



Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebieds- ontwikkeling

Beleidsstudies

Natuureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling

F.J. Sijtsma, A. van Hinsberg, S. Kruitwagen, F.J. Dietz

Natureffecten in de MKBA's van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling

© Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), juni 2009

PBL-publicatienummer 500141004

Contact: F.J. Dietz; frank.dietz@pbl.nl

U kunt de publicatie downloaden van de website www.pbl.nl of opvragen via reports@pbl.nl onder vermelding van het PBL-publicatienummer.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Planbureau voor de Leefomgeving, de titel van de publicatie en het jaartal.'

Het Planbureau voor de Leefomgeving is hét nationale instituut voor strategische beleidsanalyses op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van het strategische overheidsbeleid door een brug te vormen tussen wetenschap en beleid en door gevraagd en ongevraagd, onafhankelijke en wetenschappelijk gefundeerd, verkenningen, analyses en evaluaties te verrichten waarbij een integrale benadering voorop staat.

Vestiging Bilthoven
Postbus 303
3720 AH Bilthoven
T: (030) 274 2745
F: (030) 274 4479

Vestiging Den Haag
Postbus 30314
2500 GH Den Haag
T: (070) 328 87 00
F: (070) 328 87 99

E: info@pbl.nl
www.pbl.nl

Voorwoord

In dit rapport wordt een methode beschreven om met 'zwakke waarden', zoals de effecten van wegaanleg of stadsuitbreiding op de natuur, in maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA's) om te gaan. Deze methode is ontwikkeld op verzoek van de Interdepartementale Commissie voor Ruimtelijke Economie (ICRE). De aanleiding is dat de ICRE plannen voor integrale gebiedsontwikkeling moet beoordelen in het kader van de *Nota Ruimte* en het hiervoor gereserveerde rijksbudget. Bij deze beoordelingen wordt gebruik gemaakt van MKBA's. Daarin bleek de tekortschietende informatie over onder andere natuureffecten van projecten een probleem voor de besluitvorming. De door het PBL ontwikkelde methode vermindert dit informatietekort.

De in dit rapport beschreven methode maakt gebruik van de informatie over natuureffecten uit de Milieu Effect Rapportage (MER). Een voorwaarde voor succesvol toepassen van de voorgestelde methode is daarom dat de projectalternatieven die in de MER en de MKBA worden beschouwd beter op elkaar worden afgestemd. Of besluitvormingsprocessen baat hebben bij de methode die beter informeert over de gevolgen van projecten, moet na verloop van tijd worden geëvalueerd.

De auteurs danken de ambtelijke begeleidingscommissie en de klankbordgroep van deskundigen voor hun constructieve commentaar op eerdere versies van dit rapport.

Inhoud

- Voorwoord 5
- 1 Inleiding 9
- 2 Natuureffecten in MKBA's: de huidige praktijk 11
- 3 Lessen uit de MKBA-praktijk 15
- 4 Natuureffecten hanteerbaar maken in een MKBA 17
- 5 Toepassing van de soortengewogen natuurwaarde-indicator in een MKBA 21
- 6 Samenvatting en conclusies 25
- Bijlage 1 Wat kenmerkt evaluatie van integrale gebiedsontwikkeling: een samenvatting 27
- Bijlage 2 Analyse van lastig inpasbare effecten in MKBA's voor integrale gebiedsontwikkeling: een samenvatting 29
- Bijlage 3 Achtergrondinformatie bij de berekening van de NI^{SG} 31
- Bijlage 4 Natuurwaarden nader bekeken 34
- Literatuur 36
- Colofon 37

Inleiding



De maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) is een krachtig evaluatie-instrument dat in Nederland vooral rond de evaluatie van infrastructuurprojecten methodologisch sterk is ontwikkeld en diep is ingebed in het beleidsproces (Eijgenraam et al., 2000). Recent heeft de MKBA een belangrijke rol gekregen bij de toetsing van breder ruimtelijk beleid, met name rond investeringsbeslissingen voor projecten in het kader van de *Nota Ruimte*. Zo heeft de Tweede Kamer in 2006 als voorwaarde voor toekenning van rijksmiddelen uit het Fonds Economische Structuurversterking gesteld dat het project een positieve MKBA heeft.¹

Mede als gevolg hiervan is de maatschappelijke wenselijkheid van een groot aantal projecten voor integrale gebiedsontwikkeling getoetst met behulp van een MKBA.² De toepassing van de MKBA-techniek voor de ex-ante evaluatie van projecten in het kader van integrale gebiedsontwikkeling (IGO) kent echter enkele problemen.³ Zo maakt het meervoudige karakter van deze projecten het niet eenvoudig een nulalternatief correct en betekenisvol te formuleren; dit geldt ook voor projectalternatieven. Een IGO-project is namelijk bedoeld om meerdere problemen in een gebied simultaan en in samenhang het hoofd te bieden; het streeft tegelijkertijd doelen na op verschillende (beleids)terreinen, zoals woningbouw, bedrijventerreinen, natuurontwikkeling, verbetering van de bereikbaarheid en waterberging. Problematisch is ook dat voor IGO-projecten het lokale of regionale gebiedsperspectief centraal staat, terwijl voor de toekenning van rijksmiddelen in de regel een beoordeling van het project op nationale schaal vereist is. Op lokaal niveau belangrijke baten kunnen op nationaal niveau marginaal lijken of buiten het projectgebied mogelijk tot (indirecte) kosten leiden. Een laatste hier te noemen probleem bij het gebruik van de MKBA-techniek voor de ex-ante evaluatie van IGO-projecten is de kwantificering (het meten) en monetarisering (het waarderen) van wat wel 'zwakke waarden' worden genoemd. Meer specifiek gaat het dan om de vraag hoe zichtbaar kan worden gemaakt welk belang mensen hechten aan (veranderingen in) natuur

en milieu, landschap, cultuurhistorie en sociale cohesie.⁴ De voorliggende rapportage betreft de omgang met 'zwakke waarden' in de systematiek van de MKBA.

Van de term 'zwakke waarden' kan de verkeerde suggestie uitgaan dat het minder belangrijke waarden betreft dan de blijkbaar ook aanwezige 'sterke' waarden. Bedoeld is dat sommige waarden of voorkeuren in een MKBA structureel zwak doorklinken bij het systematisch in kaart brengen van de positieve en negatieve effecten van een project of beleid. Deze effecten blijken ófwel slecht meetbaar in fysieke termen (of worden slecht gemeten), ófwel moeilijk te monetariseren omdat marktprijzen of schaduwrijzen ontbreken. Het zijn met andere woorden projecteffecten die in de systematiek van de MKBA slecht inpasbaar zijn. In plaats van de term 'zwakke waarden' is in dit rapport daarom gekozen voor (voluit) 'lastig binnen de MKBA meetbare en/of monetariseerbare effecten', ofwel (kort geformuleerd) 'lastig inpasbare effecten'.

Dit rapport beperkt zich tot de vraag hoe in MKBA's wordt omgegaan met een deel van de lastig inpasbare effecten, te weten de effecten op de natuur. Onderzocht is:

- Welke informatie ten grondslag ligt aan de momenteel uitgevoerde MKBA's voor IGO's;
- Of betere informatievoorziening over de effecten op de natuur van het voorgenoemde project mogelijk is;
- Op welke manier meer en betere informatie over de natuureffecten inpasbaar is in de MKBA-systematiek, ook als deze niet of slecht gemonetariseerd kan worden.

Om deze vragen te kunnen beantwoorden, wordt in hoofdstuk 2 geanalyseerd op welke manier natuureffecten in verschillende MKBA's worden behandeld. De daaruit in hoofdstuk 3 getrokken lessen, vormen de opstap voor een alternatieve manier om informatie over de natuureffecten hanteerbaar te maken in besluitvormingsprocessen (hoofdstuk 4).⁵ Hoe dat de MKBA verandert, is het onderwerp van hoofdstuk 5. Hoofdstuk 6 bevat de belangrijkste conclusies.

1 Tweede Kamer, vergaderjaar 2006–2007, 30 800 D, nr. 6 (16 oktober 2006).

2 Een kleine greep: het opknappen van de Scheveningse boulevard, de stedelijke herstructurering van Apeldoorn en Den Bosch, de versterking van de Hollandse Waterlinie, recreatienatuur bij Waterdunen, bedrijventerreinen in de Hoeksche Waard en Venlo Klavertje Vier.

3 Deze problemen zijn geïnventariseerd op basis van een aantal kenmerkende gebiedsontwikkelingsprojecten (zie Bijlage 1).

4 Bijlage 4 geeft een overzicht van de verschillende gebruiks- en niet-gebruikswaarden van natuur en de moeilijkheden om de betalingsbereidheid hiervoor te achterhalen.

5 Aangenomen is dat naast dit alternatief de huidige toetsing nodig voor de beoordeling van effecten in het kader van de Flora- en Faunawet en/of de Natuurbeschermingswet blijft bestaan.

Natuureffecten in MKBA's: de huidige praktijk

In de huidige praktijk van MKBA's¹ van gebiedsontwikkelingsprojecten vinden lastig inpasbare natuureffecten op drie manieren hun weg naar de eindtabel van de MKBA: als PM-post, gemonetariseerd en op ordinale schaal gewaardeerd. De eerste twee manieren komen het meest voor, de derde slechts incidenteel. Om scherp zicht te krijgen op de concrete werkwijze die gebruikelijk is bij deze drie typen van behandeling, wordt ingezoomd op drie projectevaluaties en de wijze waarop natuureffecten daarin zijn behandeld. De besproken casestudies zijn zo geselecteerd dat deze representatief en informatief zijn voor de huidige evaluatiepraktijk: ze weerspiegelen de 'state of the art' binnen Nederlandse MKBA's. Het gaat hierbij zonder uitzondering om correct opgestelde MKBA's door bureaus met een stevige MKBA-expertise. De te bespreken cases zijn:

- Recreatie-natuur Waterdunen bij Breskens (Decisio, 2006);
- Functie volgt waterpeil in het Veenweidegebied (Witteveen en Bos/Ecorys, 2006);
- Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9) (Decisio en Bureau Louter, 2005; Decisio en 4 Cast, 2006).

Natuureffect als PM-post: weinig informatief

In de buurt van Breskens in Zeeland moet de kustverdediging op peil worden gebracht; dit is het nulalternatief in de MKBA van het gebiedsontwikkelingsproject Waterdunen. In de projectalternatieven van Waterdunen worden de opties voor meer veiligheid nog wat vergroot, en wordt vooral meer natuur aangelegd in combinatie met hoogwaardige recreatie. De MKBA van Waterdunen (Decisio, 2006) bevat drie projectalternatieven, te weten Gevarieerd, Aangepast en Natuurlijk Waterdunen, die vooral verschillen in het soort natuur. De eindtabel van de MKBA laat voor het effect op de biodiversiteit een positieve PM-post zien. Het gaat hier om de bijdrage van de projectalternatieven aan de natuurwaarde van het Westerschelde-estuarium. Dit estuarium is aangewezen als Natura 2000-gebied, onder andere vanwege de zeldzame

¹ Voor dit onderzoek is een representatieve set van recente casestudies verzameld (zie Bijlage 2), zijn representatieve projecten voor Integrale Gebiedsontwikkeling evaluatief geanalyseerd (zie Bijlage 1) en is geput uit de lopende ervaringen met beoordelingen van projecten in het kader van de Nota Ruimte door CPB en PBL.

zoet-zout gradiënten. De omvang van dit positieve effect is in de MKBA verder niet bepaald.

Alle drie de beleidsalternatieven hebben in de MKBA dezelfde (positieve) PM-post. Toch verschillen de alternatieven met betrekking tot de natuurinvulling. Bovendien is in de natuurtoets en in de milieu-effectrapportage (MER) (Oranjewoud, 2006) uitgebreide informatie beschikbaar over welke soorten (onder andere blauwe zeedistel, tureluur) in welke mate zullen profiteren van de verschillende alternatieve invullingen. De MER onderscheidt bij het natuureffect zeven subcriteria waarop met ordinale plussen en minnen is gescoord. Gewogen aggregatie leidt tot een totale '++' score voor de variant Natuurlijk en een '+/++' score voor de twee andere varianten.² Deze nuance in de direct beschikbare informatie over het natuureffect is verdwenen in de PM-posten van de MKBA. Dit natuureffect blijft daarmee buiten het overzicht van alle projecteffecten dat de MKBA moet bieden.

Natuureffecten gemonetariseerd: snel schaatsen op dun ijs

De waterhuishouding in Nederland wordt in het algemeen afgestemd op landgebruiksfuncties: het waterpeil volgt de functie. Dit leidt echter tot voortdurende bodemdaling die problematisch kan zijn. De MKBA Veenweidegebied gaat na of er voor het westelijk veenweidegebied alternatieven zijn waarbij de functies zich aanpassen aan het waterpeil. Dit leidt in het algemeen tot een *verhoging* van de huidige waterpeilen. Landbouwkundig en ander gebruik moet zich daaraan aanpassen.

² In de MER (p. 141) is geconcludeerd dat de variant 'Natuurlijke Waterdunen vooral gunstig uitpakt voor watervogels, waarmee het merendeel van de natuurwinst wordt behaald'. Over de andere projectalternatieven zegt de MER (p. 142): 'Met Gevarieerd Waterdunen en Aangepast Waterdunen is ook aanzienlijke natuurwinst te behalen maar hoogstandjes zullen er veel minder aanwezig zijn. (...) Gevarieerd en Aangepast Waterdunen verschillen qua natuurwinst weinig van elkaar'.

De MKBA is opgebouwd rond drie voorbeeldgebieden:

1. Krimpenerwaard;
2. Wormer- en Jisperveld;
3. Groot Wilnis-Vinkeveen.

Voor alle drie de gebieden zijn naast het nulalternatief van bestaand beleid steeds twee alternatieven uitgewerkt met hogere waterpeilen. Alternatief 2 heeft het hoogste waterpeil (en dus veel natte natuur). In deze MKBA zijn alle posten gemonetariseerd. Dat geldt ook voor de natuureffecten, en meer in het bijzonder voor de verervingswaarde³ van de aanwezige biodiversiteit.

Voor de bepaling van de batenpost 'verervingswaarde biodiversiteit' is uitgegaan van een kengetal van 5 euro per huishouden per jaar. Het bedrag is volgens de MKBA gebaseerd op eerder en elders verricht onderzoek naar de betalingsbereidheid, ofwel de 'willingness to pay' (WTP), alsook op de lidmaatschapsbijdragen aan provinciale landschappen. Voor de ervaringen met ander WTP-onderzoek is verwezen naar Ruijgrok et al. (2004): de in opdracht van het ministerie van LNV gemaakte *Kentallen waardering natuur, water, bodem en landschap*.⁴

Vanwege de populariteit in Nederland van de kengetallenbenadering bij de MKBA en van het kentallenboek in het bijzonder, loont het de moeite om de onderbouwing voor dit getal beter te bekijken. Het kentallenboek noemt drie studies die betrekking hebben op veenweidegebied. De studies zijn gedaan in respectievelijk 1993, 1994 en 1995.

Het onderzoek uit 1993 laat zien dat de WTP voor natuurbehoud in veenweidegebieden (omgerekend) circa 49 euro per huishouden bedroeg. Dit onderzoek heeft echter specifiek betrekking op agrarisch natuurbeheer. Bij alternatieven waarin de functie het waterpeil volgt, gaat juist veel landbouwgrond teloor. Daarom is dit getal niet bruikbaar in de huidige MKBA Veenweidegebied. Uit het onderzoek uit 1994 komt een WTP van 13 euro per huishouden per jaar om achteruitgang van natuur in veenweidegebieden te keren. In dit onderzoek is aangenomen dat heel Nederland meebetaalt aan de kosten van maatregelen om die achteruitgang te keren, en niet alleen de bewoners van het gebied.⁵ Dit maakt de uitkomst ongeschikt om hier als kengetal te dienen. In de studie uit 1995 is een WTP van 27 euro per huishouden per jaar gevonden. Deze blijkt echter uitsluitend te berusten op natuurbeheersmaatregelen door boeren, waardoor de

gevonden betalingsbereidheid ongeschikt is als kengetal voor de waardering van de alternatieven waarin de functie het peil volgt.

Voor het aantal huishoudens dat bereidheid tot betalen heeft, geeft het kentallenboek aan dat het ruimtelijk schaalniveau dan wel de bepaling van de relevante impactpopulatie erg problematisch is: 'een methode voor het bepalen van de populatieomvang waarmee de gevonden betalingsbereidheid vermenigvuldigd kan worden ontbreekt' (Ruijgrok et al., 2004: 67). In de MKBA Veenweidegebied is voor de Krimpenerwaard uitgegaan van 5.000 huishoudens die de natuur belangrijk vinden, voor Wormer- en Jisperveld gaat het om 5.790 huishoudens, en voor Groot Wilnis-Vinkeveen om 13.500 huishoudens. Dit zijn allemaal binnen het gebied gesitueerde huishoudens. De achterliggende impactpopulaties in het kentallenboek verschillen hier sterk van. De studie uit 1994 is een onderzoek onder studenten. Voor 70% van deze studenten waren de natuurwaarde en de natuurproblematiek van de veenweidegebieden vrijwel geheel nieuw (Hoevenagel, 1994: 156). Dit is een geheel andere populatie dan de bevolking in het veenweidegebied! Ook de impactpopulatie in de studie uit 1995 is slecht vergelijkbaar met die van de MKBA in het veenweidegebied. De in 1995 gehouden enquête ondervroeg een steekproef van mensen uit geheel Zuid-Holland, en een deel uit Friesland en Limburg.

De combinatie van een slecht onderbouwd kengetal en een lastig te bepalen impactpopulatie geeft al met al een weinig informatief eindresultaat. In het getal zit geen enkele specifieke informatie verwerkt⁶, noch over de concrete natuurveranderingen die worden voorgesteld, noch over de mogelijke preferenties hierover van relevante huishoudens (Bateman et al., 2006; Hanley et al., 2003; De Blaeij en Van der Heide, 2008). Voor beide alternatieven (in de drie gebieden) zijn de getallen voor de verervingswaarde van de biodiversiteit dan ook gelijk: 1,2 miljoen euro als netto contante waarde (NCW) voor beide alternatieven in Groot Wilnis-Vinkeveen.⁷ Deze uitkomst laat zich slecht rijmen met het feit dat de alternatieven in natuurwaarde sterk verschillen.

3 De verervingswaarde is het belang dat mensen hechten aan het nalaten van een goed voor nakomende generaties. Het gaat hier om de betalingsbereidheid om toekomstige generaties van een bepaalde hoeveelheid natuur van een zekere kwaliteit te verzekeren. Dit is een voorbeeld van een zogenaamde niet-gebruikswaarde. Bijlage 4 geeft een overzicht van de verschillende gebruiks- en niet-gebruikswaarden van natuur en de moeilijkheden om de betalingsbereidheid hiervoor te achterhalen.

4 Het getal van 5 euro per huishouden is niet direct terug te vinden. De kentallenhandleiding beveelt overigens aan een dergelijke 'zeer ruwe schatting' die gebaseerd is 'op weinig en bovendien oude metingen' niet binnen een KBA te gebruiken, maar alleen binnen een kentallen KBA "zeker niet wanneer biodiversiteit een belangrijk effect is van uw project" (Ruijgrok et al., 2004: 68).

5 'Iedereen in Nederland moet de kosten van deze maatregelen dragen' (Hoevenagel, 1994: 247; cursivering in originele enquête).

6 Vergelijk Sugden (2005) over de problemen met gebrek aan projectspecificiteit van effectscores bij het samenbrengen van monetaire en andere scores.

7 Over de lastige interpretatie van 'contingent valuation'-uitkomsten is veel literatuur verschenen (zie Brouwer, 2000; Sijsma, 2006). Omdat het gaat om een hypothetische markt en dus om hypothetisch geld is niet helder waar het bedrag mee vergeleken moet worden. Omdat burgers niet gewoon zijn te betalen voor biodiversiteit, mag het bedrag uit de MKBA Veenweidegebied van 1,2 miljoen euro een flink bedrag lijken. Maar in vergelijking met andere, even hypothetische markten, is het misschien maar heel weinig. Zo hadden Nederlanders voor aanvang van het EK voetbal 2008 gemiddeld 30 euro per persoon (!) over voor een EK-titel van het Nederlands voetbalelftal. Dit is een niet-gebruikswaarde die vóór de ondervraging daarnaar onbekend was en bovenop kaartjesverkoop, uitzendrechten van de televisie en verkoop van gadgets en dergelijke komt. Het bedrag is meer dan tien keer zo groot als het bedrag dat personen in de Krimpenerwaard in 2008 over hebben voor de verervingswaarde van biodiversiteit in het Veenweidegebied. Dit illustreert de lastige interpreteerbaarheid van onderzoeksuitkomsten over hypothetische markten.

Natureffecten ordinaal gemeten: weinig onderbouwde schaling en weging

In de kosten-batenanalyse van de Planstudie Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9) worden drie hoofdalternatieven onderzocht om de congestie aan de zuid-oostkant van Amsterdam te verminderen:

1. *Nulplusalternatief*: een landelijk systeem van beprijzing van het wegverkeer.
2. *Stroomlijnalternatief*: uitbreiding van de bestaande rijkswegen A1/A6/A9/A10 in de regio, waaronder aanpassing van de Gaasperdammerweg, bovengronds dan wel verdiept.
3. *Verbindingsalternatief*: een nieuwe verbinding om de A6 en de A9 rechtstreeks op elkaar aan te sluiten, bovengronds dan wel in een korte boortunnel. Tevens worden overige wegen in het studiegebied uitgebreid.

Voor het tweede en het derde alternatief zijn in de MKBA twee varianten onderscheiden, waardoor in totaal vijf alternatieven zijn onderzocht. De eindtabel van de MKBA laat zien dat er 14 'slecht inpasbare' externe effecten zijn, waaronder de natureffecten.⁸ De aggregatie van deze 14 effecten slaat uiteindelijk neer in een PM-post bij de NCW van de monetariseerbare effecten.⁹ De natureffecten van verschillende alternatieven worden het vaakst met een 0/- score beoordeeld.¹⁰

De resultaten van de niet-gemonetariseerde posten en dus ook van de natureffecten zijn overgenomen uit de MER (Grontmij, 2005). Bij de natuur zijn 14 onderliggende aspecten beoordeeld, die zijn gegroepeerd in vier hoofdgroepen: vernietiging, verstoring, verdroging, versnippering – ook wel de *ver*-thema's genoemd. De aggregatie van deze 14 aspecten die in de MKBA-eindtabel wordt getoond, is het resultaat van een gewogen aggregatie, waarbij elk deelaspect een relatief gewicht gekregen heeft. De gewichten zijn door 'expert judgement' vastgesteld.

Het toekennen van gewichten is de kern van evalueren binnen de multicriteria-analyse (MCA). Het is een krachtig maar ook subtiel proces. Voor integratie binnen de MKBA is natuurlijk van belang of de aggregatie past in deze systematiek van evalueren, en aansluit bij de best beschikbare kennis binnen de MCA. Dat is niet het geval. De gewichtentabel laat zien dat binnen het deelaspect 'vernietiging' het criterium 'Ruimtebeslag op Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebied' een hoge prioriteit krijgt, namelijk de helft van het gewicht. Inspectie

8 Eigenlijk is dan sprake van een 'meervoudig rekeningenstelsel' (Stolwijk, 2004).

9 Er is in de MKBA Schiphol-Amsterdam-Almere geen aggregatie gemaakt van de 14 niet gemonetariseerde externe effecten. Het feit dat het nulplusalternatief ook ten aanzien van de externe effecten een sterke dominantie heeft, komt niet tot uitdrukking in een eindscore. Dat wordt aan de oplettende 'tabel-lezer' overgelaten. Een dergelijke aggregatie zou bijvoorbeeld binnen een techniek als de Evamix-methode eenvoudig kunnen worden uitgevoerd (Voogd, 2004). In ieder geval zou een concordantie-achtige MCA-analyse deze sterke dominantie helder aan het licht brengen (Hellendoorn, 2001; Sijtsma, 2006).

10 De 14 externe effecten zijn gescoord op een ordinale zevenpuntschaal: --, -, 0/-, 0, 0/+, + en ++, waarbij de tekens de volgende verbale betekenis hebben: ++ is een groot positief effect; + is een positief effect; 0/+ is een beperkt positief effect; 0 is geen of vrijwel geen effect; 0/- is een beperkt negatief effect; - is een negatief effect; -- is een groot negatief effect.

van de effectentabel laat echter zien dat alle alternatieven hier gelijk op scoren: geen van de alternatieven legt ruimtelijk beslag op Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden. Daarmee dient het criterium te vervallen, want criteria zijn beslissingrelevante 'assen' waarop de alternatieven zich onderscheiden¹¹. In MKBA-terminen: de projectalternatieven zijn hier gelijk aan het nulalternatief. Ook het criterium 'verdroging' laat iets vergelijkbaars zien en kan dus vervallen. Dat is in deze MKBA echter niet gebeurd: de scores van de irrelevante criteria tellen nog steeds mee in de aggregatie.¹²

Een manier om dit te ondervangen is meer nadruk leggen op het belangrijkste criterium of op de belangrijkste criteria (Yoon en Hwang, 1995; Sijtsma, 2006). Wat zou een dergelijke 'opheldering' in dit geval betekenen? Het belangrijkste criterium is zonder meer aantasting (geen vernietiging, daarvan is geen sprake) van Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden. De geaggregeerde natuurscores zouden dan in ieder geval veel geprononceerder worden en in plaats van 0/- vooral -/-scores laten zien.

11 Vergelijk Bouyssou (1990). Bouyssou noemt een criterium een instrument dat de vergelijking van alternatieven mogelijk maakt volgens een bepaald gezichtspunt, of, vanuit een meer 'operational' standpunt, dat wil zeggen op basis van een aparte 'betekenis-as' (Sijtsma, 2006: 98).

12 Daarnaast is de kracht van de verschillen tussen de criteria afgezwakt door de schaling met te weinig nadruk op bereikbare maxima. Dit is een aandachtspunt omdat een belangrijke regel in de multicriteria-analyse is dat, bij de schaling van de criteria, voor elk criterium de uiterste waarden denkbaar, of reëel bereikbaar moet zijn (Bana E Costa, 2001). De achtergrond hiervan is dat de schaling van criteriumscores nauw samenhangt met de weging van criteria (Sijtsma, 2006). Veronachtzaming van deze samenhang leidt er toe dat gewichten worden gegeven zonder precies te weten wat de impactscore is. Dit noemt Keeney 'the most common critical mistake' in Multi-Criteria Analysis (Keeney, 1992: 147).

Lessen uit de MKBA-praktijk

3

Het belang van informatie en aggregatie

MKBA's ondersteunen de besluitvorming door de effecten van een project vooraf in kaart te brengen. Naarmate hierover meer bekend is, neemt de onzekerheid over de aard en de omvang van de te verwachten projectgevolgen bij de beslissers af. Zij hoeven dan alleen nog af te wegen of deze gevolgen de projectinvestering waard zijn. Informatie over de projecteffecten is echter niet kosteloos. Daarom zal doorgaans minder informatie over de projecteffecten bijeen worden gebracht dan feitelijk mogelijk is. Welk informatieniveau beslissers nastreven, is afhankelijk van hun perceptie op de gevolgen van een verkeerde beslissing en hun risicohouding.

Voor de bepaling van de natuureffecten speelt dit informatie-optimalisatieprobleem geen rol. In de onderzochte gevallen zijn in milieu-effectrapportages (MER) namelijk de te verwachten natuureffecten al in kaart gebracht. De informatierijkdom in deze rapportages is echter zo groot dat dit beslissers belemmert in de besluitvorming. Het project zal nu eenmaal tot veranderingen in de natuur leiden, waardoor sommige soorten in aantal afnemen, terwijl andere juist meer gaan voorkomen. Dit geldt ook voor de onderscheiden varianten van het project. Tast het voorgenomen project de natuur in het gebied nu per saldo aan, of niet? Dat hangt in ieder geval af van de veerkracht die het vigerende ecosysteem heeft voor de drukfactoren die het project veroorzaakt. En kan de keuze voor een bepaalde projectvariant de druk op de natuur minimaliseren? Doet deze projectvariant dan niet te veel afbreuk aan de andere doelen waarvoor het project is bedoeld? Kortom, de hoeveelheid informatie kan beslissers snel boven het hoofd groeien en heldere besluitvorming in de weg gaan staan.

Aggregatie is een manier om de beschikbare informatie hanteerbaar te maken voor beslissers. Zo worden de emissies van verschillende broeikasgassen, zoals methaan, lachgas en gehalogeneerde koolwaterstoffen uitgedrukt in equivalenten CO₂, het meest bekende broeikasgas. Aggregatie moet wel transparant en naspeurbaar gebeuren, anders kunnen beslissers de aangeleverde informatie niet meer vertrouwen. Als aggregatie wordt gecombineerd met standaardisatie, zijn de effecten die verschillende projecten of varianten van een project genereren, met elkaar vergelijkbaar. Om deze reden worden de verschillende broeikasgassen gewogen naar

de mate waarin een gewichtseenheid ervan bijdraagt aan het broeikaseffect. Het aantal tonnen CO₂-equivalenten dat project X veroorzaakt, kan dan worden vergeleken met het aantal tonnen CO₂-equivalenten dat project Y veroorzaakt. Op deze manier tast aggregatie de informatierijkdom niet aan; desaggregatie naar de onderliggende detailinformatie blijft immers steeds mogelijk.

In een MKBA gaat de beslissingsvoorbereiding nog een stap verder. In beginsel wordt de (positieve en negatieve) waardering zichtbaar gemaakt die individuele agenten hebben voor de verschillende projecteffecten. Die individuele waarden worden voor de gehele door het project 'gemaakte' bevolking bijeengenomen, waarna ongewogen saldering een maat is voor het maatschappelijk rendement van investeren in dit project. Daarmee biedt een MKBA uitzicht op maximale aggregatie van informatie, zonder dat deze informatie wordt aangetast. In welke mate dat in de onderzochte MKBA's het geval is, wordt nu besproken.

Onderzochte MKBA's zijn weinig informatief over natuureffecten

De behandeling van natuureffecten in de onderzochte MKBA's leert het volgende. De PM-scores zijn weinig informatief. Het gebruik van een PM-post kan evaluatief alleen gerechtvaardigd worden bij gebrek aan (kwantificeerbare) informatie. Daarvan is in de onderzochte gevallen geen sprake. Een PM-post voor natuureffecten is dan een evaluatief zwaktebod.

In de MER zijn de natuureffecten geëvalueerd met een ordinale natuurscore. Deze kunnen in de eindtabel van de MKBA worden toegevoegd. Toch blijft dan nog veel te wensen over. De aggregatie van onderliggende aspecten blijkt enkel op 'expert judgements' te berusten. Bovendien geeft het eindresultaat van de ordinale plussen en minnen geen houvast voor vergelijking tussen sterk verschillende projecten. Van verbetering ten opzichte van het gebruik van PM-posten is daarom nauwelijks sprake.

Het is opmerkelijk dat de kennis over de effecten op de natuur van het voorgenomen project die in de MER zijn verzameld, vaker niet dan wél worden gebruikt in een MKBA. De projectalternatieven in de MER en de MKBA zijn doorgaans niet op elkaar afgestemd. Zo wordt de in de MER-procedure

verplichte Meest Milieuvriendelijke Alternatief (MMA) in de MKBA niet meegenomen.

In de MKBA-literatuur wordt de 'contingent valuation'-methode (CV-methode), waarop de monetaarisering voor niet-gebruikswaarden veelal direct of indirect (via kengetallen) rust, als het belangrijkste instrument gezien om natuureffecten te monetaariseren. De onderzochte praktijk dwingt echter tot bescheidenheid. Weliswaar staan er bij monetaarisering euro's in een eindtabel, maar nauwkeurige beschouwing laat zien dat de bedragen niet zijn onderbouwd. Opvallend is dat de uiteindelijke waardering niet specifiek voor het project is bepaald, in de zin dat niet of nauwelijks een relatie is gelegd tussen de specifieke natuurkwaliteit en de waardering ervan. Bovendien moet tamelijk diep worden gegraven om erachter te komen dat de gepresenteerde eindresultaten getallen zijn zonder relevante empirische basis.

Als de natuureffecten worden geëvalueerd op basis van empirisch slecht onderbouwde dan wel uit een geheel andere context gehaalde kengetallen, is de MKBA weinig informatief. Anders dan de beter te monetaariseren posten zijn de lastig inpasbare natuureffecten geen informatierijke aggregaties; desaggregatie is derhalve ook niet mogelijk.¹ Dit verhindert de vergelijking van verschillende projecten, terwijl dit in het algemeen de grote kracht is van een gestandaardiseerde en desaggregeerbare MKBA.² Het saldo van een MKBA bij het ene project kan impliciet of expliciet worden vergeleken met het saldo van een ander project. De beslisser of gebruiker van de evaluatie is hierdoor beter in staat de uitkomsten te plaatsen en te interpreteren. Doordat deze mogelijkheid voor natuureffecten vaak ontbreekt, wordt de MKBA als evaluatie-instrument onevenwichtig. Net als bij de PM-posten is deze situatie extra schrijnend omdat informatie over natuureffecten wél voorhanden is.

De waardering van projectspecifieke natuureffecten is beter met een CV-studie te identificeren dan met hiervoor ongeschikte kengetallen. Dergelijke CV-studies zijn in het algemeen duur en tijdrovend. Daarom worden deze slechts selectief toegepast. Daarnaast blijven er verschillende fundamentele problemen kleven aan de inzet van CV-studies voor natuureffecten. Zo blijken dergelijke waarderingstudies in belangrijke mate instrumenteel te zijn in de *preferentievorming* van de impactpopulatie in plaats van dat deze gegeven preferenties identificeren (zie Hoevenagel, 1994; Dietz, 2000; Fisschoff, 1991; Brouwer, 2000).

1 Vergelijk Wiertz (2005): 'Idealiter kan men een graadmetersysteem op verschillende hiërarchische niveau's aggregeren of desaggregeren, bijvoorbeeld

- temporeel (van 10 jaar gemiddelde naar jaargemiddelde) of
- ruimtelijk (van nationaal gemiddelde, naar gemiddelde per natuurgebied) of
- thematisch (van totale biodiversiteit, naar afzonderlijke groepen als planten, vogels, vlinders, aquatische macrofauna, et cetera, of naar afzonderlijke ecosystemen, bijvoorbeeld bos, heide, vennen.).'

2 Vergelijk Stolwijk (2004: 32): 'Door een explicitering van de uiteenlopende posten in verschillende rekeningen, ieder in hun eigen dimensie, kan [de kern van de afweging] duidelijk worden gemaakt. Niet door de aggregatie van alle effecten in één netto (..) bedrag van (..) miljard euro.'

Natuureffecten hanteerbaar maken in een MKBA

4

Het gebruik van PM-posten, monetaire kengetallen of het hanteren van ordinale effectscores in de MKBA-eindtabel doet de beschikbare informatie over natuureffecten dus weinig recht. In dit hoofdstuk staat de vraag centraal hoe de beschikbare informatie uit de MER over projecteffecten op de natuur op een adequate wijze geaggregeerd kan worden, zodat de natuureffecten goed in een MKBA kunnen worden ingepast. Een belangrijke randvoorwaarde is dat de geaggregeerde indicator op een gestandaardiseerde manier wordt gemeten, zodat er over projecten heen vergeleken kan worden. Een tweede randvoorwaarde is dat de aggregatie ‘consensus based’ is. De aangereikte informatie aan beslissers in een MKBA zou sterk aan kracht verliezen als deze informatie ter discussie staat.

Effecten van een project op natuur hebben twee dimensies: een verandering in het areaal natuur (van een bepaalde kwaliteit) dan wel een verandering in de kwaliteit van die natuur. Daarbij moet onderscheid worden gemaakt naar type natuur (ecosystemen). De vraag is namelijk of x% kwaliteitsverlies van heide net zo zwaar weegt als x% kwaliteitsverlies van een bos. Om kwaliteitsverandering binnen een ecosysteem en veranderingen tussen ecosystemen te kunnen aggregeren zijn dus twee stappen nodig: (1) vaststelling van de kwaliteit van een bepaald ecosysteem in een eenduidige maat en (2) weging van (de kwaliteiten van) verschillende ecosystemen.

Vaststelling van de kwaliteit van een ecosysteem

De aanwezigheid van soorten (biodiversiteit) is een maat voor de kwaliteit van een ecosysteem. Zowel internationaal als nationaal is in recente jaren veel energie gestoken in de standaardisatie van indicatoren waarmee de toe- en afname van biodiversiteit kan worden gemeten. Binnen de *Conventie voor behoud van biodiversiteit* (CBD) heeft UNEP een kernset van indicatoren benoemd, waarmee de realisatie van doelstellingen voor behoud van biodiversiteit gevolgd kunnen worden. In 2004 is mondiale overeenstemming bereikt over een set van biodiversiteitsindicatoren waarmee is te meten in hoeverre de CBD-doelstellingen voor 2010 zijn of worden bereikt (CBD decision VII/30, 2004). In Europees verband zijn deze algemene indicatoren verder uitgewerkt (EEA, 2007).

UNEP gebruikt de zogenoemde *Mean Species Abundance* als indicator voor de kwaliteit van ecosystemen. Het gaat daarbij om het gemiddeld voorkomen van een speciaal geselecteerde set soorten die kenmerkend zijn voor een bepaald ecosysteem. De insteek is dat de mate waarin die set voorkomt, iets zegt over de kwaliteit van het ecosysteem dan wel de natuurwaarde van het desbetreffende areaal. Het gebruik van zo'n set van kenmerkende soorten als kwaliteitsschatter wordt ook gebruikt voor de bepaling van de ‘staat van instandhouding van habitats’ in het kader van de Europese Habitatrichtlijn (EC, 1992).¹ Ook in de Kaderrichtlijn Water wordt onder andere gekeken naar de mate waarin voor een ecosysteem karakteristieke soorten voorkomen, om in te schatten hoever een waterecosysteem afstaat van de ‘goede ecologische toestand’ (EC, 2000). De kwaliteit van ecosystemen wordt op basis van de voorkomende soorten gemeten en niet op basis van bijvoorbeeld de aanwezige genen, vegetatietypen of gemeenschappen. De reden hiervan is dat soorten eenduidiger gedefinieerd zijn, eenduidiger meetbaar, eenduidiger relaties hebben met milieucondities en de bouwstenen zijn van ecosystemen (Ten Brink et al., 2000; Ten Brink et al., 2002).

Om de kwaliteit van natuur in Nederland te meten, werkt het PBL met de zogenaamde Lokale Natuurwaarde Indicator (NI^L). Deze is geënt op de indicator voor *Mean Species Abundance* en een lokale uitwerking van de Natuurwaarde Indicator die PBL heeft gebruikt in natuurverkenningen (Ten Brink et al., 2000). De NI^L meten is betrekkelijk eenvoudig. Van elk ecosysteem is aan te geven welke (karakteristieke) soorten daarin kunnen of horen voor te komen als het lokale ecosysteem intact is. Het in het Nederlandse natuurbeleid veel gebruikte standaardwerk *Handboek Natuurdoeltypen* is het uitgangspunt voor de soortkeuze en de ecosystemetyping (Bal et al., 2002). Het beleid heeft de soortkeuze gericht op doelsoorten. Deze doelsoorten zijn geselecteerd op basis van hun nationale of internationale betekenis en/of de mate van achteruitgang op nationaal of internationaal niveau. Zo zijn alle bedreigde soorten die in Nederland op de Rode Lijst staan en de Europees beschermde soorten aangemerkt als doel-

¹ Een habitat is een leefgebied van een soort en kan in het kader van dit rapport beschouwd worden als een ecosysteem.

Ecosysteem	Gemiddelde kwaliteit (NI ¹)	Aantal hectare	Natuurwaarde (NI ¹ -punten)
Bos	83%	50	41,50
Heide	67%	25	16,75
Graslanden en akkers	53%	100	53,00
Totaal		175	111,25

soort. In het handboek worden de ecosystemen natuurdoeltypen genoemd. Het aantal (doel)soorten dat op een locatie voorkomt, is een maat voor de kwaliteit van een ecosysteem (natuurdoeltype). De kwaliteit wordt weergegeven als een percentage van alle idealiter in dat ecosysteem voorkomende soorten op een bepaalde oppervlakte. Bal et al. (2002) geven aan bij welk percentage lokaal gesproken kan worden van een intact natuurdoeltype. Dit percentage wordt vervolgens geïndexeerd op 100%.² Op deze manier is het mogelijk de kwaliteit van verschillende typen ecosystemen eenduidig te meten op basis van de mate waarin deze intact zijn. Ter illustratie: de gemiddelde lokale kwaliteit van heide in Nederland is 67% en de gemiddelde kwaliteit van bos is 83%. Nederlandse graslanden en akkers hebben gemiddeld een kwaliteit van 53%. Door deze lokale kwaliteit van de verschillende ecosystemen met het aantal hectares te vermenigvuldigen, ontstaat een eerste beeld van de totale natuurwaarde.

Met behulp van de NI¹ kunnen de effecten op de natuur in een geaggregeerde maat van natuurpunten worden weergegeven (NI¹-punten). Hiervoor wordt de gemiddelde kwaliteit vermenigvuldigd met het aantal hectares, zoals geïllustreerd in Tabel 4.1.

Als bijvoorbeeld door de aanleg van een snelweg een areaal landbouwgrond of natuur verdwijnt, dan verlaagt dat de natuurwaarde (in NI¹-punten). Gaan hierbij hectares verloren met een relatief hoge kwaliteit (bijvoorbeeld bos), dan is het verlies in NI¹-punten groter dan wanneer het gaat om hectares met een relatief lage kwaliteit (bijvoorbeeld grasland en akkers). Daarnaast kan de wegaanleg invloed hebben op de kwaliteit van de aanwezige natuur in de omgeving. Ook hierdoor neemt de natuurwaarde af. Zowel de kwantitatieve als de kwalitatieve effecten slaan neer in een verlaagde som van de natuurkwaliteit van dit gebied. Het absolute aantal natuurpunten is daarbij niet zo relevant. Belangrijker is dat met deze methode heel uiteenlopende effecten op de natuur – van verschillende projecten en van projectalternatieven – systematisch in kaart zijn te brengen en met elkaar te vergelijken zijn. Vooral de relatieve toe- en afname van het aantal natuurpunten staat hierbij centraal.

De informatie die nodig is om natuureffecten van projecten te aggregeren op basis van NI¹-punten, sluit goed aan bij de informatie die de MER vaak oplevert. Zo is in veel MER's gekeken naar effecten op ecosystemen in termen van natuurdoeltypen. Vaak is ook aangegeven op welke doelsoorten positieve of negatieve effecten te verwachten zijn. De aandacht gaat daarbij vooral uit naar de zogenaamde *ver*-the-

² Als er meer soorten voorkomen dan het aantal soorten dat nodig is om de kwaliteit van het ecosysteem als 'intact' te kwalificeren, kan de lokale kwaliteit boven de 100% uitkomen.

ma's, zoals vernietiging, verdroging en versnippering. Deze verschillende soorten effecten op de natuur zijn te vertalen naar verlies van 'hectarekwaliteitspunten', zoals gemeten in de NI¹. Zo leidt vernietiging tot volledig verlies van hectares en dus van de bijbehorende kwaliteitspunten. Verdroging zal de hiervoor gevoelige soorten binnen een ecosysteem raken. Bij toenemende verdroging zal het aantal soorten in een gebied dalen, waardoor dit gebied een lagere kwaliteit krijgt. Ook door toenemende versnippering kan een deel van de soorten uit een ecosysteem verdwijnen, waardoor het gebied in kwaliteit afneemt. De voor de vertaalslag van *ver*-thema's naar NI¹-punten benodigde ecologische kennis en inzicht is bij uitvoerders van de MER in het algemeen voldoende aanwezig. Met tal van modellen en kennisregels hebben kennisinstututen, zoals Alterra, KIWA en STOWA, beschreven hoe *ver*-thema's de lokale natuurkwaliteit van natuurdoeltypen beïnvloeden.

Aangezien de lokale kwaliteitsbeoordeling aansluit bij tal van ontwikkelde methoden voor de meting van de verandering van biodiversiteit, kan deze op een breed draagvlak rekenen.³

Voor gebruik binnen MKBA's is de NI¹ niet toereikend genoeg. De NI¹-puntensystematiek meet namelijk uitsluitend de kwaliteit *binnen* een ecosysteem, maar houdt geen rekening met de variatie aan natuurwaarde *tussen* verschillende typen ecosystemen. De NI¹ waardeert alleen een intact ecosysteem hoger dan een niet-intact ecosysteem van datzelfde type. Een project kan uiteraard wel leiden tot veranderingen in verschillende ecosystemen, bijvoorbeeld tot vervanging van een grasland door een heide met eenzelfde kwaliteit. Hebben beide typen dezelfde lokale kwaliteit, dan blijft volgens de NI¹-puntensystematiek het aantal natuurpunten gelijk. In het voorbeeld uit Tabel 4.1 zou vervanging van grasland door heide wel tot een verandering leiden, maar alleen omdat in dit voorbeeld heide een hogere lokale kwaliteit heeft dan grasland.

Het wegen van de kwaliteiten van verschillende ecosystemen

Als twee verschillende soorten ecosystemen ieder 100% scoren op de NI¹, geeft dat ecologisch zinvolle informatie over de mate waarin deze systemen intact zijn. Wat echter ontbreekt, is de bijdrage van de betreffende ecosystemen aan de complete soortenrijkdom (flora en fauna) op een hoger ruimtelijk schaalniveau: het landelijke, het Europese of het mondiale niveau. Die bijdrage hangt af van het in het ecosysteem aanwezige aantal soorten en van de mate waarin deze soorten bedreigd worden. Aantasting van een ecosysteem

³ De berekeningswijze van de Lokale Natuurkwaliteit anticipeert overigens op de aanpassing van de natuurdoeltypesystematiek die momenteel plaatsvindt. Het gaat hier om een aanpassing van de (doel)soorten die beschouwd moeten worden bij het vaststellen van de kwaliteit van een ecosysteem.

Natuurtype	Onderliggende natuurdoeltypen ^b	Weegfactor
<i>Kwelder</i>	Kwelder	2,4
<i>Droge schraalgraslanden</i>	Kalkgrasland, Droog schraalgrasland en duingraslanden	1,9
<i>Natte schraalgraslanden</i>	Nat schraalgrasland, Dotterbloemgraslanden	1,8
<i>Moeras</i>	Moeras, Natte strooiselruigte	1,6
<i>Voedselrijke natuurgraslanden en soortenrijke reservatakkers (incl. soortenrijke weidevogels graslanden)</i>	Bloemrijke graslanden, (reservaat) Akkers, Binnendijs ziltgrasland	1,4
<i>Voedselarme venen en vochtige heide</i>	Natte heide, Natte duinheide, (Trilvenen), (Moerasheide)	1,2
<i>Vochtige bossen</i>	Bos van voedselrijk vochtige gronden, Bos van bron en beek, Haagbeukenbossen, Zomen van het rivierengebied, (Ooibos), (Laagveenbos), (Hoogveenbos)	1,1
<i>Strand en stuivend duin^c</i>	Strand en stuivend duin	1,1
<i>Droge heide</i>	Droge heide, Droge duinheide, (Zandverstuiving)	1,0
<i>Droge bossen</i>	Bossen van arme zandgronden, Eiken-beukenbos van lemige zandgronden	1,0
<i>Hakhout</i>	Hakhout en middenbos, (Stinsebos)	0,7
<i>Agrarische akkers</i>	Agrarische akkers ^d	0,4
<i>Agrarisch graslanden</i>	Agrarisch graslanden ^d	0,4
<i>Stenig terrein</i>	Stenig terrein, Daken, Ruimte in gebouwen, (Sterk verstoord terrein) ^d	0,2
<i>Naaldbos met productie</i>	Naaldbos met uitheemse soorten ^d	0,1

^a Natuurtypen zijn zoveel mogelijk gedefinieerd op basis van verwachte nieuwe aangescherpte natuurdoeltypologie (zie LNV, 2008).

^b Namen verwijzen naar Handboek natuurdoeltypen (Bal et al., 2002). Tussen haakjes de natuurdoeltypen waarvoor de weegfactor van toepassing is, maar die niet gebruikt is voor de berekening van de weergegeven weegfactor.

^c Het natuurtype 'open duin', zoals dat in kwaliteitsborging wordt onderscheiden, is onderverdeeld bij andere natuurtypen aan de hand van verschijningsvorm. 'Strand en stuivend duin' is als enige onderdeel van 'open duin' niet toebedeeld aan een ander natuurtype.

^d Cultuurtypen zoals genoemd in Bal et al. (2002).

dat soorten bevat die elders niet meer voorkomen, is voor de nationale en internationale biodiversiteit ernstiger dan aantasting van een ecosysteem dat geen bedreigde soorten bevat en op veel plaatsen nog intact voorkomt. Met een weegfactor die rekening houdt met soortenrijkdom en de mate van bedreiging, kan het belang van de verschillende ecosystemen worden onderscheiden.

Door de NI¹ te wegen met een dergelijke factor ontstaat een indicator die niet alleen lokaal intacte ecosystemen waardeert boven lokaal niet-intacte ecosystemen, maar die ook intacte ecosystemen met nog veel bedreigde soorten zwaarder weegt dan intacte ecosystemen zonder bedreigde soorten. Over de relevantie van een dergelijke extra 'beoordelingsas' bestaat tamelijk brede consensus. Dit is bijvoorbeeld te zien aan de definitie van biodiversiteit die niet alleen de variatie aan ecosystemen betreft, maar ook de variatie aan soorten zelf. Zo weegt de aanwezigheid van een soort die op de Rode Lijst van bedreigde soorten staat, zwaarder dan die van een soort die niet op die lijst voorkomt, zo blijkt uit internationaal (EEA, 2007) en nationaal beleid (LNV, 2008).

Een weegfactor die dit doet, is niet 'zomaar' voorhanden. Op basis van de informatie over doelsoorten is wel een weegfactor te berekenen. Doelsoorten zijn immers geselecteerd op basis van hun (inter)nationaal belang en hun mate van bedreiging dan wel achteruitgang. Het belang van de verschillende ecosystemen in het ecosysteem Nederland kan derhalve worden gewogen door te kijken naar het deel van de totale lijst van doelsoorten dat in de verschillende ecosystemen voorkomt. Zo zou de aantasting van een ecosysteem met relatief veel doelsoorten die sterk achteruitgaan en nog maar op een beperkt aantal plaatsen voorkomen, negatiever

beoordeeld moeten worden dan de aantasting van een ecosysteem dat nog veelvuldig voorkomt en weinig doelsoorten bevat. Deze berekeningswijze heeft echter het nadeel dat geen onderscheid gemaakt kan worden tussen ecosystemen met een beperkt aantal unieke soorten die in geen ander ecosysteem voorkomen, en ecosystemen met een groot aantal soorten die in zeer veel ecosystemen voorkomen. Omdat ook dit onderscheid zinvol is gezien de beoordelingsgrondslag van de natuurwaarde, is eveneens berekend hoeveel unieke doelsoorten in elk ecosysteem voorkomen. Daarbij is een soort die bijvoorbeeld in 13 verschillende ecosystemen voorkomt, bij elk van die 13 ecosystemen maar voor 1/13 meegeteld. Vervolgens zijn de twee weegfactoren genormaliseerd door de waarden te delen door het gemiddelde over alle ecosystemen. Beide weegfactoren lijken overigens onderling sterk op elkaar. De waarden zijn sterk gecorreleerd: 83% van de variatie in de ene factor kan direct verklaard worden uit de variatie in de andere factor (zie Bijlage 3). Het is echter beter beide waarden te middelen, omdat de combinatie van beide factoren buffert voor een aantal ecologisch onrealistische waarden wanneer één van beide waarden gebruikt zou worden. Zo zou de weegfactor van reservatakkers op basische bodems zeer hoog zijn als uitsluitend gekeken wordt naar unieke soorten.

Om de robuustheid verder te vergroten, is gewerkt met gemiddelde weegfactoren voor combinaties van natuurdoeltypen. Wijken de waarden van afzonderlijke natuurdoeltypen hier te veel van af, dan zijn ze niet in de middeling betrokken (zie Bijlage 3).

Tabel 4.2 geeft de uiteindelijke weegfactoren weer voor combinaties van natuurdoeltypen. Daarin is te zien dat de weegfactor toeneemt van productiebos, via agrarische gras-

Ecosysteem	Gemiddelde kwaliteit (NI ¹)	Aantal hectare	Weegfactor	Natuurwaarde (NI ^{SC} -punten)
Bos (<i>hakhout</i>)	83%	50	0,7	29
Heide	67%	25	1	16,8
Graslanden en akkers	53%	100	0,4	21,2
Totaal		175		67

Ecosysteem	Gemiddelde kwaliteit (NI ¹)	Aantal hectare	Weegfactor	Natuurwaarde (NI ^{SC} -punten)
Bos (<i>hakhout</i>)	83%	50	0,7	29
Heide	67%	50	1	33,5
Graslanden en akkers	53%	75	0,4	15,9
Totaal		175		78,45

Illustratie van de toename van de natuurwaarde doordat 50 ha grasland en akker wordt vervangen door heide (vergelijk Tabel 4.3).

landen en akkers naar meer natuurlijke typen, zoals venen en kwelders. Naaldbos met uitheemse soorten heeft de laagste weegfactor, aangezien zelfs bij een intact systeem maar weinig (unieke) soorten hiervan afhankelijk zijn. Natuurtypen met een weegfactor lager dan één dragen minder dan gemiddeld bij aan de landelijke biodiversiteit, terwijl natuurtypen met een weegfactor hoger dan één meer dan gemiddeld bijdragen aan de landelijke biodiversiteit⁴.

Internationaal lijkt eensgezindheid te bestaan over het feit dat het natuurbeleid zich vooral moet richten op het behoud van intacte ecosystemen die veel internationaal bedreigde soorten bevatten. Het lijkt dus geaccepteerd dat weging zich richt op soortenrijkdom en bedreiging. De volgende vraag is dan hoe groot het verschil in weging moet zijn? Vanuit evaluatieoogpunt is het van belang een gestandaardiseerd gewicht te gebruiken dat bij verschillende projectevaluaties identiek wordt toegepast.⁵ Daarnaast is van belang dat het gewicht gebaseerd is op een systematische ecologische datagrondslag, die objectief en transparant is, net zoals dat geldt voor CO₂-equivalenten waarmee de emissies van verschillende typen broeikasgassen worden geaggregeerd tot één maat⁶ of voor de indicator Disability Adjusted Life Years (DALY's) die verschillende gezondheidseffecten in één getal uitdrukt (De Hollander, 2004: 121).

De afleiding van weegfactoren vraagt om keuzes. De hierboven beschreven methode is gebaseerd op het belang van soortendiversiteit. Een alternatieve methode is weging op

het niveau van ecosystemen. Zo zou een verandering van een internationaal uniek ecosysteem of een ecosysteem dat vanuit nationaal oogpunt zeldzaam is, zelfs al herbergt het weinig unieke soorten, zwaarder kunnen wegen dan een niet-uniek ecosysteem. Of de weegfactoren uit Tabel 4.2 deze rangorde impliceren, is nog niet getoetst. De voorgestelde weegfactoren moeten daarom op hun robuustheid voor andere uitgangspunten geëvalueerd worden, voordat de hier voorgestelde methode breed kan worden toegepast in MKBA's ter ondersteuning van maatschappelijke besluitvorming.

Door rekening te houden met de weegfactor is een soortengewogen natuurwaarde-indicator (NI^{SC}) af te leiden. In deze indicator is rekening gehouden met het relatieve belang van een ecosysteem en de bijdrage van dat ecosysteem aan de complete biodiversiteit in Nederland (Tabel 4.3). Met behulp van de weegfactoren is het mogelijk het effect te beoordelen van een project dat bijvoorbeeld leidt tot een vervanging van 50 hectare grasland met een gemiddelde kwaliteit door heide met een gemiddelde kwaliteit, en daarbij rekening te houden met het belang van beide ecosystemen voor de complete biodiversiteit in Nederland. De toename in NI^{SC}-punten bedraagt in dit fictieve voorbeeld 11,45 punten (vergelijk Tabel 4.3 met Tabel 4.4). Deze toename is toe te schrijven aan zowel de hogere gemiddelde kwaliteit van heide ten opzichte van gras als aan het feit dat voor de soortenrijkdom in Nederland heide belangrijker is dan grasland.

Met behulp van de NI^{SC}-indicator is het mogelijk allerlei natuureffecten in één geaggregeerde maat uit te drukken. In tegenstelling tot de eerder besproken monetaire kengetallen is de informatiewaarde van de NI^{SC}-indicator hoog, omdat de waarde ervan is afgeleid uit de gedetailleerde informatie die de MER biedt. Aangezien de indicator gebaseerd is op een gestandaardiseerde methode, worden ook de natuureffecten tussen verschillende projecten vergelijkbaar. In het volgende hoofdstuk wordt dit geïllustreerd voor de drie MKBA's die al in hoofdstuk 2 zijn besproken: Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/Ag), Waterdunen en het Veenweidegebied.

4 Op de berekeningswijze van de weegfactoren zijn overigens verschillende varianten mogelijk. Zo kan onderscheid worden gemaakt naar de mate waarin een ecosysteem voor een soort van belang is. Zo zijn sommige ecosystemen meer en andere minder essentieel voor het voorkomen van een soort. Wanneer deze informatie (Handboek Natuurdoeltypen) wordt toegevoegd, veranderen de weegfactoren echter nauwelijks. Meer dan 91% van de variatie van de alternatieve uitkomst wordt verklaard uit de eerder berekende weegfactor (zie Bijlage 3).

5 Vergelijk bijvoorbeeld de toepassingspraktijk van de discountvoet waarvoor is afgesproken dat die momenteel 2,5% bedraagt (Stiglitz, 1994).

6 Zie Glossary of Climate Change Terms van de US EPA op <http://www.epa.gov/climatechange/glossary.html#GWP>

5

Toepassing van de soortengewogen natuurwaarde-indicator in een MKBA

Zowel voor het project Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9) als voor Waterdunen is een MER beschikbaar. Gebruikmakend van informatie uit deze MER's over de effecten op de natuur, kan per project de NIS^c-indicator worden bepaald.

MKBA Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9) revisited

Om de werking van de NIS^c te illustreren, is ten behoeve van dit onderzoek de MKBA Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9) opnieuw beschouwd, gebruikmakend van de natuureffecten die zijn onderzocht in het kader van de MER voor dit project. De natuureffecten werden in deze MKBA oorspronkelijk aangegeven met een + of – score in de MKBA-eindtabel (Tabel 5.1).

In de loop van het proces zijn de alternatieven in de MKBA gewijzigd. De natuureffecten zijn nader onderzocht in het kader van de MER voor de tweede fase van het project (Tabel 5.2). Omdat de nieuwe alternatieven niet in de MKBA

zijn geëvalueerd, is voor de nieuwe alternatieven geen informatie over het MKBA-saldo beschikbaar¹.

Ten opzichte van het nulalternatief scoort het MMA voor de natuurwaarde het beste, met een positieve score van 40 NIS^c-punten. Het alternatief 'Stroomlijn 4x2' is voor de natuurwaarde het op een na beste alternatief. Overigens is in het veronderstelde nulalternatief sprake van achteruitgang van de natuurwaarde vergeleken met de huidige situatie. Waar in twee alternatieven sprake is van een toename in NIS^c-punten, leiden alle alternatieven ten opzichte van de huidige situatie tot een afname in NIS^c-punten. Hoewel de alternatieven niet identiek zijn, maakt een vergelijking van de Tabellen 5.1 en 5.2 duidelijk dat het gebruik van NIS^c-punten uit Tabel 5.2 veel informatiever is dan de – en +scores uit Tabel 5.1, vooral

¹ Overigens komt het binnen de MER verplichte Meest Milieuvriendelijke Alternatief (MMA) in de MKBA niet als alternatief terug.

De eindregel van de MKBA Schiphol-Amsterdam-Almere met aparte vermelding van de natuureffecten

Tabel 5.1

	Alternatieven verbinding Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9)				
	Nulplus	Stroomlijn verdiept 5-2-5		Verbinding tunnel 2-2	
		Zonder beprijzing	Met beprijzing	Zonder beprijzing	Met beprijzing
Saldo MKBA (miljoen euro)	1326	-1820 +PM	-1483 +PM	-1733 +PM	-1339 +PM
Natuur	0/+	-	-	0/-	0/-

De natuureffecten van alternatieve verbindingen Schiphol-Amsterdam-Almere in NIS^c-punten

Tabel 5.2

	Alternatieven verbinding Schiphol-Amsterdam-Almere (A6/A9)			
	Locatiespecifiek	Stroomlijn 4x2	Stroomlijn 2x4	MMA
Saldo MKBA (in euro's)	?	?	?	?
Natuureffecten (in NIS ^c -punten):				
- Habitatvernietiging	-92	-83	-102	-106
- Verminderde verstoring	85	98	90	146
Saldo Natuur	-7	15	-12	40
Saldo Natuur t.o.v. huidige situatie	-196	-174	-201	-149

Variant	NCW baten-kostensaldo (miljoen euro)	Biodiversiteit
Gevarieerd	-16,4	PM
Natuurlijk	-26,9	PM
Aangepast	-14,4	PM

Variant	NCW baten-kostensaldo (miljoen euro)	Natuurwaarde (in NI ^{5G} -punten)
Gevarieerd	-16,4	+ 180
Natuurlijk	-26,9	+ 450
Aangepast	-14,4	+ 180

	NCW (%BBP) (534.324 miljoen euro in 2006)	NI Natuurwinst (% EHS nationaal) (=423.000 NI ^{5G} -punten)
Gevarieerd	-0,0031%	0,0426%
Natuurlijk	-0,0050%	0,1064%
Aangepast	-0,0027%	0,0426%

omdat de NI^{5G}-punten inzicht mogelijk maken in de ordegrrootteverschillen tussen de varianten.

MKBA Waterdunen revisited

In de oorspronkelijke MKBA Waterdunen wordt voor de drie projectvarianten de netto contante waarde van het kostenbatensaldo gepresenteerd en zijn PM-posten opgenomen voor de effecten op de biodiversiteit (Tabel 5.3). In eerste instantie lijkt de variant 'Aangepast' relatief goed te scoren, omdat deze de laagste nettokosten kent.

De MER Waterdunen bevat veel ecologische informatie over de impact van de verschillende varianten. Zo is onder andere aangegeven welke belangrijke soorten zullen 'winnen' en welke 'verliezen'. De ecologische basiskwaliteit van het gebied is als 'beperkt' aangeduid. Op basis van de MER Waterdunen zijn de ecologische veranderingen die optreden bij de verschillende varianten, met behulp van de NI¹ en de NI^{5G} vertaald naar veranderingen in natuurkwaliteit binnen het projectgebied van 250 hectare. De verandering in de natuurkwaliteit die dit project in het relatief kleine gebied veroorzaakt, blijkt met de NI^{5G} goed waarneembaar (Tabel 5.4).

Door de natuurwaarde te kwantificeren op basis van de NI^{5G} komen de verschillende varianten met hun uiteenlopende NCW-saldi in een ander licht te staan. De variant 'Natuurlijk' blijkt voor natuur namelijk veel hoger te scoren dan de andere varianten. In deze variant worden namelijk natuurwaarden gerealiseerd die vergeleken met het landelijk gemiddelde een hogere kwaliteit hebben dan de natuur die in andere varianten tot stand komt. Zo ontstaat het nieuwe – en voor beslissers relevante – inzicht dat sprake is van een afruilrelatie: de hoogste natuurwaarde wordt gerealiseerd in de variant met de hoogste nettokosten. De NI^{5G} biedt daarmee niet alleen zicht op plussen en minnen (meer kosten, meer natuurwaarde), maar geeft ook de orde van grootte daarvan aan: dubbele kosten leveren in dit geval een ruim tweemaal zo

grote toename op van de natuurwaarde binnen het relevante gebied. Dat maakt het mogelijk de ratio te berekenen tussen kosten en natuurwinst (kosteneffectiviteit). Dan blijkt dat in de variant 'Natuurlijk' per miljoen euro NCW bijna 17 NI^{5G}-punten worden gecreëerd, terwijl dit in de variant 'Aangepast' 12,5 en in de variant 'Gevarieerd' 11 punten bedraagt.

De effectiviteit van het project uitgedrukt als het aantal natuurpunten per euro NCW is ook te vergelijken met bijvoorbeeld de maatschappelijke kosten van de aanleg van delen van de Ecologische Hoofdstructuur. De NI^{5G} bevordert dus de onderlinge vergelijkbaarheid van verschillende projecten. Belangen die in euro's zijn uit te drukken, kunnen worden vergeleken met natuurveranderingen in NI^{5G}-punten (Tabel 5.5).

MKBA Veenweide revisited

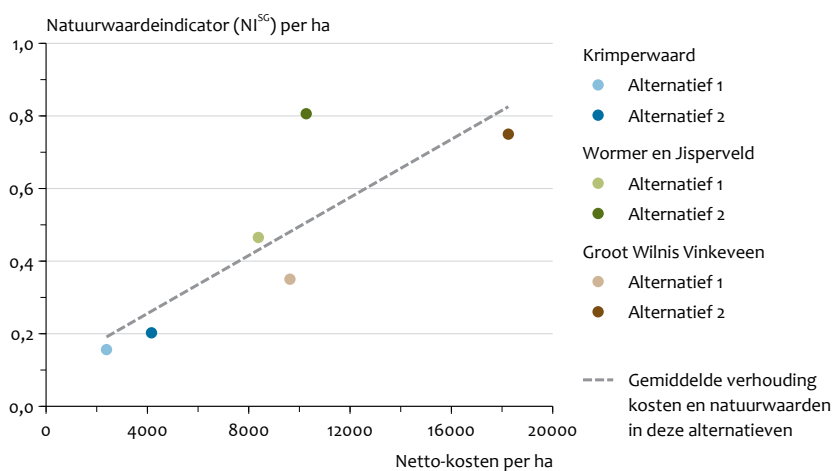
Ook de natuureffecten in de MKBA Veenweide kunnen met de NI^{5G}-indicator worden vertaald in natuurpunten. Omdat gedetailleerde MER-gegevens in dit geval ontbreken, is een andere werkwijze gevolgd dan in de hiervoor besproken gevallen. De berekeningen zijn gebaseerd op de gegevens over gewijzigde grondwaterstanden en hectares uit de MKBA, aangevuld met bij het PBL beschikbare gegevens over de ecologische kwaliteit(en) van het gebied (Tabel 5.6). Ter vergelijking zijn ook de gemonetariseerde baten voor de verervingswaarde van biodiversiteit expliciet gemaakt. Vergeleken met de totale baten gaat het hierbij om bescheiden bedragen (0,5 tot 1,2 miljoen euro). Bovendien verschillen de baten niet voor de twee alternatieven voor de onderscheiden Veenweidegebieden. Worden de biodiversiteitseffecten weergegeven in de NI^{5G}-indicator, dan valt op dat de verschillen tussen de alternatieven 1 en 2 wel zichtbaar worden. Daarnaast valt op dat het gebied met de hoogste gemonetariseerde biodiversiteitsbaten (Groot Wilnis Vinkeveen) niet de hoogste NI^{5G}-waarde heeft.

Veenweide deelgebieden	Alternatieven	Oorspronkelijke MKBA (in miljoen euro)				Gewijzigde resultaten	
		NCW	Netto kosten*	Totale baten	waarvan baten verervingswaarde biodiversiteit	NCW gecorrigeerd voor verervingswaarde biodiversiteit (miljoen euro)	NI ^{SG}
Krimpenwaard	Alt.1	44,9	-20,6	65,5	0,5	44,4	1352
	Alt.2	67,4	-36,0	103,4	0,5	66,9	1751
Groot Wilnis Vinkeveen	Alt.1	1,3	-22,1	23,4	1,2	0,1	808
	Alt.2	8,5	-42,0	50,5	1,2	7,3	1730
Wormer en Jisperveld	Alt.1	-2,3	-17,6	15,3	0,5	-2,8	976
	Alt.2	11,5	-21,5	33,0	0,5	11,0	1691

* de directe kosten minus de vermeden kosten.

Kosten versus natuurwaarden voor projectalternatieven veenweide

Figuur 5.1



Ratio-analyse: de natuurwaarde (NI^{SG}-punten) per hectare en de gecorrigeerde netto contante waarde per hectare voor de Veenweide-alternatieven

Worden de uitkomsten uit Tabel 5.6 nader geanalyseerd door voor de zes alternatieven uit de MKBA bijvoorbeeld de natuurwaarde (NI^{SG}) per hectare uit te zetten tegen de netto contant gemaakte kosten per hectare, dan blijken de alternatieven in het veenweidegebied Wormer en Jisperveld goed te scoren (Figuur 5.1), dit in tegenstelling tot de uitkomst van de oorspronkelijke MKBA. Een dergelijke ratio-analyse geeft inzicht in de aanwezige afruilrelatie. Alternatief 2 in Wormer en Jisperveld levert voor grofweg 2.000 euro per hectare ongeveer een verdubbeling van de natuurwaarde per hectare in het gebied. Deze informatie ontbreekt in de oorspronkelijke MKBA-resultaten.

Vergelijking met andere projecten

Doordat de natuurwaarden gestandaardiseerd zijn gemeten, kunnen de uitkomsten van verschillende projecten nu ook onderling worden vergeleken. Zo scoorde het alternatief met de hoogste NCW in het Waterdunenproject 450 NI^{SG}-punten. Het alternatief met de laagste NCW in het Veenweideproject leverde een winst van 808 punten op, en het alternatief met de hoogste NCW een winst van 1.750 NI^{SG}-punten. Ook de gegevens over de gevolgen voor de natuur bij de A6/A9 kunnen direct vergeleken worden met de gevolgen voor de natuur in Waterdunen. De NI^{SG} geeft immers een eenvoudige

en heldere maatstaf voor de kwaliteit en de kwantiteit van de natuurwaarde. Het meest milieuvriendelijke alternatief in de A6/A9 scoorde 40 NI^{SG}-punten, het slechtst scorende alternatief -12 NI^{SG}-punten. Omdat geen NCW-saldi konden worden berekend voor de veroorzaakte natuureffecten, zijn in dit geval geen waarden voor de ratio NCW/NI^{SG} te berekenen. Wel is het mogelijk de natuureffecten van het Veenweideproject en die van het project Waterdunen te vergelijken.

De MKBA's van Waterdunen en de A6/A9 verschillen sterk in aard en omvang, en bieden daarom maar beperkte mogelijkheden voor vergelijking over projecten heen. Op termijn echter biedt de gestandaardiseerde toepassing van de NI^{SG} krachtige mogelijkheden voor projectvergelijking. Elke MKBA die met de NI^{SG} wordt uitgevoerd, genereert ook zelf weer vergelijkingsopties. Na enige tijd kunnen hierdoor evaluatie-uitkomsten van (enigszins) vergelijkbare projecten naast elkaar worden gezet. De vergelijking kan de NCW en de NI^{SG} betreffen, maar kan ook voor de hoofdoelen projectspecifieker zijn. Hoeveel reistijdwinst wordt er bijvoorbeeld gerealiseerd voor hoeveel verlies aan NI^{SG}? Hoeveel arbeidsplaatsen worden er gegenereerd per NI^{SG}-punt? Is de impact van een project op de natuur substantieel? Theoretisch geformuleerd betekent dit dat een gestandaardiseerde maat voor de

natuureffecten mogelijkheden biedt voor een meta-analytische interpretatie van de omvang van relevante afruilrelaties.

Winst in informatie

Bovenstaande cases illustreren dat de NI^{SG} belangrijke winst biedt voor de informatiewaarde van de MKBA. De beslisser of stakeholder in de besluitvorming hoeft dan niet ‘terug naar de MER’ om zicht te krijgen op de ecologische gevolgen en de orde van grootte daarvan. Beslisser en stakeholder hoeven ook geen gebruik te maken van de ordinale en projectspecifieke plussen en minnen die in de meeste MER’s worden gebruikt. De beslisser hoeft zich – door de overweldigende hoeveelheid detailinformatie in de MER – ook niet te richten op de gevolgen voor een favoriet ecosysteem of enkel een ‘aajibare’ ecologische soort. In plaats daarvan biedt de NI^{SG} systematisch geaggregeerde informatie in één kardinaal gemeten maat.

De NI^{SG} is een techniek waarmee een grote hoeveelheid voor het project relevante natuurinformatie is te aggregeren tot voor beslissers hanteerbare proporties. Inpassing hiervan in de MKBA, zoals hiervoor in verschillende gevallen is gedaan, betekent dat de MKBA wordt gecombineerd met elementen van een multicriteria-analyse (MCA) (Sijtsma, 2006; French et al., 2005; Sugden, 2005).

Het systematische karakter en de mogelijkheid van (des)aggregatie

In de NI^{SG} wordt op systematische wijze ecologische informatie geaggregeerd bijeen gebracht. Dat kan lokaal gebeuren per hectare, maar ook per regio of per land: één getal voor de natuurwaarde in Nederland.² De NI^{SG} is bovendien desaggregeerbaar naar verschillende onderliggende soorten natuur (bos, heide, et cetera), en kan worden gedifferentieerd naar grondgebruik (bijvoorbeeld grasland, bos of heide). De systematische standaardisatie en normalisatie maakt het mogelijk de natuurkwaliteit van verschillende locaties te vergelijken, bijvoorbeeld die in alle duinen van Nederland, of die in de Zeeuwse duinen ten opzichte van de totale natuurwaarde in de provincie Zeeland. De NI^{SG} kan zo consistent op verschillende ruimtelijke schaalniveaus worden berekend.

Monetarisering en gewichten

De NI^{SG} is geen gemonetariseerde maat die preferenties van individuen voor de niet-gebruikswaarde van natuur weerspiegelt. De met de NI^{SG} versterkte MKBA geeft derhalve geen antwoord op de vraag hoeveel het creëren van een NI^{SG}-punt maatschappelijk gezien waard is. Wel levert de MKBA in de hier bepleite aanpak een helder en transparant overzicht op van enerzijds de in geld uit te drukken projecteffecten en anderzijds de veroorzaakte natuureffecten. Dit betekent dat de uitkomst van de MKBA niet eenduidig is. Er is feitelijk sprake van twee beoordelingscriteria. Ontbreekt een empirisch gefundeerde waardering voor natuureffecten, dan ligt de afweging van deze beoordelingscriteria bij bestuurders en politici.³ Wel biedt het meten van natuureffecten via

een geaggregeerde indicator de mogelijkheid voor ratio-analyses die de prioriteitsstelling van verschillende varianten ondersteunen.

² <http://www.mnp.nl/mnc/i-en-1119.html>

³ Overigens geldt ook voor MKBA's waarvoor alle projecteffecten wel zinvol gemonetariseerd kunnen worden, dat de uitkomst slechts een hulpmiddel is bij de besluitvorming, en geen substituut voor de politiek-bestuurlijke besluitvorming.

Samenvatting en conclusies

In dit rapport zijn de knelpunten verkend die zich voordoen bij de bepaling van de natuureffecten van projecten voor integrale gebiedsontwikkeling als de MKBA-methodiek wordt toegepast. Het accent ligt daarbij op de kwantificering (het meten) en monetarisering (het waarderen) van natuureffecten. Natuur vervult veel functies. De mate waarin waardering van die verschillende functies mogelijk is, loopt uiteen. Waar natuur een direct bruikbaar product oplevert, denk aan hout of recreatiemogelijkheden, is de waarde daarvan voor een deel aan marktprijzen te ontleen. Veel moeilijker is dat voor regulerende functies, zoals de waterbeherende rol van een bos of het reinigende vermogen van een rivier. Maar natuur heeft voor mensen ook waarde los van het directe gebruik. Deze zogenoemde niet-gebruikswaarde heeft betrekking op het in stand houden van de opties die de natuur biedt en het behoud hiervan voor toekomstige generaties. De waarde voor het in stand houden van natuur is meestal niet uit de marktprijzen af te leiden; dat komt door de karakteristieken van het collectieve goed natuur.

Lessen uit MKBA's

Analyse van een aantal MKBA's voor integrale gebiedsontwikkeling leert dat de natuureffecten van projecten op uiteenlopende wijze worden meegenomen. Dit bevordert de onderlinge vergelijkbaarheid van de projecten niet. In de MKBA's waarin natuureffecten worden gemonetariseerd, blijkt de empirische basis voor deze monetarisering smal te zijn. Enerzijds zijn de in euro's uitgedrukte waarden overgenomen uit andere studies, die weinig tot geen overeenkomst vertonen met het desbetreffende project. Anderzijds is vaak onduidelijk welke groepen burgers direct bij het project betrokken zijn, vanwege de positieve dan wel negatieve effecten die ze door het project ervaren. Een verandering van deze impactpopulatie kan tot grote schommelingen in kosten- en batenposten leiden, terwijl het onderliggende fysieke natuureffect een vast gegeven is. De combinatie van een slecht onderbouwd kengetal vermenigvuldigd met een lastig te bepalen impactpopulatie geeft al met al een weinig informatief eindresultaat. In het getal is geen enkele projectspecifieke informatie verwerkt, noch over de concrete natuurveranderingen die optreden noch over de mogelijke preferenties van relevante huishoudens daarover. Door de wijze waarop natuureffecten in de bestaande praktijk gemonetariseerd worden, geven de onderzochte MKBA's een onvoldoende betrouwbaar beeld van de omvang van de natuureffecten. Ook in het geval zij

ordinaal worden gemeten of als PM-post worden meegenomen, biedt de MKBA over de natuureffecten weinig tot geen informatie.

Uitgebreide informatie over de natuureffecten van een project is wel te vinden in de MER's die integrale gebiedsontwikkelingsprojecten vaak moeten ondergaan. Deze informatie kan beter worden benut als het MKBA- en het MER-proces beter op elkaar worden afgestemd.

Aggregatie van natuureffecten

Om de informatie over effecten van een project hanteerbaar te maken, is aggregatie gewenst. Door de uiteenlopende natuureffecten te aggregeren in één indicator die op een gestandaardiseerde manier wordt gemeten, worden projecten ook onderling beter vergelijkbaar. In het algemeen is dit de grote kracht van een gestandaardiseerde MKBA. Het saldo van het ene project kan impliciet of expliciet worden vergeleken met het saldo van een ander project. Waar standaardisatie in monetaire eenheden voor natuureffecten tot nu toe geen uitkomst biedt, kunnen de natuureffecten op zichzelf wel gestandaardiseerd worden geaggregeerd.

Ecologen hebben een methode voor een dergelijke gestandaardiseerde kwantificering van natuureffecten ontwikkeld in de vorm van een speciale Natuurwaarde Indicator (NI). De NI is geënt op de internationaal breed toegepaste maatstaf van *Mean Species Abundance* als maat voor de ecologische kwaliteit. De Soorten Gewogen Natuurwaarde Indicator (NI^{SG}) voegt daar een biodiversiteitsmaat aan toe voor de onderlinge weging van ecosystemen. Daarbij wordt rekening gehouden met de mate waarin een ecosysteem bijdraagt aan de biodiversiteit in Nederland. Zo kunnen de effecten voor natuur met een verschillende biodiversiteitskwaliteit worden geaggregeerd tot één fysiek natuurgetal. De projecteffecten kunnen dan worden uitgedrukt in natuurlinies.

In dit rapport is deze aggregatie met de NI^{SG} uitgevoerd voor drie MKBA's; de resultaten zijn vervolgens vergeleken met de oorspronkelijke MKBA's. In de MKBA Waterdunen ontstaat hierdoor bijvoorbeeld het nieuwe inzicht dat de projectvariant met de hoogste investering ook tot de meeste winst in natuurlinies leidt. Bovendien biedt de MKBA nu inzicht in de orde van grootte van natuureffecten: twee keer zoveel kosten leiden in dit geval tot een ruim tweemaal zo

grote toename van de natuurpunten binnen het relevante gebied. Ook de MKBA Veenweide geeft met deze aanpak een ander beeld van de relatieve prestaties van de verschillende projectalternatieven.

Conclusie

De methode om in MKBA's voor integrale gebiedsontwikkeling de natuureffecten via natuurpunten te aggregeren, geeft op korte termijn meer informatie over de natuureffecten dan de aggregatie via euro's, zoals in de huidige praktijk. Om deze natuurpunten te kunnen berekenen, is informatie uit de MER nodig. Om deze informatie adequaat toe te passen, moeten de alternatieven die in de MER en in de MKBA worden beschouwd beter op elkaar worden afgestemd.

Het opnemen van natuurpunten in een MKBA lost een deel op van de problematiek rond de lastig inpasbare natuureffecten, te weten de meet- en aggregatieproblematiek. De natuurpuntenmethodiek biedt echter geen oplossing voor de waardering van de lastig inpasbare natuureffecten. Doordat natuurpunten geen zicht bieden op de waarde die de maatschappij hecht aan een verandering in de natuur, geeft een MKBA met natuurpunten geen definitief uitsluitsel over de maatschappelijke wenselijkheid van een project. Het opnemen van natuurpunten in een MKBA maakt wel inzichtelijk wat de afruilrelatie is tussen de veranderingen in de natuur en de projecteffecten die in euro's kunnen worden uitgedrukt. Immers, doordat de natuurpunten uit een gestandaardiseerde meting volgen, zijn ratioberekeningen mogelijk. De projectvarianten zijn daardoor beter met elkaar te vergelijken. Zo wordt bijvoorbeeld zichtbaar welke kosten in verschillende projecten zijn verbonden aan een gestandaardiseerde natuurverandering ofwel een natuurpunt. De afweging tussen de effecten die wel in euro's kunnen worden uitgedrukt en de natuureffecten die niet in euro's worden uitgedrukt, blijft echter een politieke. Uiteindelijk is het de beslissing van politici of bestuurders die de relatieve belangen van natuur in beeld brengt.

Ten slotte heeft de natuurpuntenbenadering niet de problemen met ruimtelijke schaal die zich voordoen bij monetaarisering van de lastig inpasbare natuureffecten: de effectberekening kan met behulp van de NI^{SG}-indicator op verschillende ruimtelijke schaalniveaus helder, vergelijkbaar en consistent worden uitgevoerd.

Een kanttekening is dat ratioberekeningen lastiger worden naarmate er in een MKBA meer lastig inpasbare effecten (zoals landschap, cultuurhistorie, sociale cohesie) met een geaggregeerde fysieke indicator zouden worden opgenomen. Een eenduidige inventarisatie voor deze effecten, zoals de MER die biedt voor natuureffecten, is overigens nog niet voorhanden. Daarnaast moet een methodiek worden ontwikkeld die betrouwbaar en transparant de gemeten fysieke effecten aggregereert, zoals voor natuureffecten in dit rapport is ontwikkeld.

Tot slot: MKBA's en besluitvorming

Met een verbeterde meting van natuureffecten neemt het nut toe van de MKBA als ondersteunend instrument voor de besluitvorming over projecten voor integrale gebiedsontwikkeling. Deze verbeterde meting kan mogelijk ook de wereld van de wetenschappelijke MKBA-experts en die van de via

stakeholderparticipatie in gebiedsontwikkelingsprojecten aanwezige ervaringskennis iets dichterbij elkaar brengen, doordat de natuurwaarde-indicator herkenbaarder lijkt voor ervaringsdeskundigen dan een waardering in euro's. Ook kan het gebruik van de natuurwaarde-indicator het verschil helpen overbruggen in het denken over gebiedsontwikkelingsprojecten op lokaal/regionaal niveau en het denken daarover op nationaal niveau; de natuurwaarde-indicator maakt immers een consistente meting mogelijk op verschillende schaalniveaus. Tot slot kan de MKBA zelf baat hebben bij de natuurwaarde-indicator. Zo kan een betere integratie van de MKBA in de consultatieprocessen met stakeholders de weg openen naar het beter benutten van 'contingent valuation'-waarderingstechnieken.

Voordat de gestandaardiseerde niet-gemonetariseerde natuurindicator in MKBA's breed wordt toegepast om natuureffecten in kaart te brengen, is het echter nodig de weegfactoren op hun robuustheid te evalueren. Een evaluatie van de methode op basis van toepassing in de praktijk moet inzicht geven in de bruikbaarheid van de methode in de praktijk.

Bijlage 1 Wat kenmerkt evaluatie van integrale gebiedsontwikkeling: een samenvatting

Bij integrale gebiedsontwikkeling (IGO) staan ruimtelijke ingrepen - veranderingen van grondgebruikfuncties - centraal. Het gaat daarbij niet steeds om dezelfde soort ingrepen, maar er is sprake van een brede waaier: de aanleg van bedrijven-terreinen, de realisatie van woningbouw, waterberging, recreatiegebieden, natuur etc. Tabel B1.1 toont de selectie van cases die zijn verzameld als een representatieve selectie van IGO praktijk cases (zie Van Rooy et al., 2006).

Kenmerkend aan gebiedsontwikkelingsprojecten zijn de vele 'meekoppelingen' vanuit verschillende beleidsgebieden: gebiedsontwikkelingsprojecten zijn veelal multi-purpose qua aard. Het hoofddoel kan zijn natuurontwikkeling, waterberging, bereikbaarheid, bedrijfslocaties of woningbouw, recreatie. De hoofddoelen kunnen bij andere projecten neven-doelen zijn. We zien ook dat sterke economische belangen, bijvoorbeeld woningbouw belangen, vaak de 'driver' voor een project zijn, in die zin dat ze domineren bij de voortgang en

realisatie. Andere belangen zijn eerder mee-gekoppeld. In dat licht is de term 'zachte waarden' beter te begrijpen.

Is de MKBA-systematiek bruikbaar voor evaluatie van IGO-projecten? De breedte van effecten is voor de MKBA geen probleem: de MKBA hanteert immers een breed welvaartsbegrip. De breedte stelt wel hoge eisen aan het meten van effecten (het kwantificeren en moneteriseren). Zo kan het bepalen van ruimtelijke meerwaarde van een project mogelijk problematisch zijn omdat ruimtelijke kwaliteit als overall effect op voorhand niet zo gemakkelijk te meten lijkt. Deelaspecten van ruimtelijke kwaliteit zijn waarschijnlijk makkelijker te meten. Het multi-purpose karakter bemoeilijkt de keuze van nul-alternatieven en projectalternatieven. Omdat de MKBA vraagt om het helder definiëren van de impactpopulatie, wiens welvaartseffecten worden meegenomen, kan het slecht, of enigszins schuivend gedefinieerd zijn van het gebied, de uitvoering van een MKBA bemoeilijken.

Overzicht ruimtelijke ingrepen Integrale gebiedsontwikkelingsprojecten

Tabel B1.1

Naam	Karakter van de (overwogen) grondgebruiksverandering
<i>Diesdonk</i>	Bedrijventerreinen versus natuur/recreatie. Plus waterberging
<i>Waterdunen</i>	Kustversterking biedt kans voor natuur+recreatie ontwikkeling
<i>Wieringerrandmeer</i>	Waterproblemen landbouw en natuur geven idee voor watergerelateerde recreatieimpuls
<i>Overdiepse polder</i>	<i>Ruimte voor hoogwater in de Maas in landbouwpolder</i>
<i>Op Buuren</i>	<i>Vervuild en vervallen industrieterrein aan de Vecht ontwikkeld tot chique woonlocatie</i>
<i>Veluwerandmeren</i>	<i>Verrommeling kust gekeerd via 36 samenhangende projecten</i>
<i>Ijsseldelta Zuid</i>	<i>Bij Kampen combineren dubbele N50, Hanzelijn, bypass voor de IJssel en woningbouw</i>
<i>Bergse Haven (NB)</i>	Verplaatsing bedrijf voor 2700 nieuwe woningen
<i>Gouwe Wiericke West (ZH)</i>	Van waterberging naar herinrichting van het door melkveehouderij gedomineerde gebied
<i>Klavertje Vier (Limburg)</i>	Vier glastuinbouw- en bedrijvenparkinitiatieven gaan samen als Greenport Venlo
<i>Meerstad (Gr)</i>	Een groot meer voor waterberging met woningbouw, recreatie en natuur combineren
<i>Groot Mijdrecht Noord (Utrecht)</i>	Natuurplannen en waterbergingsplannen sporen – aanvankelijk – niet

Bron: Van Rooy et al., 2006

Cases	Observaties
<i>Diesdonk</i>	- Op welk schaalniveau moet worden gedacht? Gemeente, stadsregio, Nederland?
<i>Waterdunen</i>	- Grote economisch krachtige projecten gekoppeld aan minder sterke belangen
<i>Wieringerrandmeer</i>	- Gebiedsontwikkeling als 'spel' tussen overheid en marktpartijen (met aanbestedingsregels op de achtergrond) en de legitimering naar bevolking.
<i>Overdiepe polder</i>	- Draagvlak bij burgers en mogelijke gevolgen van het al dan niet soepel verlopen planproces voor het 'externe effect' van de betrouwbare overheid. - In het kader van m.e.r. vindt ook al belangrijke evaluatie plaats, waar MKBA zich toe moet verhouden
<i>Op Buuren</i>	- Marges op woningbouw zijn zo hoog dat ook dure meekoppeling nog kan
<i>Veluwerandmeren</i>	- Aselect getrokken groep van burgers en bedrijven betrokken bij proces - Vele evaluatiemomenten in proces van planvorming.
<i>IJsseldelta Zuid</i>	- Bewonersinbreng leidt tot nieuwe strategie: de meerwaarde van participatieve processen. - Regio kan plannen niet betalen
<i>Bergse Haven (NB)</i>	- Lagere overheid draagt groot financieel risico. - Overheid stimuleert vertrek maak-industrie, sinds meer dan 100 jaar gevestigd in de stad. - Relatie overheid marktpartijen cruciaal bij ontwikkeling. - Marktpartijen willen zelf wel dure woningen ontwikkelen/verkopen.
<i>Gouwe Wiericke West (ZH)</i>	- Betrokken bewoners wijzigen plan volledig: opnieuw de meerwaarde van participatie
<i>Klavertje Vier (Limburg)</i>	- Lagere overheid vroegtijdig risicodragend actief. - Krachtige belangen geven grote opschalingsimpuls. - Te laag ruimtelijk schaalniveau van denken geeft sub-optimale keuzes, maar hoog ruimtelijk schaalniveau plan is vaag qua hectares/invulling.
<i>Meerstad (Gr)</i>	- Relatie overheid met marktpartijen precair. - Veel betrokkenheid van burgers en boeren georganiseerd. - m.e.r. evaluatie gepoold met andere afwegingsrelevante plannen. - Extra woningen helpen vooruitgang van het project.
<i>Groot Mijdrecht Noord (Utrecht)</i>	- Participatie bewoners via kerngroep - Betrouwbare overheid belangrijk extern effect. - Financiering plannen afhankelijk van hoger schaalniveau. - Al veel objectieve evaluatie gedurende het proces.

Bij de evaluatie van IGO-projecten zijn veelvuldig meerdere ruimtelijke schaalniveaus relevant. Vanuit een theoretisch perspectief kan men dan pleiten voor het hoogste relevante niveau waar men effecten ondervindt. Bij de toekenning van FES-financiering zou men dan kiezen voor een nationaal niveau omdat de Nederlandse belastingbetaler de kosten draagt en dus gevolgen ervaart. Een dergelijke werkwijze staat echter op gespannen voet met het gebiedsperspectief wat zo centraal staat bij de IGO-projecten. De afwegingen die het project hebben gevormd zijn immers sterk bepaald door de impactpopulatie binnen dat gebied of de ruimere regio waar de belangrijkste effecten neerslaan. Een verandering van ruimtelijk schaalniveau kan substantiële gevolgen hebben voor de kosten en baten van een project. Belangrijke baten op lokaal niveau vallen op een hoger schaalniveau vaak eenvoudig weg, terwijl er ook nationale baten kunnen zijn die niet in de regio neerslaan. Dit pleit ervoor om een MKBA uit te voeren op twee verschillende schaalniveaus: een regionaal niveau en een nationaal niveau. Een dergelijke werkwijze heeft twee belangrijke voordelen. Ten eerste, de herkenbaarheid van de kosten en baten van het project voor de stakeholders en een logische continuïteit in de evaluatieve inspanningen. Ten tweede, door het analyseren op twee schaalniveaus ontstaat concreet zicht de mogelijke verdeling van kosten en baten regionaal en nationaal. Zicht op die verdeling is cruciaal voor het bepalen van de omvang van een nationale bijdrage.

Een MKBA geeft alleen inzicht in de wenselijkheid van een project vanuit welvaartspectief en is in het algemeen geen geschikt instrument voor procesevaluatie. Stakeholders of beslissers spelen dan ook geen expliciete rol in de belangrijkste stappen van de MKBA. Een laatste punt is het vroegtijdig risicodragen van de (lagere) overheid eventueel

samen met marktpartijen. Analyse van dergelijke 'posities' spelen in de MKBA pas in tweede instantie enigszins een rol: bij een analyse van verdelingsaspecten. Het vroegtijdige commitment van een overheid vergroot wel de kans op 'politiek onwenselijke' uitkomsten van de MKBA, omdat die commitment is aangegaan zonder de (veelal deels) nieuwe feiten uit de MKBA te kennen. In de oude situatie van toelatingsplanning was deze situatie veel eenvoudiger.

Tabel B1.2 vat de belangrijkste observaties die van belang zijn bij de evaluatie van integrale gebiedsontwikkelingsprojecten samen.

Bijlage 2 Analyse van lastig inpasbare effecten in MKBA's voor integrale gebiedsontwikkeling: een samenvatting

Tabel B.2.1 presenteert de set van MKBA-cases van integrale gebiedsontwikkelingsprojecten (IGO) die door het PBL is geanalyseerd. Deze set is gekozen om zo representatief te zijn voor verschillende IGO-projecten, waarbij de belangrijkste groepen van moeilijk meetbare of monetariseerbare effecten

aan bod komen. De selectie van cases heeft plaatsgevonden door de klankbordgroep van deskundigen te raadplegen en deze nog met enkele cases aan te vullen met MKBA's van de 12 IGO projecten uit Bijlage 1. In Tabel B.2.1 wordt kort het

Overzicht van casestudies: MKBA's van IGO-projecten

Tabel B2.1

nr	IGO project of evaluatie studie	Uitvoerder	Jaar	Opmerking t.a.v. keuze	Lastig inpasbare effecten
1	Kosten-batenanalyse op hoofdlijnen voor de Planstudie Schiphol-Amsterdam-Almere - Eindrapport Aanvullende KBA berekeningen Planstudie Schiphol – Amsterdam – Almere.	Decisio BV i.s.m. Bureau Louter Decisio BV in samenwerking met 4Cast Second Opinion CPB	2006	Directe aanleiding minister Dekker om te vragen om 'OEI' voor gebieds-ontwikkeling	Lange lijst niet gemonetariseerde externe effecten In de aanvulling Externe effecten niet opnieuw behandeld
2	KKBA Verstedelijkingsalternatieven Randstad	ECORYS-NEI (Second Opinion CPB)	2004	Belangrijk IGO-achtig: MKBA's van veelheid verstedelijkingsprojecten	Effecten open ruimte, water en natuur gemonetariseerd
3	Maatschappelijke kosten en baten IBO Verstedelijking	ECORYS	2005		Effecten open ruimte en stedelijk groen gemonetariseerd
4	MKBA Zuidas KKBA Zuidas	CPB Eerdere KKBA	2006 2003	Naast 1 miljard aan financiële opbrengst, is er ½ miljard niet-financiële opbrengst. Deze laatste doen er dus wezenlijk toe.	Agglomeratie effecten en stedelijke kwaliteit gemonetariseerd Milieu-effecten en verkeersbaten niet geschat (geen gegevens verstrekt aan CPB)
5	MKBA Waterdunen	Decisio	2006	Veiligheid en Natuurontwikkeling i.c.m. recreatie als doelen	Mensenlevens (kustverdediging), woongenot en nieuwe natuur gemonetariseerd. Biodiversiteit PM-post
6	MKBA Veenweidegebied	Witteveen en Bos	2006	Landschap en cultuurhistorie	Landschapsverandering en verervingswaarde biodiversiteit monetair gewaardeerd
7	Kengetallen kostenbatenanalyses 'versnellingsprojecten' Integrale gebiedsontwikkeling	Ecorys en Witteveen en Bos		KKBA van 7 IGO-projecten	
7a	Optimalisatie KKBA IJ-oever	Ecorys Herbeoordeling CPB	2006	Typisch voorbeeld van Stedelijke gebiedsontwikkeling	Groene oevers monetair gewaardeerd
7b	Optimalisatie KKBA Hoeksche Waard	Ecorys Herbeoordeling CPB	2006	Bedrijventerrein met landschapsdoel	Landschappelijke inpassing monetair gewaardeerd
7c	Optimalisatie KKBA Klavertje Vier	Ecorys Herbeoordeling CPB	2006	Agglomeratie effecten	Landschap, schaal

Nr	IGO project of evaluatie studie	Eenheden eindsaldo MKBA	Welk deel van lastig inpasbare effecten uit de eindtabel wel/niet gemonetariseerd*
1	Kosten-batenanalyse op hoofdlijnen voor de Planstudie Schiphol-Amsterdam-Almere -	Euro + PM	14 EE: --/ -/0/+ /++ scores 1 IE - arbeidsmarkt: <i>Nb</i>
2	KKBA Verstedelijkingsalternatieven Randstad	Euro + PM	1 IE nabijheid recreatie en cultuurhistorie: <i>PM</i> 5 EE - openruimte, water&natuur, emissies, geluid en veiligheid: <i>monetair</i>
3	Maatschappelijke kosten en baten IBO Verstedelijking	Euro + PM	3 EE draagvlak en variëteit voorzieningen, synergie GSB, veiligheid: <i>PM (+/-)</i>
4	MKBA Zuidas	?	Verkeersbaten en milieueffecten:?
5	MKBA Waterdunen	Euro + PM	Kosten: Kosten elders en PPS (ontwikkelingsplanologie) als <i>+PM</i> en <i>-PM</i> Baten: biodiversiteit: <i>+PM</i> Baten: Mensenlevens, woongenot, nieuwe natuur: <i>monetair</i>
6	MKBA Veenweidegebied	Euro	Alle kosten en baten: <i>monetair</i>
7	Kengetallen kosten-batenanalyses 'versnellingsprojecten' Integrale gebiedsontwikkeling		
7a	Optimalisatie KKBA IJ-oever	Euro	Alle kosten en baten: <i>monetair</i>
7b	Optimalisatie KKBA Hoeksche Waard	Euro	Alle kosten en baten: <i>monetair</i>
7c	Optimalisatie KKBA Klavertje Vier	Euro	Alle kosten en baten: <i>monetair</i>

* EE = extern effect; IE = indirect effect

waarom van de keuze aangeduid en de voor ons doel meest opvallende lastig inpasbare effecten.

Tabel B2.2 laat resultaten zien van een analyse van de eindtabellen van de MKBA's. Hieruit blijkt dat in MKBA's verschillend wordt omgegaan met lastig inpasbare effecten. Waar in de ene studie effecten worden gemonetariseerd, worden ze in een andere studie als PM opgenomen, al dan niet aangegeven of het effect positief of negatief is. In één van de MKBA's zijn effecten op een ordinale schaal gescoord.

Bijlage 3 Achtergrond informatie bij de berekening van de NI^{SG}

In deze bijlage wordt geduid hoe de weegfactoren zijn afgeleid. De eerste stap is het bepalen van de genormaliseerde aantallen soorten en aantallen unieke soorten per afzonderlijk natuurdoeltype (Tabel B3.1). Het genormaliseerde aantal soorten is gelijk aan het aantal soorten per natuurtype gedeeld door het gemiddeld aantal soorten per natuurdoeltype. Om het genormaliseerde aantal unieke soorten te bepalen is een soort die in x ecosystemen voorkomt bij elk ecosysteem voor $1/x$ meegeteld. Vervolgens is het genormaliseerde aantal unieke soorten berekend door per natuurdoeltype het aantal unieke soorten te delen door het gemiddeld aantal unieke soorten per natuurdoeltype.

De weergegeven aantallen soorten en aantallen unieke soorten zijn genormaliseerd. Dit betekent dat het gemiddelde van de aantallen soorten per natuurdoeltype over alle natuurdoeltypen heen gelijk aan 1 is gesteld. Door deze normalisering verandert de onderlinge verhouding in de getallen niet.

Beide genormaliseerde aantallen zijn vervolgens gemiddeld per natuurdoeltype. Vervolgens zijn alleen voor combinaties van natuurdoeltypen uiteindelijke weegfactoren berekend (Tabel B3.2). Afzonderlijke weegfactoren per natuurdoeltypen worden niet betrouwbaar genoeg geacht. Bij berekening van weegfactoren voor combinaties van natuurdoeltypen, zijn waarden van afzonderlijke natuurdoeltypen alleen betrokken als deze niet te veel afwijken van de andere waarden binnen dezelfde combinatie. Wanneer waarden niet zijn meegeteld is het natuurdoeltype in Tabel B3.2 tussen haakjes geplaatst. De waarden die niet zijn gebruikt zijn weggelaten.

Ter controle zijn genormaliseerde aantallen soorten en unieke aantallen soorten per natuurdoeltype onderling vergeleken. In Figuur B3.1 (links) is zichtbaar dat beide onderling sterk correleren. Daarnaast wijkt de regressielijn nauwelijks af van de 1 op 1 lijn.

Daarnaast is gecontroleerd hoe de verkregen weegwaarde zou verschillen wanneer alleen gefocust wordt op soorten waarvoor het betreffende ecosysteem van groot belang is.

Figuur B3.1 (rechts) laat zien dat ook deze variatie in berekeningswijze weinig veranderd.

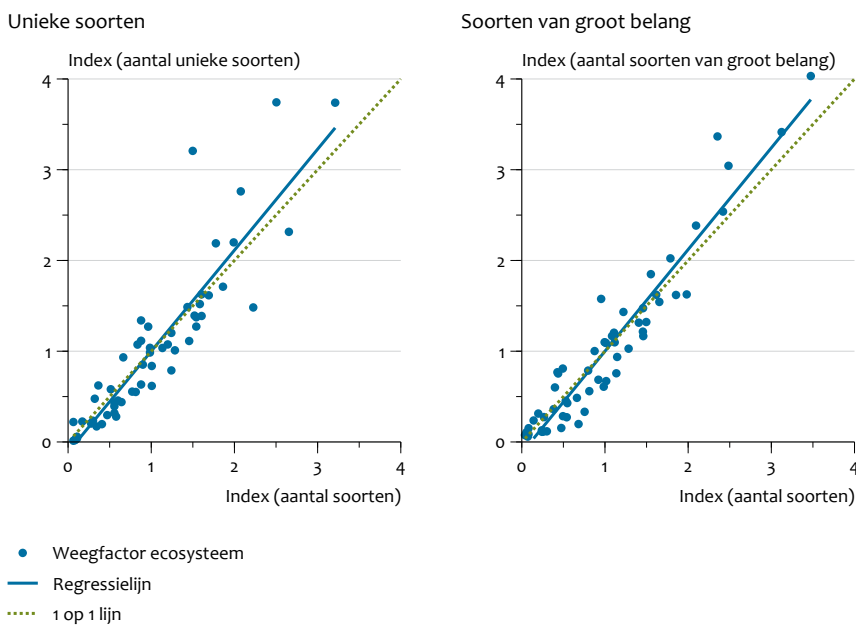
Naam natuurdoeltype	Nr	Aantal soorten	Aantal unieke soorten	Gemiddelde
<i>Bloemrijk grasland van het rivieren- en zeeleigebied</i>	3.39	3,21118	3,73815	3,47466
<i>Kalkgrasland</i>	3.36	2,50472	3,74253	3,12363
<i>Kwelder, slufte en groen strand</i>	3.40	2,07656	2,76137	2,41896
<i>Reservaatakker van basenrijke gronden</i>	3.50	1,49855	3,20733	2,35294
<i>Moeras</i>	3.24	1,99093	2,19915	2,09504
<i>Nat schraalgrasland</i>	3.29	1,77685	2,1886	1,98272
<i>Bloemrijk grasland van het zand- en veengebied</i>	3.38	2,22642	1,48214	1,85428
<i>Droog kalkrijk duingrasland</i>	3.35	1,86248	1,71098	1,78673
<i>Natte heide</i>	3.42	1,69122	1,61573	1,65347
<i>Natte duinvallei</i>	3.26	1,60559	1,62617	1,61588
<i>Nat, matig voedselrijk grasland</i>	3.32	1,58418	1,51951	1,55184
<i>Droog schraalgrasland van de hogere gronden</i>	3.33	1,60559	1,38836	1,49697
<i>Rivierduin en –strand</i>	3.49	1,43433	1,48651	1,46042
<i>Dotterbloemgrasland van beekdalen</i>	3.30	1,54136	1,37389	1,45763
<i>Bloemrijk grasland van het heuvelland</i>	3.37	1,51996	1,39216	1,45606
<i>Droge heide</i>	3.45	1,54136	1,27183	1,4066
<i>Droog kalkarm duingrasland</i>	3.34	1,45573	1,1127	1,28421
<i>Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van het heuvelland</i>	3.58	1,24165	1,20179	1,22172
<i>Zoom, mantel en droog struweel van het rivieren- en zeeleigebied</i>	3.53	1,28447	1,00961	1,14704
<i>Eiken-haagbeukenbos van het heuvelland</i>	3.68	1,19884	1,07442	1,13663
<i>Strand en stuivend duin</i>	3.48	0,96335	1,27023	1,11679
<i>Akker van basenarme gronden</i>	3.51	0,87772	1,33935	1,10853
<i>Eiken- en beukenbos van lemige zandgronden</i>	3.65	1,13462	1,03526	1,08494
<i>Zoom, mantel en droog struweel van de duinen</i>	3.54	1,24165	0,78825	1,01495
<i>Natte strooiselruigte</i>	3.25	0,98476	1,03705	1,01091
<i>Bos van bron en beek</i>	3.67	0,87772	1,11448	0,9961
<i>Binnendijks zilt grasland</i>	3.41	0,98476	0,98528	0,98502
<i>Bos van voedselrijke, vochtige gronden</i>	3.66	1,00617	0,83698	0,92157
<i>Bos van arme zandgronden</i>	3.64	0,89913	0,85211	0,87562
<i>Dotterbloemgrasland van veen en klei</i>	3.31	1,00617	0,61738	0,81178
<i>Eiken-haagbeukenbos van zandgronden</i>	3.69	0,87772	0,63287	0,75529
<i>Natte duinheide</i>	3.43	0,8135	0,55084	0,68217
<i>Eikenhakhout en –middenbos</i>	3.56	0,77068	0,55464	0,66266
<i>Droge duinheide</i>	3.46	0,64224	0,43911	0,54067
<i>Eiken-haagbeukenhakhout en -middenbos van zandgronden</i>	3.59	0,59942	0,45676	0,52809
<i>Wilgenstruweel</i>	3.55	0,5566	0,43361	0,49511
<i>Muur</i>	13	0,36393	0,62234	0,49314
<i>Agrarische akker</i>	5	0,5566	0,31814	0,43737
<i>Agrarisch grassland</i>	1	0,57801	0,27901	0,42851
<i>Moestuin</i>	7	0,17126	0,22519	0,19823
<i>Mesthoop en vuilnisbelt</i>	6	0,06422	0,21982	0,14202
<i>Naaldbos met uitheemse soorten</i>	10	0,10704	0,05642	0,08173
<i>Plat dak</i>	12	0,10704	0,05472	0,08088
<i>Laanbeplanting</i>	9	0,10704	0,03723	0,07214
<i>Hoogstamboomgaard</i>	8	0,08563	0,02624	0,05594
<i>Ruimte in gebouw</i>	14	0,08563	0,02032	0,05298
<i>Nestkast en nestplateau</i>	11	0,06422	0,01327	0,03875

Combinaties van natuurdoeltypen	Afzonderlijke typen	Weegfactor
<i>Kwelder</i>	Kwelder	2,4
<i>Droge schraalgraslanden</i>	Kalkgrasland, Droog schraalgrasland, Droog duin grasland	1,9
<i>Natte schraalgraslanden</i>	Nat schraalgrasland, Dotterbloemgraslanden	1,8
<i>Moeras</i>	Moeras, Natte strooiselruigte	1,6
<i>Voedselrijke natuurgraslanden en (soortrijke) reserveatakkers (incl. soortrijke weidevogels graslanden)</i>	Bloemrijke graslanden, (reservaat) Akkers, Binnendijks ziltgrasland	1,4
<i>Voedselarme venen en vochtige heide</i>	Natte heide, Natte duin heide, (Trilvenen), (Moerasheide)	1,2
<i>Vochtige bossen</i>	Bos van voedselrijk vochtige gronden, Bos van bron en beek, Haagbeukenbossen, Zomen van het rivierengebied, (Ooibos), (Laagveenbos), (Hoogveenbos)	1,1
<i>Strand en stuivend duin</i>	Strand en stuivend duin	1,1
<i>Droge heide</i>	Droge heide, Droge duinheide, (Zandverstuiving)	1
<i>Droge bossen</i>	Bossen van arme zandgronden, Eiken-Beuken bos van lemige zandgronden	1
<i>Hakhout</i>	Hakhout en middenbos, (Stinsebos)	0,7
<i>Agrarische akkers</i>	Agrarische akkers	0,4
<i>Agrarisch graslanden</i>	Agrarisch graslanden	0,4
<i>Stenig Terrein</i>	Stenig terrein, Daken, Ruimte in gebouwen, (Sterk verstoord terrein)	0,2
<i>Naaldbos met productie</i>	Naaldbos met uitheemse soorten	0,1

Weegfactoren voor vergelijking van ecosystemen (natuurtypen op basis van natuurdoeltype). Natuurtypen zoveel mogelijk op basis van de verwachte nieuwe aangescherpte natuurdoeltypologie (zie LNV, 2008).

Vergelijking weegfactoren bij verschillende soortselecties

Figuur B3.1



Aantal soorten = Als een soort in x ecosystemen voorkomt, telt die soort in ieder van die ecosystemen als 1 mee

Aantal unieke soorten = Als een soort in x ecosystemen voorkomt, telt die soort in ieder van die ecosystemen als 1/x mee

Aantal soorten van groot belang = Als een soort in x ecosystemen voorkomt, telt die soort alleen in die ecosystemen waar die soort van groot belang is als 1 mee

Een vergelijking van weegfactoren bij verschillende soortselecties: unieke soorten (links) en soorten van groot belang (rechts).

Bijlage 4 Natuurwaarden nader bekeken

Natuur heeft waarde voor mensen, want het voorziet in verschillende behoeftes. Zo recreëren en sporten mensen in natuurgebieden, draagt natuur bij aan een aantrekkelijke woonomgeving, herbergt natuur cultuurhistorische of archeologische waarden en is natuur van belang voor de landbouwproductie (processen die de bodemvruchtbaarheid bepalen, de rol van bijen in de fruitteelt).

Er is een afweging nodig voor welke behoeftes natuur wordt gebruikt omdat de verschillende functies van natuur met elkaar kunnen concurreren. Zo kan recreatie op gespannen voet staan met het voortbestaan van zeldzame soorten. Daarom moet er bij het gebruik van natuur worden afgewogen in welke mate aan de verschillende behoeften wordt voldaan. De offerbereidheid van mensen voor veel natuurbehoeften is lastig te bepalen. Marktprijzen weerspiegelen in beginsel de offerbereidheid van mensen om in hun behoeften te voorzien. Uit de offerbereidheid van mensen voor de verschillende functies van natuur kan worden afgeleid bij welke keuzes de maatschappelijke welvaart het grootst zal zijn. Wanneer de kwaliteit van natuur zodanig verslechtert dat het niet meer prettig is om in de natuur te recreëren (bijvoorbeeld zwemmen in vervuild oppervlaktewater), zullen mensen op zoek gaan naar alternatieven om in hun recreatiebehoefte te voorzien (bijvoorbeeld een zwembad). De offerbereidheid hiervoor komt tot uiting in de prijs die ze bereid zijn te betalen voor het bezoek aan commerciële recreatieparken (in dit voorbeeld het zwembad).

Voor verschillende natuurbehoeften bestaat echter geen markt. Hoewel mensen het erg vinden dat plant- en diersoorten uitsterven, wordt dat niet zichtbaar in prijsstijgingen. De offerbereidheid van mensen voor natuur is dan ook niet direct af te leiden uit een marktprijs. Mensen hechten echter wel belang aan natuur in Nederland en zijn ook bereid ervoor te betalen om deze in stand te houden en te verbeteren. De vraag is echter hoeveel.

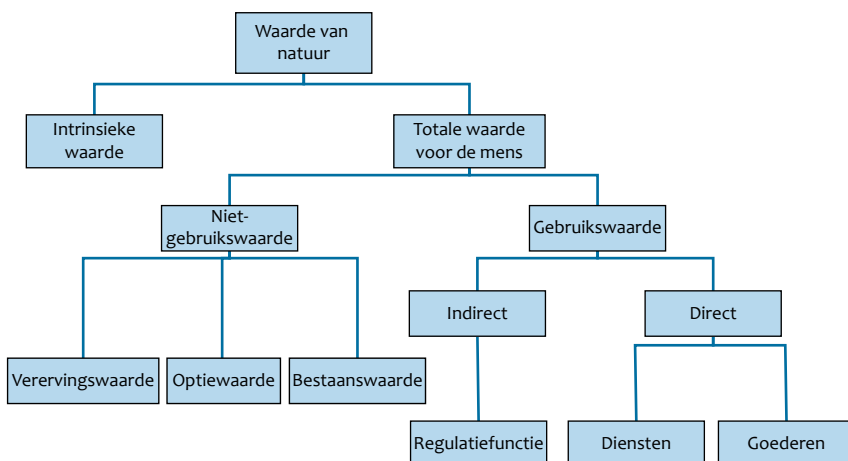
Het is lastig om te bepalen welke activiteiten het meest bijdragen aan de maatschappelijke welvaart bij afwegingen die moeten worden gemaakt tussen verschillende functies. De offerbereidheid is immers niet voor alle functies van natuur even goed bekend. Zo is op basis van de prijzen van de verkochte producten de waarde van landbouwactiviteiten beter

in beeld te brengen dan de waarde van natuur die zonder de aanwezigheid van de landbouw tot ontwikkeling zou komen. Zonder relevante marktprijzen is de waarde die natuur voor mensen heeft immers niet te schatten. Welke gebiedsbestemming de maatschappelijke welvaart het meest verhoogt, is op deze manier dus niet te bepalen.

Soms wordt de hoeveelheid geld die in of rond een natuurgebied wordt verdiend, als een indicatie gebruikt voor de waarde ervan. De in geld gemeten omzet geeft echter geen goed beeld van de waarde van het gebied. Zelfs als er géén geld wordt verdiend, kan een natuurgebied waarde hebben. Mensen vinden het bijvoorbeeld belangrijk dat daar zeldzame plant- of diersoorten voorkomen (Ruijgrok et al., 2004). Naast de waarde die *mensen* hechten aan de aanwezigheid van natuur, wordt ook wel de intrinsieke waarde van natuur onderscheiden. Dat is het welzijn van planten en dieren, onafhankelijk van het belang dat mensen hieraan hechten.

Figuur B4.1 geeft verschillende categorieën van waarden systematisch weer. De actuele gebruikswaarden van bijvoorbeeld een meer of moeras omvatten de geleverde goederen, door bijvoorbeeld visvangst, en diensten, zoals voor recreatie en wonen. Natuur levert ook indirecte diensten die voortkomen uit de zogenoemde regulatiefunctie, zoals het zuiverend vermogen van een moeras en de functie van kraamkamer voor vissen. Buiten de verschillende vormen van actuele gebruikswaarde, kan ook waarde worden gehecht aan het behoud van natuur voor mogelijk toekomstig gebruik. Onzekerheid over de toekomstige wensen en de mogelijkheden hierin te voorzien, creëert de behoefte om de opties open te houden. Deze optiewaarde neemt toe naarmate mensen sterker de behoefte hebben risico's te vermijden, bijvoorbeeld het risico dat een moeras wordt drooggelegd of vervuild. De verwachting dat in de toekomst meer en betere informatie over de gebruiksmogelijkheden van moeras beschikbaar komt, versterkt de behoefte aan beslissingen die ruimte laten voor die nieuwe informatie. Te zijner tijd kan deze informatie nog worden gebruikt, omdat (in dit voorbeeld) het moeras nog bestaat en niet voor een groot deel van zijn soortenrijkdom is ontdaan.

Mensen kunnen ook waarde hechten aan het *bestaan* van natuur, als gebruik ervan nu en in de toekomst is uitgeslo-



Uitsplitsing van de waarde van natuur (Bron: gebaseerd op Ruijgrok et al., 2004).

ten. Deze bestaanswaarde kan door diverse motieven zijn ingegeven, zoals de op altruïsme gebaseerde zorg voor het nageslacht of de liefde voor de natuur. Soms wordt in de literatuur de nalatenschapswaarde of verervingswaarde nog onderscheiden van de bestaanswaarde, dat wil zeggen de waarde die mensen hechten aan het nalaten van een bepaalde omvang en kwaliteit van de natuur (het moeras) aan nakomende generaties. Dit wordt ook wel omschreven als de waarde die mensen hechten aan het besef dat het natuurgebied nog bestaat (Dietz, 2000).

Bij overheidsinvesteringen in natuur bestaat in toenemende mate de behoefte om de maatschappelijke voor- en nadelen van deze investeringen in de vorm van kosten en baten in kaart te brengen en nuchter tegen elkaar af te wegen. Een geschikt evaluatieinstrument daarvoor is een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA). Maatschappelijke belangenafweging leidt tot de wens om alle effecten in geld uit te drukken, dus ook de effecten op natuur. De bedoeling is om de verschillende baten met elkaar en met de benodigde investeringskosten te kunnen vergelijken. Overtreffen de baten de kosten, dan levert de investering in principe een maatschappelijke welvaartsverbetering op. In het omgekeerde geval kan de investering beter achterwege blijven.

Zoals eerder aangegeven, is de offerbereidheid van de Nederlandse samenleving voor natuur niet zichtbaar in een marktprijs voor het gebruik van natuur of juist het ongebruikt laten ervan. In de loop van de jaren zijn wel verschillende methoden ontwikkeld om de offerbereidheid van de samenleving voor natuur te achterhalen. Zo is geprobeerd de waarde van natuur indirect af te leiden uit de waarde van goederen waarvoor wél een markt bestaat, zoals huizen. Ook wordt met enquêtes en interviews rechtstreeks aan mensen gevraagd hoeveel geld ze over hebben voor een specifieke verbetering van de natuur. Het is echter tijdrovend en kostbaar om deze methoden toe te passen. Het vereist bovendien grote zorgvuldigheid, omdat de waarde van natuur veelal locatie-specifiek is. Al met al is de monetaire waarde van natuur in de praktijk lastig te bepalen.

Literatuur

- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haverman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff (2001). Handboek Natuurdoeltypen - 2de geheel herziene editie Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen
- Bana e Costa, C.A. (2001). The use of multi-criteria decision analysis to support the search for less conflicting options in a multi-actor context: case study. *Journal of multi-criteria decision analysis*, 10:111-125.
- Bateman, I.J., B.H. Day, S. Georgiou en I. Lake (2006). The aggregation of environmental benefit values: welfare measures, distance decay and total WTP. *Ecological Economics*, 60, 450-460.
- Boardman, A.E., D. Greenberg, A. Vining, en D. Weimer (2001). *Cost-benefit analysis: concepts and practice*, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Bouyssou, D. (1990). Building criteria: a prerequisite for MCDA. In: CA Bana e Costa (Editor), *Readings in Multiple criteria Decision Aid*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 58-80.
- Blaeij, A. de en M. van der Heide (2008). Uitkomsten MKBA vaak overschat. *ESB* 93(4541) pp. 503-505. 22 augustus 2008.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen, J.Wiertz, J.R.M. Alkemade, H.F. van Dobben, L.W.G. Higler, B.J.H. Koolstra, W. Ligtoet, M. van der Peijl en S. Semmekrot (2000). *Natuurgraadmeters voor de behoudsoptiek*. RIVM rapport 408657005. RIVM Bilthoven.
- Brink, B.J.E. ten, A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtoet, R. Rosenboom en M.J.S.M. Reijnen (2002). Technisch ontwerp Natuurwaarde en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM rapport 408657007. Bilthoven.
- Brouwer, R. (2000). Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics*, 137-152.
- CBD decision VII/30 (2004).
- Decisio (2006). MKBA Waterdunen - Maatschappelijke Kosten-batenanalyse voor kustversterking en gebiedsontwikkeling in de Jong- en Oud-Breskenspolder. Amsterdam, Decisio BV.
- Decisio en 4Cast (2006). Aanvullende KBA berekeningen Planstudie Schiphol - Amsterdam - Almere. Amsterdam.
- Decisio en Bureau Louter (2005). Kosten-batenanalyse op hoofdlijnen voor de Planstudie Schiphol-A'dam-Almere - Eindrapport. Amsterdam, Decisio BV
- Dietz, F.J. (2000). Meststoffenverliezen en economische politiek. Coutinho, Bussum.
- EC (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- EC (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- EEA (2007). Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe Technical report No 11/2007, European Environment Agency, Copenhagen.
- Eijgenraam, C.J.J., C.C. Koopmans, P. J. G. Tang en A.C.P. Verster (2000). *Evaluatie van infrastructuurprojecten - Leidraad voor kosten-baten analyse*, Centraal Planbureau / Nederlands Economisch Instituut, Den Haag / Rotterdam.
- Fischhoff, B. (1991). Value elicitation: is there anything in there? *American Psychology*, 835-847.
- French, S., Bedford, T. en E. Atherton (2005). Supporting ALARP decision making by cost benefit analysis and multiattribute utility theory, *Journal of Risk Research* 8 (3), 207-223 (April 2005).
- Grontmij (2005). *Planstudie/MER Schiphol - Amsterdam - Almere*.
- Hanley, N., F. Schlapfer en J. Spurgeon (2003). Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values. *Journal of Environmental Management*, 68, 297-203.
- Hoevenagel, R. (1994). *The contingent valuation method: scope and validity*, Vrije Universiteit - PhD thesis, Amsterdam.
- Hollander, A.E.M. de (2004). *Assessing and evaluating the health impact of environmental exposures 'Deaths, DALYs or Dollars?'* Universiteit Utrecht.
- Keeney, R.L. (1992). *Value-focussed thinking - A path to creative decisionmaking*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- LNV (2008). *Groot project Ecologische Hoofdstructuur. Eerste voortgangsrapportage*. Ministerie van LNV.
- Oranjewoud (2006). *MER Waterdunen, Kustversterking en gebiedsontwikkeling in de Jong- en Oud-Breskenspolder*. December 2006. Versie 04. Definitief.
- Rooy, P. van, A. van Luin en E. Dil (2006). *Nederland Boven Water - praktijkboek gebiedsontwikkeling*. Gouda. Habiforum in samenwerking met Nirov en VROM.
- Ruijgrok, E.C.M., Brouwer, R. en Verbruggen, H. (2004). *Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses. Aanvulling op de Leidraad OEI*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Sijsma, F.J. (2006). *Project evaluation, sustainability and accountability - Combining cost-benefit analysis (CBA) and multi-criteria analysis (MCA)*. PhD Thesis. REG-publication 27, Stichting REG. Groningen.
- Stiglitz, J.E. (1994). Discount rates: the rate of discount for benefit-cost analysis and the theory of the second best. In: R Layard and S Glaister (Editors), *Cost-Benefit Analysis*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 116-159.
- Stolwijk, H. (2004). *Kunnen natuur- en landschapswaarden zinvol in euro's worden uitgedrukt?* CPB memorandum. Nr. 5/2004/04; 20 juli 2004.
- Sugden, R. (2005). *Integrating Cost-Benefit Analysis and Multi-Criteria AMCA* Analysis of flood and coastal risk management projects. Joint Defra/EA Flood and Coastal Erosion Risk Management R&D programme.
- Voogd, H. (2004). *Formal evaluation in environmental and infrastructure planning*. In: G. Linden en H. Voogd (editors), *Environmental and infrastructure planning*. Geo Press, Groningen, pp. 203-230.
- Yoon, K.P. en C.L. Hwang (1995). *Multiple attribute decision making*, Sage Publications, Thousand Oaks London New Delhi.
- Wiertz, J. (2005). *Kerngraadmeters voor natuur en landschap in Nederland; een tussenbalans*. MNP Rapport 500002006 / 2005. MNP, Bilthoven.
- Witteveen en Bos, in samenwerking met Ecorys (2006). *MKBA Functie volgt peil Westelijk Veenweidegebied*. Eindversie. 31 maart 2006. Rotterdam.

Colofon

Eindverantwoordelijkheid

Planbureau voor de Leefomgeving

Met dank aan

H. Dijkman (Ministerie van Financiën), J. van Dinteren (Royal Haskoning), C. Koopmans (Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid), H. Priemus (TU Delft), P. Rietveld (VU), P. Vermeer (Ministerie van Verkeer en Waterstaat), J. Visser (Kennisinstituut voor Mobiliteitsbeleid), J.W. de Vries (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit)

Redactie figuren

M. Abels

Vormgeving en opmaak

Uitgeverij RIVM

Contact

F.J. Dietz

Frank.Dietz@pbl.nl

Natuurpunten in MKBA's maken een transparante afweging mogelijk

Voor het besluit over de toekenning van overheidssubsidie aan integrale gebiedsontwikkelingsprojecten wordt standaard gebruik gemaakt van kosten-batenanalyses. Analyse van een aantal van deze kosten-batenanalyses leert dat de natuureffecten op uiteenlopende wijzen in projecten worden meegenomen. Dit bevordert de onderlinge vergelijkbaarheid van de projecten niet. Bovendien geeft de informatie in de huidige kosten-batenanalyses vaak een onvoldoende betrouwbaar beeld van de omvang van natuureffecten. Deze studie verkent hoe natuureffecten in kosten-batenanalyses hanteerbaar gemaakt kunnen worden door de informatie uit de MER over de natuureffecten te aggregeren tot de winst of verlies aan natuurpunten. Deze natuurpunten zijn op een gestandaardiseerde manier te meten, waardoor de natuureffecten van verschillende projecten ook met elkaar vergelijkbaar zijn. De belangrijkste winst van deze methode is dat de mate van natuurverlies of – verbetering vergelijkbaar is met de baten en kosten van het project die wel in euro's zijn uit te drukken. De weergave van de projecteffecten op de natuur in natuurpunten biedt echter geen inzicht in de maatschappelijke waardering van natuur. De afweging tussen de effecten die in euro's en de natuureffecten die in natuurpunten zijn uitgedrukt, blijft een politieke.