in hoeverre hetzelfde instrument door verschillende personen toegepast tot dezelfde resultaten leidt (robustheid van een instrument) zal mede afhangen van de beschikbaarheid van richtlijnen voor het toepassen van het instrument. Meer dan voor de overige instrumenten geldt voor MKBA dat officiële richtlijnen beschikbaar zijn vanuit OEI, alsmede de richtlijnen van Amerikaanse instanties, zoals EPA (zie Bos, 2003). Voor MCA geldt dat met name de waarden van de gewichten subjectief zijn, hetgeen nadelig is voor de robustheid van het instrument.

Richtlijnen

Om te kunnen beoordelen of het instrument juist is toegepast is de beschikbaarheid van richtlijnen eveneens van belang. Voor MKBA zijn richtlijnen beschikbaar voor het inventariseren van effecten, de waarde van discontovoet en tijdshorizon en het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse. Verder zijn er voor MKBA richtlijnen opgesteld voor het op consistente wijze identificeren van effecten. Dit reduceert de kans op onvolledigheid en dubbel telling van effecten. Bij een meer 'quick en dirty'-achtig instrument, zoals KKBA, is de kans op onvolkomenheden in meegenomen effecten groter.

De KKBA is wel een evaluatie-instrument dat door experts uitgevoerd dient te worden, omdat het model-instrumentarium dat wordt gebruikt complex



Rondje

Randstad

Snelle OV-verbindingen kunnen indirecte effecten hebben op de arbeidsmarkt: Een reductie van de reiskosten betekent een kostenverlaging voor bedrijven die gebruik maken van de OV-lijn. Daarnaast zullen de transportkosten voor het zakelijke verkeer lager worden.

6 Casestudie Kuindermeer

6.1 Verantwoording keuze casestudies

In de voorgaande hoofdstukken van dit rapport zijn verschillende evaluatie-instrumenten beschreven waarmee besluitvormers inzicht kunnen krijgen in de mogelijke gevolgen van een beleidsmaatregel. Bovendien is er een opsomming gegeven van verschillende toetsingscriteria, zoals schaalniveau en discontovoet, aan de hand waarvan nagegaan kan worden welk evaluatie-instrument het meest geschikt is om de evaluatie mee uit te voeren. Met behulp van andere criteria kan vervolgens getoetst worden of aan de eisen is voldaan die het toegepaste instrument stelt. Een dergelijke beschrijvende en opsommende analyse is slechts een deel van het hele evaluatieverhaal. Want waar het voornamelijk aan ontbreekt, is aan inzicht in hoe bepaalde keuzes over het ruimtelijk schaalniveau, populatiegrootte, of toe te passen natuurwaarderingmethoden de uitkomsten van een evaluatie bepalen. Daarom, en ter illustratie en ondersteuning van de eerder gedane analyse, zullen we in hoofdstuk 6 en 7 twee casestudies presenteren. In de casestudies zijn we nagegaan hoe evaluatie-instrumenten al dan niet verschillen in hun uitkomsten. Leidt het gebruik van een MKBA tot andere beleidsaanbevelingen dan wanneer een MCA wordt toegepast? Voor het selecteren van de twee casestudies zijn een paar punten – of ‘eisen’ – van belang. Deze staan hieronder opgesomd. De evaluatiestudie moet ter ondersteuning van het Nederlandse beleid zijn uitgevoerd. Dit betekent dat (louter wetenschappelijke) studies die niet aan een duidelijke beleidsmaatregel zijn gekoppeld afvallen. De beleidsmaatregel dient een (significant) verwacht effect op natuur te hebben.

Om zoveel mogelijk gebruik te maken van de meest recente ervaringen met een evaluatie-instrument dient er zoveel mogelijk gestreefd te worden naar recente evaluatiestudies.

De studie moet voldoende informatief zijn. Dat wil zeggen dat de casestudie moet laten zien hoe de keuzes die met betrekking tot de verschillende toetsingscriteria (zoals uiteengezet in hoofdstuk 5 van dit rapport) zijn gemaakt, de uitkomsten van een evaluatiemethode bepalen. Voortbouwend op wat geconcludeerd is in de voorgaande hoofdstukken zijn belangrijke elementen hierbij de aanwezigheid van verdelingsaspecten, de langetermijnhorizon en de aanwezigheid / de rol van collectieve goederen. De casestudie dient bovendien inzicht te verschaffen in de toepasbaarheid van een evaluatie-instrument.

De studie moet een integrale analyse betreffen, omdat bij een partiële analyse het effect van veranderingen in criteria op de uitkomst van de evaluatie niet goed kan worden bepaald.²⁰

Voor de bestaande evaluatiestudies kan een beroep worden gedaan op de kosten-batenanalyses die zijn opgesomd in de bundel die door het Ruimtelijke Planbureau is uitgebracht (Dammers et al., 2005). Andere interessante evaluatiestudies zijn te vinden in Jongeneel et al. (2005) en van der Heide (2005). Een opsomming van mogelijke casestudies is tabel 6.1 samengevat, met daarbij de aantekening dat deze opsomming bij lange na niet uitputtend is.²¹

Om te kunnen bepalen hoe de afzonderlijke evaluatie-instrumenten verschillen in hun uitkomsten, zijn er op zoek gegaan naar casestudies waarin gebruik is gemaakt van meerdere evaluatie-instrumenten. Aangezien de MKBA

²⁰ Het verschil tussen een partiële en een integrale analyse wordt ook in de OEI-richtlijn gemaakt. De richtlijn past dit onderscheid toe op een KBA en stelt dat in een integrale KBA de indirecte welvaartseffecten en de verdelingseffecten een prominente plaats krijgen, terwijl dit in de partiële KBA niet het geval is. De richtlijn schrijft voor dat een partiële analyse volstaat als (i) redelijkerwijs geen indirecte welvaartseffecten verwacht mogen worden; of (ii) de politiek geen zwaarwegend belang hecht aan verdelingsaspecten binnen onze grenzen. Bij indirecte welvaartseffecten kan gedacht worden aan efficiency effecten (bijvoorbeeld clustervorming), maar ook aan verdelingseffecten over landsgrenzen.

²¹ Zo zijn er in het kader van milieueffectrapportages (m.e.r.'s) in het verleden talloze MCA's uitgevoerd.

centraal staat in dit project, is ervoor gekozen om sowieso te kiezen voor een MKBA-studie, en de uitkomsten ervan te vergelijken met de uitkomsten van een alternatief evaluatie-instrument. De eerste casestudie waarvoor we uiteindelijk hebben gekozen, is die van het Kuindermeer. Deze casestudie staat in dit hoofdstuk centraal. De tweede casestudie (hoofdstuk 7) gaat in op Rondje Randstad, waarbij overigens de KEA van

het ministerie van Verkeer en Waterstaat is vervangen door een door ons zelf uitgevoerde MCA. Dit omdat we nauwelijks inzicht konden krijgen in de cijfers en afwegingen die ten grondslag lagen aan de KEA.

6.2 Beschrijving casestudie

In deze paragraaf wordt de casestudie Kuindermeer beschreven. Allereerst gaan we in op een

Tabel 6.1 Overzicht van uitgevoerde evaluatiestudies

KBA	MKBA	MCA	KEA
<ul style="list-style-type: none"> – Ecologische Hoofdstructuur (1997) – HSL-Oost infrastructuur (2000) – Snelle verbinding naar het Noorden (2000) – Hanzelijn (2001) – Spoorlijn Utrecht-Arnhem–Duitsland (2001) – Uitbreiding Rotterdamse haven (2001) – Maasvlakte 2 (2001) – Zeepoort IJmuiden (2001) – Zeetoeegang IJmuiden (2004) – PKB ‘Ruimte voor de Rivier’ (2005)* 	<ul style="list-style-type: none"> – Zuiderzeelijn (2001) – Verbinding Roosendaal-Antwerpen (2001) – IJzeren Rijn (2001) – Renkums Beekdal (2001) – Roerdal (2002) en (2005) – Vechtstreek (2002) – Rivierverruimende maatregelen op lange termijn (2002) – Kuindermeer (2003) – Rondje Randstad (2004) – Tieler- en Culemborgervaard (2004) – Baggeren van Nederlandse wateren (2005) 	<ul style="list-style-type: none"> – Haalbaarheidsstudie (2000) Renkumse Beek – Ecologische Hoofdstructuur (2000) – Kuindermeer (2003) – Ontsnipperingsmaatregelen op de Veluwe (2005) 	<ul style="list-style-type: none"> – Kosteneffectiviteit van milieumaatregelen (2000) – Ontwerp, Kosten, Inpassing en Effecten (OKIE) Rondje Randstad (2001) – Herziening EU Zwenwater Richtlijn (2003) – Ontsnipperingsmaatregelen op de Veluwe (2005) PKB ‘Ruimte voor de Rivier’ (2005)*

* PKB staat voor Planologische Kernbeslissing.

beschrijving van het gebied en de voorgestelde beleidsmaatregelen die door een MKBA en MCA zijn geëvalueerd (paragraaf 6.2). Hiervoor hebben we gebruik gemaakt van bestaande informatie, zoals opgenomen in Bos en Van Leeuwen (2001) en Reinhard et al. (2003, hierna aangeduid als Reinhard). In paragraaf 6.3 komen de uitkomsten van de twee evaluaties aan de orde en in paragraaf 6.4 het toetsen van de criteria zoals beschreven in hoofdstuk 5. In 6.5 tenslotte de verandering in evaluatie-uitkomsten wanneer aan (bepaalde) criteria andere waarden worden toegekend dan die door Reinhard et al. zijn vastgesteld.

6.2.1 Beschrijving studiegebied

De casestudie Kuindermeer gaat over het gebied op de rand van het oude land (Friesland en Overijssel) en het nieuwe land (Noordoostpolder). Dit gebied grenst in het noorden aan Lemmer en in het zuiden aan Kraggenburg en Vollenhove (zie figuur 6.1). Strikt gesproken bestaat er momenteel geen Kuindermeer, omdat het gebied enkel bestaat uit vaste land dat voornamelijk in gebruik is als landbouwgrond.

Al in 1984 zijn er plannen gemaakt voor de ontwikkeling van een randmeer in de Noordoostpolder. Dit zogeheten Kuindermeer is er niet gekomen: de initiatiefnemers verwachtten te hoge kosten. Na verloop van tijd maakten vernieuwde inzichten in klimaatverandering (waaronder zeespiegelstijging) en bodemdaling een beleidsverkenning naar de toekomstige waterhouding van het IJsselmeergebied, het Noordzeekanaal, het Amsterdam-Rijnkanaal, en alle hiermee verbonden watersystemen, noodzakelijk. In de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening (VIJNO),

die in 2001 is gepresenteerd, is aangekondigd dat het kabinet voornemens is ruimte te reserveren voor een mogelijke aanleg van een randmeer bij de Noordoostpolder.²² In de Vijfde Nota wordt overigens geen uitspraak gedaan op het effect van dit mogelijke inrichtingsproject op de regionale economie. In de meer recentere Nota Ruimte, uit 2004, is er van het kabinetsvoornemen weinig meer over. De Nota Ruimte vermeldt namelijk dat een haalbaarheidstudie naar de aanleg van het randmeer het kabinet heeft doen besluiten van het randmeer af te zien. De reden die hiervoor wordt opgegeven, is dat de kosten en baten te ver uiteenlopen.

6.2.2 Beschrijving van het beleidsplan

Kort samengevat staat in de casestudie Kuindermeer de aanleg van een randmeer centraal. Hier toe dient 3.345 ha landbouwgrond plaats te maken voor diverse andere functies. De exacte locatie van het randmeer staat weergegeven in figuur 6.2.

Bos en Van Leeuwen (2001) en Reinhard gaan uit van twee alternatieve inrichtingen van het gebied: een rode variant, waarbij de nadruk ligt op woningbouw en (recreatieve) bedrijvigheid, en een groene variant waarbinnen natuur centraal staat. Daarnaast is er nog een situatie waarin het gebied blijft bestaan uit landbouwgrond en de waterkeringen worden versterkt. Dit is de referentiesituatie. De kenmerken van drie varianten (referentie, rood, groen) staan samengevat in tabel 6.2.

Aanleg van het Kuindermeer heeft verschillende consequenties. Zo vergroot het de bergingscapa-

²² Tweede Kamerlid Stellingwerf heeft eind 1999 verzocht om in de Vijfde Nota een uitspraak te doen over de haalbaarheid van het randmeer.



Figuur 6.1 Kuindermeer – de huidige situatie zonder randmeer. Bron: Bos en Van Leeuwen (2001, blz. 19, Kaart 3.1).

citeit voor de Friese boezem en zorgt het voor de opvang van vrije afvoer van de Friese riviertjes de Tjonger en de Linde. Het randmeer versterkt bovendien de ecologische Natte As-verbinding van de natuurgebieden Wieden en Weerribben

met Friese Merengebied en met aansluitingen op stroomdalgebied van Tjonger en Linde. Verder is een Kuindermeer een kortere en veiligere vaarroute vanuit IJsselmonding naar het Friese Merengebied en is zo een alternatief voor de



weergevoelige rondvaart via Ketelmeer en IJsselmeer. Tenslotte creëert de aanleg van het vergeten randmeer de mogelijkheid om nabij onder andere Lemmer bereikbare woon- en recreatiegebieden aan het water te realiseren.

6.3 De uitkomsten van de twee evaluatie-instrumenten

Zoals gezegd is in Reinhard zowel een MKBA als een MCA toegepast om de rode en groene variant te evalueren. De referentiesituatie als zodanig is

Figuur 6.2 Kuindermeer – situatie mét randmeer.

Bron: Bos en Van Leeuwen (2001, blz. 20, Kaart 3.2).

Referentiesituatie	Rode variant	Groene variant
<ul style="list-style-type: none"> • Landbouwgrond 3.345 ha • Versterking waterkering 	<ul style="list-style-type: none"> • 4 jachthavens, totaal ± 12 ha • 3 tijdelijke aanlegplaatsen* • 4 woningbouw-locaties, totaal ca. 960 woningen ± 48 ha • 1 kleine camping ± 20 ha • 1 bedrijven-terrein ± 12 ha • Natte natuur 1.353 ha • Open water 1.900 ha • 5 bruggen en 1 aquaduct 	<ul style="list-style-type: none"> 3 jachthavens, totaal ± 9 ha • 1 tijdelijke aanlegplaats* • 3 woningbouw-locaties, totaal ca. 720 woningen ± 36 ha • Natte natuur 1.400 ha • Open water 1.900 ha • 5 bruggen en 1 aquaduct

*Tijdelijke aanlegplaatsen zijn passantenhavens voor pleziervaartuigen.

Tabel 6.2 Samenvatting van de referentiesituatie en de situatie onder een rode, respectievelijk een groene variant

niet geëvalueerd. In paragraaf 6.3.1 worden de resultaten van de MKBA samengevat en vervolgens worden de resultaten van de MCA in paragraaf 6.3.2 weergegeven.

6.3.1 Toepassing MKBA

In hun rapport beschrijven Reinhard et al. uitvoerig de toepassing van de MKBA op de aanleg van het Kuindermeer. Als input voor hun analyse gebruiken ze de regionaal-economische effecten zoals uiteengezet in Bos en Van Leeuwen (2001). Voor hun MKBA maken Reinhard et al. onderscheid tussen verschillende groepen van kosten en baten. Deze worden kort uitgelegd in tabel 6.3.

Nadrukkelijk wordt gesteld dat de MKBA betrekking heeft op de regionale kosten en baten “voor de gemeenten waarin het Kuindermeer wordt aangelegd of gemeenten die direct grenzen aan het randmeer.” (Reinhard, p. 59). Dit betekent dat de onderzoekers geen rekening hebben

gehouden met verdelingseffecten tussen regio's. De gevolgen hiervan laten zich makkelijk raden. Zo moet rekening worden gehouden met het feit dat wanneer de aanleg van het Kuindermeer leidt tot een stijging van het aantal recreanten in het gebied, dit ten koste zal gaan van recreatie in andere gebieden, bijvoorbeeld de Veluwe of de Sallandse Heuvelrug. Doordat de onderzoekers een regionale MKBA hebben uitgevoerd, zijn de effecten hiervan niet in de evaluatie meegenomen. De onderzoekers onderkennen het feit dat zij door het regionale actorperspectief de doorwerkingen van de beleidsmaatregelen op de nationale economie buiten beschouwing laten. Ze voegen daaraan toe (p. 60): “Bij veranderingen in de inzet van productiefactoren (arbeid, kapitaal en grond) wordt verondersteld dat er substitutie plaatsvindt binnen de regio. Dit betekent bijvoorbeeld dat een toename van de inzet van arbeid ten koste gaat van de inzet elders in de regio. Per saldo is er dan geen verandering in de werkgelegenheid.”

Kosten- en batenposten	Omschrijving	Korte uitleg
Investeringskosten	Kosten in de inrichtingsfase (uitgaven)	Investeringskosten voor de aanleg van het Kuindermeer
Directe effecten (kosten en baten)	Interne effecten tegen marktprijzen (direct betrokkenen)	<ul style="list-style-type: none"> • Landbouw: afname productie (verlies toegevoegde waarde en kosten van bedrijfsverplaatsing) • Opbrengst zandwinning • Camping: kosten productiefactoren • Jachthaven: toegevoegde waarde van ligplaatsen • Overige recreatie: toegevoegde waarde (op basis van geschat aantal recreanten) • Woningen: toegevoegde waarde bouw + toegevoegde waarde bestedingen door inwoners • Bedrijventerrein: toegevoegde waarde die bedrijven op het terrein genereren • Infrastructuur: kosten van onderhoud • Waterkering: kosten onderhoud
Indirecte effecten (kosten en baten)	Interne effecten tegen marktprijzen (toeleverende en verwerkende sectoren)	Doorwerkingen die bepaald zijn door Input-Output analyse.
Externe effecten, zowel positief als negatief	Effecten die niet tegen marktprijzen kunnen worden gewaardeerd	<ul style="list-style-type: none"> • Baten recreanten: geschat en als p.m.-posten • Baten natuur (bij niet-gebruik) • Afname milieuvervuiling door verdwijnen landbouw • Verandering aard landschap • Toename van verkeerintensiteit • Overlast voor bewoners tijdens aanleg Kuindermeer
Vermeden investeringen	Investering in autonome ontwikkeling die in de rode en groene variant niet nodig is	Investering in waterkering

Per kosten- en batenpost en voor verschillende thema's – die voortvloeien uit het grondgebruik (landbouw, natuur, wonen, infrastructuur, etc.) – hebben de onderzoekers bedragen bepaald die eenmaal bij elkaar opgeteld het totaal aan kosten

en baten vormen. De uiteindelijke resultaten staan samengevat in tabel 6.4. Overigens is het belangrijk om hierbij in herinnering te brengen dat voor het vaststellen van de kosten en baten van de twee alternatieve varianten een referentie-

Tabel 6.3 Omschrijving en korte uitleg van de verschillende kosten- en batenposten zoals gebruikt in Reinhard

Variant	Kosten	Baten	Saldo	Baten / kosten
Rood	987,1	1.487,9	500,8	1,51
Groen	492,2	809,0	316,8	1,64

*Tabel 6.4 Overzicht MKBA Kuindermeer voor de rode en groene variant in periode 2004-2055 en verdisconteerd (4%, in mln. euro's).
Bron: Reinhard (blz. 77, tabel 8.10).*

situatie of nulsituatie in beschouwing wordt genomen. De effecten van alternatieve varianten worden namelijk per definitie uitgedrukt in termen van verschillen ten opzichte van de referentiesituatie.²³ Maar nogmaals, de referentiesituatie als zodanig is in Reinhard niet geëvalueerd.

Voor beide varianten zijn de maatschappelijke baten hoger dan de maatschappelijke kosten. Beide varianten leiden dus tot een verhoging van de maatschappelijke welvaart, waarbij het saldo van de rode variant hoger is dan die van de groene. De verhouding baten/kosten is voor de rode variant 1,51 en voor de groene 1,64. Dat betekent dus dat de groene variant meer waar voor geld biedt: het rendement van een bestede euro is in de groene variant hoger dan in de rode.

6.3.2 Toepassing MCA

Voor het uitvoeren van een MCA is het noodzakelijk om allereerst verschillende alternatieven te formuleren en vervolgens criteria te kiezen waarop de alternatieven beoordeeld worden. De onderzoekers hebben gekozen voor de drie alternatieven – namelijk, de referentiesituatie, de rode variant en de groene variant – die in paragraaf 6.2 zijn geïntroduceerd. Deze drie alternatieven worden beoordeeld aan de hand van acht criteria. Gekozen is voor een aantal kwantitatieve criteria,

zoals de kosten van de uitvoering van de veranderingen (in euro's), en een aantal kwalitatieve criteria, zoals de versterking van het natuurlijke karakter van de IJsselmeerkust (ja / nee variabele) en de kwaliteit van de ecologische verbinding (score 0 / + / ++). Het overzicht van de criteria en de scores die erbij horen, staan weergegeven in tabel 6.5.

Uit tabel 6.5 blijkt dat er verschil is in het schaalniveau waarop de effecten betrekking hebben. In tegenstelling tot bij een MKBA geldt bij een MCA niet dat alle criteria betrekking moeten hebben op hetzelfde gebied. Ieder individu die de evaluatie of afweging maakt, kan via de wegingsfactoren zelf beïnvloeden in hoeverre gebiedsgrenzen van belang zijn.

De onderzoekers hebben gebruik gemaakt van drie verschillende sets met gewichten. Door verschillende gewichtensets te gebruiken, hebben ze kunnen aantonen wat de invloed van de verschillende sets is op de uitkomst. De eerste gewichtenset is een aselekt getrokken gewichtenset. Bij de tweede gewichtenset hebben ecologische criteria (natuurlijk karakter IJsselmeerkust, areaal wetlands, en ecologische verbinding natte as) zwaardere gewichten gekregen dan de overige criteria. In de derde gewichtenset zijn de economische criteria zwaarder benadrukt (zie tabel 6.6).

²³ Als het gaat om een onderlinge vergelijking van alternatieven is het ook mogelijk de situatie die ontstaat door realisatie van één van de gegeven alternatieven als referentiesituatie te kiezen.

Criterium	Type criterium	Alternatief			Perspectief
		Autonoom	Groen	Rood	
Kosten uitvoering veranderingen (saldo van inkomsten en uitgaven project)	Kwantitatief (mln. euro's)	300	440	685	project (financieel)
Vergroting waterbergend vermogen	Kwantitatief	0	19 mln. m ³	19 mln. m ³	VIJNO
Versterking natuurlijk karakter kust IJsselmeer	Kwalitatief	nee	ja	ja	VIJNO
Levensvatbaarheid bedrijven omgeving Kuindermeer	Kwalitatief	0	+	++	regionaal
Kwaliteit ecologische verbinding (natte as)	Kwalitatief	0	++	+	VIJNO
Verandering areaal wetlands	Kwantitatief	0	1.400 ha	1.353 ha	(inter)-nationaal
Ontlasting Weerribben door vaarroute	Kwalitatief	nee	ja	ja	regionaal
Kwaliteit leefomgeving	Kwalitatief	0	+	++	nationaal

Na standaardisatie van de verschillende scores, hebben de onderzoekers twee multicriteria-methoden toegepast, te weten de regime methode en de evamix methode. De uitkomsten van beide methoden laten zien dat voor alle drie de gewichtensets de groene variant beter scoort dan de rode. De rode variant, op zijn beurt, scoort weer beter dan het autonome alternatief.

6.4 Het toetsen van de evaluatiestudie aan de hand van verschillende criteria

6.4.1 Keuze van instrument: MCA of MKBA?

Over het algemeen kan worden gesteld dat in het rapport van Reinhard de MCA in vergelijking met de MKBA transparanter is uitgevoerd. Hierdoor is in de onderhavige casestudie de MKBA minder robuust gebleken. Ook de betrouwbaarheid en validiteit van de MKBA zijn verlaagd, voornamelijk door de toepassing van beschikbare

informatie uit bestaande studies (benefits transfer) waarvan de context mogelijk verschillend is. De onderzoekers lijken zich van de beperkingen bewust. Op pagina 45 van de studie schrijven zij: “De MKBA van de aanleg van het Kuindermeer dient alleen als een illustratie van de methode en theorie die in de voorgaande hoofdstukken zijn besproken. (...) De meeste effecten zijn onvolledig onderzocht en de waardering van effecten is gebaseerd op soms ruwe veronderstellingen.” Een ander belangrijk onderscheid tussen de twee instrumenten is dat de MCA wél corrigeert voor interregionale effecten en de MKBA niet.

Overigens wil dit alles niet zeggen dat de MCA zaligmakend is. De MCA is weliswaar transparant en helder uitgevoerd – waarmee tegemoet wordt gekomen aan de criteria robuustheid en betrouwbaarheid van de uitkomsten – maar het selecteren van acht criteria op basis van het argument dat

Tabel 6.5 Overzicht criteria en scores per criterium per alternatief.

Criterium	Gewichtensets		
	Aselect getrokken	Ecologisch	Economisch
Kosten uitvoering veranderingen (saldo van inkomsten en uitgaven project)	0,16	0,04	0,25
Vergroting waterbergend vermogen	0,02	0,13	0,09
Versterking natuurlijk karakter kust IJsselmeer)	0,07	0,17	0,05
Levensvatbaarheid bedrijven omgeving Kuindermeer	0,02	0,12	0,25
Kwaliteit ecologische verbinding (natte as)	0,23	0,17	0,12
Verandering areaal wetlands	0,20	0,17	0,07
Ontlasting Weerribben door vaarroute	0,23	0,11	0,03
Kwaliteit leefomgeving	0,07	0,09	0,14

Tabel 6.6 De gekozen gewichtensets.

“niet alle scores van de alternatieven op de verschillende criteria bekend zijn” (Reinhard, blz. 49) is desondanks van invloed op de validiteit van het instrument. Want aan de hand van deze criteria wordt dan wel inzicht verschaft in de gevolgen van veranderingen in ruimtegebruik, maar of de acht geselecteerde criteria toereikend zijn voor een volledig inzicht, is niet duidelijk. De MCA Kuindermeer ‘meet’ dus wat het beoogt te meten, maar het is niet waarschijnlijk dat het hier gaat om een uitgebalanceerde en complete ‘meting’ (zie ook paragraaf 6.4.2).

Objectief is die meting sowieso niet, want subjectiviteit kan bij de toepassing van een MCA nooit worden vermeden. Dit komt bijvoorbeeld naar voren bij de invulling van de kwalitatieve criteria. De keuzes die hierbij zijn gemaakt, worden niet nader toegelicht. Waarom is er gekozen voor scores 0 / + / ++? Wanneer deze kwalitatieve criteria nauwkeuriger worden omschreven en invuld, bijvoorbeeld door kwantitatieve informa-

tie eraan te koppelen, dan gaat dit ongetwijfeld gepaard met een stijging van kosten en de benodigde tijd die voor de analyse nodig is. De vraag of in geval van het Kuindermeer het beste een MCA of MKBA toegepast had kunnen worden, is moeilijk te beantwoorden. Voor beide instrumenten geldt dat de toepassing ervan bedoeld is als illustratie. Ter verwezenlijking van dit doel hebben de onderzoekers op een handzame en redelijk inzichtelijke manier – hoewel hier en daar wat onvolledig – de casestudie Kuindermeer uitgevoerd.

6.4.2 Is bij de toepassing van MCA en MKBA aan de eisen van het instrument voldaan?

Op het eerste gezicht blijkt uit tabel 6.3 en 6.5 dat geen van de beide instrumenten leidt tot regelrechte dubbelrekening van effecten. Dat wil echter niet zeggen dat alle effecten additioneel zijn, want er is namelijk wél sprake van een correlatie tussen effecten. Kortom, het gevaar van dub-

beltellingen is aanwezig. Wanneer bijvoorbeeld directe effecten van de rode variant leiden tot indirecte economische effecten op bedrijven die materiaal leveren voor de bouw van huizen en infrastructuur, dan ligt het gevaar van dubbel-tellingen op de loer. Naast de kans op dubbel-telling tussen de effecten die wél zijn opgenomen in de analyse, zijn er ook nog eens effecten die níet in de casestudie zijn meegenomen, terwijl dit eigenlijk wel had moeten. Oftewel, de lijst met effecten die in beide analyses is opgenomen, is niet compleet. Dat pretenderen de onderzoekers overigens ook niet. De selectie van effecten is gebaseerd op beschikbare informatie en ruwe veronderstellingen. Dat deze lijst kan worden uitgebreid met andere effecten, zal dan ook niet veel verbazing wekken.

Over de validiteit en betrouwbaarheid van de benefits transfers die in de casestudie worden gebruikt, is niet zo heel veel bekend. Dat wil zeggen, afgezien van het opsommen van de referenties, wordt in de studie van Reinhard onvoldoende informatie gegeven over de onderliggende originele waarderingsonderzoek. Dit bemoeilijkt de contextuele controle van de factoren die van significante invloed zijn op de resultaten van de onderliggende studies.

In de OEI-leidraad worden tijdhorizonten van 20, 30 en 40 jaar genoemd. De tijdhorizon die Reinhard et al. gebruiken in hun MKBA-studie, komt hiermee niet overeen. De reden hiervoor is echter verklaarbaar: omdat als gevolg van het aanleggen van het randmeer versterkingen van waterkeringen in de verre toekomst (na 40 jaar) niet meer nodig zijn, is in de MKBA voor een tijdshorizon van 50 jaar gekozen. Een serieus

punt van aandacht is het feit dat er in de MKBA geen gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd. Dit is bij MKBA studies veelal standaard, en wordt in de OEI-richtlijn aanbevolen.

Voor de volledigheid is het goed op te merken dat de in tabel 6.3 gegeven opstelling niet helemaal juist is, omdat de vermeden investeringen normaal gesproken niet in een MKBA thuis horen. De MKBA vergelijkt namelijk de opbrengst van de specifieke combinatie van productiefactoren (dit is de batenkant) met de opbrengst bij de beste alternatieve inzet van deze productiefactoren (de kostenkant). De kostenkant bestaat daarbij uit de alternatieve opbrengst van de ingezette productiefactoren. Aan de batenkant staan de (positieve en negatieve) opbrengsten, gemeten als netto toegevoegde waarde. Het gaat hierbij om de saldi van directe effecten, indirecte effecten (doorwerkingen) en externe effecten. Hierop aansluitend is het zinvol even stil te staan bij de beste alternatieve aanwending van grond. Want als landbouw wordt gezien als de beste alternatieve vorm van grondgebruik (onderdeel kostenkant MKBA), dan moet de opbrengst uit de landbouw worden gecorrigeerd voor de vergoeding van de ingezette productiefactoren arbeid en kapitaal. Het lijkt erop dat dit in Reinhard niet is gebeurd.

Tot slot, bij de weergegeven effecten, zoals bestedingen door toekomstige bewoners en recreanten, is het lastig na te gaan of deze bestedingen binnen of buiten het studiegebied plaatsvinden. Dit is echter wel van belang voor het bepalen van de kosten en baten. Dit wijst eens te meer op een goede gebiedsbegrenzing en een adequate beschrijving van de drie varianten (autonome ontwikkeling, rode variant en groene variant).

Want als landbouw wordt gezien als de beste alternatieve vorm van grondgebruik, dan moet de opbrengst uit de landbouw worden gecorrigeerd voor de vergoeding van de ingezette productiefactoren arbeid en kapitaal

6.5 Gevoeligheid van de uitkomsten voor criteriakeuzes

Voor het begrijpen en op waarde schatten van een uitgevoerde evaluatiestudie is het waardevol om inzicht te hebben in hoe bepaalde criteriawaarden, zoals de lengte van de tijdshorizon, de hoogte van de discontovoet en de geografische omvang van het studiegebied, de uitkomsten van de evaluatie bepalen. Om dit te bereiken, en daarbij een zinvolle vergelijking tussen MKBA en MCA te kunnen maken, is het van belang dat bij beide instrumenten dezelfde uitgangspunten, bedragen, scores en dergelijke worden gehanteerd. In paragraaf 6.3.2 is al opgemerkt dat dit in Reinhard niet het geval is. Dat wil zeggen dat de MKBA en MCA op verschillende uitgangspunten zijn gebaseerd. Daarom worden in paragraaf 6.5.1 allereerst de

doelstellingen geïnventariseerd, en zijn we nagegaan welke verschillende dimensies zijn gebruikt en is de omvang daarvan (opnieuw) vastgesteld zodat een vergelijking tussen de twee instrumenten mogelijk is. In paragraaf 6.5.2 wordt vervolgens met verschillende criteriawaarden gevarieerd.

6.5.1 MKBA en MCA vergelijkbaar gemaakt

In tabel 6.7 zijn de drie varianten, te weten de referentiesituatie, de rode variant en de groene variant, nog eens samengevat. In wezen is dit een aangepaste versie van tabel 6.2, met als belangrijkste verschil dat in tabel 6.7 het grondgebruik nader is gespecificeerd. In de navolgende analyse wordt voortgebouwd op deze onderverdeling naar natuur en infrastructuur, bedrijvigheid, en wonen en recreatie.

Tabel 6.7 Grondgebruik in de drie onderscheiden varianten.

	Referentiesituatie	Rode variant	Groene variant
<i>Natuur en infrastructuur</i>			
Open water		1.900 ha	1.900 ha
Natte natuur (wetlands)		1.353 ha	1.400 ha
<i>Bedrijvigheid</i>			
Akkerbouw	300 ha		
Melkveehouderij	3.045 ha		
Bedrijventerrein		± 12 ha	
<i>Wonen en recreatie</i>			
Wonen		± 48 ha	± 36 ha
Jachthavens		± 12 ha	± 9 ha
Camping		± 20 ha	
Totaal	3.345 ha	3.345 ha	3.345 ha

Bij de analyse is verder onderscheid gemaakt tussen de transformatiefase (ook wel inrichtingsfase of realisatiefase genoemd), waarin de gewenste veranderingen daadwerkelijk worden gerealiseerd, en de exploitatiefase daarna. Verondersteld is dat de transformatie plaats heeft in jaar 0, waarna in jaar 1 de exploitatiefase start. Deze veronderstelling wijkt af van wat Reinhard et al. veronderstellen, namelijk dat de transformatiefase pas in 2020 (jaar 17) begint. Het waarom hiervan is niet bekend. De aanname dat veranderingen pas na pakweg twintig jaar plaatsvinden, heeft consequenties voor de gekozen tijdsperiode. Want Reinhard et al. werken weliswaar met een tijds-horizon van 50 jaar, maar de eerste 17 jaar zijn voor alle drie de varianten gelijk. Daarom hebben wij ervoor gekozen om onze analyse pas te starten als de veranderingen daadwerkelijk worden gerealiseerd en daarbij uit te gaan van (dezelfde) 30 jaar die Reinhard et al. ook aanhouden voor hun exploitatiefase.

Andere uitgangspunten bij de analyse zijn:

- Zoals al eerder is aangegeven, is het actorperspectief van waaruit de analyse wordt uitgevoerd dat van de regionale overheid, van de regio ‘omgeving van het Kuindermeer’. De consequentie hiervan is dat voor een aantal effecten niet kan worden aangegeven of ze een bijdrage leveren aan de welvaart. Als recreanten bijvoorbeeld hun activiteiten van buiten het gebied naar de regio Kuindermeer verplaatsen, is er sprake van een welvaartseffect. Maar als er enkel sprake is van verplaatsing van recreatie en toeristische activiteiten binnen de regio, dan verandert de welvaart niet. In de analyse is (impliciet) verondersteld dat er bij recreatie, wonen en bedrijvigheid géén sprake

is van verplaatsing van activiteiten binnen de regio, maar dat alle verplaatsingen vanuit andere regio's komen. Met andere woorden, veranderingen in recreatie, wonen en bedrijvigheid dragen automatisch bij aan een welvaartsverandering in de omgeving Kuindermeer.

- Het grondgebruik is in alle drie de varianten beperkt tot dezelfde 3.345 hectares. Omdat de analyse is gericht op het vergelijken van de varianten, kan in de MKBA de inzet van grond bij de berekening van de kosten buiten beschouwing blijven. Kortom, de rekenprijs van grond hoeft niet te worden bepaald. De consequentie hiervan is dat het welvaartseffect (oftewel, het MKBA saldo) in alle drie de varianten wordt overschat, en wel met een bedrag dat gelijk is aan de rekenprijs van grond. Maar omdat de inzet van grond voor alle drie de varianten dezelfde is, is ook de overschatting van het welvaartseffect voor alle drie de varianten gelijk. De uiteindelijke rangschikking van varianten wordt er daarom niet door beïnvloed. Overigens heeft het welvaartseffect betrekking op een groter gebied dan de betreffende 3.345 hectare, omdat de analyse immers betrekking heeft op “de gemeenten waarin het Kuindermeer wordt aangelegd of gemeenten die direct grenzen aan het randmeer” (Reinhard, p. 59).
- Voor de exploitatiefase is uitgegaan van een constante situatie, waarin de effecten (inkomsten, uitgaven, en dergelijke) in alle jaren gelijk zijn. Dit wordt ook wel het ‘constante jaar-saldo’ genoemd.

In tabel 6.8 zijn vervolgens de doelstellingen geïnventariseerd die in de MKBA en MCA aan

Als recreanten bijvoorbeeld hun activiteiten van buiten het gebied naar de regio Kuindermeer verplaatsen, is er sprake van een welvaartseffect

	Dimensie	MKBA	MCA
<i>Natuur en infrastructuur</i>			
Vergroting waterbergend vermogen	m ³ toename		V
Vergroting areaal wetlands	Hectares		V
Verbetering kwaliteit ecologische verbinding (natte as)	Kwalitatief		V
<i>Bedrijvigheid</i>			
Vergroting levensvatbaarheid lokale bedrijven	Kwalitatief		V
<i>Wonen en recreatie</i>			
Versterking natuurlijk karakter kust IJsselmeer	Kwalitatief		V
Ontlasting Weerribben (door vaarroute)	Kwalitatief		V
Verbetering kwaliteit leefomgeving	Kwalitatief		V
<i>Totaal over alle sectoren</i>			
Maximalisatie maatschappelijke\ welvaart	Monetair	V	
(Minimalisatie) kosten veranderingen en investeringen	Monetair	Impliciet	V

Tabel 6.8 Doelstellingen achter MKBA en MCA, en de dimensies waarin de doelstellingen in de analyse zijn uitgedrukt. V = opgenomen als doelstelling in de evaluatiestudie.

²⁴ Dit geldt althans voor de samenstellers van dit rapport. Want op basis van de beschikbare informatie hadden zij moeite met het uitvoeren van de MKBA op een dusdanige manier dat de uitkomsten ervan vergelijkbaar waren met die in Reinhard.

de orde zijn. Wat hierbij opvalt, is dat de relatie tussen doelstellingen en gekozen criteria veel explicieter is voor MCA dan voor MKBA. De criteria uit tabel 6.5 zijn namelijk vrijwel identiek aan de doelstellingen van MCA uit tabel 6.8.

Eerder werd al opgemerkt dat niet alle veronderstellingen en aannames waarop de MKBA is gebaseerd even eenvoudig zijn te achterhalen. Weliswaar is waar mogelijk de OEI-richtlijn toegepast, maar dit betekent niet automatisch dat dezelfde uitkomsten worden verkregen wanneer anderen dan de onderzoekers zelf de MKBA uitvoeren.²⁴ De MKBA die hieronder staat beschreven, is gebaseerd op eigen berekeningen en is daardoor niet helemaal identiek aan die in Reinhard. De bijdrage van de projectalternatieven aan de maatschappelijke welvaart wordt berekend als het

saldo van baten en kosten voor vier categorieën effecten:

- Investeringen. Dit zijn de kosten en baten in de transformatiefase.
- Directe effecten. Het gaat hierbij om de kosten en baten in de sectoren die direct bij het project zijn betrokken. Deze kosten en baten kunnen via marktprijzen worden gewaardeerd.
- Indirecte effecten. Dit zijn de kosten en baten voor de toeleverende en verwerkende activiteiten in het gebied. Ook deze effecten kunnen via marktprijzen worden gewaardeerd.
- Externe effecten, zowel direct als indirect. Kenmerkend voor externe effecten, zoals milieuvervuiling, is dat ze buiten de markt optreden. Ze blijven met andere woorden buiten de prijs van geproduceerde goederen en diensten. Als externe effecten via een waarderings-

	Referentiesituatie		Rode variant		Groene variant	
	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)
<i>Investeringsen</i>						
• Natuur en infrastructuur	-136,16	-136,16	-134,02	-134,02	-134,02	-134,02
• Bedrijvigheid	0,00	0,00	-107,08	-107,08	-20,50	-20,50
• Wonen en recreatie	0,00	0,00	35,39	35,39	26,99	26,99
• Totaal	-136,16	-136,16	-205,71	-205,71	-127,53	-127,53
<i>Directe effecten</i>						
• Natuur en infrastructuur	-2,04	-35,28	-21,65	-374,35	-21,67	-374,72
• Bedrijvigheid	1,18	20,34	14,00	242,09	0,00	0,00
• Wonen en recreatie	0,00	0,00	3,37	58,35	2,63	45,40
• Totaal	-0,86	-14,94	-4,27	-73,91	-19,04	-329,32
<i>Indirecte effecten</i>						
• Natuur en infrastructuur	0,03	0,46	0,28	4,87	0,28	4,87
• Bedrijvigheid	0,32	5,58	1,46	25,18	0,00	0,00
• Wonen en recreatie	0,00	0,00	0,75	12,97	0,60	10,32
• Totaal	0,35	6,04	2,49	43,02	0,88	15,19
<i>Externe effecten (monetair)</i>						
Waardering recreanten	0,00	0,00	50,60	874,98	45,50	786,79
Saldo		-145,02		638,37		345,13

methode (bijvoorbeeld CVM) monetair zijn gewaardeerd, dan worden ze als positieve of negatieve baten meegenomen. Is dit niet het geval, dan blijven ze een p.m.-post.

Bovengenoemde opsomming van effecten is grotendeels vergelijkbaar met de verschillende

kosten- en batenposten die Reinhard et al. invullen en toepassen (zie tabel 6.3). Maar anders dan in Reinhard laten wij vermeden investeringen uitdrukkelijk buiten beschouwing. Het opnemen van vermeden investeringen kan namelijk gevaarlijk zijn omdat er politiek misbruik van gemaakt kan worden. Vermeden investeringen zijn in-

Tabel 6.9 Samenvatting van de MKBA, op basis van eigen berekeningen.

vesteringen die in de referentiesituatie gepland staan, maar die vermeden kunnen worden doordat een projectalternatief wordt uitgevoerd. Door ze als batenpost in een MKBA op te nemen, hebben vermeden investeringen invloed op het uiteindelijke saldo van een MKBA. Het opnemen van vermeden investeringen kan ertoe leiden dat in een referentiesituatie (enorme) investeringen worden 'bedacht' en gepland, die vervolgens bij een projectalternatief als batenpost worden meegenomen, en daarmee van grote invloed kunnen zijn op de uitkomsten van de MKBA. In de meest extreme situatie kunnen vermeden investeringen doorslaggevend zijn in de keuze van een projectalternatief.

In tabel 6.9 zijn de investeringen en effecten voor de MKBA samengevat. De tabel geeft niet alleen de gediscoteerde waarde aan (bij een discountvoet

van 4% en een tijdshorizon van 30 jaar), maar ook de waarde voor een representatief toekomstig jaar (het zogeheten 'zichtjaar'). Het opnemen van effecten voor een bepaald representatief jaar wordt aanbevolen in de OEI-leidraad. Achterliggende informatie en berekeningen kunnen bij de auteurs van dit rapport worden opgevraagd.

Voor de volledigheid is in Tabel 6.10 een overzicht gegeven van de externe effecten die niet monetair zijn gewaardeerd en daarom niet in Tabel 6.9 zijn opgenomen. In feite gaat het hierbij om een herhaling van tabel 6.5, die op zijn beurt weer is gebaseerd op tabel 7.1 (blz. 49) in Reinhard. Omdat deze effecten niet gediscoteerd kunnen worden – ze zijn immers niet in euro's uitgedrukt – hebben deze externe effecten alleen betrekking op het zichtjaar.

Tabel 6.10 Niet-gemonetariseerde externe effecten

	Referentiesituatie	Rode variant	Groene variant
<i>Natuur en infrastructuur</i>			
• Waterbergend vermogen	0 m ³	19 mln. m ³	19 mln. m ³
• Areaal wetlands	0 ha	1.353 ha	1.400 ha
• Kwaliteit ecologische verbinding	0	+	++
<i>Bedrijvigheid</i>			
• Levensvatbaarheid bedrijven in de regio	0	++	+
<i>Wonen en recreatie</i>			
• Versterking natuurlijk karakter kust	Nee	Ja	Ja
• Ontlasting Weerribben	Nee	Ja	Ja
• Kwaliteit Leefomgeving	0	+	++

De saldi voor de rode en groene varianten liggen in tabel 6.9 hoger dan de oorspronkelijke saldi, zoals die zijn berekend door Reinhard et al. en staan samengevat in tabel 6.4 van dit rapport. De reden voor de verschillen is gelegen in de onderliggende aannames en veronderstellingen die zijn gehanteerd. Verder geldt dat voor de investeringen de gediscoteerde waarde gelijk is aan de waarde in het zichtjaar. Dit is niet verwonderlijk, want de investeringen vinden enkel in jaar 0 plaats. Verdisconteren – het terugrekenen van toekomstige kosten of baten naar het heden – leidt automatisch tot dezelfde investeringsbedragen als die voor het zichtjaar, want toekomstige investeringen vinden niet plaats, alleen investeringen in jaar 0. Tabel 6.9 geeft louter de saldi weer. Met andere woorden, elk bedrag in de tabel is het resultaat van baten minus kosten. De daadwerkelijke omvang van deze baten en kosten staan – afgerond – weergegeven in tabel 6.11. De rij met afgeronde saldi vormde de input voor tabel 6.9.

Wanneer enkel gekeken wordt naar de uitkomsten van tabel 6.9 – en dan met name de onderste rij – dan zal al gauw geconcludeerd worden dat de rode variant de voorkeur geniet, gevolgd door de groene variant. De referentiesituatie is het minst aantrekkelijk. De saldo van de rode variant is immers het hoogst, en die van de referentiesituatie het laagst.

Maar op basis van de baten-kostenverhouding, berekend met de waarden zoals weergegeven in de één-na-onderste rij van tabel 6.11, verdient niet de rode, maar de groene variant de voorkeur. De baten-kostenverhoudingen voor de rode en groene variant zijn namelijk respectievelijk 1,34 en 1,38. Kortom, de rode variant draagt het meeste bij aan de maatschappelijke welvaart, maar voor de groene variant zijn de baten per ingezette euro hoger. Waar bij een MKBA alle effecten die monetair zijn gewaardeerd in de analyse moeten worden meegenomen, ligt dat bij een MCA niet vast. Bij een MCA bepaalt de gebruiker (in principe)

Tabel 6.11 Kosten en baten Kuindermeer, bij een discontovoet van 4% en een tijdschhorizon van 30 jaar

	Referentiesituatie		Rode variant		Groene variant	
	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)	Zichtjaar (mln. €)	Gediscont. (mln. €)
Investeringen	136	0	317	112	227	100
Directe effecten	116	101	1.425	1.351	618	289
Indirecte effecten	24	30	172	215	61	76
Externe effecten (monetair)	0	0	0	875	0	787
Totaal	276	131	1.914	2.553	906	1.252
Saldo	-145		639		346	

welke criteria worden meegenomen, in welke (kwalitatieve of kwantitatieve) dimensie de scores van de criteria worden weergegeven en hoe 'zwaar' elk criterium meetelt. De keuze voor de criteria wordt dus bepaald door de gebruiker van de uitkomsten van de MCA (actorperspectief). Zoals eerder al is aangegeven, is in Reinhard gebruik gemaakt van twee multicriteriamethoden, namelijk de regime methode en de evamix methode. Om na te gaan of de uitkomsten van de MKBA vergelijkbaar zijn met die van de MCA, moet de MCA opnieuw worden uitgevoerd. Immers, de effecten die in de MKBA zijn meegenomen zijn niet overeenkomstig de criteria die zijn gebruikt in de MCA. En voor het zinvol vergelijken van uitkomsten is dit wel een vereiste. Omwille van praktische redenen, te weten de eenvoudigheid van programmeren, is daarbij de

evamix methode vervangen door de methode van gewogen sommering. Vooral vanwege de betrekkelijk eenvoudige toepassing ervan, is gewogen sommering één van de meest, zo niet de meest toegepaste multicriteriamethoden.

De uitkomsten van de opnieuw uitgevoerde MCA staan samengevat in tabel 6.12. Zoals uit de tabel is op te maken, hebben we gebruik gemaakt van twee verzamelingen criteria. De eerste verzameling betreft de oorspronkelijke MCA criteria uit tabel 6.5 (waarbij overigens het criterium 'de kosten van de uitvoering van veranderingen' is vervangen door het investeringssaldo uit tabel 6.9). De tweede verzameling criteria correspondeert met de doelstelling van de MKBA. De toepassing van deze tweede verzameling geeft aan of de resultaten van de MKBA overeenstemmen

Tabel 6.12 MCA voor twee verzameling criteria en met gelijke gewichten

	Regime methode		Gewogen sommering	
	MCA-criteria	MKBA-criteria	MCA-criteria	MKBA-criteria
Referentiesituatie			0,11	0,23
Referentiesituatie versus rode variant	-0,75	-0,43		
Referentiesituatie versus groene variant	-1,00	0,14		
Rode variant			0,75	0,80
Rode variant versus referentiesituatie	0,75	0,43		
Rode variant versus groene variant	-0,38	1,00		
Groene variant			0,94	0,60
Groene variant versus referentiesituatie	1,00	-0,14		
Groene variant versus rode variant	0,38	-1,00		

met die van de MCA, als tenminste dezelfde doelstelling wordt gehanteerd.

Om de resultaten met elkaar te vergelijken is het veel gebruikte MKBA criterium 'baten-kosten-saldo' vervangen door criteria die vanzelfsprekend een monetaire dimensie hebben, maar die ook een zinvolle vergelijking met een MCA mogelijk maken. Meer specifiek, er is gekozen voor tien MKBA criteria, te weten de monetair gewaardeerde externe effecten, en de investeringen, directe effecten en indirecte effecten voor de drie sectoren natuur en infrastructuur, bedrijvigheid, en wonen en recreatie. De bijbehorende criteriascores zijn de gediscconteerde saldi (bij 30 jaar en een discontovoet van 4%) voor deze tien criteria. De gewichten voor alle criteria zijn gelijk verondersteld.

De uitkomsten voor de regime methode laten zien dat voor de verzameling MCA-criteria de groene variant geprefereerd wordt boven de rode variant, die weer wordt verkozen boven de referentiesituatie. Bij de methode van gewogen somming geldt voor de verzameling MCA-criteria dezelfde voorkeursvolgorde: groene variant > rode variant > referentiesituatie. Het is logisch dat de referentiesituatie in beide gevallen het minst wordt gewaardeerd, omdat voor het Kuindermeer de externe effecten positief van aard zijn en corresponderen met doelstellingen die een verbetering ten opzichte van de autonome ontwikkeling beogen. Wanneer de verzameling MKBA-criteria het uitgangspunt is, dan blijkt niet de groene, maar juist de rode variant de voorkeur te genieten. Bij de regime methode komt de referentiesituatie op de tweede plaats en de groene variant eindigt als laatste. Onder gewogen somming wisselt deze rangorde: de groene variant eindigt voor de referentiesituatie.

De vergelijking tussen MKBA en MCA geeft enig zicht op de gevoeligheid van de uitkomsten voor verdelingsaspecten ten aanzien van de onderscheiden sectoren natuur en infrastructuur, bedrijvigheid, en wonen en recreatie. Kijkend naar de criteria, dan ligt in de MCA het accent op de sectoren natuur en infrastructuur, en wonen en recreatie. Binnen deze sectoren spelen vooral de zogenaamde 'zachte waarden' (oftewel, de niet-monetair gewaardeerde effecten) een belangrijke rol. In de MKBA daarentegen spelen deze zachte waarden geen rol. Het gevolg laat zich raden. Waar bij toepassing van de MCA de groene variant – met een accent op natuur – de voorkeur geniet, daar komt bij de MKBA de rode variant, die op bedrijvigheid is gericht, als beste uit de bus.

6.5.2 Variërende waarden van toetsingscriteria

Om het effect te kunnen illustreren van verschillende waarden van toetsingscriteria op de uitkomst van een evaluatie, worden in het navolgende variabele waarden toegekend aan de tijdshorizon, de discontovoet en de wegingsfactoren. De criteria 'tijdshorizon' en 'discontovoet' hebben betrekking op de MKBA, terwijl het gebruik van verschillende wegingsfactoren uitsluitend voor een MCA van belang is. Met deze drie toetsingscriteria kan relatief eenvoudig worden 'gespeeld'. Dat wil zeggen dat de onderzoeker of beleidsmaker aan deze knoppen kan draaien en daarmee de resultaten van de analyse kan veranderen. De vraag die nu voorligt is in hoeverre de resultaten ook daadwerkelijk veranderen als er aan die knoppen gedraaid wordt.

Daarnaast is er een categorie toetsingscriteria waar minder makkelijk mee gevarieerd kan worden. Het gaat hierbij in het bijzonder om de criteria 'ruimte-

De vraag die nu voorligt is in hoeverre de resultaten ook daadwerkelijk veranderen als er aan die knoppen gedraaid wordt

Tabel 6.13 Baten-kosten saldi Kuindermeer, bij een discontovoet van 4% en tijds-horizons van respectievelijk 10, 30 en 50 jaar.

Tijdshorizon	Referentiesituatie Saldo (mln. €)	Rode variant Saldo (mln. €)	Groene variant Saldo (mln. €)
10	-140	190	94
30	-145	639	346
50	-147	843	460

lijk schaalniveau' en de 'betrouwbaarheid van de methoden om natuur te moneteriseren'. Het is lastig, maar bovenal tijdrovend, om exact na te gaan wat de invloed van een andere invulling van deze criteria is voor de uitkomsten van een evaluatiestudie. Toch besteden we in deze paragraaf, weliswaar in meer algemene bewoordingen, aandacht aan deze categorie. Tot slot zijn er toetsingscriteria die zich niet of nauwelijks lenen voor de toepassing van variërende waarden, zoals 'ervaring met het instrument' en 'draagvlak'. Deze toetsingscriteria worden daarom hier buiten beschouwing gelaten.

Tijdshorizon

De gekozen tijdshorizon kan van doorslaggevende betekenis zijn voor de uiteindelijke uitkomsten van een MKBA. Als bijvoorbeeld wordt gekozen voor een tijdshorizon van 10 jaar, dan wordt er in de analyse geen gewicht toegekend aan de kosten en baten die pas na 10 jaar optreden. Baten en kosten worden dan onderschat. In tabel 6.13 staat aangegeven wat er met de baten-kostensaldi van de MKBA Kuindermeer gebeurt als er niet wordt uitgegaan van een tijdshorizon van 30 jaar, maar van 10 jaar en 50 jaar.

Vooraf bij de rode en groene varianten blijken de saldi (en dus de kosten en baten) erg gevoelig

voor de keuze van de tijdshorizon. Bij de beide varianten is goed zichtbaar dat het positieve jaar-saldo van de effecten tot een aanzienlijk lager (bij 10 jaar) dan wel hoger (bij 50 jaar) baten-kosten-saldo leidt. De relatief geringe verandering die in de referentiesituatie optreedt, komt doordat het saldo in het zichtjaar van de (directe, indirecte en externe) effecten klein is en de investeringen in jaar 0 plaatsvinden.

De saldi mogen dan wel veranderen, de voorkeursvolgorde blijft ongewijzigd. Dat komt omdat er wordt uitgegaan van constante jaren: de kosten en baten in de exploitatiefase zijn voor alle jaren gelijk verondersteld. Wanneer er daarentegen in de loop van de jaren verschillen optreden in de kosten en baten – bijvoorbeeld, in de beginjaren hogere kosten en baten dan in latere jaren – dan kan bij verschillende tijdshorizons de voorkeursvolgorde veranderen. Ook de restwaarde kan invloed uitoefenen.

Als we er van uitgaan dat het Kuindermeer na 30 jaar nog steeds bestaat, en recreanten er dan nog steeds gebruik van maken, dan is het logisch om met een restwaarde te werken. Een algemene vuistregel is dat deze restwaarde varieert van 30% tot 40% van de investering. Bij een langere periode (50 jaar) waarover projecteffecten worden be-

schouwd, zal minder gauw een restwaarde van de investeringen worden meegenomen dan bij een korte tijdshorizon.

Inmiddels bestaat er de nodige discussie over het al dan niet opnemen van een restwaarde. De reden hiervoor is gelegen in de voorgeschreven discontovoet van 4%. Dit is een zogeheten risico-vrije discontovoet. Een dergelijk lage discontovoet leidt vrijwel onvermijdelijk tot een onderschatting van eventuele risico's. Ter compensatie van het feit dat er amper risico's in de kosten- en batenstromen tot uitdrukking komen, is daarom voorgesteld om een discontovoet van 4% te combineren met het 'afkappen' van de tijdshorizon, en dus geen restwaarde mee te nemen.

Discontovoet

Om het effect van de discontovoet op de uitkomsten van een MKBA te illustreren, is de disconteringsfactor geïntroduceerd. De disconteringsfactor wordt gebruikt om de verwachte geldstromen constant te maken waardoor bepaald kan worden wat de waarde van de geldstromen is op dit moment. Meer formeel gesteld is de disconteringsfactor de factor waarmee een euro wordt vermenigvuldigd om de contante waarde te bepalen van een geldstroom van één euro per jaar gedurende de beschouwde periode. In een formule samengevat:

$$\sum_{t=1}^n \left\{ \frac{Y}{(1+r)^t} \right\}$$

waarbij n de lengte van de periode is en r de discontovoet. De discontofactor is dus afhankelijk van de discontovoet en het aantal jaren dat het duurt voordat de kost of de baat optreedt. Als wordt uitgegaan van een tijdshorizon van 30 jaar,

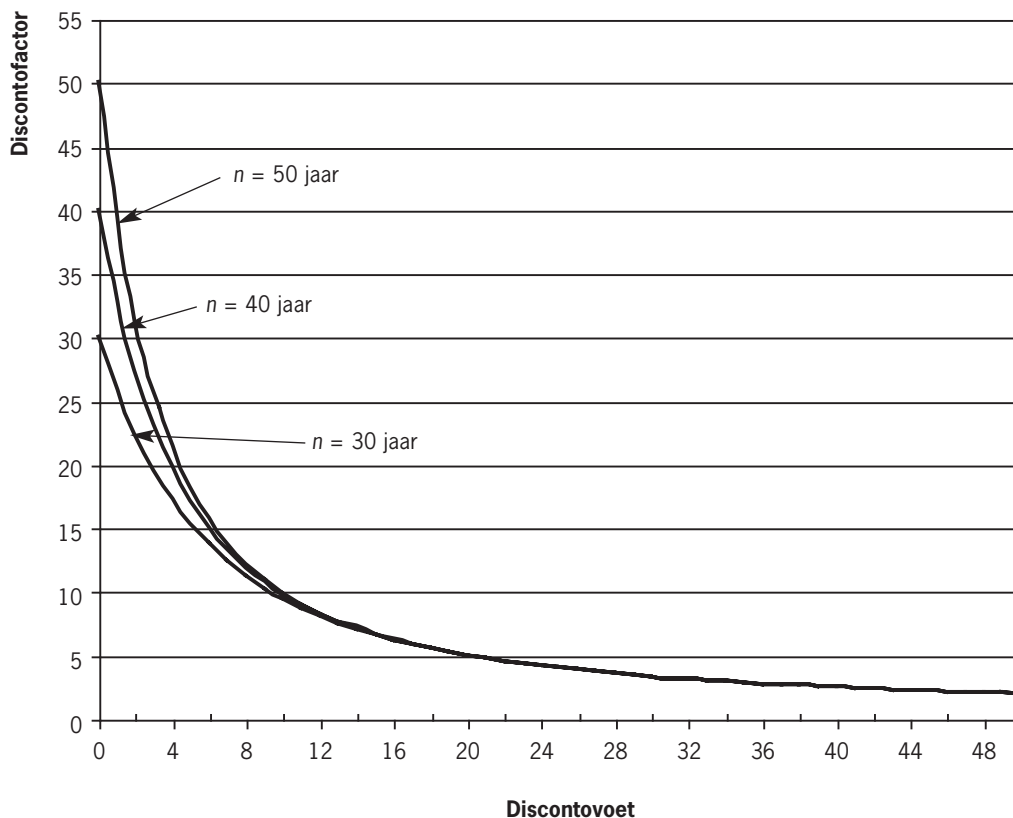
dan blijkt uit Figuur 6.3 dat de disconteringsfactor afneemt van 30 bij een discontovoet van 0% (ofwel alle jaren even belangrijk) tot 1.99 bij een discontovoet van 50%. Dit laatste houdt in dat de waardering van een geldstroom van € 1,- gedurende 30 jaar gelijk is aan € 1.99 op tijdstip 0. De reductie in de disconteringsfactor bij een oplopende discontovoet wordt veroorzaakt doordat latere jaren minder zwaar meetellen naarmate de discontovoet hoger is. Dus, als de discontofactor laag is, dan is de discontovoet hoog, en telt de toekomst steeds minder zwaar.

Zoals eerder gesteld, ligt in Nederland de voorgeschreven discontovoet op 4%, wat bij een tijdshorizon van 30 jaar een disconteringsfactor van 17,3 oplevert. Voor tijdshorizons van 40 en 50 jaar bedraagt deze disconteringsfactor respectievelijk 19,8 en 21,5. Uit de figuur is af te lezen dat de discontovoet van 4% in een steil deel van de grafiek valt. Met andere woorden, een discontovoet van 3% of 5% levert in vergelijking met een discontovoet van 4% een behoorlijke verandering in de disconteringsfactor op. De discontofactoren die hierbij horen, zijn (voor een tijdshorizon van 30 jaar) respectievelijk 19,6 en 15,4. Dit betekent dat bij een discontovoet van 3% (5%) de waardering van een geldstroom van € 1,- over 30 jaar gelijk is aan € 19,60 (€ 15,40) op tijdstip 0. De discontofactor geeft hiermee inzicht in de tijdsvoorkeur en laat zien dat de toekomst bij een discontovoet van 3% hoger gewaardeerd wordt dan bij een discontovoet van 5%.

Voor het Kuindermeer geldt dat, vanwege de veronderstelling van het constante jaarsaldo, veranderingen in de discontovoet geen effect sorteren op de voorkeursvolgorde van de varianten. Maar even-

Dus als de discontofactor laag is, dan is de discontovoet hoog, en telt de toekomst steeds minder zwaar.

Figuur 6.3 Waarde disconteringsfactor als functie van de discontovoet voor drie verschillende tijdshorizons, namelijk 30, 40 en 50 jaar.



als bij de tijdshorizon geldt ook voor de discontovoet dat introductie van een restwaarde, al dan niet in combinatie met verschillen in de jaarsaldi in de loop van de tijd, hier verandering in kan brengen.

Wegingsfactoren

De uitkomsten van de MCA zoals uitgevoerd in Reinhard laten steeds dezelfde voorkeursvolgorde

zien, ongeacht de gekozen sets van wegingsfactoren. Maar ook bij de MCA waarvan de resultaten hierboven staan weergegeven in tabel 6.12, blijkt dat een verandering van wegingsfactoren nauwelijks van invloed is op de voorkeursvolgorde. Bij de verzameling MCA-criteria eindigt de referentiesituatie sowieso altijd als minst geprefereerde variant, terwijl de groene variant in de meeste gevallen beter scoort

dan de rode. De onderscheidende MCA-criteria, ofwel de criteria waarop de scores van de rode en groene variant verschillen, zijn investeringen, areaal wetlands, kwaliteit ecologische verbinding, levensvatbaarheid bedrijven en kwaliteit leefomgeving. Op al deze criteria, met uitzondering van de levensvatbaarheid bedrijven, scoort groen beter dan rood. Pas als aan de levensvatbaarheid evenveel belang wordt gehecht als aan de overige vier onderscheidende criteria tezamen, eindigen de rode en groene variant bij zowel de regime methode als de gewogen somming gelijk.

Ruimtelijk schaalniveau

Als we tabel 6.11 nog eens bestuderen, dan valt op dat de directe effecten bij alle varianten een negatief saldo vertonen: de kosten zijn hoger dan de baten. Een belangrijke oorzaak hiervoor is dat het gebied waarop de directe effecten betrekking hebben, feitelijk veel groter is dan het gebied dat wordt bestudeerd. Met andere woorden, het verschil tussen het administratieve gebied (de regio Kuindermeer) en het daadwerkelijke ‘functionele’ gebied vormt een knelpunt, in die zin dat de geraamde kosten voor beheer en onderhoud van de waterkering en het randmeer het baten-kosten-saldo te zwaar belasten. Deze overbelasting van het saldo wordt overigens (gedeeltelijk) gecompenseerd door de veronderstelling dat er geen verplaatsing van activiteiten plaatsvindt binnen het gebied. Dit gebeurt waarschijnlijk wel, zoals bij vaarrecreatie, waardoor de baten die daaruit voortvloeien, worden overschat. Omdat de positieve en negatieve consequenties niet voor alle varianten vergelijkbaar zijn, kan de gekozen werkwijze ten aanzien van de ruimtelijke component invloed hebben op de voorkeursvolgorde van de drie varianten.

Het is dus duidelijk dat een ander schaalniveau leidt tot andere uitkomsten van de MKBA. Veronderstel dat de ruimtelijke schaal van een regionaal niveau wordt opgeschroefd naar nationaal niveau. Dan zal de verzameling van effecten veranderen. Een voorbeeld kan dit toelichten. De aanleg van het Kuindermeer zal vermoedelijk leiden tot minder pleziervaart in Nationaal Park de Weerribben. Dit betekent meer rust en stilte in dit gebied met bijzondere ecologische waarden. Ervan uitgaande dat met het Kuindermeer zelf geen specifieke ecologische waarden worden gecreëerd dan wel verloren gaan, betekent een MKBA op nationaal niveau dat ecosysteemeffecten voor de Weerribben relevant worden, en dus tot de verzameling van effecten gaan behoren. Dergelijke effecten zouden via CVM gewaardeerd kunnen worden.

Maar niet alleen de verzameling effecten zal bij een ander schaalniveau veranderen, ook de omvang ervan. Door de aanleg van het Kuindermeer worden baten gecreëerd die het gevolg zijn van het onttrekken van productiefactoren uit activiteiten elders in het land. Dus tegenover de baten van het Kuindermeer staan kosten die buiten het gebied worden gedragen. Wanneer deze baten en kosten (nagenoeg) gelijk worden verondersteld, dan zou bij een analyse op nationaal niveau de maatschappelijke welvaart amper veranderen. Immers, er vindt binnen Nederland dan enkel een herverdeling van kosten en baten plaats. Afgezien van de vraag of het onder een dergelijke veronderstelling nog wel zinvol is MKBA's op nationaal niveau uit te voeren – doordat baten en kosten in zekere zin in balans zijn, zal het saldo (en dus de bijdrage aan de maatschappelijke wel-

Door de aanleg van het Kuindermeer worden baten gecreëerd die het gevolg zijn van het onttrekken van productiefactoren uit activiteiten elders in het land

*Een werkloze
recreatieondernemer
uit Zeeland zal zich
bijvoorbeeld niet snel
vestigen in de Noord-
Oostpolder*

vaart) om en nabij 0 uitkomen – is er in werkelijkheid door marktonevenwichtigheden en marktimperfecties nauwelijks sprake van volledige ‘uitsaldering’ tussen regio’s. Kortom, additionele welvaartseffecten kunnen in principe optreden bij andere marktvormen dan volledige concurrentie. Een alles behalve perfect werkende markt is de arbeidsmarkt. Een werkloze recreatieondernemer uit Zeeland zal zich bijvoorbeeld niet snel vestigen in de Noord-Oostpolder. Mede door belastingen, uitkeringen en regelgeving is er op de arbeidsmarkt sprake van een discrepantie tussen vraag en aanbod. Bovendien bestaan er door een combinatie van nationale CAO’s en immobiliteit van arbeid beroeps- en regionale afwijkingen. Het schaalniveau heeft bovendien gevolgen voor toeleverende en verwerkende sectoren. Met het opschroeven van het schaalniveau moeten bepaalde toeleverende of verwerkende sectoren, die eerst nog buiten het studiegebied lagen, in de analyse worden meegenomen. Hierdoor verandert de omvang van de indirecte effecten. Dit betekent dat multiplier effecten en de daarachter liggende coëfficiënten van de input-output tabellen (zie de tabellen 8.6 en 8.7 in Reinhard) voor verschillende schaalniveaus aanzienlijk kunnen verschillen. Bij multiplier effecten wordt bijvoorbeeld gedacht aan effecten op werkgelegenheid in toeleverende en verwerkende bedrijven. Het oprekken van het schaalniveau heeft ook nog eens consequenties voor het actorperspectief. Waar in een regionale analyse de gemeentelijke overheden het uitgangspunt zijn, daar wordt in een nationale MKBA het actorperspectief door de nationale overheid ingevuld. Dit betekent onder andere dat subsidies van de rijksoverheid voor de aanleg van het randmeer in een nationale MKBA

leiden tot een herverdeling van middelen tussen belastingbetalers en de regio Kuindermeer. Bij een regionale analyse zijn dergelijke subsidies een batenpost.

Monetariseren natuur

Wanneer we weer terugkeren naar tabel 6.11, dan valt bij zowel de rode als de groene variant de omvang van de monetaire externe effecten op (€ 875 miljoen respectievelijk € 787 miljoen). Nadere analyse leert dat deze baten zó hoog zijn, dat zij verantwoordelijk zijn voor het positieve baten-kosten saldo van beide varianten. Zonder externe effecten zou het saldo bij de rode variant namelijk gelijk zijn aan € -237 en bij de groene variant aan € -442. Maar dat is niet het enige. Want ook de voorkeursvolgorde wordt sterk beïnvloed door de enorme omvang van deze externe effecten. Als de externe baten niet, of slechts voor een klein deel – een kwart bijvoorbeeld – worden meegeteld, dan verschuift de referentiesituatie van de laatste naar de eerste plaats.

Wanneer de monetaire externe effecten nader geanalyseerd worden, dan blijkt uit Reinhard dat de omvang ervan gebaseerd is op benefits transfer. De keuze van de studies waaruit de baten zijn ‘geleend’, is van grote invloed op de hoogte van deze effecten. In dit geval is de invloed zelfs zo groot, dat het de uitkomst van de MKBA bepaalt. Een algemene vraag die zich vanuit deze constatering opdringt, is in hoeverre de keuze van de waarderingmethode van invloed is op de uitkomsten van een MKBA. Ofwel: veranderen de saldi en voorkeursvolgorde wanneer bijvoorbeeld voor het bepalen van de economische waarde van natuur niet een reiskostenmethode (RKM) wordt toe-

gepast, maar een hedonische-prijzenmethode (HPM)? Deze vraag is met name van belang voor het verkrijgen van inzicht in de validiteit en betrouwbaarheid van waarderingmethoden. In de (milieu-economische) literatuur zijn verscheidene overzichten te vinden waarin waarderingmethoden met elkaar worden vergeleken. Zo hebben Boxall et al. in 1996 twee waarderingmethoden vergeleken die beide gebaseerd zijn op weergegeven preferenties, namelijk keuze-experimenten (choice experiments, een methode die gebaseerd is op de methode van Conjoint Analysis) en de contingente waarderingmethode (CVM). In datzelfde jaar hebben Carson et al. (1996) CVM-waarden vergeleken met de uitkomsten van de reiskostenmethode en de hedonische prijzenmethode, telkens voor vergelijkbare scenario's. Op basis van bestaande studies concluderen de onderzoekers dat CVM-schattingen doorgaans wat lager liggen dan de waarden die verkregen zijn via de reiskostenmethode of de hedonische prijzenmethode. Maar tegelijkertijd tonen de onderzoekers aan dat dit niet altijd het geval hoeft te zijn. Niettemin is dit een opvallende conclusie omdat een CVM als gunstige eigenschap heeft dat het niet alleen de gebruikswaarde maar ook de niet-gebruikswaarde in geld uit kan drukken. Een eigenschap die de andere twee methoden – RKM en HPM – niet hebben. Uit een meer recente studie die Uruma en Hodge (2006) in zuidoost-Nigeria hebben uitgevoerd, blijkt opnieuw dat het een verschil uitmaakt of waarderingmethoden zijn gebaseerd op weergegeven preferenties (zoals CVM) of op marktgedrag (zoals RKM en HPM). Scarpa et al. (2003) concluderen juist het tegenovergestelde. Op basis van een empirisch onderzoek naar de waardering van

inheems rundvee in Kenia menen de onderzoekers dat waardering aan de hand van weergegeven preferenties tot vrijwel dezelfde resultaten leidt als waardering gebaseerd op marktgedrag.

Al met al is het niet eenvoudig aan te geven in hoeverre de uitkomsten van de MKBA Kuindermeer zullen veranderen als er gebruik wordt gemaakt van andere methoden van natuurwaardering. Daar is de literatuur niet eenduidig over. En bovendien wordt er in de literatuur veelal een algemene vergelijking gemaakt tussen aan de ene kant waarderingmethoden gebaseerd op weergegeven preferenties, en aan de andere kant methoden die uitgaan van marktgedrag. Binnen deze twee hoofdcategorieën bestaan verschillende methoden – zoals RKM en HPM, die beide zijn gebaseerd op marktgedrag – waarvan evenmin onomwonden kan worden beweerd dat ze tot identieke uitkomsten leiden.

Al met al is het niet eenvoudig aan te geven in hoeverre de uitkomsten van de MKBA Kuindermeer zullen veranderen als er gebruik wordt gemaakt van andere methoden van natuurwaardering



Rondje
Randstad

Met onomkeerbaarheid van effecten is in zowel de MKBA als de MCA geen rekening gehouden. Toch kan dit een factor van belang zijn, bijvoorbeeld wanneer het veenweidegebied, waarin Rondje Randstad is gepland, door de aanleg van een hogesnelheidslijn of een magneetzwefbaan onherstelbaar aangetast zou worden.

7 Casestudie Rondje Randstad

7.1 Beschrijving casestudie²⁵

'Rondje Randstad' staat synoniem voor het door het ministerie van Verkeer en Waterstaat voorgestelde plan om een snelle OV-verbinding tussen de vier grote steden Amsterdam, Rotterdam, Den Haag en Utrecht te realiseren. Deze snelle Randstedelijke verbinding moet een magneetwefbaan of hogesnelheidslijn worden. De twee belangrijkste varianten van het 'Rondje' staan in de figuren 7.1 en 7.2 gepresenteerd.

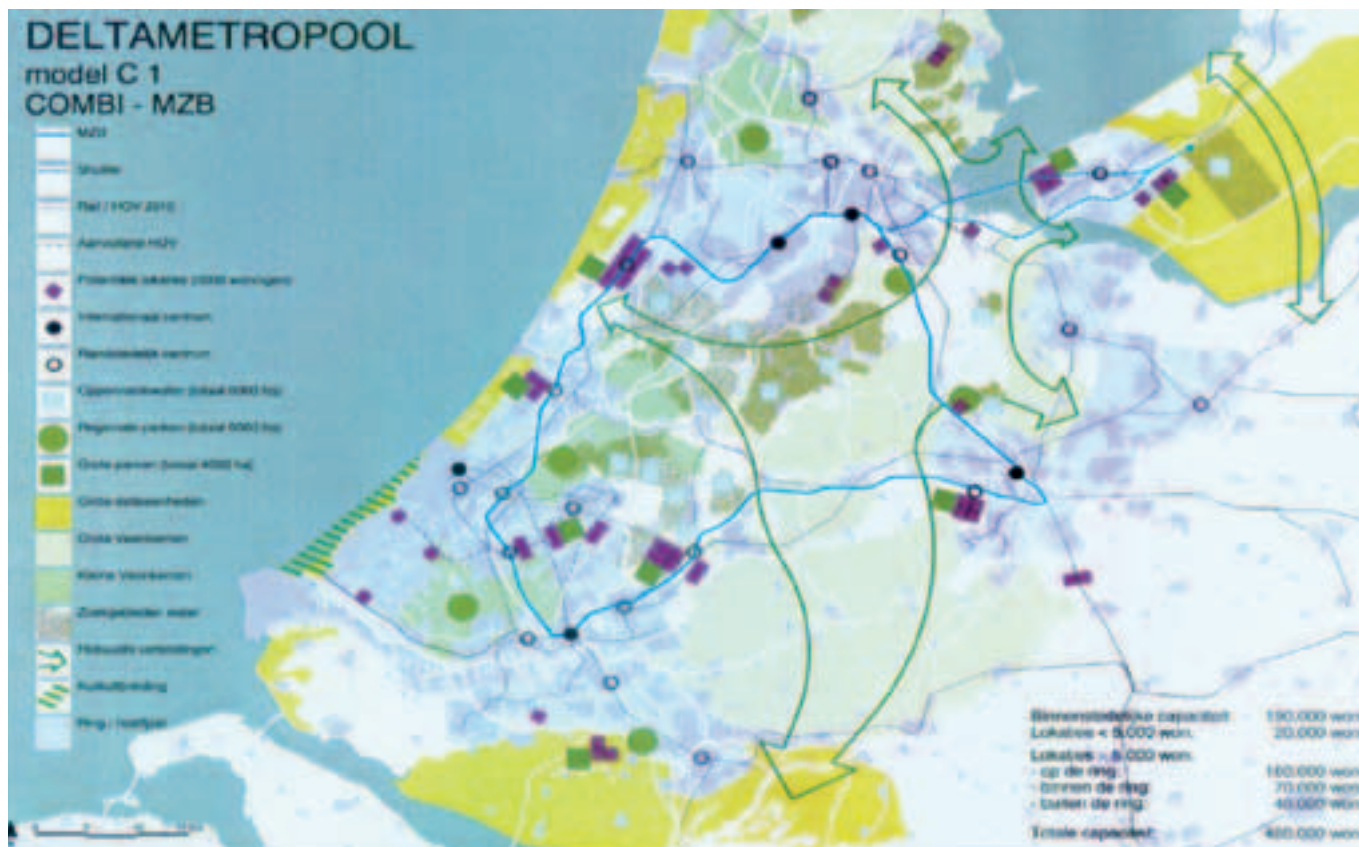
Naast deze twee varianten zijn er in het verleden ook nog andere varianten voorgesteld, maar deze zullen in deze casestudie verder niet aan bod komen. Wel is er vanzelfsprekend een referentiesituatie: de situatie die ontstaat dan wel gecontinueerd wordt als 'Rondje Randstad' niet door gaat. In de studie van NEI-Ecorys (2001) worden zelfs twee referentiesituaties beschreven. Maar omdat over één referentiesituatie nog niet voldoende kwantitatieve informatie beschikbaar was, richt de studie van NEI-Ecorys (2001) – en daarmee ook die van Bos (2004) omdat zijn studie is opgezet als aanvulling op die van NEI-Ecorys – zich enkel op de andere referentiesituatie. Deze referentiesituatie, waartegen de twee varianten uit de figuren 7.1 en 7.2 worden afgezet, is ontwikkeld om de doelstellingen van het Nationaal Verkeers- en Vervoersplan omtrent de groei van het OV-gebruik te halen. De belangrijkste kenmerken van deze referentiesituatie zijn (zie NEI-Ecorys, 2001, blz. 8):

- Stijging van de autokosten met 43% tussen 1995 en 2020 doordat automobilisten belasting gaan betalen per gereden kilometer.
- Congestieheffing van 9 eurocent per kilometer en een toename van de reële parkeerkosten met 50%.

- Door het gebruik van zuinigere auto's dalen de brandstofkosten per kilometer met 12%.
- Sterke verbetering van met name stoptreinen en light rail verbindingen, en de bouw van extra sneltrein stations.
- Tussen de vier grote steden zijn grotendeels vier sporen gerealiseerd.
- De frequentie van HSL-treinen, intercity treinen en sneltreinen wordt in de Randstad verhoogd naar 3 tot 6 keer per uur.

Het 'Rondje Randstad' valt onder het plan Deltametropool. Het uitgangspunt van dit plan is dat de Randstad zich meer moet gaan ontwikkelen tot een Deltametropool die internationaal meetelt, onder meer als vestigingsplaats voor bedrijven. De planvorming voor het realiseren van de Deltametropool maakt deel uit van de Vijfde Nota Ruimtelijke Ordening (VIJNO) uit 2001. In de in 2004 gepresenteerde Nota Ruimte zijn de plannen voor 'Rondje Randstad' van tafel geveegd. De toegevoegde waarde ervan wordt als te gering beschouwd en de kosten zijn te hoog bevonden. De magneetwefbaan doet in variant 1 (in de literatuur ook wel Model C1 genoemd) 10 keer per uur de volgende stations aan: Amsterdam-Zuid, Schiphol, Bollenstad, Leiden-West, Den Haag Prins Clausplein, Delft-Oost, Rotterdam CS, Rotterdam Alexander, Gouda-West, Utrecht Rijnenburg, Utrecht CS en Amsterdam-Zuidoost. De tweede variant wordt ook wel Model C2 genoemd en gaat uit van het bestaande spoor. "Hiertoe wordt de frequentie van de sneltreinen (IR+) tussen de vier grote steden verhoogd met 3x in daluren en 6x in spitsuren. Daarnaast worden de intercity-verbindingen tussen Utrecht en Den Haag/Rotterdam opgewaardeerd tot een

²⁵ Voor de beschrijving is gebruik gemaakt van bestaande informatie, zoals opgenomen in Buck Consultants International (2001a), NEI-Ecorys (2001), en Bos (2004).



Figuur 7.1 Tracé van 'Rondje Randstad', variant 1, gebaseerd op de magneetweefbaan. Bron: Buck Consultants International (2001a, blz. 37, Figuur 7.1).

HSL (de 'HSL-West'). Tevens is de frequentie van de intercity's tussen Amsterdam-Zuid WTC en Den Haag CS en tussen Rotterdam CS en Den Haag CS opgehoogd met 3 keer per uur. De snelheid van deze trein wordt echter niet verhoogd." (NEI-Ecorys, 2001, blz. 9). Verder impliceert deze variant een extra spoorlijn tussen Amsterdam en Rotterdam.

7.2 De uitkomsten van de twee evaluatie-instrumenten

In het verleden zijn er verschillende evaluatiestudies uitgevoerd naar 'Rondje Randstad'. In paragraaf 7.2.1 gaan we allereerst nader in op de MKBA. Daarbij maken we gebruik van de studies van NEI-Ecorys (2001) en Bos (2004). Belangrijk hierbij is dat het weliswaar een maatschappelijke

Kosten- en batenposten	Omschrijving	Korte uitleg
Investeringskosten	Kosten in de inrichtingsfase (eenmalige uitgaven)	Investeringskosten voor de aanleg van Rondje Randstad
Exploitatie- en onderhoudskosten	Uitgaven aan onderhoud van de spoorlijn (continue uitgaven)	Gezien de snelheid en de hoogwaardige techniek is onderhoud belangrijk
Directe effecten (baten)	<ul style="list-style-type: none"> • Exploitatie-opbrengsten • Reistijdwinst • Betrouwbaarheid en comfort 	<ul style="list-style-type: none"> • Inkomsten uit reizigersvervoer • Gereduceerde tijd om in Randstad te reizen • Afname onzekerheid reistijd
Indirecte effecten (kosten en baten)	<ul style="list-style-type: none"> • Arbeidsmarkt • Woningmarkt • Internationale effecten • Cluster- en schaafeffecten • Tweede orde-effecten • Restcapaciteit en toekomstwaarde • Imago-effecten 	<ul style="list-style-type: none"> • Reductie reiskosten betekent kostenverlaging voor bedrijven die gebruik maken van de lijn; daarnaast lagere transportkosten voor het zakelijke verkeer • Door snelle OV-verbinding verhuizen mensen naar andere woonlocaties • Extra banen door internationale bedrijvigheid • Schaalvoordelen door clustervorming van bedrijven • Bestedingen en directe effecten kunnen via multiplier leiden tot extra toegevoegde waarde • Restcapaciteit die in de toekomst benut kan worden • Snelle verbindingen kunnen leiden tot een beter imago en tot de vestiging van extra bedrijven
Externe effecten, zowel positief als negatief	<ul style="list-style-type: none"> • Verkeersveiligheid • Emissie-effecten • Geluid • Effecten op congestie • Omgevingseffecten 	<ul style="list-style-type: none"> • Verschuiving naar veiligere treinen en vervanging auto door trein • Afname van de CO₂ en NOX emissies • Extra geluidsbelasting • Afname aantal autokilometers, met name in de spits • Doorsnijding van gebieden door infrastructuur

Tabel 7.1 De verschillende effecten die zijn meegenomen in NEI-Ecorys (2001).

effect niet monetair gewaardeerd. Het omgevings-effect is gebaseerd op het aantal kilometers landschap dat door de infrastructurele verbinding

wordt doorsneden. Ze zijn in de oorspronkelijk analyse als p.m.-post opgenomen, waar soms een kwalitatieve aanduiding aan is toegevoegd.

Om de bandbreedtes aan te geven waarbinnen mogelijke toekomstige ontwikkelingen zich afspelen, heeft NEI-Ecorys gebruik gemaakt van drie verschillende scenario's. Met de drie scenario's is geprobeerd om inzicht te krijgen in de mogelijke ontwikkelingen en de variatie wegens onzekerheden. Als basis hiervoor zijn drie CPB scenario's gebruikt, namelijk 'Divided Europe', 'European coordination'; en 'Global competition'. Deze scenario's verschillen onderling in economische ontwikkeling en bevolkingsgroei, maar ook in de mate van Europese samenwerking en economisch beleid.

Bovenstaande indeling in effecten is afkomstig uit het originele rapport van NEI-Ecorys. Helemaal onomstreden is deze indeling echter niet. Want het is maar de vraag of betrouwbaarheid een direct effect is. Is het bijvoorbeeld niet beter om betrouwbaarheid als extern effect mee te nemen? Zoals we straks zullen zien, nemen de onderzoekers niet voor niets betrouwbaarheidsaspecten als p.m.-post in de analyse mee.

Ook bij de effecten op de woningmarkt kunnen zich onduidelijkheden voordoen. Deze staan hierboven als indirecte effecten weergegeven: ze zijn het gevolg van de doorwerking van de directe effecten in de economie. Door de verbeterde OV-verbinding in de Randstad zal het totaal aantal inwoners in Nederland niet toe- of afnemen, maar zal er waarschijnlijk wel sprake zijn van een herverdeling van huishoudens. Spanningen op de woningmarkt tonen aan dat deze herverdeling kan leiden tot additionele welvaartseffecten boven de reeks directe effecten. Maar als onderdeel van de directe effecten zijn de baten voor de woonmigranten al vastgesteld, namelijk in de vorm van reistijdwinst.

Bovendien, blijkt uit bijvoorbeeld studies naar de aanleg van de Zuiderzeelijn, dat de opvattingen uiteenlopen over de vraag of zich indirecte welvaartseffecten voordoen op woningmarkt, en hoe deze effecten eventueel gemonetariseerd kunnen worden (Buck Consultants International, 2001b). Daarnaast geldt voor de woningmarkt dat door de herverdeling van huishoudens externe effecten kunnen ontstaan, zoals agglomeratievoordelen (de voordelen van het bij elkaar wonen van een grote groep mensen) en nadelen (bijvoorbeeld geluidsoverlast wanneer deze mensen te dicht op elkaar gaan wonen). Deze zijn overigens niet eenvoudig te bepalen en lijken – wellicht vanwege deze reden – niet meegenomen te zijn in de studie van NEI-Ecorys.

Andere relevante uitgangspunten in de studie van NEI-Ecorys zijn:

- De start van de bouw is in 2010
- De start van de exploitatie is in 2015
- De Netto Contante Waarde wordt bepaald voor 2010
- Het gebruikte prijspeil is van het jaar 2001
- De discontovoet is 4%
- Tijdshorizon is 30 jaar

Alle door NEI-Ecorys berekende kosten en baten voor het scenario 'Global competition' staan samengevat in tabel 7.2. Door alle posten bij elkaar op te tellen, wordt een saldo berekend dat, aldus de onderzoekers, de bijdrage van Rondje Randstad op de maatschappelijke welvaart weergeeft. In werkelijkheid zijn dit niet alle kosten en baten die met Rondje Randstad zijn gemoeid. Want aansluitend op het onderzoek van NEI-Ecorys heeft Bos (2004) geprobeerd te achter-

Als onderdeel van de directe effecten zijn de baten voor de woonmigranten al vastgesteld, namelijk in de vorm van reistijdwinst

Variant 1 (Magneetzweefbaan-combi)		
Kosten (in miljarden euro's)		Baten (in miljarden euro's)
<i>Directe effecten</i>		<i>Directe effecten</i>
• Investerings infrastructuur	8,2	• Exploitatie-opbrengsten
• Onderhoud en exploitatiekosten	2,3	• Reistijdwinst
		<i>Indirecte effecten</i>
		• Arbeidsmarkt
		• Woningmarkt
		• Internationaal
		<i>Externe effecten</i>
		• Verkeersveiligheid
		• CO ₂ en NOx emissies
		• Geluid
		• Afname congestie
Totaal	10,5	4,0
Saldo (excl. restwaarde) = -6,5*		
Saldo (incl. restwaarde) = -5,5		

* De evaluatiestudie heeft betrekking op de periode tot 2039. In dat jaar heeft de OV-verbinding uiteraard nog steeds een waarde. Dit is de zogenaamde 'restwaarde'. In de OEI-richtlijn wordt aangeraden deze restwaarde niet op te nemen, om zo te compenseren voor een te lage discontovoet. Daarom presenteren de NEI-Ecorys onderzoekers het saldo zowel met als zonder restwaarde.

Tabel 7.2 a Overzicht van de verdisconteerde baten en kosten voor het scenario 'Global competition'

halen wat de effecten van Rondje Randstad zijn op natuur en milieu. Het blijkt namelijk dat lang niet alle effecten op natuur en milieu zijn meegenomen in de oorspronkelijk studie van NEI-Ecorys.

Bos' studie is opgebouwd uit twee onderdelen. Het eerste onderdeel is een methodologisch onderzoek waarin richtlijnen zijn opgesteld voor de economische waardering van de effecten van lijninfrastructuur (spoorlijnen en autowegen) op natuur. Hij onderscheidt hierbij drie soorten effecten: verstoring van het ecosysteem, versnippering van het ecosysteem en de verstoring voor recrean-

ten. Het betreft hier dus nadrukkelijk een partiële analyse van enkele vooraf geselecteerde effecten.

Voor de volledigheid zijn in tabel 7.3 de effecten opgenomen die niet monetair zijn gewaardeerd en daarom buiten tabel 7.2 zijn gelaten. Deze effecten bepalen weliswaar niet het uiteindelijke saldo, dat immers monetair van aard is, maar dienen door de besluitvormer wel in de afweging te worden meegenomen.

Uit tabel 7.2 blijkt dat het totaal van de verdisconteerde kosten hoger is dan het totaal van de

Variante 2 (Hogesnelheidslijn-combi)		
Kosten (in miljarden euro's)		Baten (in miljarden euro's)
<i>Directe effecten</i>		<i>Directe effecten</i>
Investerings infrastructuur	4,3	• Exploitatie-opbrengsten
Onderhoud en exploitatiekosten	0,6	• Reistijdwinst
		<i>Indirecte effecten</i>
		• Arbeidsmarkt
		• Woningmarkt
		• Internationaal
		<i>Externe effecten</i>
		• Verkeersveiligheid
		• CO ₂ en NOx emissies
		• Geluid
		• Afname congestie
Totaal	4,9	3,2
Saldo (excl. restwaarde) = -1,7*		
Saldo (incl. restwaarde) = -1,0		

verdisconteerde baten. Meer specifiek, uit de kosten-batenanalyse komt naar voren dat alle voorstellen resulteren in een negatief saldo.

Om de effecten die de twee varianten hebben op natuur en milieu in geld uit te drukken, heeft Bos (2004) een economische waarderingstudie uitgevoerd. Dat wil zeggen, via kengetallen en gebruik makend van benefits transfer probeert hij het NEI-Ecorys onderzoek aan te vullen met een monetaire waardering van de effecten die de OV-verbinding heeft op natuur en milieu. Hiervoor maakt Bos onder andere gebruik van de

waarderingmethoden CVM en RKM. Resultaten van zijn onderzoek staan in tabel 7.4 kort samengevat. De in de tabel gepresenteerde waarden hebben betrekking op de variant die de grootste negatieve impact op natuur en milieu heeft. Hoewel niet nader gespecificeerd, blijkt dit, aldus Bos, variante 2 (Hogesnelheidslijn) te zijn. We hebben al gezegd dat Bos verschillende soorten effecten op natuur bekijkt. Deze zijn in tabel 7.4 in twee categorieën onderverdeeld, namelijk de verstoring recreatie (waaronder geluidshinder, en aantasting visueel karakter en belevingswaarde landelijk gebied) en de verstoring

Tabel 7.2 b Overzicht van de verdisconteerde baten en kosten voor het scenario 'Global competition'



Rondje
Randstad

Het 'Rondje Randstad' valt onder het plan Deltametropool. Het uitgangspunt van dit plan is dat de Randstad zich meer moet gaan ontwikkelen tot een Deltametropool die internationaal meetelt, onder meer als vestigingsplaats voor bedrijven. Snelle verbindingen kunnen leiden tot een beter imago en tot de vestiging van extra bedrijven.

p.m.-posten	Magneetweefbaan-combi	Hoge snelheidslijn-combi
Betrouwbaarheid en comfort	++	+
Cluster- en schaafeffecten	+	+
Tweede orde-effecten	+	+
Restcapaciteit en toekomstwaarde	++	+
Imago-effecten	p.m.	p.m.
Omgevingseffecten	-	-

Tabel 7.3 Niet-gemonetari-
seerde effecten voor de twee
varianten

Effect: verstoring recreatie		Effect: verstoring en versnippering ecosysteem
Onverdisconteerd	€ 0,954 mln per jaar	€ 19,8 mln per jaar
Verdisconteerd	€ 16,5 mln	€ 342,5 mln

Tabel 7.4 Schattingen voor de
verloren natuurbaten: verdis-
conteerde (4%, n = 30 jaar)
en niet-verdisconteerde
bedragen

Discontovoet	Tijdshorizon		
	20 jaar	30 jaar	40 jaar
4%	€ 286,41 mln	€ 359,06 mln	€ 408,17 mln
10%	€ 133,37 mln	€ 146,19 mln	€ 151,12 mln

Tabel 7.5 Verdisconteeerde
waarden van de verloren
natuurbaten voor verschil-
lende tijdshorizons en
discontovoeten

en versnippering van het ecosysteem (waaronder doorsnijdingen en aantasting natuur en bio-diversiteit).

In tabel 7.5 is voor verschillende discontovoeten en verschillende tijdshorizons, de verdisconteeerde waarde van de verloren natuurbaten weergegeven. Het gaat hierbij om de totale verloren natuurbaten, dus het onderscheid zoals hierboven gehanteerd in tabel 7.4 is hiermee komen te vervallen.

Vervolgens heeft Bos het totaal verdisconteeerde bedrag vergeleken met de uitkomsten van NEI-

Ecorys. Uit de vergelijking kwam naar voren dat de berekende natuurwaardepost 1% tot 8% van de totale kosten bedraagt. Met andere woorden, de combinatie van de inzichten uit beide studies betreft een MKBA waarvan het saldo nog sterker negatief is dan die van de natuurexclusieve studie van het NEI.

7.2.2 Toepassing MCA

Voor beide varianten is tevens een MCA toegepast. De beide varianten zijn daarbij afgezet tegen de autonome ontwikkeling, oftewel variant nul. Er is gebruik gemaakt van verschillende criteria,

Tabel 7.6 Criteria en wegingsfactoren zoals toegepast in de MCA.

Criteria	Weging 1		Weging 2	
	Weging1a	Weging 1b	Weging2a	Weging 2b
• Investering	0	0	1	5/3
• Directe effecten	0	0		
• Indirecte effecten	0	0		
• Externe effecten	0	0		
• Totaal effecten	0	0	1	5/3
• Restwaarde	0	0	1	5/3
• MKBA saldo excl. restwaarde	0	0		
• MKBA saldo incl. restwaarde	1	5		
• Betrouwbaarheid en comfort	1	1	1	1
• Cluster- en schaaffecten	1	1	1	1
• Tweede orde-effecten	1	1	1	1
• Restcapaciteit en toekomstwaarde	1	1	1	1
• Omgevingseffecten	1	1	1	1

waarvan enkele ‘geleend’ zijn van de MKBA studie. Het gaat hierbij om de criteria ‘investeringen’, de ‘directe’, ‘indirecte’ en ‘externe effecten’ plus het ‘totaal van deze effecten’, de ‘restwaarde’, en het ‘MKBA saldo inclusief restwaarde’ en ‘exclusief restwaarde’ (zie tabel 7.6). In tegenstelling tot bij de MKBA zijn de p.m.-posten in de MCA wel meegenomen. Het betreft hier de volgende vijf criteria ‘betrouwbaarheid en comfort’, ‘cluster- en schaaffecten’, ‘tweede orde-effecten’, ‘restcapaciteit en toekomstwaarde’ en ‘omgevingseffecten’.

Tabel 7.6 laat verder zien dat de MCA is uitgevoerd voor vier sets wegingsfactoren. Bij de set 1a telt het ‘MKBA saldo inclusief restwaarde’ even zwaar mee als elk afzonderlijk niet-monetair ge-

waardeerd criterium. Bij de set 2a is het gewicht dat aan de drie MKBA criteria (‘investering’, ‘totaal effecten’ en ‘restwaarde’) is gehangen, even hoog als het gewicht verbonden aan de niet-monetair gewaardeerde criteria. Bij de beide andere twee sets (1b en 2b) is het gezamenlijke gewicht van de MKBA criteria gelijk aan dat van de niet-monetair gewaardeerde criteria. Voordat de MCA is uitgevoerd, zijn de verschillende waarden eerst gestandaardiseerd. Daartoe is de volgende methode gebruikt:

$$g_{ji} = \frac{c_{ji} - \min\{c_{jv}\}}{\max\{c_{jv}\} - \min\{c_{jv}\}}$$

met g_{ji} = gestandaardiseerde score van alternatief i op criterium j , $i = 1, \dots, I$ en $j = 1, \dots, J$, en c_{ji} = criterium score van alternatief i op criterium j ,

$i = 1, \dots, I$ en $j = 1, \dots, J$. De hierboven genoemde methode wordt ook wel de intervalstandaardisatie genoemd, en is bijvoorbeeld ook toegepast in de eerder besproken Kuindermeerstudie van Reinhard et al. (2003).

De MCA is voorts uitgevoerd voor drie varianten. De toegevoegde derde variant is de nulvariant (autonome ontwikkeling) waarin alle criterium-scores op nul zijn gezet. Dit om een vergelijking met de MKBA-studie, waarbij het saldo van de autonome ontwikkeling ook nul wordt verondersteld, mogelijk te maken. Tabel 7.7 geeft de scores van de criteria weer voor elk van de varianten.

Uit tabel 7.7 blijkt dat de gestandaardiseerde score voor het criterium ‘MKBA saldo excl. restwaarde’

0,70 bedraagt (voor variant 2). Deze score is tot stand gekomen door toepassing van bovenstaande standaardisatiemethode, oftewel: $0,70 = (-2,1 - (-6,9)) / (0 - (-6,9))$. In tabel 7.7 zijn, voor variant 1, de saldi behorende bij de criteria ‘MKBA saldo excl. restwaarde’ en ‘MKBA saldo incl. restwaarde’ achtereenvolgens -6,9 en -5,9. Voor variant 2 bedragen deze twee saldi respectievelijk -2,1 en -1,4. Dat betekent dat deze vier saldi telkens 0,4 miljard euro lager zijn dan de saldi zoals genoemd in tabel 7.2. De reden hiervoor is dat in tabel 7.7 de post verloren natuurbaten, verdisconteerd en opgesomd in tabel 7.4, in de berekening is betrokken, terwijl in tabel 7.2 deze verloren baten nog achterwege waren gelaten.

Door vervolgens per variant en per methode van

Criteria	Variant 1		Variant 2		Variant 0	
	saldo	stand.	saldo	stand.	saldo	stand.
Investering	-8,2	0,00	-4,3	0,48	0	1,00
Directe effecten	0,1	0,17	0,6	1,00	0	0,00
Indirecte effecten	0,2	1,00	0,2	1,00	0	0,00
Externe effecten	1,0	0,72	1,4	1,00	0	0,00
Totaal effecten	1,3	0,60	2,2	1,00	0	0,00
Restwaarde	1,0	1,00	0,7	0,70	0	0,00
MKBA saldo excl. restwaarde	-6,9	0,00	-2,1	0,70	0	1,00
MKBA saldo incl. restwaarde	-5,9	0,00	-1,4	0,77	0	1,00
Betrouwbaarheid en comfort	++	1,00	+	0,50	0	0,00
Cluster- en schaaffecten	+	1,00	+	1,00	0	0,00
Tweede orde-effecten	+	1,00	+	1,00	0	0,00
Restcapaciteit en toekomstwaarde	++	1,00	+	0,50	0	0,00
Omgevingseffecten	-	0,00	-	0,50	0	1,00

Tabel 7.7 Scores mogelijke criteria in de MCA bij 3 varianten



Rondje

Randstad

Directe baten van verbeterde OV-verbindingen: Inkomsten uit reizigersvervoer, gereduceerde tijd om in Randstad te reizen en een afname in de onzekerheid van reistijd

weging voor elk criterium de score (tabel 7.7) te vermenigvuldigen met de gewichten (tabel 7.6) wordt uitkomst van de MCA verkregen. Het resultaat staat in tabel 7.8. Ter verduidelijking: de waarde 0,71 (gewogen som) voor variant 2 met weging 1a is verkregen door in tabel 7.6 allereerst de som te bepalen van wegingsset 1a. Deze som is gelijk aan 6. Immers, de bovenste zeven criteria hebben de wegingsfactor 0 en de wegingsfactor van de daarop volgende zes criteria is voor ieder criterium 1. Indien we de afzonderlijk elementen

van deze wegingsset vermenigvuldigen met de gestandaardiseerde waarden voor variant 2, zoals weergegeven in Tabel 7.7, en deze waarden bij elkaar optellen, dan is de uitkomst hiervan 4,27 (0 + 0 + 0 + 0 + 0 + 0 + 0 + 0 + 0,77 + 0,5 + 1,0 + 1,0 + 0,5 + 0,5). Vervolgens wordt deze waarde gedeeld door de eerder bepaalde som van wegingsset 1a. Met andere woorden, $4,27 / 6 = 0,71$.

Het voorkeursalternatief van de MKBA is, zoals al eerder bleek, variant 0 is. Dat betekent dat

	Weging 1a	Weging 1b	Weging 2a	Weging 2b
Saldo MKBA				
variant 1	-5,9	-5,9	-5,9	-5,9
variant 2	-1,4	-1,4	-1,4	-1,4
variant 0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gewogen som				
variant 1	0,67	0,40	0,70	0,67
variant 2	0,71	0,73	0,71	0,71
variant 0	0,33	0,60	0,25	0,27
Regime som				
variant 1 vs variant 2	0,00	-0,40	0,00	-0,07
variant 1 vs variant 0	0,33	-0,20	0,50	0,47
variant 2 vs variant 1	0,00	0,40	0,00	0,07
variant 2 vs variant 0	0,33	-0,20	0,50	0,47
variant 0 vs variant 1	-0,33	0,20	-0,50	-0,47
variant 0 vs variant 2	-0,33	0,20	-0,50	-0,47

Tabel 7.8 Resultaten MCA bij twee varianten en verschillende sets van wegingsfactoren

Volgens de MKBA is niets doen altijd beter, terwijl de uitkomsten van de MCA juist suggereren dat de aanleg van een snelle OV-verbinding de voorkeur heeft

volgens de MKBA-studie de huidige situatie te prefereren is boven die van de aanleg van een magneetzwefbaan of een hogesnelheidslijn. Bij de MCA is variant 0 slechts één keer het voorkeursalternatief, namelijk bij de regime som met wegingsset 1b. Voor de overige sets van wegingsfactoren geldt dat implementatie van Rondje Randstad hoe dan ook te verkiezen is boven niets doen. De beide evaluatie-instrumenten, zoals toegepast in deze case, leiden dus tot wezenlijk verschillende uitkomsten. Volgens de MKBA is niets doen altijd beter, terwijl de uitkomsten van de MCA juist suggereren dat de aanleg van een snelle OV-verbinding de voorkeur heeft. Intuïtief gezien was het te verwachten dat de uitkomsten van de MCA meer naar implementatie van Rondje Randstad zou neigen dan de MKBA. Immers, in de MCA zijn de niet-gemonetariseerde posten uit de MKBA wél expliciet meegenomen, en de meeste van deze posten hebben één of meer plussen.

7.3 Het toetsen van de evaluatiestudie aan de hand van verschillende criteria

7.3.1 Keuze van instrument: MCA of MKBA?

Wanneer de verdelingseffecten in ogenschouw worden genomen, dan blijkt dat het rapport van NEI-Ecorys voor verschillende actoren (reizigers, de exploitant, bedrijven en consumenten en omwonenden) bekijkt wat de effecten zijn van de aanleg van een snelle OV-verbinding in de Randstad. Zo expliciet zijn de verdelingseffecten in de MCA niet meegenomen. Overigens is de analyse van deze effecten door NEI-Ecorys ook weer niet overal heel gedetailleerd. Zo schrijven de onderzoekers over de effecten die Rondje Randstad op omwonenden zou hebben (NEI-Ecorys, 2001,

p. 33): “Of de kosten en baten uiteindelijk positief dan wel negatief uitvallen, hangt af van de waardering van de externe effecten.”

Met onomkeerbaarheid van effecten is in zowel de MKBA als de MCA geen rekening gehouden. Toch kan dit een factor van belang zijn, bijvoorbeeld wanneer het veenweidegebied, waarin Rondje Randstad is gepland, door de aanleg van een hogesnelheidslijn of een magneetzwefbaan onherstelbaar aangetast zou worden.

In de evaluatiestudies is gecorrigeerd voor interregionale effecten. Zo is er bijvoorbeeld gekeken naar de herverdeling van werkgelegenheid tussen regio's. Deze arbeidsmarkteffecten vallen in de NEI-Ecorys studie onder de indirecte effecten. Een snelle OV-verbinding in de Randstad betekent voor bedrijven die gebruik maken van de lijn een kostenverlaging, zo is althans de verwachting. Hierdoor ontstaan prijsvoordelen voor bedrijven in de regio's die profiteren van Rondje Randstad ten opzichte van andere regio's. Een dergelijke prijsverlaging zal vermoedelijk effect hebben op de vraag naar diensten, en daarmee op de vraag naar arbeid in de Randstad ten koste van de andere regio's. De NEI-Ecorys onderzoekers schrijven hierover (2001, p. 18): “Op nationaal niveau resulteert dit dus in eerste instantie in een herverdeling van werkgelegenheid. Herverdelingseffecten leiden per saldo niet tot baten, en worden derhalve niet in de KBA gekwantificeerd, maar wel als PM post opgenomen omdat dit wel een effect is die relevant is voor de politieke besluitvorming.”

Zowel NEI-Ecorys (2001) als Bos (2004) gebruiken voor hun onderzoek kengetallen. Dat

scheelt aanzienlijk in tijd en geld. NEI-Ecorys heeft voor het bepalen van de kosten, indirecte effecten, milieueffecten en vervoerwaarde gebruik gemaakt van verschillende, reeds bestaande deelstudies. En ook Bos baseert zijn onderzoek naar de verloren natuurbaten hoofdzakelijk op Nederlandse onderzoeken, waaronder die van Brouwer en Spaninks (1999). Hoewel deze aanpak weliswaar veel tijd en ook geld bespaart, kunnen er vraagtekens worden geplaatst bij de validiteit en betrouwbaarheid van de resultaten. Zo zijn er tal van posten niet gemonetariseerd. Dit pleit voor toepassing van een MCA, waarin deze p.m.-posten op een volwaardige manier worden meegenomen.

De studies van NEI-Ecorys en Bos vullen elkaar aan. Dat betekent echter niet dat de som van deze twee studies een volledige MKBA is. Daarvoor ontbreken er simpelweg nog effecten, en bovendien is het belang van enkele relevante effecten niet in monetaire termen weergegeven. Kortom, de uitkomsten van de MKBA geven slechts gedeeltelijk antwoord op de vraag in hoeverre Rondje Randstad bijdraagt aan de maatschappelijke welvaart.

Bij de onderzoeken van NEI-Ecorys en Bos zijn geen actoren vanuit het gebied betrokken geweest. Met andere woorden, de twee onderzoeken zijn verricht van achter het bureau, zonder dat betrokkenen er direct mee ingestemd of eraan meegewerkt hebben. Hetzelfde geldt trouwens voor de MCA. Ook deze analyse is zonder invloed of medewerking van betrokkenen uitgevoerd. Hoewel voor beide analyses dus geldt dat er weinig interactie is geweest met de direct be-

trokkenen, betekent dat niet dat de resultaten ervan geen betekenis hebben. Het is namelijk zo dat met name NEI-Ecorys bij uitstek een instelling is dat ervaring heeft met KBA's voor infrastructuur. Onderzoekers van dit economisch onderzoeksbureau waren niet voor niets betrokken bij het opstellen van de OEI-Leidraad. Het door hen uitgevoerde Rondje Randstad is in overeenstemming met de leidraad zoals die toen gold, namelijk de OEEI-leidraad.

7.3.2 Is bij de toepassing van MCA en MKBA aan de eisen van het instrument voldaan?

Een blik op de tabellen 7.1 en 7.6, leert als snel dat niet alle effecten (voldoende) in de twee analyses zijn meegenomen. Zo is bijvoorbeeld geen rekening gehouden met het voor- en natransport, inclusief de parkeerproblematiek. De snelle OV-verbinding bestrijkt dan wel de 'grotere' stations in de Randstad, maar veel reizigers beginnen hun reis op een kleiner station, en ook hun eindbestemming ligt veelal niet op de grote stations. De reistijdwinst kan hierdoor geheel of gedeeltelijk verloren gaan. Hiermee is zowel in de MCA als de MKBA, geen rekening gehouden. Anderzijds kan worden afgevraagd of bepaalde effecten, bijvoorbeeld 'afname congestie' en 'reistijdwinst', niet op de één of andere manier tot dubbeltellingen leiden. Daar komt bij dat, zoals hierboven al gesteld, de studies van NEI-Ecorys en Bos tezamen niet leiden tot een volwaardige integrale MKBA.

Hiervoor werd al gesteld dat het onderzoek van NEI-Ecorys aansluit bij de leidraad voor kostenbaten analyses zoals die gold op dat moment. Hetzelfde geldt voor het aanvullende onderzoek van Bos. Dit betekent onder meer dat er een

Zo is bijvoorbeeld geen rekening gehouden met het voor- en natransport, inclusief de parkeerproblematiek

	Variant 1 (magneetweefbaan-combi)	Variant 2 (Hogesnelheidslijn-combi)
Saldo (excl. restwaarde)	-7,3 +p.m.-posten	-2,3 +p.m.-posten
Saldo (incl. restwaarde)	-6,3 +p.m.-posten	-1,9 +p.m.-posten

Tabel 7.9 Overzicht verdisconteerde saldo baten en kosten voor het scenario 'divided Europe' (in miljarden euro's)

tijdshorizon wordt gehanteerd van 30 jaar en een discontovoet van 4%. Bovendien zijn er verschillende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd, ook in de MCA, met verschillende sets van wegingsfactoren. Zo laat NEI-Ecorys zien wat de invloed van een hogere discontovoet (8% in plaats van 4%) is: de baten van Rondje Randstad vallen (nog) lager uit, met alle gevolgen voor het uiteindelijke saldo van dien. Dus, een hogere discontovoet leidt voor de twee varianten tot saldi die nog negatiever zijn dan bij een discontovoet van 4%. Dit resultaat was enigszins te verwachten. Een hogere discontovoet impliceert namelijk dat posten die zich later in de tijd voordoen (veelal de baten) een lager gewicht krijgen dan posten die zich eerder voordoen zoals investeringskosten. Aan het begin van paragraaf 7.2.1 werd al gewag gemaakt van het feit dat NEI-Ecorys de varianten van de OV-verbinding niet alleen heeft door-gerekend voor het scenario 'global competition', maar ook voor de scenario's 'divided Europe' en 'European coordination'. In feite gaat het daarbij

om het analyseren van de gevoeligheid van de uitkomst voor alternatieve toekomstige (economische) ontwikkelingen. In de tabellen 7.9 en 7.10 staan de verschillende saldi weergegeven voor deze scenario's, daarbij opnieuw onderscheid makend tussen de twee spoorvarianten.

Uit de tabellen blijkt dat de uitkomst van de MKBA voor beide scenario's over beide varianten negatief is, en dat de orde van grootte van de saldi overeenkomt met de saldi voor het 'Global competition' scenario. Met andere woorden, om enigszins vat te krijgen op de onzekerheid die de onderliggende studies en gebruikte modellen met zich meebrengen, hebben de onderzoekers verschillende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd. Deze hebben echter niet geleid tot wezenlijk verschillende uitkomsten; niet voor de MKBA en evenmin voor de MCA.

Tabel 7.10 Overzicht verdisconteerde saldo baten en kosten voor het scenario 'European coordination' (in miljarden euro's)

	Variant 1 (magneetweefbaan-combi)	Variant 2 (Hogesnelheidslijn-combi)
Saldo (excl. restwaarde)	-6,7 +p.m.-posten	-1,8 +p.m.-posten
Saldo (incl. restwaarde)	-5,7 +p.m.-posten	-1,3 +p.m.-posten

8 Samenvatting en conclusies

Dit hoofdstuk is een samenvatting van het rapport Analyseren en Evalueren en bevat bovendien de belangrijkste conclusies. Omwille van overzichtelijkheid is bij de samenvatting onderscheid gemaakt tussen de in hoofdstuk 1 geformuleerde aanleiding van het onderzoek (paragraaf 8.1.1), de theoretische beschouwingen uit de hoofdstukken 2 tot en met 5 (paragraaf 8.1.2), en de analyse van de casestudies, zoals besproken in de hoofdstukken 6 en 7 (paragraaf 8.1.3). In paragraaf 8.2 trekken we enkele conclusies.

8.1 Samenvatting

8.1.1 Aanleiding

De maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA) krijgt een steeds grotere rol bij het ondersteunen van de besluitvorming omtrent grote projecten. In 2000 is door het kabinet besloten dat een MKBA verplicht is bij de uitvoering van grote infrastructuurprojecten. Hiertoe beveelt het de OEI-leidraad aan (OEI staat voor Overzicht Effecten Infrastructuur), die breed wordt gedragen door meerdere ministeries, waaronder die van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Verkeer en Waterstaat, VROM, en Financiën, en verschillende onderzoeksinstituten, waaronder het Centraal Planbureau en het Nederlands Economisch Instituut. De aanleiding voor het opstellen van een leidraad waren de soms felle discussies over het maatschappelijk rendement van verscheidende grote infrastructuurprojecten. Verschillen in aanpak en begrippen verklaarden gedeeltelijk dat evaluaties van grote projecten sterk uiteenliepen, met als gevolg dat het vertrouwen in de onderbouwing van de projecten, maar ook in de toepassing van het evaluatie-instrument, werd ondermijnd.

Met de introductie van de OEI-leidraad is echter de discussie niet afgesloten over de rol van MKBA in het besluitvormingsproces en het gebruik van mogelijke alternatieve evaluatie instrumenten zoals multicriteria-analyse (MCA), kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) en kengetallen kosten-baten analyse (KKBA). De uitkomsten van MKBA zijn nogal eens onderwerp van discussie, zoals onder meer blijkt uit de bevindingen van de commissie Duivesteijn en de kantekeningen die OEI maakt bij het onderwerp natuurwaardering. Redenen te meer om de verschillende evaluatie-instrumenten aan een onderzoek te onderwerpen en te achterhalen wat hun merites zijn en hoe ze onderling van elkaar verschillen. Centraal daarbij staat de vraag hoe bestaande evaluatiestudies op hun waarde kunnen worden geschat. Een dergelijke afbakening betekent automatisch dat er in dit rapport niet of nauwelijks is ingegaan op de vraag hoe zelf een evaluatiestudie uit te voeren.

8.1.2 Theorie

In hoofdstuk 2 wordt eerst een algemeen kader opgesteld voor het beoordelen van evaluatiestudies. De drie fasen die bij het uitvoeren van een evaluatiestudie worden doorlopen, betreffen 'analyse', 'evaluatie' en 'afweging'. Daarbij bestaat de analyse uit het bepalen van de te verwachte effecten van een beleidsmaatregel, en betreft de evaluatie het waarderen van de omvang van deze geïnventariseerde effecten. In de afwegingsfase, tenslotte, worden voor de verschillende maatregelen de geaggregeerde effecten met elkaar vergeleken, om zo tot de keuze voor een voorkeurs-maatregel te komen.

Vervolgens zijn in hoofdstuk 3 de instrumenten Maatschappelijke kosten-baten analyse (MKBA),

Redenen te meer om de verschillende evaluatie-instrumenten aan een onderzoek te onderwerpen en te achterhalen wat hun merites zijn en hoe ze onderling van elkaar verschillen

Door het ontbreken van markten is het niet eenvoudig om aan natuur- en milieugoederen een prijskaartje te hangen. Natuurwaarderingmethoden bieden uitkomst

Kengetallen kosten-baten analyse (KKBA), Multi-criteria analyse (MCA) en kosteneffectiviteitsanalyse (KEA) besproken en hun voor- en nadelen geïnventariseerd. MKBA is een evaluatie-instrument waarbij een zoveel mogelijk in geld gekwantificeerd overzicht wordt gegeven van de voor- en nadelen van alternatieve beleidsmaatregelen ten opzicht van een referentiesituatie. Deze voor- en nadelen worden in de vorm van kosten- en batenposten, en in balansvorm, tegenover elkaar gezet. Een MKBA neemt in principe alle maatschappelijke kosten en baten mee, dus niet alleen de directe financiële kosten en baten, maar ook indirecte economische kosten en baten, zoals die van natuur en milieu. KKBA is een 'globale' of 'indicatieve' versie van een MKBA, en is, zoals de naam al aangeeft, gebaseerd op kengetallen. Dat wil zeggen, een KKBA gaat in grote lijnen uit van dezelfde werkwijze als een MKBA, maar het verschil is dat een KKBA een meer globale analyse van kosten en baten geeft. Hiertoe wordt in een KKBA gebruik gemaakt van een bestaand modelinstrumentarium of uitkomsten uit eerdere studies. KKBA wordt vooral in een vroegtijdig stadium ingezet, wanneer eventuele beleidsmaatregelen nog in de fase van visie- of planvorming verkeren. MCA biedt besluitvormers de mogelijkheid om verschillende effecten binnen het besluitvormingsproces tegen elkaar af te wegen, en dit proces goed te documenteren zodat de resultaten van de analyse eenvoudig herhaald kunnen worden. Dit laatste is trouwens ook wat een MKBA beoogt. De effecten binnen een MCA worden ook wel criteria genoemd. Aan elk criterium wordt een gewicht toegekend, dat het belang van het criterium voor de besluitvormer weergeeft.

KEA tenslotte geeft inzicht in de vraag welke beleidsmaatregel tegen de minste kosten het gewenste effect geeft, of welk effect binnen een bepaald budget haalbaar is. Een KEA wordt dus gebruikt om de meest efficiënte manier te vinden voor het nastreven van een bepaald doel. Kortom, het instrument is louter bedoeld om het goedkoopste alternatief te identificeren.

In hoofdstuk 4 komen natuurwaarderingmethoden aan bod. Wanneer een MKBA als evaluatie-instrument wordt ingezet, dan is het – om tot een integrale afweging van kosten en baten te kunnen komen – noodzakelijk om de waarde van natuur en milieu in geld uit te drukken. Maar omdat natuur- en milieugoederen tal van functies vervullen die niet op markten worden verhandeld, zijn er voor deze goederen ook geen marktprijzen voorhanden. Dat wil zeggen, door het ontbreken van markten is het niet eenvoudig om aan natuur- en milieugoederen een prijskaartje te hangen. Natuurwaarderingmethoden bieden uitkomst.

Er bestaan verschillende methoden van natuurwaardering. Deze kunnen in twee categorieën worden ingedeeld: waarderingmethoden die gebaseerd zijn op waargenomen marktgedrag, zoals de reiskostenmethoden en de hedonische prijzenmethode en waarderingmethoden die weergegeven preferenties als uitgangspunt nemen. Voorbeelden van deze laatste categorie zijn de contingente waarderingmethode en conjoint analysis. Over het algemeen kan worden gesteld dat het probleem van natuurwaardering is dat ze binnen wetenschap en (de Nederlandse) politiek aan een soms wijdverbreide scepsis onderhevig is. Deze scepsis is in Nederland een chronische issue,

een kwestie die nu en dan vreselijk opspeelt, soms in heftigheid afneemt, maar nooit verdwijnt. In een land als de Verenigde Staten daarentegen lijkt deze scepsis inmiddels overwonnen en vormt de contingente waarderingsmethode een volwaardig onderdeel van een MKBA.

Hoofdstuk 5 behandelt verschillende toetsingscriteria aan de hand waarvan reeds uitgevoerde evaluatiestudies op hun waarde kunnen worden geschat. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen twee soorten toetsingscriteria, namelijk toetsingscriteria waarmee kan worden bepaald of het gekozen evaluatie-instrument het meest geschikt

is voor het gespecificeerde doel, en toetsingscriteria waarmee kan worden aangetoond of aan de eisen is voldaan die het toegepaste instrument stelt. In tabel 8.1 staan de verschillende toetsingscriteria kort samengevat, waarbij een verdere onderverdeling is gemaakt aan de hand van de in hoofdstuk 2 geïntroduceerde trits analyse-beoordeling-afweging.

Met behulp van deze toetsingscriteria zijn twee bestaande evaluatiestudies geanalyseerd. De eerste studie betrof de mogelijke aanleg van een randmeer in de Noordoostpolder – het Kuindermeer. De tweede studie is Ronde Randstad, een snelle OV-

Tabel 8.1 Toetsingscriteria voor uitgevoerde evaluatiestudies.

Criteria om te toetsen of het gekozen evaluatie-instrument, gegeven de doelstellingen en situatie, het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel	Criteria om te toetsen of het instrument zorgvuldig is toegepast;
<p><i>Analyse</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Verdeling lusten en lasten • Onomkeerbaarheid van effecten <p><i>Beoordeling</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Correctie interregionale effecten • Ruimtelijk schaalniveau • Tijd en kosten • Validiteit en betrouwbaarheid uitkomsten <p><i>Afweging</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Informatiebehoefte <p><i>Overig</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Draagvlak • Ervaring • Robuustheid 	<p><i>Analyse</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Compleetheit van en het vermijden van dubbeltelling tussen effecten <p><i>Beoordeling</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Validiteit en betrouwbaarheid uitkomsten (van monetaire waarderingsmethoden) <p><i>Afweging</i></p> <ul style="list-style-type: none"> • Tijdschhorizon • Discontovoet • Gevoeligheidsanalyse • Wegingsfactoren

verbinding tussen de vier grote steden Amsterdam, Rotterdam, Den Haag en Utrecht. De analyses van deze twee studies zijn in de hoofdstukken 6 en 7 aan de orde gekomen. In de volgende paragraaf worden deze twee hoofdstukken kort samengevat.

8.1.3 Casestudies

Hoofdstuk 6 analyseert de ex ante evaluatiestudie die door Reinhard et al. (2003) voor het Kuindermeer is gemaakt. Vervolgens is in hoofdstuk 7 de ex ante evaluatie geanalyseerd die NEI-Ecory (2001) en Bos (2004) voor Rondje Randstad hebben opgesteld. In beide evaluatiestudies, dus zowel in casestudie Kuindermeer als casestudie Rondje Randstad, is gebruik gemaakt van een MKBA en MCA voor de evaluatie van de verschillende beleidsmaatregelen. De analyse van de twee studies toont vooral aan dat noch de toepassing van MKBA, noch die van MCA heeft geleid tot alléén maar velden die wit zijn om te oogsten. Beide instrumenten hebben hun voor- en nadelen, die ook in deze casestudies naar voren zijn gekomen.

Het valt op, met name bij de analyse van Rondje Randstad, dat de MKBA en de MCA tot verschillende uitkomsten kunnen leiden. Dit gegeven wordt nog eens gevoed door het feit dat de MCA niet één vastomlijnde methode is, maar dat er verschillende MCA-methoden bestaan, zoals de regime methode, gewogen sommering en de evamix methode, die óók nog eens tot onderling afwijkende uitkomsten kunnen leiden. Het toepassen van variabele waarden voor verschillende toetsingscriteria (tijdshorizon, discontovoet en wegingsfactoren) had voor de uitkomsten van de casestudies nauwelijks effect. Meer specifiek, een andere tijdshorizon en een gewijzigde discontovoet

hebben weliswaar effect op het kostenbatensaldo, maar leidden niet tot een verandering in de voorkeursvolgorde. De voornaamste redenen hiervoor zijn de veronderstelling van constante jaren – dat wil zeggen, de kosten en baten in de exploitatiefase zijn elk jaar gelijk – en het ontbreken van een restwaarde (de waarde die na het verlopen van de gebruiksduur van het project nog over is).

Waar de casestudie Rondje Randstad betrekking heeft op het nationale schaalniveau, daar beperkt de casestudie Kuindermeer zich nadrukkelijk tot het regionale niveau. Zonder meer kan worden gesteld dat de uitkomsten van de Kuindermeerstudie zullen wijzigen als ervoor wordt gekozen het schaalniveau op te schroeven van regionaal naar nationaal. De vraag is echter wat de omvang van deze wijzigingen is. Want niet alleen vereist een analyse op hoger schaalniveau dat meer indirecte en externe effecten in de analyse moeten worden meegenomen, ook zullen bepaalde batenposten (zoals rijkssubsidies) bij een nationale MKBA komen te vervallen.

Een vergelijkbare conclusie geldt voor de toepassing van economische waarderingsmethoden. Onduidelijk is namelijk wat het precieze effect op de uitkomsten van de MKBA is wanneer de veranderingen voor natuur, die het gevolg zijn van geëvalueerde beleidsmaatregelen, gemonetariseerd worden via verschillende waarderingsmethoden. Dat de keuze voor een bepaalde waarderingsmethode van invloed is op de uitkomsten, lijdt nauwelijks twijfel. Maar algemene uitspraken over, bijvoorbeeld, welke methode de MKBA helemaal op de kop doet gooien (en welke juist niet), zijn niet te maken en zouden bovendien de complexiteit van economische waardering teveel simplificeren.

Dat de keuze voor een bepaalde waarderingsmethode van invloed is op de uitkomsten, lijdt nauwelijks twijfel

Kan op basis van de twee casestudies aangegeven worden wanneer welk evaluatie-instrument het best ingezet kan worden? Voordat op deze vraag wordt ingegaan, is het goed te realiseren dat de twee casestudies ‘toevallig’ gekozen voorbeelden zijn. Dat betekent dat niet alle bevindingen uit deze twee studies typerend hoeven te zijn voor een bepaald evaluatie-instrument (MKBA of MCA). Maar terugkomend op bovenstaande vraag kan worden gesteld dat, over het algemeen, de keuze voor een instrument grotendeels afhangt van de informatiebehoefte die de besluitvormer voor aanvang van de evaluatie heeft. Als er antwoord wordt gezocht op de vraag wat de invloed is van verschillende beleidsmaatregelen op de maatschappelijk welvaart, dan is een MKBA het geschikte instrument. Maar als de besluitvormer niet zo zeer geïnteresseerd is in een verandering van de maatschappelijke welvaart, als wel in de verdelingseffecten die de beleidsmaatregelen tot gevolg hebben, dan is een MKBA vooralsnog ontoereikend en kan beter voor een MCA worden gekozen.

De verschillende MCA-methoden hebben als gemeenschappelijk kenmerk dat het mogelijk is sterk uiteenlopende criteria te combineren, waarbij niet alle criteria even belangrijk hoeven zijn. Daarmee is een MCA uitstekend geschikt om veel en ongelijksoortige informatie hanteerbaar te maken voor de besluitvorming. Voor toepassing van een MKBA is het juist van belang dat de effecten in geld uitgedrukt kunnen worden – hierbij al dan niet gebruikmakend van economische waarderingsmethoden. Een MKBA dient ingezet te worden als een beleidsmaker de keuze heeft om, afhankelijk van de maatschappelijke rentabiliteit, een project al of niet uit te voeren.

Naast het onderscheid naar het soort informatie dat de gebruiker zoekt, verschillen MKBA en MCA ook nog eens in een aantal andere toetsingscriteria van elkaar. Allereerst robuustheid: de casestudies maken duidelijk dat wat dit criterium betreft, de MKBA onderdoet voor de MCA. Het bleek lastiger de MKBA opnieuw uit te voeren dan de MCA. De tijd en kosten die gepaard gingen met het opstellen van de MKBA waren daarmee ook hoger dan die voor de MCA. Hierbij moet wel aangetekend worden dat in geval van het Kuindermeer vooral kwalitatieve criteria in de MCA zijn opgenomen. Nogal wiesde dat de MKBA dan gepaard gaat met hogere kosten en meer tijd, want het niet nader toelichting en kwantificering van de MCA-criteria bespaard een hoop kosten en moeite. In beide evaluatiestudies is de MKBA grotendeels gebaseerd op benefits transfer. Hoewel niet goed duidelijk is wat de gevolgen hiervan zijn voor de betrouwbaarheid van de resultaten, is het zeer wel mogelijk dat de resultaten wijzigen wanneer de evaluaties door eigen, specifiek voor het doel van de MKBA, onderzoek wordt uitgevoerd. Interessant is na te gaan hoe de betrouwbaarheid – maar ook de validiteit – van de MKBA-uitkomsten wordt beïnvloed door de toepassing van verschillende (aanvullende of juist uitwisselbare) waarderingsmethoden.

Tot slot kunnen in beide studies vraagtekens geplaatst worden bij de effecten die in de evaluatie zijn opgenomen. In een MKBA dienen alle maatschappelijke effecten in de beschouwing te worden betrokken. De vereiste voor een MCA is minder strikt: alle effecten die in de analyse worden meegenomen, moeten in relatie staan met de doelstellingen van de verschillende varianten. De

Als er antwoord wordt gezocht op de vraag wat de invloed is van verschillende beleidsmaatregelen op de maatschappelijk welvaart, dan is een MKBA het geschikte instrument

Met name MKBA en MCA worden vaak gebruikt als er in de besluitvorming nog geen expliciete beleidsdoelen zijn geformuleerd

gekozen effecten moeten deze doelstellingen zo compleet mogelijk reflecteren, en dienen onderscheidend te zijn voor de varianten die worden overwogen. Maar in de MCA van het Kuindermeer worden effecten meegenomen, zoals ‘verandering areaal wetlands’ en ‘kwaliteit ecologische verbinding (natte as)’ die in feite met elkaar zijn verbonden. Bijgevolg is dat het gevaar van dubbelstellingen niet denkbeeldig is. Eenzelfde constatering geldt overigens voor bepaalde MKBA-effecten, zoals ‘werkgelegenheid’ en ‘areaal bedrijventerrein’ in de Kuindermeer-studie, en ‘reistijdwinst’ en ‘arbeidsmarkteffecten’ in de studie naar Rondje Randstad. Overigens blijft bij een MKBA het gevaar van dubbelstelling altijd enigszins aanwezig, omdat niet alleen directe, maar ook indirecte en externe effecten worden meegenomen in de analyse. Maar als een MKBA correct wordt uitgevoerd, is dit probleem goed te onderwerpen.

8.2 Conclusies

De termen MKBA, KKBA, MCA en KEA hebben een ding met elkaar gemeen, namelijk de afsluitende letter ‘A’. Deze letter staat voor Analyse. Elk instrument heet namelijk een ‘analyse’ te zijn, met een plomp enkelvoud voor de complexiteit die achter alle vier de instrumenten schuil gaat. In essentie beogen evaluatie-instrumenten kennis te ontwikkelen die het mogelijk maakt weloverwogen analyses te maken, steekhoudende conclusies te trekken en op basis daarvan richting te geven aan de besluitvorming. Van de verschillende ex ante instrumenten die in dit rapport zijn besproken, hebben MKBA en MCA een vaste plek verworven binnen het terrein van de beleids-evaluatie, via respectievelijk de OEI-leidraad en

de m.e.r. Juist vanwege deze min of meer officiële status van MKBA en MCA is in dit rapport het accent gelegd op deze twee evaluatie-instrumenten. KKBA en KEA zijn daarbij niet minder belangrijk, maar hebben een minder brede basis in de besluitvormende gremia. In de conclusies zullen we ons dan ook vooral concentreren op MKBA en MCA. Met name deze twee instrumenten worden vaak gebruikt als er in de besluitvorming nog geen expliciete beleidsdoelen zijn geformuleerd.

Op grond van de theoretische overwegingen en de casestudies die in de voorgaande hoofdstukken van dit rapport aan de orde zijn gekomen, zijn de tabellen 8.2 en 8.3 opgesteld. De tabellen laten niet alleen zien hoe MKBA en MCA van elkaar verschillen, maar geven ook houvast om bestaande evaluatiestudies te analyseren en te beoordelen. Vanzelfsprekend versimpelen beide tabellen de werkelijkheid, en daarom is het verstandig de nuanceringen en aanvullingen, zoals besproken in Hoofdstuk 5, bij de bestudering ervan in het achterhoofd te houden.

Hoewel in een MKBA in principe alle maatschappelijke kosten en baten van een beleidsmaatregel moeten worden betrokken, laat tabel 8.2 laat zien dat er met name in de analyse-fase effecten bestaan die expliciete verduidelijking behoeven, buiten een MKBA om dus. Dergelijke effecten kunnen doorgaans eenvoudiger in een MCA worden meegenomen. Wanneer bijvoorbeeld mensen met bepaalde historische rechten (grandfather rights) de dupe worden van een beleidsmaatregel, dan voorziet een MCA in de mogelijkheid hun belangen zwaarder mee te wegen dan de belangen van de overige betrokkenen. Dit maakt een MCA

	MKBA	MCA
<i>Analyse</i>		
• Verdeling lusten en lasten	Verdelingseffecten komen niet tot uiting in de MKBA-tabel. Daarom dienen ze apart, dus buiten de tabel om, te worden vermeld.	Verdelingseffecten zijn als MCA-criteria in de beschouwing mee te nemen.
• Onomkeerbaarheid van effecten	Buiten de tabel is adequate informatie vereist over onomkeerbare gevolgen van een maatregel.	Onomkeerbaar is als MCA-criteria in de beschouwing mee te nemen.
<i>Beoordeling</i>		
• Correctie interregionale effecten	Er kan gecorrigeerd worden voor interregionale effecten.	Correctie van interregionale effecten is als MCA-criteria in de beschouwing mee te nemen.
• Ruimtelijk schaalniveau	In theorie van lokaal tot mondiaal. In de praktijk vooral regionaal en nationaal.	Vooral regionaal. Soms ook nationaal.
• Tijd en kosten	Veel tijd en hoge kosten.	Vaak in relatief korte tijd en met beperkte kosten uit te voeren.
• Validiteit en betrouwbaarheid uitkomsten	Validiteit en betrouwbaar zijn bij een MKBA over het algemeen goed, al hangt met name de betrouwbaarheid mede af van het gebruik van monetaire waarderings-methoden – zie tabel 8.3.	Door subjectieve selectie van criteria kan een MCA worden aangepast aan wat het beoogt te meten. De betrouwbaarheid hangt af van in hoeverre essentiële keuzes en onderdelen expliciet zijn gerapporteerd.
<i>Afweging</i>		
• Informatiebehoefte	Inzicht in de maatschappelijke rentabiliteit van een beleidsmaatregel	Inzicht in de rangorde van beleidsmaatregelen o.b.v. subjectieve weging van zelfgekozen criteria.
<i>Overig</i>		
• Draagvlak	Groot, via OEI-Heidraad.	Groot, via m.e.r.
• Ervaring	Bij experts is er de nodige ervaring met het instrument. Minder ervaring is er met het onderdeel natuurwaardering.	Er is inmiddels veel ervaring opgedaan met het instrument.
• Robuustheid	Richtlijnen in OEI-Heidraad heeft positief effect op de robuustheid van een MKBA	Subjectiviteit bij het toekennen van gewichten kan robuustheid negatief beïnvloeden.

Tabel 8.2 Toetsingscriteria voor MKBA en MCA, waarmee nagegaan kan worden of het instrument, gegeven de doelstellingen en situatie, het meest geschikt is voor het gespecificeerde doel.

	MKBA	MCA
Analyse		
<ul style="list-style-type: none"> Compleetheit van en het vermijden van dubbel telling van effecten 	In een MKBA dienen alle maatschappelijke effecten van een maatregel te worden betrokken. Dit leidt al gauw tot het gevaar van dubbel tellingen.	Alle effecten die in de analyse worden meegenomen, moeten in relatie staan met de doelstellingen van de verschillende maatregelen die worden geëvalueerd.
Beoordeling		
<ul style="list-style-type: none"> Validiteit en betrouwbaarheid uitkomsten (van waarderings-methoden) 	Problemen met de validiteit en betrouwbaarheid van waar-deringsmethoden beïnvloeden de validiteit van een MKBA. RKM en HPM zijn over het algemeen betrouwbaarder dan CVM en CA.	Niet van toepassing.
Afweging		
<ul style="list-style-type: none"> Tijdshorizon 	In de OEI-Heidraad worden als mogelijke waarden 20, 30 en 40 jaar genoemd.	Niet van toepassing.
<ul style="list-style-type: none"> Discontovoet 	Voor risicovrije projecten is een discontovoet van 4% voorgeschreven, eventueel aangevuld met een risico-opslag van 3%.	Niet van toepassing.
<ul style="list-style-type: none"> Gevoeligheidsanalyse 	In de OEI-Heidraad wordt aan-geraden om onzekerheden rond uitkomsten via gevoeligheids-analyses in beeld te brengen.	Om de uitkomsten zo objectief mogelijk te maken, dienen verschillende sets van wegingsfactoren gebruikt te worden. Zodoende kan worden bepaald of de uitkomsten veranderen bij toepassing van een andere wegingsverdeling.
<ul style="list-style-type: none"> Wegingsfactoren 	Niet van toepassing.	Zie het criterium 'Gevoeligheidsanalyse'.

Tabel 8.3 Toetsingscriteria voor MKBA en MCA, waarmee nagegaan kan worden of het instrument zorgvuldig is toegepast.

tot een voluntaristisch instrument, omdat het in staat is aan verschillende belangen uiteenlopende gewichten te hangen. Een MKBA is daarentegen meer neo-liberaal: het instrument heeft een stevige basis in de welvaartseconomie en streeft naar marktconforme uitkomsten. Naast de verschillende informatie die de instrumenten leveren, is een ander groot verschil tussen MKBA en MCA de hoeveelheid tijd en de omvang van de

kosten die met het gebruik gepaard gaan. Voor een MKBA is over het algemeen meer tijd nodig en zijn de kosten hoger dan voor een MCA.

Uit tabel 8.3 blijkt nog eens hoe verschillend MKBA en MCA eigenlijk zijn. Het zijn allebei weliswaar ex ante evaluatie-instrumenten, maar het doel waarvoor ze ingezet kunnen worden – dat wil zeggen, de informatiebehoefte waaraan ze

dienen te voldoen – is verschillend, en dat uit zich in hoe de instrumenten behoren te worden toegepast. De tabel kan als hulpmiddel dienen bij de analyse van bestaande evaluatiestudies. Wanneer bijvoorbeeld in een uitgevoerde MKBA-studie is gekozen voor een discontovoet van 10%, dan gaat dit lijnrecht in tegen de OEI-leidraad en zal deze keuze naar alle waarschijnlijkheid gevolgen hebben voor de uitkomsten van de studie. MKBA en MCA zijn dus twee verschillende instrumenten, maar betekent dit dan ook dat ze niet met elkaar vergeleken kunnen worden? Het antwoord op deze vraag is nee, want wanneer zowel een MKBA als een MCA wordt ingezet om dezelfde beleidsmaatregel te evalueren, dan zouden ze in principe – als ze tenminste allebei correct en volledig zijn uitgevoerd – tot vergelijkbare resultaten moeten komen. De gewichten die in dat geval in een MCA moeten worden gebruikt, zijn de schaduwrijzen. Dit zijn immers ook de gewichten die impliciet in een MKBA van toepassing zijn. Maar juist het gegeven dat de keuze van gewichten bij een MCA in zekere mate subjectief zijn, vormt een belangrijke verklaring voor het verschil in uitkomsten tussen een MCA en een MKBA.

Nu het dus mogelijk blijkt MKBA en MCA met elkaar te vergelijken, zonder daarbij te worden verweten dat appels met peren worden vergeleken, rest de vraag: welk instrument is beter, MKBA of MCA? Concluderend kunnen we stellen dat – vanuit het oogpunt van de economische theorie – MKBA verreweg het beste evaluatie-instrument is. Optimalisatie van de welvaart is binnen deze theorie het uiteindelijk doel. In dit licht beschouwd, ligt de glorie van MKBA in haar vermogen alle effecten van een beleidsmaat-

regel in ogenschouw te nemen en vervolgens te bepalen in hoeverre de maatregel het maatschappelijke welvaart beïnvloedt. De tragedie is dat het een MKBA slechts bij vlaggen aan die glorie raakt. Sommige effecten zijn moeilijk in geld uit te drukken, of worden gewoonweg over het hoofd gezien, terwijl andere effecten dubbel worden meegenomen. Ook blijkt natuurwaardering in Nederland lang niet altijd als volwaardig onderdeel van een MKBA te worden geaccepteerd. Wanneer een MKBA goed en vakkundig (volgens de OEI-leidraad) wordt uitgevoerd, dan draagt ze bij aan een goede voorbereiding van besluitvorming over, en beoordeling van projecten. Maar tegelijkertijd vereist een dergelijke toepassing van het instrument de nodige kennis en expertise. Een MCA is in vergelijking met een MKBA gemakkelijker uit te voeren. Maar strategisch gedrag kan de uitkomsten ervan bepalen. Daarom is het noodzaak dat een MCA transparant wordt uitgevoerd en dat alle stappen goed worden toegelicht. Hierdoor dwingt het instrument de gebruiker er als het ware toe feiten en waardeoordelen strikt te scheiden en te beargumenteren.

Het feit dat het toepassen van een MKBA veel kennis vereist, heeft een tweetal consequenties. Allereerst is het noodzakelijk dat degenen die een MKBA daadwerkelijk gebruiken, op de hoogte zijn van deze kennis en haar ook benutten. Daarnaast betekent de vereiste van grondige kennis dat een MKBA niet altijd even gebruikersvriendelijk is. Niet voor niets wordt een MKBA, als gevolg van de complexiteit van het instrument, vaak door experts uitgevoerd. En dat bepaalt weer de robuustheid van het instrument. Zo kunnen de zegeningen van een MKBA als gesel worden ervaren. Wanneer het instrument juist en correct

Concluderend kunnen we stellen dat – vanuit het oogpunt van de economische theorie – MKBA verreweg het beste evaluatie-instrument is

De uitkomsten van een evaluatiestudie geven informatie over de effecten die een bepaalde beleidsmaatregel heeft, maar bepalen nooit of deze maatregel moet worden uitgevoerd, of niet

wordt ingezet, dan spelen de uitkomsten ervan een waardevolle rol in het besluitvormingsproces. Maar dit betekent tegelijkertijd ook dat bij een verkeerde toepassing van het instrument – bijvoorbeeld omdat omdat bestaande kennis ontoereikend is of geheel ontbreekt – een MKBA eerder verwarring dan inzicht geeft. Juist om dit soort problemen te ondervangen, is de OEI-leidraad voor het doen van MKBA's opgesteld, die voorkomt dat voor het instrument hooguit een plaats is weggelegd als veredeld telraam. Een dergelijke leidraad is overigens geen overbodige luxe. Want hoewel een MKBA vaak wordt gezien als een evaluatie-instrument dat volledig objectief toegepast wordt, zijn er verschillende factoren die de uitkomsten ervan kunnen 'sturen'. Zo blijkt de keuze van onder andere de tijds horizon, de discontovoet en de restwaarde de uitkomsten van een MKBA te kunnen beïnvloeden. Door hierover heldere afspraken te maken, heeft MKBA duidelijk aan kracht en kwaliteit gewonnen. Ondanks (of juist dankzij) de verschillen tussen MKBA en MCA, wordt er tegenwoordig in de literatuur, maar ook in de beleidspraktijk, gezocht naar een combinatie van de twee evaluatie-instrumenten. De MKBA is bijvoorbeeld een uitstekend startpunt voor de behandeling van effecten waar consumentenvoorkeuren een goed afwegingskader bieden. Maar wanneer één of meer relevante aspecten van een beleidsmaatregel niet in een MKBA kunnen worden opgenomen, dan kan de analyse worden voortgezet door middel van een MCA.

Tot slot: kunnen we, dit alles nu overziend, stellen dat besluitvormers door toepassing van maat-

schappelijke kosten-baten analyse, kengetallen kosten-batenanalyse, multicriteria-analyse en kosteneffectiviteitsanalyse zelf geen keuzes of afwegingen meer hoeven te maken? Het antwoord zit al in de vraag: de verschillende evaluatie-instrumenten zijn stuk voor stuk analyses – niets meer en niets minder. Ze zijn dus niet bedoeld als vervanging van het besluitvormingsproces. Met andere woorden, evaluatie-instrumenten in het algemeen en MKBA en MCA in het bijzonder dienen besluitvormers tot ondersteuning bij het nemen en evalueren van beleidsbeslissingen. Ze zijn hulpmiddelen bij de besluitvorming en dragen bij aan het formuleren en prioriteren van beleidsdoelen. De uitkomsten van een evaluatiestudie geven informatie over de effecten die een bepaalde beleidsmaatregel heeft, maar bepalen nooit of deze maatregel moet worden uitgevoerd, of niet. Deze keuze wordt uitdrukkelijk overgelaten aan besluitvormers, die bij de onderbouwing van hun besluit gebruik kunnen maken van de resultaten van een evaluatiestudie. Wanneer bijvoorbeeld een MKBA wordt toegepast, dan kunnen er allerlei zaken spelen, zoals de verdeling van de welvaart, waarover een MKBA nauwelijks of geen informatie geeft, maar die voor een besluitvormer wel van belang zijn.

Literatuur

- Adamowicz, W., J. Louviere en M. Williams. 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26 (3), pp. 271-292.
- Algemene Rekenkamer. 2000. Beleidsinformatie Betuweroute. Den Haag, Tweede Kamer, 27, 195, nrs. 1-2.
- Ando, A., J. Camm, S. Polasky en A. Solow. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science*, vol. 279, pp. 2126-2128.
- Arrow, K.J., M.L. Cropper, G.C. Eads, R.W. Hahn, L.B. Lave, R.G. Noll, P.R. Portney, M. Russell, R. Schmalensee, V.K. Smith en R.N. Stavins. 1996. Is there a role for benefit-cost analysis in environmental, health, and safety regulation? *Science*, vol. 272, pp. 221-222.
- Arrow, K., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Leamer, R. Radner en H. Schuman. 1993. Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. U.S. Federal Register, vol. 58, pp. 4601-4614.
- Barbier, E.B., M. Acreman en D Knowler. 1997. *Economic Valuation of Wetlands*, Ramsar Convention Bureau. Le Brassus, Switzerland, Imprimerie Dupuis.
- Bennet, J., M. Morrison en R. Blamey. 1998. Testing the validity of responses to contingent valuation question. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 42 (2), pp. 131-148.
- Bergh, J.C.J.M. van den, K.J. Button, P. Nijkamp en G.C. Pepping. 1997. *Meta-Analysis in Environmental Economics*. Dordrecht-Boston-London, Kluwer Academic Publishers.
- Bergland, O., K. Magnussen en S. Navrud. 1995. Benefit Transfer: Testing for Accuracy and Reliability. Discussion Paper D-03/1995. Department of Economics, Agricultural University of Norway. Paper presented at the sixth annual conference of The European Association of Environmental and Resource Economists (EAERE), Umeaa, Sweden, June 17-20, 1995.
- Bishop, R.C. 2003. Where to from here? pp. 537-566. In: P.A. Champ, K.J. Boyle en T.C. Brown (eds). *A Primer on Nonmarket Valuation*. Boston, Dordrecht en Londen, Kluwer Academic Publishers.
- Blom, M. en J.P. van Soest. 2003. *Natuur is Economie*. Alphen aan de Rijn, Kluwer.
- Boer, P. de, W. Koetzier en M.P. Brouwers. 1990. *Basisboek Bedrijfseconomie*. Tweede Druk. Groningen, Wolters-Noordhoff.
- Bommel, K.H.M. van, J.A., Boone, K. Oltmer en M.N. van Wijk. 2004. *Natuurkosten; Deel 1. Definities en de berekeningsmethodiek vanuit bedrijfseconomisch perspectief*. Den Haag, LEI, rapport 3.04.11.
- Boom, H. en M. Metze. 1997. *Slag om de Betuweroute; het spel langs de lijn*. Amsterdam.

- Bos, E.J. 2003. De economische waardering van natuur en milieu in projectevaluaties; naar een natuurinclusieve MKBA. Den Haag, LEI, rapport 4.03.07.
- Bos, E.J. 2004. De economische waardering van de effecten van infrastructuur op natuur: Case studie 'Rondje Randstad'. Den Haag, LEI, rapport 4.04.02.
- Bos, E.J. en M. van Leeuwen. 2001. Ontwikkeling van een Instrumentarium voor het Bepalen van Regionaal-Economische Effecten van Landinrichtingsprojecten; Illustratie aan de Hand van de Case 'het Kuindermeer'. Den Haag, LEI, rapport 4.01.02.
- Bos, E.J. en M. van der Heide. 2005. Ook natuur en milieu factor bij infrastructureel project. De Gelderlander, 10 juni 2005.
- Bosma, H. 1986. Kosten en effecten van landinrichtingsprojecten in Nederland. Wageningen, Landbouwniversiteit, Ph.D. thesis.
- Bowker, J.M., D.B.K. English en J.C. Bergstrom. 1997. Benefits Transfer and Count Data Travel Cost Models: an Application and Test of a Varying Parameter Approach with Guided Whitewater Rafting. Working Paper FS 97-03. Athen, University of Georgia, Department of Agricultural and Applied Economics.
- Boxal, P.C., W.L. Adamowicz, J. Swait, M. Williams en J. Louviere. 1996. A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economics*, vol. 18 (3), pp. 243-253.
- Bräuer, I. 2003. Money as an indicator, to make use of economic evaluation for biodiversity conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol 98, pp. 483-491.
- Brouwer, R. 2000. Environmental value transfer; state of the art and future prospects, *Ecological Economics*. vol. 32 (1), pp. 137-152.
- Brouwer, R. 2004. Wat is schoon water u waard?; Beleving en betalingsbereidheid van Nederlanders voor schoner water. Lelystad, RIZA, rapport 2004.013.
- Brouwer R. en F.A. Spaninks. 1999. The validity of environmental benefits transfer: further empirical testing. *Environmental and Resource Economics*, vol. 14 (1), pp. 95-117.
- Buck Consultants International, i.s.m. NEI, NYFER en de Rijksuniversiteit Groningen. 2001b. Verdieping maatschappelijke kosten-batenanalyse Zuiderzeelijn. Den Haag, uitgevoerd in opdracht van Projectgroep Zuiderzeelijn.
- Bulte, E.H. en A.J. de Zeeuw. 2002. Hoeveel is de zeehond ons waard? *Economisch Statistische Berichten*, vol. 87 (4377), pp. 712-715.
- Carson, R.T., N.E. Flores, K.M. Martin en J.L. Wright. 1996. Contingent valuation and revealed preference methodologies: comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics*, vol. 72 (1), pp. 80-99.
- Clawson, M. en J.L. Knetsch. 1966. *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore, Johns Hopkins University Press.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton en M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.

Dalhuisen, J.M. 2002. The Economics of Sustainable Water Use; Comparisons and Lessons from Urban Areas. Amsterdam, Vrije Universiteit, Tinbergen Institute Research Series no. 290, Ph.D. thesis.

Damme, E. van, C. Teulings en J. Theeuwes. Zoals algemeen bekend... pp. 161-171. In: Koninklijke Vereniging voor de Staathuishoudkunde. Jaarboek 2005/2006. Den Haag, Sdu Uitgevers.

Dammers, E., W. Hornis en J. de Vries. 2005. Schoonheid is geld! Naar een volwaardige rol van belevingswaarden in maatschappelijke kosten-batenanalyse. Den Haag, Ruimtelijke Planbureau, Rotterdam, NAI Uitgevers.

Damigos, D. 2006. An overview of environmental valuation methods for the mining industry. *Journal of Cleaner Production*, vol. 14 (3-4), pp. 234-247.

Davidson, M.D. 2004. Discontovoet voor klimatschade behoefte politieke keuze. *Economisch Statistische Berichten*, vol. 4436 (25), pp. 290-293.

Davidson, M.D. 2006. A social discount rate for climate damage to future generations based on regulatory law. *Climatic Change*, vol. 76 (1-2), pp. 55-72.

Diamond, P.A. en J.A. Hausman. 1994. Contingent valuation: is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8 (4), pp. 45-64.

Dienst Landelijk Gebied. 1998. Handleiding BEL. Utrecht, DLG.

Drechsler, M. en F. Wätzold. 2001. The importance of economic costs in the development of guidelines for spatial conservation management. *Biological Conservation*, vol. 97, pp. 51-59.

Dresselaers, P. 2004. Beleidsevaluatie voor een duurzame ontwikkeling. Brussel, Federaal Planbureau, Working Paper 6-04.

Dubgaard, A., I.J.. Bateman en M. Merlo (eds). 1994. Economic Valuation of Benefits from Countryside Stewardship. Proceedings of a Workshop organised by the Commission of the European Communities. Kiel, Wissenschaftsverlag Vauk.

Ebregt, J., C.J.J. Eijgenraam en H.J.J. Stolwijk. 2005. Kosteneffectiviteit van Maatregelen en Pakketten; Kosten-batenanalyse voor Ruimte voor de Rivier, deel 2. Den Haag, Centraal Planbureau, CPB Document , no 83.

Ehrlich, P.R. en A.H. Ehrlich. 1992. The value of biodiversity. *Ambio*, vol. 21 (3), pp. 219-226.

Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P.J.G. Tang en A.C.P. Verster. 2000. Evaluatie van Infrastructuurprojecten; Leidraad voor Kosten-Baten-

- analyse. Centraal Planbureau en Nederlands Economisch Instituut. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- Ewijk, C. van en P.J.G. Tang. 2006. Meer oog voor de toekomst: een lagere discountvoet. *Economisch Statistische Berichten*, vol. 91 (4485), pp. 205-207.
- Freeman III, A.M. 2003. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Second Edition. Washington DC, Resources for the Future.
- Gaaff, A., E.J. Bos, L. Jans, J.J. de Jong, B. Koole. 2003a. Kosteneffectiviteit; case studies voor de Natuurbalans 2003. Bilthoven/Wageningen/Den Haag, MNP, Werkdocument 2003/XX.
- Gaaff, A., M. Stroomman en S. Reinhard. 2003b. Inrichtingsvarianten van het Apeldoorns Kanaal; Toepassing van Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse in een Interactief Proces. Den Haag, LEI, rapport 4.03.08.
- Garrod G. en K.G. Willis. 1999. *Economic Valuation of the Environment; Methods and Case Studies*. Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA, Edward Elgar.
- Groeneveld, R. 2003. *Spatially Cost-effective Species Conservation in Agricultural Landscapes: An Ecological-economic Modeling Synthesis*. Wageningen, Wageningen Universiteit, Mimeo.
- Groot, A.W.M. de, K.H.S. van Buiren, I.W.D. Overtoom en M. Zijl. 1998. *Natuurlijk Vermogen: een Empirische Studie naar de Economische Waardering van Natuurgebieden in het Algemeen en de Oostvaardersplassen in het Bijzonder*. Amsterdam, SEO, rapport 465.
- Groot, R., M.J.M. van Mansfeld, A. Volkerts en J. Vreke. 2002. *Haalbaarheidsstudie "over de bewoonde brug" oostflank Venlo*. Wageningen, Alterra, Rapport 591.
- Hanley, N. en C.L. Spash. 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Aldershot, Edward Elgar.
- Harberger, A.C. 1978. On the use of distributional weights in social cost-benefit analysis. *Journal of Political Economy*, vol. 86 (2), pp. S87-S120.
- Hausman, J.A. (ed.). 1993. *Contingent Valuation: A Critical Assessment*. Amsterdam, North-Holland.
- Heide, C.M. van der. 2005. *An Economic Analysis of Nature Policy*. Amsterdam, Vrije Universiteit, Tinbergen Institute Research Series no. 356, Ph.D. thesis.
- Heide, C.M. van der, J.C.J.M. van den Bergh en E.C. van Ierland. 2000. De onschatbare waarde van biodiversiteit. *Economisch Statistische Berichten*, vol. 85 (4267), pp. 632-635.
- Heide, C.M. van der, J.C.J.M. van den Bergh en E.C. van Ierland. 2003. Towards an ecological-economic theory of nature policy. pp 121-.145. In: S. Dovers, D.I. Stern en M.D. Young (eds.). *New Dimensions in Ecological Economics*:

Integrated Approaches to People and Nature. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.

Hoevenagel, R. 1994. The Contingent Valuation Method: Scope and Validity. Amsterdam, Vrije Universiteit, Ph.D.-thesis.

Huylbroeck, G. van. 1988. Evaluatie van Ruilverkavelingen met behulp van Multicriteria-analyse. Gent, Rijksuniversiteit, Ph.D.-thesis.

Janssen, R. 1991. Multiobjective Decision Support for Environmental Problems. Amsterdam, Vrije Universiteit, Ph.D.-thesis.

Janssen, R. en G. Munda. 1999. Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems. pp. 837-852. In: J.C.J.M. van den Bergh (ed.). Handbook of Environmental and Resource Economics. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.

Janssen, R. en J.E. Padilla. 1999. Preservation or conservation? Valuation and Evaluation of a Mangrove Forest in the Philippines. Environmental and Resource Economics, vol. 14, pp. 297-331.

Jongeneel, R., L. Slangen, E.J. Bos, M. Koning, T. Ponsioen en J. Vader. 2005. De Doorwerkingseffecten van Natuurprojecten op de Economie; Financiële en Economische Analyse van Kosten en Baten. Wageningen Universiteit.

Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen en M.N. van Wijk. 2006.

Methodiekontwikkeling Kosteneffectiviteit van het Natuurbeleid. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Rapport 20.

Koning, M., E. Verkade en J. Hakfoort. 2002. Gevolgen van Uitbreiding Schiphol; Een Kengetallen Kosten-Batenanalyse. Den Haag, Centraal Planbureau.

Kooten, G.C. van en E.H. Bulte. 2000. The Economics of Nature; Managing Biological Assets. Oxford, Blackwell Publishers Ltd.

Kristofersson, D. en S. Navrud. 2005. Validity Tests of Benefit Transfer – Are we Performing the Wrong Tests? Environmental and Resource Economics, vol. 30, pp. 279-286.

Kruk, R. van der. 2005. Hedonic Valuation of Dutch Wetlands. Amsterdam, Vrije Universiteit, Tinbergen Institute Research Series no. 367, Ph.D. thesis.

Krutilla, J.V. en A.C. Fisher. 1975. The Economics of Natural Environments; Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources. Washington, DC, The John Hopkins University Press.

Ligthart, S.S.H. en T. van Rheenen. 2003. Kosteneffectiviteit Natuurbeleid; Integrale Tussenrapportage 2003. Wageningen / Den Haag, Natuurplanbureau en LEI, Werkdocument 2003/35.

Loomis, J. 1992. The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer: benefit function transfer. Water Resource Research, vol. 28, pp. 701-705.

- Loomis, J., P. Kent, L. Strange, K. Fausch, A. Covich. 2000. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, vol. 33 (1), pp. 103-117.
- Louviere, J.J., D.A. Hensher en J.D. Swait. 2000. *Stated Choice Methods; Analysis and Applications*. Cambridge, University Press.
- Ministerie van Financiën. 1992. *Evaluatiemethoden; Een Introductie*. Den Haag, Sdu Uitgeverij.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 2001. *KKBA Rondje Randstad; Ontwerp, Kosten, Inpassing en Effecten (OKIE)*. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 2004a. *Spelregels van het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport; De Besluitvorming door het Ministerie van Verkeer en Waterstaat met betrekking tot de Projecten uit het Meerjarenprogramma Infrastructuur en Transport*. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 2004b. *Werkwijzer OEI bij MIT-verkenningen; Een Hulpmiddel voor het Invullen van de 'Formats'*. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 2004c. *Notitie Aansluiting en Afstemming MKBA/OEI en m.e.r*. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Weg- en Waterbouw.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat. 2006. *OEI bij SNIP; Integrale Afweging van SNIP-projecten op basis van de Overzicht Effecten Infrastructuur (OEI)-systematiek: Effectentabellen en Toepassingsbereik*. Den Haag.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (Adviesdienst Verkeer en Vervoer) en Centraal Planbureau. 2004. *Directe Effecten Infrastructuurprojecten – Aanvulling op de Leidraad OEI*. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken.
- Montgomery, C.A. 1995. Economic analysis of the spatial dimensions of species preservation: the distribution of northern spotted owl habitat. *Forest Science*, vol. 41 (1), pp. 67-83.
- Montgomery, C.A., G.M. Brown en D.M. Adams. 1994. The marginal cost of species preservation: the northern spotted owl. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 26 (2), pp. 111-128.
- Mulder, M., W. Wijnen, en E.J. Bos. 1999. *Uitgaven, Kosten en Baten van Natuur*. Werkdocument 1999/6. IBN-DLO / LEI.
- Navrud, S. 2001. Comparing valuation exercises in Europe and the United States – challenges for benefit transfer and some policy implications. pp. 63-77. In: *OECD. Valuation of Biodiversity Studies; Selected Studies*. Paris, OECD.
- Navrud, S. en G.J. Pruckner. 1997. *Environmental Valuation – To Use or Not to Use? A Comparative Study the United States and Europe*. *Environmental and Resource Economics*, vol. 10, pp. 1-26.

- NEI-Ecorys. 2001. KKBA van een Snelle Verbinding tussen de Vier Grote Steden: Rondje Randstad. Rotterdam.
- Nijkamp, P., P. Rietveld en H. Voogd. 1990. Multicriteria Evaluation in Physical Planning. Amsterdam, North-Holland.
- Nunes, P.A.L.D. en J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, vol. 39 (2), pp. 203-222.
- Nunes, P.A.L.D. en J.C.J.M. van den Bergh. 2004. Can people value protection against invasive marine species? Evidence from a joint TC-CV survey in the Netherlands. *Environmental and Resource Economics*, vol. 28 (4), pp. 517-532.
- Oosterhaven, J. 1999. De evaluatie van grote infrastructuur: over MER's, EER's en MKBA's. *Openbare Uitgaven*, nr. 2.
- Pearce, D. 1998. Auditing the earth; the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Environment*, vol. 40 (2), pp. 23-28.
- Pearce, D. 2001a. Environmental appraisal and environment policy in the European Union. *Environmental and Resource Economics*, vol. 11 (3-4), pp. 489-501.
- Pearce, D. 2001b. Valuing biological diversity: issues and overview. pp. 27-44. In: OECD. *Valuation of Biodiversity Benefits; Selected Studies*. Paris, OECD.
- Pearce, D., G. Atkinson en S. Mourato. 2006. *Cost-Benefit Analysis and the Environment; Recent Developments*. Paris, OECD.
- Perman, R., Y. Ma en J. McGilvray. 1996. *Natural Resource and Environmental Economics*. London and New York, Longman.
- Polasky, S., J.D. Camm en B. Garber-Yonts. 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: an application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics*, vol. 77 (1), pp. 68-78.
- Porter, R.C. 1982. The new approach to wilderness preservation through benefit-cost analysis. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 9 (1), pp. 59-80.
- Proost, S., M. Hermy, E.C. van Ierland en J.B. Loomis. 2000. *Economische Waardering van Bossen; Een Case Study voor Heverleebos-Meerdaalwoud*. K.U. Leuven, Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling 96/06.
- Reinhard, S.R., J. Vreke, A. Gaaff en M. Hoogstra. 2003. *Integrale afweging van ruimtegebruik: ontwikkeling van een instrumentarium voor het beoordelen van veranderingen in aanwending van ruimte*. Den Haag, LEI, rapport 4.03.03.
- Rietveld, P. 2002. Een afwegingskader voor beleid in verkeer en vervoer: kosten-batenanalyse en multicriteria-analyse. pp. 241-265. In: B. van Wee en M. Dijst (red.). *Verkeer en Vervoer in Hoofdlijnen*. Bussum, Uitgeverij Coutinho.

- Rouwendaal, J en P. Rietveld. 2000. Welvaartsaspecten bij de evaluatie van infrastructuurprojecten; Onderzoeksprogramma Economische Effecten Infrastructuur. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Economische Zaken.
- Ruijgrok, E.C.M. 2001. De Economische Baten van Ontsnippering: Case Studie Renkums Beekdal. Den Haag, Ministerie van LNV, in memo.
- Ruijgrok, E.C.M., R. Brouwer en H. Verbruggen. 2004. Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses; Aanvulling op de Leidraad OEI. Den Haag, Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- Ruijgrok, E.C.M. et al. 2006. Kentallen Waardering Natuur, Water en Bodem; Hulpmiddel bij MKBA's. Rotterdam, Witteveen+Bos, conceptversie.
- RWS. 2003. Vergelijking Afwegings- en Waarderingsmethoden voor Waterbeheerprojecten. Den Haag, publicatie DWW-2002-144.
- Scarpa, R., E.S.K. Ruto, P. Kristjanson, M. Radeny, A.G. Drucker en J.E.O. Rege. 2003. Valuing indigenous cattle breeds in Kenya: an empirical comparison of stated and revealed preference value estimates. *Ecological Economics*, vol. 45 (3), pp. 409-426.
- Splash, C.L. en C. Carter 2002. Environmental valuation methods in rural resource management. pp. 88-114. In: F. Brouwer en J. van der Straaten (eds). *Nature and Agriculture in the European Union; New Perspectives on Policies that Shape the European Countryside*. Cheltenham, UK and Northampton, USA, Edward Elgar.
- Strijker, D., F.J. Sijtsma en D. Wiersma. 2000. Evaluation of nature conservation. *Environmental and Resource Economics*, vol. 16 (4), pp. 363-378.
- Stolwijk, H. 2004. Kunnen Natuur en Landschapswaarden Zinvol in Euro's worden uitgedrukt? Den Haag, Centraal Planbureau, 5/2004/04.
- Sugden, R. en A. Williams. 1978. *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis*. Oxford, University Press.
- Swanborn, P.G. 2003. Repliek. *Sociologische Gids*, jrg. 50 (1), pp. 91-94.
- Tijdelijke Commissie Infrastructuurprojecten 2004. *Onderzoek naar Infrastructuurprojecten*. Den Haag, Tweede Kamer, 29, 283, nrs. 5-6.
- Turner, R.K., J.C.J.M. van den Bergh, T. Söderqvist, A. Barendregt, J. van der Straaten, E. Maltby en E.C. van Ierland. 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, vol. 35 (1), pp. 7-23.
- Turner, R.K., J. Paavola, P. Cooper, S. Farber, V. Jessamy en S. Georgiou. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics*. vol. 46 (3), pp. 493-510.

Udo, J., L.H.J.M. Janssen en S. Kruitwagen. 2006. Stille heeft zijn prijs. *Economisch Statistische Berichten*, vol. 91 (4477), pp. 562-564.

UFSIA en NEA. 2001. Maatschappelijke kosten en baten analyse IJzeren Rijn. Rijswijk, Rail-infrastructuur.

Urama, K.C. en I.D. Hodge. 2006. Are stated preferences convergent with revealed preferences? Empirical evidence from Nigeria. *Ecological Economics*, in press.

Verschuren, P. 2003. Een reactie op de repliek van Swanborn. *Sociologische Gids*, jrg. 50 (1), pp. 95-99.

Vreeker, R., P. Nijkamp en C. ter Welle. 2002. A multicriteria decision support methodology for evaluating airport expansions plans. *Transportation Research Part D*, vol. 7, pp. 27-47.

Vreke, J. en M.J.M. van Mansfeld. 2000. Haalbaarheidsstudie Renkumse Beek. Kosten en Baten van Herstel van een Ecologische Verbindingszone. Wageningen, Alerra Rapport 143.

Weikard, H.-P. (te verschijnen), The Existence Value does not Exist and Non-Use Values are Useless. Wageningen Universiteit, Mimeo.

Weitzman, M.L. 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica*, vol. 66 (6), pp. 1279-1298.

Wielen, P van de., J. Vreke, S. Reinhard en E. Bos. 2004. Instrumentanalyse Natuur en Landschap. Wageningen, Alterra Rapport 1117.

Woltjer, G. 2006. Actualisatie discontovoet: zijn er goede redenen om af te wijken van de marktrentevoet? Den Haag, LEI, in mimeo.

Wu, J. en W.G. Boggess. 1999. The optimal allocation of conservation funds. *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 38 (3), pp. 302-321.

Zwemer, J. 2005. OEI bij Verkenningen voor Natte Infrastructuur; Toesnijding voor SNIP-Verkenningen bij Waterkeren. Rotterdam, Afstudeerrapport Erasmus Universiteit, Opleiding Bestuurskunde.

Dankwoord

Bij het schrijven van het rapport hebben we inspiratie en commentaar van velen gehad. Vanuit het MNP hebben Sonja Kruitwagen en Petra van Egmond het onderzoek begeleid en in verschillende stadia verrijkend en stimulerend commentaar geleverd. Daarnaast zijn binnen dit planbureau enkele tussentijdse resultaten uitvoerig besproken met medewerkers die gezamenlijk het platform kosten-baten analyse (KBA) van het MNP vormen. Tijdens de besprekingen in dit platform hebben prikkelende vragen en gedegen suggesties het onderzoek duidelijk vooruit geholpen. Ook Aris Gaaff en Floor Brouwer hebben een belangrijke rol gespeeld in de verschillende discussies die gedurende de totstandkoming van het rapport zijn gevoerd. Floor Brouwer heeft verder verschillende versies van het rapport grondig en nauwgezet gelezen, en gefundeerd becommentarieerd. Tot slot is een conceptversie van het rapport gepresenteerd en besproken in de tiende bijeenkomst van de Begeleidingsgroep

‘Natuur & Economie’. Piet Rietveld trad hierbij op als externe discussiant en zijn kritische blik heeft onze gedachten verder gescherpt. Maar ook de opmerkingen en waardevolle informatie van verschillende leden van de Begeleidingsgroep, in het bijzonder Ekko van Ierland (voorzitter van de Begeleidingsgroep), Gerrit-Jan Bouwhuis, Jasper Dalhuisen, Patrick Nuvelstijn, Herman Stolwijk, Kees-Jan Wolswinkel en Geert Woltjer, hebben serieus bijgedragen aan verbetering en bruikbaarheid van het rapport. We zijn allen zeer erkentelijk voor hun inzet, betrokkenheid en inhoudelijke bijdragen gedurende de uitvoering van het onderzoek.

Den Haag en Wageningen,

*Martijn van der Heide
Ernst Bos
Jan Vreke*

Beleidsmakers willen graag weten of hun voorgenomen beleid het gewenste effect zal hebben. Om daar achter te komen, hebben ze een aantal evaluatie-instrumenten ter beschikking. Maar welk instrument is nu eigenlijk in welk geval het meest geschikt? En welk instrument meet de effecten van het beleid op natuur en milieu het beste? In deze studie worden de verschillende evaluatie-instrumenten bekeken en op waarde geschat. De studie biedt een overzicht van de mogelijkheden, praktische problemen en geeft praktische handvatten bij het gebruik van de diverse evaluatie-instrumenten.