

Toetsen op duurzaamheid voor het waterbeleid

Meeusen, M.J.G. (red.)
Bommel, K.H.M. van
Savornin Lohman, A.F. de
Vrolijk, H.C.J.
Wijnen, W.

Projectcode 63483

Augustus 2001

Rapport 6.01.09

LEI, Den Haag

Het LEI beweegt zich op een breed terrein van onderzoek dat in diverse domeinen kan worden opgedeeld. Dit rapport valt binnen het domein:

- Wettelijke en dienstverlenende taken
- Bedrijfsontwikkeling en concurrentiepositie
- Natuurlijke hulpbronnen en milieu
- Ruimte en Economie
- Ketens
- Beleid
- Gamma, instituties, mens en beleving
- Modellen en Data

Toetsen op duurzaamheid voor het waterbeleid

Meeusen, M.J.G. (red.), K.H.M. van Bommel, A.F. de Savornin Lohman, H.C.J. Vrolijk en W. Wijnen

Den Haag, LEI, 2001

Rapport 6.01.09; ISBN 90-5142-672-4; Prijs f 31,- (inclusief 6% BTW)

64 p., fig., tab., bijl.

Een verkenning van enkele methoden die behulpzaam kunnen zijn bij het beleid om te komen tot een duurzaam ingericht landelijk gebied. Daarbij gaat het specifiek om de plaats van het waterbeleid binnen het landelijk gebied. De duurzaamheidstoets zoals door de Wereldbank ontwikkeld komt aan de orde, evenals de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA), de kosten-effectiviteitsanalyse (KEA) en de multicriteria-analyse (MCA). Deze methoden kunnen nadere invulling geven aan de duurzaamheidstoets van de Wereldbank. Het rapport beschrijft de methoden en geeft inzicht in de toepassingsmogelijkheden ervan voor Watervraagstukken waar het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij mee te maken heeft en die zij vanuit een duurzaamheidsoptiek wil benaderen.

Bestellingen:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: publicatie@lei.wag-ur.nl

Informatie:

Telefoon: 070-3358330

Telefax: 070-3615624

E-mail: informatie@lei.wag-ur.nl

© LEI, 2001

Vermenigvuldiging of overname van gegevens:

- toegestaan mits met duidelijke bronvermelding
- niet toegestaan



Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO-NL) van toepassing. Deze zijn gedeponereerd bij de Kamer van Koophandel Midden-Gelderland te Arnhem.

Inhoud

	Blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1. Inleiding	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Doelstelling van het onderzoek	16
1.3 Werkwijze	17
1.4 Opbouw van het rapport	17
2. Beschrijving van het analysekader	19
3. Beschrijving van de methoden	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Duurzaamheidstoets	24
3.3 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)	28
3.4 Kosten-effectiviteitsanalyse (KEA)	32
3.5 Illustratie maatschappelijke kosten-batenanalyse	33
3.6 Multicriteria-analyse (MCA)	39
3.7 Illustratie multicriteria-analyse	43
3.8 Vergelijking	46
4. Conclusie	51
Literatuur	56
Bijlagen	
1. Toelichting op de duurzaamheidstoets	59
2. Informatiebehoefte MKBA	63

Woord vooraf

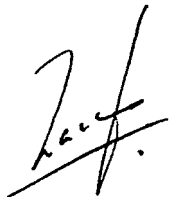
Het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij wil zoveel mogelijk de Watersysteembenadering voor het landelijk gebied hanteren: een landelijk gebied met een duurzaam waterbeheer. Afwegingsmethoden kunnen behulpzaam zijn bij de keuze van maatregelen om te komen tot een duurzaam ingericht landelijk gebied vanuit het watersysteem-perspectief. Het Ministerie heeft het LEI gevraagd om een aantal afwegingsmethoden te verkennen en te beoordelen of en welke goed geschikt zijn voor vraagstukken in het LNV-waterbeleid.

Dit is het resultaat van de eerste verkenning van een aantal methoden dat behulpzaam zou kunnen zijn bij vraagstukken waar het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij in haar (duurzaam beoogd) waterbeleid gebruik van zou kunnen maken. Wij danken het Ministerie voor de financiële ondersteuning die deze verkenning mogelijk heeft gemaakt. Wij willen ook de leden danken van het Wateroverleg binnen het Ministerie die mede sturing hebben gegeven aan het project. Met name noemen wij ir. J. Verhulst en ir. E. Reumer van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Wij hopen dat de eerste verkenning uitdaagt tot daadwerkelijk gebruikmaking van de beschikbare methoden om te komen tot een duurzaam ingericht landelijk gebied vanuit het 'water'-perspectief.

Deze rapportage is tot stand gekomen door de bijdragen van diverse LEI-medewerkers. Met name genoemd worden: drs. K.H.M. van Bommel, drs. A.F. de Savornin Lohman, dr. H.C.J. Vrolijk en drs. W. Wijnen.

De directeur,



Prof.dr.ir. L.C. Zachariasse

Samenvatting

Het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV) wenst vanuit een duurzaamheidsperspectief invulling te geven aan het waterbeleid binnen het landelijk gebied. Effecten van beleidsopties op de waterhuishouding en de gevolgen daarvan voor de (ontwikkeling van) functies in het landelijk gebied worden nadrukkelijk meegenomen en meegewogen. Een belangrijke stap in dit traject is de *waardering* van effecten op de (ontwikkeling van) functies. Ter bepaling van effecten op waterhuishouding en daaruitvoortvloeiend de functies in het landelijk gebied is vooral technisch onderzoek noodzakelijk, waarna de vastgestelde effecten vervolgens moeten worden beoordeeld en gewaardeerd. Bij die laatste stap kunnen economische methoden behulpzaam zijn. Het Ministerie van LNV heeft het LEI gevraagd methoden te verkennen die zouden kunnen helpen bij de beoordeling van de effecten vanuit een duurzaamheidsperspectief.

De duurzaamheidstoets van de Wereldbank heeft bijgedragen aan de discussie over relevante factoren die 'duurzaamheid' bepalen: de economische, de ecologische en de sociaal-culturele component zijn bepalend voor duurzaamheid. De duurzaamheidstoets van de Wereldbank kan worden beschouwd als een concept, dat vervolgens dient te worden vertaald naar een concreter niveau. Dat heeft het Ministerie van LNV gedaan, resulterend in onderstaande figuren 1 tot en met 3.

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Werkgelegenheid	Behoud van de werkgelegenheid in de sectoren landbouw, natuurbeheer, recreatie en voedings- en genotmiddelenindustrie. Veiligstellen van inkomen en ontwikkelingspotentieel.	Vergroting van de economische weerbaarheid. Goed sociaal vangnet en vervangende werkgelegenheid.
Nationaal inkomen	Evenredige bijdrage van de LNV-sectoren aan de economische groei.	Ruimte voor sterke sectoren, specialisatie en schaalvergroting, bevorderen dynamiek in de economische structuur, herstructurering, PPS (bijvoorbeeld nieuwe ontwikkelaars en beheerders). Ruimte bieden aan verbrede landbouw (agrarisch natuurbeheer, minicamping, enz.). Nieuwe economische dragers (o.a. landgoederen en groene bedrijventerreinen). Versterking vestigingsklimaat bedrijven.

Figuur 1 Factoren vanuit de economische invalshoek

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Veiligheid	Een veilig en goed bewoonbaar land met gezonde en duurzame watersystemen.	Risico's tot minimum beperken.
Culturele identiteit	Behoud en versterking van culturele identiteit.	Voorkomen van vervlakking van landschap. Behoud en ontwikkeling cultuurhistorische parels. Behoud openheid landschap.
Leefbaarheid	Versterking van de leefbaarheid.	Behoud en versterking woon- en leefklimaat. Behoud van lokale voorzieningen (o.a. detailhandel, scholen). Sociale rechtvaardigheid (ruimte voor recreatief gebruik voor alle doelgroepen). Samenhangende benadering stad-land (water in de omgeving): evenwichtige invulling groene functies t.o.v. economische functies. Vergroten maatschappelijk draagvlak voor nieuwe functies.
Gezondheid	Kwaliteit ruimte.	Bijdrage van natuur en recreatie aan gezondheid.
	Kwaliteit product.	Waarborgen schoon water voor recreatie. Waarborgen van voedselveiligheid. Maatschappelijk gewenste productiewijzen.
Kennis en innovatie	Veranderen normen en waarden.	Vernieuwen en verbreden van scholing en onderwijs.

Figuur 2 Sociaal-culturele factoren

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Natuurlijke biodiversiteit	Behoud, herstel en ontwikkeling van de natuurlijke biodiversiteit.	EHS: oppervlakte, natuurdoeltypen, kerngebieden en verbindingszones (ruimtelijke configuratie). Buiten EHS: behoud van soorten, bijvoorbeeld cultuurvolgers (o.a. grutto). Ontwikkelen van internationaal belangrijke en karakteristieke natte natuur.
Water	Beschikbaarheid van voldoende water van de juiste kwaliteit op juiste moment voor de ontwikkeling van de natuur, de landbouw en de recreatie.	Vorming van strategische watervoorraden. Ontwikkeling natte natuur. Ontkoppeling economische groei en milieudruk. Terugdringing van belasting van grond- en oppervlaktewater (o.a. nitraat, fosfaat, gewasbeschermingsmiddelen).
Bodem	Verbeteren kwaliteit.	Terugdringing van o.a. zware metalen, nitraat, fosfaat in waterbodems, bagger en slib.
Lucht	Verbeteren kwaliteit.	Verminderen CO ₂ -uitstoot. Verminderen ammoniakuitstoot.

Figuur 3 Ecologische factoren

Met deze uitwerking ligt er een eerste kapstok en uitgewerkt kader. Echter, *hoe* de factoren in de duurzaamheidstoets, ontwikkeld door zowel de Wereldbank als het Ministerie van LNV, moeten worden beoordeeld is daarmee nog niet duidelijk.

De Ecological Footprint blijkt niet of nauwelijks te kunnen bijdragen aan de bepaling van scores op de duurzaamheidstoets. De Ecological Footprint heeft niet alleen een beperkte scope - namelijk alleen op de ecologische component -; de invulling die ze eraan geeft wordt niet algemeen geaccepteerd en gedragen. Daarmee is de functie van de Ecological Footprint binnen het milieubeleid van overheidswege heel beperkt.

Andere methoden kunnen wel goed bijdragen aan de invulling van de factoren: de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA), de kosten-effectiviteitsanalyse (KEA) en de multicriteria-analyse (MCA). Deze methoden scoren hoog op criteria die het Ministerie van LNV belangrijk vindt. Genoemd kunnen worden:

- onderliggende wetenschappelijke basis;
- inzichtelijkheid;
- mogelijkheden om scenario's en gevoeligheidsanalyses door te rekenen; en
- mogelijkheden om voor- en nadelen voor de verschillende betrokkenen inzichtelijk te maken.

Deze criteria worden door het Ministerie van LNV relevant geacht en de methoden die verkend zijn in deze studie scoren allen hoog op deze criteria. Ze kunnen - vanuit deze optiek - daarom goed bijdragen aan de invulling van de duurzaamheidstoets.

De methoden verschillen wel qua functie, toepassing en dus bijdrage aan de invulling van de duurzaamheidstoets. De MKBA is vooral goed inzetbaar om kwantitatieve factoren invulling te geven - vanuit het perspectief van het rendement voor de maatschappij als geheel. MKBA beoordeelt het maatschappelijk nut van projecten. Daarbij is ze wel in staat om inzicht te geven in de voor- en nadelen van projecten/beleidsbeslissingen voor de afzonderlijke belangengroeperingen. Ze geeft daarmee de bouwstenen voor verdere besluitvorming. MKBA profileert zich vooral op factoren die kwantitatief meetbaar zijn; lastiger is het om kwalitatieve factoren in te vullen. Deze behoeven veelal dan nog een vertaalslag richting concreet meetbare factoren. Eenzelfde redenering geldt voor KEA, al heeft KEA een beperkter toepassingsgebied dan MKBA; KEA kan worden beschouwd als een variant op MKBA. MCA is eveneens goed bruikbaar in vraagstukken waar informatie geordend en gestructureerd moet worden. MCA kan - anders dan MKBA - wel goed omgaan met veel verschillende factoren, die verschillend worden gemeten en verschillend worden gewogen door de afzonderlijke belangengroeperingen. MCA is daarmee bij uitstek een goede methode voor vraagstukken waar veel, verschillende belanghebbenden met (veel verschillende) belangen en relevant geachte criteria zich over een vraagstuk buigen. Locatiekeuzevraagstukken zijn hier sprekende voorbeelden.

1. Inleiding

1.1 Aanleiding

In de *Vierde Nota Waterhuishouding* (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998) is gekozen voor de Watersysteembenadering. Uitgangspunt is een integraal waterbeheer (kwaliteit en kwantiteit, grond- en oppervlaktewater) per stroomgebied. Integraal waterbeheer zou mede kunnen helpen bij het voorkomen of verminderen van de huidige problemen rondom water (wateroverlast, verdroging, vermindering van de kwaliteit). Het Ministerie van LNV wil deze benadering zoveel mogelijk voor het landelijk gebied hanteren: een landelijk gebied bij een duurzaam waterbeheer.

Wat is integraal waterbeheer? Integraal waterbeheer houdt in dat het water als *systeem* wordt benaderd: het watersysteem. Een watersysteem is een gebied waarin grond- en oppervlaktewater een samenhangend geheel vormen en waarin veranderingen in de waterhuishouding direct leiden tot merkbare effecten binnen dat gebied; ze hebben geen effecten op de waterhuishouding en de functies buiten dat gebied. Tegelijkertijd geldt dat veranderingen in de waterhuishouding buiten het watersysteem geen invloed hebben op de waterhuishouding en functies binnen het watersysteem. Integraal waterbeheer betekent dat water zodanig beheerd wordt dat de verschillende functies van het water passen binnen de hydrologische randvoorwaarden. Dit dient vervolgens als randvoorwaarde voor de functies die in het landelijk gebied (duurzaam) kunnen worden ontwikkeld. Veranderingen in de waterhuishouding (als gevolg van beleid) kunnen ertoe leiden dat er meer of minder ruimte voor (duurzame) ontwikkeling van functies ontstaat. Deze effecten dienen in beeld gebracht te worden. Daarbij kunnen tegengestelde effecten ontstaan: de maatregel kan bijvoorbeeld ruimte scheppen voor natuur, maar de gebruiksmogelijkheden voor de landbouw verminderen. Figuur 1.1 geeft een overzicht van de potentiële conflicten tussen functies rondom het water. Vervolgens is de vraag of en in hoeverre dit wel of niet een gewenst onderwerp van (politieke) besluitvorming is.

Het Ministerie van LNV wil de watersysteembenadering hanteren voor haar beleidsveld: het landelijk gebied. Ze wil komen tot een landelijk gebied met duurzaam waterbeheer om daarmee (ongewenste) problemen rondom water zoveel mogelijk te voorkomen: het landelijk gebied inrichten zoals dat past bij de hydrologische randvoorwaarden.

	Landbouw	Natuur	Woningbouw, industrie, infrastructuur	Recreatie
Landbouw	Kwantiteit: verschillen in peilwensen per landbouwworm.			
Natuur	Kwantiteit: natuur vraagt vaak hogere waterstand dan landbouw. Kwaliteit: nutriënten en bestrijdingsmiddelen afkomstig van de landbouw zijn schadelijk voor natuur.	Kwantiteit: verschillende natuurdoeltypen vragen verschillende waterstanden. Kwaliteit: verschillende natuurdoeltypen vragen verschillende waterkwaliteit.		
Woningbouw, industrie, infrastructuur	Kwantiteit: woningbouw vraagt lagere peilen dan landbouw. Kwaliteit: verontreiniging van het oppervlaktewater door RWZI's en overstorten.	Kwantiteit: woningbouw vraagt lagere peilen dan de natuur. Kwaliteit: verontreiniging van het oppervlaktewater door RWZI's en overstorten.		
Recreatie	Kwantiteit: uiteenlopende peilwensen. Kwaliteit: nutriënten en bestrijdingsmiddelen van de landbouw zijn nadelig voor het zwemwater.	Kwantiteit: uiteenlopende peilwensen. Kwaliteit: natte natuur kan leiden tot muggenoverlast; recreatie kan oppervlaktewater verontreinigen.	Kwantiteit: uiteenlopende peilwensen. Kwaliteit: verontreiniging van het oppervlaktewater door RWZI's en overstorten.	Kwantiteit: uiteenlopende peilwensen. Kwaliteit: verontreiniging van het oppervlaktewater door recreatievaart versus zwemmen.

Figuur 1.1 Potentiële conflicten tussen functies via het water

Bron: Ministerie van LNV, Directie Noord-West.

Het daadwerkelijk werken volgens deze benadering is niet eenvoudig. Een van de oorzaken daarvan is de complexiteit. De Directie Noord-West heeft een stappenplan gemaakt dat behulpzaam moet zijn bij de watersysteembenadering. Deze is in verkorte versie in figuur 1.2 weergegeven.

Stap	Wat te doen?	Waarom?
1.	Bepaal het type vraagstuk	Onderscheid principiële- en locatievraagstukken. Voor principiële vraagstukken is de watersysteembenadering moeilijker dan voor locatievraagstukken.
2.	Inventariseer de beleidsopties voor het vraagstuk	
3.	Maak een ruimtelijke vertaling van de beleidsopties	
4.	Bepaal het relevante watersysteem	Dit is relevant om de water-impact van de beleidsoptie te kunnen vaststellen. Immers, deze 'beperkt' zich tot het watersysteem; daarbuiten zijn er geen effecten.
5.	Bepaal de gevolgen per beleidsoptie voor het watersysteem	Denk hierbij aan kwantiteit en kwaliteit van zowel grond- als oppervlaktewater. Bijvoorbeeld: de grondwaterstand daalt of het oppervlaktewater vervuult.
6.	Bepaal de gevolgen daarvan voor functies	Verandering in de waterhuishouding kunnen andere functies (dan die waar de beleidsoptie betrekking op heeft) positief of negatief beïnvloeden. Bijvoorbeeld: natuurwaarden gaan verloren, gebruiksmogelijkheden voor de landbouw verslechteren.
7.	Bepaal de acceptatiegraad van deze gevolgen	Veranderingen van functies kunnen wel of niet passen binnen gemaakte afspraken of wensen van de betrokkenen.
7a.	Indien acceptabel, ga naar stap 8.	
7b.	Indien acceptabel onder voorwaarden: <ul style="list-style-type: none"> - bepaal de noodzakelijke voorwaarden of maatregelen; - bepaal de haalbaarheid van de voorwaarden of maatregelen; - indien de voorwaarden of maatregelen haalbaar zijn, ga naar stap 8; - indien de voorwaarden of maatregelen niet haalbaar zijn, zoek andere maatregelen (stap 7b) of zoek andere beleidsopties (stap 2). 	Maatregelen kunnen helpen om de acceptatiegraad (van betrokkenen) te vergroten. Deze dienen echter wel te passen binnen het financieel, technisch en maatschappelijk kader.
7c.	Indien niet acceptabel, zoek andere beleidsopties (stap 2)	
8.	Sluit de watersysteembenadering af.	Het resultaat kan bestaan uit meerdere 'goede' beleidsopties, waaruit vervolgens een keuze kan worden gemaakt.

Figuur 1.2 Stappenplan 'watersysteembenadering'

Bron: Ministerie van LNV, Directie Noord-West.

Het stappenplan is ontwikkeld, maar wordt nog niet voor alle vraagstukken toegepast. Veelal wordt het als te ingewikkeld en te gecompliceerd ervaren.

Uit bovenstaand stappenplan blijkt dat er op verschillende momenten informatie nodig is en afwegingen moeten worden gemaakt. Uitgaande van de aanwezigheid van oplossingen en beleidsopties is het nodig om inzicht te hebben in:

- de effecten van de beleidsopties op de waterhuishouding (kwantitatief en kwalitatief voor grond- en oppervlaktewater);
- de effecten van de veranderingen in de waterhuishouding op de (ontwikkeling van) functies in het landelijk gebied;
- de waardering van deze effecten op de functies.

Deze studie richt zich met name op het laatste. Voor de eerste twee punten is vooral technisch inzicht nodig; bij het laatste punt gaat het om waarderingsvraagstukken.

Er zijn verschillende methoden om de veranderingen van de functies te waarderen. In het stappenplan 'watersysteembenadering' (Ministerie van LNV, Directie Noord-West) en voor de *Nota Vitaal Platteland* (Verhulst, 1999) is gekozen voor een duurzaamheidstoets waarbij drie criteria zijn gehanteerd, te weten:

- economische criteria: de inkomensvorming moet mogelijk zijn;
- sociaal-culturele criteria: sociale en culturele systemen mogen niet worden ontwricht;
- ecologische criteria: de biodiversiteit moet worden gewaarborgd.

Op dit moment heeft het Ministerie van LNV behoefte aan een overzicht van methoden die hen (ook) behulpzaam kan zijn bij waarderingsvraagstukken. Daarbij gaat het om die methoden die inzicht geven in de drie pijlers van duurzaamheid: ecologie, economie en socio-cultureel. In dit onderzoek worden de mogelijkheden verkend van de volgende methoden¹:

- de duurzaamheidstoets (zoals ontwikkeld door de Wereldbank);
- de methode Multicriteria Decision Making (MCA);
- de methode maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA).

1.2 Doelstelling van het onderzoek

Verkenning van de mate waarin drie methoden toepasbaar en perspectiefvol zijn voor het afwegen van beleidsopties, te weten:

1. duurzaamheidstoets (methode Wereldbank);
2. multicriteria decision making;
3. maatschappelijke kosten-batenanalyse.

Deze verkenning mondt uit in aanbevelingen waar het gaat om het mogelijke gebruik van de methoden in het LNV-Waterbeleid.

¹ Oorspronkelijk werd ook de Ecological Footprint genoemd als zijnde een afwegingsmethode, maar gedurende de eerste fase van het onderzoek bleek dat het Ministerie zocht naar methoden die ook de economische en sociaal-culturele criteria mee in beschouwing namen. De methode Ecological Footprint laat deze criteria echter buiten beschouwing en concentreert zich op de milieubelasting, en daarbinnen op energie- en grondstoffengebruik. Gegeven deze beperkte scope is deze methode in het verdere onderzoek buiten beschouwing gebleven. Voor een verdere toelichting wordt verwezen naar hoofdstuk 3.

1.3 Werkwijze

Er zijn in het onderzoek drie fasen onderscheiden:

Fase 1: Beschrijving van het analysekader;

Fase 2: Beschrijving van de methoden;

Fase 3: Analyse van de toepasbaarheid van de methoden.

Fase 1: Beschrijving van het analysekader

De geschiktheid van een methode hangt af van diverse factoren. In deze fase worden deze factoren beschreven. Vervolgens wordt gekeken naar de (diverse) vraagstukken binnen het Ministerie van LNV rondom waterbeleid waar de afweging van verschillende effecten aan de orde is. Een en ander mondt uit in een lijst van criteria waarop de methoden worden getoetst. Daarmee ontstaat een analysekader om de methoden (in fase 2) nader te beschrijven en de geschiktheid ervan te toetsen (in fase 3). Deze fase wordt uitgevoerd door literatuuronderzoek en interviews met twee beleidsmakers op het Ministerie van LNV.

Resultaat: Overzicht van de criteria die relevant zijn voor de beoordeling van de geschiktheid van methoden voor afwegingsvraagstukken rondom LNV-waterbeleid.

Fase 2: Beschrijving van de methoden

De methoden worden beschreven aan de hand van het analysekader (factoren en eisen die de geschiktheid bepalen, zie fase 1). Er ontstaat een beeld van de werkwijze van de methoden, de voor- en nadelen en de algemene toepasbaarheid.

De methoden worden beschreven aan de hand van deskresearch.

Resultaat: Overzicht van de 'score' van de verschillende methoden op de criteria die relevant zijn voor de mate waarin ze toegepast kunnen worden bij afwegingsvraagstukken.

Fase 3: Analyse van de toepasbaarheid van de methoden en rapportage

Fase 3 omvat de analyse waarin de 'score' van de verschillende methoden (resultaat fase 2) wordt vergeleken met de eisen en criteria (resultaat fase 1). Deze score wordt geïllustreerd aan de hand van een case. Vervolgens wordt op basis van deze kennis een verkenning naar de toepasbaarheid en perspectieven van de genoemde afwegingsmethoden binnen het waterbeleid uitgevoerd.

Resultaat: Rapport waarin de resultaten van een verkenning van de bruikbaarheid van drie afwegingsmethoden voor vraagstukken rondom Waterbeleid binnen het Ministerie van LNV.

1.4 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt het resultaat van de eerste fase vastgelegd. Er wordt een overzicht gegeven van de relevante watervraagstukken binnen het Ministerie van LNV en de wijze waarop het Ministerie van LNV wil omgaan met deze beleidsvraagstukken. Hieruit komt

een aantal criteria voort waarop de methoden dienen te worden getoetst. In hoofdstuk 3 volgt een beschrijving van de drie methoden, waarbij de - in hoofdstuk 2 - genoemde criteria als leidraad worden genomen. Hoofdstuk 4 sluit af met conclusies over de geschiktheid van de onderzochte methoden in vraagstukken die behoren tot het LNV-beleidsveld rondom water.

2. Beschrijving van het analysekader

In dit hoofdstuk wordt het analysekader beschreven dat dient als kapstok voor de beoordeling van de afwegingsmethoden. Daartoe worden de volgende stappen gezet: eerst worden de type vraagstukken waar het Ministerie van LNV mee te maken heeft waar het gaat om waterbeleid, beschreven. Voorts wordt een opsomming gegeven van de criteria die een rol spelen bij de beoordeling van de afwegingsmethoden. Een derde stap is een kruisbestuiving tussen beide: per type vraagstuk worden de belangrijkste criteria genoemd. Centraal staat de vraag: 'Voor welke vraagstukken zijn welke criteria van doorslaggevend belang?' Deze aanpak mondt uit in een overzicht van de relevante criteria waarmee de afwegingsmethoden worden beoordeeld, per type vraagstuk.

Typen vraagstukken

Het Ministerie van LNV onderscheidt twee typen vraagstukken rondom water, te weten:

- principiële vraagstukken. Het gaat hier om conceptueel/strategische vraagstukken, die integraal (en dus complex) van aard zijn. Het betreft veelal vraagstukken op nationaal niveau, die niet gebiedsgericht zijn. Als voorbeeld kan hier genoemd worden: het landbouwstructuurbeleid, het (tweede) structuurschema Groene Ruimte, de beleidsagenda, de (Vijfde) Nota voor de Ruimtelijke Ordening;
- locatiekeuzevraagstukken. Deze (gebiedsgerichte) vraagstukken hebben betrekking op regionaal niveau. Het gaat om bijvoorbeeld regionale beleidsvisies, gebiedsperpectieven.

Verder is er het onderscheid tussen vraagstukken die antwoord vragen op korte termijn en vraagstukken waarvoor meer tijd beschikbaar is. Hier is de factor 'tijd' onderscheidend.

Dit tweetal kenmerken geeft samen een viertal typen vraagstukken, te weten:

1. principiële vraagstukken die op korte termijn antwoord vragen;
2. principiële vraagstukken waarvoor meer tijd beschikbaar is;
3. locatiekeuzevraagstukken die in korte tijd reactie van LNV vereisen;
4. locatiekeuzevraagstukken die op langere termijn visie van LNV vragen.

Relevante beoordelingscriteria

Door middel van interviews met enkele beleidsmedewerkers van het Ministerie van LNV die betrokken zijn bij 'water'-vraagstukken is een beeld verkregen van de criteria die van belang zijn voor de geschiktheid van een afwegingsmethode in het LNV-Waterbeleid. Figuur 2.1 geeft een overzicht van de - door LNV genoemde - belangrijkste criteria die de mate van geschiktheid van een afwegingsmethode bepalen (zie ook Ministerie van Financiën 1992, p. 16).

1. Doel van de vraagstelling
 - vaststelling van de maatschappelijke rentabiliteit;
 - rangschikking van alternatieven;
 - structurering van informatie.
2. Kenmerken van de methode
 - onderliggende (wetenschappelijke) basis;
 - inzichtelijkheid ;
 - eenvoud van de toepassing;
 - mogelijkheid tot groepsbesluitvorming;
 - mogelijkheid om gevoeligheidsanalyses en scenario's door te rekenen;
 - reproduceerbaarheid;
 - mogelijkheid van weergave van het maatschappelijk nut;
 - mogelijkheid van weergave van de preferenties (gewichten) per maatschappelijke deelgroepering;
 - mogelijkheid van weergave van de preferenties (gewichten) van de beslisser;
 - mogelijkheid van weergave van de verdeling van de voor- en nadelen voor de verschillende actoren;
 - mogelijkheid van beoordeling van de voor- en nadelen voor de verschillende actoren;
 - mogelijkheid van inzicht in de budgettaire gevolgen van maatregelen.
3. Institutionele aspecten
 - aanwezigheid van voorschriften tot het gebruik van de methode.

Figuur 2.1 Overzicht van criteria die de mate van geschiktheid van een afwegingsmethode bepalen

Relevante beoordelingscriteria per type vraagstuk

Uit figuur 2.1 blijkt dat er drie groepen van criteria zijn te onderscheiden, te weten:

1. de doelstelling van de vraag;
2. de kenmerken van de methode;
3. de institutionele aspecten.

Achtereenvolgens wordt gezien welke criteria binnen de drie groepen voor welke vraagstukken het meest belangrijk zijn.

Ad 1: Doelstelling van de vraag

In alle vier te onderscheiden vraagstukken kunnen de drie doelstellingen aan de orde zijn. Alleen is er in de kortetermijnvraagstukken minder gelegenheid om de alternatieven te ontwikkelen, (uitgebreid) naast elkaar te zetten en te beoordelen.

Ad 2: Kenmerk van de methode

Aan de LNV-beleidsmedewerkers is gevraagd welke van de criteria van 'kenmerken van de methoden' het meest belangrijk waren voor welke vraagstukken. Daarbij werden de vier hierboven genoemde vraagstukken onderscheiden. Hieruit kwam het beeld zoals in figuur 2.1 weergegeven. Opgemerkt moet worden dat veel van de criteria bij alle vraagstukken zijn genoemd. Daar waar echter duidelijke accenten op bepaalde vraagstukken (principiële VS locatiekeuzevraagstukken; langetermijn-VS kortetermijnvraagstukken) is het meest genoemde vraagstuk genoemd.

Criterium	Voor welke vraagstukken?
Onderliggende (wetenschappelijke) basis	Principiële vraagstukken
Inzichtelijkheid	Alle vraagstukken
Eenvoud van de toepassing	Vraagstukken korte termijn
Mogelijkheid tot groepsbesluitvorming	Locatiekeuzevraagstukken
Mogelijkheid om gevoeligheidsanalyses en scenario's door te rekenen	Vraagstukken lange termijn
Reproduceerbaarheid	Alle vraagstukken
Mogelijkheid tot weergave van het maatschappelijk nut	Alle vraagstukken
Mogelijkheid tot weergave van de preferenties (gewichten) per maatschappelijke deelgroepering	Locatiekeuzevraagstukken
Mogelijkheid tot weergave van de preferenties (gewichten) van de beslisser	Alle vraagstukken
Mogelijkheid van weergave van de verdeling van de voor- en nadelen voor de verschillende actoren	Locatiekeuzevraagstukken
Mogelijkheid van beoordeling van de voor- en nadelen voor de verschillende actoren	Locatiekeuzevraagstukken
Mogelijkheid van inzicht in de budgettaire gevolgen van maatregelen	Alle vraagstukken

Figuur 2.1 Het belang van de beoordelingscriteria voor de te onderscheiden vraagstukken

Relevante beoordelingscriteria voor alle vraagstukken

Inzichtelijkheid scoorde hoog. Het werd - voor alle typen vraagstukken - belangrijk gevonden dat het duidelijk, herkenbaar en te begrijpen is hoe de resultaten en conclusies tot stand komen. Eenvoud van de methode (en daarmee verband houdend: de kosten van uitvoering van de afwegingsmethode) is met name van belang voor vraagstukken die in korte tijd 'behandeld' moeten worden door de LNV-beleidsmedewerker zelf. Voor vraagstukken die langere voorbereidingstijd hebben kan (externe) expertise worden ingeschakeld en is het niet per se noodzakelijk dat de methode eenvoudig en weinig bewerkelijk is; uiteraard moet de (externe) expert wel kunnen werken met de (ingewikkelder en bewerkelijker) methode en bij de presentatie van de resultaten de inzichtelijkheid niet uit het oog verliezen. De mogelijkheid om gevoeligheidsanalyses uit te voeren en scenario's door te rekenen scoorde ook hoog. Dit werd vooral genoemd voor vraagstukken waarvoor veel tijd van voorbereiding beschikbaar is. Daarnaast werd de mogelijkheid van zowel weergave als beoordeling van de voor- en nadelen voor de verschillende actoren belangrijk geacht voor alle vraagstukken - met iets accent op de locatiekeuzevraagstukken. Voor alle vraagstukken werd het van belang geacht dat er inzicht was in de preferenties van de beslisser. Ten slotte werd reproduceerbaarheid genoemd als zijnde relevant voor alle vraagstukken evenals 'inzicht in de budgettaire gevolgen van maatregelen'.

Relevante beoordelingscriteria voor principiële vraagstukken

Een onderliggende (wetenschappelijke) basis voor een afwegingsmethode werd heel belangrijk gevonden voor met name de principiële vraagstukken. Voor dergelijke vraagstukken werd het van belang geacht dat er een goed gefundeerde theorie ten grondslag ligt aan de uitwerking van deze vraagstukken. Een tweede criterium dat vooral bij principiële vraagstukken van belang geacht werd, was 'de mogelijkheid tot weergave van

het totale maatschappelijke nut'. LNV beoogt te komen tot een duurzaam landelijk gebied, waar het totale maatschappelijk nut maximaal is. Het probleem kenmerkt zich door het zoeken naar een oplossing die maximaal nut aan de totale maatschappij biedt. Daarbij kijkt het Ministerie van LNV naar zowel de kwalitatieve factoren (effecten op landschap, natuur, cultuurhistorie) als de kwantitatieve factoren (effecten op inkomen van de landbouw, recreatie), die wel of niet geldelijk gewaardeerd worden. De niet-geldelijk te waarderen factoren wenst ze nadrukkelijk wel mee te nemen (veelal gebeurt dat middels 'de mate van doelbereiking'). De LNV-respondenten geven aan 'het totale maatschappelijke nut' als doel te kiezen. Dit impliceert dat bij de keuze tussen twee alternatieven gekeken wordt naar het totale maatschappelijke nut (voor de som van alle functies in het onderhavige gebied) per alternatief en gekozen wordt voor het alternatief dat het hoogste scoort.

Relevante beoordelingscriteria voor locatiekeuzevraagstukken

De mogelijkheid tot groepsbesluitvorming werd als belangrijk genoemd voor locatiekeuzevraagstukken. Hetzelfde geldt voor het beoordelingscriterium 'mogelijkheid tot weergave van de preferenties (gewichten) per maatschappelijke deelgroepering'. Hoewel ook hier het criterium 'totaal maatschappelijk nut' relevant is, speelt met name op regionaal niveau de maatschappelijke acceptatie van maatregelen mede een rol. Ook al wordt het criterium 'totaalbelang voor de maatschappij' als leidraad gehanteerd, het Ministerie van LNV dient de acceptatie van de maatregelen (zie stap 7 van het stappenplan, figuur 1.2) wel in oogen-schouw te nemen en daarbij speelt het deelbelang van de belangengroeperingen wel degelijk een rol. Door sommige LNV-beleidsmedewerkers wordt het draagvlak onder maatschappelijk betrokkenen soms zelfs als meest bepalend beschouwd. Inzicht in de 'score' van maatregelen per deelbelang en de verdelingsaspecten is daarom wel degelijk van belang teneinde de onderhandelingsruimte in te kunnen schatten (zie 'kenmerk van de methode', punt 2). Dit hangt ongetwijfeld samen met het feit dat er (veel) verschillende belangengroeperingen betrokken zijn bij dergelijke vraagstukken. Bij de inrichting van het landelijk gebied wordt meer en meer gekozen voor interactieve planvorming, waarbij alle betrokken belanghebbenden gezamenlijk komen tot plannen voor het landelijk gebied. In-zicht in de gevolgen van de plannen per belangengroepering is daarvoor noodzakelijk.

Ad 3: Institutionele aspecten

De institutionele aspecten spelen geen rol. Immers, er is geen wettelijke verplichting om voor ingrijpende activiteiten een geformaliseerde afwegingsmethodiek te gebruiken. Overigens kan dit in de nabije toekomst veranderen. In 2001 komt er een nieuwe vorm van rijksbegroting, waarbij meer aandacht komt voor de bestemming van de - beperkte - financiële middelen. Er dient meer verantwoording te worden gegeven van de bestemming van financiële middelen.

3. Beschrijving van de methoden

3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een beschrijving gegeven van de verschillende waarderingsmethoden. Daarbij staat de duurzaamheidstoets centraal. Er is al een eerste uitwerking van deze toets gegeven door het Ministerie van LNV en het Ministerie heeft aangegeven belang te hechten aan een integrale beoordeling van vraagstukken, waar zowel economie, ecologie als sociaal-culturele aspecten een rol spelen. Zoals zal blijken uit de beschrijving van de duurzaamheidstoets (paragraaf 3.2) kan de duurzaamheidstoets worden beschouwd als een concept, een kader, dat vervolgens praktisch moet worden ingevuld en uitgewerkt middels concrete methoden, zoals de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) en de multi-criteria-analyse (MCA). Deze methoden worden daarom in de volgende paragrafen uitgebreid beschreven en geïllustreerd. Een bijzondere vorm van MKBA, te weten kosten-effectiviteitsanalyse (KEA) wordt in een afzonderlijke paragraaf voor het voetlicht gebracht. Ten slotte wordt het hoofdstuk in paragraaf 3.8 samengevat.

Specifieke aandacht vraagt de Ecological Footprint. In hoofdstuk 1 is al aangegeven dat deze methode niet uitgebreid voor het voetlicht wordt gebracht vanwege haar beperkte reikwijdte. Op deze plaats wordt een uitgebreidere argumentatie gegeven voor het buiten beschouwing laten van de Ecological Footprint.

De Ecological Footprint is in 1996 ontwikkeld door Wackernagel en Rees. De Ecological Footprint geeft de milieu-impact van consumptie van goederen weer. De consumptie van goederen wordt berekend op basis van de voor de consumptie benodigde productie, import en export en wordt bepaald voor ruim twintig biotische voorraden die nodig zijn voor die consumptie. Met behulp van FAO-cijfers over de wereldgemiddelde bodemproductiviteit is voor elke biotische voorraad geconstrueerd hoeveel productief (grond- en water)oppervlak gebruikt wordt om deze consumptie mogelijk te maken. Zo ontstaat het ruimtebeslag van de nettoconsumptie, exclusief energieverbruik. Het energieverbruik dat zowel direct als indirect met deze consumptie gepaard gaat, wordt meegenomen door na te gaan hoeveel CO₂-uitstoot hierdoor wordt veroorzaakt en hoeveel oppervlak nieuw bos nodig zou zijn om deze CO₂ weer op te nemen. Deze twee opgeteld geeft de totale voetafdruk.

De Ecological Footprint kan worden bepaald voor een groep mensen in een regio of een land. Daarbij gaat het om het areaal (grondoppervlak en water) dat de betreffende groep mensen nodig heeft voor haar consumptie. Deze wordt vergeleken met de beschikbare productieve oppervlakte in de desbetreffende regio. Wanneer de Ecological Footprint groter is dan de beschikbare oppervlakte in de regio, dan zou het duurzaam productievermogen worden overschreden waardoor een risico bestaat op degradatie en erosie ter plaatse, of er zou sprake kunnen zijn van afwenteling naar andere gebieden.

Er zijn verschillende argumenten om de Ecological Footprint niet uitgebreid te behandelen als waarderingsmethode voor LNV-watervraagstukken. De eerste reden is dat de

Ecological Footprint zich beperkt tot uitsluitend de milieu-component en de economische- en maatschappelijke aspecten buiten beschouwing laat. Een tweede reden is dat de wijze waarop de Ecological Footprint de milieu-component beschouwt niet algemeen onderschreven wordt. De VROM-raad oordeelt: 'De Ecological Footprint is niet compleet en de wijze waarop de variabelen zijn geoperationaliseerd wordt niet algemeen onderschreven'. De VROM-raad oordeelt voorts dat de aggregatie van alle milieu-effecten tot één getal onvoldoende aanknopingspunten geeft om het beleid te sturen. Bovendien geeft de Ecological Footprint geen volledig dekkend beeld van de duurzaamheidstoestand, de druk op de voorraden en de inspanningen om deze situatie te verbeteren. Deze kritiek is ook relevant voor de toepassing van de Ecological Footprint als beleidsindicator en de VROM-raad raadt daarom het gebruik van de Ecological Footprint af als indicator om milieubeleid te sturen (VROM-raad, 1999). Naast deze principiële argumenten om de Ecological Footprint niet aan te bevelen als beleidsinstrumentarium geldt een aantal argumenten specifiek voor het LNV-waterbeleid. De Ecological Footprint is niet behulpzaam bij het zoeken naar een optimale situering en ruimteconfiguratie van de verschillende grondgebonden functies en is dus niet goed bruikbaar bij locatievraagstukken. Bovendien legt de Ecological Footprint de nadruk op producten die geconsumeerd worden, terwijl bij waterbeleid de alternatieven vaak niet in consumerbare producten zijn uit te drukken.

Deze argumenten leiden ertoe dat de Ecological Footprint geen geschikt afwegingsmechanisme is voor besluitvorming binnen het LNV-waterbeleid.

3.2 Duurzaamheidstoets

In 1993 publiceerde de Wereldbank de 'Environmental Economics and Sustainable Development', in Nederland ook bekend als de 'duurzaamheidstoets'. De Wereldbank constateert dat:

'de wereld zoekt naar invulling van het concept sustainable development - een benadering waarmee de kwaliteit van het leven continu verbetert waarbij minder natuurlijke hulpbronnen worden ingezet en waarbij de komende generaties niet worden geconfronteerd met de negatieve effecten van ons gebruik van die natuurlijke hulpbronnen.'

De Wereldbank onderscheidt drie dimensies in het concept sustainable development, te weten:

- economische dimensie;
- ecologische dimensie; en
- sociale dimensie.

Iedere dimensie kent haar eigen benadering van probleemoplossing. De *economische* dimensie is gebaseerd op het Hicks-Lindahl-concept van inkomensmaximalisatie en helpt zoeken naar die oplossingen waarbij met minimale inzet van natuurlijke (schaarse) hulpbronnen een maximaal inkomen-opbrengstniveau kan worden gerealiseerd. De *ecologische* discipline zoekt naar oplossingen waarbij het streven is om de stabiliteit van biologische en

fysische systemen in stand te houden en/of te vergroten. Ten slotte, zoekt de *sociale* discipline naar stabiliteit van het sociale en culturele systeem. Deze drie benaderingen hoeven niet per se te resulteren in eenzelfde oplossing; het is zelfs eerder de verwachting dat ze *niet* tot dezelfde oplossing leiden. Sustainable development vraagt daarom om concepten en oplossingen die op de drie voornoemde dimensies scoren een integrale benadering van de drie dimensies. Idealiter is er een overkoepelend raamwerk waarbinnen de drie invalshoeken worden uitgewerkt. Dit is echter niet het geval. Veelal wordt er gewerkt vanuit bestaande kaders die voortkomen uit historische ontwikkelingen.

De VROM-raad (1999) sluit aan bij dit concept. Ook zij stelt dat duurzaamheid ten minste de drie bovengenoemde aspecten dient te omvatten. Ze stelt verder dat het niet per se nodig is om ze alle drie in één set van indicatoren onder te brengen, maar ze moeten wel een evenwichtige rol spelen in de uiteindelijke beleidsafwegingen.

Er is al veel gedaan aan de relatie economie-ecologie (denk aan de discipline Milieu-economie), wat heeft uitgemond in een aantal concepten en technieken om de milieuelementen in de economische benadering (beter) mee te nemen. Die interactie tussen dimensies is veel minder ontwikkeld waar het gaat om de sociale en ecologische dimensies. Deze relatie is nog het minst begrepen. Wel is duidelijk dat een actieve participatie van de verschillende betrokken (belangen)groeperingen noodzakelijk is om deze 'sociale' dimensie concrete invulling te geven (Wereldbank, 1993) en heeft men de Human Development Index (HDI) ontwikkeld (zie figuur 3.1).

De HDI is een dimensieloze index, die is opgebouwd uit indicatoren voor levensverwachting, kennis en inkomen. Het gemiddelde van deze drie indicatoren is de HDI-waarde. Voor iedere indicator wordt een boven- en een ondergrens vastgesteld, bijvoorbeeld de minimale- en maximale levensverwachting (25 en 85 jaar). Tussen de onder- en de bovengrens wordt een verdeling van 0 tot 1 gemaakt. Voor een levensverwachting van 55 jaar geldt een waarde van 0,5. De HDI is vooral toepasbaar voor het meten van lange termijneffecten, omdat de levensverwachting en de kennis op korte termijn niet veranderen. Voor een HDI op korte termijn zouden indicatoren kunnen worden toegevoegd, bijvoorbeeld werkloosheidspercentage. Het toevoegen van extra indicatoren is ook bruikbaar om verschillen binnen Nederland tot uitdrukking te laten komen, omdat de levensverwachting en kennis regionaal niet zullen verschillen. Om de sociale effecten van een project weer te geven, moeten indicatoren worden gekozen die deze effecten weergeven. Bij HDI-waarden is het dan ook van belang om de indicatoren te vermelden. De uitkomsten van de HDI-methode zijn echter wel sterk afhankelijk van de gekozen onder- en bovengrens. Een ander punt is dat er een gemiddelde van de indicatoren wordt genomen, terwijl in sommige gevallen beter met een wegingsfactor gewerkt zou kunnen worden. Dit kan het geval zijn bij het gebruik van extra indicatoren. De HDI-methode is eenvoudig toe te passen en geeft een snel inzicht in de sociale effecten van de verschillende opties.

Figuur 3.1 Toelichting op de Human Development Index

In het paper dat de Wereldbank heeft gewijd aan 'sustainable development' ligt - zoals in de vorige alinea aangegeven - het accent vooral op de relatie economie en ecologie. Er wordt vooral aandacht besteed aan de wijze waarop milieu en natuurlijke hulpbronnen (economisch) moeten worden gewaardeerd. De Wereldbank constateert dat de milieueconomie een belangrijke rol speelt in deze waardering en in de sustainable development. Het is van belang dat men niet alleen de conventionele, traditionele economische analyses

uitvoert *naast* de conventionele milieu-analyses maar komt tot een *integratie* van beide in de nieuwe discipline en tools van de milieu-economie. Toch lijken de voorstellen die de Wereldbank doet om milieu te integreren in de economische discipline vooral aan te sluiten bij de klassieke economische theorieën. Deze vormen de basis waarbij correcties en 'duurzame' rentevoeten, prijzen en andere economische parameters ervoor zorgen dat de milieu-component wordt meegewogen. Voorbeelden hiervan zijn de volgende voorstellen:

- bij de waardering van milieu en natuurlijke hulpbronnen is het essentieel dat men niet alleen kijkt naar de directe gevolgen voor alleen de directe omgeving van de beslissingsactor - zoals gebruikelijk in de conventionele beslissingsstructuren. Om te komen tot duurzame oplossingen is het noodzakelijk om verder te kijken dan alleen de directe omgeving. Dit impliceert dat bijvoorbeeld in de regionale besluitvorming tevens rekening gehouden moet worden met de (milieu)effecten op nationaal en zelfs internationaal niveau;
- er dient rekening gehouden te worden met de effecten voor toekomstige generaties. In conventionele economische analyses wordt vaak geen rekening gehouden met de effecten voor toekomstige generaties. De nadruk op duurzaamheid verzekert dat natuurlijke bronnen *niet* als een gratis goed worden gezien;
- verschillen in de relatieve schaarste zou tot uitdrukking moeten komen in de *duurzame* prijs. Deze prijs is echter moeilijk vast te stellen, omdat de vraagcurve voor het goed niet bekend is en compensatieschema's tussen generaties nog niet geïmplementeerd en operationeel zijn. Daarom zijn alternatieve methoden bedacht om een duurzame prijs te bepalen (zie bijlage 1).

In het paper wordt de wijze waarop de duurzaamheidstoets moet worden uitgevoerd niet verder uitgewerkt. Bestaande instrumentaria worden als uitgangspunt gekozen. Zo worden MKBA en MCA veelvuldig genoemd als methoden waarmee projecten kunnen worden beoordeeld. MCA wordt genoemd als geschikte methode voor die projecten waar meervoudige doelstellingen gelden en waarvan de doelstellingen niet per se onder één noemer zijn te brengen. Een weging van de verschillende doelstellingen is dan noodzakelijk. Deze methoden worden in paragraaf 3.3 en 3.4 uitgewerkt.

Bovenstaande laat zien dat er geen sprake is van *de* Duurzaamheidstoets van de Wereldbank. De duurzaamheidstoets is een concept waarin op het belang van een integrale afweging van zowel economie, ecologie als sociaal-culturele aspecten wordt gewezen. De concrete invulling ervan dient plaats te vinden met bestaande, al ontwikkelde methoden (zoals het MKBA en de MCA) en toegespitst te worden op de vraagstukken en beleidsvelden waar de beslisser mee te maken heeft. Zo heeft het Ministerie van LNV zelf ook invulling gegeven aan de duurzaamheidstoets van de Wereldbank.

Het Ministerie van LNV heeft 'duurzaamheid van het platteland' gekozen als uitgangspunt voor de beoordeling van beleidsopties, ingevuld met de drie factoren van de duurzaamheidstoets. Bij de invulling van deze factoren is onderscheid gemaakt in elementen, normatieve uitspraken en aandachtspunten. Deze zijn voornamelijk ontleend aan de LNV-beleidsnota *Kracht en Kwaliteit*. De elementen zijn waarde vrij. De normatieve uitspraken zijn een kwalitatieve vertaling hiervan en worden zoveel mogelijk vertaald in kwantitatieve aandachtspunten. Daar waar de kwantitatieve benadering niet mogelijk is,

wordt volstaan met een kwalitatieve benadering. In figuur 3.2 tot en met 3.4 zijn de factoren voor de verschillende componenten van de duurzaamheidstoets gegeven.

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Werkgelegenheid	Behoud van de werkgelegenheid in de sectoren landbouw, natuurbeheer, recreatie en voedings- en genotmiddelenindustrie. Veiligstellen van inkomen en ontwikkelingspotentieel.	Vergroting van de economische weerbaarheid. Goed sociaal vangnet en vervangende werkgelegenheid.
Nationaal inkomen	Evenredige bijdrage van de LNV-sectoren aan de economische groei.	Ruimte voor sterke sectoren, specialisatie en schaalvergroting, bevorderen dynamiek in de economische structuur, herstructurering, PPS (bijvoorbeeld nieuwe ontwikkelaars en beheerders). Ruimte bieden aan verbrede landbouw (agrarisch natuurbeheer, minicamping, enz.). Nieuwe economische dragers (o.a. landgoederen en groene bedrijventerreinen). Versterking vestigingsklimaat bedrijven.

Figuur 3.2 Economische factoren

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Veiligheid	Een veilig en goed bewoonbaar land met gezonde en duurzame watersystemen.	Risico's tot minimum beperken.
Culturele identiteit	Behoud en versterking van culturele identiteit.	Voorkomen van vervlakking van landschap. Behoud en ontwikkeling cultuurhistorische parels. Behoud openheid landschap.
Leefbaarheid	Versterking van de leefbaarheid.	Behoud en versterking woon- en leefklimaat. Behoud van lokale voorzieningen (o.a. detailhandel, scholen). Sociale rechtvaardigheid (ruimte voor recreatief gebruik voor alle doelgroepen). Samenhangende benadering stad-land (water in de omgeving): evenwichtige invulling groene functies t.o.v. economische functies. Vergroten maatschappelijk draagvlak voor nieuwe functies.
Gezondheid	Kwaliteit ruimte.	Bijdrage van natuur en recreatie aan gezondheid.
	Kwaliteit product.	Waarborgen schoon water voor recreatie. Waarborgen van voedselveiligheid. Maatschappelijk gewenste productiewijzen.
Kennis en innovatie	Veranderen normen en waarden.	Vernieuwen en verbreden van scholing en onderwijs.

Figuur 3.3 Sociaal-culturele factoren

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Natuurlijke biodiversiteit	Behoud, herstel en ontwikkeling van de natuurlijke biodiversiteit	EHS: oppervlakte, natuurdoeltypen, kerngebieden en verbindingszones (ruimtelijke configuratie) Buiten EHS: behoud van soorten, bijvoorbeeld cultuurvolgers (o.a. grutto) Ontwikkelen van internationaal belangrijke en karakteristieke natte natuur
Water	Beschikbaarheid van voldoende water van de juiste kwaliteit op juiste moment voor de ontwikkeling van de natuur, de landbouw en de recreatie	Vorming van strategische watervoorraden Ontwikkeling natte natuur Ontkoppeling economische groei en milieudruk Terugdringing van belasting van grond- en oppervlaktewater (o.a. nitraat, fosfaat, gewasbeschermingsmiddelen)
Bodem	Verbeteren kwaliteit	Terugdringing van o.a. zware metalen, nitraat, fosfaat in waterbodems, bagger en slib
Lucht	Verbeteren kwaliteit	Verminderen CO ₂ -uitstoot Verminderen ammoniakuitstoot

Figuur 3.4 Ecologische factoren

De factoren die zijn algemeen van aard en nog weinig concreet. Een nadere uitwerking om te komen tot meer concrete factoren zou de toepasbaarheid van de Duurzaamheidstoets vergemakkelijken.

3.3 Maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA)

MKBA is een methodiek voor de beoordeling van het *maatschappelijk nut* van (investerings)projecten. De uitkomst is een saldo van baten en kosten, net zoals bij de beoordeling van een investeringsproject in het bedrijfsleven¹, maar dan met het maatschappelijk nut als meetlat.

De theoretische basis van de MKBA wordt geleverd door de welvaartseconomie. In essentie gaat het in de economie om de allocatie van schaarse, alternatief aanwendbare middelen. De basis voor deze allocatie wordt gevormd door de beslissingen van individuele actoren in keuzevraagstukken met betrekking tot de aanwending van de alternatief aanwendbare goederen.

De gerichtheid op *keuzevraagstukken* is het kenmerkende van de economische benadering. Een implicatie van de gerichtheid op keuzevraagstukken is dat het in de economische benadering altijd gaat om het tegen elkaar afzetten van voor- en nadelen van verschillende beslissingsmogelijkheden. In principe doet het er niet toe of deze voor- en nadelen in geld gewaardeerd (kunnen) worden of niet. Het gaat om de beleving ('waardering') van de hoogte van de baten en de lasten van desbetreffend goed/dienst door het economische subject. Het monetariseren van de baten en lasten, dat wil zeggen het uit-

¹ De grondlegger van de methode was een Franse ingenieur in overheidsdienst, die de exacte methoden voor investeringsanalyse uit het bedrijfsleven wilde gebruiken voor de overheid. Later is de methodiek uitgewerkt door de theorie van de welvaartseconomie, die er een wetenschappelijke basis voor heeft gelegd.

drukken in geldeenheden, is in wezen niet meer of minder dan een hulpmiddel bij het berekenen van deze grootheden.

Afhankelijk van het perspectief van de kiezende actor, worden meer of minder baten en lasten bij de keuze betrokken. In het algemeen kan onderscheid gemaakt worden tussen het private perspectief (van burgers, ondernemingen en andere organisaties) en het maatschappelijke perspectief (van de overheid of, abstracter, van de maatschappij als geheel). In het private perspectief gaat het om de baten en lasten die voor een bedrijf (of andere particuliere organisatie of burger) relevant zijn. In het maatschappelijke perspectief gaat het daarentegen om de baten en lasten van de hele maatschappij. In dit perspectief is het de maatschappij als geheel die verondersteld wordt een keuzeprobleem te hebben ¹. Omdat het bij LNV-waterbeleid in het algemeen gaat om maatschappelijke problemen zal in het vervolg van deze notitie worden gesproken over maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA).

De keuzes die in de maatschappij gemaakt moeten worden ten aanzien van het ruimtegebruik, hebben betrekking op:

1. de omvang van de inzet van de productiefactoren arbeid, kapitaal en grond;
2. de aanwendingsrichting van deze productiefactoren, dat wil zeggen welke goederen (moeten) worden met behulp van deze productiefactoren voortgebracht;
3. de verdeling van de beloning van de productiefactoren over de verschillende actoren in de maatschappij, waarbij het onder meer gaat over de vragen of een gebied publiek toegankelijk is of niet en hoe de kosten van een plan (moeten) worden verdeeld over de verschillende actoren.

Het resultaat van de keuzes met betrekking tot (het volume en de samenstelling van) de inzet van productiefactoren (keuzenummer 1) en de aanwendingsrichting van deze productiefactoren (keuzenummer 2), wordt het efficiëntieresultaat genoemd. Dit resultaat, oftewel welvaartseffect, is de resultante van de hoogte van de kosten, die bepaald worden door de inzet van de productiefactoren, en de hoogte van de baten, die bepaald worden door het nut dat in de maatschappij door de verschillende individuen aan de voortgebrachte goederen wordt ontleend ². Een positief efficiëntieresultaat duidt erop dat de welvaart in de maatschappij als gevolg van de gemaakte keuzes is toegenomen en een negatief resultaat betekent dus een verslechtering van de welvaart.

De MKBA is de methode waarmee de beginselen van de welvaartseconomie worden toegepast op maatschappelijke keuzevraagstukken. Het gaat daarbij steeds om per keuzevraagstuk, in dit geval de alternatieve plannen, te bepalen ³:

- hoe groot de inzet van de productiefactoren is; en

¹ Van belang daarbij is wel dat een maatschappij in de regel een ruimtelijke afbakening kent, bijvoorbeeld volgens nationale grenzen, zodat een maatschappelijk perspectief het perspectief van een bepaalde groep van actoren is.

² De maatschappelijke welvaart wordt in deze benadering gezien als de resultante van onder meer de individuele nutsbelevingen. Tegenover deze, Paretiaanse, welvaartseconomie, staat de Bergsoniaanse welvaartseconomie, waarbij de welvaart wordt uitgedrukt in een zogenaamde collectieve welvaartsfunctie.

³ De methode vraagt er dus om dat een beleidskeuze wordt geformuleerd *als een project*, dus met een exacte specificatie van de in te zetten menskracht en hulpmiddelen. MKBA is dus minder geschikt om een abstract geformuleerde beleidslijn te beoordelen, tenzij deze geconcretiseerd wordt voor een specifiek geval.

- hoe groot de baten zijn in de vorm van de voortgebrachte goederen die voorzien in maatschappelijke behoeften.

Ad 1 De maatschappelijke kosten

De inzet van de productiefactoren, dat wil zeggen de kosten die de maatschappij maakt om een plan te realiseren, wordt bepaald aan de hand van gemiste opbrengsten (de zogenaamde 'opportunity costs') die bij de meest rendabele alternatieve inzet zouden zijn gerealiseerd¹. De opportunity-kosten van een plan worden bepaald door de mutatie in de inzet van de productiefactoren te vermenigvuldigen met de zogenaamde rekenprijzen van die factoren. Rekenprijzen geven de inschattingen weer van de opportunity-kosten van productiefactoren². Bij de vaststelling van de hoogte van de verschillende kostenposten kan rekening gehouden worden met lange termijneffecten, effecten buiten de directe regio enzovoort - kortom er kan gerekend worden met 'duurzame' rekenprijzen. MKBA kan dus zodanig ingevuld worden dat ze maximaal past bij het concept 'duurzame ontwikkeling'.

Ad 2 De maatschappelijke baten

De mate waarin een plan voorziet in maatschappelijke behoeften, kan worden bepaald aan de hand van de beloning voor de inzet van de productiefactoren die met de uitvoering van een plan gerealiseerd wordt. Deze beloning wordt de 'toegevoegde waarde' genoemd³.

Wanneer voor alle producten die door de inzet van de productiefactoren worden voortgebracht, goed werkende markten zouden bestaan, dan zouden de marktprijzen informatie geven over de maatschappelijke waarde ervan. Dit is echter vaak maar ten dele het geval. Voor sommige producten, zoals natuur en landschap, bestaan geen markten en zijn er dus geen prijzen voorhanden. Dat komt door dat die goederen karakteristieken van collectieve goederen kennen. Om toch informatie over maatschappij- en consumentenvoorkeuren te verkrijgen, kan gebruikt gemaakt worden van monetaire waarderingmethoden (zie bijvoorbeeld Garrot en Willis, 1999 voor een beschrijving en toepassing van enkele bekende methoden).

Bij producten waarvoor wel markten bestaan, wordt de marktwerking vaak verstoord door het bestaan van externe effecten⁴. Om tot een goed beeld van de maatschappelijke

¹ Het gaat hierbij om het verschil in inzet van productiefactoren in de huidige situatie en het plan.

² De rekenprijs voor de opportunity-kosten voor arbeid in de landbouw, is bijvoorbeeld het gemiddelde CAO-loon dat buiten de landbouw voor werkzaamheden met (lagere of middelbare) technische opleiding kan worden verdiend (zie bijvoorbeeld Vreke en Veeneklaas, 1997). In dit verband moet overigens een (belangrijke) aanname worden gedaan over de (ontwikkeling in de) arbeidsmarktsituatie. In geval van werkloosheid is er wellicht geen reëel alternatief voor werknemers, zodat de rekenprijs lager ligt dan in geval van een krappere arbeidsmarkt. Dit betekent ook dat hoe hoger de werkloosheid is, hoe lager de opportunity-kosten van arbeid zijn en hoe minder de factor arbeid hoeft op te brengen om een project maatschappelijk rendabel te maken.

³ Het gaat hierbij overigens om de beloning die door de (gecombineerde) inzet van productiefactoren is voortgebracht. Het hoeft niet zo te zijn dat de actoren achter deze productiefactoren (werknemers, kapitaalverschaffers en grondeigenaren) deze beloning ook volledig zullen ontvangen. Het is immers mogelijk dat een deel van de toegevoegde waarde wordt besteed voor het doen van nieuwe investeringen.

⁴ Externe effecten kunnen onder meer worden onderscheiden in positieve en negatieve. Een voorbeeld van een positief extern effect is verbetering van de leefomgeving door bijvoorbeeld agrarische activiteiten (landschapsschoon). Een voorbeeld van een negatief extern effect is milieuvervuiling (die niet in de prijzen tot uiting komt).

waardering van goederen te komen, is het dus belangrijk met deze externe effecten rekening te houden.

Kortom, een MKBA kan worden ingezet om een schatting te maken van de hoogte van de:

- maatschappelijke opportunity-kosten door de inzet van productiefactoren, voorzover in geld uit te drukken;
- maatschappelijke baten als gevolg van die inzet, voorzover in geld uit te drukken;
- externe effecten die samenhangen met de inzet van productiefactoren.

Met een MKBA wordt inzicht verkregen in zowel de maatschappelijke wenselijkheid van beleidsopties als in de prioritering van de verschillende alternatieven. In MKBA worden *alle* effecten die van invloed zijn op de maatschappelijke welvaart op *een systematische en consistente* wijze onderling vergelijkbaar gemaakt op basis van de preferenties van alle betrokken actoren. Op deze manier kan een integrale afweging van baten en lasten worden gemaakt van alternatieve mogelijkheden om een beleidsprobleem op te lossen. Deze afweging geeft inzicht in de maatschappelijke efficiëntie van de beleidsopties. In bijlage 2 is een overzicht gegeven van alle benodigde gegevens om een MKBA te kunnen uitvoeren.

MKBA levert echter op een aantal punten onvoldoende inzicht, zoals:

1. de waardering van de zogenaamde imponderabilia, dat wil zeggen de niet monetariseerbare effecten;
2. de verdeling van kosten en baten binnen de maatschappij (in ruimte en tijd);
3. de budgettaire effecten voor de overheid.

(zie bijvoorbeeld Ministerie van Financiën, 1995)

Ad 1 Waardering van imponderabilia

Het belangrijkste punt van kritiek op MKBA betreft het bepalen van de monetaire waarde van ongeprijsde goederen. Hoewel het wetenschappelijk onderzoek op dit gebied wel veel vooruitgang boekt, zijn aan de waarden die worden gevonden met behulp van diverse waarderingmethoden vaak 'mitsen en maren' verbonden. Sommige ongeprijsde effecten kunnen daarom in een MKBA slechts als een PM-post worden meegenomen, waarna ze vervolgens via de zogenaamde restpostmethode in de besluitvorming kunnen worden betrokken (Ministerie van Financiën, 1995). Deze methode houdt in dat de PM-posten (zoals bijvoorbeeld een aantasting van het landschap) worden afgezet tegen het saldo van de MKBA. De besluitvormers dienen dan te beoordelen of deze PM-posten al of niet opwegen tegen het saldo van de MKBA.

Ad 2 Verdeling van de kosten en baten binnen de maatschappij

MKBA geeft inzicht in de verdeling van de kosten en baten over de verschillende actoren, maar ze geeft er geen oordeel over. Met een MKBA is het dus niet mogelijk *beoordelingsuitspraken* te doen over de verdeling van het efficiëntieresultaat over de maatschappelijke actoren¹. Het beoordelen van deze verdeling, dat wil zeggen van de mate waarin de ver-

¹ Die verdeling van de hoogst mogelijke welvaart (dat wil zeggen de meest efficiënte inzet van productiefactoren) over actoren die maatschappelijk als het meest gewenst wordt gezien, wordt de optimale welvaart genoemd.

schillende actoren bijdragen aan de kosten en profiteren van de baten, vraagt om beoordelingscriteria die alleen door politieke besluitvorming kunnen worden bepaald.

Ad 3 Budgettaire effecten voor de overheid

Projecten worden doorgaans gefinancierd worden uit algemene middelen en kunnen daarmee concurreren (om belastingmiddelen) met andere projecten. Wanneer het budgettaire beslag leidt tot een verandering in de belastingheffing, kunnen daaruit weer welvaartseffecten ontstaan, die wel van belang zijn, maar nog niet in de MKBA zijn verwerkt.

Het zogenaamde 'OEEI'-rapport (Eijgenraam et al., 2000), een leidraad voor kosten-batenanalyses voor grote infrastructurele projecten, beveelt aan om over deze drie punten aanvullende informatie te geven. Hierbij kan het bij een extern effect als stankoverlast bijvoorbeeld gaan om het aantal personen dat hiervan hinder ondervindt en bij verdelingsvraagstukken om de mate waarin inkomensverschillen veranderen. Op basis van deze informatie kan de afweging tussen monetaire kosten en baten en PM-posten inzichtelijker worden gemaakt.

3.4 Kosten-effectiviteitsanalyse (KEA)

Kosten-effectiviteitsanalyse (KEA) kan worden beschouwd als een variant van MKBA. In een KEA worden enerzijds de (meestal bedrijfseconomische) kosten van alternatieven en anderzijds de effecten (veelal baten) onderscheiden. Het verschil tussen MKBA en KEA is dat in KEA verondersteld wordt dat ofwel de kosten ofwel de effecten niet wezenlijk verschillen tussen alternatieven. Onderscheid kan daarom worden gemaakt tussen twee typen KEA:

1. analyse waarin wordt gezocht naar het alternatief dat de laagste kosten met zich meebrengt gegeven de omvang van de effecten van de alternatieven;
2. analyse waarin wordt gezocht naar het alternatief dat de meest gunstige effecten heeft bij een bepaalde omvang van de kosten.

Ad 1 Zoeken naar laagste kosten gegeven de effecten van de alternatieven

Het uitgangspunt van deze variant is dat de effecten van elk alternatief zo weinig verschillen dat zij geen wezenlijke invloed uitoefenen op het keuzeprobleem. Dit type KEA is bijvoorbeeld van toepassing als het gaat om uitvoeringsvarianten van bepaalde maatregelen, die hetzelfde (water)probleem kunnen oplossen. De kosten van de uitvoeringsvarianten verschillen, terwijl de effecten ongeveer gelijk zijn. Het uitgangspunt dat de omvang van de effecten tussen alternatieven nauwelijks verschilt kan ook voortvloeien uit een bepaalde doelstelling die is geformuleerd. Deze doelstelling kan bijvoorbeeld zijn dat een bepaalde hoeveelheid natuurdoeltypen in een natuurgebied gerealiseerd dient te worden. Met KEA wordt geanalyseerd tegen welke kosten deze doelstelling gehaald wordt door verschillende alternatieve maatregelen.

Ad 2 Zoeken naar hoogste nettobaten gegeven de budgettaire kosten van de alternatieven

In deze variant wordt verondersteld dat de kosten van de alternatieven ongeveer gelijk zijn en dat daarom alleen de omvang van de effecten van invloed is op het keuzeprobleem. De effecten worden in één dimensie uitgedrukt, zodat uit de analyse blijkt welk alternatief het best scoort bij een bepaalde omvang van de kosten. Als er een dominant alternatief is (zie de verdere paragrafen over MCA) kan het optimale alternatief eenvoudig worden bepaald. Is er geen dominant alternatief, dan moeten de effecten op een of andere manier onder één noemer worden gebracht. Een van deze maatstaven is geld. Hierbij spelen echter dezelfde beperkingen als bij MKBA een rol.

Deze variant van KEA wordt toegepast als duidelijk is dat de kosten tussen de verschillende alternatieven geen invloed hebben op het uiteindelijke keuzeprobleem of als er een bepaald budget is, waarbinnen de alternatieven oplossingsrichtingen uitgevoerd dienen te worden. In beide gevallen staan de kosten vast en kunnen de effecten tussen de alternatieven verschillen. Deze verschillen bepalen de prioritering van alternatieven.

Concluderend, KEA is een 'uitgeklede' versie van MKBA. De eerste variant beperkt zich tot de (bedrijfseconomische) kosten, die vaak relatief eenvoudig in geld kunnen worden uitgedrukt. In de tweede variant blijven deze kosten buiten beschouwing en worden de effecten van verschillende alternatieven vergeleken. Als het niet op voorhand duidelijk is welk alternatief het best scoort, kan gebruik worden gemaakt van monetaire waarderingsmethoden, die ook in MKBA gebruikt worden. Indien dit zeer moeilijk of onmogelijk is, bijvoorbeeld als het gaat om landschappelijke kwaliteit of ethische kwesties, kunnen andere methoden worden gebruikt om de effecten van de verschillende alternatieven tegen elkaar af te wegen en een prioritering van alternatieven op te stellen. Hierbij kan in principe gebruik worden gemaakt van de multicriteria-methoden (zie paragraaf 3.5).

Voor een KEA gelden dezelfde bezwaren als voor een MKBA (waardering van niet-geprijsde goederen, verdeling van baten en kosten over actoren). Bovendien geldt er nog een extra bezwaar, die voortkomt uit haar eenvoud ten opzichte van MKBA. Aangezien niet alle aspecten die van belang zijn voor een integrale beoordeling deel uitmaken van een KEA (de effecten of de kosten worden immers constant verondersteld), kan KEA geen oordeel geven over de maatschappelijke rentabiliteit van alternatieven. In het geval dat er bijvoorbeeld een bepaald budget is voor een investeringsproject en de bedrijfseconomische kosten dus constant zijn, wordt geen afweging gemaakt tussen deze kosten en de effecten die met het project gepaard gaan, zoals in een MKBA wel gebeurt.

3.5 Illustratie maatschappelijke kosten-batenanalyse

Recentelijk heeft het CPB onderzoek gedaan naar kosten en baten van verschillende projecten om overstromingen tegen te gaan (CPB, 2000). De achtergrond van dit onderzoek is dat er steeds meer bewijs komt dat het klimaat zodanig verandert dat de zeespiegel stijgt, er meer neerslag valt en het waterpeil in de grote rivieren stijgt. Daarnaast is er sprake van bodemdaling in met name het westen van het land. Door deze ontwikkelingen neemt de kans op overstromingen toe. In het CPB-onderzoek is een zestal projecten die de kans op overstromingen beperken, geëvalueerd door middel van kosten-batenanalyse. Het gaat hierbij met name om ruimtelijke projecten, zoals het inrichten van gebieden voor tijdelijke

opvang van water. Het doel van het onderzoek was om integraal inzicht te geven in de voor- en nadelen van de verschillende projecten en alternatieve (niet-ruimtelijke) oplossingsrichtingen en om aan te geven of welke projecten in termen van maatschappelijke kosten en baten rendabel zijn. Een van deze projecten wordt hier als illustratie uitgewerkt. De wijze waarop het project is geëvalueerd geeft een helder beeld van de mogelijkheden van de methode 'maatschappelijke kosten-batenanalyse'. In de CPB-studie die we hier verder uitwerken gaat het om de vergelijking van twee alternatieven, te weten:

1. het project 'Retentiegebieden Rijnstrangen en Ooijpolder', waarbij genoemde gebieden worden heringericht voor de opvang van water bij zeer hoge waterstand. Daartoe is een aantal ingrepen nodig, zoals: de constructie van een vaste overlaat, de afbraak of herbouw van een aantal panden en de aanleg en verhoging van dijken rondom het retentiegebied;
2. het verhogen van de bestaande dijken.

Beide alternatieven worden beschouwd ten opzichte van de 'nulsituatie', die bestaat uit een pakket maatregelen waarvan het inrichten van een retentiegebied of het verhogen van dijken deel kunnen uitmaken. In het CPB-onderzoek worden niet de kosten en baten van het totale pakket maatregelen geanalyseerd, maar alleen de *extra* kosten en baten van retentiegebied en van het verhogen van dijken.

In figuur 3.5 en figuur 3.6 zijn de effecten, kosten en baten van beide alternatieven opgesomd. De figuren geven een illustratie van de meegenomen posten en de wijze waarop de kosten worden meegenomen.

Directe effecten

Het merendeel van de effecten zijn directe effecten, dat wil zeggen effecten die rechtstreeks voortvloeien uit het project. Het betreft hier:

Investeringsen

Om het project tot stand te brengen moeten investeringen worden gedaan voor de dijken, de overlaat en afbraak en herbouw van panden. De totale kosten voor deze ingrepen bedragen 424 mln. gulden. Over een periode van 50 jaar betekent dit omgerekend 17,7 mln. gulden per jaar.

Onderhoud en beheer

De kosten voor onderhoud en beheer van de retentiegebieden zijn doorlopende directe kosten. Deze kosten worden door het CPB geschat op 1,5% van de investeringskosten en bedragen dan 5,8 mln. gulden per jaar.

Verminderde kans op overstromingen

De maatregelen leiden ertoe dat het overstromingsgevaar stroomafwaarts afneemt van eens per 850 jaar een overstroming naar eens per 1.250 jaar ¹. De verwachte schade van een overstroming is naar schatting 300 mld. gulden, wat omgerekend neerkomt op 350 mln. gulden per jaar. De vermindering van het overstromingsgevaar betekent dat de gemiddelde jaarlijkse schade afneemt tot 240 mln. gulden. De gemiddelde jaarlijkse baten van het project bedragen dan 110 mln. gulden.

Afname oppervlakte landbouwgrond

Het verloren gaan van 350 ha landbouwgrond betekent een verlies aan toegevoegde waarde van de landbouwproductie. Daar staat tegenover dat productiefactoren beschikbaar komen, die anders in de landbouw ingezet zouden worden. Door het project kunnen arbeidskrachten en kapitaal dat in de landbouw geïnvesteerd zou worden, na verloop van tijd elders worden ingezet. Voor arbeid geldt wel dat er een overgangperiode is, waarin het minder productief is dan het was in de oorspronkelijke situatie. In het CPB-onderzoek wordt verondersteld dat de arbeid gemiddeld na tien jaar weer even productief is als het was in de landbouw. De kosten van het verloren gaan van landbouwgrond zijn daarom gelijk aan de toegevoegde waarde van de agrarische productie over een periode van 10 jaar. Uitgaande van een toegevoegde waarde van 4.000 gulden per hectare worden de jaarlijkse kosten berekend op 450.000 gulden.

Gebruik van de retentiegebieden

Gemiddeld eens in de 850 jaar zullen de retentiegebieden gebruikt worden voor de opvang van overtollig water. De landbouw ondervindt daarbij schade door het verloren gaan van de oogst. Als van tevoren bekend is wanneer de gebieden gebruikt zullen worden om overstromingen tegen te gaan, kunnen voorzorgsmaatregelen worden getroffen, zoals het verwijderen van vee en machines uit de gebieden. De schade kan hierdoor beperkt blijven. In het CPB-onderzoek wordt aangenomen dat de helft van de jaaroogst verloren gaat bij gebruik van de retentiegebieden. De gemiddelde schade bedraagt dan 35.000 gulden per jaar.

Indirecte effecten

Indirecte effecten zijn in het CPB-onderzoek niet expliciet meegenomen. Toch kan een tweetal indirecte effecten worden onderscheiden:

Wijziging bestemming stroomafwaartse gebieden

In de eerste plaats kan het project indirecte gevolgen hebben voor het gebied dat stroomafwaarts ligt en waarvoor de overstromingskans afneemt. Het kan betekenen dat de bestemming van stroomafwaartse gebieden anders is dan bij een grotere kans op overstromingen, bijvoorbeeld meer woningbouw. Omdat de gebruiksmogelijkheden van deze gebieden toenemen, mag aangenomen worden dat dit een positief effect is.

Agribusiness

Verder betekent het verloren gaan van landbouwgrond een verlies aan toegevoegde waarde voor de agribusiness (toelevering, verwerking van producten). Deze negatieve indirecte effecten treden uiteraard ook op bij een overstroming van het gebied. Aangenomen kan worden dat een verlies van 1 gulden toegevoegde waarde in de primaire landbouw leidt tot een verlies van 1,04 gulden toegevoegde waarde in de agribusiness (Sijtsema en Strijker 1995). De kosten voor de agribusiness bedragen in dit geval dan ruim 500.000 gulden per jaar.

¹ Het gaat hier om de extra reductie van het overstromingsgevaar door het project boven de reductie door het totale pakket aan maatregelen. Zou dit pakket maatregelen niet doorgevoerd worden, dan zou de overstromingskans eens per 600 jaar zijn. Verder dient opgemerkt te worden dat deze getallen voor een afvoer van 16.000 m³ per seconde van de Rijn bij Lobith gelden. De afvoer zal in de loop van de eeuw toenemen tot 18.000 m³, wat uitgebreidere maatregelen noodzakelijk maakt om het overstromingsgevaar in dezelfde mate te beperken. In het CPB-onderzoek zijn kosten en baten voor beide varianten meegenomen. De beschrijving van de case zal hier beperkt worden tot de 16.000 m³ variant.

Externe effecten

Natuur en landschap

De aanleg van dijken en het afbreken/herbouwen van panden zal het landschap enigszins veranderen. Aangenomen mag worden dat de verandering van het landschap als negatief wordt ervaren, het gaat hier dus om een negatief extern effect. Verder vinden er geen ingrijpende veranderingen plaats met betrekking tot natuur en landschap.

Sociale effecten

Andere externe effecten zijn effecten op het sociale vlak. In de eerste plaats heeft het verloren gaan van landbouwgrond sociale gevolgen, aangezien de boeren hun bedrijf in het algemeen onvrijwillig zullen moeten beëindigen. De overheid kan de boeren voor deze kostenpost compenseren, bijvoorbeeld door de boeren voor een hoger bedrag uit te kopen dan op basis van verwachte opbrengsten en kosten van de landbouwgrond verwacht mag worden (zie paragraaf 5).

Het gebruik van het gebied voor de opvang van overtollig water kan ook sociale gevolgen hebben. De kans dat de gebieden daadwerkelijk onder water worden gezet, kan leiden tot weerstand onder de bevolking en tot sociale onrust.

De externe effecten worden als '+' of '-' in de kosten-batenanalyse meegenomen (zie het overzicht in paragraaf 5), zoals wordt aanbevolen in Eijgenzaam et al. (2000).

Figuur 3.5 Directe, indirecte en externe effecten evenals de kosten en baten van alternatief 1 'het project Rijnstrangen en Ooijpolder'

Een alternatief voor het reserveren en inrichten van een retentiegebied is het verhogen van dijken. Een verhoging van 14 centimeter over een lengte van 324 km reduceert het overstromingsgevaar in dezelfde mate als door middel van retentiegebieden. Verondersteld wordt dat de baten van een verminderde kans op overstromingen dan even groot zijn¹. Verder zijn er geen kosten voor de landbouw, aangezien er geen landbouwgrond verloren gaat. Het verschil in de directe effecten zit dan alleen in de investeringen en het onderhoud van de dijken. De investeringskosten bedragen 2,84 mln. gulden, over een periode van 50 jaar en bij een reële rente van 4% betekent dat 37 mln. gulden per jaar. De onderhoudskosten bedragen naar schatting 1% van de investeringskosten, wat neerkomt op 9 mln. gulden per jaar.

Evenals bij het alternatief van retentiegebieden kan het verhogen van dijken als indirect effect hebben dat de bestemming van stroomafwaartse gebieden kan wijzigen. Daarnaast treden bij dijkverhoging nog twee andere indirecte effecten op:

Dijkverhoging beperkt de mogelijkheden om in de toekomst verdergaande maatregelen te treffen als het waterpeil in de Rijn in de toekomst verder blijft stijgen. Een verdere verhoging van dijken is duurder dan de eerste dijkverhoging. Bij de retentiegebieden speelt dit probleem niet, omdat deze een zeer grote hoeveelheid water kunnen opvangen;

Dijkverhoging gaat in tegen de internationale afspraken om overstromingsgevaar zoveel mogelijk door middel van ruimtelijke maatregelen te beperken. Schending van deze afspraken zou kunnen betekenen dat Duitsland misschien ook zal kiezen voor dijkverhoging in plaats van retentiegebieden, waardoor het overstromingsgevaar in Nederland groter wordt.

Figuur 3.6 Directe, indirecte en externe effecten evenals de kosten en baten van alternatief 2 'verhoging van de bestaande dijken'

¹ Hierbij moet aangetekend worden dat de kans op slachtoffers bij een dijkdoorbraak wellicht groter is dan bij het overstromen van de retentiegebieden. De baten van dijkverhoging zijn dan iets lager.

Kosten		Baten	
<i>Directe effecten:</i>			
Investering	17,7	Vermindering kans overstromingen	110
Onderhoud en beheer	5,8		
Daling toegevoegde waarde landbouw	0,5		
Kans op overstroming gebied	0,04		
<i>Indirecte effecten:</i>			
Agribusiness	0,5	Bestemmingswijzigingen stroomafwaarts	+
<i>Externe effecten:</i>			
Verandering landschap	-		
Sociale effecten (beëindigen agrarische bedrijven, onrust over overstromingskans)	-		
<i>Saldo monetaire kosten en baten</i>	85,5		

Figuur 3.7 Jaarlijkse kosten en baten van het reserveren en inrichten van de retentiegebieden (miljoenen guldens)

De onderstaande tabellen geven het resultaat van een MKBA: een overzicht van de jaarlijkse kosten en baten per jaar. Figuur 3.7 geeft een overzicht van de kosten en baten voor alternatief 1 (het reserveren en inrichten van de retentiegebieden), terwijl tabel 3.8 datzelfde overzicht voor alternatief 2 (het verhogen van de dijken ¹) geeft.

Uit de figuren 3.6 t/m 3.8 blijkt dat de baten van verminderde kans op overstromingen voor beide alternatieven ruimschoots worden overtroffen door de kosten die in geld worden uitgedrukt. Het alternatief van retentiegebieden pakt daarbij positiever uit dan dijkverhoging. Er is echter een aantal posten die niet gemonetariseerd zijn en daarom niet op basis van geldeenheden kunnen worden afgewogen ². Het is nu aan beleidsmakers om op basis van het saldo van monetaire kosten en baten en het overzicht van overige kosten en baten een afweging te maken tussen de alternatieven.

¹ Zoals uit de voorgaande paragrafen duidelijk is geworden, zijn de kosten en baten zo berekend dat deze gelijk zijn voor elk jaar. Een andere mogelijkheid die veel wordt toegepast, is om de contante waarde van de kosten en baten over een periode van bijvoorbeeld 50 jaar te berekenen.

² Door middel van aanvullend onderzoek is het mogelijk een aantal van deze posten te monetariseren. Aangezien het CPB-onderzoek een verkennend karakter heeft, is een aantal van deze kosten en baten als + of – meegenomen.

Kosten		Baten	
<i>Directe effecten:</i>			
Investering	37	Vermindering kans overstromingen	110
Onderhoud en beheer	9		
<i>Indirecte effecten:</i>			
		Bestemmingswijzigingen stroomafwaarts	+
Afname mogelijkheden verdere beperking overstromingsgevaar	-		
Toename overstromingsgevaar door schending internationale afspraken	-		
<i>Saldo monetaire kosten en baten</i>	66,0		

Figuur 3.8 Jaarlijkse kosten en baten van dijkverhoging (miljoenen guldens)

Wat kunnen we leren van deze case? Hoe speelt ze in op de criteria die relevant geacht worden? Daarbij kijken we vooral naar die criteria die we met deze (of liever gezegd 'een') case kunnen laten zien; een onderliggende wetenschappelijke basis kan bijvoorbeeld moeilijk worden getoond met een case.

De case laat zien dat de methode inzichtelijk maakt welke kosten en baten er verbonden zijn aan alternatieven. Ook is het duidelijk welke kosten en baten meegenomen zijn. MKBA is dus inzichtelijk. MKBA is niet primair geschikt als basis voor groepsbesluitvorming; MKBA richt zich meer op de weergave van het totale maatschappelijke nut, waarbij het dus wel mogelijk is om per actor de voor- en nadelen te tonen. Wat betreft de verdeling van kosten en baten blijkt uit tabel 3.7 dat in het alternatief van retentiegebieden het verlies aan toegevoegde waarde van de landbouw 0,5 miljoen gulden bedraagt. Deze kosten komen voor rekening van de agrariërs. Aan de andere kant worden zij voor dit verlies gecompenseerd door de inkomsten van de verkoop van de grond benodigd voor de dijken. Deze inkomsten worden door het CPB op basis van de aankoopprijs van grond voor natuurontwikkeling berekend op 1,12 miljoen gulden, wat betekent dat de boeren er in financiële zin op vooruitgaan. Het meerbedrag kan worden beschouwd als compensatie voor de negatieve externe effecten op het sociale vlak, namelijk de onvrede onder de boeren. Het bedrag dat door de overheid aan de boeren wordt betaald komt overigens niet in het kosten-batenoverzicht voor omdat het een herverdeling van middelen is van de overheid naar de boeren. Voor de maatschappij als geheel zijn het per saldo dus geen kosten of baten. Voor de verdeling van kosten en baten is het echter nuttig om als aanvulling op MKBA inzicht te geven in geldstromen tussen partijen. In het alternatief van dijkverhoging speelt dit verdelingsaspect geen rol, aangezien geen landbouwgrond verloren gaat. De *beoordeling* van dit verschil in verdeling van kosten en baten over de verschillende actoren moet door de besluitvormer zelf worden meegenomen in de afweging van de voor- en nadelen van de beide alternatieven. Een ander verdelingsaspect is de herverdeling van algemene middelen ten gunste van degenen die wonen in het gebied waarvan het overstromingsgevaar afneemt. Dit geldt voor beide alternatieven. Bij dijkverhoging zijn de voordelen voor de omwonenden echter geringer door de negatieve indirecte effecten. Bij de retentiegebieden staat daar tegenover dat er onder deze mensen sociale onrust kan ont-

staan en dat het landschap in hun omgeving verandert, wat in het algemeen als negatief zal worden ervaren. De case illustreert ook dat MKBA inzicht geeft in de budgettaire gevolgen. Wat betreft de inpassing in het overheidsbudget is het inrichten van retentiegebieden het gunstigste alternatief. Het is zeer aannemelijk dat de investeringskosten en kosten voor onderhoud en beheer voor een publiek 'goed' als overstromingsbeperking door de overheid worden gedragen. Voor het alternatief dijkverhoging hoeft de overheid de agrariërs niet te compenseren, maar de hogere uitgaven wegen daar niet tegen op. Of dit verschil in budgettaire inpasbaarheid van belang is hangt onder meer af van de financiële situatie van de overheid en het belang dat aan andere investeringsprojecten wordt toegekend, waaraan het geld ook kan worden besteed. Ook hier geldt weer dat MKBA wel inzicht kan geven in de effecten op het budget maar deze effecten niet kan beoordelen; dat moeten de beslis-sers/beleidsmakers zelf doen.

3.6 Multicriteria-analyse (MCA)

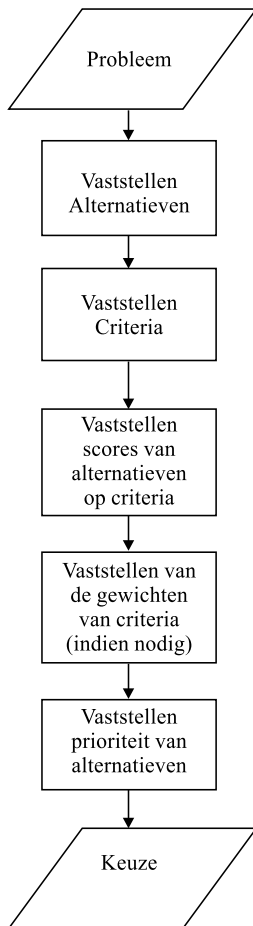
Beslissen impliceert de keuze uit een verzameling alternatieven. Indien de keuze op basis van één criterium kan worden gemaakt is het keuzeprobleem relatief simpel. Het keuze-probleem wordt moeilijker wanneer er meerdere criteria zijn. Elk alternatief heeft dan een score op elk van de criteria. Het kiezen van een alternatief op basis van de hoogste score kan dan alleen worden toegepast als er een *dominant* alternatief aanwezig is. Een alterna-tief is dominant indien dit alternatief het hoogst scoort op één of meerdere criteria en minimaal gelijk op alle andere criteria.

In de - in vele gevallen - meer realistische situatie dat er geen dominant alternatief is, zullen de scores van de alternatieven op de verschillende criteria tegen elkaar moeten wor-den afgewogen. De mate waarin het ene alternatief hoger scoort op bijvoorbeeld het economisch gewin moet worden afgewogen tegen de milieuvriendelijker uitkomsten van een ander alternatief. Een van de mogelijkheden om met een dergelijk probleem om te gaan is de zogenaamde Multicriteria-analyse (zie Hwang en Yoon, 1981; Yu, 1985; Goico-echea et al., 1992).

Enkele belangrijke kenmerken van een multicriteriaprobleem zijn:

- meerdere doelstellingen en/of criteria spelen een rol;
- er zijn conflicterende criteria, bijvoorbeeld marktaandeel versus winst, comfort van een auto versus benzineverbruik, of een nadelig effect van een stijging van het wa-terpeil voor de agrariër versus een positief effect op het landschap;
- de criteria worden gemeten in niet-vergelijkbare eenheden (en zijn soms ook kwali-tatief van aard).

Gegeven deze kenmerken is het maken van een keuze complex. Om beter met deze complexiteit over weg te kunnen zijn in de loop van de tijd de zogenaamde MCA-methoden ontwikkeld die het beslissingsproces structureren en ondersteunen.



Figuur 3.9 Algemeen raamwerk multicriteria-analyse

Bij de aanpak van een MCA-probleem moet een aantal fasen worden doorlopen (zie figuur 3.9).

Deze structurering van het besluitvormingsproces biedt een handvat om aan de diverse fasen voldoende aandacht te besteden. Daarbij dient de beslisser een aantal keuzes te maken dat karakteristiek is voor een MCA-aanpak, zoals:

1. vaststelling van de criteria;
2. vaststelling van de scores op de criteria;
3. vaststelling van het gewicht van de criteria; en
4. prioritering van de alternatieven (zijnde een resultaat van stap 2 en 3).

Daarnaast is er een aantal stappen dat voor keuzeproblemen in het algemeen geldt, zoals de vaststelling van het probleem en de vaststelling van de alternatieven waaruit gekozen moeten worden. Vaststelling van de scores op de criteria evenals de prioritering van de alternatieven komt zowel in MCA- als niet-MCA-vraagstukken voor, maar de wijze waarop deze stappen worden gezet in MCA-studies zijn MCA-specifiek. De keuzes die specifiek voor MCA-gelden worden kort toegelicht.

Ad 1 Vaststelling van de criteria

De alternatieven worden op basis van deze criteria vergeleken. In principe is er geen beperking ten aanzien van het aantal criteria en de aard van de criteria die in een beslissingsproces worden meegenomen. Wel geldt (uiteraard) dat de complexiteit van het proces toeneemt naarmate meer criteria worden meegenomen. Alle criteria die in een keuze situatie een rol spelen moeten worden gespecificeerd. Voor elk beleidsprobleem is het aan de beslisser om uit te maken welke criteria bij de keuze tussen verschillende alternatieven relevant zijn. In MCA kunnen zowel kwantitatieve als kwalitatieve criteria worden meegenomen. De kwantitatieve criteria kunnen aan de hand van verschillende eenheden worden gemeten (bijvoorbeeld in hectares, guldens, aantal dieren enzovoort).

Ad 2 Vaststelling van de scores op de alternatieven

De vaststelling van de scores op de alternatieven is redelijk eenvoudig wanneer het gaat om *kwantitatieve* en meetbare criteria (bijvoorbeeld de landbouwproductie gemeten in eenheden product). Bij het gebruik van *kwalitatieve* criteria wordt de beoordeling van de alternatieven op een kenmerk gevraagd aan de beslisser(s). Het landschappelijk schoon van een alternatief kan bijvoorbeeld worden uitgedrukt op een schaal van 1 tot 10. Afhankelijk van de gehanteerde methode worden de scores gestandaardiseerd of genormaliseerd om de vergelijkbaarheid tussen criteria te vergroten. Vaak wordt normalisatie toegepast waarbij de scores van de alternatieven op een bepaald criterium optellen tot één.

Ad 3 Vaststelling van het gewicht van de criteria

Wanneer er een (dominant) alternatief is dat het hoogst scoort op één bepaald criterium en dat op geen enkel kenmerk slechter scoort dan alle andere alternatieven, dan kan dit alternatief direct worden gekozen. Vaak zal het echter zo zijn dat het ene alternatief beter scoort op bepaalde criteria en andere alternatieven op andere criteria. Het ene alternatief zal bijvoorbeeld beter zijn voor de agrariër terwijl het andere alternatief beter is voor het milieu. Om een keuze te kunnen maken moet dus aangegeven worden hoe belangrijk de verschillende criteria zijn. De gewichten geven de preferentie structuur oftewel de voorkeuren van de beslisser(s) weer. In deze gewichten wordt tot uitdrukking gebracht hoe belangrijk bijvoorbeeld het milieu is ten opzichte van het economisch gewin in een specifieke probleemsituatie.

Het vaststellen van deze gewichten is hiermee een belangrijke stap in het oplossen van een MCA-probleem. Er zijn diverse manieren om de gewichten van criteria vast te stellen. Enkele voorbeelden zijn:

- een paarsgewijze vergelijking: door criteria paarsgewijs te vergelijken wordt het belang van de criteria vastgesteld. Telkens worden twee criteria met elkaar vergeleken waarbij de beslisser moet aangeven welk criterium (in welke mate) belangrijker is. Op basis van deze verzameling van paarsgewijze vergelijkingen worden de gewichten van criteria vastgesteld;
- de point allocation: de beslisser verdeelt een vastgesteld aantal punten over de criteria. Door bijvoorbeeld 100 punten over de criteria te verdelen kan de beslisser tot uitdrukking brengen hoe belangrijk hij/zij het criterium vindt. Hierbij geeft een groter aantal punten een groter belang van dat criterium weer;

- regressie: op basis van de beoordeling van een groot aantal alternatieven door de beslisser kan het belang van de criteria worden afgeleid. Als een beslisser bijvoorbeeld alternatieven die goed zijn voor het milieu systematisch goed beoordeelt dan kan daaruit worden afgeleid dat milieu een belangrijk criterium is voor deze beslisser.

Deze methoden kunnen door de beslisser worden vastgesteld, maar ook *interactief* - in interactie tussen de beslisser en de onderzoeker. De onderzoeker analyseert de gevolgen van een bepaalde set gewichten voor een gegeven keuzeprobleem. Hij legt de uitkomsten voor aan de beslisser, die op basis van de uitkomsten de gewichten kan aanpassen. Dit proces gaat door totdat de beslisser aangeeft dat de uitkomsten van de MCA zijn preferenties juist weergeven.

Ad 4 Prioritering van de alternatieven

Wanneer de scores van de alternatieven op de criteria en het belang van de criteria bekend zijn, kunnen de alternatieven worden gerangschikt. Het vaststellen van de prioriteiten kan op verschillende manieren plaatsvinden. Enkele voorbeelden zijn:

- dominantie: een alternatief domineert andere alternatieven als het op minimaal één attribuut beter scoort en op de andere attributen minimaal gelijkwaardig is;
- maximin: de voorkeur voor een alternatief wordt bepaald door het attribuut waarop het het slechtst scoort (een ketting is zo sterk als de zwakste schakel). Dat alternatief wordt gekozen waarvan de lage score op dat alternatief nog acceptabel is;
- maximax: de voorkeur voor een alternatief wordt bepaald door het attribuut waarop het het beste scoort;
- lexicografische methode: bepaal het dominante attribuut en kies het alternatief dat hierop het hoogste scoort;
- lineaire additieve functie: met behulp van een lineair additieve functie, waarbij de relatieve voorkeur voor een alternatief (gegeven een criterium) wordt vermenigvuldigd met het belang van het criterium, gesommeerd over alle criteria.

Deze methoden maken verschillende veronderstellingen ten aanzien van de beschikbare informatie. Sommige methoden veronderstellen dat alleen de scores van de alternatieven op de criteria bekend zijn. Andere methoden vergen ook informatie omtrent het relatieve belang van een criterium.

Voordat het alternatief met de hoogste prioriteit daadwerkelijk wordt gekozen, is het zinvol om eerst een *gevoeligheidsanalyse* uit te voeren. Deze analyse geeft inzicht in hoeverre de prioriteiten van de alternatieven veranderen als het belang van de criteria verandert. Ook kan men nagaan wat het effect is van eventuele veranderingen in de scores van alternatieven op criteria. Een andere zinvolle analyse kan zijn om na te gaan wat het effect is indien bepaalde (minder belangrijke) criteria buiten beschouwing worden gelaten. Naarmate deze analyses geringere veranderingen in de prioriteiten van de alternatieven laten zien, kan men meer vertrouwen hebben in het resultaat van de analyse omdat de uitkomsten stabiel zijn.

Een mogelijke uitbreiding op het gebruik van MCA-methoden is het ondersteunen van groepsbesluitvormingsprocessen. Naast de alternatieven en de criteria kunnen verschillende beslisser(s) of belangengroepen worden meegenomen in het

besluitvormingsproces. Verschillende belangengroepen kunnen een verschillend belang hechten aan verschillende criteria. De ene groep zal wellicht meer belang hechten aan de economische consequenties van maatregelen en een ander aan de milieu consequenties. In een groepsbesluitvormingsproces kan expliciet aandacht worden besteed aan deze verschillende belangen.

Er bestaat een groot aantal alternatieve MCA-methoden. De uitkomst van MCA is afhankelijk van de keuze van de criteria en de methode. Dit betekent dat er expliciet aandacht moet worden besteed aan welke criteria van belang zijn en welke methode wordt toegepast. MCA lijkt een eenvoudig toe te passen methode te zijn, maar het gevaar van 'garbage in garbage out' ligt op de loer. Vertekening van de resultaten door een onzorgvuldige probleembeschrijving of een onzorgvuldige vaststellen van de voorkeuren vormt een concreet gevaar. Bij het achterhalen van de voorkeuren van de besluitvormers moet zorgvuldig te werk worden gegaan zodat de resulterende gewichten daadwerkelijk de voorkeuren representeren.

MCA biedt de mogelijkheid te corrigeren voor verdelingsaspecten door de gewichten voor de verschillende effecten aan te passen. Zo kunnen bijvoorbeeld verschillende kostenposten die dezelfde monetaire waarde hebben, maar ten laste komen van andere actoren, in een MCA verschillende waarderingen krijgen.

Concluderend, het grote voordeel van MCA is dat een grotere verscheidenheid aan criteria in de analyse kunnen worden betrokken. Hierdoor wordt het makkelijker om ook ongeprijsde goederen in de overwegingen mee te nemen. In MCA kunnen zowel kwalitatieve als kwantitatieve criteria worden meegenomen. De criteria kunnen in verschillende eenheden worden gemeten en kunnen onderling conflicterend zijn. MCA gaat uit van de preferentiestructuur oftewel de voorkeuren van de beslisser. De beslisser dient dus een juiste vertaling van de preferenties van de betrokkenen en belanghebbenden te maken. Zo zijn in een maatschappelijke context de preferenties van de maatschappij in zijn algemeen relevant en niet zozeer de voorkeuren van individuele beslissers. De beslisser moet dan bepalen welke individuen of groepen de maatschappelijke preferenties representeren. In die keuze kan een gevaar van subjectiviteit schuilgaan.

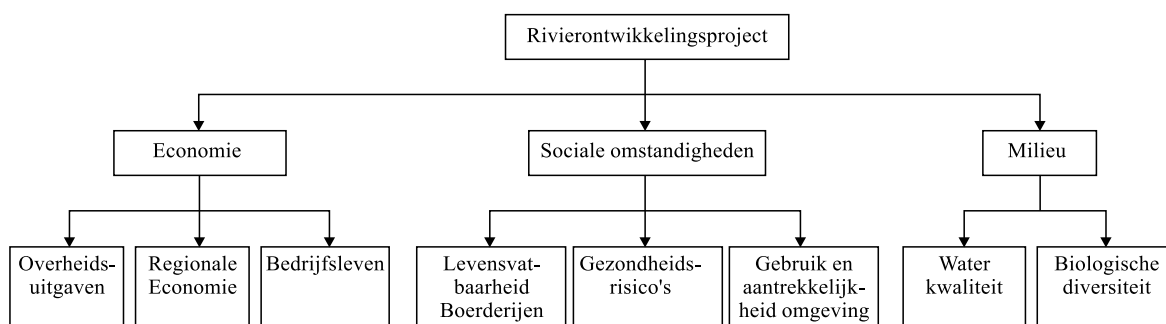
3.7 Een illustratie van de methode multicriteria-analyse

Het voorbeeld dat in deze paragraaf wordt beschreven, heeft wederom - analoog aan de illustratie van de methode maatschappelijke kosten-batenanalyse - betrekking op een 'water'-vraagstuk (Martunnen en Hamalainen, 1995). De aanleiding is een rivier die periodiek overstromingen veroorzaakt. Deze overstromingen hebben in het verleden aanzienlijke schade aangericht aan de landbouw en aan de infrastructuur. Deze schades hebben er toe geleid dat men ging zoeken naar alternatieven om de schade te beperken. De alternatieven bestaan uit verschillende combinaties van baggerwerkzaamheden, het verwijderen van obstakels en het graven van een nieuw kanaal. De alternatieven hebben geleid tot protesten van verschillende belangengroeperingen, die uiteenlopende belangen vertegenwoordigen.

De doelstelling van het project - waarbij gebruik is gemaakt van MCA-methoden - was om alle relevante effecten in kaart te brengen en aan te geven welke van deze effecten het meest belangrijk zijn. In het verlengde daarvan was het zoeken gericht op een alterna-

tief dat uit oogpunt van de milieu- en sociale factoren acceptabel was en tegelijkertijd economisch en technisch realiseerbaar.

Om het probleem hanteerbaar te maken is eerst gezocht naar de kenmerken die relevant zijn in het kiezen van een alternatief (vergelijk dit met de stap 1 'Vaststelling criteria', hoofdstuk 3.6). De belangrijke kenmerken van het beslissingsprobleem zijn vervolgens in een beslissingshiërarchie ondergebracht (zie figuur 3.10).



Figuur 3.10 Beslissingshiërarchie voor het rivierontwikkelingsproject

De doelstelling van de beslissingshiërarchie was de selectie van het beste alternatief voor de ontwikkeling van de rivier. Op het hoogste niveau werden drie criteria onderscheiden: economie, sociale omstandigheden en het milieu. Deze criteria zijn vervolgens opgesplitst in - beter te meten - sub-criteria. Milieudeskundigen en planners, die bij het project betrokken waren, hebben de scores van de alternatieven op de criteria vastgesteld; daarnaast hebben de belanghebbenden dat gedaan (zie verder). Dit is stap 2 'vaststellen van de scores van alternatieven op de criteria' (zie hoofdstuk 3.6).

Vervolgens is een groep personen geselecteerd die de verschillende belangen vertegenwoordigden. Voor- en tegenstanders van het project waren ongeveer evenredig verdeeld. Aan deze belanghebbenden zijn de doelstellingen, de (vastgestelde, gekozen) criteria en de alternatieven toegelicht. Vervolgens is hen gevraagd te komen tot:

- vaststelling van het belang van de criteria vast te stellen¹ en
- vaststelling van de score van de alternatieven op de criteria.

Er is dus door zowel de direct belanghebbenden als de deskundigen een inschatting gemaakt van de score van de alternatieven op de relevant geachte criteria. Nadat alle beoordelingen waren gemaakt, werd de voorkeur voor elk alternatief vastgesteld. Deze

¹ Voor het vaststellen van het belang van de criteria is gebruikgemaakt van de methode SMART. Hierbij werd 1 punt toegekend aan het minst belangrijke criterium. Vervolgens werd aan het op één na minst belangrijke criterium een score toegekend, waarbij de score het belang van dit criterium ten opzichte van het minst belangrijke criterium aangaf. Een score van 2 gaf bijvoorbeeld aan dat dit criterium 2 keer zo belangrijk werd gevonden. Deze procedure werd gevolgd totdat alle criteria waren beoordeeld. Door een korte toelichting op de score te vragen werden eventuele fouten in de beoordeling achterhaald.

voorkeur werd bepaald door een score op een criterium te vermenigvuldigen met het belang van dat criterium en vervolgens te sommeren over alle criteria.

Aldus ontstond een beeld van de voorkeuren voor de verschillende alternatieven. De volgende vraag was: wie heeft om welke reden welke voorkeur? Om deze vraag te kunnen beantwoorden werden de betrokkenen ingedeeld in groepen. Ten eerste zijn ze ingedeeld in voor- en tegenstanders van het project. Ten tweede zijn de betrokkenen ingedeeld in verschillende groepen van belanghebbenden.

Uit de resultaten bleek dat er grote tegenstellingen waren tussen de groepen:

1. voor- en tegenstanders; en
2. verschillende groepen van belanghebbenden.

Ad 1 Verschillen tussen de voor- en tegenstanders

Tussen de voor- en tegenstanders waren er verschillen ten aanzien van

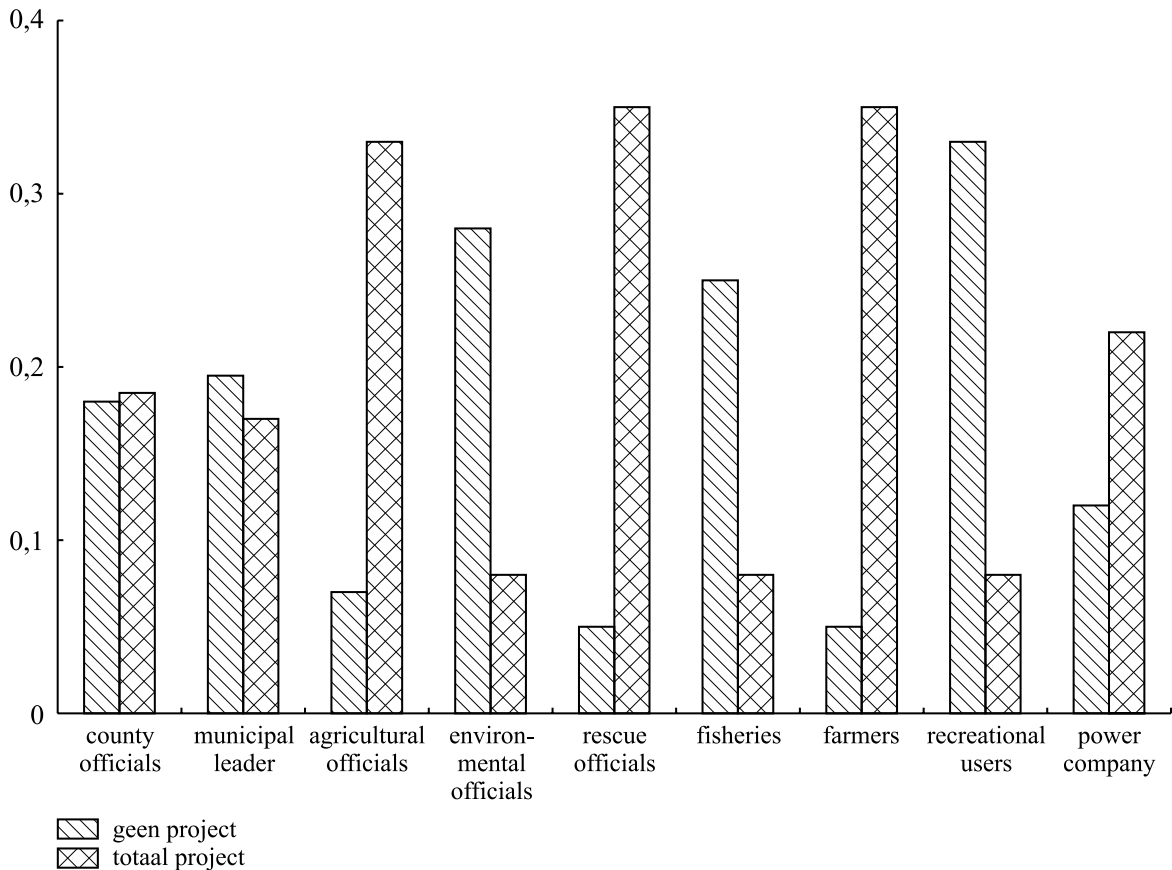
- het belang dat zij toekennen aan de verschillende criteria en
- de inschatting van de te verwachten effecten.

De voorstanders hechtten groot belang aan de economische criteria en gaven weinig betekenis aan de milieucriteria. De tegenstanders benadrukten juist de negatieve economische, sociale en milieucriteria. Verschillen waren er ook wat betreft de te verwachten effecten op het landschap en de recreatiemogelijkheden. Voorstanders gingen uit van een positief effect, terwijl tegenstanders juist negatieve effecten veronderstelden.

Ad 2 Verschillen tussen de verschillende groepen van belanghebbenden

Tussen de groepen belanghebbenden waren ook verschillen. De grootste tegenstellingen waren te constateren tussen boeren, milieu-organisaties en recreatie gebruikers. De scores van de alternatieven voor de verschillende belangengroepen zijn in figuur 3.11 weergegeven. Hoe groter het verschil is tussen de twee kolommen, des te groter de voorkeur is voor een bepaald alternatief. Uit de figuur is duidelijk af te lezen dat de agrariërs en degenen die verantwoordelijk zijn voor de veiligheid van een gebied een duidelijke voorkeur hebben voor het uitvoeren van het project. De visserijsector, de recreatiesector en de milieubeweging is een duidelijke tegenstander van het project. Anderen hebben een minder uitgesproken voorkeur.

Hoe verder? Ondanks het feit dat de tot zover beschreven aanpak nog niet heeft geleid tot een eenduidige keuze voor een alternatief leverde het veel nuttige informatie op. Deze informatie kon immers worden gebruikt om alternatieven aan te passen zodat deze acceptabeler zouden worden voor *alle* partijen. Het inzicht in de achtergrond van verschillen in voorkeuren zou ook kunnen leiden tot een verkleining van de tegenstellingen. Tenslotte gaf deze aanpak bruikbare informatie aan de beleidsvormers omtrent de voorkeuren van de belangen groeperingen. De reacties van de betrokkenen op het gebruik van de MCA-methode waren dan ook positief. De aanpak werd als eenvoudig en nuttig ervaren. De aanpak was dusdanig inzichtelijk dat men vertrouwen had in de uitkomsten. Een belangrijk voordeel van de aanpak was dat de betrokkenen het probleem in een breder kader beschouwden.



Figuur 3.11 Voorkeuren van de verschillende belangengroepen
Bron: Martunnen en Hamalainen (1995).

3.8 Vergelijking van de methoden

Bij de beoordeling van de verschillende methoden is een aantal criteria gebruikt, dat de geschiktheid van de methoden voor de praktijk van LNV-beleidsmedewerkers bepaalt. De methoden zijn getoetst op deze criteria en samenvattend in figuur 3.12 opgenomen. Overigens dient te worden opgemerkt dat niet noodzakelijk hoeft te worden gekozen voor één methode, maar dat een combinatie van methoden ook tot de mogelijkheden behoort.

Er is in hoofdstuk 2 een drietal factoren genoemd dat de geschiktheid van een methode bepaalt:

1. kenmerken van het beleidsprobleem;
2. kenmerken van de methode;
3. institutionele aspecten.

Ad 1 Kenmerken van het beleidsprobleem

Bij de keuze tussen MKBA, KEA en MCA zijn met name de kenmerken van het beleidsprobleem discriminerend.

MKBA scoort met name beter als de doelstelling is om de maatschappelijke efficiëntie te bepalen, terwijl het tegelijkertijd ook kan voldoen aan de andere doelstellingen. Zo kan met behulp van MKBA een rangschikking van alternatieven worden gemaakt op basis van de verschillen in rentabiliteit. Tevens kan een goed uitgevoerde MKBA inzicht geven in de complexiteit van het beleidsprobleem. Door de effecten van verschillende beleidsalternatieven te definiëren in termen van inzet van productiefactoren en het voortbrengen van goederen en diensten wordt structuur gebracht in de complexe informatie van verschillende alternatieven.

MCA geeft, evenmin als KEA, geen inzicht in maatschappelijke rentabiliteit. Wel kan met MCA en KEA een rangschikking van alternatieven worden gemaakt. Dit gebeurt dan echter op basis van andere criteria dan maatschappelijke rentabiliteit.

Samenvattend kan worden gesteld dat MKBA voor alle onderscheiden doelstellingen geschikt is, terwijl MCA en KEA alleen voor de doelstelling 'rangschikking van alternatieven' en 'structurering van informatie' goed gebruikt kan worden.

Doelstelling van het onderzoek	MKBA	KEA	MCA
Vaststelling van de maatschappelijke rentabiliteit	Ja	Nee	Nee
Rangschikking van alternatieven	Ja	Ja	Ja
Structurering van informatie	Ja	Ja	Ja

Figuur 3.12 Score van de methoden op de criteria 'doelstelling van het onderzoek'

Ad 2 Kenmerken van de methode

In tabel 3.13 zijn de scores van de methoden op de subcriteria 'kenmerken van de methoden' gepresenteerd.

De methoden verschillen weinig tot niets ten aanzien van de volgende criteria:

- de aanwezigheid van een wetenschappelijke basis;
- de inzichtelijkheid van de methode, hoewel de gebruiker van de methode daartoe wel goede uitleg en toelichting moet krijgen;
- de mogelijkheid om scenario's en gevoeligheidsanalyses door te rekenen en
- de mogelijkheid van weergave van de verdeling van voor- en nadelen voor de verschillende belanghebbenden.

Ten aanzien van deze criteria scoren alle methoden hetzelfde: hoog. Alle methoden hebben een wetenschappelijke basis, het is mogelijk om scenario's door te rekenen en ze bieden de mogelijkheid om per belanghebbende/actor de voor- en nadelen van beleidsmaatregelen inzichtelijk te maken. Waar het gaat om de inzichtelijkheid van de methode is er bij MCA nadrukkelijk de voorwaarde dat het proces helder moet worden beschreven. MKBA heeft het voordeel dat ze uitgaat van een consistent theoretisch raamwerk, waarin maatschappelijke preferenties het uitgangspunt zijn. Een aandachtspunt bij MCA is, naast de grote mate van subjectiviteit, dat door de veelheid aan rekenmethoden en de complexiteit van veel van deze methoden geen inzicht is in de wijze waarop het meest geprefereerde alternatief wordt bepaald. Het gevaar is aanwezig dat MCA als een 'black box' wordt gezien. Dit gevaar kan worden afgewenteld door een heldere procesbeschrijving.

De methoden verschillen wel ten aanzien van de overige criteria:

- MKBA beoordeelt projecten vanuit één perspectief, namelijk het maatschappelijk rendement (of nut). Dit betekent tegelijkertijd dat ze minder geschikt is voor groepsbesluitvorming en - hiermee samenhangend - de belangen van de verschillende, te onderscheiden deelgroeperingen in de maatschappij verschillend te wegen. Ook geeft ze geen oordeel over voor- en nadelen per deelgroepering, juist omdat MKBA vanuit een (totaal) maatschappelijk perspectief oordeelt. MKBA is te zien als een voorstadium voor een bestuurlijk-politieke afweging. Een voorstadium dat beoogt om datgene te kwantificeren wat zich kwantificeren laat. Het is zoals de Amerikanen zeggen: 'some data is better than none';
- MCA daarentegen geeft meer ruimte om juist wel die verschillende belangen (verschillend) mee te wegen. Wanneer het totale maatschappelijke nut niet per se centraal staat en juist de voor- en nadelen voor de afzonderlijke belangengroeperingen/beslissers in beeld gebracht moet worden en - belangrijker - ook beoordeeld moet worden, is MCA eerder geschikt. MCA biedt - in tegenstelling tot MKBA - juist wel de mogelijkheid om preferenties per belangengroepering te laten zien;
- KEA scoort ongeveer gelijk aan MKBA op de verschillende criteria. Dit is niet verwonderlijk omdat KEA als een variant op MKBA kan worden beschouwd. KEA is een doorzichtige methode en redelijk eenvoudig toepasbaar. KEA scoort daardoor goed wat betreft acceptatie van de methode. Het nadeel is echter dat KEA slechts een beperkte toepasbaarheid heeft.

Enkele andere belangrijke verschillen tussen de methoden zijn:

- over het algemeen kan worden gesteld dat het toepassingsgebied van MCA breder is. MCA stelt immers geen beperkingen ten aanzien van het aantal en de aard van de criteria en dat doet MKBA (en KEA) wel. Zij bekijken het vraagstuk vanuit één perspectief: het maatschappelijk rendement;
- MKBA stelt de voorwaarde dat alle criteria direct of indirect in monetaire eenheden kunnen worden uitgedrukt. Dit vormt een belemmering of tenminste een aandachtspunt waar het gaat om de ongeprijsde goederen. Het uitdrukken van bijvoorbeeld cultuurhistorische waarde of de waarde van menselijk leven in guldens is lastig en vraagt veel overleg om te komen tot een oplossing en aanpak die wordt gedragen. Een slechte keuze komt de acceptatie van de methodiek niet ten goede. Wat dit punt betreft is het van belang om voorzichtig om te gaan met monetaire waarden door bijvoorbeeld onzekerheidsmarges aan te geven en aanvullende kwalitatieve of kwantitatieve informatie te geven, zoals in het OEEI-rapport wordt aanbevolen. Als de onzekerheid over deze waarden te groot is, dienen zij als PM-post te worden meegeenomen. MCA daarentegen kan wél omgaan met kwalitatieve criteria. MCA kan omgaan met verschillende criteria en de criteria kunnen - bovendien - in verschillende eenheden worden gemeten.

Kenmerken van de methode	MKBA	KEA	MCA
Onderliggende wetenschappelijke basis	Ja (welvaartseconomie)	Ja (welvaartseconomie)	Ja (utility-theory)
Inzichtelijkheid	+	+	+, mits duidelijk omschreven en weergegeven
Eenvoud van de toepassing	-	0 je hoeft maar een beperkt deel uit te voeren en mee te nemen	+
Mogelijkheid tot groepsbesluitvorming	Nee	Nee	Ja
Mogelijkheid om gevoeligheidsanalyses en scenario's door te rekenen	Ja	Ja	Ja
Reproduceerbaarheid	+	+	-, vanwege de vele subjectieve beoordelingen
Mogelijkheid van weergave het maatschappelijk nut	Ja	Ja	Nee, alleen wanneer je alle "subjecten" in de maatschappij zou meenemen.
Mogelijkheid van weergave van de preferenties (gewichten) per maatschappelijke groepering	Nee	Nee	Ja
Mogelijkheid van weergave van de preferenties (gewichten) van de beslisser	Nee (maatschappelijk nut staat centraal)	Nee zie MKBA	Ja
Mogelijkheid van weergave van de verdeling van voor- en nadelen voor de verschillende actoren	Ja	Ja	Ja
Mogelijkheid van beoordeling van de verdeling van voor- en nadelen voor de verschillende actoren	Nee	Nee	Ja
Mogelijkheid van inzicht in de budgettaire gevolgen	Ja	Matig tot nee	Nee

Figuur 3.13 Score van de methoden op de criteria 'kenmerken van de methode'

Ten slotte, het hoeft niet een of-of-keuze te zijn: of MKBA of MCA. Wanneer een aantal effecten eenvoudig in geld uit te drukken is, zoals het geval is bij effecten die op een markt tot uitdrukking komen, kan MKBA een onderdeel vormen van MCA. In dit geval wordt het kosten-batensaldo van deze effecten als één van de criterium meegenomen in de MCA, zodat de monetaire waarde kan worden afgewogen tegen effecten die moeilijker te

monetariseren zijn. Zie Sijtsma en Strijker (1995) voor een toepassing van een combinatie van MCA en MKBA op de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur.

Ad 3 Institutionele aspecten

Wat betreft de *institutionele aspecten* is er weinig onderscheid te maken tussen MKBA, KEA en MCA, omdat er in Nederland voor geen van de methoden wettelijke regelingen zijn. Dit in tegenstelling tot de Verenigde Staten, waar voor bepaalde beslissingen het uitvoeren van een MKBA verplicht is. Wel dringt het Ministerie van Financiën, dat een wettelijk geregelde coördinerende en stimulerende taak heeft op het terrein van beleidsevaluatie, sterk aan op het gebruik van de MKBA voor de bepaling van de wenselijkheid van maatschappelijke investeringsprojecten¹. Voor infrastructurele projecten van nationaal belang is een MKBA volgens de OEEI-leidraad inmiddels verplicht gesteld (Oosterhaven 2001).

¹ 'Een MKBA biedt aanzienlijke voordelen ten opzichte van partiële analyses als een MER en een IEE. Bij de MKBA vindt een integrale beschrijving plaats waarbij de netto-effecten van een project op de samenleving (voor zover mogelijk op geld gewaardeerd) in beeld worden gebracht. Daarbij worden ook de kosten en baten van alternatieve aanwending betrokken. Door de integrale benadering biedt een MKBA niet alleen inzicht in de maatschappelijke wenselijkheid van een project, maar kan ook informatie geven over diverse alternatieven'. (Brief Ministerie van Financiën aan Voorzitter en leden van de ICES, d.d. 23 september 1999, kenmerk BZ 1999-00660 M)

4. Conclusie

In deze studie is een aantal methoden verkend die het Ministerie van LNV behulpzaam zouden kunnen zijn bij de vraagstukken rondom een duurzaam ingericht landelijk gebied, met name vraagstukken rondom water in het landelijk gebied. Uit de verkenning volgt een aantal conclusies ten aanzien van de geschiktheid van de methoden bij vraagstukken rondom duurzaam waterbeleid vanuit het perspectief van het Ministerie van LNV. Deze conclusies komen in dit hoofdstuk puntsgewijs aan de orde.

Ecological Footprint geeft een beperkte invulling aan duurzaamheid

De Ecological Footprint blijkt niet toepasbaar bij afwegingsvraagstukken in het LNV-Waterbeleid, vanwege:

- de beperkte focus van de Ecological Footprint op duurzaamheid; de Ecological Footprint beschouwt uitsluitend de ecologische component van duurzaamheid en is niet behulpzaam bij de bepaling van de economische en sociale component;
- de Ecological Footprint is bovendien niet volledig in de uitwerking van die ecologische component en de wijze waarop dit wordt gedaan wordt niet algemeen onderschreven. De VROM-raad oordeelt zelfs negatief over de gebruikswaarde ervan in het milieubeleid van de overheid.

Duurzaamheidstoets dient als breed gedragen kader

Centraal in het LNV-waterbeleid staat de wens om de watervraagstukken vanuit een *duurzaamheidsperspectief* te benaderen. Het Ministerie wil zowel de economische, ecologische als sociaal-culturele aspecten meewegen in de besluitvorming. De duurzaamheidstoets, zoals ontwikkeld door de Wereldbank sluit het beste aan bij deze doelstelling. In deze duurzaamheidstoets worden drie aspecten die gezamenlijk 'de' duurzaamheid bepalen, als uitgangspunt gekozen. Er is een breed draagvlak voor deze benadering en de Wereldbank wil met dit concept de discussie over de invulling van duurzaamheid kaders en sturing geven. Tegelijkertijd geeft zij geen concrete invulling aan deze toets middels een set van uitgewerkte methoden. De duurzaamheidstoets wordt vooral met *bestaande* methoden uitgewerkt, waarbij de concrete invulling vanuit een duurzaamheidsperspectief gestalte krijgt. Denk daarbij aan 'groene' rentevoeten, aan kosten van maatregelen waarbij lange-termijn effecten (op volgende generaties) worden meegenomen.

Er is al een eerste uitwerking van de duurzaamheidstoets

De duurzaamheidstoets van de Wereldbank wordt als kader beschouwd. Ze moet nader uitgewerkt worden tot een operationeel instrumentarium dat de beleidsmakers direct behulpzaam kan zijn. Het Ministerie van LNV hebben deze stap zelf gezet: de factoren van

de duurzaamheidstoets zijn concreter gemaakt, passend bij de LNV-Watervraagstukken, zie figuur 4.1 tot en met 4.3. Vervolgens zijn *methoden* nodig om deze (uitgewerkte) factoren te kunnen toetsen.

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Werkgelegenheid	Behoud van de werkgelegenheid in de sectoren landbouw, natuurbeheer, recreatie en voedings- en genotmiddelenindustrie. Veiligstellen van inkomen en ontwikkelingspotentieel.	Vergroting van de economische weerbaarheid. Goed sociaal vangnet en vervangende werkgelegenheid.
Nationaal inkomen	Evenredige bijdrage van de LNV-sectoren aan de economische groei.	Ruimte voor sterke sectoren, specialisatie en schaalvergroting, bevorderen dynamiek in de economische structuur, herstructurering, PPS (bijvoorbeeld nieuwe ontwikkelaars en beheerders). Ruimte bieden aan verbrede landbouw (agrarisch natuurbeheer, minicamping, enz.). Nieuwe economische dragers (o.a. landgoederen en groene bedrijventerreinen). Versterking vestigingsklimaat bedrijven.

Figuur 4.1 Economische factoren

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Veiligheid	Een veilig en goed bewoonbaar land met gezonde en duurzame watersystemen.	Risico's tot minimum beperken.
Culturele identiteit	Behoud en versterking van culturele identiteit.	Voorkomen van vervlakking van landschap. Behoud en ontwikkeling cultuurhistorische parels. Behoud openheid landschap.
Leefbaarheid	Versterking van de leefbaarheid.	Behoud en versterking woon- en leefklimaat. Behoud van lokale voorzieningen (o.a. detailhandel, scholen). Sociale rechtvaardigheid (ruimte voor recreatief gebruik voor alle doelgroepen). Samenhangende benadering stad-land (water in de omgeving): evenwichtige invulling groene functies t.o.v. economische functies. Vergroten maatschappelijk draagvlak voor nieuwe functies.
Gezondheid	Kwaliteit ruimte.	Bijdrage van natuur en recreatie aan gezondheid.
	Kwaliteit product.	Waarborgen schoon water voor recreatie. Waarborgen van voedselveiligheid. Maatschappelijk gewenste productiewijzen.
Kennis en innovatie	Veranderen normen en waarden.	Vernieuwen en verbreden van scholing en onderwijs.

Figuur 4.2 Sociaal-culturele factoren

Elementen	Normatieve uitspraken	Aandachtspunten
Natuurlijke biodiversiteit	Behoud, herstel en ontwikkeling van de natuurlijke biodiversiteit.	EHS: oppervlakte, natuurdoeltypen, kerngebieden en verbindingzones (ruimtelijke configuratie). Buiten EHS: behoud van soorten, bijvoorbeeld cultuurvolgers (o.a. grutto). Ontwikkelen van internationaal belangrijke en karakteristieke natte natuur.
Water	Beschikbaarheid van voldoende water van de juiste kwaliteit op juiste moment voor de ontwikkeling van de natuur, de landbouw en de recreatie.	Vorming van strategische watervoorraden. Ontwikkeling natte natuur. Ontkoppeling economische groei en milieudruk. Terugdringing van belasting van grond- en oppervlaktewater (o.a. nitraat, fosfaat, gewasbeschermingsmiddelen).
Bodem	Verbeteren kwaliteit.	Terugdringing van o.a. zware metalen, nitraat, fosfaat in waterbodems, bagger en slib.
Lucht	Verbeteren kwaliteit.	Verminderen CO ₂ -uitstoot. Verminderen ammoniakuitstoot.

Figuur 4.3 Factoren vanuit de ecologische invalshoek

MKBA, KEA en MCA leveren een goede, maar verschillende en niet complete bijdrage aan de invulling van de LNV-duurzaamheidstoets

Zowel de maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) als de kosten-effectiviteitanalyse (KEA) als de multi-criteriaanalyse (MCA) kunnen bijdragen aan de invulling van de LNV-duurzaamheidstoets voor watervraagstukken. Het Ministerie van LNV hecht aan criteria zoals:

- onderliggende wetenschappelijke basis;
- inzichtelijkheid;
- mogelijkheden om scenario's en gevoeligheidsanalyses door te rekenen en
- mogelijkheden om voor- en nadelen voor de verschillende betrokkenen inzichtelijk te maken.

Alle drie methoden voldoen in hoge mate aan deze criteria. Ze verschillen ten aanzien van andere criteria en dat leidt ertoe dat ze *verschillende* bijdragen aan de invulling van de LNV-duurzaamheidstoets kunnen geven.

MKBA biedt goede mogelijkheden om de *kwantificeerbare* criteria van de LNV-duurzaamheidstoets invulling te geven; lastiger is het voor de niet-quantificeerbare criteria. Zie kader 4.1 als illustratie. Er zou voor de nu opgestelde kwalitatieve criteria in de LNV-duurzaamheidstoets nóg een vertaalslag naar kwantificeerbare criteria nodig zijn wil MKBA maximaal tot waarde komen binnen de duurzaamheidstoets. Daarbij moet worden opgemerkt dat MKBA oordeelt vanuit het perspectief van de hele maatschappij: het maatschappelijk rendement of nut. LNV heeft aangegeven dat dit perspectief voor veel LNV-watervraagstukken in het landelijk gebied het juiste perspectief is. MKBA kan de duurzaamheidstoets dus uitstekend aanvullen door zoveel mogelijk te kwantificeren. MKBA

kan de duurzaamheidstoets echter niet *vervangen* omdat ze de bestuurlijk-politieke afweging niet maakt.

De werking van MKBA, en de relatie tot de LNV-duurzaamheidstoets kan worden geïllustreerd aan de hand van twee criteria uit de LNV-duurzaamheidstoets, te weten:

- veiligheid en
- culturele identiteit.

Wat betreft het criterium '*veiligheid*' in de duurzaamheidstoets staat als aandachtspunt 'risico's tot een minimum beperken'. Daarmee zullen weinigen het oneens zijn, maar er is nog geen antwoord gegeven op de vraag hoe dit criterium moet worden afgewogen tegen andere criteria. MKBA beoogt zoveel mogelijk gekwantificeerde elementen aan te dragen om die afweging wel te kunnen maken.

Daartoe wordt als eerste stap het criterium geconcretiseerd. Bij watersystemen gaat het dan om de kans op overstromingen en de bijbehorende schade. Tot de schade worden in ieder geval gerekend zaakschades (eventuele herstelkosten), gederfd inkomen (gevolg schade), maar desgewenst ook het ondervonden ongemak voor zover dat in een kwantificeerbare eenheid is te vatten a). Het deelaspect veiligheid kan zodoende nagenoeg integraal in een MKBA worden meegenomen b).

Minder eenvoudig is dat met een deelaspect als 'culturele identiteit'. In de LNV-duurzaamheidstoets is dit uitgewerkt in 'voorkomen van vervlakking van het landschap', 'behoud en ontwikkeling van cultuurhistorische parels' en 'behoud van openheid van het landschap'. In een MKBA moeten dergelijke deelaspecten vertaald worden in termen van behoeftenbevrediging, en voorzien worden van een geldelijke waardering. Dit lijkt goed mogelijk voor het deelaspect openheid, bijvoorbeeld door aan mensen afbeeldingen voor te leggen van relatief open en gesloten landschappen, met daarbij de vraag hoeveel geld men ervoor over zou hebben om in het ene dan wel het andere landschap te leven. Lastiger wordt dit bij meer subjectieve deelaspecten als 'landschappelijke vervlakking' (welke schaal?), of het 'behoud van cultuurhistorische parels'. Dit soort elementen dienen dan als p.m. post te worden opgenomen.

Figuurr 4.4 Illustratie van de wijze waarop MKBA aan kwantitatieve en kwalitatieve criteria invulling kan geven

a) Bijvoorbeeld de privé gemaakte arbeidsuren gemoeid met het herstel van waterschade in woningen; b) Nagenoeg, want een mogelijk relevant aspect als 'gevoelens van onveiligheid'; is niet of nauwelijks te kwantificeren - deze zullen dan ook als p.m. post moeten worden meegenomen.

- Voor de gebruiksmogelijkheden van KEA geldt hetzelfde als voor die van MKBA; alleen zijn de toepassingsmogelijkheden van KEA beperkter.
- Ook kan gebruikgemaakt worden van de MCA binnen de duurzaamheidstoets. Denk aan discussies en groepsbesluitvorming waarin alle - door LNV en andere stakeholders - relevante duurzaamheidscriteria meegewogen moeten worden. Hier speelt het nadeel van niet-kwantificeerbare criteria geen rol. MCA kan daar uitstekend mee omgaan. Ook biedt MCA de mogelijkheid om voor- en nadelen voor de verschillende betrokkenen te beoordelen en te wegen.

Kortom, zowel MKBA, KEA als MCA kan worden gebruikt bij de invulling van de duurzaamheidstoets. Echter, de functie die de methoden kan hebben binnen de duurzaamheidstoets verschilt. MKBA (en KEA) helpt vooral bij het bepalen van het maatschappelijk rendement van - met name - de kwantificeerbare factoren, helpt bij het structureren van informatie, biedt inzicht in voor- en nadelen voor de verschillende belanghebbenden. MCA structureert ook informatie, brengt ook voor- en nadelen voor de diverse betrokkenen in

beeld en heeft daarnaast nog een open oog voor de verschillende belangen en weet deze belangen verschillend te wegen. Ook weet ze om te gaan met niet alleen kwantificeerbare factoren maar ook de niet-kwantificeerbare factoren.

MKBA, KEA en MCA voor zowel principiële als locatiekeuzevraagstukken, maar - wederom - met een verschillende bijdrage

De duurzaamheidstoets is het kader voor *alle* vraagstukken waar LNV mee te maken heeft in haar waterbeleid. Binnen dat beleid is een onderscheid tussen principiële vraagstukken en locatiekeuzevraagstukken. Het onderscheid tussen deze twee typen vraagstukken is niet op alle punten even scherp, maar grofweg kunnen principiële vraagstukken worden getypeerd als zijnde conceptueel, strategisch van aard. Ze zijn complex en hebben veelal betrekking op nationaal niveau. Locatiekeuzevraagstukken daarentegen zijn meestal op regionaal niveau aan de orde. Het perspectief is smaller. Voor beide typen vraagstukken is de duurzaamheidstoets het bepalende kader. Zoals geschetst dient deze toets te worden uitgewerkt met verschillende methoden, die ieder een eigen functie - met voor- en nadelen - heeft.

MKBA biedt zowel hulp bij principiële als locatiekeuzevraagstukken. Ze is bij uitstek geschikt om inzicht te geven in het totaal maatschappelijk nut - een relevant criterium voor principiële vraagstukken die op nationaal niveau aan de orde zijn. MKBA komt het beste tot haar recht wanneer criteria kwantificeerbaar zijn. Ze kan minder bijdragen bij (veel) niet-kwantificeerbare criteria.

MCA kan eveneens aan beide typen vraagstukken bijdragen, maar kan zich vooral profileren in locatiekeuzevraagstukken waar verschillende belangengroeperingen betrokken zijn, met uiteenlopende belangen die uitmonden in uiteenlopende - relevant geachte - criteria.

Literatuur

CPB, *Ruimte voor water: kosten en baten van zes projecten en enige alternatieven*. Centraal Planbureau, Den Haag, 2000.

Dijksterhuis, K., *De ecologische voetafdruk, stromen*. 1999.

Eijgenraam, C.J.J. et al., *Evaluatie van infrastructuurprojecten: leidraad voor kosten-batenanalyse*. Centraal Planbureau en Nederlands Economisch Instituut, 2000.

Garrot, G.D. en K.G. Willis, *Economic valuation of the environment: methods and case studies*. Edward Elger Publishing, 1999.

Goicoechea, A. L. Duckstein en S. Zionts, *Multiple Criteria Decision Making, Proceedings of the Ninth International Conference*. Springer Verslag, New York, 1992.

Hwang, C.L. en K. Yoon, *Multiple attribute decision making: methods and applications, a state of the art survey*. Springer-Verslag, New York, 1982.

Layard, R. en S. Glaister, *Cost-Benefit Analysis*. Cambridge University Press., 1999.

Martunnen, M. en R.P. Hamalainen, 'Decision Analysis Interviews in Environmental Impact Assessment.' *European Journal of Operational Research*, Vol. 87, pp. 551-563, 1995.

Ministerie van Financiën, *Evaluatiemethoden, een introductie*. Sdu Uitgeverij, Den Haag, 1992.

Munasinghe, M., *Environmental economics and sustainable development*. Worldbank, Washington, 1993.

Oosterhaven, J., *Betuwelijk trauma, OEEI en Zuiderzeelijn KBA*. Maandschrift Economie, jrg. 65, 2001.

Ros, J.P.M. (red.), *Voetafdrukken van Nederlanders; energie- en ruimtegebruik als gevolg van consumptie. Achtergronden MB98 en MB99*. RIVM rapport 251701 040. Bilthoven, 2000.

Sijtsema, S.J. en Strijker, *Effect-analyse Ecologische Hoofdstructuur: Deel 1 - hoofdrapport*. Stichting Ruimtelijke Economie Groningen, Groningen, 1995.

Sugden, R. en A. Williams, *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis*. Oxford University Press, Oxford, 1984.

VROM-raad, *Mondiale duurzaamheid en de ecologische voetafdruk*. Den Haag, 1999.

Yu, P.L., *Multiple Criteria Decision Making: Concepts, Techniques and Extensions*. Plenum Press, New York, 1985.

Bijlage 1 Toelichting op de duurzaamheidstoets

In het paper van de Wereldbank wordt een aantal concrete aanbevelingen gedaan aangaande de wijze waarop milieu en economie kunnen worden geïntegreerd.

Idealiter wordt een project vanuit macro-economisch perspectief beoordeeld. Een passend model daarbij is het Evenwichtsmodel. In een dergelijk perspectief kunnen eventuele (negatieve) milieu- en sociale effecten op andere actoren in de maatschappij dan die betrokken zijn in de directe omgeving het beste worden meegenomen. Anderzijds vraagt een dergelijke aanpak heel veel data, wat de praktische uitvoerbaarheid beperkt.

Idealiter wordt bij de bepaling van het Bruto Nationaal Product ook rekening gehouden met de milieu-effecten. Een zogeheten 'Environmentally adjusted net Domestic Income' geeft een beter beeld van het Nationaal Product omdat daarin een correctie voor de milieu-effecten heeft plaatsgehad.

Rentevoet. De wereldbank doet de aanbeveling om de hoogte van de rentevoet niet uitsluitend te baseren op de markteconomie, maar tevens rekening te houden met de sociale cultuur en de lange termijn-effecten op het milieu. Om de effecten op lange termijn meer gewicht te geven, moet er in de berekening een lagere rentevoet worden gehanteerd. Hierin schuilt echter weer het gevaar dat projecten eerder aantrekkelijk zijn en worden uitgevoerd. Deze extra projecten kunnen extra milieudruk opleveren.

Risico en onzekerheid. De Wereldbank doet de aanbeveling om te werken met gevoeligheidsanalyses om daarmee risico's en onzekerheden zoveel mogelijk te kwantificeren en inzicht te krijgen in de meest bepalende factoren voor succes of falen. Deze risico's en onzekerheden worden in principe weergegeven in de optiewaarde (OW), omdat deze aangeeft in welke mate consumenten de kans willen ontlopen dat een milieu-component voor de toekomst niet beschikbaar is.

De waardering van de (fysieke) milieu-effecten van een project is door middel van de Totale Economische Waarde (TEW) te berekenen. De TEW bestaat uit GebruiksWaarde (GW) en de Niet GebruiksWaarde (NGW). De GW is weer op te delen in Directe GebruiksWaarde (DGW), Indirecte GebruiksWaarde (IGW) en Optie Waarde (OW) (zie figuur B1.1).

$$TEW = GW + NGW = DGW + IGW + OW + NGW$$

DGW: De bijdrage van de milieucomponenten aan de huidige productie of consumptie.

IGW: De voordelen die worden ontleend aan de functies die het milieu biedt aan de huidige productie of consumptie (bijvoorbeeld de natuurlijke filtratie van vervuild water of de recycling van nutriënten).

OW: Het bedrag dat consumenten bereid zijn te betalen voor ongebruikte eenheden, om mogelijk gebruik in de toekomst zeker te stellen.

NGW: De waardering van het feit dat iets bestaat, zonder de intentie om het te gebruiken.

Figuur B1.2 Bepaling van de milieu-effecten van een project

Vaak zullen de OW en de NGW samen worden genomen, omdat zij samen de milieu-effecten (externaliteiten) weergeven. Meestal is het onderscheid tussen OW en NGW ook niet relevant, aangezien men alleen in de TEW geïnteresseerd is. Voor de waardering van de externaliteiten moet meestal een schatting worden gemaakt.

Voor deze waardering zijn verschillende technieken voorhanden. Het basisconcept om de externaliteiten te berekenen, is de willingness to pay (WTP) van individuen voor het milieu. De WTP is gebaseerd op de vraagcurve naar een beter milieu. De externaliteiten zijn ook te benaderen aan de hand van willingness to accept (WTA). De WTA is vaak hoger dan de WTP, omdat men vaak aan een bepaalde milieusituatie gewend raakt. Daarnaast is het mogelijk dat WTP, door een beperkte financiële ruimte, (noodgedwongen) lager uitvalt dan de WTA. De WTP is echter niet altijd direct te berekenen, omdat er geen marktprijzen voorhanden zijn. In dergelijke gevallen kan er gebruik worden gemaakt van een afgeleide, maar het zal niet altijd gemakkelijk zijn om tot een waardering te komen. In Figuur B1.2 wordt weergegeven in welke mate het mogelijk is om tot een waardering te komen. Er is duidelijk een toename in moeilijkheid te zien naarmate de tijdshorizon verder weg komt liggen en verder van de directe omgeving af komt te liggen.

		Beschikbaarheid van directe marktprijzen om het milieu-effect te waarderen	
Relevant gebied	Doorlooptijd van het milieu-effect	Wel	Niet
Binnen het project	Kort	Redelijk eenvoudig te waarderen	Soms mogelijk te waarderen
	Lang	Hoogst waarschijnlijk te waarderen	In speciale gevallen te waarderen
Buiten het project	Kort	Vaak mogelijk te waarderen	Moeilijk te waarderen
	Lang	Soms mogelijk te waarderen	Zelden mogelijk te waarderen

Figuur B1.2 Mogelijkheden tot waardering van milieu-effecten

Er zijn verschillende mogelijkheden om de milieu-effecten van een project vast te stellen. Deze zijn in figuur B1.3 genoemd. In volgorde van voorkeur ontstaat het volgende beeld:

1. waardering via de directe markt;
2. waardering via een afgeleide markt; en
3. waardering via simulatie.

Waardering via de directe markt heeft de eerste voorkeur. Wanneer het niet mogelijk is om langs deze weg de milieu-effecten te waarderen, dan is de afgeleide markt de tweede-beste optie. Levert deze ook geen bruikbare data op, dan moet onderzocht worden of de effecten te waarderen zijn op basis van simulatie.

	Directe markt	Afgeleide markt	Simulatie
Gebaseerd op werkelijk gedrag	Effect op productie	Reiskosten	Enquêtes & markt-onderzoek
	Effect op gezondheid	Loonverschillen	
	Preventie kosten	Vastgoedprijzen	
		Waarden van substituten	
Gebaseerd op potentieel gedrag	Vervangingskosten		
	Schaduwprojecten		

Figuur B1.3 Methodieken ter bepaling van de waarde van de milieu-effecten

De methoden worden achtereenvolgens kort toegelicht.

Ad 1. Waardering via directe markten

Deze methodieken zijn hoofdzakelijk gebaseerd op direct waarneembare effecten en worden gewaardeerd tegen marktprijzen. Daarbij is er onderscheid tussen

1. het werkelijk gedrag op de directe markten;
2. het potentieel gedrag op de directe markten.

Ad 1. Het werkelijk gedrag op de directe markten

Deze kan worden gemeten met behulp van drie indicatoren:

- het effect op de productie. Een investeringsbeslissing heeft vaak een effect op het milieu, welk weer een invloed heeft op de geproduceerde hoeveelheid of kwaliteit of de productiekosten;
- het effect op de gezondheid. Een praktische maat voor dit effect is het verlies van menselijke input door ziekte of overlijden als gevolg van vervuiling. Het kan een probleem zijn om het causale verband vast te stellen. Het is ook mogelijk om de relevante gezondheidskosten er bij op te tellen;
- de preventie kosten. Deze kosten hangen samen met teniet doen of verplaatsen van de milieuschade. Het voordeel van deze methode is dat deze kosten eenvoudiger zijn vast te stellen dan de eigenlijke milieukosten. De aanname dat het voordeel groter is dan de gemaakte kosten moet wel worden gemaakt. Een zwakte is dat deze kosten niet onder de invloed van marktwerking staan.

Ad 2. Het potentieel gedrag op de directe markten

Daarbij gaat het om twee indicatoren, te weten:

- Vervangingskosten. De vervangingskosten zijn de kosten om natuurlijke bronnen te vervangen. In principe gaat het hier over identieke natuurlijke bronnen. De vervanging kan ook plaatsvinden door natuurlijke bronnen die een gelijkwaardige output hebben. De kosten hiervan dienen dan als een benadering van de vervangingskosten.
- Schaduwprojecten. De schaduwprojecten worden ontwikkeld om de milieuschade door het eigenlijke project te compenseren. Deze schaduwprojecten zorgen voor

duurzaamheid op projectniveau. De kosten van deze schaduwprojecten geven de schade van het eigenlijke project weer.

Ad 2. Waardering op afgeleide markten

Vaak zijn marktdata niet direct bruikbaar voor de waardering van de milieu-effecten. Maar er zijn wel data voorhanden die kunnen dienen als input voor berekeningen, om alsnog tot een waardering van de milieu-effecten te komen, zoals:

- reiskosten. De reiskosten naar een natuurpark kunnen de vraag naar natuur weergeven. Deze kosten geven aan hoeveel individuen bereid zijn te betalen voor het genieten van natuur. Deze kosten zijn de som van de reiskosten, entreegelden en de opportunity-kosten van de doorgebrachte tijd;
- vastgoedprijzen. De lucht- en waterkwaliteit wordt impliciet in de waarde van onroerend goed meegenomen. Door de onroerend goed waardes te vergelijken kan men de lucht- en waterkwaliteit waarderen. Hierbij moet wel de verschillende faciliteiten verdisconteren, zoals de nabijheid van scholen. De marginale WTP voor een schonere leefomgeving wordt weergegeven in een hogere waarde van het onroerend goed;
- loonverschillen. Hierbij wordt er van uitgegaan dat er extra risicopremie wordt betaald voor het werken in vervuilde of gevaarlijke omgevingen. De aanname van een perfecte arbeidsmarkt ligt hieraan ten grondslag;
- waarden van substituten. Wanneer er geen marktprijs van een goed is, dan kan het zo zijn dat er wel een marktprijs van substituuut bestaat. Deze prijs kan dan als een benadering dienen.

Ad 3. Waardering via simulaties

Hierbij staan enquêtes en marktonderzoek centraal. Wanneer er geen marktinformatie voor handen is, dan kan men marktonderzoek of marketingexperimenten uitvoeren. Hierbij wordt onderzoek gedaan naar WTP en WTA van natuurlijke bronnen.

Het is op basis van expert-opinies milieu-invloeden te waarderen. Hiervoor is de Delphi-methode een geschikte methode.

Bijlage 2 Informatiebehoefte MKBA

Een welvaartseconomische beoordeling van een plan kan alleen plaatsvinden, door te kijken naar de effecten die een plan teweeg zou brengen. De effecten van een plan in vergelijking met het laten voortbestaan van de huidige situatie, zijn te onderscheiden in een verandering in de kosten van de inzet van de productiefactoren en een verandering in de mate waarin de voortgebrachte goederen voorzien in maatschappelijke behoeften. Hierbij is het gebruikelijk indicatoren te gebruiken met betrekking tot de verandering in de omvang van de inzet van de productiefactoren en de met die inzet gerealiseerde beloning, dat wil zeggen de toegevoegde waarde. Deze indicatoren kunnen voor zover gewenst worden gespecificeerd naar actorgroep, regio en periode. De welvaartseconomische indicator voor de beoordeling van een plan heeft in zijn meest algemene zin daarom de volgende gedaante:

mutatie in (toegevoegde waarde + externe effecten)

mutatie in (inzet productiefactoren x rekenprijs (gulden per eenheid))

Op grond van het bovenstaande is de behoefte aan gegevens voor de bepaling van economische effecten van een plan bepaald.

Naast gegevens over de mutaties is informatie nodig met betrekking tot de huidige situatie. Zo is de waardering van de inzet van arbeid bijvoorbeeld afhankelijk van de omvang van de werkloosheid en is de waardering van natuur afhankelijk van de totale hoeveelheid natuur in een bepaald gebied.

In figuur B2.1 zijn de benodigde gegevens op een rij gezet. Tevens is daarbij aangegeven op welke wijze in deze gegevensbehoefte zou kunnen worden voorzien.

Gegevensbehoefte	Gegevensvoorziening
<i>M.b.t. huidige situatie:</i>	
Inzet productiefactoren (per bedrijfstak, per regio en periode): Arbeid (mensjaren) Grond (hectares) Kapitaal (geïnvesteed vermogen in gebouwen e.d.)	CBS-statistieken en andere statistieken; ontsloten via het ruimtelijk-economisch informatiesysteem van LEI (REM-Info)
Beloning productiefactoren (per bedrijfstak, per regio en periode): - Toegevoegde waarde - Correctie a.g.v. externe effecten	idem; onderdeel externe effecten vooral kwalitatief in beeld te brengen.
<i>M.b.t. effecten plan:</i>	
Mutatie in inzet productiefactoren (per bedrijfstak, per regio en periode)	case-specifiek onderzoek
Rekenprijs per productiefactor	CBS-statistieken
Mutatie in volume van voortbrenging goederen Natuurproducten (biodiversiteit, rust, hout, riet, e.d.) Landbouwproducten Recreatievoorzieningen Bescherming tegen wateroverlast Woonvoorzieningen	case-specifiek onderzoek
Waardering ('prijzen') van voortgebrachte goederen	prijzstatistieken voor producten met markten en waarderings-studies voor ongeprijsde producten

Figuur B2.1 Gegevensbehoefte en gegevensvoorziening